

THÈSE

Pour obtenir le grade de
Docteur

Délivré par l'**UNIVERSITE MONTPELLIER 2**

Préparée au sein de l'école doctorale Systèmes Intégrés
en Biologie, Agronomie, Géosciences, Hydrosiences,
Environnement (SIBAGHE)
Et de l'unité de recherche HydroSciences Montpellier

Spécialité : **Eaux Continentales & Sociétés**

Présentée par **Lila Collet**

**Capacité à satisfaire la demande en eau
sous contraintes climatique et anthropique
sur un bassin méditerranéen**

Soutenue le 19 novembre 2013 devant le jury composé de

| | |
|---|--------------|
| Dr. Denis RUELLAND, CNRS, UMR HydroSciences Montpellier | Co-directeur |
| Dr. Eric SERVAT, IRD, UMR HydroSciences Montpellier | Co-directeur |
| Dr. Gilles BELAUD, SupAgro, UMR G-EAU, Montpellier | Président |
| Dr. Anne HONEGGER, CNRS, UMR Env., Ville & Soc., Lyon | Rapporteur |
| Pr. André MERMOUD, EPFL, Lausanne | Rapporteur |
| Pr. Pierre RIBSTEIN, Université Paris VI, UMR SISYPHE | Examineur |
| Dr. Eric Sauquet, IRSTEA, Lyon | Examineur |

“Les vieux, ceux qui ont vu le monde,
autour d’eux, manquer de périr faute d’eau,
ont transmis à leurs enfants le respect et l’amour de ce pur élément.”
BARJAVEL, *Ravage* (1942)

Résumé

CAPACITÉ À SATISFAIRE LA DEMANDE EN EAU SOUS CONTRAINTES CLIMATIQUE ET ANTHROPIQUE UN BASSIN MÉDITERRANÉEN

L'évaluation de la capacité à satisfaire la demande en eau est cruciale pour répondre aux attentes des gestionnaires, notamment en Méditerranée, une région vulnérable en termes de ressources en eau disponibles et où la demande en eau n'a cessé de croître. Le bassin de l'Hérault (2500 km², France) est un exemple typique de ces changements puisque les écoulements ont significativement diminué depuis les années 1960. Dans ce contexte, les dynamiques d'évolution de la ressource et de la demande en eau ont été analysées dans le passé. Une chaîne de modélisation intégrative a ensuite été mise en œuvre sur les 50 dernières années en associant un modèle hydrologique, un modèle de gestion de barrage et l'évaluation de la demande domestique et agricole à travers une reconstitution historique des données d'usages de l'eau. Cette chaîne a permis d'estimer l'évolution de la fréquence d'années où la demande n'a pas été pleinement satisfaite dans les différentes portions du bassin. Entre 1961 et 2010, la fréquence d'insatisfaction s'est améliorée dans les portions amont en lien avec la déprise agricole et une amélioration des systèmes d'irrigation. Dans la portion aval où les pressions d'usage sont les plus importantes, la diminution des écoulements et la croissance de la demande en eau ont entraîné une baisse de la capacité à satisfaire la demande. L'utilisation de la chaîne de modélisation à l'horizon 2050 a montré que les impacts des évolutions climatiques et des usages seraient équivalents, mais affecteraient des portions de bassin distinctes. De plus, si les projections concernant l'augmentation de la température annuelle moyenne (+1,2°C) se confirmaient, les scénarios de mitigation des usages ne seraient pas en mesure d'améliorer la capacité de satisfaction de la demande en eau.

Mots-clefs modélisation intégrative; variabilité climatique; satisfaction de la demande en eau; ressource en eau; demande en eau; scénarios prospectifs complexes; Méditerranée.

Abstract

WATER SUPPLY CAPACITY UNDER CLIMATIC AND ANTHROPOGENIC CONSTRAINTS IN A MEDITERRANEAN CATCHMENT

Assessing water supply capacity is crucial to meet managers' needs, especially in the Mediterranean, one of the most vulnerable regions considering available water resources and where water demand has been increasing. The Hérault River catchment (2,500 km², France) is a typical example of these issues as runoff significantly decreased since 1960. In this context, dynamics of water resource and demand evolution were analyzed over the past period. Then an integrated framework was developed over the last 50 years, combining a hydrological and a dam management model, water demand estimation for the domestic and agricultural sectors through a historical reconstitution of water uses. This framework allowed to assess the frequency evolution of years when water demand could not be fully supplied at the portion scale. From 1961 to 2010, the unsatisfactory year frequency decreased in upstream portions due to farmland abandonment and renovation of irrigation networks. In the downstream portion where human pressures are the highest, the decrease in runoff and increase in water demand led to a fall of water supply capacity. Runs of the modelling framework at the 2050 horizon showed that the impacts of climate variability and water uses could be equivalent, but should affect different portions. Moreover, if mean annual temperature projections (+1.2°C) are confirmed, water demand mitigation scenarios would not be able to improve water supply capacity.

Key words integrative modelling; climatic variability; water supply capacity; water resource; water demand; complex prospective scenarios; the Mediterranean.

Remerciements

Lorsqu'on arrive au moment d'écrire les lignes qui vont suivre, cela signifie que, finalement, le travail touche à sa fin. Cette thèse n'aurait sûrement pas abouti sans l'aide de nombreuses personnes. Aussi, je vais tenter à travers ces quelques lignes de trouver les mots justes pour remercier tous ceux qui m'ont soutenue durant ces trois dernières années.

Je n'aurais jamais fait ce travail sans le soutien de Denis Ruelland et Eric Servat qui m'ont accordé leur confiance pour porter ce projet. [Denis](#), ta disponibilité, ta réactivité et ton exigence font de toi un réel "coach" et m'ont guidée dans les grandes lignes de ce travail. Je te remercie de m'avoir accompagnée dans le monde de la recherche, nouveau pour moi, et de m'avoir aidée tout au long des différentes étapes qui jalonnent le parcours du ~~combattant~~ doctorant. [Eric](#), je vous remercie de m'avoir permis de développer et de faire connaître mon travail, ainsi que des échanges enrichissants que nous avons pu avoir.

Le co-encadrement de Valérie Borrell-Estupina et Alain Dezetter a participé au bon déroulement de cette thèse. [Valérie](#), la touche féminine de cet encadrement ! Merci pour ta bonne humeur et ton énergie qui m'ont aidée à avancer, mais aussi pour les connaissances que tu as su me faire partager sur cette région et le précieux soutien dont tu as fait preuve jusqu'à la fin. [Alain](#), ton arrivée dans l'encadrement de ma thèse m'a permis de prendre du recul par rapport à ce travail, ce dans le calme et la bonne humeur, et je t'en remercie sincèrement.

Les membres des différents comités de thèse ont aussi apporté leur pierre à l'édifice en nous conseillant sur certaines directions de recherche. Je remercie ici [Gilles Belaud](#) qui m'a suivie tout au long de ces trois années, ainsi qu'[Yvan Caballero](#), [Olivier Barreteau](#), [Roger Moussa](#), [Michel Pieyre](#) et [Irina Valarié](#). Je tiens aussi à remercier les membres du jury qui ont non seulement accepté de relire mon travail, mais avec qui j'ai aussi eu des retours constructifs et une discussion intéressante à l'occasion de ma soutenance. Merci donc encore une fois à [Gilles Belaud](#) qui a accepté de présider ce jury, ainsi qu'à [Anne Honegger](#) et [André Mermoud](#), les rapporteurs de ce manuscrit, et à [Pierre Ribstein](#) et [Eric Sauquet](#), en tant qu'examinateurs.

Je remercie chaleureusement les membres du Syndicat Mixte du Bassin du Fleuve Hérault grâce à qui les heures passées devant mon ordinateur ont pris tout leur sens. En particulier, les connaissances de [Christophe Vivier](#) m'ont permis de comprendre les enjeux de la gestion de l'eau sur ce vaste territoire qu'est le bassin de l'Hérault. Je te remercie de m'avoir accordé ce temps précieux au cours des diverses réunions, coups de téléphone et autres mails. Un grand merci à [Antony Meunier](#) qui m'a fait découvrir ce bassin et m'a fait rencontrer bon nombre d'acteurs au cours des quelques journées de terrain que j'ai réussies à organiser.

J'ai aussi reçu l'aide de plusieurs personnes du Conseil Général de l'Hérault. Pour leur disponibilité, leur réactivité et leur accueil au sein de leur service, je remercie [Flore Imbert](#),

Cécile Retaillau et Julie Bremont, ainsi que Pierre Vignaud, Caroline Muller et Jean-Claude Ferrand.

Pour les connaissances et les données qu'ils m'ont permis d'acquérir, je remercie Alain Canals (technicien de rivière du Gard), Evelyne Kurutcharry et M. Descouens (BRL), Raphaëlle Meignen (Syndicat Mixte du Salagou), Marc Coustol (Syndicat du Bas Languedoc), Céline Hugodot (ASA du Canal de Gignac), Magali Rigal (ASA de Bosc-Lacoste), Julien Renzoni (Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse), Eric Martin (Météo France), Luc Neppel et Claire Rodier (HSM) ainsi que Serge Rambal (CEFE).

Au sein d'HydroSciences Montpellier, je remercie tous ceux qui ont contribué au bon déroulement de mon travail et de la vie au laboratoire. Je pense en particulier à Pierre Marchand et feu Eric Gayrard, avec qui je suis allée pour la première fois sur le terrain d'étude. Aussi, merci à Sandra Ardoin-Bardin, Julie Carreau, Nanée Chahinian et Yves Trambly pour leurs précieux conseils lors de la préparation de la soutenance. Enfin un immense merci à Roger Saraiva, Kristine Gujda, Catherine Marchand, Nadine Peres et Bérengère Baldit dont la bonne humeur quotidienne aide à mener de front les impératifs administratifs qui régissent cette UMR.

Au tour maintenant de mes proches qui ont été à mes côtés tout au long de ce périple. Bien sûr, je remercie Cécile, ma co-bureau pendant près de quatre ans, avec qui j'ai partagé de nombreux moments (intenses) durant ce doctorat. Rares sont les amis qui m'ont soutenue comme Marianne ; je te remercie pour ton écoute, tes conseils et les bons moments équestres que nous avons passés ensemble. Aussi, un grand merci à Camille qui est tout simplement quelqu'un qui compte beaucoup pour moi. Heureusement, Julie et Benjamin sont là pour reprendre le flambeau sur ce bassin ; je suis heureuse de vous le passer et je vous remercie de votre soutien pendant cette dernière année. A Za, aux HH, et aux autres doctorants d'HSM : merci pour votre bonne humeur et les moments de détente passés dans les couloirs ou loin du laboratoire. Merci enfin à mes parents et ma famille qui ont su m'apporter du confort et du réconfort lorsque j'en avais besoin.

Table des matières

| | |
|---|-----|
| RÉSUMÉ | i |
| ABSTRACT | iii |
| REMERCIEMENTS | v |
| INTRODUCTION GÉNÉRALE | 1 |
| 1 L'eau dans le monde : disponibilité, usages et changements globaux | 2 |
| 2 Programmes pour la gestion des ressources environnementales et l'adaptation au changement climatique | 3 |
| 3 Enjeux méthodologiques | 5 |
| 4 Objectifs principaux | 6 |
| 5 Organisation du manuscrit | 7 |
| CHAPITRE 1 — L'EAU EN MÉDITERRANÉE : UN DÉFI DE SOCIÉTÉ ET DES ENJEUX MÉTHODOLOGIQUES | 9 |
| 1 Introduction | 10 |
| 2 Le partage de la ressource en eau en Méditerranée | 12 |
| 2.1 Etat actuel et futur de la ressource en eau | 12 |
| 2.1.1 Disponibilité de la ressource en eau dans l'espace méditerranéen | 12 |
| 2.1.2 Les différentes ressources mobilisées | 13 |
| 2.1.3 Evolution future de la ressource disponible | 14 |
| 2.2 Etat actuel et futur de la demande en eau | 15 |
| 2.2.1 Secteurs de demande en eau | 15 |
| 2.2.2 Répartition de la demande en eau dans l'espace méditerranéen | 16 |
| 2.2.3 Evolution future de la demande en eau | 17 |
| 2.3 Capacité à satisfaire la demande en eau | 18 |
| 2.3.1 Bilan du stress hydrique | 18 |
| 2.3.2 Evolution future du stress hydrique | 19 |
| 2.3.3 Partage de la ressource en eau | 20 |
| 3 Méthodes et outils pour évaluer la capacité de satisfaction de la demande . . . | 22 |
| 3.1 Evaluation de la ressource en eau | 22 |
| 3.1.1 Modèles hydrologiques existants | 22 |
| 3.1.2 Difficultés de mise en oeuvre | 23 |

| | | |
|--|--|--------|
| 3.2 | Evaluation de la demande en eau | 23 |
| 3.2.1 | Méthodes existantes | 23 |
| 3.2.2 | Difficultés de mise en oeuvre | 25 |
| 3.3 | Estimation de la capacité de satisfaction de la demande | 25 |
| 3.3.1 | Modélisations intégratives développées | 25 |
| 3.3.2 | Indicateurs de capacité de satisfaction de la demande en eau . | 26 |
| 4 | Conclusion | 28 |
| CHAPITRE 2 — LE BASSIN VERSANT DE L’HÉRAULT | | 29 |
| 1 | Introduction | 30 |
| 2 | Présentation du site d’étude et de la base de données | 32 |
| 2.1 | Contexte géographique | 32 |
| 2.2 | Conditions hydro-climatiques | 32 |
| 2.3 | Acteurs de l’eau | 33 |
| 2.4 | Pressions anthropiques sur la ressource en eau | 35 |
| 2.5 | Données disponibles | 39 |
| 3 | Comprendre les raisons de la diminution des écoulements | 40 |
| 3.1 | Tendances hydrologiques observées | 40 |
| 3.2 | Découpage du bassin versant | 42 |
| 3.3 | Calcul d’un bilan hydrologique | 45 |
| 4 | Impact de la variabilité climatique et anthropique sur les écoulements | 48 |
| 4.1 | Bilan hydrologique à l’échelle du bassin | 48 |
| 4.2 | Variabilité saisonnière à l’échelle du bassin | 49 |
| 4.3 | Bilan hydrologique à l’échelle des portions de bassin | 50 |
| 5 | Discussion et conclusion | 53 |
| CHAPITRE 3 — MODÉLISATION INTÉGRATIVE DE LA CAPACITÉ À SATISFAIRE LA DEMANDE EN EAU | | 57 |
| 1 | Introduction | 58 |
| 2 | Présentation de la chaîne de modélisation | 60 |
| 2.1 | Evaluation de la capacité de satisfaction | 60 |
| 2.1.1 | Présentation générale | 60 |
| 2.1.2 | Définition du taux de satisfaction | 60 |
| 2.1.3 | Analyse du taux de satisfaction | 61 |
| 2.1.4 | Bases de données | 62 |
| 2.2 | Modélisation des écoulements | 66 |
| 2.2.1 | Modèle hydrologique | 66 |
| 2.2.2 | Modèle barrage | 67 |
| 2.2.3 | Critères de calage | 72 |
| 2.3 | Evaluation de la demande en eau | 74 |
| 2.3.1 | Demande domestique | 74 |
| 2.3.2 | Demande agricole | 75 |
| 3 | Résultats | 80 |
| 3.1 | Simulation des écoulements | 80 |
| 3.1.1 | Efficience du modèle hydrologique en mode global | 80 |
| 3.1.2 | Efficience du modèle hydrologique en mode semi-distribué sans modèle barrage | 82 |

| | | |
|---|--|-----|
| 3.1.3 | Efficienc e du modèle hydrologique en mode semi-distribué avec modèle barrage | 86 |
| 3.2 | Evolution de la demande en eau | 88 |
| 3.2.1 | Demande domestique | 88 |
| 3.2.2 | Demande agricole | 89 |
| 3.3 | Capacité à satisfaire la demande | 89 |
| 3.3.1 | Evolution inter-annuelle et fréquence de satisfaction | 89 |
| 3.3.2 | Evolution saisonnière | 89 |
| 4 | Discussion | 92 |
| 4.1 | Impact de la variabilité climatique sur la ressource en eau et la demande agricole | 92 |
| 4.2 | Impact des changements anthropiques sur les demandes domestiques et agricoles | 92 |
| 4.3 | Impact des changements climatiques et anthropiques sur la capacité de satisfaction | 94 |
| 4.4 | Limites de l'étude | 95 |
| 5 | Conclusion | 97 |
| CHAPITRE 4 — ÉVOLUTION DE LA CAPACITÉ À SATISFAIRE LA DEMANDE EN EAU À L'HORIZON 2050 | | 99 |
| 1 | Introduction | 100 |
| 2 | Projections hydro-climatiques | 102 |
| 2.1 | Scénarios climatiques | 102 |
| 2.2 | Impact sur les tendances hydrologiques | 105 |
| 2.3 | Choix du scénario climatique futur | 108 |
| 3 | Présentation des scénarios tendanciels et de mitigation | 111 |
| 3.1 | Gestion du barrage | 111 |
| 3.2 | Demande environnementale | 112 |
| 3.3 | Demande domestique | 113 |
| 3.4 | Demande agricole | 114 |
| 4 | Impacts des scénarios tendanciel et de mitigation sur la capacité de satisfaction | 116 |
| 4.1 | Influence de l'évolution d'ETP seule | 116 |
| 4.2 | Influence des scénarios tendanciels d'usages de l'eau seuls | 119 |
| 4.3 | Effets combinés de l'ETP et des scénarios tendanciels d'usages | 122 |
| 4.4 | Influence des scénarios de mitigation | 123 |
| 5 | Discussion | 125 |
| 5.1 | Impacts dissociés des scénarios d'évolution du climat et des usages . . . | 125 |
| 5.2 | Les stratégies d'adaptation au changement climatique sont-elles suffisantes ? | 126 |
| 5.3 | Mobilisation de nouvelles ressources en eau | 127 |
| 5.4 | Limites de l'étude | 128 |
| 6 | Conclusion et perspectives | 130 |
| CHAPITRE 5 — DISCUSSION GÉNÉRALE | | 133 |
| 1 | Introduction | 134 |
| 2 | Chaîne méthodologique développée | 135 |
| 2.1 | Apports méthodologiques | 135 |

| | | |
|--|---|-----|
| 2.2 | Limites méthodologiques | 137 |
| 3 | Construction de scénarios prospectifs | 140 |
| 3.1 | Scénarios hydro-climatiques futurs | 140 |
| 3.2 | Projection de la demande à l'horizon 2050 | 140 |
| 3.3 | Développement de scénarios d'adaptation au changement climatique . . | 144 |
| 4 | De la recherche vers la décision | 146 |
| 4.1 | Utilisation des chaînes intégratives pour la gestion de l'eau | 146 |
| 4.2 | Prise en compte de l'environnement socio-économique | 146 |
| 4.3 | Implication du public dans la gestion de l'eau | 147 |
| CONCLUSION GÉNÉRALE | | 151 |
| 1 | Rappel du contexte | 152 |
| 2 | Synthèse des travaux effectués | 153 |
| 3 | Limites de l'étude | 155 |
| 4 | Perspectives | 157 |
| BIBLIOGRAPHIE | | 159 |
| TABLE DES FIGURES | | 175 |
| LISTE DES TABLEAUX | | 181 |
| LISTE DES ABRÉVIATIONS | | 183 |
| ANNEXE A — Détail du calcul de l'ET0 Penman-Monteith de la FAO | | 185 |
| ANNEXE B — Fonctionnement du modèle hydrologique GR4J | | 189 |
| ANNEXE C — Analyse de sensibilité du modèle hydrologique | | 191 |
| ANNEXE D — Analyse de sensibilité du modèle barrage | | 197 |
| ANNEXE E — Analyse de sensibilité du modèle de demande agricole | | 201 |
| ANNEXE F — Poster présenté au congrès international <i>European Geoscience Union</i> . . . | | 207 |
| ANNEXE G — Article sous presse dans <i>Hydrological Sciences Journal</i> | | 211 |
| ANNEXE H — Article publié dans <i>Science of the Total Environment</i> | | 241 |

Introduction générale

1 L'eau dans le monde : disponibilité, usages et changements globaux

L'eau est une ressource largement présente sur la planète puisqu'elle couvre actuellement près de 70 % de la surface du globe. Moins de 3 % sont cependant accessible sous forme d'eau douce nécessaire au développement et au maintien de la vie sur les continents. Le flux des écoulements annuels qui transitent des continents jusqu'aux océans est de 45 000 km³/an (Oki & Kanae, 2006). En regard des 3 800 km³/an d'eau prélevée sur l'ensemble du globe pour une utilisation anthropique, cette ressource semble suffisante pour satisfaire la demande¹ relative aux activités humaines. L'utilisation prédominante de l'eau est agricole afin d'assurer les besoins alimentaires (soit 66 %, pour l'agriculture pluviale et irriguée). Viennent ensuite l'utilisation industrielle de l'eau (20 %), puis le secteur domestique (10 %) pour assurer les besoins vitaux, et contribuer à l'amélioration du confort de vie.

Cependant, la ressource en eau douce n'est pas répartie uniformément sur le globe, de même que la demande en eau. Ainsi dans les régions arides du monde, 22 % de la population mondiale ne dispose que de 2 % du débit total des rivières (de Marsily, 2009). Or les conclusions du quatrième rapport du Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution de Climat (GIEC) confirment que depuis 1975, la température augmente de plus en plus rapidement à l'échelle globale (IPCC, 2007). La question du changement climatique est activement étudiée car celui-ci modifie, entre autres, la disponibilité de la ressource en eau (e.g. Arnell, 2004; Alcamo *et al.*, 2007). Dans le contexte de changement climatique et de croissance démographique, la question de la capacité de cette ressource à satisfaire la demande en eau est alors primordiale (Vörösmarty *et al.*, 2000). Les difficultés de gestion pour satisfaire les besoins en eau et les tensions sociales qui en découlent s'accroissent, particulièrement dans la région méditerranéenne qui concentre 60 % de la population mondiale pauvre en eau (Margat, 2004).

1. Dans ce travail, la notion de **demande en eau** est considérée comme étant le volume d'eau souhaité par un secteur d'usagers. Elle diffère de celle de **besoin en eau**, qui est la quantité optimale d'eau nécessaire pour la survie d'une espèce animale ou végétale ou le fonctionnement d'une industrie. Le besoin en eau peut être supérieur à la demande si la ressource disponible n'est pas suffisante pour y répondre. Il peut aussi être inférieur à la demande si l'utilisation de la ressource ne correspond pas seulement à la satisfaction de nécessités vitales, mais aussi à d'autres attentes comme l'amélioration du confort de vie.

2 Programmes pour la gestion des ressources environnementales et l'adaptation au changement climatique

Sur la scène internationale, des programmes ont été développés au cours des dernières décennies afin d'encadrer la gestion des ressources environnementales ainsi que les actions à mener face au changement climatique (FIG 1). Historiquement, les Nations Unies se sont réunies autour des questions environnementales dès les années 1970. Le **Programme des Nations Unies pour l'Environnement** (PNUE) a ainsi été créé en 1972 au cours de la conférence de Stockholm et représente la plus haute autorité environnementale au sein des Nations Unies. Ses objectifs sont, entre autres, d'évaluer les conditions et tendances environnementales mondiales, régionales et nationales et de renforcer les institutions pour une gestion appropriée de l'environnement. Pour mener ce programme, six actions ont été définies, dont une concernant le changement climatique et une autre au sujet de la gouvernance environnementale. Toujours dans le cadre des Nations Unies, le **Plan d'Action pour la Méditerranée** (PAM) a été adopté en 1975 par 16 pays méditerranéens (aujourd'hui 22 pays) et la Communauté Européenne. L'un de ses objectifs est d'aider les gouvernements dans la planification et la gestion durable de l'environnement ainsi que dans l'allocation des ressources naturelles. Ce plan doit contribuer à l'amélioration de la qualité de vie des méditerranéens. La **Convention de Barcelone** a alors été adoptée en 1976 par les pays méditerranéens concernés, et définit sept protocoles relatifs à la conservation de l'environnement méditerranéen. Au sein de l'Union Européenne, un cadre réglementaire concernant la gestion de l'eau a été adopté en 2000 : la **Directive Cadre sur l'Eau** (DCE). Cette directive définit une politique communautaire globale dans le domaine de l'eau afin de développer la protection des eaux et leur gestion durable, à l'échelle des bassins hydrographiques.

Les questions d'adaptation au changement climatique n'ont été discutées qu'à partir des années 1990. La **Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques** (CCNUCC) a été adoptée en 1992 au siège des Nations Unies à New York. Cette convention représente un cadre global de l'effort intergouvernemental pour faire face au changement climatique. A travers cette convention, les gouvernements s'engagent à mener des stratégies nationales pour faire face aux émissions de gaz à effet de serre et s'adapter aux impacts prévus. Cette convention a été ouverte à la signature à Rio de Janeiro en 1992 et est entrée en vigueur en 1994. En 1997, le **Protocole de Kyoto** a donné aux pays industrialisés les lignes principales des mécanismes de respect de leurs engagements concernant les émissions de gaz à effet de serre. Les parties s'engagent à la limitation et la réduction de leurs émissions afin d'atteindre l'objectif mondial de réduction de 5 % en 2008–2012 par rapport aux émissions mesurées en 1990. Cependant, ce protocole n'est entré en vigueur qu'en 2005, date d'obtention de la signature du nombre d'Etats représentant plus de 55 % des émissions de gaz à effet de serre mondiales en 1990. Comme les objectifs du Protocole de Kyoto n'ont pas été atteints, lors de la conférence des Nations Unies en 2012, la **Passerelle Climat de Doha** a relevé les ambitions des parties et propose un redoublement d'efforts face à la situation d'urgence actuelle, puisque la concentration en gaz à effet de serre ne cesse d'augmenter dans l'atmosphère. Cet accord tente de renforcer les engagements des pays concernés et appelle à des négociations en vue d'un nouvel accord en 2020, afin de limiter la hausse de la température globale à moins de 2 °C. Ces différents accords influencent les politiques nationales de gestion des ressources, et entraînent des plans d'action comme le **Plan National d'Adaptation au Changement Climatique** (PNAC) en France. Sur la période 2011–2015, ce plan prévoit 84 actions déclinées en 230 mesures concrètes pour la planification des actions publiques de l'adaptation au chan-

gement climatique. Le défi majeur identifié dans ce plan est l'économie de la ressource en eau afin de faire converger une ressource en déclin et une demande en expansion.

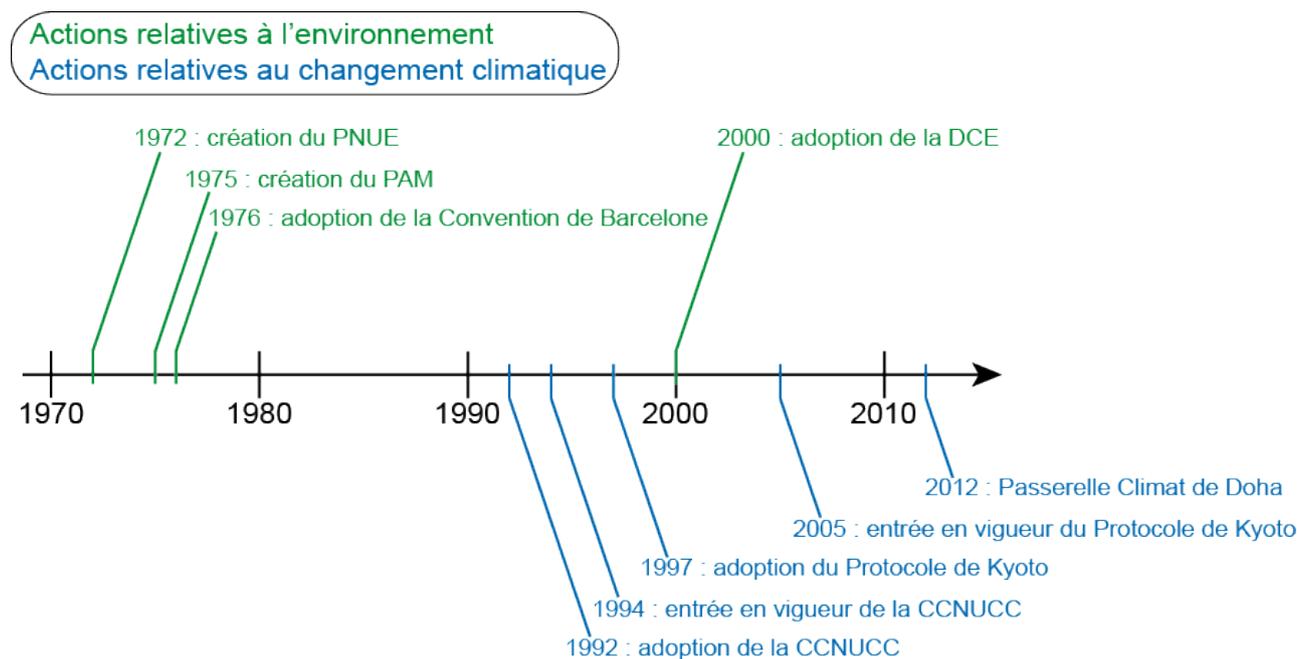


FIGURE 1 – Actions internationales menées pour la gestion de l'environnement et des impacts du changement climatique.

3 Enjeux méthodologiques

La mise en place de ces nombreux programmes illustre la nécessité de développer la gestion de l'eau afin de répondre aux attentes des acteurs de l'eau concernant l'accès à cette ressource. Dans un contexte de changement climatique et de pressions anthropiques croissantes, la capacité future de la ressource disponible à répondre à la demande est incertaine en Méditerranée. La question de la gestion de l'eau est donc primordiale dans cette région. L'enjeu principal abordé ici est l'évolution future de la capacité de la ressource en eau à satisfaire la demande. Plusieurs questions sont alors soulevées par cette problématique, notamment : Comment pourrait évoluer la disponibilité de la ressource en eau dans le futur sous contrainte de variabilité climatique ? Les demandes de demain pourront-elles être satisfaites ? Quels seraient les impacts des politiques d'évolution d'usage de l'eau ? Comment faire évoluer nos habitudes d'usages pour s'adapter à d'éventuels changements ? Quelle efficacité présenteraient de telles stratégies de mitigation de la demande ?

La recherche des réponses à ces questions implique la représentation de différents processus physiques (relation entre forçages climatiques et écoulements, occupation du sol, types de sols, etc.) et humains (dynamique des populations, pratiques agricoles, perturbation des écoulements par des aménagements hydrauliques, etc.). La représentation numérique de ces processus permet non seulement de comprendre leurs dynamiques, mais aussi d'appréhender la gestion des hydrosystèmes. La modélisation intégrative est une démarche interdisciplinaire qui peut conduire à un outil d'aide à la décision pour les gestionnaires. Elle doit reposer sur des hypothèses permettant de représenter le contexte physique et humain du territoire étudié, tout en répondant à une problématique de gestion portée par des institutions locales, nationales ou même internationales (comme l'Union Européenne). Aussi, pour chaque cas d'étude, les variables déterminantes de la gestion de l'eau ainsi que les acteurs et institutions concernés doivent être définis au préalable pour appréhender les études de gestion intégrative ([Hering & Ingold, 2012](#)).

Les modèles utilisés doivent représenter les interactions entre les différentes variables concernées et répondre aux problématiques correspondant aux échelles spatiales identifiées. Des modèles ont été construits à l'échelle globale, régionale ou locale afin d'estimer la disponibilité de la ressource en eau et d'évaluer la demande anthropique. Les premiers tiennent compte des différentes variables du cycle de l'eau (voir par exemple [Arnell, 2004](#); [Dankers & Feyen, 2009](#); [Mouelhi *et al.*, 2006](#)), alors que les autres estiment les pressions anthropiques qui y sont faites telles que les prélèvements en eau domestique (par exemple [Gato *et al.*, 2007](#)), la demande en irrigation des cultures (par exemple [Allen *et al.*, 1998](#)) ou encore les retenues dans les barrages-réservoirs (par exemple [Yates *et al.*, 2005](#)). Des avancées restent encore à faire afin de préciser la capacité de la ressource en eau à répondre à la demande. L'une des difficultés de cet exercice est liée à la nécessité de confronter des variables dont les dynamiques temporelles diffèrent fortement. La région méditerranéenne présente des enjeux marqués pour la gestion de l'eau, relatifs à l'hétérogénéité de la distribution de la ressource et la demande en eau ([Margat, 2004](#)), ainsi qu'à la forte variabilité saisonnière des conditions hydro-climatiques ([Moussa *et al.*, 2007](#)).

4 Objectifs principaux

Dans cette thèse, la question de gestion de l'eau en Méditerranée a été envisagée sur un bassin de méso-échelle. L'objectif final est d'évaluer une évolution possible de la capacité de satisfaction de la demande en eau sur une période future à cette échelle. Les enjeux méthodologiques reposent alors sur la représentation des dynamiques de ressource et de demande en eau pour différents secteurs d'usages, ainsi que sur la prise en compte de la gestion de l'eau mise en pratique à cette échelle, c'est-à-dire assurée par des gestionnaires locaux. Ce travail de recherche se déroule en trois phases, caractérisées par des approches originales afin de répondre aux problématiques abordées.

- ▷ La première phase concerne la **caractérisation du fonctionnement hydro-climatique et anthropique d'un bassin de méso-échelle**, le bassin versant de l'Hérault. Cette étape permet de définir les limites spatio-temporelles du territoire étudié et leurs subdivisions.
- ▷ La deuxième phase propose une **méthodologie pour appréhender la question de satisfaction de la demande en eau sous contrainte climatique et anthropique**. Cette approche est développée sur la période rétrospective et sur chaque portion de bassin.
- ▷ La troisième phase s'attache à la **construction de scénarios prospectifs** afin d'estimer une évolution future possible de la capacité de satisfaction de la demande en eau sur le territoire étudié. Ce travail utilise la chaîne méthodologique mise en place sur une longue période temporelle future, à l'échelle des portions de bassin.

Ce travail développe donc une approche originale de gestion de l'eau intégrative, reposant sur des connaissances pluridisciplinaires. Il n'a cependant pas vocation à présenter une expertise de chaque aspect abordé. L'originalité repose ici sur la discussion des dynamiques de différentes variables physiques et humaines ainsi que leur association et leur confrontation pour appréhender la capacité d'un hydrosystème à répondre à la demande en eau. Il propose ainsi une réflexion sur la nature vulnérable de la ressource en eau en Méditerranée et sur les conséquences des choix de stratégies de gestion de l'eau.

5 Organisation du manuscrit

Ce manuscrit s'organise autour d'un chapitre d'état de l'art, puis de trois chapitres centraux qui constituent le cœur de ce travail, et enfin d'un chapitre de discussion générale.

Le **premier Chapitre** s'attache à illustrer les enjeux que présente la gestion de l'eau en Méditerranée. Les questions de société y sont discutées, à travers les connaissances passées, présentes ainsi que les projections futures sur la question d'adéquation entre ressource et demande en eau. Les enjeux méthodologiques qui en découlent pour répondre à ces attentes y sont aussi présentés. Ce chapitre justifie les choix des approches qui ont été suivies dans les chapitres centraux.

Le **deuxième Chapitre**² présente en détail le bassin versant de l'Hérault. Les observations passées sont analysées au cours des 50 dernières années. Le fonctionnement hydrologique du site d'étude permet de comprendre l'évolution temporelle et la distribution spatiale de la ressource en eau disponible. Ce chapitre sert de base au développement méthodologique et aux hypothèses des deux chapitres suivants.

Dans le **troisième Chapitre**³, une chaîne méthodologique intégrative est développée afin de représenter les observations passées du cycle hydrologique du bassin de l'Hérault. Cette approche permet de représenter les distributions spatio-temporelles de la ressource en eau disponible, ainsi que de la demande en eau. La confrontation entre ressource et demande est menée selon un indicateur qui répond aux attentes des gestionnaires locaux.

Le **quatrième Chapitre** utilise la chaîne intégrative développée pour confronter dans le futur la ressource en eau disponible et la demande à travers des projections à moyen terme. Ces projections se basent sur des scénarios qui tiennent compte de variables climatiques et socio-économiques. Des capacités de satisfaction de la demande en eau sont ainsi évaluées dans le futur. L'influence de scénarios de mitigation de la demande en eau est aussi discutée.

Enfin, le **cinquième Chapitre** discute du travail effectué au cours des trois chapitres centraux. Il met en lumière les apports et les limites de cette thèse, et propose des perspectives à ce travail de recherche.

2. Ce chapitre s'appuie sur le travail publié dans l'article Collet *et al.* (2013b), voir Annexe G.

3. Ce chapitre développe le travail publié dans l'article Collet *et al.* (2013a), voir Annexe H.

Chapitre 1

L'eau en Méditerranée : un défi de société et des enjeux méthodologiques

1 Introduction

L'espace méditerranéen s'étend sur trois continents et sur près de 5 millions de km² en tenant compte du bassin hydrographique total, ou près de 2 millions de km² si seuls les états riverains de la mer Méditerranée (au sens de la Convention de Barcelone¹) sont considérés (voir FIG 1.1). Margat (2004) rapporte que la région méditerranéenne rassemble environ 7 % de la population mondiale mais ne dispose que de 3 % des ressources en eau du monde. Ainsi, près de 60 % de la population mondiale pauvre en eau se concentrent dans les pays de la rive sud de la Méditerranée et du Proche-Orient.

Ce constat peut s'expliquer par la forte croissance démographique que connaît cette région (+30 % de population sur les 20 dernières années), ainsi que par le développement des activités touristiques qui peuvent tripler la population en saison estivale (Abis, 2006). Au cours de la deuxième moitié du 20^{ème} siècle, la demande en eau y a doublé, principalement du fait de l'augmentation de la demande en eau pour l'irrigation ainsi que de la demande domestique liée à la croissance démographique (Blinda & Thivet, 2009). De plus, les écoulements de nombreux bassins méditerranéens ont diminué de près de moitié durant la même période (García-Ruiz *et al.*, 2011). D'après les projections climatiques globales futures, le bassin méditerranéen a été identifié comme l'un des point chauds du changement climatique (Giorgi, 2006). A l'horizon 2050, les ressources disponibles pourraient diminuer en moyenne de 30 à 50 % sur cette région, entraînant une augmentation du stress hydrique (Milano *et al.*, 2012, 2013b). Ainsi, la question de l'adéquation future entre disponibilité et demande en eau est particulièrement préoccupante dans cette région.

L'évaluation de la capacité future de la ressource en eau à satisfaire la demande implique un processus de modélisation intégrative, déjà investit par la communauté scientifique (par exemple Argent & Houghton, 2001; Krol *et al.*, 2001; Perez *et al.*, 2002; Welsh *et al.*, 2012). Cette approche doit permettre de rendre compte de la variabilité spatio-temporelle de la ressource disponible et de la demande en eau. Pour représenter cette variabilité, les choix méthodologiques sont cruciaux puisque l'espace méditerranéen est caractérisé par des hétérogénéités spatiales (gradients topographiques et climatiques, structures géologiques, répartition démographique, aménagements du territoire, etc.) qui engendrent une variabilité temporelle marquée des écoulements (rivières non pérennes, perturbations par les aménagements hydrauliques, crues éclairs, etc.) ainsi que de la demande (pics de demande en eau pendant la saison estivale). La question d'échelle est aussi déterminante pour mener ce type d'étude, dont les objectifs doivent être définis au préalable afin d'identifier et de développer des outils adaptés aux questions de gestion et aux données disponibles (voir par exemple Harris, 2002; Arnold, 2013).

Ce chapitre s'attachera à identifier les enjeux de la gestion de l'eau sur le territoire méditerranéen. Tout d'abord, la question du partage de l'eau sera explorée en examinant la variabilité spatiale et temporelle de la ressource en eau disponible d'une part, et des pressions anthro-

1. La Convention de Barcelone, ou la Convention pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution, a été adoptée en 1976 par 16 pays Méditerranéens et la Communauté Européenne. Aujourd'hui, 22 pays sont engagés dans la protection de l'environnement marin et côtier de la Méditerranée tout en encourageant des plans régionaux et nationaux visant le développement durable. Il s'agit de l'Espagne, la France (avec Monaco), l'Italie, Malte, la Slovénie, la Croatie, la Bosnie-Herzégovine, la Serbie-Monténégro, l'Albanie, la Grèce, la Turquie, Chypre, la Syrie, le Liban, Israël, la Cisjordanie et Gaza, l'Égypte, la Libye, la Tunisie, l'Algérie et le Maroc.

piques d'autre part. Ensuite, les enjeux méthodologiques qui en découlent seront étudiés afin d'identifier les outils existants, d'évaluer leur capacité à représenter la ressource et la demande en eau, ainsi qu'à les confronter, pour enfin discuter les limites qu'ils peuvent présenter. La conclusion de ce chapitre ouvrira sur les questions abordées dans cette thèse.

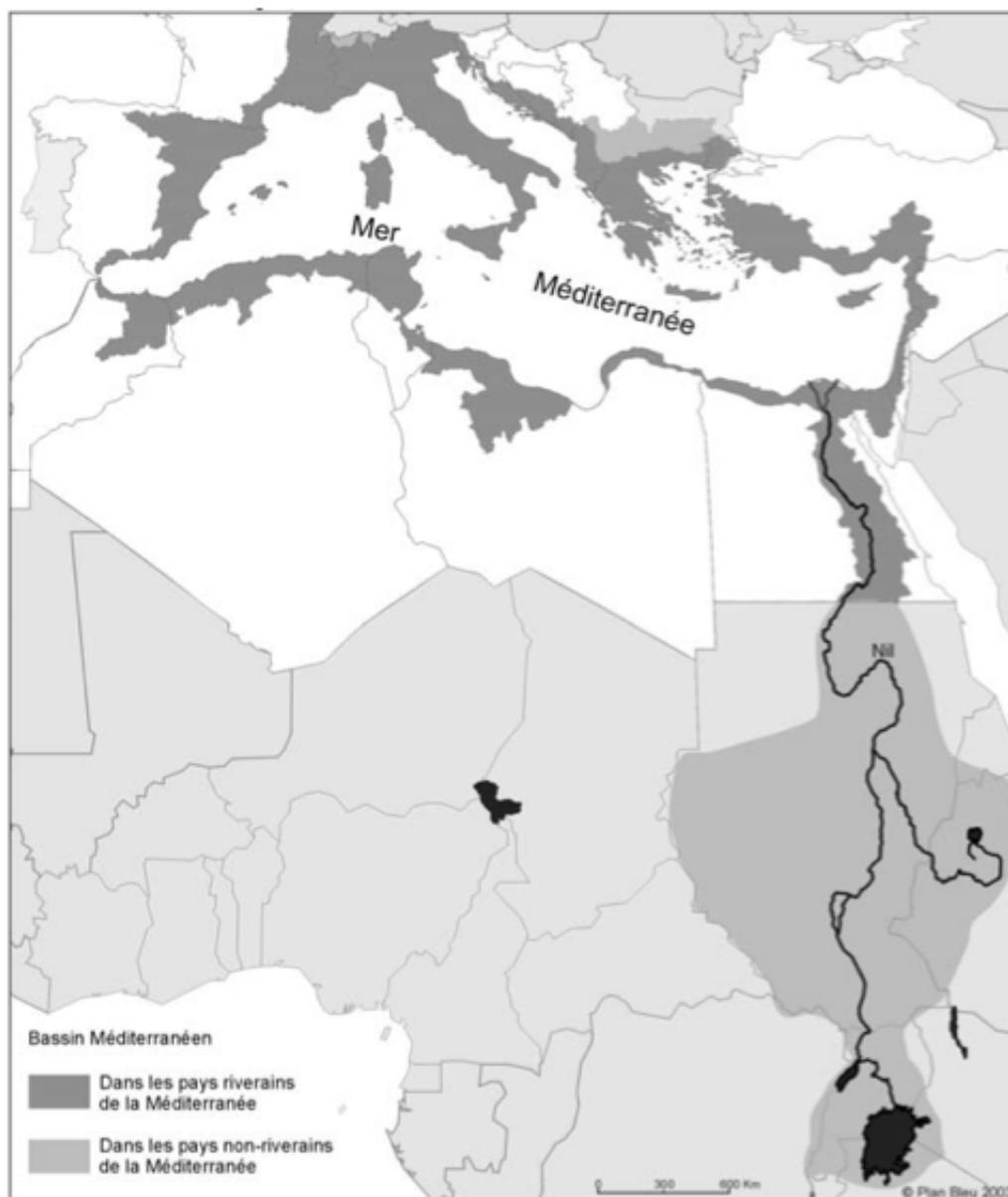


FIGURE 1.1 – Identification du bassin Méditerranéen. Source : Margat (2004).

2 Le partage de la ressource en eau en Méditerranée

2.1 Etat actuel et futur de la ressource en eau

2.1.1 Disponibilité de la ressource en eau dans l'espace méditerranéen

Alors que [Margat \(2004\)](#) rapporte que le bassin Méditerranéen offre, en moyenne annuelle, environ 1 200 milliards de m³ d'eau superficielle ou souterraine, seule la moitié constitue des ressources réellement exploitables. De plus, du fait de l'inégale répartition des précipitations, les ressources disponibles sont inégalement réparties sur le territoire méditerranéen (FIG 1.2) puisque 71 % se concentrent sur la rive Nord, tandis que les rives Sud et du Proche-Orient ont accès respectivement à 9 %, et 20 % de ces ressources. Ainsi, un habitant de Gaza dispose en moyenne de moins de 100 m³/an, contre 28 000 m³/an pour un habitant de Bosnie Herzégovine ([Margat, 2004](#)).

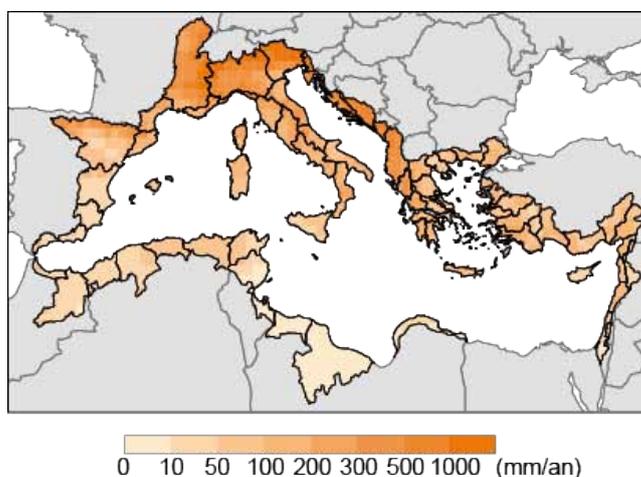


FIGURE 1.2 – Disponibilité des écoulements annuels moyens sur le pourtour méditerranéen sur la période 1971–1990 ([Milano *et al.*, 2013b](#)). Sources : données climatiques CRU TS 3.0 ([Mitchell & Jones, 2005](#)), modèle hydrologique WBM ([Yates, 1997](#)).

La disponibilité de la ressource en eau est aussi inégalement répartie dans le temps. Du fait de la variabilité saisonnière des précipitations (nulles en été, faibles en hiver et des événements intenses voir extrêmes au printemps et à l'automne) et de la température (faible en hiver et haute en été), le régime hydrologique méditerranéen présente des crues au printemps et à l'automne et des étiages marqués en été (voir par exemple [Tramblay *et al.*, 2012](#); [Collet *et al.*, 2013a](#), pour des bassins au Maroc et en France respectivement). Dans le cas de bassins alimentés par des précipitations neigeuses en altitude, les écoulements présentent également un régime nival, entraînant des crues plus importantes au printemps et limitant les étiages en été (voir par exemple [Hreiche *et al.*, 2007](#); [García-Ruiz *et al.*, 2011](#), pour des bassins au Liban et en Espagne respectivement).

De même, les tendances des ressources annuelles disponibles, contraintes par les tendances climatiques décrites par [García-Ruiz *et al.* \(2011\)](#), ont évolué au cours du 20^{ème} siècle. Ces auteurs rapportent qu'une augmentation de la température annuelle moyenne (de plus de 1 °C) a été observée sur l'ensemble du bassin méditerranéen, de façon plus marquée en été, et légèrement au Proche-Orient. De plus, au cours de la deuxième moitié du 20^{ème} siècle, une tendance globale à la baisse des précipitations a été observée. A une échelle plus fine, de

nombreuses études montrent que les précipitations ont globalement diminué sur la rive sud (jusqu'à moins de 150 mm/an), elles ont diminué à l'automne et en hiver dans le nord-est, plus légèrement au nord, et uniquement en hiver dans les zones alpines, mais elles ont eu tendance à augmenter sur la rive sud-est et du Proche-Orient (jusqu'à +50 mm/an). L'impact de ces tendances climatiques se retrouve sur l'évolution des écoulements du bassin méditerranéen sur la période passée. [Stahl *et al.* \(2010\)](#) ont par exemple observé sur la période 1962–2004 une tendance marquée à la diminution des débits annuels dans le sud-ouest de l'Europe. [García-Ruiz *et al.* \(2011\)](#) ont fait état de ces connaissances en rapportant de nombreuses études décrivant la baisse observée des écoulements au cours des 50 dernières années en Grèce ([Vasiliades & Loukas, 2009](#)), Espagne ([Beguería & López-Moreno, 2003](#); [Ceballos-Barbancho *et al.*, 2008](#); [Moran-Tejeda *et al.*, 2010](#)), Italie ([Fiorillo *et al.*, 2007](#)), Bulgarie ([Alexandrov & Genev, 2003](#); [Rivas & Koleva-Lizama, 2005](#)), Turquie ([Kahya & Kalaycı, 2004](#)), Croatie ([Pandžić *et al.*, 2009](#)), Roumanie ([Stefan *et al.*, 2004](#)) ou encore dans le sud de la France ([Ludwig *et al.*, 2004](#); [Lespinas *et al.*, 2010](#), voir aussi [Collet *et al.*, 2013b](#)).

2.1.2 Les différentes ressources mobilisées

Face à la distribution spatiale et temporelle hétérogène de la ressource en eau disponible, les pays du bassin méditerranéen ont développé différentes stratégies pour exploiter la ressource en eau (FIG 1.3). La ressource en eau utilisée sur le pourtour méditerranéen provient à 79 % des écoulements de surface (soit environ 139 km³/an) et des réservoirs souterrains à 21 % (soit environ 37 km³/an). Cependant, seuls 30 % de ces cours d'eau sont pérennes et les ressources souterraines dépendent largement d'aquifères carbonatés karstiques, complexes à caractériser et à exploiter ([Margat, 2004](#)). Par conséquent, d'autres moyens sont mobilisés pour palier une disponibilité limitée de ces ressources conventionnelles, comme l'exploitation des ressources souterraines non renouvelables sur la rive sud (Algérie, Tunisie, Libye), l'importation d'eau externe au Proche-Orient (Égypte, Israël, Liban, Syrie), ou encore l'utilisation de ressources non conventionnelles comme le dessalement d'eau de mer (Espagne, Malte, Israël, Liban, Chypre) et la ré-utilisation d'eaux usées (Égypte, Israël, Liban, Syrie, Chypre). Par ailleurs, [Margat \(2004\)](#) et [Plan Bleu \(2009a\)](#) rapportent que plus de 1 200 barrages sont répartis sur l'espace méditerranéen afin de stocker les écoulements nivaux ainsi que les crues au printemps, ces volumes d'eau étant remobilisés en période d'étiage en été.

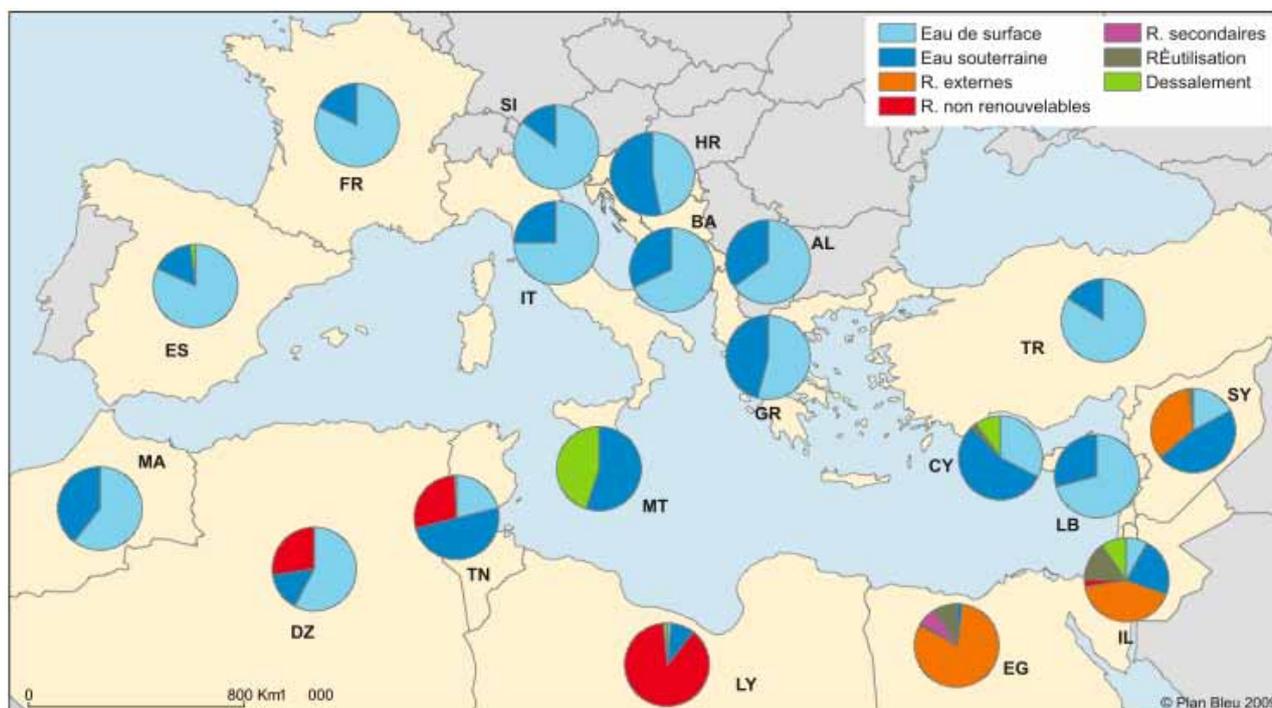


FIGURE 1.3 – Sources d’approvisionnement en eau actuelles (en %) des pays méditerranéens sur la période 2000–2005 (Plan Bleu, 2009b). ES (Espagne), FR (France), IT (Italie), SI (Slovénie), HR (Croatie), BA (Bosnie Herzégovine), AL (Albanie), GR (Grèce), TR (Turquie), MT (Malte), CY (Chypre), SY (Syrie), LB (Liban), IL (Israël), EG (Égypte), LY (Libye), TN (Tunisie), DZ (Algérie), MA (Maroc).

2.1.3 Evolution future de la ressource disponible

De nombreux scénarios de changement climatique ont été étudiés sur le bassin méditerranéen au cours du 21^{ème} siècle (par exemple Ragab & Prudhomme, 2002; Gibelin & Déqué, 2003; Giorgi & Lionello, 2008; Somot *et al.*, 2008; Milano *et al.*, 2012). Tous les modèles climatiques globaux s’accordent sur le fait que l’impact de l’augmentation des gaz à effet de serre dans l’atmosphère induirait dans cette région une augmentation de la température annuelle de 1 à 5 °C, de façon plus marquée en été et sur la rive sud de la mer Méditerranée. De même, ces changements entraîneraient une diminution des précipitations, surtout en été et sur la rive sud (jusque -40 %). Ainsi, ces auteurs ont montré que la région méditerranéenne présenterait un climat de plus en plus aride, et cette tendance s’intensifierait progressivement jusqu’à la fin du 21^{ème} siècle.

Sous l’effet de ces variations climatiques, la disponibilité de la ressource en eau pourrait aussi varier dans les prochaines décennies (FIG 1.4). Ainsi, Milano *et al.* (2013b) ont montré qu’à l’horizon 2050, les bassins du Maroc, de l’Algérie et du sud de l’Espagne pourraient être les plus touchés avec une diminution de plus de 50 % de leur ressource disponible. A l’inverse, les bassins tunisiens et libyens pourraient voir leur ressource en eau augmenter de 10 à 50 %. Sur le reste du territoire méditerranéen, la ressource disponible serait stable dans les bassins alpins français et italiens, mais elle diminuerait de 30 à 50 % pour l’ensemble de la rive nord et est.

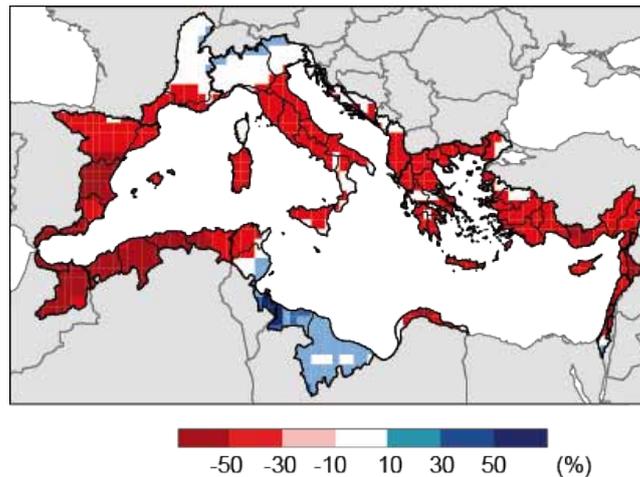


FIGURE 1.4 – Evolution future de la ressource en eau disponible moyenne annuelle sur le pourtour méditerranéen à l’horizon 2050 par rapport à la période 1971–1990 (Milano *et al.*, 2013b). Sources : projections climatiques (IPCC, 2007), modèle hydrologique WBM (Yates, 1997).

2.2 Etat actuel et futur de la demande en eau

2.2.1 Secteurs de demande en eau

La ressource en eau est distribuée selon différents secteurs dans les pays méditerranéens (TAB 1.1). Bien que l’agriculture méditerranéenne soit essentiellement pluviale, la demande agricole pour l’irrigation (qui représente 20 % des surfaces cultivées) représente plus de la moitié (64 %) des volumes d’eau prélevés pour la production de céréales, de légumes et d’agrumes (Plan Bleu, 2009b). Les autres secteurs principaux de consommation d’eau sont le secteur domestique (14 %), alimentant majoritairement la demande urbaine (Abis, 2006) et touristique (qui représente 30 % du marché international mondial, Plan Bleu, 2009a), et le secteur énergétique (15 %). Enfin, le secteur industriel est le moins demandeur en eau (7 %). La demande annuelle moyenne totale en Méditerranée, tous secteurs confondus, s’élève à 633 m³/an/hab (Blinda & Thivet, 2009).

Ces moyennes annuelles récentes masquent une évolution temporelle au cours des dernières décennies. En effet, alors que les superficies cultivées permanentes ont globalement eu tendance à se stabiliser, voire à diminuer entre 1961 et 2005, les surfaces irriguées ont doublé en 40 ans, témoignant du développement d’une agriculture intensive, pour atteindre plus de 26 millions d’hectares en 2005 (Plan Bleu, 2009a). Cette tendance est en partie le reflet de pratiques agricoles en transition, avec l’utilisation de nouvelles cultures (comme le maïs) dont les besoins en eau sont supérieurs aux cultures traditionnelles (céréales, oliviers et vigne) (Milano, 2012). De même, entre 1970 et 2000, la population du bassin méditerranéen a augmenté de 48 millions d’individus (Milano, 2012). Seuls les secteurs industriels et énergétiques ont vu leur demande en eau diminuer depuis les années 1980, résultant de progrès d’efficience (développement industriel en production propre, Plan Bleu, 2009a) et du développement d’équipements de recyclage des eaux (Margat, 2004). Ainsi, au cours de la seconde moitié du 20^{ème} siècle, les demandes totales en eau ont doublé sur l’ensemble des pays méditerranéens (Blinda & Thivet, 2009).

TABLEAU 1.1 – Demande en eau moyenne sur la période 2000-2005 par secteur d'utilisation en Méditerranée (d'après [Blinda & Thivet, 2009](#)).

| Domestique | | Agricole | | Industriel | | Énergétique | | Demande totale | |
|-----------------------|-----|-----------------------|-----|-----------------------|-----|-----------------------|-----|-----------------------|--------------------------|
| (km ³ /an) | (%) | (km ³ /an) | (m ³ /an/hab) |
| 38,9 | 14 | 181,3 | 64 | 19,2 | 7 | 41,5 | 15 | 280,9 | 633 |

2.2.2 Répartition de la demande en eau dans l'espace méditerranéen

De même, la distribution spatiale de la demande en eau est hétérogène sur le bassin méditerranéen (FIG 1.5). Le pays qui prélève les plus importants volumes en eau est l'Égypte, suivi par l'Italie, la France et l'Espagne. L'agriculture irriguée reste le principal utilisateur d'eau, surtout pour les pays du sud et du Proche-Orient (à 82 %, contre 45 % sur la rive nord) ([Blinda & Thivet, 2009](#)). A l'échelle nationale, les volumes d'eau annuels utilisés pour l'irrigation sont d'environ 15 litres en Slovénie, contre plus de 3 000 litres en Syrie et en Égypte ([Blinda & Thivet, 2009](#)). En France, l'eau est majoritairement utilisée dans le secteur énergétique pour le refroidissement des centrales nucléaires qui longent la vallée du Rhône. En Croatie, en Slovénie et à Malte, c'est le secteur domestique qui est prépondérant ; les secteurs agricole et industriel sont en train de se développer. La répartition de la demande en eau totale par habitant, fortement contrainte par la demande du secteur agricole, est alors contrastée au sein du bassin méditerranéen, puisque la demande unitaire est de plus de 1 000 m³/an d'eau en Égypte, contre moins de 100 m³/an/hab en Cisjordanie, au Monténégro ou en Croatie ([Blinda & Thivet, 2009](#)).

La demande en eau peut varier de façon importante au cours de l'année. En été, en plus de l'augmentation de la demande en eau agricole résultant à la fois de conditions climatiques sèches et du stade phénologique maximum des plantes cultivées (par exemple [Collet *et al.*, 2013a](#)), le secteur domestique connaît une forte croissance du fait des activités touristiques. En effet, sur les côtes en saison estivale, la demande en eau peut doubler (sur la Costa Brava en Espagne et la Côte d'Azur en France), voire être multipliée par 5 à 10 (sur les îles grecques) par rapport à la demande hivernale ([Milano, 2012](#)). Par exemple en Tunisie et en Turquie, l'arrivée de touristes est 5 à 6 fois plus importante pendant les mois de juillet et août qu'en décembre et janvier ([Plan Bleu, 2009a](#)).

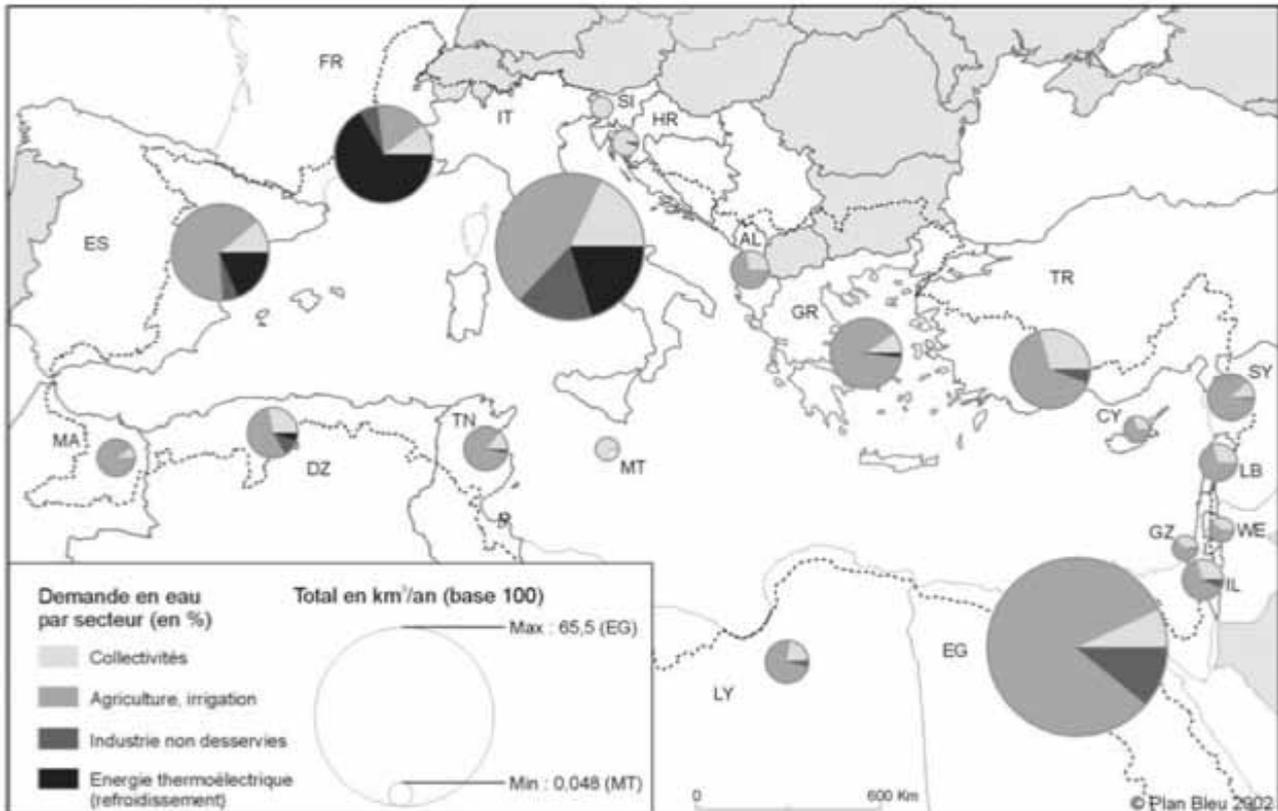


FIGURE 1.5 – Répartition de la demande en eau actuelle des bassins méditerranéens (en %) par secteur sur la période 1995–2000 (Margat, 2004). ES (Espagne), FR (France), IT (Italie), SI (Slovénie), HR (Croatie), AL (Albanie), GR (Grèce), TR (Turquie), MT (Malte), CY (Chypre), SY (Syrie), LB (Liban), WE (West Bank), GZ (Bande de Gaza), IL (Israël), EG (Égypte), LY (Libye), TN (Tunisie), DZ (Algérie), MA (Maroc).

2.2.3 Evolution future de la demande en eau

Face aux pressions observées sur le territoire méditerranéen pour les différents secteurs demandeurs en eau, la question est de savoir comment la demande en eau pourrait évoluer dans le futur. Les projections de la demande sont complexes puisqu'elles sont contraintes par de nombreuses variables comme l'évolution démographique, la demande en eau unitaire, l'expansion des surfaces irriguées, l'évolution des types de culture, l'efficacité des systèmes d'irrigation, l'estimation de la fréquentation touristique, le développement du secteur énergétique, etc.. Un facteur important à prendre en compte dans les projections futures est le potentiel d'économies d'eau, estimé à l'échelle de l'ensemble des pays méditerranéens à près d'un quart de la demande en eau actuelle (soit 72 km^3), et concernant 64 %, 22 % et 14 % de la demande des secteurs agricole, industriel et domestique respectivement (Plan Bleu, 2009b).

D'après les projections du Plan Bleu à l'horizon 2025, la demande en eau totale pourrait augmenter de $50 \text{ km}^3/\text{an}$, de façon plus marquée dans les pays de la rive sud (+28 %) et du Proche-Orient (+33 %) (Plan Bleu, 2009b). La croissance de la demande pourrait néanmoins être ralentie par des plans d'adaptation à la raréfaction de la ressource disponible comme en Israël (Blinda & Thivet, 2009). Le secteur agricole resterait dominant, avec une augmentation des surfaces irriguées de 38 et 58 % au sud et à l'est respectivement, mais avec une stabilisation voire une régression de ces surfaces sur la rive nord (Blinda & Thivet, 2009). L'augmentation de la population permanente (+10 millions d'habitants au nord, +82 millions d'habitants au sud

et à l'est) ainsi que du tourisme (300 millions de personnes) entraînerait aussi une augmentation de la demande du secteur domestique en 2025 (Plan Bleu, 2009b). Concernant les secteurs énergétiques et industriels, la demande en eau pourrait globalement baisser sur la rive nord du fait de l'amélioration de l'efficacité des processus consommateurs en eau. Sur les rives sud et est de la méditerranée, cette demande pourrait augmenter de 7 % du fait du développement de ces secteurs (Blinda & Thivet, 2009).

La FIG 1.6 présente les projections de la demande en eau domestique et agricole à l'horizon 2050 estimées par Milano *et al.* (2012). Sur la rive nord, les surfaces irriguées devraient se stabiliser (Espagne et Slovénie), diminuer (France, Italie et Malte) ou augmenter (Grèce et Albanie), et la population devrait se stabiliser. Les prélèvements en eau sur cette partie de la Méditerranée devrait alors augmenter uniquement en Grèce, Albanie, au nord de l'Italie et de l'Espagne, et diminuer sur le reste des bassins de cette rive de 10 à 40 % en 2050, surtout en Slovénie et en Croatie. A l'inverse, les surfaces irriguées pourraient doubler dans les Balkans, en Algérie, en Libye, en Israël et au Liban, et la population pourrait doubler sur les rives sud et est. Les prélèvements au Maghreb et au Proche-Orient pourraient alors doubler. L'effet de l'amélioration de l'efficacité des réseaux de distribution limiterait l'augmentation de la demande en eau, notamment dans les Balkans, en Turquie, en Syrie et au Maroc. Ce type d'étude à l'échelle régionale masque cependant des réalités de développement local. En effet, Milano *et al.* (2013a) ont montré sur le bassin de l'Ebre (nord de l'Espagne) que l'évolution de la demande en eau variait selon la zone du bassin considérée. Par exemple, à l'horizon 2050, une augmentation de la demande en eau domestique et agricole serait attendue de façon plus marquée dans la vallée de l'Ebre que dans les zones pyrénéennes de ce bassin.

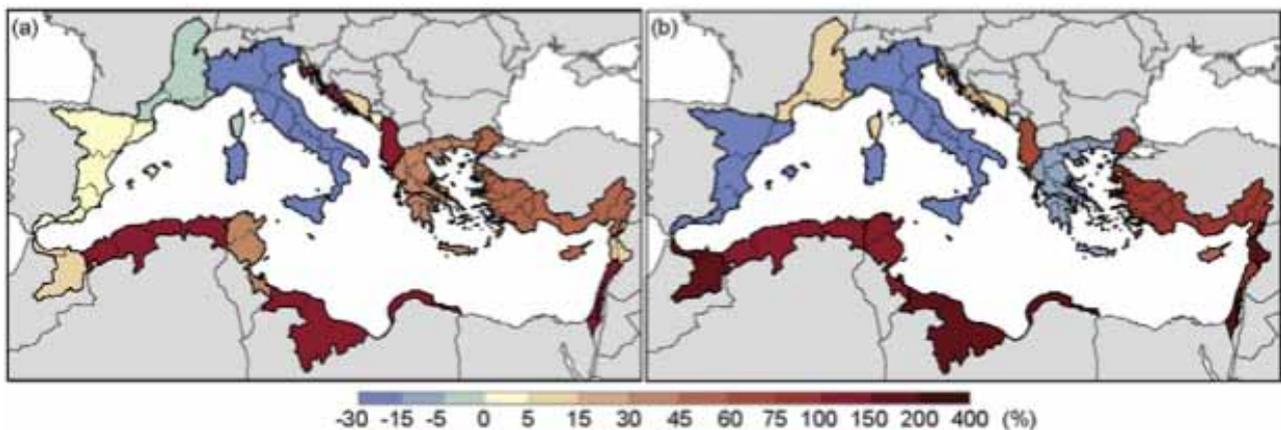


FIGURE 1.6 – Evolution future (en %) entre les périodes 1971–1990 et 2041–2060 de la demande en eau (a) domestique et (b) agricole des bassins méditerranéens (Milano *et al.*, 2012). Sources : projections de population (UNPD, 2011), projections de surfaces irriguées (Plan Bleu, 2011).

2.3 Capacité à satisfaire la demande en eau

2.3.1 Bilan du stress hydrique

La FIG 1.7 montre que le bassin méditerranéen est en situation de stress hydrique sur la période 1971–1990. Le stress hydrique représente ici le ratio entre les prélèvements et la ressource en eau disponible (Milano *et al.*, 2013b). Les bassins les plus touchés sont ceux qui présentent

une forte demande en eau et une ressource en eau limitée, comme le sud de l'Espagne, la Tunisie, la Libye et les bassins de la rive est. Cette situation reflète par une exploitation accrue des eaux superficielles et souterraines, entraînant des difficultés de plus en plus importantes à satisfaire les besoins en eau (e.g. Tal, 2006; Qadir *et al.*, 2007). En effet, une partie croissante des demandes est satisfaite par une production d'eau non durable, dont 66 % sont issus de prélèvements d'eaux fossiles et 34 % de surexploitation de ressources renouvelables (Plan Bleu, 2009b). Cette situation est particulièrement marquée en Libye (86 %), à Gaza (40 %), en Tunisie (29 %), en Algérie (29 %) et en Espagne (25 %) (Blinda & Thivet, 2009). A l'inverse, les bassins du nord de l'Italie et de l'Espagne et ceux de l'est de la Grèce présentent un indice de stress hydrique modéré. Les bassins français et des Balkans ne paraissent pas être en situation de stress sur la période observée. Encore une fois, ces études régionales comportent des limites d'interprétation puisqu'elles illustrent principalement les disparités spatiales relatives entre les pays et les différentes rives de la Méditerranée. A une échelle plus locale, des conflits de partage de l'eau sont déjà observés sur des bassins méditerranéens dans le sud de l'Europe (voir par exemple Loubier *et al.*, 2003). Des difficultés d'allocation de la ressource en eau masquées dans les études régionales, peuvent ainsi être révélées à des échelles plus fines (par exemple Milano *et al.*, 2013a).

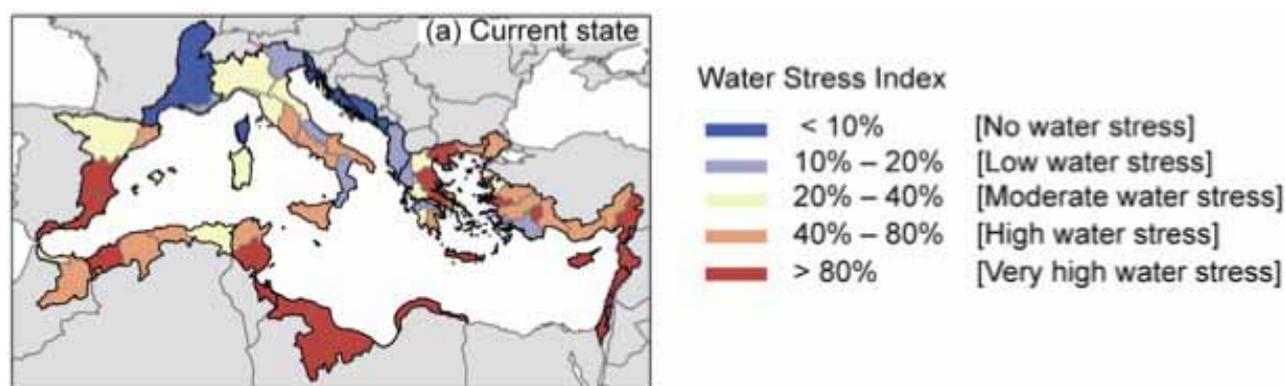


FIGURE 1.7 – Distribution du stress hydrique pour les bassins méditerranéens sur la période 1971–1990 (Milano *et al.*, 2013b). Sources : données climatiques CRU TS 3.0 (Mitchell & Jones, 2005), modèle hydrologique WBM (Yates, 1997), demande en eau : bases de données Aquastat (FAO, 2010), FAOStat (<http://faostat.fao.org>), MIRCA 2000 (Portmann *et al.*, 2010).

2.3.2 Evolution future du stress hydrique

L'évolution future du stress hydrique peut aussi être analysée en se basant sur les projections d'évolution de la ressource en eau disponible et de la demande en eau. Pour satisfaire la demande sur le court terme (horizon 2030), la ressource disponible serait de plus en plus exploitée sur le bassin méditerranéen, avec une tendance à la sur-exploitation des ressources renouvelables et non renouvelables (les prélèvements dans les bassins sahariens pourraient doubler en Libye et en Algérie) et l'augmentation des transferts inter-bassins (Blinda & Thivet, 2009). Comme la ressource conventionnelle ne suffirait pas, les solutions de réutilisation des eaux usées (Espagne, Israël, Chypre, Egypte, Tunisie) et du dessalement d'eau de mer (dont la production pourrait être multipliée par 6 en 2030) devraient continuer à se développer (Blinda & Thivet, 2009). A moyen terme (horizon 2050), ces tendances pourraient s'intensifier (FIG 1.8). L'ensemble du bassin méditerranéen pourrait alors connaître une situation de stress hydrique, correspondant à 34 millions d'habitants vivant sous des conditions de stress hydrique élevé, et

202 millions sous un stress hydrique sévère (Milano *et al.*, 2013b).

Cependant, si des mesures d'efficacité des systèmes de distribution d'eau sont atteintes, le stress hydrique pourrait être atténué dans certains pays (Albanie, ouest de la Grèce et de la Turquie), ou maintenu à celui observé sur la période récente (Italie), mais ne serait pas en mesure de diminuer dans les pays connaissant déjà un stress élevé (Maroc et Algérie) (Milano *et al.*, 2013b). Ces mesures permettraient toutefois de réduire le nombre de personnes vivant sous un stress hydrique sévère à 194 millions (Milano *et al.*, 2013b). Ces estimations ne tiennent cependant pas compte de mesures mises en place récemment pour réduire la demande en eau, à des échelles locales. Ainsi, il a été montré au Maroc que le coût du m³ d'eau économisé par l'amélioration des rendements des cultures maraîchères et arboricoles est inférieur à celui que mobiliserait une nouvelle ressource d'eau douce, et les bénéfices dégagés par ce type d'investissement sont supérieurs à 30 % (Plan Bleu, 2009b). De même à Chypre, les systèmes de traitement d'eaux grises (issues des douches, machines à laver etc.) et leur réutilisation pour les toilettes et l'arrosage des jardins a permis une économie de plus de 30 % de la demande en eau domestique (Plan Bleu, 2009b). La mise en place de telles solutions, à l'échelle locale, pourrait alors permettre de réduire le stress hydrique projeté.

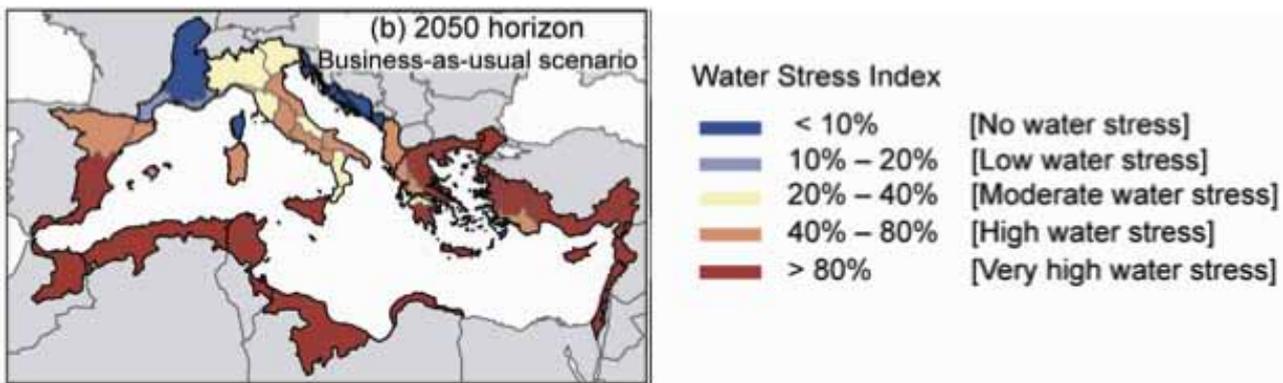


FIGURE 1.8 – Distribution du stress hydrique pour les bassins méditerranéens à l'horizon 2050 (Milano *et al.*, 2013b). Sources : projections climatiques (IPCC, 2007), modèle hydrologique WBM (Yates, 1997), projections de population (UNPD, 2011), projections de surfaces irriguées (Plan Bleu, 2011).

2.3.3 Partage de la ressource en eau

Cette situation de stress hydrique est préoccupante, particulièrement pour des questions de partage de la ressource. En effet, il est fréquent d'observer des conflits entre différents usagers se partageant une même ressource en eau (Aureli, 2011). C'est pour limiter ces tensions à l'échelle nationale que des structures de gestion de l'eau ont été mises en place (par exemple les Agences de l'Eau en France, les *Confederaciones hidrográficas* en Espagne, *Bacini* en Italie, *Diamerismata* en Grèce, Bassins hydrauliques au Maroc, Régions des Agences régionales de l'eau en Algérie, circonscriptions des Directions générales de bassin en Syrie, Margat, 2004). A l'échelle internationale, la ressource en eau partagée superficielle (comme le Nil, de nombreuses rivières dans les Balkans) ou souterraine (voir la carte des aquifères trans-frontaliers sur <http://www.igrac.net>) peut mener à des conflits entre pays voisins (des tensions existent depuis des décennies au Proche-Orient entre le Liban, la Syrie, la Palestine et l'Israël, ou encore entre l'Éthiopie et l'Égypte pour la gestion du Nil). Cependant, comme le commente de Marsily

(2009), le partage de l'eau peut aussi être un vecteur d'apaisement de conflits, lorsque le dialogue est ouvert à l'échelle de la communauté internationale, à travers des négociations entre les pays concernées qui peuvent mener à des accords "gagnant-gagnant".

3 Méthodes et outils pour évaluer la capacité de satisfaction de la demande

3.1 Evaluation de la ressource en eau

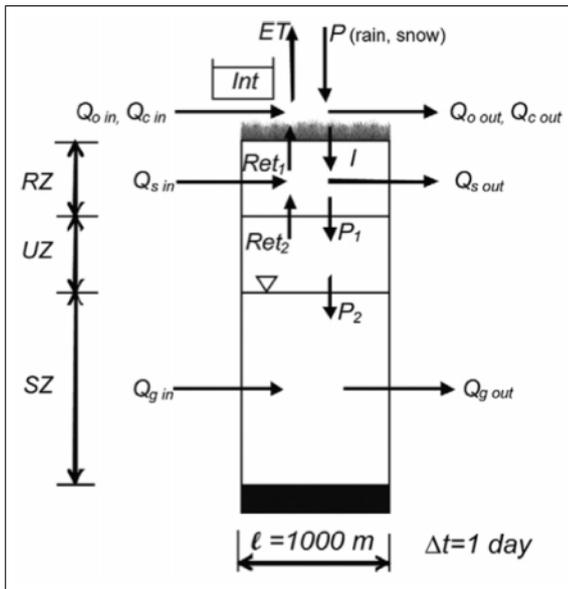
3.1.1 Modèles hydrologiques existants

La situation préoccupante de la région méditerranéenne en terme de ressource en eau disponible et de son exploitation soulève le besoin de développer des approches méthodologiques pour faire face à ces enjeux. La disponibilité de la ressource en eau peut être évaluée en utilisant des modèles hydrologiques qui simulent notamment la relation entre le climat et les écoulements. A cette fin, de nombreux modèles hydrologiques ont été développés à plusieurs échelles au cours des dernières années, selon différents enjeux et objectifs.

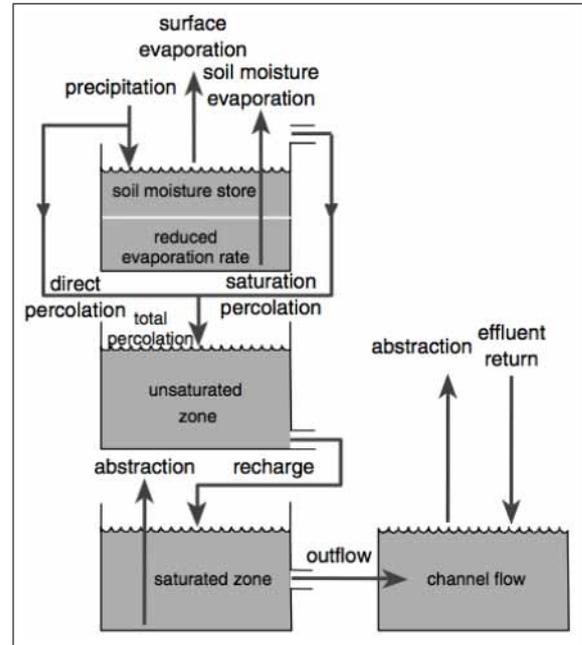
Afin d'étudier l'impact du changement climatique sur la ressource en eau à l'échelle globale, des modèles de bilan hydrologique simulent les écoulements à une échelle correspondant à celle des simulations de certains modèles climatiques ($0,5^\circ \times 0,5^\circ$). Les plus connus sont WBM (Vörösmarty *et al.*, 2000), WaterGap (Alcamo & Henrichs, 2002) et MacPDM (Arnell, 2004). Ces modèles requièrent peu de données, mais sont néanmoins alimentés par des données climatiques (précipitations liquides et solides et température), ainsi que des données caractérisant l'occupation des sols sur le globe, permettant de définir l'humidité des sols et l'évapotranspiration issue de la végétation.

Pour répondre à des problématiques régionales, d'autres modèles hydrologiques existent, comme CLASSIC, utilisé pour de grands bassins versants (plus de 10 000 km²) sur des mailles de 40x40 km² (voir Prudhomme *et al.*, 2002), ou encore LISFLOOD, qui simule sur une maille de 5x5 km² les écoulements de plus de 200 bassins européens (Dankers & Feyen, 2009). Ces modèles ont ainsi été développés selon une approche distribuée (voir FIG 1.9a), où les écoulements superficiels, de sub-surface et souterrains sont simulés sur chaque maille du bassin étudié, à l'aide de bilans calculés dans le réservoir sol, le réservoir souterrain et l'estimation de l'écoulement de surface direct. En utilisant un système d'information géographique, la direction de l'écoulement est déterminé de maille en maille et le débit est ainsi évalué à l'exutoire du bassin. Cette approche a aussi été utilisée dans le cadre d'études locales, pour des bassins versants de 1 000 à 10 000 km² (par exemple Senatore *et al.*, 2011).

Une autre approche consiste à évaluer les écoulements de manière globale sur un bassin versant (voir FIG 1.9b). De nombreux modèles ont été développés dans ce sens, comme les modèles de l'IRSTEA (anciennement CEMAGREF) avec GR2M (Mouelhi *et al.*, 2006) au pas de temps mensuel ou GR4J (Perrin *et al.*, 2003) au pas de temps journalier, ou encore HBV (Bergström & Forsman, 1973), CATCHMOD (Wilby *et al.*, 1994) et HydroStrahler (Billen *et al.*, 1994; Ruelland *et al.*, 2008, 2012). Ces modèles se veulent génériques, utilisables sur de nombreux bassins versants et pour des contextes variés. Ils évaluent à l'échelle du bassin les écoulements superficiels et/ou souterrains dans des réservoirs de surface et souterrain, alimentés par des contraintes climatiques moyennes sur l'espace étudié. L'aspect semi-distribué par lequel ces modèles peuvent être utilisés revient à évaluer la relation climat-écoulement sur des portions de bassin et à les sommer à l'exutoire du bassin considéré (voir par exemple Driessen *et al.*, 2010 dans le cas de tête de bassin alimentée par des précipitations neigeuses, ou Ruelland *et al.*, 2008 dans le cas de grands bassins comportant des territoires contrastés).



(a) Exemple de modèle hydrologique développé avec une approche distribuée à l'échelle d'une maille (Senatore *et al.*, 2011).



(b) Exemple de modèle hydrologique conceptuel développé avec une approche globale à l'échelle d'un bassin (Wilby, 2005).

FIGURE 1.9 – Différents types de modèles hydrologiques.

3.1.2 Difficultés de mise en oeuvre

La capacité de mise en oeuvre de ces modèles repose sur l'échelle spatio-temporelle du système à représenter, correspondant aux objectifs de l'étude. Par exemple, ces modèles peuvent être contraints par des données hydro-climatiques sur de longues périodes temporelles afin de rendre possible les études d'impact du changement climatique sur des périodes d'au moins 30 ans, comme recommandé par le GIEC (Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution de Climat) (IPCC, 2007). Cet objectif est contraignant, du fait de la difficulté d'accéder à des bases de données adaptées à ce type de période de temps sur des périodes passées. De même, l'utilisation des modèles hydrologiques globaux est compromise par les nombreux bassins existants qui ne sont pas équipés de station de jaugeage. L'enjeu est alors d'évaluer un jeu de paramètres régional, représentant de manière satisfaisante les écoulements des grands fleuves jaugés, mais eux-même perturbés par de nombreux aménagements hydrauliques (Xu *et al.*, 2005). L'utilisation de plusieurs modèles hydrologiques contraints par un même jeu de données climatiques et calés sur des bassins jaugés peut alors être une solution pour représenter les écoulements sur de larges échelles spatio-temporelles de façon continue spatialement (Stahl *et al.*, 2012).

3.2 Evaluation de la demande en eau

3.2.1 Méthodes existantes

Les méthodes d'estimation et de modélisation de la demande en eau sont multiples, et varient selon le type de demande rencontrée. Concernant la demande domestique, plusieurs approches existent. La méthode la plus simple fréquemment utilisée, permettant d'estimer la demande en eau domestique annuelle voire saisonnière, repose sur la connaissance de la population d'un

territoire, ainsi que de la consommation unitaire moyenne par habitant (voir par exemple [McFarlane et al., 2012](#)). Une autre approche, développée au pas de temps journalier, repose sur l'hypothèse que la demande domestique annuelle totale peut être décomposée en une demande de base, indépendante du climat mais corrélée au jour de la semaine, et une demande saisonnière, corrélée à la saison et au climat ([Gato et al., 2007](#)). La prise en compte de l'aspect économique de la consommation en eau permet aussi de faire des projections de demande en eau domestique. Par exemple, en adoptant le système de "bloc de prix", où la tarification augmente avec le volume d'eau consommé, une commune peut faire baisser la consommation en eau par habitant (par exemple au Brésil, [Ruijs et al., 2008](#)). Plus complexes, des modèles statistiques multi-variés existent aussi. Ils calculent la demande en fonction de nombreuses variables ; généralement le niveau social des foyers, la tarification de l'eau, la consommation unitaire annuelle, le type de logement et les données de précipitations ([Nauges & Reynaud, 2001](#)). D'autres approches, plus fines encore, séparent les volumes d'eau utilisés dans la maison en plusieurs catégories (hygiène corporelle, sanitaires, équipements électro-ménagers, cuisine, usages extérieurs) et permettent aux gestionnaires de faire des projections de consommation d'eau en fonction de nombreuses variables techniques et socio-économiques (d'après [Rinaudo, 2013](#), cette méthode est surtout utilisée au Royaume-Uni).

La demande agricole est aussi soumise à de multiples approches, selon les objectifs visés. Tout d'abord, des modèles de cultures représentent, au pas de temps journalier les dates de semis et de récolte, le rendement des cultures, les phases phénologiques des plantes et le stress hydrique des cultures (voir FIG 1.10). C'est le cas du modèle SARRA-H développé pour les cultures de céréales, et utilisé pour évaluer la vulnérabilité des exploitations agricoles face au changement climatique, notamment dans les régions arides ([Marteau et al., 2011](#)). Ce type de modèle nécessite une connaissance détaillée du climat, des sols cultivés et de la densité de semis. Le besoin des plantes en irrigation est aussi évalué, par exemple en considérant des seuils de pourcentage d'humidité du sol en-dessous duquel la plante a besoin d'être irriguée (voir le module d'irrigation du modèle intégré WEAP, [Mehta et al., 2013](#)). Le modèle d'irrigation le plus souvent utilisé reste cependant Cropwat de la FAO ([Allen et al., 1998](#)). Ce modèle calcule la quantité d'eau d'irrigation nécessaire à la plante en fonction des données climatiques, mais aussi des types de culture et de sol. Enfin, la demande en irrigation peut aussi être déterminée en fonction du profit potentiel d'une exploitation agricole. Dans ce cas, la demande en irrigation est estimée en fonction du type de culture, de la localisation de la culture, de la proportion irriguée et de l'eau nécessaire par type de culture ([Weatherhead & Knox, 2000](#)). Les projections de demande en irrigation sont alors évaluées en fonction de la croissance observée des types de culture et des projections définies par les gestionnaires pour les prévisions agro-économiques et techniques, ainsi que leur influence sur la croissance de la demande.

Enfin, la demande en eau pour les secteurs industriel et énergétique repose simplement sur la caractérisation sectorielle de la demande en eau en se basant sur les données observées, et sur l'évaluation de la demande en eau unitaire en fonction de la production (voir par exemple [Downing et al., 2003](#)). Les projections de ce type de demande tiennent alors compte de l'évolution de l'efficacité en eau des systèmes techniques, du développement de chaque secteur industriel et de l'évolution des emplois.

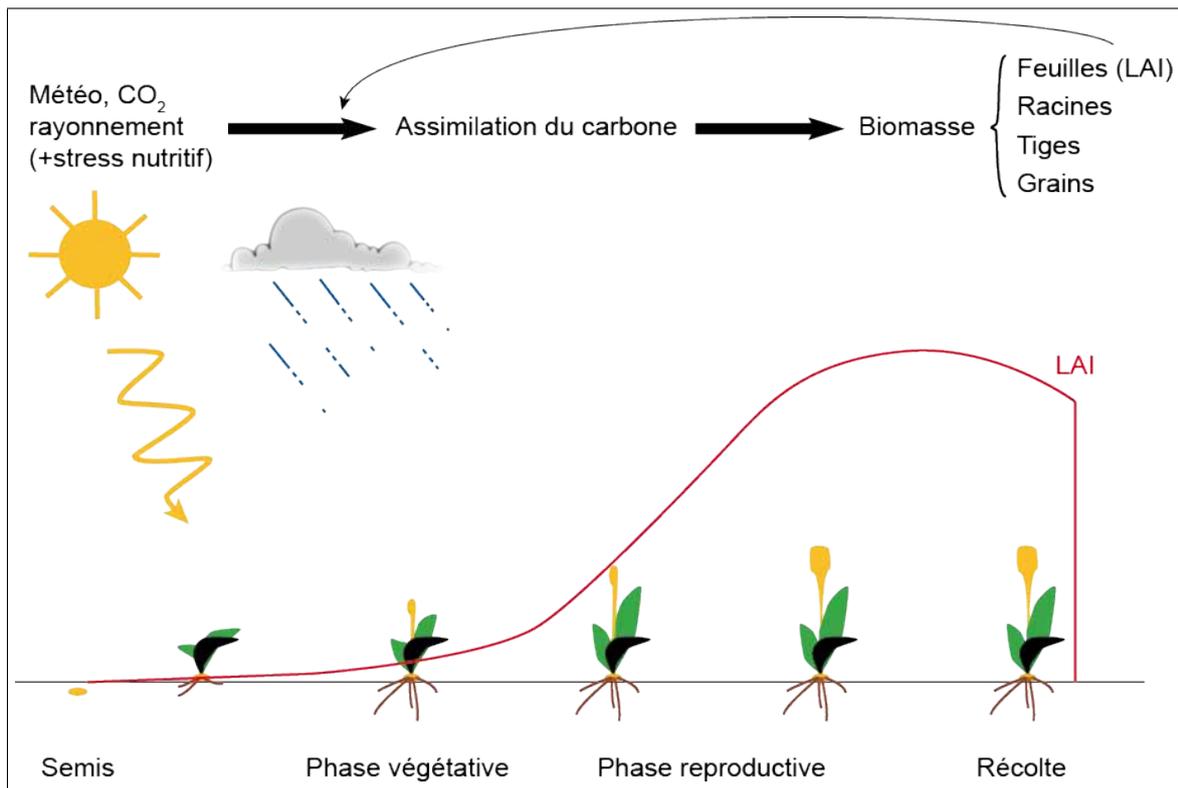


FIGURE 1.10 – Schéma de fonctionnement du bilan carboné et de la phénologie du modèle SARRA-H (Sultan *et al.*, 2012).

3.2.2 Difficultés de mise en oeuvre

Encore une fois, la difficulté d'utilisation des modèles peut provenir majoritairement des données disponibles. En effet, pour une étude portant sur l'impact du changement climatique, une certaine profondeur temporelle est nécessaire pour intégrer les changements globaux et locaux. Il est cependant rare de disposer de données de prélèvements en eau ou de données socio-économiques sur plusieurs décennies et sur des territoires intégrant des problématiques de gestion de l'eau (les bassins de gestion s'étendent fréquemment sur plus de 1 000 km²) (Hannah *et al.*, 2011). Le compromis du choix du modèle est alors contraint à la fois par l'objectif de l'étude, qui détermine l'échelle spatio-temporelle de l'étude, et par les données disponibles, qui peuvent mener à des hypothèses fortes et des incertitudes non négligeables des résultats obtenus.

3.3 Estimation de la capacité de satisfaction de la demande

3.3.1 Modélisations intégratives développées

Des modèles intégrant à la fois l'évolution de la ressource en eau disponible et l'évaluation de la demande en eau, ont été construits au cours des dernières années. Ils ont pour vocation d'examiner l'évolution de la capacité de la ressource à satisfaire la demande, et peuvent être employés pour évaluer l'impact des pressions climatiques et anthropiques sur la capacité des territoires à répondre à la demande en eau. Certains modèles intégrés récents comme WEAP (Yates *et al.*, 2005) ou GIBSI (Quilbé & Rousseau, 2007) ont été construits à cette fin. Leur structure est généralement développée en différents modules, permettant d'adapter ces outils au site d'étude en représentant les interactions entre le climat, l'hydrosystème, l'anthroposystème

ainsi que parfois les aspects économiques de la gestion de l'eau. Cependant, ces modèles reposent en général sur une approche de gestion de l'eau (découpage des bassins, interactions entre ressource et demande, modélisation de barrages-réservoirs etc.) qui rend difficile leur adaptation au contexte local et spécifique de certains hydrosystèmes. De plus, leur interface ergonomique rend difficile l'accès aux détails des calculs utilisés. Par exemple, les méthodes de calage proposées dans ces modèles ne sont parfois pas adaptées à l'objectif de modélisation de l'étude. C'est-à-dire, d'autres sources de données ou d'autres critères de calage peuvent être plus appropriés au contexte local de l'étude.

De plus, [Arnold \(2013\)](#) soulève les difficultés à développer de telles approches intégrées pour rassembler des connaissances provenant de disciplines différentes, notamment sur des bassins de méso-échelle (voir FIG 1.11). A cette échelle, les gestionnaires ont besoin d'identifier les limites de satisfaction de la demande en eau qui pourraient émerger sur leur territoire. De plus, l'échelle temporelle de ces approches doit être représentative de la variabilité hydro-climatique ainsi que des évolutions des pressions anthropiques sur des périodes de temps suffisamment longues pour tester leur robustesse en vue d'une utilisation possible sur des périodes futures. La difficulté principale vient de la nécessité de représenter à ces échelles les dynamiques à la fois de la ressource et de la demande en eau sur de longues périodes de temps.

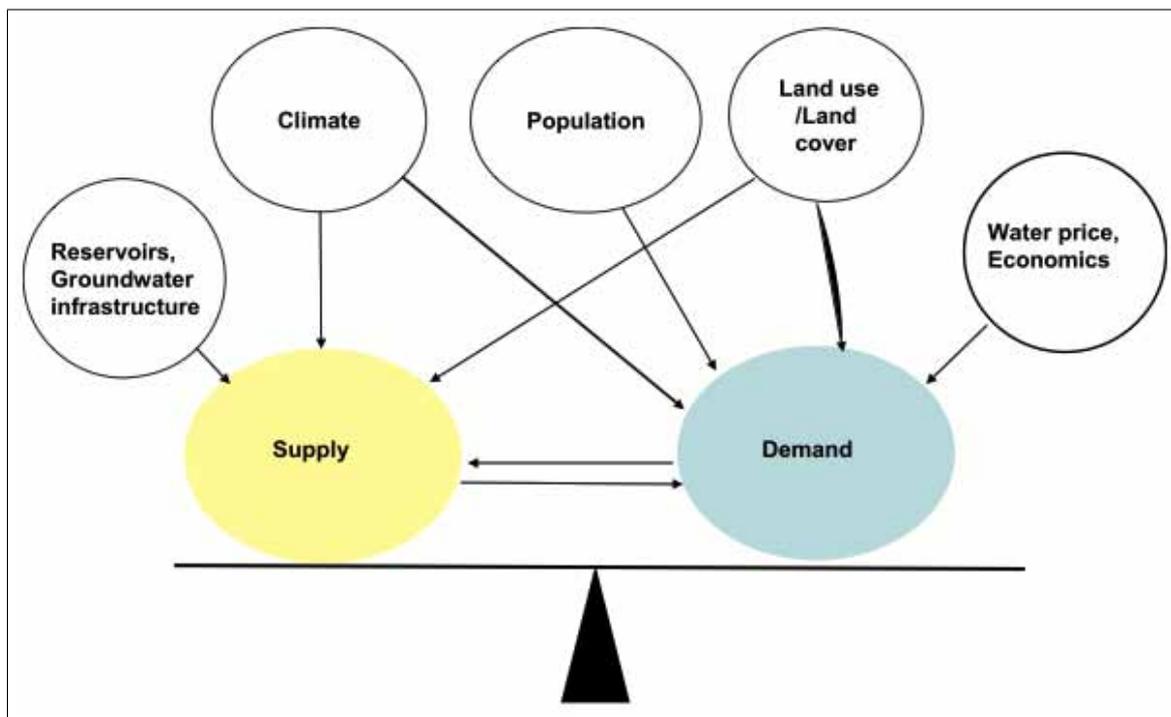


FIGURE 1.11 – Exemple d'interaction entre différentes variables influant la ressource et la demande en eau ([Sun et al., 2008](#)).

3.3.2 Indicateurs de capacité de satisfaction de la demande en eau

Les résultats des modèles intégrant la ressource et la demande en eau, peuvent être reliés à des indices qui définissent le niveau de satisfaction de la demande en eau. Un certain nombre d'indicateurs existants sont en effet utilisés par les gestionnaires, décideurs et dirigeants pour comparer la ressource et la demande en eau. A des échelles nationales, [Sullivan et al. \(2003\)](#) définissent un indice de pauvreté en eau qui indique le degré d'impact des pénuries en eau

sur les populations humaines et qui tient compte, entre autres, de la ressource disponible, de l'accès à cette ressource et de la capacité des populations à gérer la ressource. De même, l'indice de stress hydrique définit le rapport entre les prélèvements annuels totaux et la ressource annuelle disponible (Menzel & Matovelle, 2010). A l'échelle des bassins versants, le taux de satisfaction de la demande, qui calcule la part de la demande en eau pouvant être satisfaite par la ressource disponible, est souvent utilisé (voir par exemple Rosenzweig *et al.*, 2004; Sun *et al.*, 2008; Milano *et al.*, 2013a). Ce dernier indicateur a l'avantage d'être abordable autant par la communauté scientifique que par les gestionnaires. Cependant, ces indicateurs ne répondent pas complètement aux attentes des gestionnaires. En effet, dans le cadre des études de volumes prélevables sur les bassins versants, les volumes d'eau autorisés pour les prélèvements dans le futur sont définis par rapport à la fréquence à laquelle la ressource en eau est capable de satisfaire la demande durant la période observée. Ce dernier point doit être pris en compte pour faciliter le dialogue entre chercheurs et gestionnaires.

4 Conclusion

Les sections précédentes de ce chapitre ont fait état de deux points essentiels pour la région méditerranéenne. Tout d'abord, la ressource en eau disponible est inégalement répartie dans l'espace méditerranéen, en étant abondante dans la zone des Balkans sur la rive nord, à déficitaire sur la rive sud. De même, la répartition de la demande en eau, pour les secteurs domestique, agricole et industriel, est hétérogène avec des pressions les plus importantes en Egypte au sud, et en Italie, France et Espagne au nord. Les pressions exercées sur la ressource montrent cependant un fort stress hydrique déjà observé dans les pays du Maghreb au sud et sur la rive est. L'évolution de la ressource, qui pourrait se raréfier sous l'effet du changement climatique, et de la demande, qui pourrait augmenter sous l'effet de la croissance démographique et des pratiques agricoles, pourrait mener cette situation à s'intensifier dans le futur. Une atténuation du stress hydrique serait possible en visant des économies d'eau de la part de la demande, et de meilleures efficacités des systèmes de distribution d'eau.

De nombreux modèles ont été mis en place afin d'évaluer la ressource en eau disponible d'une part, et la demande en eau selon plusieurs secteurs d'autre part. Des outils intégrateurs du cycle hydrologique et des pressions anthropiques se développent aussi, afin de rendre compte de la capacité de la ressource en eau à subvenir à la demande en eau, à travers divers indicateurs. Le panel de modèles disponibles reflète une pluralité d'enjeux concernant la gestion de l'eau. Selon l'échelle ciblée, selon l'objectif à atteindre, et selon les données disponibles, les approches choisies peuvent varier : des évaluations nationales illustrant de grandes tendances, à des études locales modélisant des systèmes détaillés. De part le caractère indispensable de l'accès à l'eau, ces études recherchent à répondre aux attentes d'acteurs de l'eau, que ce soit les utilisateurs directs ou les décideurs de politiques nationales.

Cette relation de la recherche avec la gestion de l'eau s'impose de plus en plus. En effet, comme le fait remarquer [Margat \(2004\)](#), la gestion de l'eau en Méditerranée, en plus de viser des objectifs plus économes en eau et de veiller au partage équitable de la ressource, doit être revue de façon "plus intégrée et plus participative, responsabilisant davantage tous les acteurs". Des connaissances globales et régionales de la gestion de l'eau existent dans la littérature et permettent d'évaluer sur le pourtour méditerranéen la capacité de satisfaction de la demande à l'échelle des pays ou de grands bassins versants. Ces approches masquent néanmoins des réalités locales de gestion de l'eau et de partage de la ressource entre usagers. Des études intégratives de gestion de l'eau doivent alors être développées à l'échelle locale, afin d'appréhender le contexte méditerranéen physique et humain de façon précise.

C'est dans ce cadre que s'inscrit cette thèse, qui vise à représenter les dynamiques de la ressource en eau et de la demande, et d'évaluer la capacité de satisfaction de la demande en eau sous contrainte de variabilité climatique et d'usages anthropiques. L'échelle locale a été choisie, et les choix méthodologiques qui en découlent seront illustrés au fil des trois chapitres centraux de ce manuscrit.

Chapitre 2

Le bassin versant de l'Hérault

1 Introduction

Les observations des dernières décennies sur différents bassins méditerranéens (diminution du débit, augmentation de la demande en eau, augmentation du stress hydrique) ont entraîné des tensions entre les différents usagers (Margat, 2004). Ces difficultés de gestion de l'eau pourraient s'accroître dans le futur puisque dans cette région le climat tendrait vers une aridité accrue avec des événements extrêmes plus fréquents et plus intenses (IPCC, 2007). De plus, du fait de l'augmentation de la population et de l'extension des zones irriguées, la demande en eau pourrait s'intensifier (Milano *et al.*, 2013b). Pour anticiper les questions de gestion de l'eau, une connaissance fine des systèmes hydrologiques méditerranéens est nécessaire. Ces études doivent s'appuyer sur la relation entre les contraintes climatiques (précipitations, température, évapotranspiration), la dynamique des écoulements, et les perturbations anthropiques du cycle hydrologique (barrages, prélèvements en eau).

Sur de longues périodes de temps, les études s'intéressent généralement à l'impact de la variabilité climatique sur la disponibilité des ressources en eau (voir e.g. Hreiche *et al.*, 2007; Fujihara *et al.*, 2008; Senatore *et al.*, 2011; Ruelland *et al.*, 2012). Cependant, Cudennec *et al.* (2007) ont montré que le territoire méditerranéen est particulièrement sensible aux changements induits par les pressions anthropiques sur le fonctionnement hydrologique. L'exploitation de la ressource peut ainsi prendre part à la modification du bilan hydrologique (e.g. Baldock *et al.*, 2000; Moustadraf *et al.*, 2008). De plus, plusieurs études (e.g. Rambal, 1987; Beguería & López-Moreno, 2003; Andréassian, 2004) montrent l'importance de prendre en compte la dynamique du couvert végétal dans l'étude des processus hydrologiques. On retrouve aussi dans la littérature des études qui traitent de l'influence du changement climatique combiné aux usages de l'eau sur la ressource en eau disponible (e.g. Chauvelon *et al.*, 2003; Varela-Ortega *et al.*, 2011). Cependant, ces études qui considèrent les influences respectives du climat, de l'occupation du sol et des prélèvements sur la disponibilité en eau sont encore peu nombreuses. En effet, la méthodologie à mettre en place pour réaliser ce genre d'analyse nécessite des données souvent indisponibles ou difficiles d'accès sur de longues périodes (Sivapalan *et al.*, 2003). Hannah *et al.* (2011) ont d'ailleurs rappelé que les bases de données à grandes échelles spatio-temporelles jouent un rôle clef dans la compréhension de la variabilité des systèmes hydrologiques afin d'offrir aux gestionnaires des éléments d'aide à la décision. Elles sont cependant encore trop peu disponibles malgré les efforts pour maintenir et développer plusieurs réseaux de données au niveau global et régional.

Afin de répondre à ces différentes limites dans la connaissance des processus hydrologiques en Méditerranée, Cudennec *et al.* (2007) encouragent à mener des études conjuguant les pressions climatiques et anthropiques à différentes échelles. Dans ce cadre, Koutsoyiannis & Kundzewicz (2007) soulignent également que le dialogue entre équipes de recherche et gestionnaires est primordial. La ressource en eau doit ainsi être appréhendée à l'échelle de gestion, qui correspond généralement à la limite des bassins versants. En France métropolitaine, la gestion des bassins de taille de l'ordre de 1 000–10 000 km² est assurée par des Schémas d'Aménagement de Gestion des Eaux (SAGE). Cette échelle est donc particulièrement pertinente pour appréhender les processus hydrologiques et les interrelations complexes entre disponibilité de la ressource en eau, demandes et possibilités d'allocation. Pourtant la littérature offre peu de recul sur l'analyse du fonctionnement hydrologique prenant en compte les pressions anthropiques à l'échelle de ce type de bassin (voir e.g. Ceballos-Barbancho *et al.*, 2008; Akivaga *et al.*, 2010; Varela-Ortega *et al.*, 2011). Il faut noter que cette échelle intègre une hétérogénéité physique et humaine

difficile à cerner. Ceci est particulièrement vrai en Méditerranée où les bassins de méso-échelle regroupent des territoires extrêmement contrastés tant en matière climatique, topographique, géologique, qu'en terme de distribution des populations et des usages de l'eau.

Avant toute tentative de modélisation, sur un bassin méditerranéen de méso-échelle comprenant de telles hétérogénéités structurales, des processus hydrologiques qui sont en jeu, une analyse des données disponibles est nécessaire. Elle doit permettre de rendre compte de la complexité des interactions entre les forçages climatiques, les pressions humaines et les écoulements. Ce chapitre propose ainsi d'évaluer l'impact de la variabilité climatique et des usages de l'eau sur les écoulements d'un bassin méditerranéen de méso-échelle. Pour cela, un bassin comportant des propriétés structurelles (géographie, géologie) représentatives des bassins méditerranéens et présentant des enjeux propres à la rive nord méditerranéenne a été choisi.

2 Présentation du site d'étude et de la base de données

2.1 Contexte géographique

Le bassin versant de l'Hérault est situé au sein du territoire géré par l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse (AERMC) dans le sud de la France (FIG 2.1). Le fleuve principal draine une surface d'environ 2 500 km². Il prend source sur le Mont Aigoual dans les Cévennes à 1 565 m d'altitude et se jette dans la mer Méditerranée à Agde. La population du bassin s'élève à environ 170 000 habitants, et les villes principales (>5 000 hab) se situent principalement dans la zone alluviale (FIG 2.1). La population a doublé depuis la fin des années 1970, en lien avec le développement urbain et touristique.

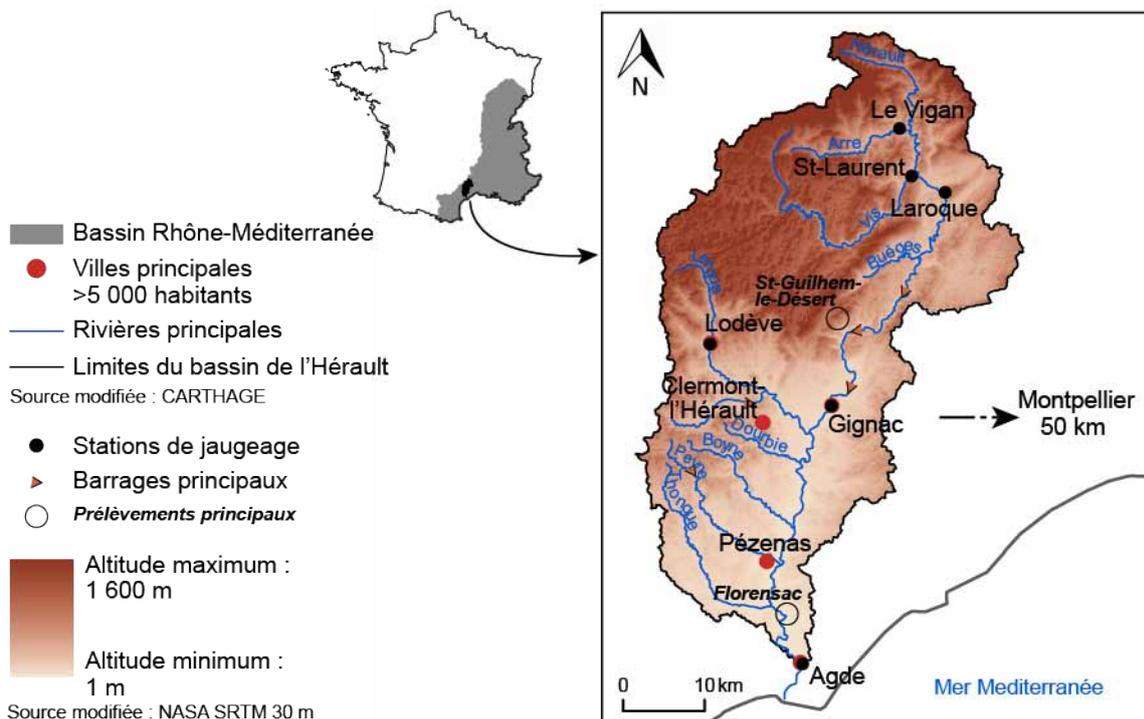


FIGURE 2.1 – Localisation du bassin versant de l'Hérault, bassin Rhône-Méditerranée, France.

2.2 Conditions hydro-climatiques

Le climat est typiquement méditerranéen, avec des étés chauds et secs et des hivers doux et humides (FIG 2.2). Les précipitations sont quasiment nulles en été et présentent un pic au printemps et à l'automne (>150 mm/mois), alors que les températures sont plus élevées en été (>20°C) et plus basses en hiver (<5°C). Les précipitations printanières et automnales se caractérisent par des événements cévenols, qui surviennent dans des zones restreintes et dont l'intensité peut varier fortement en un temps très court.

Le module de l'Hérault à Agde est de 42,7 m³/s sur la période 1961–2010. Le réseau hydrographique est principalement développé sur la rive droite de l'Hérault. Ce fleuve draine trois zones principales qui présentent des caractéristiques géographiques contrastées (Petelet *et al.*, 1998). Un réservoir silicaté est présent dans la zone amont. Dans ce système cristallin, les écoulements souterrains s'organisent au niveau des fractures. Le réseau hydrographique est organisé par des rivières dont les pentes sont les plus importantes du bassin. Dans la zone

médiane, des aquifères carbonatés sont largement karstifiés. Ces réservoirs sont généralement approvisionnés par les précipitations et les pertes des rivières qui y sont connectées (Weng & Dörfliger, 2002). Des échanges complexes entre le réseau hydrographique et ces réservoirs se font via les résurgences karstiques et les infiltrations de ces mêmes cours d'eau. Dans cette zone, les rivières ont creusé des vallées profondes. Enfin, une nappe alluviale s'étend dans la zone aval du bassin. Le débit du fleuve est soutenu par cette nappe la majorité de l'année, surtout en période d'étiage et, à l'inverse, le fleuve recharge la nappe alluviale en période de crue (Weng & Dörfliger, 2002). Le réseau hydrographique s'y développe selon des pentes très faibles.

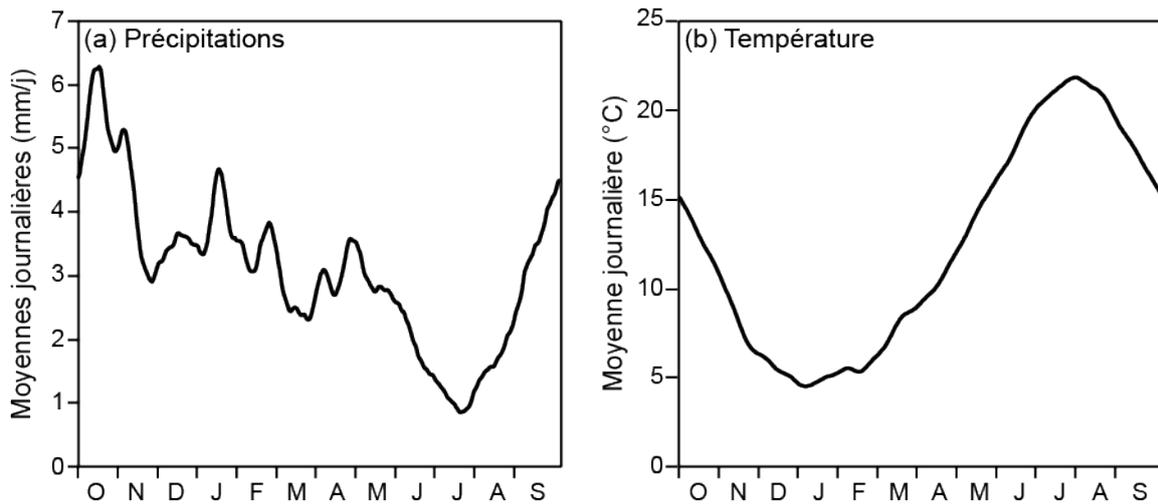


FIGURE 2.2 – Evolution moyenne journalière sur la période 1961–2010 (a) des précipitations et (b) de la température du bassin de l'Hérault.

2.3 Acteurs de l'eau

La ressource en eau est gérée à différentes échelles sur le bassin de l'Hérault (FIG 2.3). L'AERMC a défini un Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) sur la période 2011-2015 qui vise à planifier la gestion de l'eau sur l'ensemble de son territoire (voir FIG 2.1), tout en respectant les contraintes européennes de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). Ce SDAGE représente un cadre juridique pour les politiques publiques et pose huit objectifs majeurs pour la gestion de l'eau. Concernant la gestion quantitative de l'eau, l'objectif identifié est l'atteinte et la pérennisation de l'équilibre en améliorant le partage de la ressource en eau et en anticipant l'avenir. Le SDAGE propose alors comme mesure phare la limitation des usages en promouvant les économies d'eau.

La ressource en eau du bassin de l'Hérault est gérée depuis de nombreuses années par le Conseil Général du Gard (CG30) et le Conseil Général de l'Hérault (CG34). En effet, le CG34 a défini en 1986 un premier contrat de rivière sur la partie héraultaise du bassin, tandis que le CG30 a mis en place dès 1994 un schéma d'aménagement du haut bassin. Ces deux conseils se sont rassemblés autour des questions de la gestion de l'eau sur l'ensemble du bassin de l'Hérault dans les années 2000. Ils ont ainsi identifié trois enjeux majeurs sur ce bassin : la gestion quantitative de la ressource en eau, la prévention des crues et inondations et la restauration du bon état écologique des masses d'eau. A cette occasion, un Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) a été défini par une Commission Locale de l'Eau qui a réuni 52

membres représentant les collectivités territoriales, les usagers de l'eau et les élus du bassin de l'Hérault. Ce document représente un cadre juridique qui définit l'orientation de la gestion de l'eau (plus d'informations sur sage.herault.fr). Suite à la mise en place de ce SAGE, le Syndicat Mixte du Bassin du Fleuve Hérault (SMBFH) a été créé en janvier 2009 afin de mettre en oeuvre la politique de l'eau définie dans le SAGE sur ce territoire. Le SMBFH rassemble les différents usagers du bassin autour des questions d'alimentation en eau potable, d'irrigation, de la gestion des aménagements hydrauliques et des activités de loisir sur les cours d'eau.

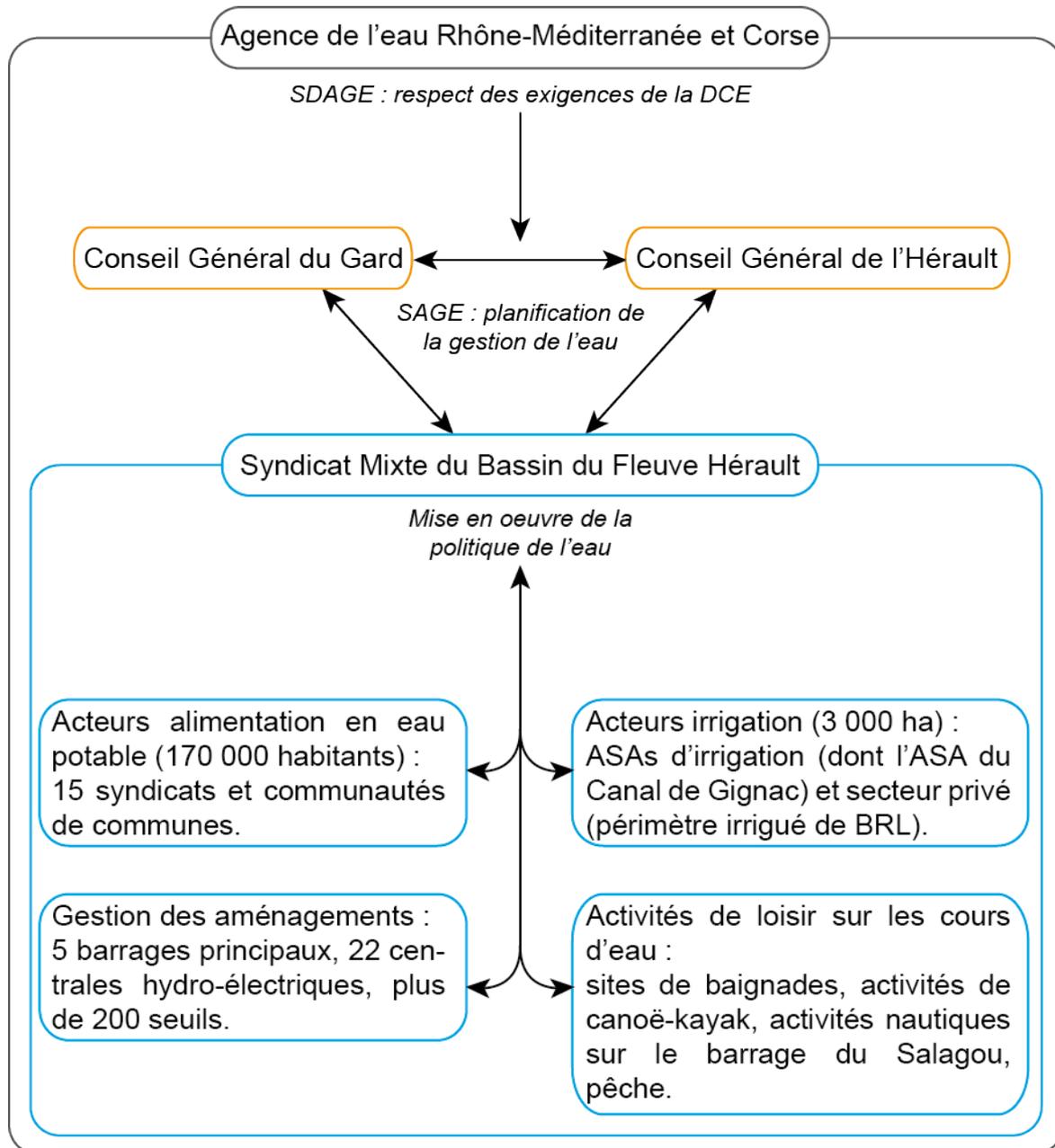


FIGURE 2.3 – Schéma d'acteurs de l'eau sur le bassin de l'Hérault. SDAGE : Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux, DCE : Directive Cadre sur l'Eau, SAGE : Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux, ASA : Association Syndicale Autorisée.

2.4 Pressions anthropiques sur la ressource en eau

Les réserves de la zone amont ainsi que les réserves karstiques dans la zone médiane sont peu exploitées car ces zones sont peu habitées d'une part, et les réserves karstiques sont mal connues d'autre part. Les ressources en eau sont plus sollicitées dans la plaine alluviale en aval ($26 \text{ hm}^3/\text{an}$ aujourd'hui). Comme la population triple en saison estivale avec le tourisme, les ressources en eau sont de plus en plus exploitées et des conflits émergent entre les différents utilisateurs. Le principal conflit actuel s'articule autour du canal d'irrigation de Gignac (Loubier *et al.*, 2003). Ce canal prélève de l'eau dans l'Hérault laissant parfois moins de $1 \text{ m}^3/\text{s}$ dans le cours d'eau en période d'étiage. Il est à l'origine de tensions entre agriculteurs, pêcheurs, baigneurs et loueurs de canoë.

Au cours de la période récente (1987–2010), l'eau superficielle représente 29 % de la totalité de la ressource exploitée, tandis que les réserves souterraines alimentent plus de 70 % de la demande et le réservoir principal du Salagou moins de 1 % (TAB 2.1). Les ressources en eau du bassin de l'Hérault sont exploitées par deux secteurs principaux : le secteur domestique et le secteur agricole. Les prélèvements domestiques se répartissent sur l'ensemble du bassin, mais sont majoritaires dans la partie aval du bassin (75 %). Cette demande exploite en majorité les aquifères du bassin (plus de 30 hm^3 par an en moyenne), notamment la nappe alluviale qui alimente plus de 300 000 personnes hors bassin l'été. Le prélèvement de Florensac (FIG 2.1) est utilisé exclusivement pour exporter de l'eau vers des communes du littoral et de l'ouest montpelliérain, ce qui représente plus de la moitié des prélèvements souterrains pour l'Alimentation en Eau Potable (AEP). Le pic d'exploitation domestique se situe pendant la saison estivale, lorsque la population triple du fait de la fréquentation touristique. Les prélèvements agricoles sont situés surtout dans la partie aval et exploitent majoritairement la ressource superficielle pour l'irrigation (37 hm^3 par an en moyenne) de presque 10 000 ha sur le bassin (environ 3 % de la superficie agricole utilisée). Le réseau de distribution le plus important est celui de l'Association Syndicale Autorisée (ASA) du canal de Gignac, qui détourne l'Hérault à Saint-Guilhem-le-Désert (FIG 2.1). Pour la distribution d'eau dans le périmètre irrigué par cette ASA, les canaux principaux (réseau primaire, FIG 2.4a) vont desservir, sur les rives droite et gauche de l'Hérault, 2 800 ha de cultures, *via* des goulottes (réseau secondaire), plus petites (FIG 2.4c). Les 2 800 ha sont répartis sur 102 secteurs d'irrigation, d'environ 30 ha chacun. Au sein de ces secteurs, la distribution est organisée en rotation par des tours d'eau qui durent une semaine. Chaque parcelle a droit à 5 heures de tour d'eau par semaine et par hectare souscrit. Pendant ces tours d'eau, l'eau qui circule dans les canaux et goulottes n'est pas forcément utilisée par les agriculteurs. Après un parcours de 27 km sur la rive gauche et de 15 km sur la rive droite, l'eau retourne au réseau hydrographique (FIG 2.4b) respectivement dans l'Hérault à Tressan et dans la Lergue à Ceyras. L'eau qui est dérivée de l'Hérault n'est donc pas complètement utilisée par les besoins agricoles.

Les principales cultures sur le bassin de l'Hérault sont : dans la partie amont, l'oignon doux des Cévennes et les arbo-vergers (oliviers, pommiers et noyers) ; dans la partie aval, la vigne et la culture de blé (voir FIG 2.5). Les demandes domestiques et agricoles sont particulièrement fortes en été, lorsque le climat est sec. La répartition des prélèvements entre le secteur domestique et agricole a évolué au cours des 50 dernières années. En effet, jusque dans les années 1990, la demande agricole était majoritaire sur ce bassin. Du fait de l'abandon des cultures traditionnelles et de la croissance démographique, le secteur domestique est devenu sur les 20 dernières années la demande majoritaire.



(a) Canal rive droite après le répartiteur à Saint-Guilhem-le-Désert, juin 2012. (b) Retour de l'eau dérivée au réseau hydrographique à Pouzols, juillet 2012. (c) Goulotte dans un champ de vigne à Pouzols, juillet 2012.

FIGURE 2.4 – Fonctionnement de l'ASA du Canal de Gignac.

TABLEAU 2.1 – Prélèvements annuels sur le bassin de l'Hérault en 2004 (Source : [SAGE du bassin du fleuve Hérault, 2005](#)).

| Utilisation | Ressource | Volume | Distribution | Proportion |
|-------------|---------------|----------------------|--------------|------------|
| Domestique | Superficielle | 0,7 hm ³ | 159 000 hab | 5 % |
| | Souterraine | 13,4 hm ³ | | 95 % |
| Export | Souterraine | 18 hm ³ | 151 000 hab | 100 % |
| Agricole | Superficielle | 30 hm ³ | 7 440 ha | 94 % |
| | Souterraine | 1,5 hm ³ | 1 180 ha | 5 % |
| | Réservoirs | 0,5 hm ³ | 770 ha | 1% |



(a) Culture d'oignon doux des Cévennes à Cazilhac, juin 2012.



(b) Oliviers à Saint-Jean-de-Buèges, juin 2012.



(c) Noyers à Saint-Julien-de-la-Nef, juin 2012.



(d) Pommiers à Saint-Julien-de-la-Nef, juin 2012.



(e) Vigne à Popian, juillet 2012.



(f) Champ de blé à Aspiran, juillet 2012.

FIGURE 2.5 – Cultures principales sur le bassin de l'Hérault.

Le réseau hydrographique comporte 5 barrages principaux (voir TAB 2.2 et FIG 2.1). Trois d'entre eux sont situés sur l'Hérault avec une capacité de 1 à 2 hm³ : le barrage Bertrand, le barrage de Belbezet et celui de la Meuse. Ils sont utilisés pour la production d'électricité. La production est arrêtée en période d'étiage et ces retenues sont pleines en quasi-permanence. Ces trois retenues ont très peu d'effet sur les crues et ne ralentissent que les plus modestes. Les

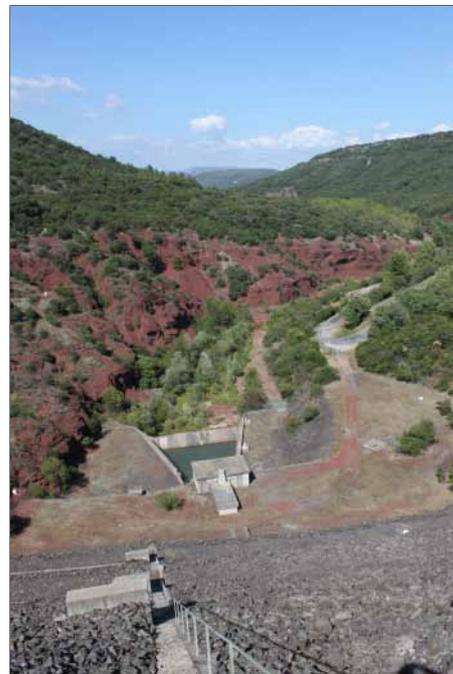
deux plus grands barrages se trouvent sur des affluents de l'Hérault : le barrage du Salagou (102 hm³), mis en service en 1969, et le barrage des Olivettes (4,1 hm³), mis en service en 1991. Ils soutiennent respectivement les étiages de la Lergue et la Peyne (FIG 2.1). Ces deux ouvrages écrêtent la totalité des crues les concernant. Ils ont pour fonction de soutenir l'étiage des cours d'eau qu'ils alimentent, et ils constituent aussi une réserve pour l'irrigation puisque 0,4 hm³ et 0,1 hm³ sont respectivement prélevés chaque année dans le Salagou et les Olivettes. Le barrage du Salagou (FIG 2.6) est le réservoir le plus important puisqu'il constitue plus de 90 % des réserves artificielles du bassin de l'Hérault. Ce barrage sert aussi à produire de l'électricité et constitue un plan d'eau pour des activités nautiques. Par la suite, le fonctionnement de ce barrage uniquement sera alors pris en compte et modélisé.

TABLEAU 2.2 – Caractéristiques des principaux barrages du bassin de l'Hérault.

| Nom | Année de mise en eau | Capacité | Rejet | Utilisation |
|-----------------------|----------------------|---------------------|---------|---|
| Barrage du Salagou | 1969 | 102 hm ³ | Lergue | Tourisme, irrigation, électricité et étiage |
| Barrage des Olivettes | 1991 | 4,1 hm ³ | Peyne | Irrigation et étiage |
| Barrage Bertrand | 1923 | 1-2 hm ³ | Hérault | Electricité |
| Barrage de Belbezet | ? | 1-2 hm ³ | Hérault | Electricité |
| Barrage de la Meuse | 1984 | 1-2 hm ³ | Hérault | Electricité |



(a) Retenue du barrage du Salagou côté amont, juillet 2011.



(b) Retenue du barrage du Salagou côté aval, juillet 2011.

FIGURE 2.6 – Le barrage du Salagou.

2.5 Données disponibles

Les données météorologiques (précipitations et température) ont été extraites de la grille de données SAFRAN (Système d'Analyse Fournissant des Renseignements Atmosphériques à la Neige) de résolution 8x8 km fournie par Météo France sur l'ensemble de la France. Ces séries sont disponibles au pas de temps journalier de 1959 à 2010 et ont été validées sur l'ensemble de la France par [Quintana-Seguí *et al.* \(2008\)](#). Plusieurs stations de jaugeage de la DREAL (Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement) fournissent des données journalières de débit sur des périodes variant de plusieurs décennies à plusieurs années.

L'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse (AERMC) fournit sur l'ensemble du bassin des données de prélèvements domestiques et agricoles à l'échelle communale. Ces séries sont disponibles au pas de temps annuel de 1987 à 2010. Avant les années 1980, aucune donnée n'est disponible mais les gestionnaires indiquent que les prélèvements pour l'usage domestique ont sensiblement augmenté à partir des années 1970 avec le développement de la zone touristique du Cap d'Agde, alimentée par des prélèvements depuis la zone aval. Parallèlement, les prélèvements pour l'irrigation seraient restés stables entre 1961 et 1990. Dans la suite de l'étude, ces tendances générales ont été appliquées pour compléter la base de données des prélèvements sur la période 1961–1986 par extrapolation des données annuelles disponibles sur 1987–2010. Les données annuelles de prélèvements ont ensuite été désagrégées à l'échelle mensuelle grâce aux variations mensuelles fournies par l'AERMC pour l'année 2007. Pour cette année, un ratio mensuel prélèvement mensuel/annuel a été calculé. Ce ratio a été appliqué à toutes les années d'étude afin de disposer de prélèvements mensuels estimés sur l'ensemble de la période 1961–2010.

3 Comprendre les raisons de la diminution des écoulements

3.1 Tendances hydrologiques observées

Afin de tester la stationnarité des chroniques observées, des tests statistiques ont été appliqués sur les séries de débit. Ces tests sont souvent utilisés dans la littérature (e.g. Villarini *et al.*, 2009; Kalra & Ahmad, 2011). La recherche des ruptures statistiques a été basée sur l'application des tests de Pettitt (1979), Lee & Heghinian (1977) et Buishand (1982, 1984) ainsi que sur la segmentation de Hubert *et al.* (1989). Les tests appliqués cherchent une rupture dans les chroniques en testant une hypothèse de stationnarité.

Le test de Buishand (1982, 1984) repose sur l'hypothèse d'absence de rupture dans la série. Ce test est de nature bayésienne et suppose un changement de moyenne dans la série :

$$x_i = \begin{cases} \mu + \varepsilon_i & \text{avec } i = 1 \text{ à } m \\ \mu + \Delta + \varepsilon_i & \text{avec } i = m+1 \text{ à } N \end{cases} \quad (2.1)$$

Avec ε_i des variables aléatoires normales de moyenne nulle et de variance commune inconnue σ^2 . Les variables μ , Δ et m le point de rupture sont aussi inconnues.

Soit \bar{x} la moyenne des x_i et les variables S_k et D_x telles que :

$$S_k = \sum_{i=1}^k (x_i - \bar{x}) \quad \text{avec } k = 1 \text{ à } N \quad (2.2)$$

$$D_x^2 = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2 \quad (2.3)$$

En supposant une distribution uniforme et le point de rupture en m , la statistique est définie par :

$$U = \frac{1}{N(N+1)} \sum_{k=1}^{N-1} \left(\frac{S_k}{D_x} \right)^2 \quad (2.4)$$

Cette méthode est très performante pour les ruptures en milieu de série car la statistique donne moins de poids aux valeurs en début et fin de la série testée. Si l'hypothèse nulle est rejetée, le test ne propose pas de date de rupture.

Le test de Pettitt (1979) est non-paramétrique et teste lui aussi l'absence de rupture d'une série chronologique comme hypothèse nulle. Il considère la variable $U_{t,N}$ telle que :

$$U_{t,N} = \sum_{i=1}^t \sum_{j=t+1}^N \text{sgn}(x_i - x_j) \quad (2.5)$$

avec :

$$\text{sgn}(x) = \begin{cases} 1 & \text{si } x > 0 \\ 0 & \text{si } x = 0 \\ -1 & \text{si } x < 0 \end{cases} \quad (2.6)$$

Soit K_N la variable telle que :

$$K_N = \max |U_{t,N}| \quad \text{pour } t = 1 \text{ à } N-1 \quad (2.7)$$

Si l'hypothèse nulle est rejetée, la rupture se trouve alors au moment t où est observé K_N (Servat *et al.*, 1997).

La procédure de Lee & Heghinian (1977) cherche une rupture dans la série chronologique étudiée et repose sur le modèle suivant :

$$x_i = \begin{cases} \mu + \epsilon_i & \text{avec } i = 1 \text{ à } \tau \\ \mu + \delta + \epsilon_i & \text{avec } i = \tau+1 \text{ à } N \end{cases} \quad (2.8)$$

avec τ et δ respectivement la position dans le temps et l'amplitude de la rupture. Cette méthode a une approche bayésienne et fournit la probabilité qu'il y ait une rupture au moment τ .

La segmentation de Hubert *et al.* (1989) cherche à découper la série chronologique en m segments, de façon à ce que l'écart entre la moyenne de deux segments voisins soit significatif. L'écart quadratique D_m est calculé de la façon suivante :

$$D_m = \sum_{k=1}^m \sum_{i=i_{k-1}+1}^{i_k} (x_i - \bar{x}_k)^2 \quad (2.9)$$

Avec \bar{x}_k la moyenne sur le segment k . La segmentation, celle qui va définir la rupture, est retenue lorsque D_m est minimisée, ce qui est une condition nécessaire mais non suffisante. Elle est optimale si les moyennes des segments contigus sont significativement différentes. D'après l'auteur, ce test peut être appliqué comme test de stationnarité : la série est stationnaire si la procédure ne produit pas de segmentation acceptable d'au moins 2 segments.

Ces tests concordent tous vers les mêmes résultats pour les stations de Laroque, Lodève et Agde : les hypothèses de stationnarité ont été systématiquement rejetées avec une fiabilité de 95 %. Pour la station de Saint-Laurent, les résultats des tests statistiques ne présentent aucune rupture. Ils ont permis d'identifier deux périodes moyennes contrastées : 1961–1980 et 1981–2010. Entre ces deux périodes, le volume écoulé à l'exutoire du bassin versant à Agde a diminué de 39 % (TAB 2.3). Cette diminution de volume d'eau est aussi observée à d'autres stations de jaugeage du site d'étude (34 % à Laroque et 33 % à Lodève).

Pour expliquer les changements observés des écoulements, trois hypothèses ont été appréhendées : des changements climatiques et d'occupation du sol, qui ont un impact direct sur le cycle hydrologique, et une augmentation des prélèvements en eau, qui peuvent modifier la quantité d'eau disponible dans le réseau hydrographique. L'analyse des cartes de l'Inventaire Forestier National montre que les surfaces forestières sont passées de 28 % à près de 40 % de la zone d'étude entre 1974 et 1990 (Lespinas, 2008). Debussche *et al.* (1999) et Lespinas *et al.* (2010)

ont montré que ces changements ont concerné majoritairement les parties amont du bassin, soumises à l'abandon cultural à partir des années 1950, du fait de l'exode rural d'après-guerre. De tels changements du couvert forestier ont aussi été observés au nord de l'Espagne, et plusieurs auteurs ont montré que ces changements ont causé une diminution du débit de l'Ebre ([López-Moreno *et al.*, 2011](#)) et du Duero ([Morán-Tejeda *et al.*, 2012](#)). Cependant, [Rambal *et al.* \(2009\)](#) ont conclu dans leur étude que l'impact des changements d'occupation du sol sur le cycle hydrologique n'est pas détectable lorsque moins de 20 % du bassin étudié y est sujet. D'après le travail de [Lespinas *et al.* \(2010\)](#), il semble que les changements d'occupation du sol sur le bassin de l'Hérault n'ont pas été assez étendus pour avoir des effets perceptibles sur les processus hydrologiques. De plus, les résultats d'une étude menée dans les Cévennes ([Andréassian *et al.*, 1999](#); [Andréassian, 2002](#)), près du bassin de l'Hérault, ont conclu que les changements du couvert forestier dans cette région ne peuvent pas être reliés à la variation du débit annuel. En conclusion, sur ce site d'étude, nous avons supposé que le climat et les prélèvements en eau étaient les facteurs principaux qui ont influencé les écoulements ; les changements du couvert forestier n'ont pas été considérés comme pertinents.

TABLEAU 2.3 – Résultats des tests statistiques sur les volumes d'eau annuels à plusieurs stations de jaugeage. *Ces tests ont été calculés sur la période 1961–2010 sauf à Laroque (1969–2010).

| Station | Année de rupture statistique | Variation annuelle moyenne |
|------------------------|------------------------------|----------------------------|
| La Vis à Saint-Laurent | — | — |
| L'Hérault à Laroque* | 1980 | -34 % |
| La Lergue à Lodève | 1980 | -33 % |
| L'Hérault à Agde | 1980 | -39 % |

3.2 Découpage du bassin versant

Afin d'identifier spatialement l'origine de la diminution des écoulements en plusieurs stations du bassin, ce dernier a été découpé en plusieurs portions de bassins. Le découpage a reposé sur une analyse des caractéristiques géographiques internes et de la disponibilité des chroniques de débits observés en différentes stations de mesure. Ce découpage a eu pour vocation de définir des zones homogènes selon plusieurs critères décrits ci-dessous et présentés sur la FIG 2.7.

Le premier critère concerne la distribution climatique. La topographie du territoire contraint la distribution climatique et mène à des gradients de précipitations et de température opposés (FIG 2.7a). L'analyse spatiale des contraintes climatiques a permis de mettre en évidence trois zones principales : (i) la zone amont est la plus contributive en terme de précipitations ($>1\ 600\ \text{mm/an}$) et présente les températures les plus faibles ($<7^\circ\text{C}$) ; (ii) la zone médiane est caractérisée par des précipitations et des températures intermédiaires entre les zones amont et aval ; (iii) la zone aval comporte les plus faibles précipitations ($<600\ \text{mm/an}$) et les températures les plus élevées ($>14^\circ\text{C}$).

Le bassin peut aussi être divisé en trois parties en considérant les caractéristiques géologiques du bassin (FIG 2.7b) ([Petelet *et al.*, 1998](#)). La partie amont comporte un réservoir composé de granite et de schist. Dans la partie médiane, les aquifères carbonatés sont largement karstifiés, avec des plateaux de calcaire contenant de la dolomite, de l'argile et des marnes calcaires. Dans la partie aval, la plaine alluviale est composée principalement de sable, de gravier et de

marne. Les échanges d'eau souterrains entre ces unités sont supposés négligeables du fait de leur nature lithologique différente.

L'occupation du sol présente également une distribution organisée au sein du bassin (FIG 2.7c). Le bassin est principalement occupé par des forêts (35 %), de la végétation naturelle basse de type garrigue (33 %) et des cultures (27 %). Une faible partie du territoire est urbanisée (4 %). La répartition de ces différents types d'occupation du sol est hétérogène au sein du bassin. La zone amont du bassin est principalement caractérisée par des forêts naturelles (84 %) ainsi que des cultures d'oignons et de pommes (13 %). La zone karstique est occupée par de la végétation naturelle de type garrigue (79 %) ainsi que de cultures (20 %). La zone alluviale est la plus urbanisée (4 %) et est occupée principalement par des cultures de vigne (81 %), ainsi que de la végétation naturelle (10 %).

Enfin, les différents aménagements hydrauliques majeurs définissent eux aussi des zones distinctes (FIG 2.7d). La zone amont est caractérisée par des prélèvements agricoles et domestiques faibles ($<1 \text{ hm}^3/\text{an}$). Au niveau de la zone médiane, on trouve le barrage principal du bassin, le barrage du Salagou (102 hm^3). Cette zone comporte aussi quelques prélèvements pour l'usage domestique mais surtout le plus important prélèvement pour l'usage agricole de l'ASA du canal de Gignac à St-Guilhem-le-Désert ($>1 \text{ hm}^3/\text{an}$). La zone aval est la plus exploitée avec les prélèvements domestiques les plus importants du bassin ($>1 \text{ hm}^3/\text{an}$) et des prélèvements agricoles qui représentent aujourd'hui moins de $1 \text{ hm}^3/\text{an}$.

Le dernier facteur influençant le découpage du bassin a reposé sur la disponibilité temporelle des chroniques de débits aux différentes stations de jaugeage (FIG 2.8). Ce facteur a tenu compte à la fois de la longueur temporelle des chroniques (au moins 20 ans) mais aussi de la taille et de la nature des bassins versants qui alimentent ces stations. En effet, l'objectif a été de délimiter des portions de bassin dont les caractéristiques géographiques étaient homogènes, et dont la chronique de débit à l'exutoire était la plus longue possible, tout en limitant le nombre de bassins découpés. Enfin, la portion de bassin alimentant le barrage principal du bassin a été retenue pour appréhender la gestion de ce barrage dans une étude ultérieure. La chronique journalière des lâchers de barrage est seulement disponible à partir de 1990, bien que le barrage ait été mis en service dès 1969.

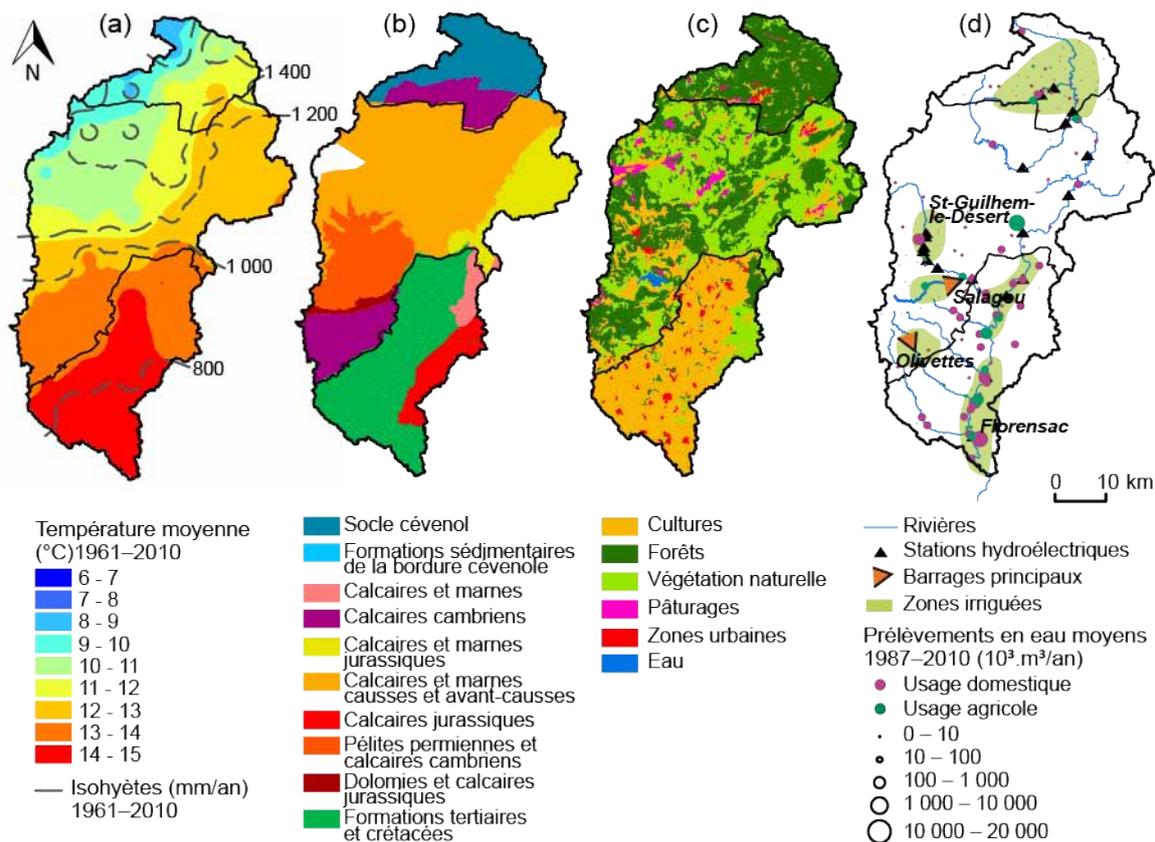


FIGURE 2.7 – Principales caractéristiques géographiques du bassin : (a) précipitations et température moyennes annuelles sur 1961–2010 (extrait de la base de données SAFRAN de Météo France) ; (b) formations géologiques (source : SIG 34) ; (c) occupation du sol (source : Corinne Land Cover 2006) ; (d) aménagements hydrauliques et prélèvements en eau (source : AERMC). Les limites noires délimitent les zones amont, médiane et aval du bassin.

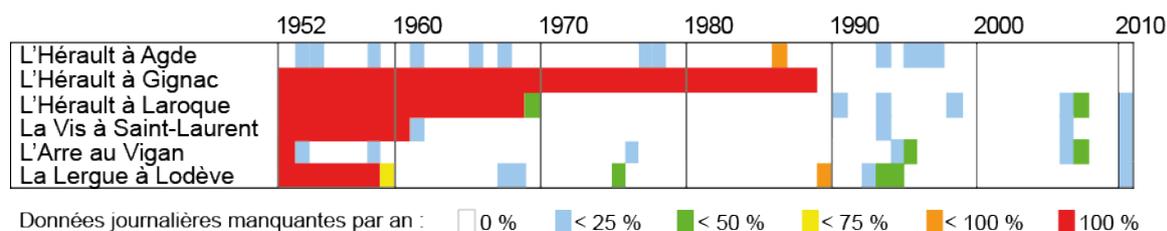


FIGURE 2.8 – Disponibilité temporelle des séries de débit à différentes stations de jaugeage du bassin de l'Hérault.

Le découpage du bassin permet de définir six unités hydrologiques aux caractéristiques physiques et humaines contrastées (FIG 2.9). La portion de bassin de Laroque correspond à la zone amont. Les prélèvements sont relativement faibles et sont utilisés majoritairement pour l'usage domestique. La zone médiane a été divisée en quatre portions de bassin. La portion de Saint-Laurent est la moins anthropisée (2 470 habitants en 2007) : les prélèvements y sont les plus faibles et sont exclusivement utilisés pour les besoins domestiques. La portion de Lodève est plus peuplée (9 725 habitants en 2007), et les prélèvements sont majoritairement utilisés pour le secteur domestique (97 %). La portion de Gignac présente des prélèvements en eau principalement dédiés à l'agriculture (96 %), avec en particulier le réseau d'irrigation de l'ASA

du canal de Gignac, connecté à la rivière, et qui représente le prélèvement pour l'irrigation le plus important du bassin de l'Hérault avec 34 hm³/an en moyenne. Enfin, la portion qui alimente le barrage du Salagou est la moins peuplée (895 habitants en 2007). L'eau qui est prélevée dans la réserve du barrage par pompage est essentiellement destinée à l'irrigation (0,2 hm³/an). Le barrage régule une faible partie des écoulements du bassin, soit environ 3 % des écoulements totaux annuels moyens à Agde. La portion aval correspond à la zone alluviale. C'est la portion la plus peuplée puisqu'elle concentre 51 % de la population du bassin de l'Hérault. 92 % des volumes d'eau prélevés sont utilisés pour la consommation domestique (22 hm³/an en moyenne), dont 40 % alimentent des communes externes au bassin de l'Hérault, sur le littoral méditerranéen et dans l'ouest-montpelliérain.

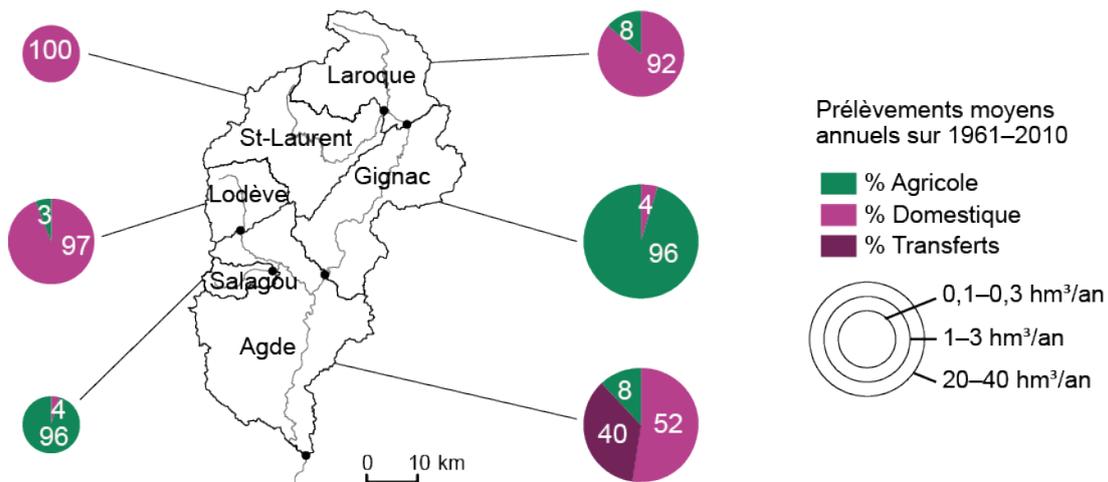


FIGURE 2.9 – Découpage spatial du bassin de l'Hérault en six portions selon les caractéristiques géographiques principales et la disponibilité des séries de débit : la Vis à Saint-Laurent (497 km²), l'Hérault à Laroque (414 km²), la Lergue à Lodève (186 km²), l'Hérault à Gignac (514 km²), le barrage-réservoir du Salagou (77 km²) et l'Hérault à Agde (972 km²).

3.3 Calcul d'un bilan hydrologique

L'approche méthodologique présentée dans ce chapitre vise à comprendre les processus à l'origine de la baisse observée des débits. Entre les deux périodes définies dans la section précédente, elle s'est tout d'abord appuyée à l'échelle globale sur (i) le calcul d'un bilan hydrologique et (ii) l'analyse de l'évolution de la dynamique saisonnière des différentes variables du bilan hydrologique. Dans un deuxième temps, des bilans hydrologiques à l'échelle des portions de bassin préalablement identifiés ont été calculés pour analyser les changements internes qui sont apparus au sein du bassin entre les deux périodes d'étude.

Un bilan hydrologique a été réalisé pour les périodes 1961–1980 et 1981–2010 afin d'évaluer l'impact relatif de la variabilité climatique et des usages de l'eau sur les ressources en eau du bassin. Dans ce bilan, les volumes précipités, évapotranspirés, prélevés au sein du bassin et écoulés à l'exutoire ont été estimés. La part d'eau prélevée qui retourne au réseau hydrographique n'a pas été prise en compte. Cette incertitude sur le calcul du bilan reste cependant négligeable puisque les prélèvements annuels moyens représentent moins de 3 % du volume précipité. Ce bilan a permis de déterminer l'évolution de chaque composante du bilan hydrologique et d'appréhender leur impact sur les écoulements. Ce bilan a été effectué à l'échelle de l'ensemble du bassin en s'appuyant sur la chronique de débit à la station d'Agde (FIG 2.1).

Pour ce bilan, l'évapotranspiration réelle (ETR) a été évaluée avec la méthode de [Rambal et al. \(2009\)](#). L'hypothèse de cette méthode est que la variation de stock hydrique sur une année est nulle à l'échelle du bassin hydrologique. Le bilan est alors défini par :

$$Q = P - ETR \quad (2.10)$$

Avec P la précipitation annuelle (mm/an), Q le débit annuel moyen (mm/an) et ETR l'évapotranspiration réelle annuelle (mm/an).

L'évolution des prélèvements en eau sur le bassin de l'Hérault étant susceptible d'avoir modifié le bilan hydrologique, un autre terme a été ajouté à l'EQ 2.10 :

$$Q = P - ETR - Pr \quad (2.11)$$

Avec Pr les prélèvements annuels (mm/an).

[Rambal et al. \(2009\)](#) ont développé une méthode qui évalue l'ETR annuelle en fonction de la couverture végétale. Pour une couverture végétale donnée, le débit peut être relié linéairement à la précipitation selon l'équation suivante :

$$Q = \alpha.(P - P_0) \quad (2.12)$$

Avec α et P_0 des coefficients qui dépendent du couvert végétal. La pente α traduit la sensibilité de l'évapotranspiration à un couvert végétal pour une augmentation de la pluie et P_0 est la pluie minimale au-delà de laquelle apparaît l'écoulement ([Rambal et al., 2009](#)).

Ainsi, en connaissant la précipitation annuelle et le débit moyen annuel d'un bassin versant occupé par un certain type de végétation, l'ETR peut être définie par :

$$ETR = (P - Pr) - \alpha.(P - P_0) \quad (2.13)$$

Un bilan hydrologique sur les périodes avant et après 1980 a été estimé sur les portions de bassin identifiées. Etant donné que les chroniques de débit de deux stations (l'Hérault à Gignac et le barrage du Salagou) n'étaient disponibles qu'à partir des années 1990, le bilan hydrologique a été limité à quatre portions : la Lergue à Lodève, la Vis à Saint-Laurent, L'Hérault à Laroque et la portion aval du bassin (l'Hérault à Agde) délimitée par ces précédentes stations. Les écoulements pour la portion de Laroque et d'Agde ont été calculés en soustrayant les débits des têtes de bassins aux débits mesurés au niveau de ces stations. Une analyse préalable des hydrogrammes observés sur la FIG 2.10 a en effet montré que le temps de transfert entre stations était inférieur à un jour, rendant ainsi cette soustraction possible à l'échelle journalière.

L'analyse des changements saisonniers dans les forçages climatiques et anthropiques peut aider à mettre en avant et à comprendre les causes des changements observés au niveau des écoulements à l'échelle annuelle. Ainsi, la variabilité mensuelle moyenne du débit, des précipitations, des températures et des prélèvements a été analysée sur les périodes précédant et suivant 1980. Cette analyse a permis d'évaluer si ces variables ont connu un changement interne dans leur régime de fonctionnement sur les deux périodes étudiées. Cette analyse a

donné une nouvelle fenêtre d'interprétation pour comprendre la diminution des débits observés à l'exutoire du bassin. Elle a aussi permis de confronter l'évolution entre ressource disponible et prélèvements à l'échelle saisonnière.

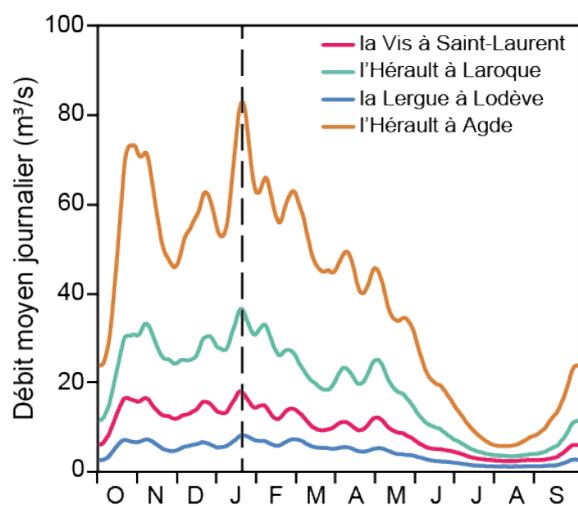


FIGURE 2.10 – Débit moyen journalier sur la période 1969–2010 aux stations de la Vis à Saint-Laurent, l'Hérault à Laroque, la Lergue à Lodève et l'Hérault à Agde.

4 Impact de la variabilité climatique et anthropique sur les écoulements

4.1 Bilan hydrologique à l'échelle du bassin

La FIG 2.11 présente le bilan annuel moyen entre ressources et prélèvements en eau sur les périodes 1961–1980 et 1981–2010 à l'échelle du bassin. Les deux bilans montrent que la répartition de l'eau précipitée selon différents compartiments (évapotranspiration, prélèvements et écoulements) a évolué entre les deux périodes (voir aussi FIG 2.12). Sur 1961–1980, le volume annuel moyen d'eau précipitée ($3\,080\text{ hm}^3$) semble s'être écoulé pour plus de moitié (55 %) à l'exutoire, le reste ayant été évapotranspiré (42 %) et prélevé (2 %). En revanche, sur la période 1981–2010, le volume annuel moyen d'eau précipitée ($2\,760\text{ hm}^3$) aurait été majoritairement évapotranspiré (59 %), plus d'un tiers écoulé (37 %) et une partie prélevée pour l'irrigation et la consommation domestique (3 %). La diminution d'environ 600 hm^3 du volume écoulé moyen entre les deux périodes semble donc s'expliquer majoritairement à la fois par une diminution d'environ 300 hm^3 des volumes précipités annuels moyens et par une augmentation d'environ 300 hm^3 du volume évapotranspiré annuel moyen.

A l'échelle annuelle, la diminution du débit semble ainsi due à la conjonction entre une diminution des précipitations (-11 %) et une augmentation de l'évapotranspiration (+25 %). L'augmentation de l'évapotranspiration traduit une augmentation des températures annuelles moyennes de $1,5^\circ\text{C}$. Par ailleurs, on peut constater que, malgré une augmentation sensible des volumes prélevés ($+20\text{ hm}^3$ entre les deux périodes), ces derniers représentent une quantité faible du bilan hydrologique à l'échelle annuelle.

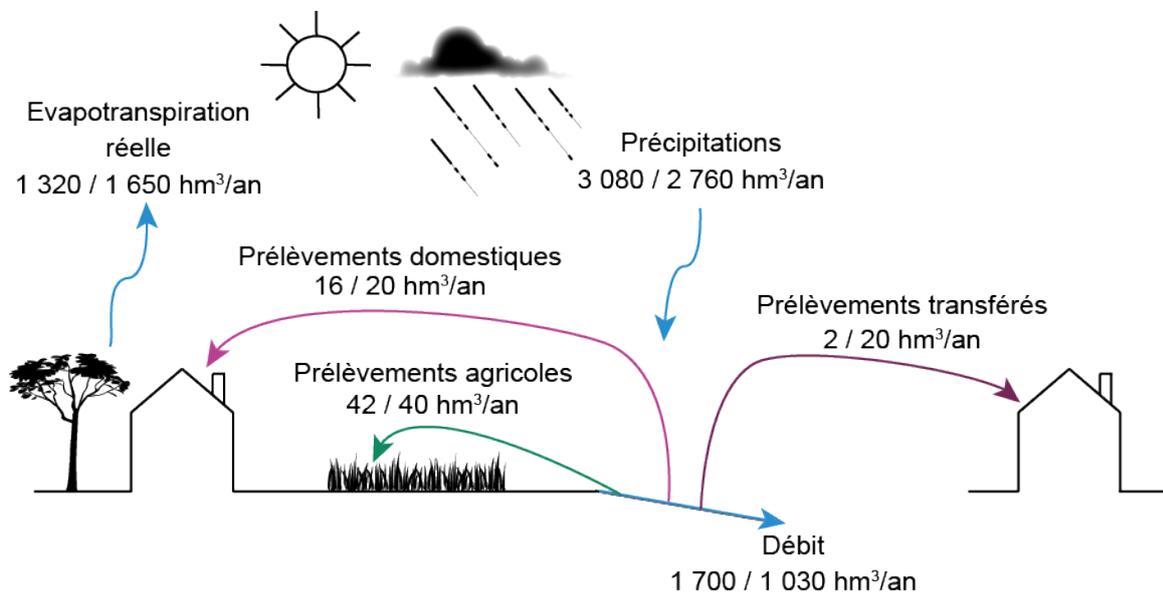


FIGURE 2.11 – Bilan hydrologique moyen annuel entre les ressources en eau et les prélèvements sur le bassin de l'Hérault pour les périodes 1961–1980 (sur la gauche) et 1981–2010 (sur la droite).

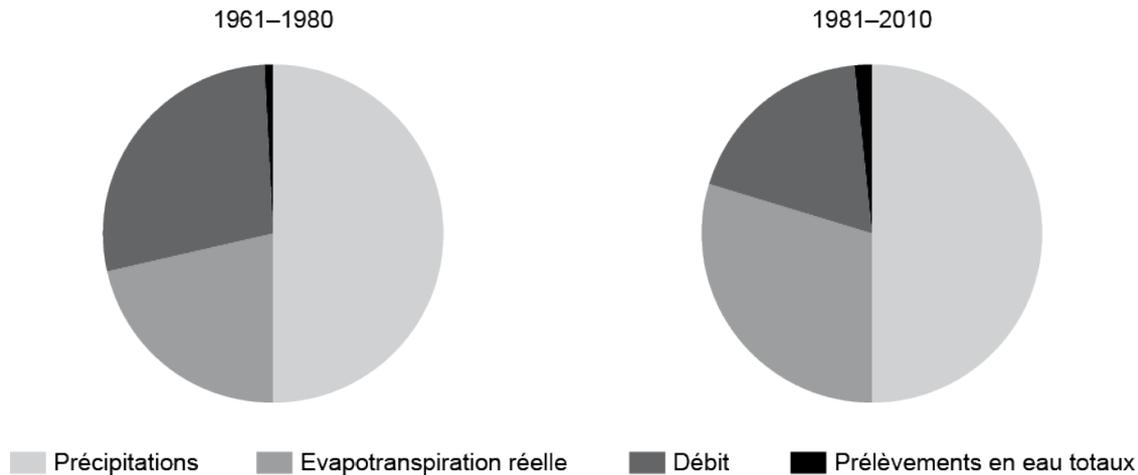


FIGURE 2.12 – Répartition relative des variables du bilan hydrologique sur le bassin de l’Hérault pour les périodes 1961–1980 et 1981–2010.

4.2 Variabilité saisonnière à l’échelle du bassin

La diminution du débit annuel moyen à l’exutoire du bassin peut être associée à une modification de la dynamique saisonnière des événements hydro-climatiques (FIG 2.13). La FIG 2.13a montre la variation saisonnière du débit sur les périodes 1961–1980 et 1981–2010. Les crues hivernales (janvier à mars) ont diminué en moyenne de plus de moitié sur la période 1981–2010 par rapport à 1961–1980. Dans le même temps, les crues automnales ont eu tendance à se produire un mois plus tard tandis que les périodes d’étiages ont été plus marquées (-45 % du débit en été). La FIG 2.13b montre que le régime des précipitations a significativement évolué entre les deux périodes. Alors que les précipitations automnales (de septembre à novembre) présentent la même intensité sur les deux périodes, les précipitations hivernales (de janvier à mars) ont diminué d’environ 35 %. Cette tendance est d’évidence à l’origine de la diminution très sensible des écoulements hivernaux (-63 %). La FIG 2.13c montre que l’augmentation de la température entre les deux périodes a été particulièrement importante en été (une augmentation de 1,6°C sur la période juin-août) et en hiver (près de 1°C d’augmentation sur la période décembre-janvier). L’augmentation sensible des températures estivales semble donc avoir accentué la baisse des écoulements d’étiage. Enfin, la FIG 2.13d montre que si l’augmentation des prélèvements a été importante entre les deux périodes (environ +30 % à l’échelle annuelle), ceux-ci restent trop faibles pour avoir contribué de manière significative à la baisse des écoulements annuels à l’exutoire du bassin. Néanmoins, leur impact sur le débit d’étiage est visible en été : de juin à août, les débits ont diminué de 43 à 23 hm³/mois alors que les prélèvements ont augmenté de 9 à 11 hm³/mois. Ils ont donc contribué à un dixième de la diminution du débit d’étiage. A l’échelle saisonnière, cette augmentation a accru le niveau du stress hydrique du fait de la réduction conjointe des écoulements (voir FIG 2.16 et discussion). La variation mensuelle des prélèvements doit cependant être prise avec précaution car elle reflète la dynamique des prélèvements observés en 2007.

Cette analyse saisonnière permet de montrer qu’à l’échelle du bassin versant, la diminution observée de 11 % des précipitations annuelles entre les périodes 1961–1980 et 1981–2010 provient majoritairement d’une diminution des précipitations hivernales, qui expliquent en majorité la diminution des écoulements de janvier à mars à l’exutoire du bassin.

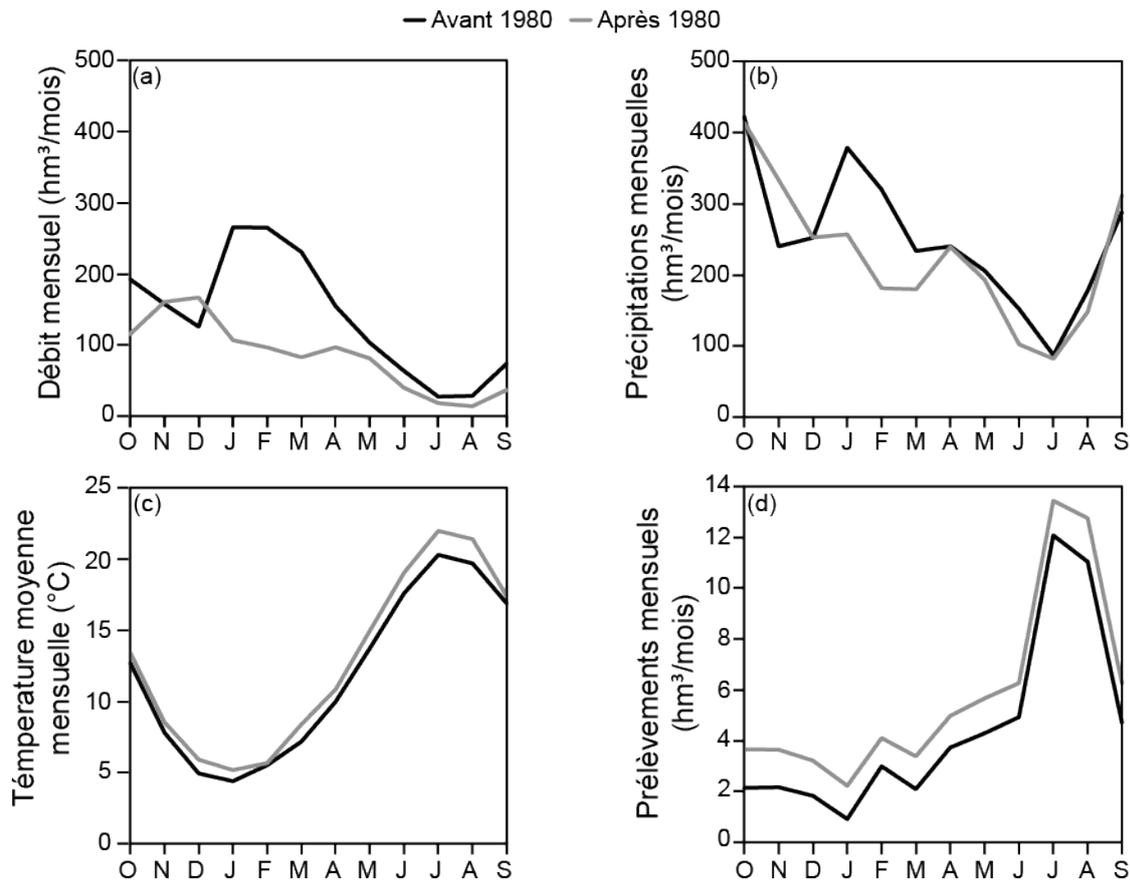


FIGURE 2.13 – Variations mensuelles moyennes avant et après 1980 : (a) du débit à l'exutoire, (b) des précipitations, (c) de la température moyenne, (d) des prélèvements en eau totaux.

4.3 Bilan hydrologique à l'échelle des portions de bassin

Le TAB 2.4 présente les valeurs des paramètres α et P_0 obtenues par portion de bassin pour l'estimation de l'ETR selon l'EQ 2.13 (voir une illustration de régression linéaire obtenue pour la portion de Lodève sur la FIG 2.14). Le calcul des coefficients de détermination (r^2) valide les régressions linéaires entre les précipitations annuelles et le débit annuel sur chaque portion, puisque les valeurs de r^2 sont supérieures à 0,85 sur la période 1961–1980 et supérieures à 0,75 sur la période 1981–2010. Le plus notable est l'augmentation du paramètre P_0 sur la période 1981–2010, qui traduit le fait que l'écoulement apparaît à partir d'un seuil de précipitation plus élevé et donc que l'ETR a augmenté sur cette période.

Les bilans hydrologiques estimés par portion de bassin sur les périodes 1961–1980 et 1981–2010 sont présentés sur la FIG 2.15. Les précipitations annuelles moyennes ont diminué partout de façon plus ou moins marquée : -11 % à Saint-Laurent, -21 % à Laroque, -10 % à Lodève et -5 % à Agde. Au contraire, l'ETR annuelle a augmenté sur l'ensemble du territoire (+16 % à Laroque, +24 % à Lodève et +56 % à Agde), sauf au niveau du bassin de Saint-Laurent où elle a légèrement diminué (-9 %). De même, les prélèvements ont augmenté partout (+20 % à Laroque, +30 % à Lodève et +31 % à Agde), sauf dans le bassin de Saint-Laurent où ils ont diminué de 50 %.

TABLEAU 2.4 – Valeurs des paramètres α et P_0 obtenus pour l'évaluation de l'ETR et coefficient de détermination (r^2) pour chaque portion sur les périodes 1961–1980 et 1981–2010. *La portion d'Agde contient les portions de Gignac et du Salagou ; les paramètres ont été calculés sur 1969–2010 pour la portion de Laroque.

| Portion | 1961–1980 | | | 1981–2010 | | |
|---------------|-----------|-------|-------|-----------|-------|-------|
| | α | P_0 | r^2 | α | P_0 | r^2 |
| Saint-Laurent | 0,53 | 240 | 0,86 | 0,55 | 301 | 0,82 |
| Laroque* | 0,55 | 85 | 0,87 | 0,56 | 317 | 0,78 |
| Lodève | 0,81 | 249 | 0,86 | 0,81 | 421 | 0,87 |
| Agde* | 0,78 | 318 | 0,85 | 0,66 | 400 | 0,75 |

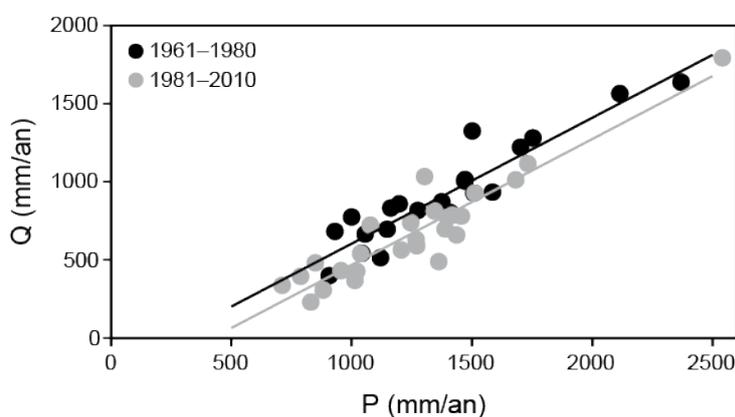


FIGURE 2.14 – Régression linéaire entre les précipitations annuelles et le débit annuel et observations sur les périodes 1961–1980 et 1981–2010 pour la portion de Lodève.

La diminution des écoulements par portion (-21 % à Saint-Laurent, -42 % à Laroque, -33 % à Lodève et -57 % à Agde) s'expliquerait alors de la façon suivante : l'effet de la diminution des précipitations semble avoir été plus important en amont qu'en aval et, à l'inverse, l'augmentation de l'ETR aurait été plus marquée dans les parties aval du bassin. L'augmentation de l'ETR dans la partie aval sur la période post-80 semble principalement liée à l'augmentation des températures (+1°C en moyenne au niveau de la portion aval du bassin entre les deux périodes). Enfin, la diminution des écoulements dans la partie aval entre les deux périodes d'étude (-56 %) peut être également liée, bien que dans une moindre mesure, à l'augmentation sensible des prélèvements dans cette zone puisque ceux-ci sont passés de 51 hm³/an à 66 hm³/an, soit respectivement 6 % du volume annuel écoulé sur cette portion avant 1980, contre 19 % après 1980.

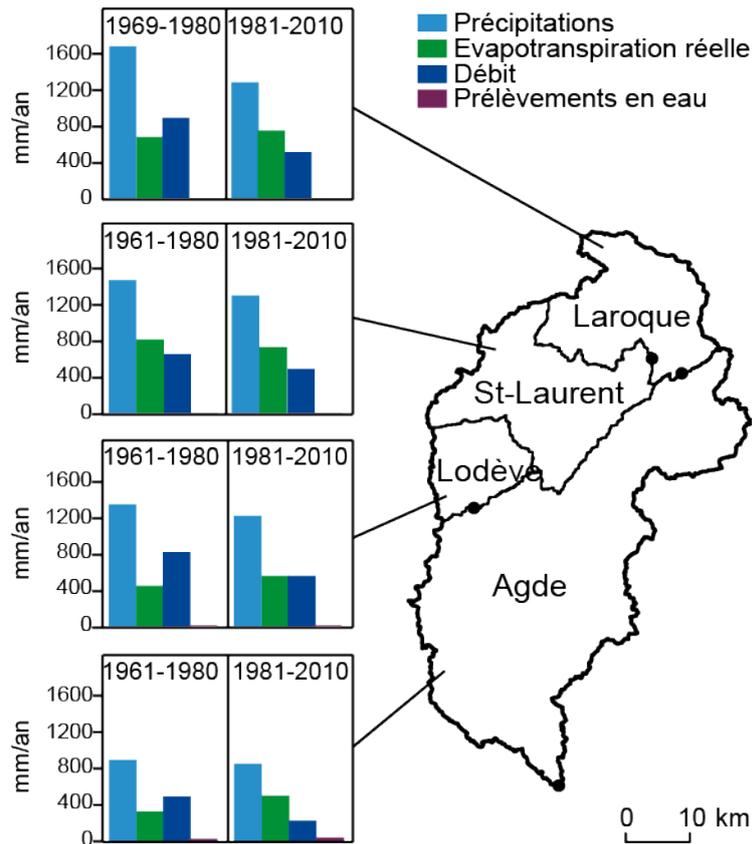


FIGURE 2.15 – Bilan hydrologique moyen annuel entre les précipitations, l'évapotranspiration réelle, le volume écoulé et les prélèvements totaux à l'échelle des portions de bassin sur 1961–1980 (1969–1980 pour Laroque) et 1981–2010.

5 Discussion et conclusion

Dans ce chapitre, l'objectif était de comprendre les raisons de la baisse du débit observée au cours des 50 dernières années à plusieurs stations de jaugeage sur le bassin de l'Hérault. Cette étude a évalué les impacts relatifs des changements climatiques et d'usage de l'eau sur les ressources en eau pendant deux périodes contrastées. La méthode proposée s'est appuyée dans un premier temps sur l'étude du bilan hydrologique annuel, et de l'évolution saisonnière des variables de ce bilan à l'échelle globale. Dans un deuxième temps, l'analyse des bilans hydrologiques à l'échelle des portions de bassin a permis de compléter la compréhension du fonctionnement du bassin étudié.

Tout d'abord, le bilan hydrologique annuel à l'échelle du bassin a montré que la baisse des écoulements était expliquée principalement par la diminution des précipitations annuelles et l'augmentation de l'ETR. Les tendances annuelles observées de la baisse du débit et de l'augmentation de la température sont en accord avec celles mises en avant par [Chaouche et al. \(2010\)](#) dans le sud de la France. Ces auteurs ont utilisé le test de Mann-Kendal pour évaluer des tendances annuelles de précipitations et température. Par contre, l'utilisation de ce test ne leur a pas permis d'identifier l'influence des précipitations sur les écoulements puisqu'aucune tendance statistique n'a été mise en avant. Enfin, bien que l'augmentation des prélèvements en eau ne semble pas avoir eu d'impact visible sur les écoulements annuels, la prise en compte de cette variable dans le bilan hydrologique a permis d'évaluer leur influence sur la disponibilité de la ressource à une échelle temporelle (saisonnière) et spatiale (portion de bassin) plus fine.

Ensuite, l'analyse saisonnière a permis d'identifier les causes de la tendance hydrologique annuelle à l'échelle du bassin. En effet, la diminution importante des précipitations hivernales semble expliquer majoritairement la baisse du débit à l'exutoire. De plus, l'augmentation conjointe de la température et des prélèvements estivaux est essentiellement à l'origine de la diminution du débit d'étiage (-50 %). Alors que les tendances des précipitations hivernales et des températures estivales ont aussi été observées dans cette région par [Lespinas et al. \(2010\)](#) et [Stahl et al. \(2010\)](#), ces différents auteurs ont conclu que la baisse du débit était principalement liée à l'augmentation de la température. En revanche, nos résultats montrent que cette diminution provient de la conjonction d'une baisse significative des précipitations hivernales (-35 % de janvier à mars) et d'une augmentation générale des températures (+1°C) et donc de l'ETR (+25 %). Alors que l'impact sur le débit de la diminution des précipitations est visible en hiver et au début du printemps, celui de l'augmentation de la température a entraîné une évapotranspiration plus prononcée tout au long de l'année ainsi que des étiages plus sévères en été, ce qui a été amplifié par l'augmentation des prélèvements à cette période de l'année. La différence entre les conclusions tirées par les auteurs précédents et celles de cette étude est expliquée d'une part par les difficultés à rassembler et compléter une base de donnée sur les prélèvements. D'autre part, si les tests statistiques ne font pas ressortir de tendance ou de rupture particulière, seule une analyse approfondie peut permettre de comprendre des processus qui ne sont pas mis en avant par ces méthodes statistiques. Ici, l'analyse saisonnière permet de montrer l'influence conjuguée de plusieurs variables sur les écoulements à différentes périodes de l'année.

Enfin, les bilans réalisés à l'échelle des portions de bassin montrent que les impacts de la variabilité climatique et anthropique sont différents selon les portions étudiées. La diminution du débit dans les portions amont s'explique principalement par la diminution des précipitations

hivernales. L'observation de la diminution des précipitations hivernales en tête de bassin a aussi été décrite sur d'autres bassins du sud de la France (Ludwig *et al.*, 2004; Lespinas *et al.*, 2010) et en Espagne (Moran-Tejeda *et al.*, 2010). Dans la partie aval du bassin, la diminution des écoulements semble, au contraire, principalement liée à l'augmentation de la température et, surtout en été, à celle des prélèvements. En effet, l'augmentation des prélèvements en eau a probablement contribué à un étiage plus marqué. De plus à l'échelle annuelle, le rapport entre les volumes prélevés et les volumes écoulés (FIG 2.16a) présente une tendance nette à l'augmentation depuis les années 1980. Cette augmentation se traduit par un stress hydrique de plus en plus récurrent en été (FIG 2.16b), lors de la saison touristique où la demande en eau peut tripler. Elle induit aussi des difficultés chroniques en terme de capacité d'allocation en eau pour les différents usagers et des conflits de partage de la ressource. Par exemple en été, l'activité du secteur touristique d'activités en eau douce (location de canoës) est souvent limitée par le faible débit présent dans le réseau hydrographique du fait des prélèvements qui alimentent le secteur agricole (Loubier *et al.*, 2003).

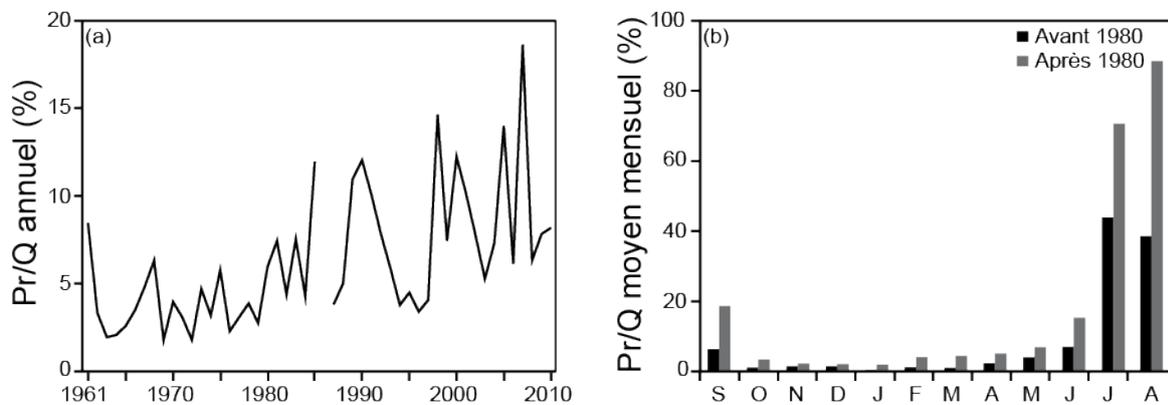


FIGURE 2.16 – Evolution du rapport entre les prélèvements totaux (Pr) sur le bassin et le débit (Q) mesuré à Agde sur la période 1961–2010 : (a) moyennes annuelles (la série de débit présente des lacunes en 1986) ; (b) moyennes mensuelles sur les périodes 1961–1980 et 1981–2010.

L'analyse du fonctionnement interne et saisonnier du bassin, et de son évolution sur les 50 dernières années apporte ainsi des clefs de compréhension pour appréhender les questions de gestion de la ressource, surtout pour la saison estivale où le stress hydrique est le plus important. Cette conjonction entre tendances hivernale et estivale montre également que le stress hydrique s'est accru sur le bassin et pose la question de la capacité future à satisfaire les besoins en eau.

La méthode proposée dans ce chapitre a ainsi permis de comprendre le fonctionnement hydrologique d'un bassin hétérogène sur une longue période de temps. Elle peut être appliquée à d'autres bassins pour lesquels une base de données annuelle hydro-climatique et de prélèvements est disponible ou peut être reconstituée sur une période de temps plus longue. Les résultats soulèvent l'importance de prendre en compte les usages anthropiques de la ressource en eau pour évaluer les évolutions passées de la ressource en eau et de sa disponibilité. Ainsi, la plus grande contrainte pour appliquer cette méthode est la nécessité de disposer d'une base de données sur une longue période temporelle et répartie sur un territoire de méso-échelle. Enfin, la cohérence de la base de données doit être vérifiée. Sur plusieurs décennies, une bonne connaissance du terrain est nécessaire pour critiquer les données hydro-climatiques ainsi que les données spatio-temporelles qui peuvent provenir de différentes sources. Cette expertise de

la zone d'étude est donc nécessaire afin d'homogénéiser les informations.

Cette analyse préalable constitue une base solide pour la suite de ce travail concernant l'évaluation des changements futurs de la capacité de la ressource en eau à satisfaire les demandes sur le bassin de l'Hérault.

Chapitre 3

Modélisation intégrative de la capacité à satisfaire la demande en eau

1 Introduction

Comme l'objectif principal est l'évaluation de la capacité du bassin de l'Hérault à satisfaire la demande en eau dans le futur, il est maintenant nécessaire de mener une modélisation des observations passées. Cet exercice doit rendre compte des interactions observées entre le climat, les écoulements et la demande en eau.

Afin de simuler les écoulements, de nombreux modèles existent. Le choix du modèle hydrologique s'est basé sur plusieurs considérations : tout d'abord, la modélisation des écoulements doit être menée sur chaque portion de bassin (c'est-à-dire sur des zones de l'ordre de 100 km²), et sur de longues périodes de temps (plusieurs décennies). Ensuite, le contexte géologique du bassin est diversifié puisqu'il évolue d'un socle schisteux en amont, vers des calcaires karstifiés puis une plaine alluviale en aval, qui présentent des dynamiques hydrogéologiques différentes. Enfin, la base de données disponible est aussi un élément de contrainte pour le choix du modèle. En effet, sur ce bassin de longues séries hydro-climatiques sont disponibles au pas de temps journalier. Cependant, le réseau piézométrique est épars et les séries temporelles sont relativement courtes (moins de 10 ans sur la période récente, souvent au pas de temps mensuel et comportant de nombreuses lacunes). Cette base de données est donc insuffisante pour être utilisée dans le calage et la validation d'un modèle hydrologique. Pour toutes ces raisons, un modèle existant connu pour donner des résultats de simulation de débit satisfaisants, et sur des cas d'étude variés à travers le monde, a été choisi : il s'agit du modèle du Génie Rural à 4 paramètres Journalier (GR4J) (Perrin *et al.*, 2003). La perturbation des écoulements par le barrage principal est aussi prise en compte dans ce chapitre. Peu de modèles de fonctionnement de barrage existent : on en trouve notamment dans les logiciels de gestion intégrée comme WEAP (Yates *et al.*, 2005) (voir par exemple Alfara *et al.*, 2012). Cependant, le fonctionnement propre au barrage du Salagou, qui est géré selon la cote du réservoir, ne permet pas une utilisation satisfaisante des outils existants. Or la prise en compte du fonctionnement de ce barrage est essentielle pour la gestion de l'eau du bassin de l'Hérault. C'est pour cela qu'un modèle spécifique de fonctionnement de ce barrage a été développé dans ce chapitre, afin de représenter la variation de la cote et du volume du réservoir, ainsi que les lâchers qui alimentent le fleuve Hérault.

Le mode d'évaluation de la demande en eau a aussi été contraint par les données disponibles. Deux types de demande en eau ont été identifiées sur le bassin de l'Hérault : la demande pour l'usage domestique, et celle pour l'irrigation des cultures. La demande domestique a été estimée en fonction de la population et d'une estimation de la demande domestique unitaire. Cette méthode simple est souvent utilisée en France (voir par exemple Rinaudo, 2013). La demande agricole a été simulée en fonction des types de culture, des types de sol et des rendements des réseaux d'irrigation. Pour cela, un modèle a été développé au pas de temps étudié, à travers l'application et l'adaptation du modèle d'irrigation de la FAO Cropwat (Allen *et al.*, 1998). Le modèle Cropwat n'a pas été utilisé tel quel car il a été développé au pas de temps mensuel et ce pas de temps n'est pas assez fin pour représenter la dynamique de la demande en eau des plantes dans cette étude.

La mise en oeuvre d'une chaîne de modélisation intégrative pose la question du pas de temps utilisé : comment représenter des variables provenant de disciplines différentes, et présentant leur propre dynamique, en tenant compte des enjeux de la ressource en eau en contexte méditerranéen ? En effet, il est essentiel de représenter les processus hydro-climatiques qui,

en contexte méditerranéen, peuvent être induits par des événements extrêmes. Bien que de nombreuses études d'impact aient été contraintes par les données disponibles à utiliser un pas de temps mensuel (Bronstert *et al.*, 2000; Quilbé & Rousseau, 2007; Varela-Ortega *et al.*, 2011), un pas de temps plus fin (par exemple journalier Oxley *et al.*, 2004; Siou *et al.*, 2011; Bangash *et al.*, 2012) paraît mieux adapté pour des bassins méditerranéens afin de représenter correctement la variabilité des événements pluvieux et simuler les processus hydrologiques méditerranéens (Moussa *et al.*, 2007). Ainsi, les simulations des écoulements seront menées ici au pas de temps journalier. D'un autre côté, les données d'usage de l'eau, dont les variables sont des indicateurs significatifs de l'évolution de la demande en eau, sont généralement disponibles à des pas de temps plus grossiers. De plus, les processus de développement des plantes cultivées sont soumis à des dynamiques saisonnières qui doivent être prises en compte pour représenter les fluctuations de leur besoin d'irrigation tout au long de l'année en fonction des conditions climatiques. Pour ces différentes raisons, un pas de temps décadaire semble être un compromis acceptable pour analyser les processus hydro-climatiques et représenter les dynamiques anthropiques et des cultures, sur un bassin méditerranéen de méso-échelle, afin d'évaluer sur une longue période de temps l'évolution de la capacité à satisfaire la demande en eau. Le pas de temps décadaire sera donc mobilisé pour l'analyse des résultats tout au long de la chaîne de modélisation.

Dans ce chapitre, une approche intégrative qui évalue sur le long terme l'évolution de la capacité de la ressource en eau d'un bassin méditerranéen de méso-échelle à satisfaire la demande y est développée. Cette étude propose une approche inter-disciplinaire qui estime comment les changements climatiques et d'usage de l'eau ont influencé la capacité de la ressource à satisfaire la demande en eau. En lien avec les attentes des gestionnaires, la fréquence de satisfaction de la demande ainsi que sa variation saisonnière sont analysées au cours des 50 dernières années.

2 Présentation de la chaîne de modélisation

2.1 Evaluation de la capacité de satisfaction

2.1.1 Présentation générale

La chaîne de modélisation intégrative développée dans ce chapitre vise à évaluer la capacité de la ressource en eau à satisfaire la demande de 1961 à 2010 (FIG 3.1) sur les six portions du bassin de l'Hérault définies dans le chapitre précédent. Cette approche intégrative tient compte des processus hydro-climatiques du bassin, des sites principaux de demande en eau ainsi que de la régulation des écoulements par le barrage principal. Les changements environnementaux n'ont pas été pris en compte puisqu'il a été montré précédemment que les changements d'occupation du sol (11 % de reforestation) n'ont pas eu d'impact significatifs sur le débit au cours des 50 dernières années (Collet *et al.*, 2013b). D'une part, la ressource disponible est simulée à l'aide d'un modèle hydrologique et d'un modèle barrage. D'autre part, la demande optimale est estimée séparément selon deux sources qui ont été identifiées sur le bassin de l'Hérault : la demande domestique, contrainte majoritairement par la dynamique de la population, et la demande agricole, contrainte par le climat et les types de cultures et de sols. La ressource et la demande sont alors confrontées à l'aide d'un indice de satisfaction de la demande, calculé par ordre de priorité.

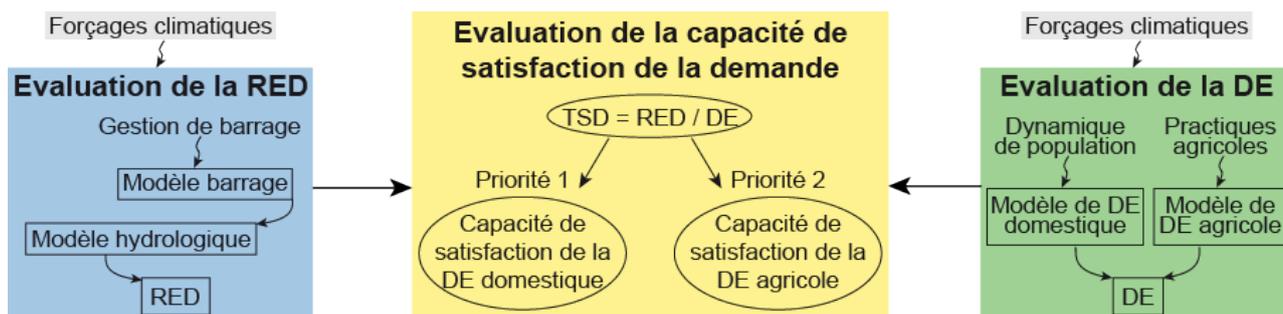


FIGURE 3.1 – Principes généraux de la chaîne de modélisation hydrologique intégrative. RED : ressource en eau disponible, DE : demande en eau, TSD : taux de satisfaction de la demande.

2.1.2 Définition du taux de satisfaction

Pour chaque portion de bassin, un taux de satisfaction de la demande (TSD) a été calculé au pas de temps décadaire de 1961 à 2010. Cet indice évalue la capacité de la ressource disponible à satisfaire chaque type de demande optimale estimée. Ce calcul se base sur un taux de satisfaction de la demande en eau (Milano *et al.*, 2013a), et est défini comme étant le ratio entre la ressource en eau disponible (RED) et la demande en eau (DE) :

$$TSD = \frac{RED}{DE} \times 100 \quad (3.1)$$

Le taux de satisfaction de la demande a été calculé pour chaque type de demande en tenant compte de leur ordre de priorité. Comme stipulé dans la circulaire du 2 août 2010 par le Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de la Mer (MEEDM), la demande en eau domestique est prioritaire par rapport à la demande en eau agricole. Il

faut noter que sur la portion d'Agde, le prélèvement de Florensac alimente en eau potable exclusivement des communes localisées à l'extérieur du bassin. Cette demande domestique a été incluse dans la demande domestique pour les communes de la portion d'Agde. Pour chaque demande en eau, la ressource disponible est calculée comme suit :

$$RED = Q_{sim} - \sum V_{prio} \quad (3.2)$$

avec Q_{sim} le débit simulé à l'exutoire de la portion et V_{prio} la quantité d'eau attribué aux demandes de priorité plus importante. Ainsi, pour la demande domestique, la RED est le débit simulé dans la rivière à l'exutoire de la portion considérée. Pour la demande agricole, la RED est le débit simulé moins la quantité d'eau attribuée à la demande domestique.

Enfin, une partie de l'eau prélevée retourne au milieu après utilisation de l'eau. Pour l'usage domestique, le retour au milieu a été considéré comme le ratio entre les débits sortants des stations d'épuration et les volumes prélevés (70 %). Cette valeur est comparable à celle estimée pour l'ensemble de la France (75 %) (Chazot *et al.*, 2012). Le retour au milieu des prélèvements agricoles correspond aux fuites des réseaux d'irrigation et a été évalué à 80 % pour l'ASA du Canal de Gignac, 15 % pour les portions équipées de systèmes sous pression et 60 % pour les portions équipées de systèmes gravitaires. Ainsi, une partie de la quantité d'eau attribuée aux noeuds de demande est retirée du débit simulé à l'exutoire de chaque portion de bassin (EQ 3.3). Ce nouveau débit alimente ensuite la portion de bassin aval dont le débit disponible est la somme du débit simulé dans cette portion et le $Q_{exutoire}$ de la portion amont.

$$Q_{exutoire} = Q_{sim} - (1 - r_{dom}) \times V_{dom} - (1 - r_{agr}) \times V_{agr} \quad (3.3)$$

avec r_{dom} le taux de retour au milieu pour l'usage domestique, r_{agr} le taux de retour au milieu pour l'usage agricole, V_{dom} la quantité d'eau attribuée pour l'usage domestique et V_{agr} la quantité d'eau attribuée pour l'usage agricole.

Le barrage principal constitue une réserve d'eau utilisée pour la demande agricole dans le bassin amont qui l'alimente. Le calcul du TSD dans la portion de bassin qui alimente le barrage prend alors en compte l'eau disponible dans le réservoir pour la demande agricole. Comme les prélèvements dans ce barrage correspondent à une faible proportion de la réserve disponible, il n'y a pas eu de restriction sur cette demande qui a donc toujours été satisfaite sur la période observée. De même que pour les autres portions de bassin, la demande domestique est confrontée au débit disponible à l'exutoire de cette portion.

A travers l'utilisation du TSD, la chaîne de modélisation permet ainsi de confronter le bilan de la ressource disponible (débit simulé, réserve du barrage et précipitations disponibles pour les cultures irriguées) avec la demande en eau. En attribuant un ordre de priorité aux différentes demandes, cette méthode permet d'évaluer au pas de temps décadaire quel secteur demandeur en eau a pu être confronté à des restrictions par le passé.

2.1.3 Analyse du taux de satisfaction

Plus la valeur du taux est élevée et meilleure est la capacité de la ressource disponible à satisfaire la demande. Les valeurs de TSD obtenues ont été regroupées en cinq classes, dont les bornes sont décrites dans le TAB 3.1 pour les demandes domestique et agricole. Ces seuils ont été définis d'après les recommandations du Syndicat Mixte du Bassin du Fleuve Hérault

(SMBFH). Ces valeurs reflètent une nécessité de satisfaction de la demande plus exigeante pour le secteur domestique, qui est très fortement satisfait à partir d'un TSD de 97 %, par rapport au secteur agricole, très fortement satisfait à partir d'un TSD de 75 %.

TABLEAU 3.1 – Définition des classes du taux de satisfaction de la demande en eau.

| Demande | Très faible satisfaction | Faible satisfaction | Satisfaction modérée | Forte satisfaction | Très forte satisfaction |
|------------|--------------------------|---------------------|----------------------|--------------------|-------------------------|
| Domestique | 0–75 % | 75–95 % | 95–97 % | 97–99 % | 99–100 % |
| Agricole | 0–25 % | 25–50 % | 50–75 % | 75–95 % | 95–100 % |

Dans la circulaire du 2 août 2010, le MEEDM indique que les prélèvements en eau doivent être capables de satisfaire la demande pour les usages domestique et agricole, quatre années sur cinq, sans aucune restriction et en respectant les objectifs écologiques de la Directive Cadre sur l'Eau européenne. Afin d'évaluer si les indices obtenus correspondent aux observations de gestion de l'eau sur la période rétrospective, la fréquence moyenne d'années présentant des indices inférieurs à une "très forte satisfaction" a été calculée, pour les périodes 1961–1980 et 1981–2010. La variation saisonnière moyenne pour les années lacunaires a ensuite été étudiée sur ces deux périodes pour identifier à quel moment de l'année la demande n'a pu être satisfaite.

2.1.4 Bases de données

Les données utilisées dans ce chapitre sont présentées dans le TAB 3.4. Les données climatiques sont issues de la ré-analyse SAFRAN de Météo France (Quintana-Seguí *et al.*, 2008). Cette ré-analyse fournit au pas de temps journalier de 1961 à 2010 les données de précipitations (P), température à 2 m, humidité spécifique, vitesse du vent à 10 m et rayonnement incident dans le visible et dans l'infra-rouge sur une grille de 8x8 km. L'évapotranspiration potentielle (ETP) a été calculée avec l'EQ 3.4, proposée par la FAO (Allen *et al.*, 1998), à partir des variables fournies par SAFRAN (voir le détail du calcul en ANNEXE A). Cette formule a été choisie car elle est recommandée par la FAO pour les études agro-hydrologiques et est compatible avec les études de modélisation hydrologique ainsi que l'évaluation de l'évaporation des surfaces libres (Allen *et al.*, 1998). L'erreur induite par le choix de la formule d'ETP est ainsi limitée puisqu'une seule formule est utilisée dans l'ensemble de la chaîne de modélisation.

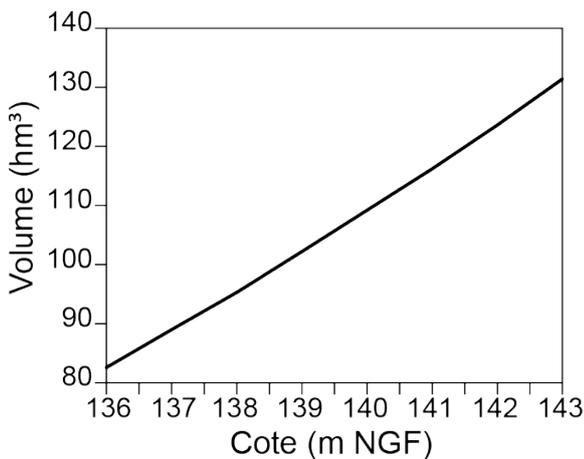
$$ET0 = \frac{0,408\Delta(R_n - G) + \gamma \frac{900}{T+273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + 0,34 \times u_2)} \quad (3.4)$$

Avec ET0 en mm/jour, R_n la radiation nette (MJ/m²/jour), G la densité de flux de chaleur du sol (MJ/m²/jour), négligée ici car très faible devant R_n , T la température (°C), u_2 la vitesse du vent à 2 m d'altitude (m/s), e_s la pression de vapeur saturante (kPa), e_a la pression de vapeur de l'air (kPa), Δ la pente de la courbe de pression de vapeur (kPa/°C) et γ la constante psychrométrique (kPa/°C).

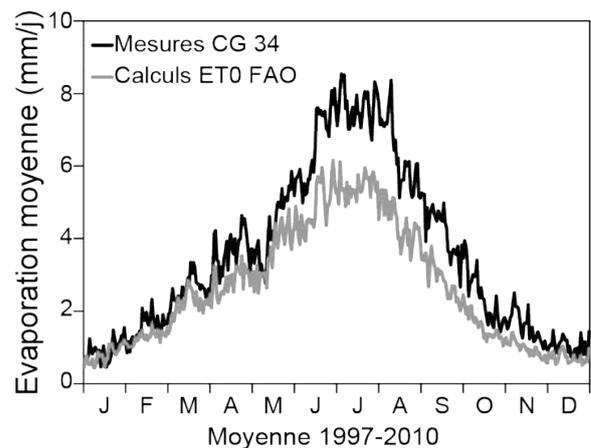
Les données de contrôle pour la simulation de la ressource en eau sont constituées des débits observés dans le réseau hydrographique à différentes stations et des données de fonctionnement

du barrage du Salagou. Les débits observés sont fournis par la Banque hydro au pas de temps journalier sur des périodes allant de 20 à 50 ans selon la station (La Vis à Saint-Laurent, l'Hérault à Laroque, l'Hérault à Gignac, la Lergue à Lodève et l'Hérault à Agde). Les données du barrage du Salagou sont fournies par le Conseil Général de l'Hérault (CG34) au pas de temps journalier de façon continue de 1990 à 2010. Elles se composent de la cote, la surface, le volume du barrage, la relation entre ces trois variables (relation HSV), ainsi que les débits lâchés *via* la turbine de la micro-centrale hydroélectrique et *via* les vannes du barrage (vanne de fond, jet creux et vanne papillon). La capacité de la turbine est de $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$, celle des vannes est de $120 \text{ m}^3/\text{s}$ au total. La cote et le débit lâché du barrage sont mesurés au niveau du barrage. Le volume de la réserve du barrage et la surface du barrage ont été déduites de la relation HSV établie à l'aide de la topographie du site avant sa mise en eau (voir FIG 3.2a). De 1971 (date de fin de mise en eau du barrage) à 1989, seules des observations de la cote du barrage sont disponibles, de façon discontinue. L'évaporation du lac est mesurée au pas de temps journalier depuis 1997 dans un bac Colorado enterré situé à proximité du lac par le CG34. L'ET0 calculée sur la période 1990–2010 a alors été comparée à celle mesurée sur la période 1997–2010.

La FIG 3.2b présente la moyenne journalière de l'évaporation mesurée (ET_m) sur le site et celle calculée (ET0) avec la formule de la FAO. La variation saisonnière de l'évaporation calculée correspond à celle mesurée. L'évaporation mesurée est cependant plus importante en été que celle calculée jusque 2 mm/j environ. Cette différence s'explique principalement par les effets de bords des bacs Colorado, dans lesquels, du fait de leur taille réduite, les échanges chaleur-vapeur sont amplifiés par rapport à un lac (Riou, 1971). Roche (1963) a noté qu'“en Afrique de l'Ouest, le coefficient de réduction permettant de passer de l'évaporation du bac enterré à une retenue est compris entre 0,66 et 1”. Sur le lac Tchad, Riou (1971) obtient un coefficient $\frac{ET_m}{ET_c}$ de 0,72 à l'échelle annuelle. Sur le lac du Salagou, ce coefficient est en moyenne annuelle de 0,74. Comme nous n'avons pas trouvé d'étude de ce type sur le bassin méditerranéen, il est difficile de faire une analogie entre les résultats obtenus en Afrique de l'Ouest et les tendances sur le barrage du Salagou. Néanmoins, comme le rapport entre ET mesurée et calculée est du même ordre sur les deux sites, l'ET0 calculée sur le barrage du Salagou semble cohérente avec l'évaporation mesurée dans le bac Colorado à proximité du barrage.



(a) Relation hauteur-volume.



(b) Evaporation journalière moyenne sur 1997-2010 mesurée dans un bac Colorado (CG34) et calculée avec la formule de la FAO.

FIGURE 3.2 – Données du barrage du Salagou.

Les données de forçage pour l'évaluation des demandes en eau sont diverses. Les prélèvements observés sont fournis par l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranéen et Corse (AERMC) au pas de temps annuel sur la période 1987–2010 et au pas de temps mensuel pour l'année 2007. Les données de population de l'Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques (INSEE) sont disponibles pour les années 1962, 1968, 1975, 1982, 1990, 1999 et 2007. Les données de coefficient de culture, profondeur racinaire, tarissement admissible, masse volumique apparente du sol, réserve utile et pierrosité sont issues de la littérature pour les cultures en climat méditerranéen (Allen *et al.*, 1998; Carbonneau, 1998; Huguet & Genard, 1998; Ruiz-Sinoga *et al.*, 2011) (TAB 3.2) et pour les sols dans la zone de Gignac (Bruand *et al.*, 2004) et de Lodève (Bonfils, 1993) (TAB 3.3). L'efficacité des réseaux d'irrigation a aussi été estimée à partir de la littérature en fonction du type de réseau d'irrigation (Leconte *et al.*, 2003). Enfin, la valeur des surfaces irriguées est disponible dans le recensement général agricole (RGA) pour les années 1979, 1988 et 2010. Les données de prélèvements, de population et celles du RGA sont disponibles à l'échelle communale. Les communes de chaque portion de bassin ont alors été sélectionnées. Ces données ont été agrégées en sommant les données des communes de chaque bassin. Chaque portion de bassin s'est vu attribuer les communes dont la superficie se trouvait majoritairement dans la zone délimitée par la portion de bassin.

TABLEAU 3.2 – Valeurs mensuelles de k_c par type de culture (tiré de : Allen *et al.*, 1998; Carbonneau, 1998; Huguet & Genard, 1998).

| Mois | Vigne | Arbo-verger | Blé | Oignon |
|------|-------|-------------|------|--------|
| 1 | 0,00 | 0,00 | 0,58 | 0,00 |
| 2 | 0,00 | 0,00 | 0,72 | 0,00 |
| 3 | 0,00 | 0,00 | 0,86 | 0,00 |
| 4 | 0,30 | 0,60 | 1,00 | 0,70 |
| 5 | 0,55 | 0,70 | 1,15 | 1,05 |
| 6 | 0,60 | 0,90 | 0,70 | 1,05 |
| 7 | 0,40 | 0,70 | 0,25 | 1,05 |
| 8 | 0,25 | 0,65 | 0,00 | 0,90 |
| 9 | 0,00 | 0,60 | 0,00 | 0,75 |
| 10 | 0,00 | 0,60 | 0,00 | 0,00 |
| 11 | 0,00 | 0,60 | 0,30 | 0,00 |
| 12 | 0,00 | 0,60 | 0,44 | 0,00 |

TABLEAU 3.3 – Valeurs des variables utilisées pour le calcul de la réserve utile par type de culture. ω_{CC} : capacité au champ, ω_{PF} : l'humidité au point de flétrissement, Z : profondeur racinaire, P_{gr} : pierrosité, ρ_a : masse volumique apparente du sol.

| Variable | Vigne | Arbo-verger | Blé | Oignon |
|-----------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|
| $\omega_{CC} - \omega_{PF}$ | 13 % | 13 % | 13 % | 13 % |
| Z | 75 cm | 145 cm | 100 cm | 30 cm |
| P_{gr} | 50 % | 50 % | 50 % | 50 % |
| ρ_a | 1,55 g/cm ³ | 1,55 g/cm ³ | 1,55 g/cm ³ | 1,55 g/cm ³ |

TABLEAU 3.4 – Données utilisées dans la chaîne de modélisation intégrative.

| | Données | Symbole | Unité | Pas de temps | Période | Sources |
|----------------------|-----------------------------------|------------|--------------------------|-----------------|--|---|
| FORÇAGES CLIMATIQUES | Précipitations | P | mm | journalier | 1961–2010 | Ré-analyse SAFRAN de Météo France |
| | Température | T | °C | journalier | 1961–2010 | Ré-analyse SAFRAN de Météo France |
| | Humidité spécifique | HS | g/kg | journalier | 1961–2010 | Ré-analyse SAFRAN de Météo France |
| | Vitesse du vent à 10m | u_{10} | m/s | journalier | 1961–2010 | Ré-analyse SAFRAN de Météo France |
| | Rayonnement visible incident | R_{Vi} | $\text{kJ/m}^2/\text{j}$ | journalier | 1961–2010 | Ré-analyse SAFRAN de Météo France |
| | Rayonnement infra-rouge incident | R_{IRi} | $\text{kJ/m}^2/\text{j}$ | journalier | 1961–2010 | Ré-analyse SAFRAN de Météo France |
| RESSOURCE EN EAU | Débit à Saint-Laurent | Q_{StLa} | m^3/s | journalier | 1961–2010 | Banque hydro |
| | Débit à Laroque | Q_{Laro} | m^3/s | journalier | 1969–2010 | Banque hydro |
| | Débit à Gignac | Q_{Gign} | m^3/s | journalier | 1990–2010 | Banque hydro |
| | Débit à Lodève | Q_{Lode} | m^3/s | journalier | 1961–2010 | Banque hydro |
| | Débit à Agde | Q_{Agde} | m^3/s | journalier | 1961–2010 | Banque hydro |
| | Cote du Salagou | C | m NGF | journalier | 1990–2010 | CG34 |
| | Volume du Salagou | R | hm^3 | journalier | 1990–2010 | CG34 |
| | Surface du Salagou | S | ha | journalier | 1990–2010 | CG34 |
| | Débits lâchés du Salagou | Q_{out} | m^3/s | journalier | 1990–2010 | CG34 |
| | Débit entrant du Salagou | Q_{in} | m^3/s | journalier | 1990–2010 | CG34 |
| DEMANDE EN EAU | Prélèvements | Pr | hm^3 | annuel, mensuel | 1987–2010, 2007 | AERMC |
| | Population | Pop | hab | annuel | 1962, 1968, 1975, 1982, 1990, 1999, 2007 | INSEE |
| | Coefficient de culture | k_c | — | mensuel | — | Allen <i>et al.</i> (1998), Carbonneau (1998) et Huguet & Genard (1998) |
| | Profondeur racinaire | Z | m | — | — | Allen <i>et al.</i> (1998) |
| | Tarissement admissible | TA | % | — | — | Allen <i>et al.</i> (1998) |
| | Masse volumique apparente du sol | ρ_a | g/cm^3 | — | 1961–2010 | Bruand <i>et al.</i> (2004) |
| | Réserve utile | RU | mm | — | — | Ruiz-Sinoga <i>et al.</i> (2011) |
| | Pierrosité | P_{gr} | % | — | — | Bonfils (1993) |
| | Efficacité du réseau d'irrigation | E | % | — | — | Leconte <i>et al.</i> (2003) |
| | Surfaces irriguées | S_{irri} | ha | annuel | 1979, 1988, 2000 | RGA |

2.2 Modélisation des écoulements

2.2.1 Modèle hydrologique

Le modèle conceptuel GR4J (Perrin *et al.*, 2003) a été utilisé pour simuler les écoulements au pas de temps journalier (voir FIG 3.3). GR4J simule le débit *via* deux fonctions (voir le détail des équations dans l'Annexe B). Tout d'abord, la fonction de production tient compte des P et de l'ETP et détermine la précipitation effective qui contribue à l'écoulement et alimente le réservoir de production. Ensuite, une fonction de routage calcule le débit à l'exutoire du bassin. La quantité d'eau qui alimente le réservoir de routage comprend une fraction du réservoir de production et la percolation. Cet écoulement est ensuite divisé en deux parties : (i) 90 % constituent l'écoulement rapide qui est échelonné dans le temps par un hydrogramme unitaire (UH1) et le réservoir de routage ; (ii) 10 % sont attribués à l'écoulement retardé par un autre hydrogramme unitaire (UH2). L'objectif de ces hydrogrammes unitaires est de prendre en compte le délai temporel entre les écoulements des deux réservoirs. Le calage de GR4J est contraint par 4 paramètres : la taille du réservoir de production est calée par le paramètre x_1 (mm) et celle du réservoir de routage est calée par le paramètre x_3 (mm). Le paramètre x_2 (mm) définit les échanges entre les écoulements superficiels et souterrains. Lorsque $x_2 < 0$, les écoulements souterrains alimentent les écoulements superficiels, à l'inverse lorsque $x_2 > 0$, les écoulements superficiels alimentent les écoulements souterrains. Enfin le paramètre x_4 (j) correspond au temps de base de l'hydrogramme unitaire UH1.

Ce modèle est contraint par des données de P et d'ETP. Pour le calcul de l'ETP avec la formule de Penman-Monteith de la FAO (Allen *et al.*, 1998), un albédo de 0,2 et une émissivité de 0,95 ont été considérés. Ces valeurs sont celles utilisées par Météo France pour ce calcul (Eric Martin, com. pers.). Le choix du mode de calcul de l'ETP est expliqué dans l'ANNEXE C à travers une analyse de sensibilité des performances de calage au choix du calcul de l'ETP. Par rapport à une formule basée uniquement sur la température (Oudin *et al.*, 2005), celle de la FAO induit de meilleurs résultats de modélisation en calage et en validation, et ce pour tous les critères utilisés et présentés dans la section 2.2.3. De plus, avec cette formule les étiages sont mieux représentés. Pour chaque portion, le débit de portion a été considéré comme étant le débit observé à l'exutoire de la portion de bassin considérée moins le débit à l'exutoire des portions amont alimentant la portion considérée.

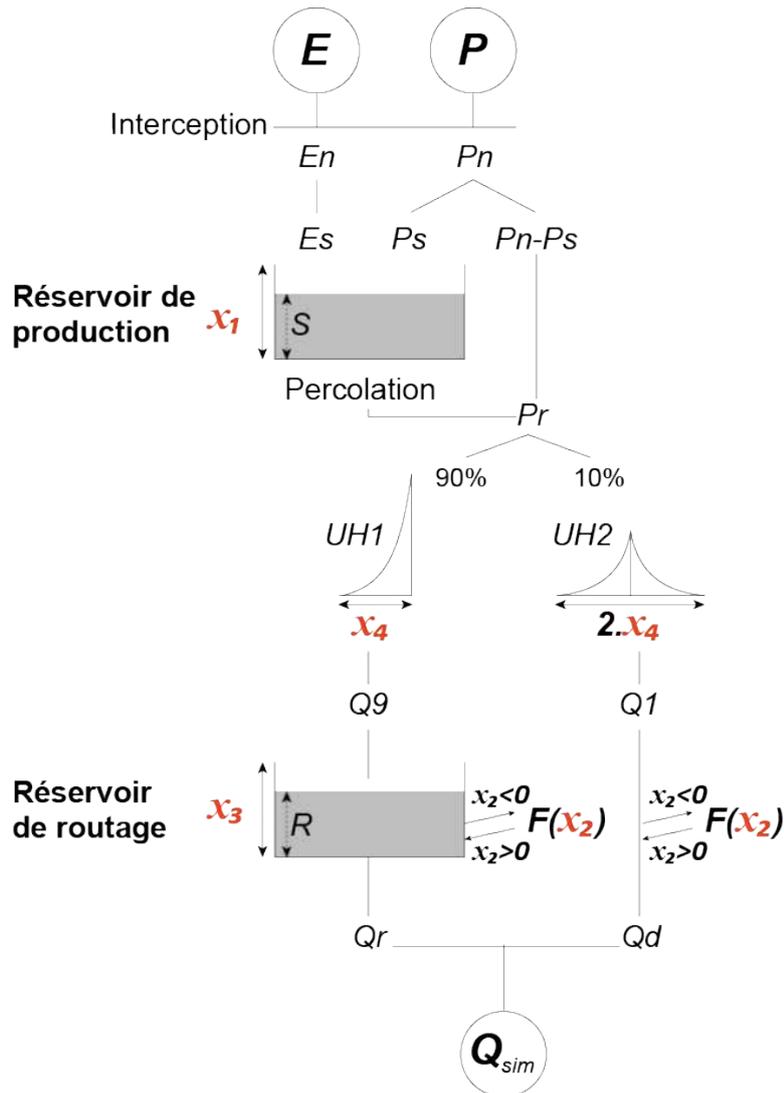


FIGURE 3.3 – Schéma du modèle hydrologique GR4J (adapté de Perrin *et al.*, 2003).

2.2.2 Modèle barrage

Un modèle de fonctionnement du barrage du Salagou a été développé au pas de temps journalier pour simuler les lâchers du barrage. Les débits lâchés se font *via* 3 vannes : la vanne de fond, le jet creux et la vanne papillon (voir FIG 3.4). Par la suite, les lâchés de ces 3 vannes sont regroupés sous le terme de “débit lâché” (Q_l). La micro-centrale hydroélectrique du Bousquet a été mise en service en 1986. Le débit turbiné (Q_t) par la centrale hydroélectrique a entraîné un marnage plus important et un soutien d’étiage ponctuel de l’Hérault l’été.

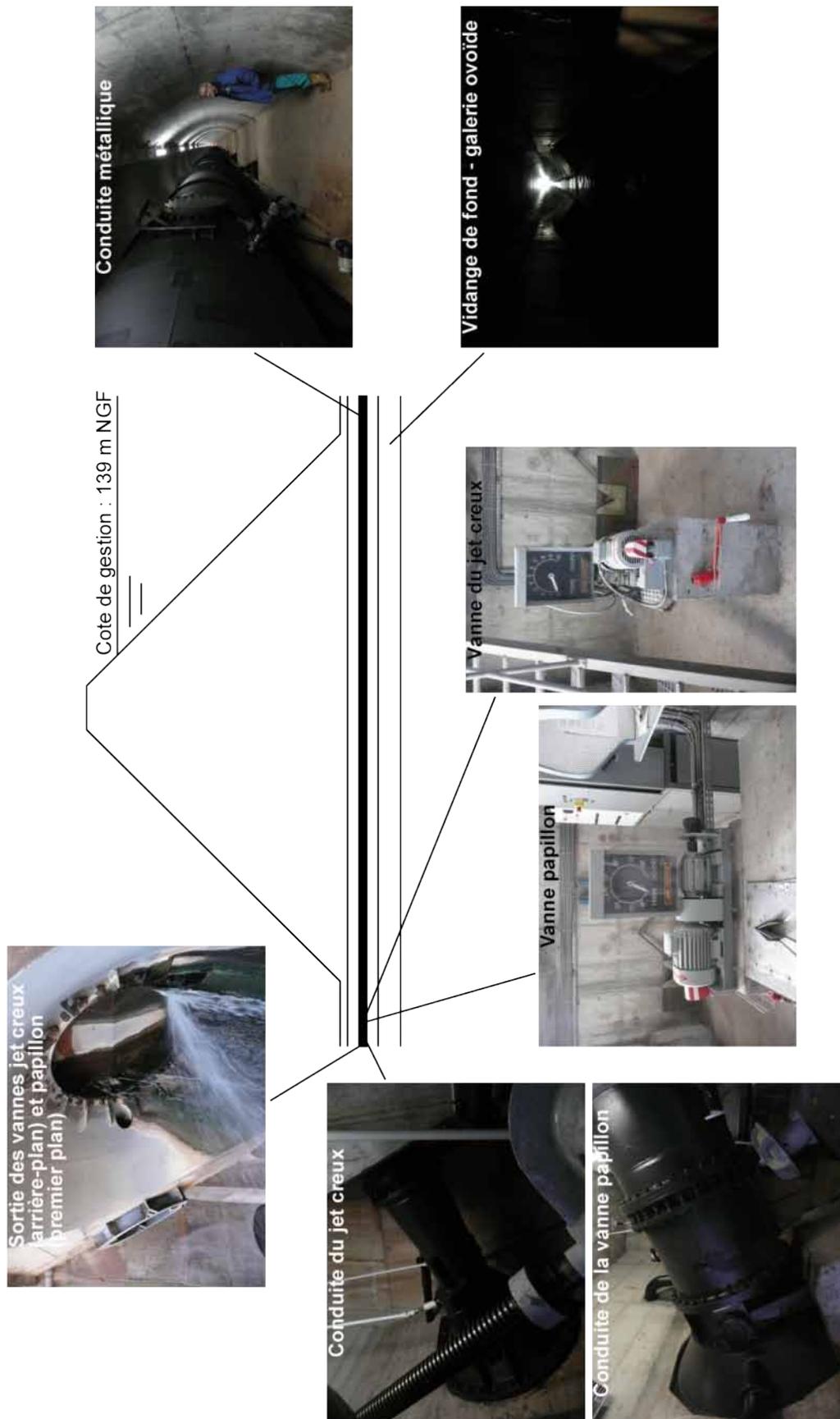


FIGURE 3.4 – Coupe du barrage du Salagou avec illustrations des installations et des différentes vannes.

Comme les données disponibles de ce barrage sont continues à partir de 1990, la période 1990–2010 a été choisie pour modéliser son fonctionnement. L’analyse au pas de temps journalier des débits lâchés, de la cote du barrage et du débit de l’Hérault à Gignac a fait ressortir les règles générales du fonctionnement du barrage sur la période 1990–2010 :

- Lorsque la cote dépasse 139 m NGF, la vanne de fond, le jet creux et la vanne papillon sont ouvertes. Le fonctionnement de ces trois vannes réunies est illustré par la relation entre le débit lâché Q_l et la variation de cote ΔC lorsque la cote augmente (EQ 3.5) et lorsqu’elle descend (EQ 3.6) :

$$Q_l(t) = \begin{cases} 33,34 \times \Delta C(t) + 8,01 & \text{si } 0 < \Delta C(t) < 0,2 \\ 27,88 \times \Delta C(t) + 0,12 & \text{si } \Delta C(t) \geq 0,2 \end{cases} \quad (3.5)$$

$$Q_l(t) = \begin{cases} 0 & \text{si } C(t) < 139,2 \text{ m NGF} \\ Q_l(t-1) & \text{sinon} \end{cases} \quad (3.6)$$

Avec t le pas de temps, ΔQ_l le débit lâché (m^3/s) et ΔC la variation de la cote (m NGF) ;

- Ces lâchers ne se font que lors des années humides ($IP > 0,5$ avec IP l’indice Pluviométrique) et intermédiaires ($-0,5 < IP < 0,5$) précédées d’une année où il y a eu des lâchers ;
- Le débit turbiné Q_t est généralement de $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$. Il est abaissé à $0,25 \text{ m}^3/\text{s}$ lorsque la cote est comprise en moyenne entre 138 et 139 m NGF et la turbine arrête de fonctionner en dessous de la cote 138 m NGF ;
- Le soutien d’étiage, de $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$, n’a été observé qu’en 2005 et 2006, pour des valeurs de débit de l’Hérault à Gignac très différentes ($1,44$ à $1,70 \text{ m}^3/\text{s}$ en août 2005 et $2,01$ à $2,57 \text{ m}^3/\text{s}$ en août 2006). Ces deux années sont sèches ($IP < -0,5$) mais ce ne sont pas les seules dans ce cas sur la période 1990–2010 (les années 2007 et 2008 sont par exemple encore plus sèches). Pour prendre en compte cette demande dans la modélisation, des lâchés de $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ ont alors été forcés pour les dates où ces lâchés ont été observés ;
- Des vidanges du barrage peuvent être imposées, comme pour l’année 1998 où la cote est descendue jusque 136,46 m NGF. Ces vidanges sont généralement effectuées pour des travaux dans le barrage ;
- De même, certaines années la turbine peut être arrêtée pour remplir le barrage, comme cela s’est produit en 2004 de juillet à décembre.

Le bilan du barrage du Salagou est schématisé sur la FIG 3.5 :

$$\Delta R = Q_{in} - Q_{out} + P - E - Pr \quad (3.7)$$

Avec Q_{out} le débit lâché total ($Q_{out} = Q_l + Q_t$), Q_{in} le débit entrant, ΔR la variation de la réserve, P les précipitations, E l’évaporation et Pr les prélèvements agricoles des communes du Bosc, de Lacoste et d’Octon effectués dans la réserve. Aucun terme d’infiltration n’est pris en compte puisque le sol du site du Salagou est composé de ruffes, des roches volcaniques qui deviennent très imperméables lorsqu’elles sont humidifiées.

Sur la période 1990–2010, le débit entrant du barrage Q_{in} , a été calculé par un bilan entre les volumes entrants et sortants à chaque pas de temps. Cette série journalière a servi de référence

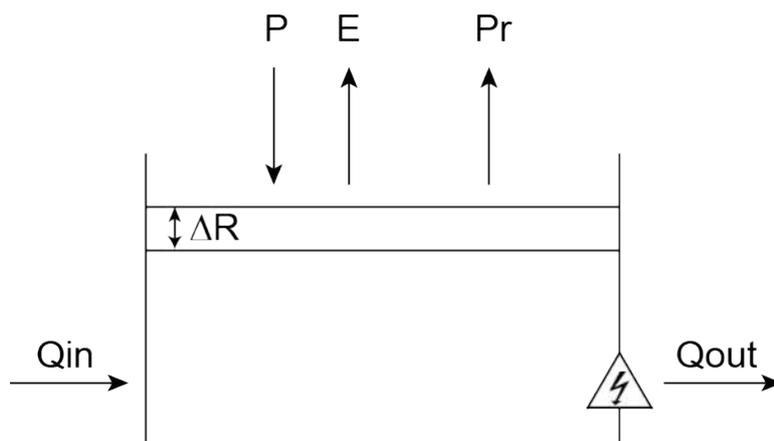


FIGURE 3.5 – Fonctionnement général du barrage du Salagou (P : précipitations; E : évaporation; Pr : prélèvements; Q_{in} : débit entrant; Q_{out} : débit sortant; ΔR : variation de la réserve).

pour le calage du modèle GR4J sur la portion amont au barrage du Salagou. L'évaporation est calculée avec la formule de Penman-Monteith de la FAO (Allen *et al.*, 1998) à partir des données de ré-analyse SAFRAN de Météo France et avec un albedo de 0,08 (Cogley, 1979) et une émissivité de 0,97 (Robinson & Davies, 1972) pour les plans d'eau. L'influence du choix du calcul de l'E sur les performances de calage du modèle est détaillé en ANNEXE D. Tout comme pour le modèle hydrologique, la formule de la FAO induit de meilleurs résultats de simulation que la formule de Oudin *et al.* (2005).

A chaque pas de temps, les calculs se font de la façon suivante :

- Q_t et Q_l sont calculés en fonction de la cote au pas de temps précédent $C_f(t-1)$, le débit sortant total Q_{out} est alors déduit par la somme de Q_t et Q_l ;
- ΔR est calculé par l'EQ 3.7;
- Le volume final est calculé par $V_f = \Delta R + V_i$ (avec V_i le volume initial);
- La cote finale C_f est déduite à partir de V_f avec la relation Cote-Volume du réservoir (FIG 3.2a);
- Pour le pas de temps suivant, $V_i(t) = V_f(t-1)$;

Le fonctionnement du modèle barrage est résumé sur la FIG 3.6. Tout comme le modèle hydrologique, le modèle barrage fonctionne au pas de temps journalier et ses performances ont été évaluées au pas de temps décadaire avec la fonction d'agrégation présentée dans la section 2.2.3.

Le couplage du modèle hydrologique et du modèle barrage est représenté à travers les interactions entre le barrage et les écoulements dans la portion d'Agde. Au sein du modèle barrage, le débit entrant est simulé par GR4J sur la portion amont qui alimente le barrage. De plus, le débit provenant de chaque portion de bassin est évalué en soustrayant les débits à l'exutoire des portions de bassin amont qui alimentent la portion de bassin étudiée au débit à l'exutoire de cette même portion de bassin. Or la portion d'Agde est alimentée par les portions

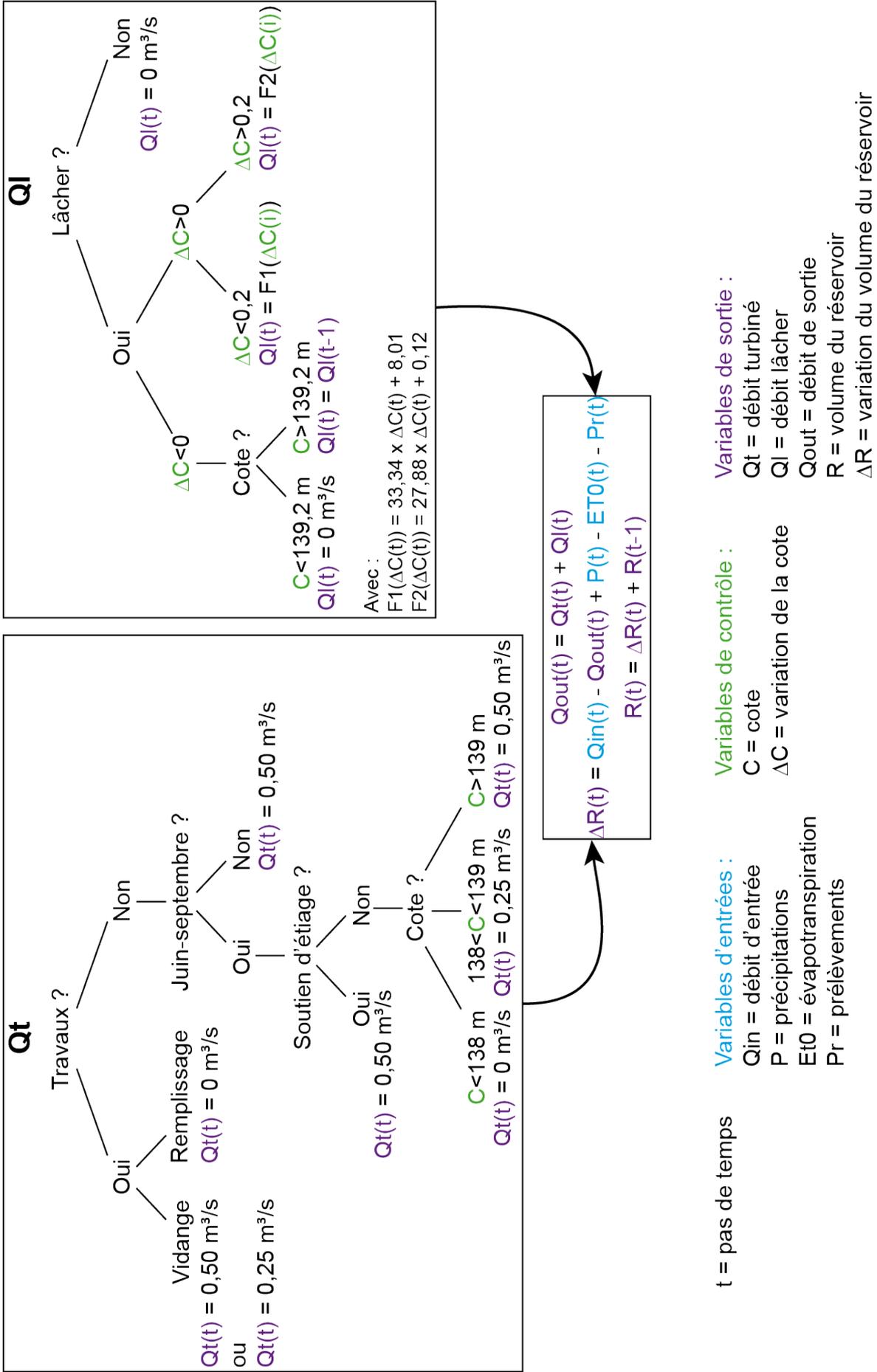


FIGURE 3.6 – Schématisation du modèle de gestion du barrage.

de Gignac (Q_{Gign}), Lodève (Q_{Lode}) et les lâchers de barrage du Salagou (Q_{out}). Le débit de la portion d'Agde $Q_{p,Agde}$ correspond donc à :

$$Q_{p,Agde} = Q_{Agde} - Q_{Gign} - Q_{Lode} - Q_{out} \quad (3.8)$$

Avec Q_{Agde} le débit à l'exutoire de la portion d'Agde.

2.2.3 Critères de calage

Afin de bien représenter les écoulements observés dans le cadre d'une étude sur la ressource en eau et sur sa capacité à satisfaire les demandes, les objectifs de calage suivants ont été identifiés :

- une bonne représentation de la forme de l'hydrogramme ;
- une bonne représentation des étiages ;
- une bonne représentation des volumes écoulés.

Pour obtenir un calage satisfaisant en utilisant des routines d'optimisation automatiques, des mesures de performance numériques qui reflètent les objectifs de calage ont été calculées. Ces calculs ont été réalisés en considérant le problème de calage d'un point de vue multi-objectif à travers une fonction proposée par [Ruelland et al. \(2012\)](#). Les statistiques de performance numérique suivantes, calculées au pas de temps décadaire, ont permis de prendre en compte les différents objectifs de calage énumérés précédemment :

- NSE , le coefficient de Nash-Sutcliffe ([Nash & Sutcliffe, 1970](#)) :

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (Q_{obs,i} - Q_{sim,i})^2}{\sum_{i=1}^N (Q_{obs,i} - \overline{Q_{obs}})^2} \quad (3.9)$$

- NSE_e , le coefficient de Nash-Sutcliffe calculé sur les débits d'étiage :

$$NSE_e = 1 - \frac{\sum_{i=20}^{29} (Q_{obs,i} - Q_{sim,i})^2}{\sum_{i=20}^{29} (Q_{obs,i} - \overline{Q_{obs}})^2} \quad (3.10)$$

- VE , l'erreur de volume :

$$VE = \frac{\sum_{y=1}^P V_{obs,y} - \sum_{y=1}^P V_{sim,y}}{\sum_{y=1}^P V_{obs,y}} \quad (3.11)$$

- VE_{moy} , l'erreur de volume moyenne annuelle :

$$VE_{moy} = \frac{1}{P} \sum_{y=1}^P \frac{|V_{obs,y} - V_{sim,y}|}{V_{obs,y}} \quad (3.12)$$

avec N et P respectivement le nombre de décades et le nombre d'années dans la période étudiée, $Q_{obs,i}$ and $Q_{sim,i}$ le débit observé et simulé au pas de temps i , $\overline{Q_{obs}}$ la moyenne du débit observé, $V_{obs,y}$ and $V_{sim,y}$ les volumes observés et simulés annuels pour l'année y . Pour le calcul du NSE en période d'étiage, les décades 20 à 29 ont été prises en compte, ce qui correspond à la période allant de mi-juin à mi-septembre.

Le critère de Nash-Sutcliffe est celui qui évalue la capacité du modèle à représenter la forme de l'hydrogramme. Dans le calcul de ce critère, les débits de crue sont ceux qui influent le plus sur la valeur obtenue. Afin d'évaluer la capacité du modèle hydrologique à représenter les étiages, le NSE a également été calculé sur les débits d'étiage (de mi-juin à mi-septembre) sur l'ensemble des périodes de calage et de validation. Le choix de ce critère s'est justifié par une analyse de sensibilité préalable des résultats de simulations au choix du critère pour l'étiage dans l'ANNEXE C. Le critère de Nash-Sutcliffe calculé sur l'inverse des débits (Le Moine, 2008) (NSE_{IQ}) ainsi que le critère de Nash-sutcliffe calculé sur la période d'étiage (NSE_e) ont été testés. Les résultats de calage et de validation obtenus sont meilleurs pour les critères d'erreur de volume (VE et VE_{moy}) avec le NSE_e qu'avec le NSE_{IQ} , et le premier critère a donc été retenu pour cette étude. L'erreur de volume permet d'évaluer, sur l'ensemble de la période étudiée, la capacité du modèle à représenter les volumes écoulés. Mais elle ne renseigne pas comment le modèle réagit spécifiquement en année sèche et humide. Les erreurs de volume écoulé peuvent ainsi se compenser sur l'ensemble de la période. On peut alors obtenir une erreur de volume nulle en fin de période alors qu'au sein-même de la période, les écoulements sont par exemple sous-estimés en années humides et sur-estimés en années sèches. C'est pourquoi l'erreur de volume moyenne annuelle a été utilisée. En effet, elle donne autant de poids aux années sèches qu'aux années humides dans l'évaluation de la capacité du modèle à représenter les volumes écoulés.

Ce problème de calage multi-critères a été transformé en un problème d'optimisation simple en définissant une fonction objectif scalaire F_{agg} (modifiée de Ruelland *et al.*, 2009, 2010, 2012) qui agrège les différentes fonctions objectif :

$$F_{agg} = (1 - NSE) + (1 - NSE_e) + |VE| + VE_{moy} \quad (3.13)$$

Le calage du modèle a ainsi été réalisé en cherchant le jeu de paramètres qui minimisait la valeur de F_{agg} . L'optimisation de F_{agg} a été calculée au pas de temps décadaire. Le jeu de paramètres optimum a été estimé en calant le modèle sur le débit à l'exutoire du bassin en mode global et sur les débits de portion de bassin en mode semi-distribué. Les simulations ont été menées sur la période 1959–2010. Cette période a été divisée en une période de calage (1981–2010) et une période de validation (1961–1980), toutes deux précédées d'une période d'initialisation de 2 ans. Ce choix des périodes de calage et validation s'est appuyé sur l'analyse rétrospective hydro-climatique où une rupture statistique dans les chroniques de débit et de température a été observée en 1980 (Collet *et al.*, 2013b). Sur les portions de Gignac, Salagou et Agde, les débits de portion ne sont disponibles qu'à partir de 1990. Sur ces trois portions de bassin, seul un calage sur la période 1990–2010 a donc été effectué. Cependant, une validation indirecte du calage de ces portions a été menée en vérifiant que la somme des débits de portion simulés sur l'ensemble de la période correspondaient au débit observé à l'exutoire du bassin de l'Hérault.

Un calage/validation du modèle hydrologique a été mené en mode global. Ce premier calage a permis de tester la sensibilité du modèle sur trois points. Tout d'abord, la sensibilité des

résultats de calage au choix de calcul de l'ETP a été évaluée. Pour cela, deux formules d'ETP ont été testées. Ensuite, une analyse de sensibilité a porté sur le choix de la fonction critère pour les débits d'étiage. En effet, l'étiage représente une période clef dans le cycle hydrologique puisque c'est le moment où la ressource en eau est la plus exploitée tout en étant la moins abondante de l'année hydrologique. Enfin, une analyse de sensibilité des paramètres à la fonction objectif a été menée. Elle a permis d'évaluer la sensibilité des paramètres de calage à chaque fonction critère et de déterminer la zone d'équifinalité des valeurs de la fonction d'agrégation.

Le TAB 3.5 présente les gammes de paramètres testées pour chaque simulation à travers une procédure semi-automatique. Pour éviter des valeurs aberrantes, les valeurs des gammes ont été choisies en se basant sur les recommandations de Perrin *et al.* (2003). Une première phase de calage a permis d'affiner les gammes de paramètres, avec des pas plutôt grossiers. Lors de la deuxième phase, les gammes de paramètres testées ont été plus restreintes et les pas plus fins.

TABLEAU 3.5 – Gammes et pas des valeurs de paramètres testés lors du calage du modèle GR4J.

| Paramètre | x_1 (mm) | x_2 (mm) | x_3 (mm) | x_4 (j) |
|-------------------------------|------------|------------|------------|-----------|
| Gamme testée | 10–1010 | -10–10 | 1–110 | 0,5–7,5 |
| Pas en 1 ^{ère} phase | 100 | 1 | 10 | 1 |
| Pas en 2 ^{ème} phase | 1 | 0,1 | 1 | 0,1 |

Tout comme le modèle hydrologique, les performances du modèle barrage ont été évaluées au pas de temps décadaire avec la fonction d'agrégation F_{agg} , sur la période 1990–2010. L'efficience de l'ensemble de la chaîne de modélisation a été estimée en comparant le débit de l'Hérault observé à Agde avec la somme des débits de portion simulés (pour les portions de Saint-Laurent, Laroque, Gignac, Lodève et Agde) et du débit sortant du barrage.

2.3 Evaluation de la demande en eau

2.3.1 Demande domestique

La demande domestique a été évaluée sur chaque portion de bassin, ainsi que pour l'ensemble des communes hors-bassin alimentées par le prélèvement de Florensac¹. Le syndicat du Bas-Languedoc rapporte que le prélèvement de Florensac alimente à 85 % les 26 communes qui y souscrivent. Les 15 % restants proviennent de sources situées en dehors du bassin versant de l'Hérault. Pour la commune d'Agde, les 15 % restants proviennent des sources de la portion d'Agde.

Les données annuelles de prélèvements domestiques sont disponibles de 1987 à 2010 à l'échelle communale. Il en est de même pour la population annuelle sur les années 1962, 1968, 1975, 1982, 1990, 1999 et 2007. Pour obtenir des chroniques annuelles continues de 1961 à

1. Agde, Balaruc-les-Bains, Balaruc-le-Vieux, Bouzigues, Cournonsec, Cournonterral, Fabregues, Frontignan, Gigean, Laverune, Loupian, Marseillan, Meze, Mireval, Montagnac, Montbazin, Murviel-lès-Montpellier, Pignan, Pinet, Poussan, Saint-Georges-d'Orques, Saint-Jean-de-Védas, Saussan, Sète, Vic-la-Gardiole et Villeveyrac.

2010, la chronique de population a été complétée en appliquant un taux d'accroissement annuel moyen sur chaque période. Les valeurs annuelles des données de prélèvement, qui proviennent des recensements des redevances de l'AERMC, ne sont pas toujours précises. Par exemple, certaines communes ont rempli à l'avance, et pour plusieurs années, les feuilles de redevance, sans donc donner le relevé exact de leur compteur. C'est pour cela que cette chronique annuelle a été lissée deux fois avec une moyenne glissante sur 7 ans, afin de garder la tendance générale de leur évolution. La demande domestique unitaire annuelle a été calculée sur la période 1987–2010 en divisant les valeurs de demande domestique lissées par la population de chaque portion de bassin sur la même période. Puis les chroniques annuelles de demande domestique unitaire ont été extrapolées sur la période 1961–1986. Enfin, la demande domestique de chaque portion de bassin a été évaluée sur la période 1961–1986 en multipliant la demande domestique unitaire par la population sur cette période. La consommation unitaire a été considérée stable jusqu'aux années 1990 (en moyenne $90 \text{ m}^3/\text{hab}/\text{an}$). Elle a augmenté ensuite jusqu'aux années 2000 (en moyenne $115 \text{ m}^3/\text{hab}/\text{an}$). Puis elle a diminué à partir des années 2000 (en moyenne $105 \text{ m}^3/\text{hab}/\text{an}$) sur l'ensemble des portions de bassin. Ces valeurs de demande unitaire sont légèrement plus élevées que celles estimées pour l'ensemble de la France, qui s'élèvent à $71 \text{ m}^3/\text{hab}/\text{an}$ en 2010 (Chazot *et al.*, 2012), ce qui est généralement observé dans la région Languedoc-Roussillon (Rinaudo, 2013).

Afin de donner aux séries de demande domestique une variabilité saisonnière, la tendance mensuelle observée en 2007 a été appliquée aux autres années de la période étudiée. Cette hypothèse forte se base sur la connaissance de la variabilité saisonnière de la consommation en eau domestique : pour ce secteur, la demande a toujours augmenté en été, ce qui a été renforcé par l'augmentation de la population estivale avec le développement touristique dans cette région. Ces séries ont enfin été désagrégées au pas de temps décadaire en divisant chaque valeur mensuelle par trois.

2.3.2 Demande agricole

La demande agricole a été évaluée au pas de temps décadaire sur chaque portion de bassin à l'aide d'un modèle qui évalue le besoin en irrigation des cultures (FIG 3.7). Ce modèle est inspiré du modèle Cropwat (Allen *et al.*, 1998). Il calcule le besoin en eau d'irrigation des plantes cultivées en fonction des P, de l'ETP, des caractéristiques des plantes et des sols ainsi que de l'efficacité des réseaux d'irrigation. Encore une fois, afin de limiter la propagation d'erreur dans la chaîne de modélisation et d'assurer une consistance de l'approche méthodologique, la même base de données climatiques a été utilisée et l'ETP a été calculée avec la formule de Penman-Monteith (Allen *et al.*, 1998).

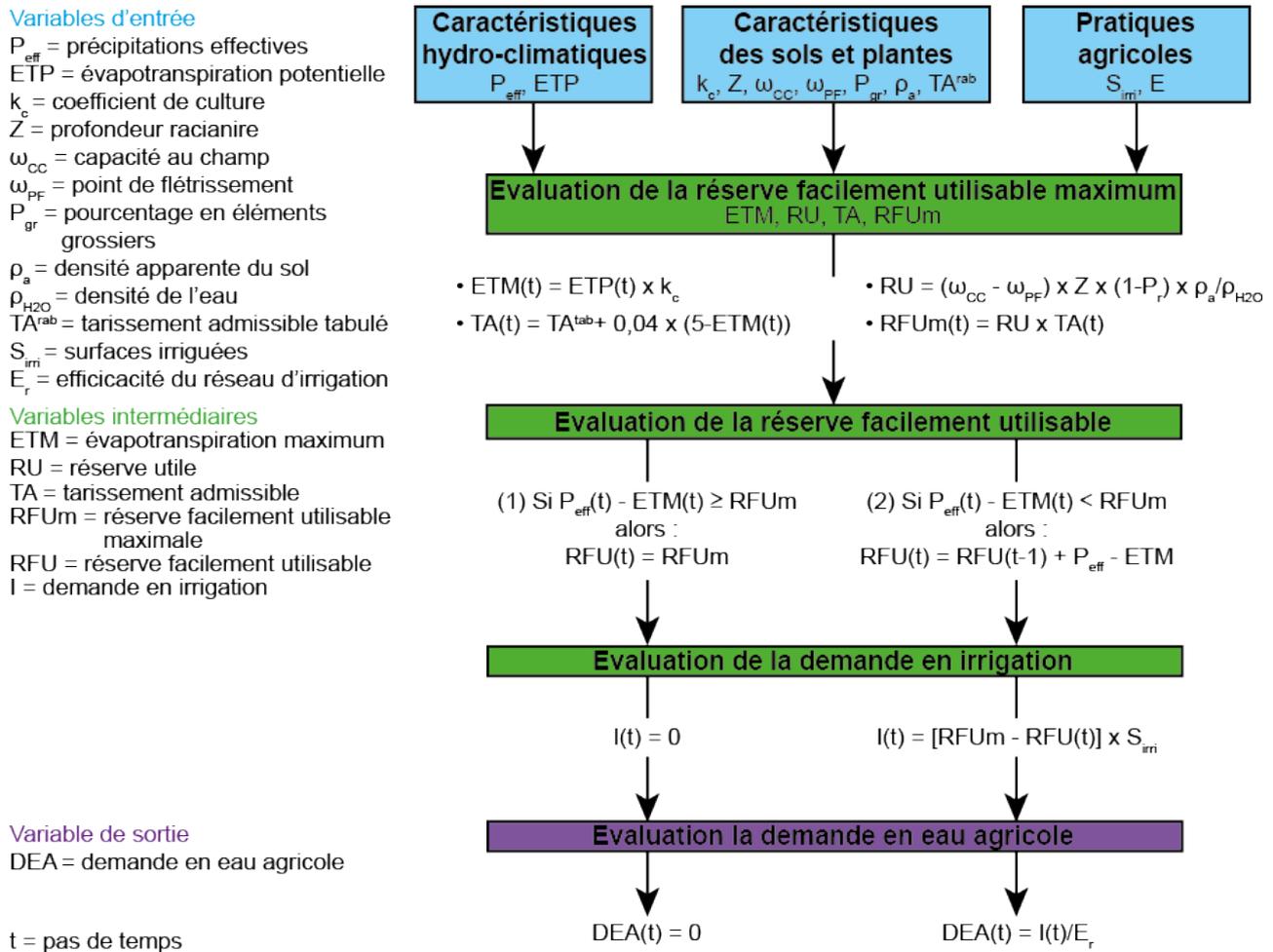


FIGURE 3.7 – Description du modèle de demande en eau agricole (basé sur [Allen et al., 1998](#)).

Estimation du besoin en eau des cultures La proportion d'eau stockée dans les plantes par rapport à celle transpirée étant de l'ordre du centième ([Munier-Jolain, 2005](#)), les besoins en eau d'une culture peuvent être assimilés à son évapotranspiration maximale ETM . En général, cette quantité est estimée à partir de l'évapotranspiration de référence ET_0 et du coefficient de culture k_c :

$$ETM = k_c \times ET_0 \quad (3.14)$$

ET_0 dépend des conditions climatiques de la zone d'étude. Dans cette étude, l' ET_0 a été calculée selon la formule de la FAO modifiée de celle de Penman-Monteith ([Allen et al., 1998](#)). k_c permet de prendre en compte la nature des diverses cultures et l'évolution du taux de recouvrement du sol par le couvert végétal. Sa valeur dépend du type de culture et varie selon le stade phénologique de la plante (TAB 3.2).

Pour satisfaire leur besoin en eau, les plantes puisent dans la réserve en eau de la zone racinaire, dont la capacité est définie par le type de sol et qui est alimentée par la précipitation effective (FIG 3.8).

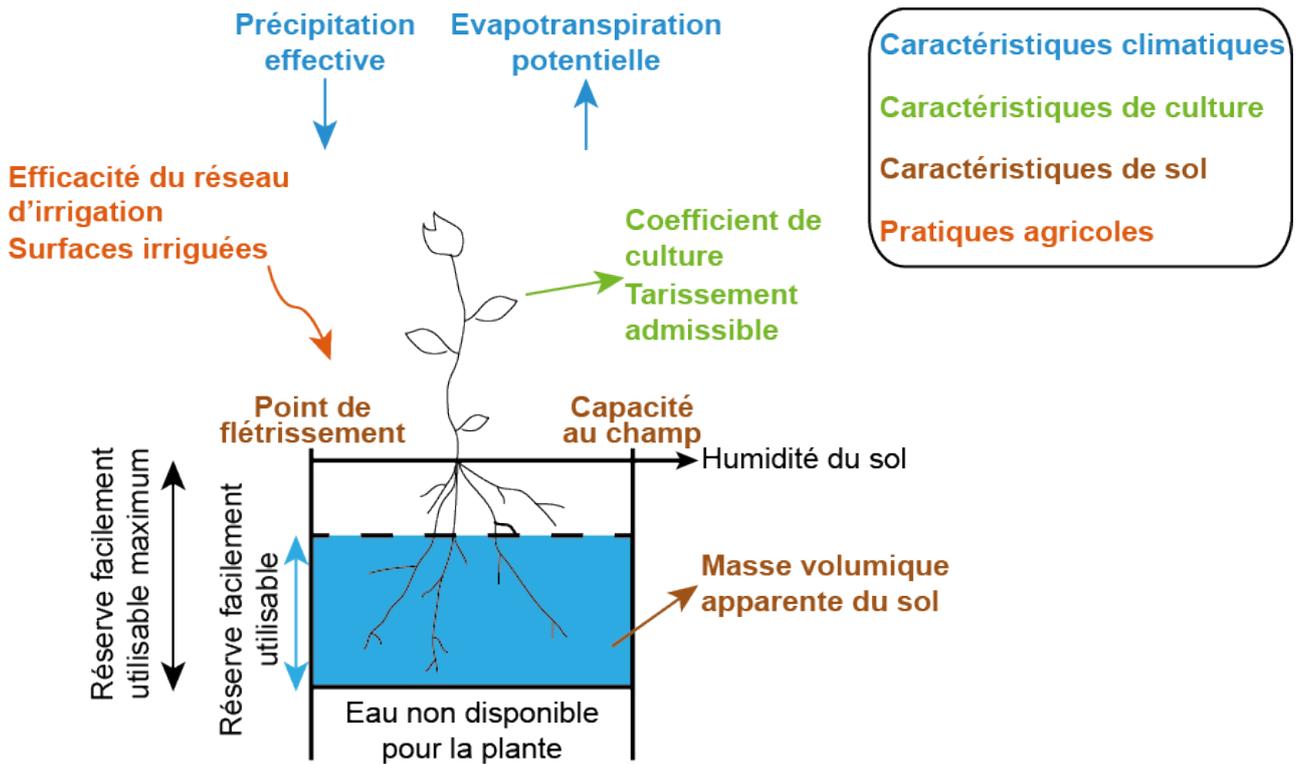


FIGURE 3.8 – Principe général de la relation sol–plante–climat–pratiques agricoles pour l’évaluation de la demande en eau agricole.

Estimation de la réserve en eau du sol L’horizon du sol où la plante s’alimente en eau correspond à la profondeur racinaire de la plante. Seule une partie de ce réservoir est accessible aux racines et absorbable par succion : c’est la réserve utile (RU). La RU est en fait la quantité d’eau comprise entre l’humidité à la capacité au champ et l’humidité au point de flétrissement. L’humidité à la capacité au champ est la capacité de rétention maximale en eau du sol. L’humidité au point de flétrissement correspond à l’humidité du sol à partir de laquelle la plante ne peut plus prélever d’eau car la RU en eau du sol a été entièrement consommée. La RU est définie de la façon suivante (Allen *et al.*, 1998) :

$$RU = (\omega_{CC} - \omega_{PF}) \times Z \times (1 - P_{gr}) \times \frac{\rho_a}{\rho_{H2O}} \quad (3.15)$$

Avec ω_{CC} la capacité au champ, ω_{PF} l’humidité au point de flétrissement, Z la profondeur racinaire (m), P_{gr} la proportion en éléments grossiers dans le sol (cailloux, graviers ...), ρ_a la masse volumique apparente du sol (g/cm^3) et ρ_{H2O} la masse volumique de l’eau ($=1 \text{ g}/\text{cm}^3$). Les valeurs de ces variables par type de culture sont présentées dans le TAB 3.3.

La RU d’un sol est directement influencée par sa texture. Les sols sableux présentent de faibles capacités de rétention d’eau, ce qui implique de plus faibles RU. Les sols à forte proportion de particules fines (limons et argiles) emmagasinent davantage d’eau et se caractérisent par des RU plus importantes, bien qu’une grande partie de leurs réserves en eau restent indisponibles pour les plantes. En pratique, seule une fraction de la RU se révèle facilement mobilisable par les racines. On définit alors la réserve facilement utilisable maximale (RFUm),

qui correspond à la quantité d'eau du sol en dessous de laquelle une plante flétrit, par :

$$RFUm = RU \times TA \quad (3.16)$$

Avec TA le tarissement admissible.

Pour un type de sol donné, le TA est une fonction du pouvoir évaporant de l'atmosphère et du type de culture. Il augmente avec la profondeur des racines et diminue lorsque l'évapotranspiration de la plante s'accroît. Dans les sols de texture fine, l'eau de la RU est plus difficilement accessibles par les racines et le TA est plus faible que dans les sols de texture plus grossière. De telles distinctions concernant la texture du sol ne sont toutefois pas reproduites par le modèle développé ici. Ce modèle suit les recommandations de la FAO (Allen *et al.*, 1998) qui expriment le TA en fonction de l'ETM des cultures et de valeurs TA^{tab} tabulées par type de culture dans des conditions de disponibilité en eau optimale. Si $ETM > 5 \text{ mm/j}$:

$$TA = TA^{tab} + 0.04 \times (5 - ETM) \quad (3.17)$$

Estimation de la quantité d'eau pour l'irrigation A chaque pas de temps t , le bilan hydrique de la zone racinaire est évalué par l'EQ 3.18. La réserve facilement utilisable (RFU) est ainsi évaluée à chaque pas de temps, en fonction de la capacité du bilan climatique (c'est à dire $P_{eff}(t) - ETM(t)$) à remplir la RFU.

$$RFU(t) = \begin{cases} RFUm & \text{si } RFU(t-1) + P_{eff}(t) - ETM(t) \geq RFUm \\ RFU(t-1) - ETM(t) + P_{eff}(t) & \text{sinon} \end{cases} \quad (3.18)$$

Avec $RFU(t-1)$ la RFU au pas de temps précédent (mm), P_{eff} la précipitation effective (mm). La précipitation effective P_{eff} a été évaluée avec une version simplifiée de la méthode de l'USDA-SCS (United States Department of Agriculture – Soil Conservation Service) (Smith, 1992) :

$$P_{eff}(t) = \begin{cases} P(t) \times \frac{125 - 0,2 \times P(t)}{125} & \text{si } P(t) < 250 \\ 125 + 0,1 \times P(t) & \text{sinon} \end{cases} \quad (3.19)$$

Avec $P(t)$ les précipitations (mm/j) au pas de temps t .

Estimation de la demande agricole A chaque pas de temps t , la quantité d'eau nécessaire pour l'irrigation $I(t)$ est déterminée en fonction de la $RFU(t)$ selon l'EQ 3.20 par portion de bassin et par type de culture :

$$I(t) = \begin{cases} 0 & \text{si } RFU(t) \geq RFUm \\ \left[RFUm - RFU(t) \right] \times S_{irri,y}(t) & \text{sinon} \end{cases} \quad (3.20)$$

Les tables du RGA fournissent, à l'échelle communale aux années 1979, 1988 et 2000, la superficie agricole $S_{cult,y}$ par type de culture y ainsi que les superficies irriguées, cette fois pour l'ensemble des cultures $S_{irri,total}$. Les superficies irriguées $S_{irri,y}$ par type de culture y ont alors été évaluées en appliquant un coefficient de rabatement pour chaque année (EQ 3.21). Comme certaines communes de la portion d'Agde sont irriguées par le canal de Gignac, les exploitations irriguées de ces communes ont été rattachées dans la portion de Gignac pour les calculs.

$$S_{irri,y} = S_{cult,y} \times \frac{S_{irri,total}}{\sum S_{cult,y}} \quad (3.21)$$

La demande en eau agricole (DEA) dépend non seulement des besoins en eau des cultures mais aussi de l'efficacité du réseau d'irrigation (E_r) :

$$DEA(t) = \frac{I(t)}{E_r} \quad (3.22)$$

Avec E l'efficacité du réseau d'irrigation. Sur le bassin de l'Hérault, on trouve deux types d'irrigation principaux : l'irrigation gravitaire et l'irrigation sous pression (FIG 3.9). L'efficacité des réseaux gravitaires sont évalués à 40 % et celle des réseaux sous pression à 85 % (Syndicat Mixte du Bassin du Fleuve Hérault, 2005a). L'efficacité des réseaux d'irrigation par portion de bassin a été considérée sur l'ensemble de chaque portion par la valeur du type de réseau majoritaire. La portion de Laroque est équipée à plus de 50 % en réseaux gravitaires ; les portions équipées majoritairement par des réseaux sous pression, plus récents, sont celles de Lodève, Salagou et Agde (Syndicat Mixte du Bassin du Fleuve Hérault, 2005a). Il est à noter que la tendance générale est à la modernisation des réseaux gravitaires en réseaux sous pression. Ainsi sur la portion de Gignac, la plus demandeuse en eau pour l'irrigation, l'ASA du canal de Gignac rapporte qu'à partir de 1990 des travaux de rénovation du système de distribution, qui était entièrement gravitaire, ont été mis en place sur les 3 000 ha irrigables du secteur. En 2010, il reste 2 000 ha à rénover, et donc 66 % du réseau est en système gravitaire et 33 % sous-pression. Ces valeurs ont été utilisées dans le modèle de demande agricole, en utilisant une régression linéaire pour chaque année entre 1990 et 2010.



(a) Irrigation gravitaire avec canal et meuse à Cazilhac, juin 2012.



(b) Irrigation sous pression de vigne à Popian, juillet 2012.

FIGURE 3.9 – Différents systèmes d'irrigation dans le bassin de l'Hérault.

3 Résultats

3.1 Simulation des écoulements

3.1.1 Efficience du modèle hydrologique en mode global

Résultats en mode global : Les valeurs des fonctions critères obtenues après calage sur la période 1981–2010 et validation sur la période 1961–1980 sont présentées sur le TAB 3.6. En calant sur 1981–2010 (période la plus sèche), les résultats sont plus stables en période de validation sur 1961–1980 (période la plus humide) qu’en calant sur 1961–1980 et en validant sur 1981–2010. De plus, en calant sur 1981–2010, les résultats s’améliorent sur la période de validation (F_{agg} de 0,51) par rapport au calage (F_{agg} de 0,61) alors qu’en calant sur 1961–1980, les résultats sont nettement dégradés en validation (F_{agg} de 0,95) par rapport au calage (F_{agg} de 0,26).

TABLEAU 3.6 – Valeurs des fonctions objectifs en calage/validation croisé sur les périodes 1961–1980 et 1981–2010 pour l’Hérault à Agde en mode global.

| | NSE | NSE_e | VE | VE_{moy} | F_{agg} |
|----------------------|------|---------|-------|------------|-----------|
| Calage 1961–1980 | 0,92 | 0,88 | -0 % | 6 % | 0,26 |
| Validation 1981–2010 | 0,78 | 0,76 | 19 % | 30 % | 0,95 |
| Calage 1981–2010 | 0,82 | 0,76 | -0 % | 19 % | 0,61 |
| Validation 1961–1980 | 0,90 | 0,88 | -15 % | 14 % | 0,51 |

Avec le calage sur 1981–2010 et la validation sur 1961–1980, les hydrogrammes moyens observés et simulés sur les périodes 1961–1980 et 1981–2010 sont présentés sur la FIG 3.10a. La dynamique de l’hydrogramme est bien représentée (les valeurs de NSE sont supérieures à 0,80). Les débits d’étiage sont mieux représentés sur la période de validation (NSE_e de 0,88) que sur la période de calage (NSE_e de 0,76). Les étiages sont légèrement sous-estimés. Les pics de crues sont bien représentés, avec une sur-estimation sur la période de calage et une sous-estimation sur la période de validation. Sur la période de calage, la sous-estimation des étiages est compensée par la sur-estimation des crues, ce qui donne une VE nulle mais une VE_{moy} de 19 %. Par contre en période de validation, la sous-estimation des crues se fait aussi bien à l’automne qu’au printemps, avec une VE_{moy} de 14 %. La sous-estimation des pics de crue et des étiages en validation implique une sous-estimation du volume écoulé annuel de 15 %, ce qui est illustré sur la FIG 3.10b.

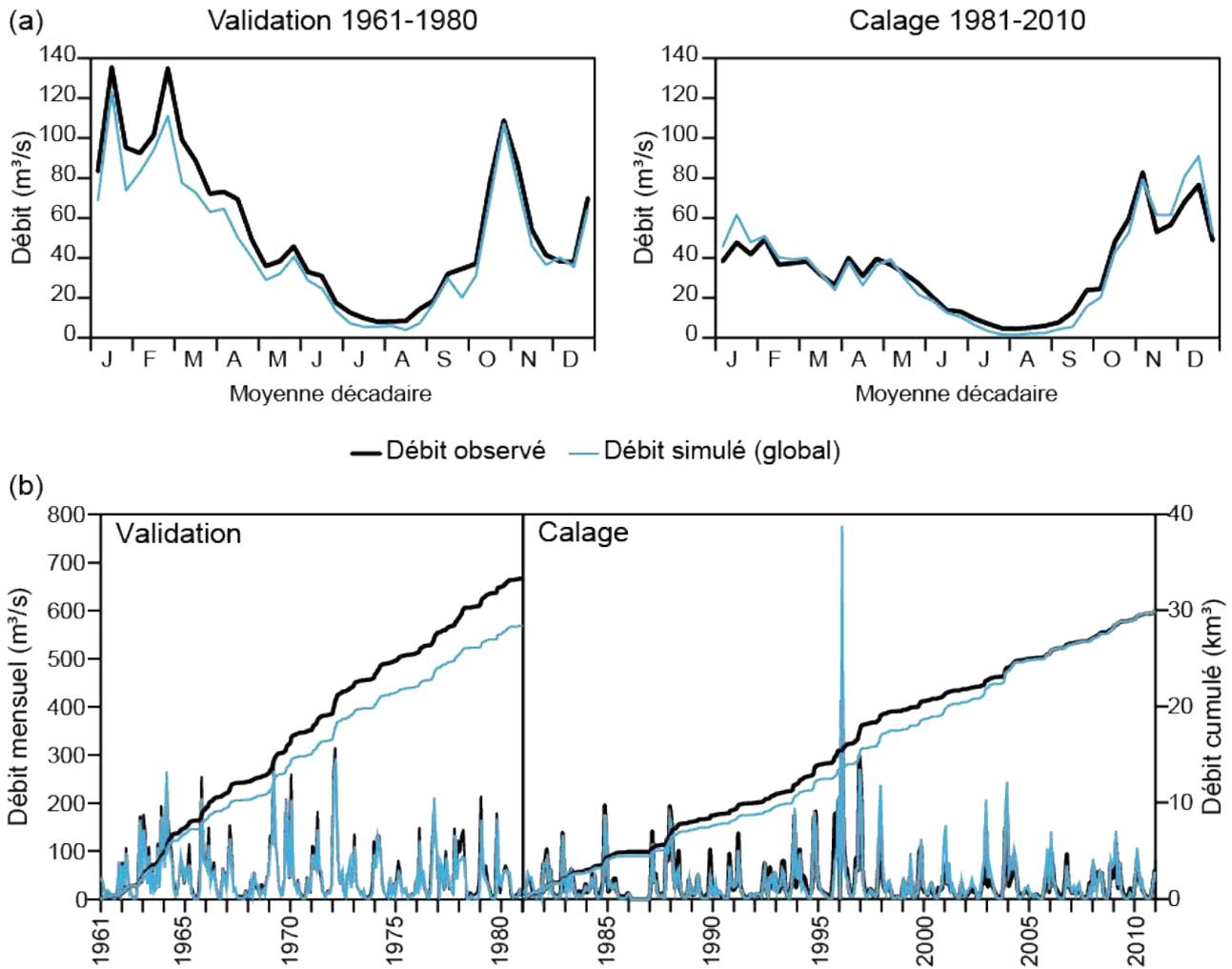


FIGURE 3.10 – Calage du modèle hydrologique à Agde en mode global : (a) hydrogrammes moyens observés et simulés sur les périodes de calage et de validation, (b) débit et du volume écoulé mensuel de 1961 à 2010.

Paramètres obtenus : Les paramètres obtenus lors du calage du modèle hydrologique en mode global sont présentés dans le TAB 3.8. Lors de l’analyse de sensibilité des paramètres à la fonction objectif, les gammes de valeur des paramètres testées encadrent les valeurs optimisées.

Analyse de sensibilité des paramètres à la fonction objectif : L’analyse de sensibilité des paramètres du modèle hydrologique aux fonctions critère a été réalisée sur la période de calage 1981–2010. Les paramètres ont été testés deux à deux, en fixant les deux autres paramètres aux valeurs obtenues lors du calage du modèle (TAB 3.8). La FIG 3.11 présente l’analyse de sensibilité des paramètres à la fonction objectif F_{agg} . Les figures d’analyse de sensibilité des paramètres à chaque fonction critère sont disponibles dans l’ANNEXE C. Cette figure fait ressortir deux points principaux. Tout d’abord, le paramètre le plus sensible semble être x_1 par rapport aux autres puisque la F_{agg} présente la même valeur pour des valeurs de $x_1 < 200$ mm quelle que soit la valeur des autres paramètres. Le modèle ne semble cependant pas sur-paramétré puisqu’on ne détecte pas de sensibilité plus importante des trois autres paramètres entre eux, c’est-à-dire de valeur seuil pour laquelle la variation des autres paramètres ne fait pas évoluer la valeur de la F_{agg} . La F_{agg} présente une zone d’équifinalité limitée, ce qui est dû à

la superposition des zones d'équifinalité des fonctions critères, notamment du NSE et du NSE_e qui sont les plus discriminantes (ANNEXE C, FIGS C.3 et C.4).

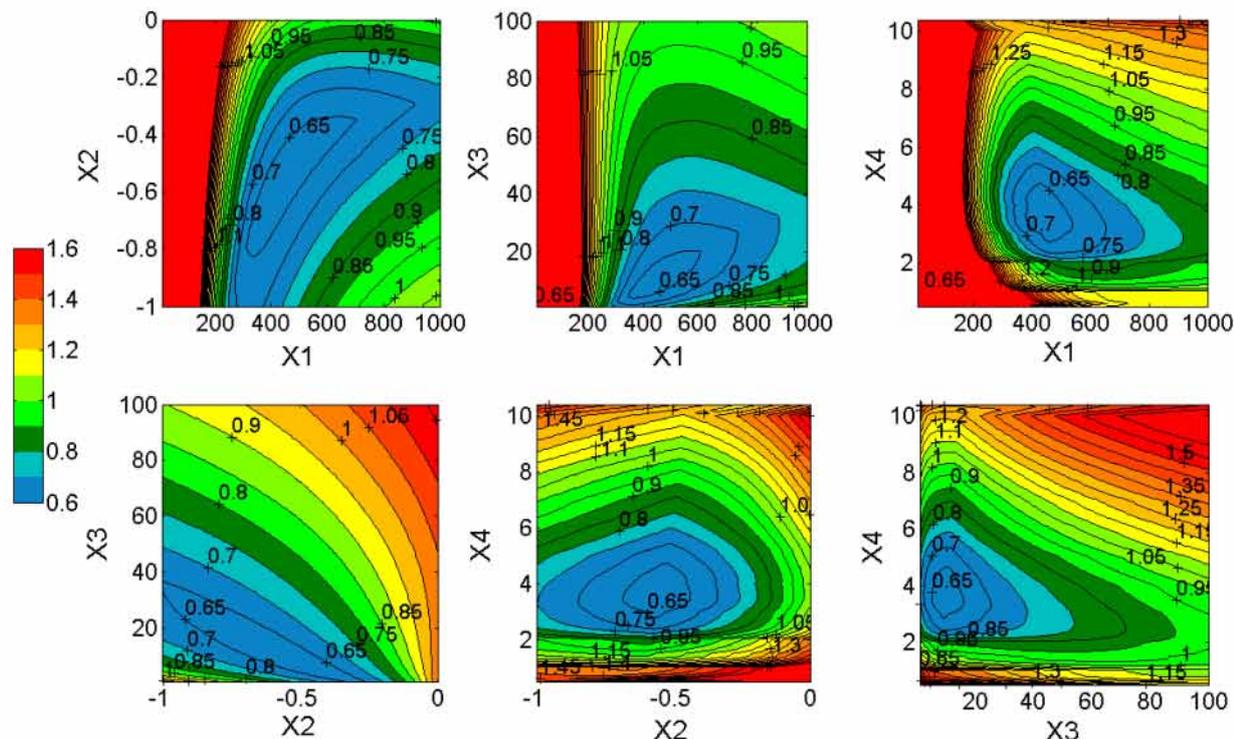


FIGURE 3.11 – Analyse de sensibilité des paramètres à la fonction d'agrégation F_{agg} .

3.1.2 Efficience du modèle hydrologique en mode semi-distribué sans modèle barrage

Résultats en mode semi-distribué Les valeurs des fonctions critères obtenues après calage et validation en mode semi-distribué sont présentées dans le TAB 3.7. Les hyétogrammes moyens observés et les hydrogrammes moyens observés et simulés sur les période de calage et de validation sont présentés par portion de bassin sur la FIG 3.12. Exceptée la portion d'Agde, les simulations des portions de bassin sont d'assez bonne qualité, puisque la F_{agg} est inférieure à 1,15 en calage et en validation. Sur ces cinq portions, le NSE est supérieur à 0,80 en calage et supérieur à 0,70 en validation, ce qui reflète une représentation correcte de la dynamique des écoulements, et qui est illustré sur la FIG 3.12. Ce critère s'améliore même en validation sur la portion de Lodève. En calage, les étiages sont les mieux représentés sur les portions de Saint-Laurent, Laroque, Lodève et du Salagou avec des valeurs de NSE_e supérieures à 0,70. Par contre sur la portion de Gignac et en validation, ce critère est compris entre 0,50 et 0,70. L'erreur de volume est nulle sur ces cinq portions de bassin en calage. Elle se dégrade en validation. Les volumes écoulés sont ainsi sur-estimés en validation sur la portion de Saint-Laurent (de 15 %) et sous-estimés à Laroque et Lodève (de 17 et 3 % respectivement). Ce sont les crues de printemps qui sont sous-estimées sur ces portions de bassin (FIG 3.12). L'erreur de volume moyenne montre qu'à Saint-Laurent en moyenne les volumes écoulés sont sous-estimés ou sur-estimés de 12 % en calage et 15 % en validation. A Laroque, Gignac et Lodève cette erreur est plus importante mais pour la portion de Salagou elle est seulement de 11 %. Concernant la portion d'Agde, la dynamique de l'hydrogramme, les crues automnales et l'étiage sont mal

représentés, avec un NSE de 0,37 et un NSE_e de 0,14, entraînant une sous-estimation de 12 % des volumes écoulés avec une erreur annuelle moyenne de 71 %.

Enfin, les résultats du débit simulé agrégé à l'exutoire à Agde indiquent les performances globales de la simulation en mode semi-distribué. Le mode semi-distribué n'améliore pas la simulation du débit en calage puisque la F_{agg} est de 0,70 contre 0,61 en mode global, mais elle l'améliore en validation avec une F_{agg} de 0,39 contre 0,51 en mode global. Le NSE est de 0,84 contre 0,82 en mode global en calage. Ce critère s'améliore en validation avec une valeur de 0,90 en mode semi-distribué, de même qu'en mode global. La dynamique des écoulements est donc globalement mieux représentée en mode semi-distribué qu'en mode global. Les étiages sont représentés de la même façon sur les deux périodes avec un critère de NSE_e de 0,76 en calage et de 0,89 contre 0,88 en validation. Par contre, l'erreur de volume se dégrade en mode semi-distribué en calage (0,08 contre -0,00) mais est meilleure en mode semi-distribué sur la période de validation (-0,10 contre -0,15). Ceci se retrouve sur l'erreur de volume moyenne qui est plus importante en mode semi-distribué en calage (0,22 contre 0,19) mais est plus faible en validation (0,09 contre 0,14).

Paramètres obtenus Les paramètres obtenus lors du calage du modèle hydrologique en mode semi-distribué sont présentés dans le TAB 3.8. La signification physique de ces paramètres est limitée puisque le modèle GR4J est à base conceptuelle. On peut cependant faire quelques remarques au sujet des valeurs obtenues. Celles obtenues sur la portion d'Agde seront discutées en fin de paragraphe. Pour les autres portions de bassin, la taille du réservoir de production (x_1) est plus importante dans les portions de bassin amont, plus contributives en terme de précipitation ($P_{moy} > 1\ 000$ mm/an), que dans les portions aval. Le paramètre x_2 est négatif pour toutes les portions de bassin, ce qui montre que le modèle transfère de l'eau des écoulements souterrains vers les écoulements superficiels. La taille du réservoir de routage (x_3) est d'un ordre de grandeur inférieur à celle du réservoir de production, ce qui signifie que le modèle tend à faire passer la majorité des écoulements le plus rapidement possible, avec une capacité de stockage limitée dans le réservoir de routage. Enfin, la durée de l'hydrogramme unitaire (x_4) est du même ordre de grandeur sur toutes les portions de bassin (environ 2,1 j), sauf pour Lodève où elle est plus courte (1,5 j). Pour la portion d'Agde, la taille du réservoir de production est 500 fois plus importante que celle du réservoir de routage, avec une durée d'hydrogramme unitaire longue (4,7 j). Sur cette portion de bassin, la majorité des écoulements sont donc lents et passent dans le débit de base et non dans les pics de crue, ce qui peut expliquer la difficulté du modèle à simuler les crues sur cette portion. Le paramètre x_2 est nul, et il n'y a donc pas d'échange simulé entre les écoulements superficiels et souterrains.

TABLEAU 3.7 – Valeurs des fonctions objectifs obtenues après calage/validation en mode semi-distribué par portion de bassin et agrégation à l'exutoire.

| Bassin | NSE | | NSE _e | | VE | | VE _{moy} | | F _{agg} | |
|-------------------------|-----------|------------|------------------|------------|-----------|------------|--------------------|------------|-------------------|------------|
| | Calage | Validation | Calage | Validation | Calage | Validation | Calage | Validation | Calage | Validation |
| Saint-Laurent | 1981-2010 | 1961-1980 | 1981-2010 | 1961-1980 | 1981-2010 | 1961-1980 | 1981-2010 | 1961-1980 | 1981-2010 | 1961-1980 |
| | 0,89 | 0,78 | 0,78 | 0,64 | -0,00 | 0,15 | 0,12 | 0,15 | 0,46 | 0,88 |
| Laroque | 1981-2010 | 1969-1980 | 1981-2010 | 1969-1980 | 1981-2010 | 1969-1980 | 1981-2010 | 1969-1980 | 1981-2010 | 1969-1980 |
| | 0,81 | 0,72 | 0,72 | 0,53 | -0,00 | -0,17 | 0,23 | 0,22 | 0,70 | 1,14 |
| Gignac | 1990-2010 | — | 1990-2010 | — | 1990-2010 | — | 1990-2010 | — | 1990-2010 | — |
| | 0,82 | — | 0,62 | — | 0,00 | — | 0,45 | — | 1,02 | — |
| Lodève | 1981-2010 | 1961-1980 | 1981-2010 | 1961-1980 | 1981-2010 | 1961-1980 | 1981-2010 | 1961-1980 | 1981-2010 | 1961-1980 |
| | 0,84 | 0,89 | 0,87 | 0,72 | -0,00 | -0,03 | 0,26 | 0,08 | 0,55 | 0,49 |
| Salagou | 1990-2010 | — | 1990-2010 | — | 1990-2010 | — | 1990-2010 | — | 1990-2010 | — |
| | 0,94 | — | 0,91 | — | -0,00 | — | 0,11 | — | 0,26 | — |
| Agde | 1990-2010 | — | 1990-2010 | — | 1990-2010 | — | 1990-2010 | — | 1990-2010 | — |
| | 0,37 | — | 0,14 | — | -0,12 | — | 0,71 | — | 2,32 | — |
| Agrégation à l'exutoire | 1981-2010 | 1961-1980 | 1981-2010 | 1961-1980 | 1981-2010 | 1961-1980 | 1981-2010 | 1961-1980 | 1981-2010 | 1961-1980 |
| | 0,84 | 0,90 | 0,76 | 0,89 | 0,08 | -0,10 | 0,22 | 0,09 | 0,70 | 0,39 |

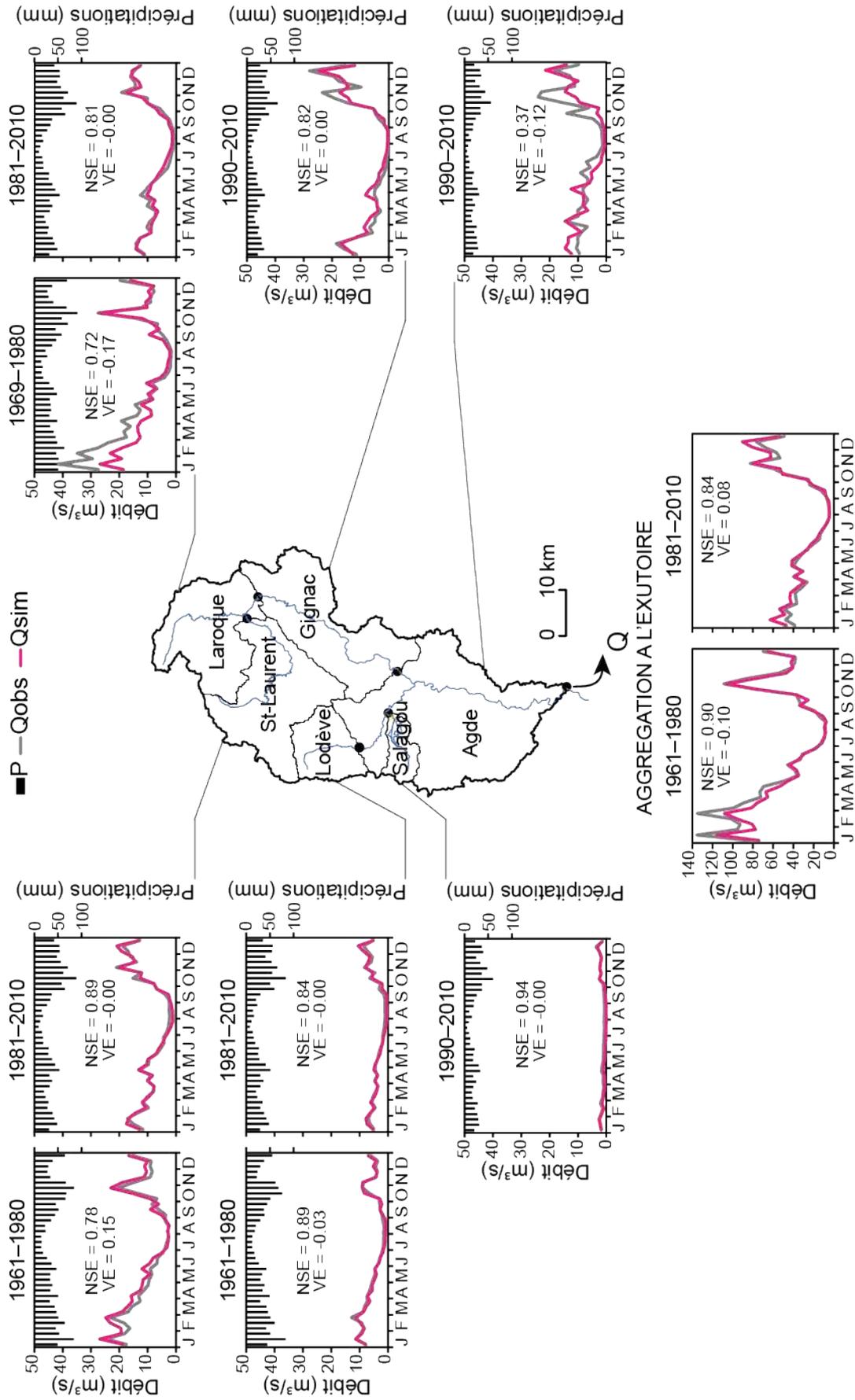


FIGURE 3.12 – Hydrographes moyens à l'exutoire de chaque portion de bassin obtenus après calage-validation en mode semi-distribué.

TABLEAU 3.8 – Valeurs des paramètres obtenus en mode semi-distribué après calage, superficie, période de calage, précipitation annuelle moyenne (P_{moy}) et module sur la période de calage par portion de bassin.

| Portion de bassin | x_1 (mm) | x_2 (mm) | x_3 (mm) | x_4 (j) | Superficie (km ²) | Période de calage | P_{moy} (mm/an) | Module (m ³ /s) |
|-------------------|---------------|---------------|---------------|--------------|----------------------------------|-------------------|----------------------|-------------------------------|
| Saint-Laurent | 799 | -1,3 | 23 | 2,1 | 497 | 1981–2010 | 1 357 | 9,5 |
| Laroque | 859 | -2,1 | 72 | 2,1 | 414 | 1981–2010 | 1 364 | 8,3 |
| Gignac | 190 | -1,1 | 57 | 2,1 | 514 | 1990–2010 | 979 | 7,6 |
| Lodève | 482 | -0,2 | 60 | 1,5 | 186 | 1981–2010 | 1 253 | 4,0 |
| Salagou | 190 | -0,1 | 7,7 | 2,3 | 77 | 1990–2010 | 880 | 1,0 |
| Agde | 520 | 0 | 1 | 4,7 | 895 | 1990–2010 | 816 | 8,9 |
| Mode global | 440 | -0,54 | 10 | 3,5 | 2 583 | 1981–2010 | 1 073 | 33,5 |

3.1.3 Efficience du modèle hydrologique en mode semi-distribué avec modèle barrage

Résultats obtenus Les valeurs des fonctions objectifs obtenues pour le module barrage sont présentées sur la FIG 3.13, ainsi que les débits turbiné, lâché, sortant et le volume du réservoir observés et simulés sur 1990–2010. A part pour le volume du réservoir, les très fortes valeurs de F_{agg} obtenues (supérieures à 3) sont expliquées par les valeurs négatives du critère NSE_e . Cependant, les valeurs des autres critères sont satisfaisantes, pour toutes les variables. La variable la plus difficile à simuler est le débit turbiné (FIG 3.13a). La dynamique de ce débit n'est pas bonne puisque le NSE est de -0,08. Cependant, les volumes écoulés sont bien représentés puisque VE est légèrement sous-estimée de 2 % et VE_{moy} est de 12 %. Le débit lâché est bien mieux représenté (FIG 3.13b) avec un NSE de 0,86 et une VE_{moy} de 19 %. La valeur de VE est aussi basse avec une légère sur-estimation des volumes écoulés de 7 %. Le débit sortant total (FIG 3.13c) a les mêmes scores avec un NSE de 0,86, une VE_{moy} de 12 % et une sous-estimation de l'VE de 3 %. La variation de la réserve (FIG 3.13d) présente une bonne dynamique avec un NSE de 0,75 une VE_{moy} de 2 % et une VE nulle. La dynamique des cette variable au cours des étiages est la mieux représentée (NSE_e de 0,55), ce qui explique la performance de la F_{agg} , dont la valeur est inférieure à 1.

3. RÉSULTATS

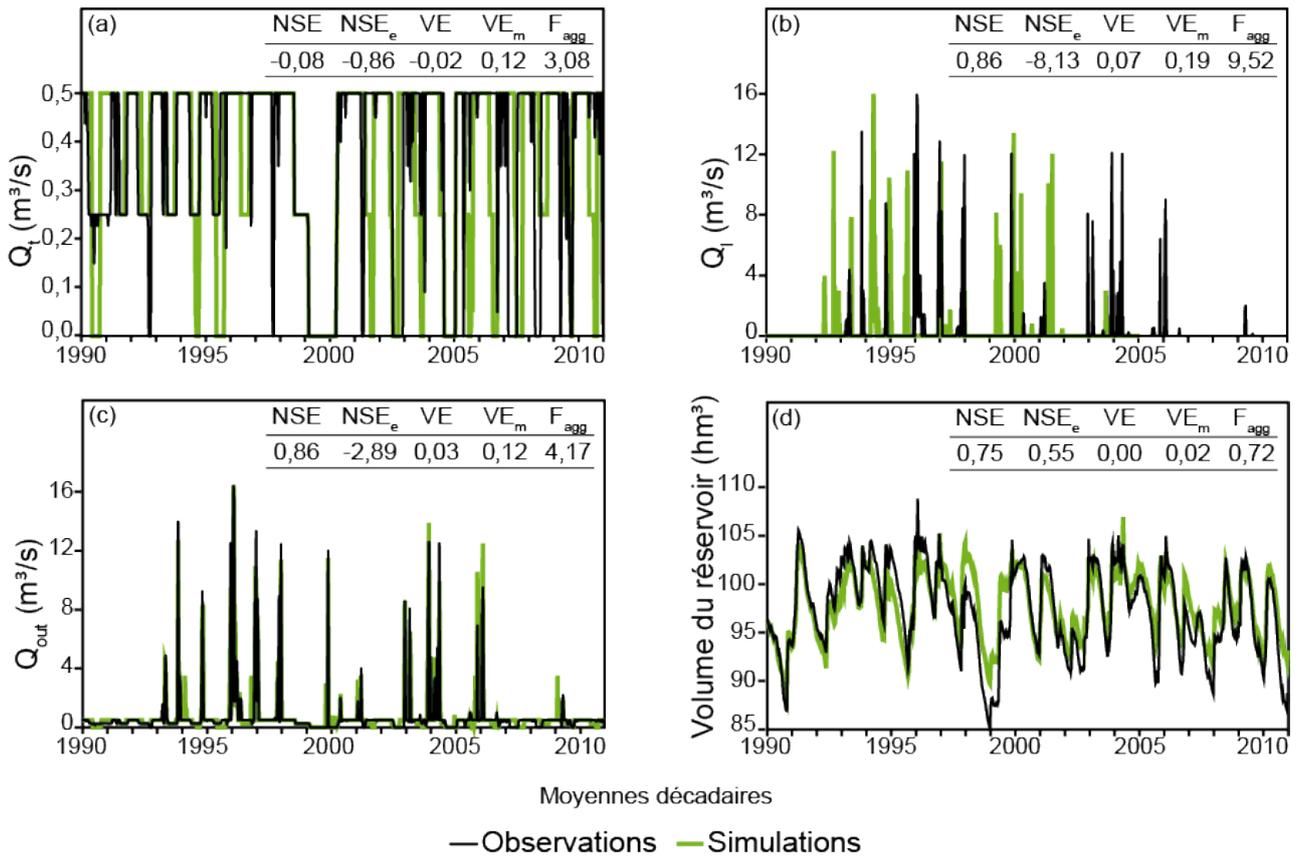


FIGURE 3.13 – Calage des lâchers de barrage du Salagou sur 1990–2010 : variables observées et simulées du (a) débit turbiné (Q_t), (b) débit lâché (Q_l), (c) débit sortant total (Q_{out}) et (d) volume de la réserve.

La construction du barrage s'est achevée en 1969. De 1969 à 1971, le barrage s'est rempli et aucun débit n'en est sorti sur cette période. Sur la période 1971–1989, seules des données discontinues de cote sont disponibles. Il n'existe pas d'information sur les lâchers effectués. Sur cette période, la simulation du fonctionnement de barrage a été effectuée et la comparaison entre la cote simulée et la cote observée est présentée sur la FIG 3.14. Le seul ajustement qui a été fait sur cette période est le soutien d'étiage de l'Hérault l'été de certaines années ainsi que l'arrêt de la turbine de la micro-centrale électrique ponctuellement entre 1986 et 1989. La cote observée est bien représentée jusqu'en 1980, où elle est ensuite sur-estimée. Le débit sortant du barrage est donc sous-estimé de 1980 à 1989.

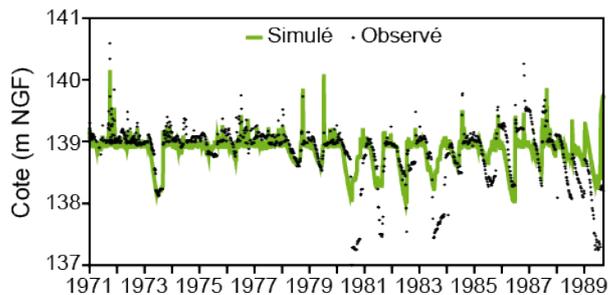


FIGURE 3.14 – Evolution de la cote du barrage observée et simulée sur 1971–1989.

La FIG 3.15 présente les hydrogrammes moyens observés et simulés en mode global et semi-distribué avec et sans prise en compte du barrage sur les périodes de calage (1981–2010) et de validation (1961–1980), ainsi que les valeurs des fonctions critère obtenues. Lorsque les simulations du fonctionnement du barrage sont associées à la modélisation hydrologique semi-distribuée, la simulation des écoulements à l'exutoire du bassin ne change pas significativement par rapport à la modélisation semi-distribuée sans barrage. Le débit total sortant du barrage contribue en effet à 1 % environ du débit à l'exutoire. La F_{agg} s'améliore néanmoins de 0,70 à 0,67 avec le modèle barrage en période de validation, et reste identique dans les deux modes en période de calage. Sur la période de calage, l'amélioration de la simulation se retrouve pour tous les critères, avec le NSE et le NSE_e qui sont supérieurs de 0,01, le VE qui est inférieur de 0,05 et le VE_m de 0,01. En validation, où le barrage n'a fonctionné que sur la deuxième moitié de cette période, tous les critères ont les mêmes valeurs dans les deux modes.

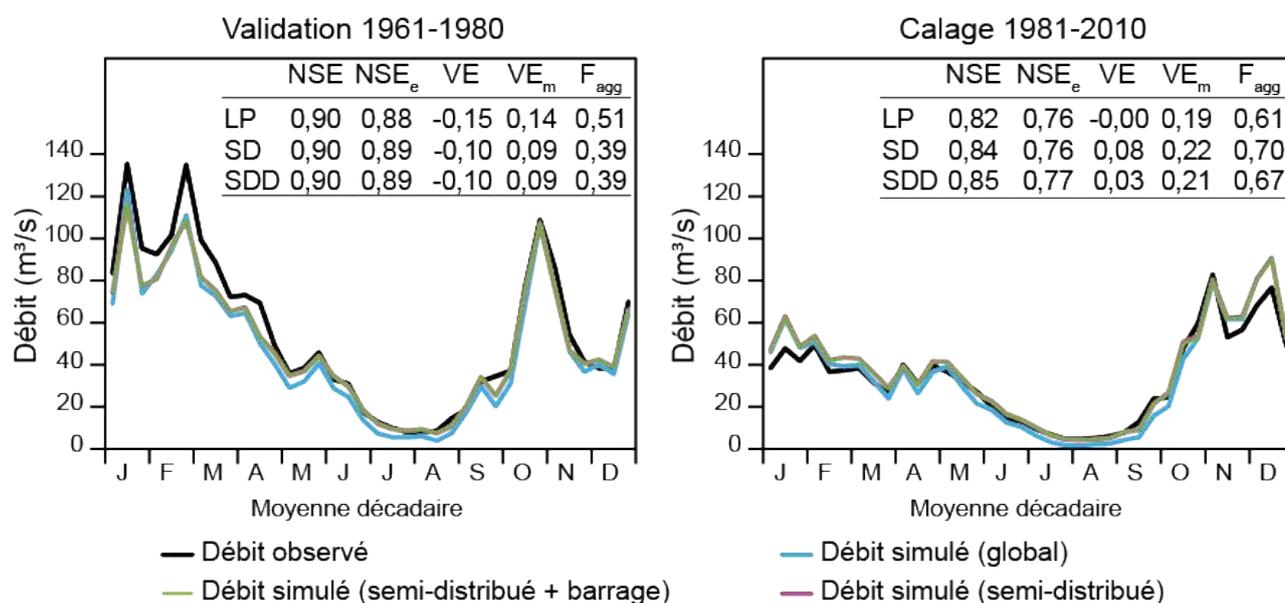


FIGURE 3.15 – Hydrogrammes moyens observé et simulé en mode global (LP), en mode semi-distribué sans barrage (SD) et en mode semi-distribué avec barrage (SDD) sur 1961–1980 (validation) et 1981–2010 (calage).

3.2 Evolution de la demande en eau

La FIG 3.16 présente l'évolution inter-annuelle et saisonnière moyenne de la demande en eau domestique (DED) et la demande en eau agricole (DEA) estimées par portion de bassin sur la période 1961–2010. Dans certaines portions amont (Laroque, Gignac et Salagou), la DEA est plus importante que la DED, alors que la DED est plus élevée que la DEA dans les portions de Lodève et Agde, qui sont plus peuplées, ainsi que dans la portion de Saint-Laurent.

3.2.1 Demande domestique

La DED annuelle estimée peut varier de moins de 1 hm^3/an à plusieurs dizaines d' hm^3/an (FIG 3.16). Sur l'ensemble de la période, on peut observer une tendance à la baisse en début de période jusqu'en 1973 ainsi qu'en fin de période à partir des années 2000 (-30 % à Saint-Laurent, -10 % à Laroque, -5 % à Lodève). Cependant, pour les portions de Gignac, Salagou

et Agde, la demande ne cesse d'augmenter (+10 %, +130 % et +10 % respectivement). La demande est la plus faible en hiver et atteint son pic au mois d'août où elle peut doubler.

3.2.2 Demande agricole

Les résultats du modèle de demande agricole sont illustrés sur la FIG 3.16. La DEA simulée diminue entre 1961–1980 et 1981–2010 sur les portions de Saint-Laurent (-70 %), Laroque (-70 %) et Gignac (-60 %). A l'inverse, elle augmente sur les portions de Lodève (+20 %), Salagou (+300 %) et Agde (+100 %). Au cours de l'année, elle atteint son maximum en été et est nulle en hiver.

3.3 Capacité à satisfaire la demande

3.3.1 Evolution inter-annuelle et fréquence de satisfaction

Les changements combinés de la disponibilité des ressources et de la demande en eau de 1961 à 2010 ont entraîné des changements de capacité de satisfaction de la demande en eau sur les différents portions du bassin de l'Hérault. Alors que les demandes domestique (DED) et agricole (DEA) ont été généralement très fortement satisfaites, la moyenne annuelle du taux de satisfaction de la demande (TSD) cache des années présentant des décades où le taux de satisfaction est inférieur, sur les périodes 1961–1980 et 1981–2010.

La FIG 3.17 indique quelles années présentent au moins une décade de TSD inférieur à la très forte satisfaction (c'est-à-dire de $TSD < 99\%$ pour la demande domestique et de $TSD < 95\%$ pour la demande agricole), ainsi que la fréquence sur 5 ans des années contenant ces décades non satisfaisantes pour les périodes 1961–1980 et 1981–2010. Sur les portions de Saint-Laurent, Lodève et Salagou, la DED et la DEA ont toujours été satisfaites. La DED présente des lacunes de satisfaction seulement sur la portion d'Agde pour la période 1981–2010 (0,5/5). Pour la DEA, la fréquence d'années non satisfaisantes diminue entre les périodes 1961–1980 et 1981–2010 sur les portions de Laroque (de 1/5 à 0,33/5) et Gignac (de 2,75/5 à 1,33/5), et augmente sur la portion d'Agde (de 1,25/5 à 2,17/5).

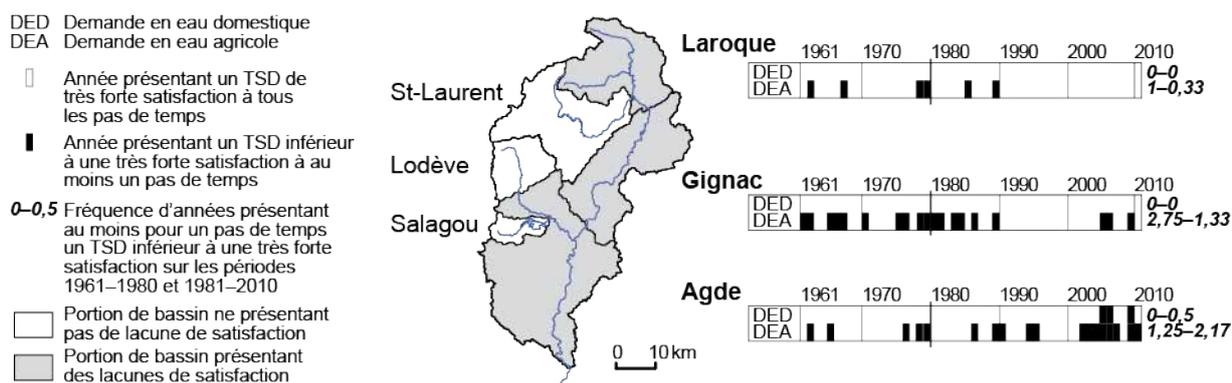


FIGURE 3.17 – Années présentant pour au moins une décade un TSD inférieur à la très forte satisfaction et fréquence sur 5 ans de ces années sur les périodes 1961–1980 et 1981–2010.

3.3.2 Evolution saisonnière

La FIG 3.18 présente les variations moyennes décadaires de TSD pour les années dont le TSD est inférieur à une "très forte satisfaction" sur les périodes 1961–1980 et 1981–2010. Seules les

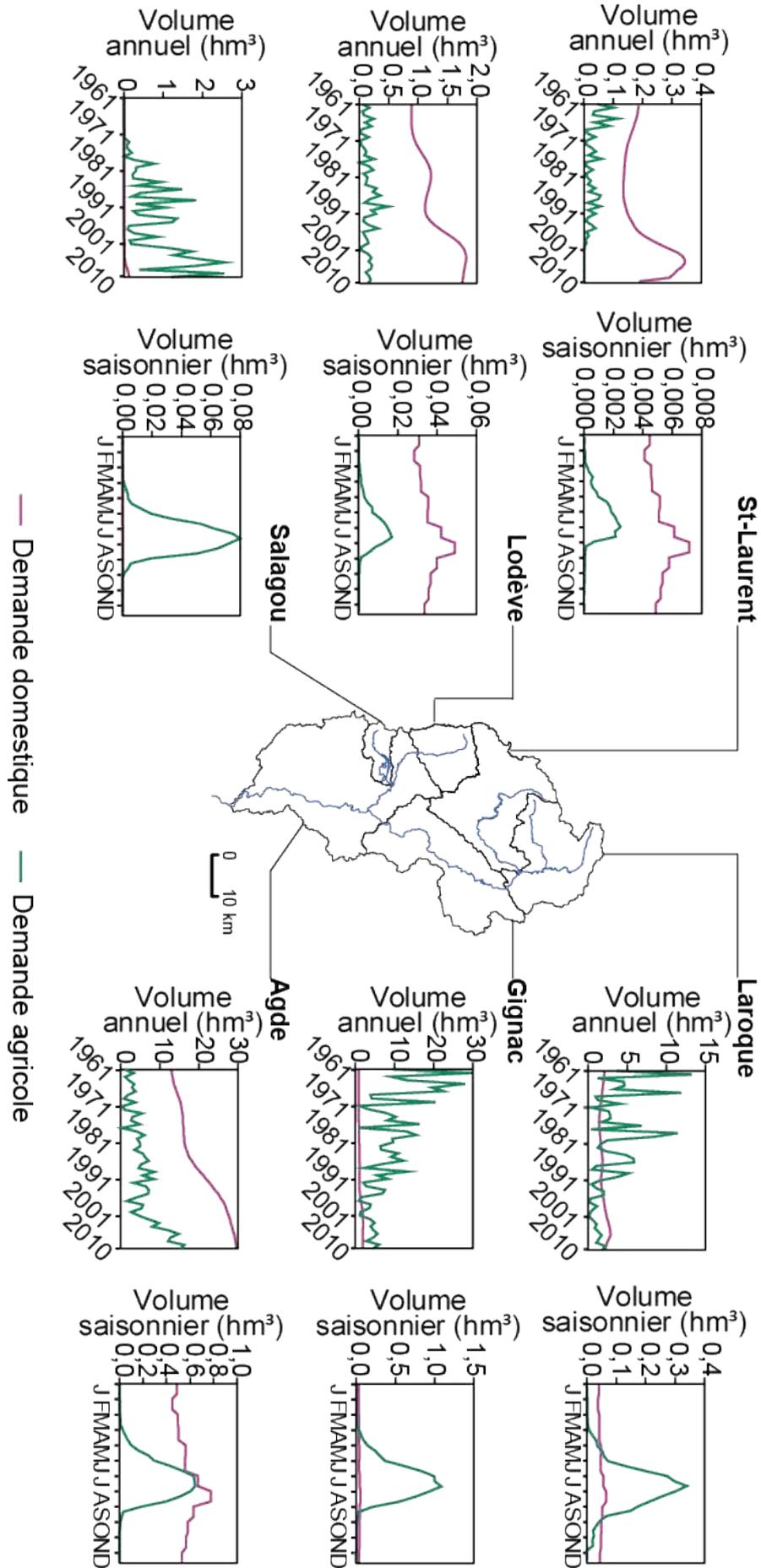


FIGURE 3.16 – Evaluation de la demande agricole et domestique sur la période 1961–2010 par portion de bassin.

3. RÉSULTATS

portions de Laroque, Gignac et Agde sont concernées (voir FIG 3.17). La DED de la portion d'Agde atteint de très faibles taux de satisfaction (<75 %) en été. Lorsque la DEA n'a pas été très fortement satisfaite sur la période 1961–1980, le TSD a atteint des taux de satisfaction modérés sur les portions de Laroque et Gignac, en automne et en été respectivement, et des taux de faible satisfaction sur la portion d'Agde en été. Sur cette portion, le TSD s'est détérioré sur la période 1981–2010 avec des taux de satisfaction très faibles. En revanche, le TSD s'améliore sur les deux autres portions et atteint des forts taux de satisfaction à Laroque.

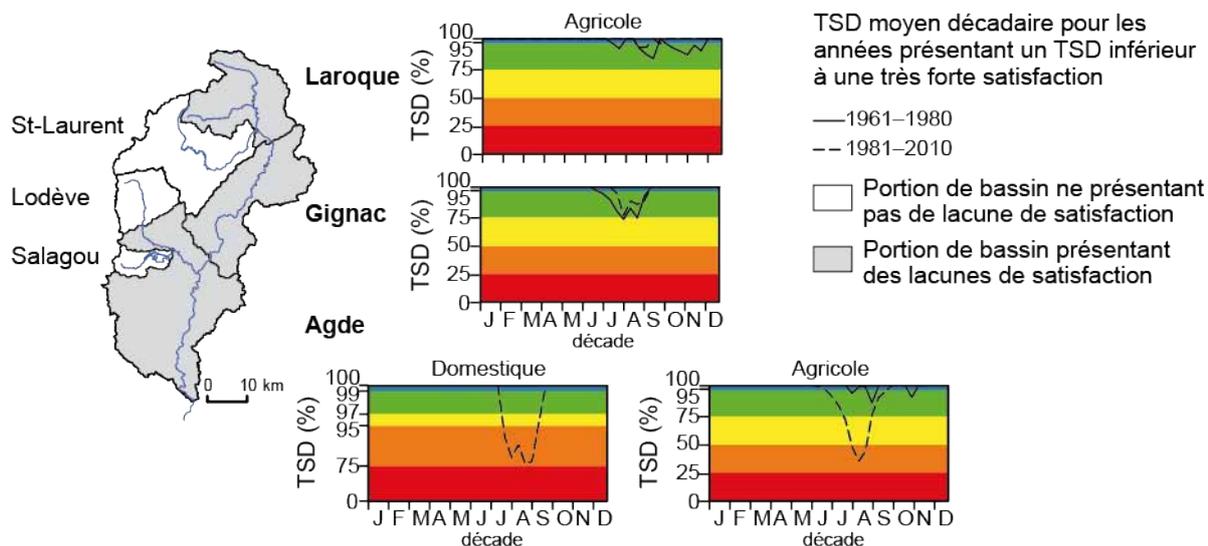


FIGURE 3.18 – Evolution moyenne décadaire du TSD pour les demandes agricole et domestique sur les périodes 1961–1980 et 1981–2010. Ces moyennes ont été calculées pour les années présentant au moins un pas de temps où la demande en eau n'a pas été très fortement satisfaite (voir FIG 3.17).

4 Discussion

4.1 Impact de la variabilité climatique sur la ressource en eau et la demande agricole

La variabilité climatique sur le bassin de l'Hérault peut être caractérisée par des variations de la température annuelle (FIG 3.19a), et par une diminution des précipitations hivernales entre 1961–1980 et 1981–2010 (FIG 3.19b). Il a été montré dans le chapitre précédent que cette variabilité climatique a entraîné des modifications de la disponibilité de la ressource en eau : le débit moyen annuel observé a diminué de 35 à 39 % à plusieurs stations de jaugeage entre ces deux périodes.

Le changement climatique contraint aussi les variations de demande en eau agricole annuelle. En plus de la dynamique saisonnière induite par la croissance des plantes cultivées et de l'efficacité des réseaux d'irrigation, la variation inter-annuelle de la demande en eau agricole (FIG 3.16) est étroitement liée à la succession d'années humides (température plus basse et précipitations plus hautes) et sèches (température plus haute et précipitations plus basses) (FIG 3.19a). Les variations saisonnières de la demande en eau agricole dépendent aussi de la variabilité saisonnière de la température et des précipitations (FIG 3.19b), ainsi que du stade de développement des cultures. En été, où le climat est chaud et sec, et où les cultures ont atteint leur stade de croissance phénologique maximal, la demande en eau agricole est la plus importante, alors que les cultures n'ont pas besoin d'eau en hiver lorsqu'elles ne sont pas développées et que le climat est froid et humide (FIG 3.16).

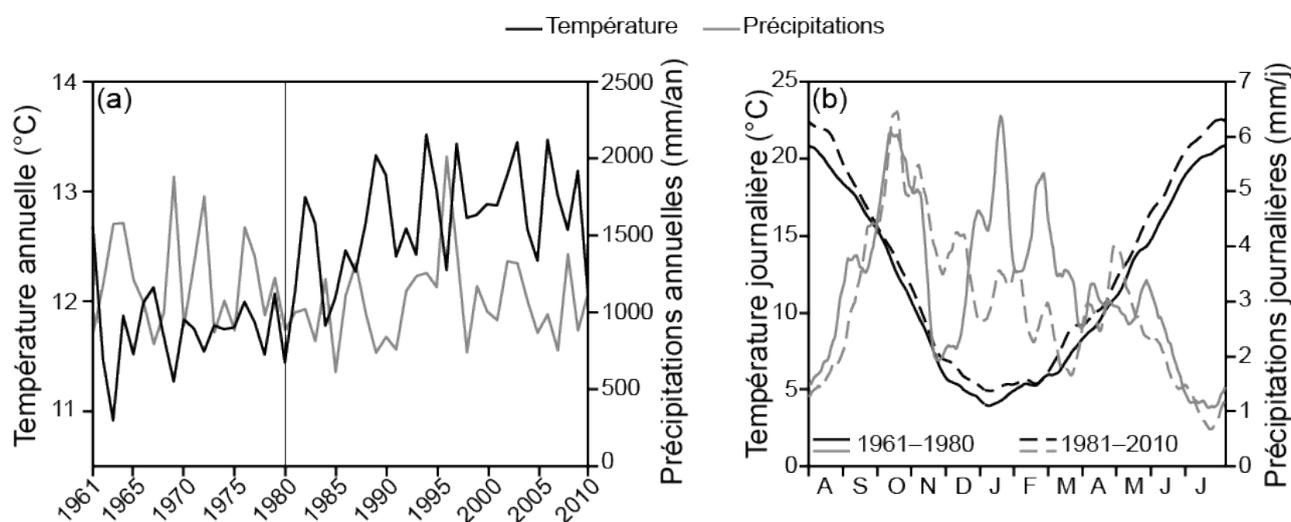


FIGURE 3.19 – Variation des conditions hydro-climatiques sur le bassin de l'Hérault sur la période 1961–2010 : (a) précipitations et température annuelles; (b) précipitations et température saisonnières moyennes.

4.2 Impact des changements anthropiques sur les demandes domestiques et agricoles

Les changements anthropiques ont influencé les demandes en eau domestique et agricole sur le bassin de l'Hérault. Tout d'abord, la demande domestique est directement liée à la population.

Sur le bassin de l'Hérault, la population n'est pas répartie de façon homogène (FIG 3.20a), ce qui entraîne des demandes domestiques différentes selon la portion considérée. Par exemple, la population des portions du Salagou et de Saint-Laurent est très faible, impliquant de très faibles demandes domestiques sur ces portions, alors que sur la portion d'Agde, qui est la portion la plus peuplée et qui alimente en eau domestique des villes externes au bassin, la demande domestique est la plus importante (FIG 3.16). La baisse de demande annuelle observée jusque dans les années 1970 dans les portions de Saint-Laurent et Laroque correspond à la diminution de la population dans les campagnes relative à l'exode rural. A l'inverse, d'après la FIG 3.20b, la demande domestique unitaire tend à diminuer dans les années 2000 (de 13 % à Laroque et Gignac et de 23 % à Agde), sauf sur la portion du Salagou, en lien avec des économies d'eau des ménages. Ces observations ont entraîné une diminution de la demande domestique annuelle dans la majorité des portions du bassin. Cette tendance à l'économie d'eau a été observée dans d'autres pays industrialisés, comme les Etats Unis depuis les années 1990 (Gleick, 2003). Enfin, la saisonnalité de la demande est fortement liée à l'évolution démographique au sein de l'année : avec l'arrivée des touristes sur le littoral et dans l'arrière-pays en saison estivale, cette demande en eau atteint un pic en été et peut ainsi tripler.

Parallèlement, la demande agricole annuelle est contrainte par l'extension des surfaces irriguées (FIG 3.20c). Les surfaces irriguées ont diminué de 1961 à 2010 dans les portions de Saint-Laurent, Laroque et Gignac. Ceci s'explique par l'abandon des activités rurales, ce qui a aussi été observé sur des têtes de bassin dans le sud de l'Europe depuis 1950 (Debussche *et al.*, 1999; Moran-Tejeda *et al.*, 2010). De plus, sur la portion de Gignac, l'efficacité des réseaux d'irrigation s'est améliorée sur la période 1961–2010, ce qui a entraîné une diminution des prélèvements agricoles sur cette portion. Sur la portion de Lodève les surfaces irriguées ont augmenté jusqu'au milieu des années 1980, puis ont diminué jusqu'en 2010. A l'inverse, elles ont augmenté jusqu'au milieu des années 1980 sur les portions d'Agde et du Salagou, puis sont restées stables. Ces tendances expliquent la diminution de la demande agricole dans les premières portions, et son augmentation dans les portions d'Agde et du Salagou, sur la période 1961–2010 (FIG 3.16).

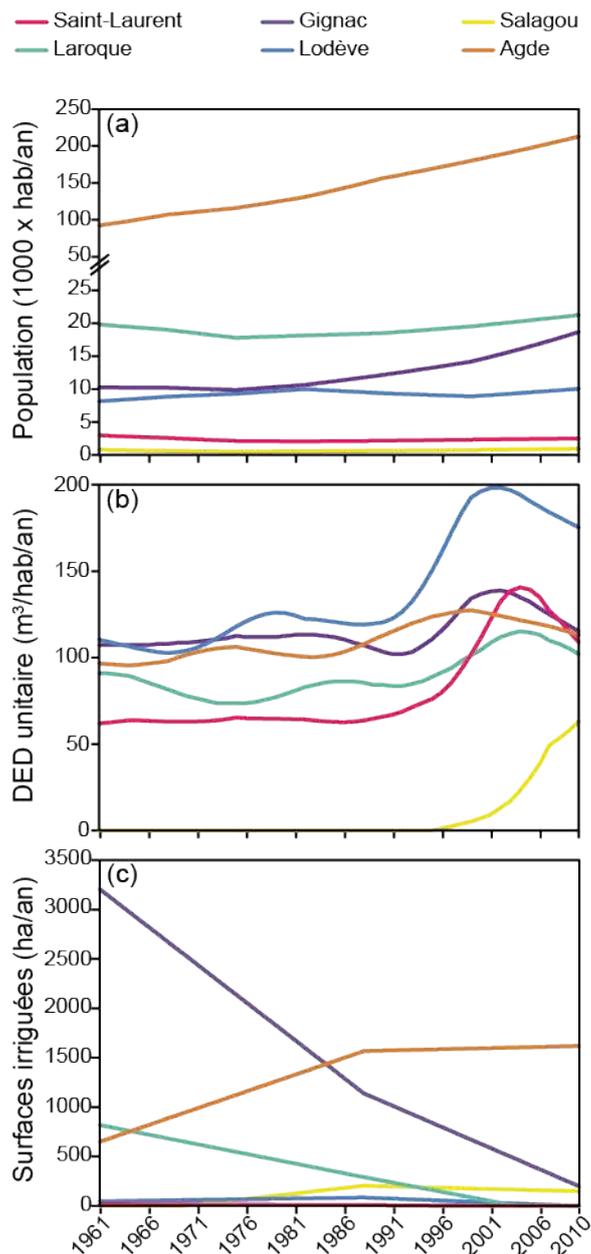


FIGURE 3.20 – Variation annuelle de (a) la population, (b) la demande en eau domestique (DED) unitaire, (c) la surface irriguée sur chaque portion du bassin de l'Hérault sur la période 1961–2010.

4.3 Impact des changements climatiques et anthropiques sur la capacité de satisfaction

Les impacts des changements climatiques et anthropiques sur la ressource disponible et la demande en eau ont eu des effets combinés sur la capacité à satisfaire la demande en eau. L'hétérogénéité des distributions spatiales et temporelles de la ressource et la demande en eau a contraint la satisfaction de la demande en eau, qui a évolué entre 1961–1980 et 1981–2010 et a varié différemment selon la portion de bassin considérée.

La population croissante à Agde a entraîné une augmentation de la fréquence des années où

la demande en eau domestique n'a pas été très fortement satisfaite sur la période 1981–2010 par rapport à la période 1961–1980, bien que la diminution en demande en eau unitaire ait contribué à limiter cette tendance. Les faibles TSDs obtenus en été peuvent être expliqués par une demande domestique plus importante liée au tourisme, et donc par une variation saisonnière de la population. Parallèlement, les variations des surfaces irriguées ont entraîné des changements du nombre d'années pour lesquelles la demande en eau agricole a été complètement satisfaite, selon la portion considérée. De plus, la variabilité saisonnière climatique explique la diminution de la capacité de la ressource à satisfaire la demande en été et pourquoi en hiver la demande agricole est mieux satisfaite, présentant des TSDs supérieurs.

La distribution spatiale des contraintes climatiques et anthropiques explique le gradient de satisfaction de demande dans les différentes portions du bassin de l'Hérault. Comme c'est la plus peuplée et qu'elle contient le plus de surfaces irriguées, la portion d'Agde a été confrontée à plus de difficultés de satisfaction de la demande en eau, avec le plus haut nombre d'années non complètement satisfaites. À l'inverse, les portions de Saint-Laurent, Lodève et du Salagou, qui présentent les populations les plus faibles et le moins de surface irriguées, ont toujours été en mesure de satisfaire les demandes en eau domestiques et agricoles. Ces résultats sont cohérents avec les restrictions d'eau enregistrées sur ce bassin. En 2005 et 2006 notamment, les seules années où le barrage du Salagou a été contraint de soutenir l'étiage de l'Hérault en été afin de palier le manque de ressource disponible.

La méthode développée dans ce chapitre est ainsi capable de reproduire les variations temporelles de la capacité de satisfaction de la demande, et permet de mettre en avant les problèmes de satisfaction de la demande selon les caractéristiques géographiques du bassin de l'Hérault.

4.4 Limites de l'étude

Un certain nombre de limites qui ont influencé les résultats doivent cependant être indiquées. Tout d'abord, les modèles hydrologique et de gestion du barrage ont tendance à sous-estimer les écoulements, sauf sur la portion de Laroque. L'eau disponible simulée sur les portions de Saint-Laurent, Lodève et Salagou pendant les étiages est sous-estimée, alors que c'est la période de l'année où les demandes sont les plus importantes. Ces simulations peuvent avoir contribué à sous-estimer la capacité à satisfaire la demande et ainsi à limiter les TSDs en été sur ces portions.

Sur la portion d'Agde, les résultats de simulation peuvent s'expliquer par la source des données hydrologiques observées, puisque la station de jaugeage n'est pas précise sur les débits d'étiage et de crue². De plus, sur cette portion, la difficulté à simuler le débit observé peut être induite par la structure interne du modèle GR4J. En effet, [Weng & Dörfliger \(2002\)](#) ont montré que les dynamiques de la nappe alluviale de l'Hérault et du fleuve sont étroitement liées puisqu'il existe des échanges où la rivière soutient la nappe en période de crue, et inversement en période d'étiage. Sur cette portion, le paramètre d'échange x_2 a été évalué comme nul (cette valeur représente en moyenne une compensation de ces échanges), empêchant les échanges des écoulements superficiels vers le souterrain, et *vice versa*. Le modèle GR4J n'a pas la capacité

2. Cette station de jaugeage a été déplacée en 1986 après qu'une crue l'ait emportée. Elle se situe aujourd'hui dans un canal traversant l'Hérault, et c'est la hauteur piézométrique dans le canal qui est reliée au débit du fleuve.

à représenter des échanges dans un sens pendant une partie de l'année hydrologique (alimentation de la nappe alluviale par le fleuve en crue), puis dans l'autre sens le reste de l'année (alimentation du fleuve en étiage par la nappe). Par contre, ces résultats peu satisfaisants pour la portion d'Agde n'ont pas empêché une bonne représentation des écoulements à l'exutoire. En effet, la contribution en terme de débit de cette portion est faible par rapport au débit total drainé sur le bassin de l'Hérault.

Concernant le modèle barrage, la dynamique du débit lâché, du débit sortant total et de la réserve est simulée de façon satisfaisante. Par contre, sur la période 1971–1989 où les données sont ponctuelles et ne permettent pas de caler le modèle, on voit que le débit sortant total est sous-estimé. De plus, le modèle présente des difficultés à représenter le débit turbiné. Or l'analyse de sensibilité de ce modèle (ANNEXE D) a montré que les résultats de simulation du débit total en sortie de barrage sont très sensibles à la bonne représentation du débit turbiné. L'amélioration à porter sur ce modèle est donc principalement sur la représentation de cette variable. Cependant, cette turbine a été gérée chaque année au cas-par-cas. Il a alors été difficile d'établir une règle de gestion commune à la période 1990–2010 pour le fonctionnement de cette turbine.

L'évaluation de la demande en eau agricole contient aussi ses propres limites. En effet, les mêmes caractéristiques de sol ont été utilisées pour toutes les portions. Cependant, il n'existe pas de base de données des sols complète et les quelques études qui ont été menées sur le bassin de l'Hérault (Bruand *et al.*, 2004; Bonfils, 1993) se sont intéressées à des zones trop restreintes pour être représentatives de chaque portion de bassin (moins de 100 km²).

Enfin, lors du calcul du TSD, seule la ressource superficielle est considérée, ce qui est cohérent pour les prélèvements agricoles dont 95 % exploitent la ressource superficielle. Cependant, 95 % des prélèvements domestiques sont d'origine souterraine. Néanmoins, le peu de données piézométriques disponibles sont localisées principalement en aval du bassin. Peu de données piézométriques se trouvent en amont ou dans la zone médiane du bassin, qui est principalement karstique. Ces données sont trop éparées pour être représentatives de l'ensemble des unités hydrogéologiques de chaque portion du bassin. De plus, ces données constituent des séries temporelles de moins de 10 ans, ce qui est trop court pour développer un modèle hydrologique prenant en compte explicitement le fonctionnement des aquifères et les échanges entre les écoulements de surface et souterrains. Il est donc difficile de comprendre et de représenter de façon réaliste la dynamique des processus sur l'ensemble du bassin. Par ailleurs, comme les demandes en eau sont comparées au débit total à l'exutoire de chaque portion, cette méthode tient autant compte de la dynamique des écoulements souterrains que de celle des écoulements superficiels, même si les prélèvements souterrains ne sont pas directement extraits d'un écoulement souterrain simulé. Enfin, 80 % des prélèvements pour la demande domestique sont issus de la nappe alluviale de l'Hérault, qui est en étroite relation avec le fleuve (Weng & Dörfliger, 2002). En effet, cette nappe soutient la majeure partie de l'année le débit de l'Hérault, surtout pendant les étiages (de 30 à 50 %), où les prélèvements sont les plus importants. Dans ce contexte, le fait d'utiliser uniquement la ressource superficielle pour calculer le TSD peut être considéré acceptable, surtout en été.

5 Conclusion

Ce chapitre décrit une approche intégrative qui combine différents modèles et variables-clefs pour évaluer la capacité de la ressource à satisfaire la demande en eau sur le bassin de l'Hérault. Cette chaîne de modélisation a permis de représenter au pas de temps décadaire sur le long terme les variations de (i) la ressource en eau, (ii) la demande en eau et (iii) la capacité de satisfaction du bassin.

Afin de répondre aux attentes des gestionnaires, la méthode a été appliquée sur chaque portion du bassin étudié, chacune représentant une entité hydrologique homogène du point de vue de la gestion de l'eau. Pour s'adapter à la longue période de temps considérée, une reconstitution historique des demandes en eau annuelles a été menée. La simulation et l'évaluation de ces séries au pas de temps décadaire a rendu possible une représentation satisfaisante de la dynamique inter-annuelle et saisonnière de la ressource et de la demande en eau. Celles-ci ont été comparées à l'aide d'un taux de satisfaction de la demande, qui a été calculé au pas de temps décadaire pour analyser la fréquence des lacunes de satisfaction de la demande par portion de bassin, en lien avec les attentes des gestionnaires locaux. L'analyse de ce taux a principalement montré que les difficultés à satisfaire la demande domestique ont augmenté en aval du bassin sur la période 1981–2010. Cette approche permet de favoriser le dialogue avec les gestionnaires locaux et de représenter les enjeux de gestion de l'eau sur leur territoire.

L'Article 1 de la Directive Cadre sur l'Eau (directive 2000/60) du Parlement Européen et du Conseil du 23 octobre 2000 demande qu'un cadre qui "prévienne toute dégradation supplémentaire, préserve et améliore l'état des écosystèmes aquatiques [...]" soit établi. L'Article 8 de cette directive indique aussi qu'au plus tard en 2015, Les Etats Membres de l'Union Européenne "veillent à ce que soient établis des programmes de surveillance de l'état des eaux [...]", et que "dans le cas des eaux de surface, les programmes portent sur le volume et le niveau ou le débit dans la mesure pertinente pour l'état écologique [...]". Dans ce cadre, le SMBFH a déjà prévu d'identifier un débit minimum biologique afin d'assurer le bon état écologique des cours d'eau du bassin de l'Hérault (voir le classement des statuts écologiques des cours d'eau dans l'Annexe V de la Directive). Ainsi, dans le futur, la demande biologique, qui n'a pas été considérée sur la période observée, devra être prise en compte. Cette demande en eau se verra attribuer une priorité maximale et contraindra probablement la capacité du bassin à satisfaire les autres demandes en eau, domestique et agricole.

Ce travail constitue une nouvelle étape dans l'estimation des changements futurs possibles de la capacité de satisfaction en eau du bassin de l'Hérault. Cette dernière phase sera traitée dans le chapitre suivant, en utilisant des scénarios de changement climatique futur, ainsi que d'évolution d'usage de l'eau en lien avec la croissance démographique, la demande domestique unitaire et l'évolution des surfaces irriguées, ainsi que l'efficacité des réseaux d'irrigation, et les stratégies de gestion du barrage, entre autres.

Chapitre 4

Evolution de la capacité à satisfaire la demande en eau à l'horizon 2050

1 Introduction

Au vu des projections climatiques défavorables pour la gestion de l'eau dans le contexte méditerranéen (voir par exemple [Milano *et al.*, 2013b](#)), ainsi que l'anticipation des effets induits, il est nécessaire d'évaluer l'évolution possible de la capacité de ce bassin à satisfaire la demande en eau. Cette prospection doit reposer sur des scénarios de changement climatique, mais également des scénarios d'évolution des usages de l'eau.

Les scénarios climatiques sont issus de modèles climatiques globaux développés sur des mailles de $2,5^\circ \times 2,5^\circ$, ou de modèles climatiques régionaux, sur des mailles de $0,5^\circ \times 0,5^\circ$. Des méthodes statistiques de régionalisation de ces scénarios permettent leur utilisation dans des études d'impact à une échelle plus fine. Ainsi, le CERFACS (Centre Européen de Recherche et de Formation Avancée en Calcul Scientifique) propose une régionalisation des scénarios du modèle climatique global ARPEGE, sur l'ensemble de la France, à la maille du modèle de ré-analyse SAFRAN ($8 \times 8 \text{ km}^2$) avec la méthode statistique dsclim ([Pagé *et al.*, 2010](#)). Une utilisation de scénarios issus de différents modèles climatiques est généralement préconisée dans les études d'impact ([Wilby, 2010](#)). En effet, cela permet d'obtenir un ensemble de futurs possibles et d'évaluer la probabilité d'occurrence de ce(s) scénario(s) futur(s). Cependant, les régions sensibles au changement climatique, comme la Méditerranée, ont été identifiées sur le globe car de nombreux modèles convergeaient sur le signe du changement identifié, et parfois aussi sur son ampleur (voir par exemple [Milly *et al.*, 2005](#)). Sur la région Méditerranéenne, les modèles s'accordent sur une augmentation de la température de 2 à 4 °C d'ici 2100, et une baisse des précipitations de 4 à 30 % ([IPCC, 2007](#)). Face à ce constat, nous avons décidé pour ce chapitre d'étudier les scénarios d'un seul modèle climatique global, et de nous concentrer sur la capacité d'adaptation au changement climatique à travers des scénarios d'usage de l'eau tendanciels et alternatifs.

Les scénarios d'usages sont élaborés dans un cadre réglementaire à plusieurs échelles, et prenant en compte le contexte du changement climatique en cours. Au niveau national, la loi du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle Environnement prévoit un Plan National d'Adaptation au Changement Climatique (PNAC). Ce PNAC a été défini en 2011, et pose un objectif d'économie de 20 % de l'eau prélevée d'ici 2020. Parallèlement, face à l'objectif de l'Union Européenne du "bon état écologique des masses d'eau d'ici 2015" de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) du 23 octobre 2000, la loi du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques a été mise en place afin de transcrire les objectifs européens à l'échelle nationale.

Dans ce cadre, le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux du bassin Rhône-Méditerranée (SDAGE RM) a été mis en place pour la période 2011–2015. Ce SDAGE a défini les objectifs et les actions principales à mener sur le bassin Rhône-Méditerranée. L'orientation fondamentale n° 7 a comme objectif le "retour à l'équilibre quantitatif entre ressource en eau et demande en améliorant le partage de la ressource en eau et en anticipant l'avenir" à l'horizon 2015. *In fine*, cet objectif devrait limiter le recours à la gestion de crise dans le futur. Le bassin versant de l'Hérault a ainsi été identifié parmi les "bassins versants pour lesquels des actions de préservation de l'équilibre quantitatif relatives aux prélèvements sont nécessaires" dans le territoire du SDAGE RM.

Dans ce contexte, le Conseil Général de l'Hérault (CG34) et le Conseil Général du Gard ont

engagé dès 2009 la définition du Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) de ce bassin, afin de définir l'orientation de la gestion de l'eau et donner un cadre réglementaire sur l'ensemble du bassin versant de l'Hérault. Ce SAGE a été validé par la Commission Locale de l'Eau (CLE), rassemblant élus, gestionnaires et acteurs de l'eau de ce bassin. Ce cadre législatif a mené à la création du Syndicat Mixte du Bassin du Fleuve Hérault (SMBFH) afin de mettre en oeuvre les actions nécessaires sur ce territoire. Dès lors, une étude de volumes prélevables a été engagée par ce syndicat afin d'identifier les usagers et leur demande en eau, en se basant sur les observations actuelles. De cette étude découlera un Plan de la Gestion de la Ressource et des Etiages (PGRE) pour définir des actions permettant de répartir la ressource aux différents usagers, tout en respectant les objectifs du SDAGE RM. Ce PGRE devrait tenir compte à la fois des projections de la demande en eau (liée à l'augmentation de la population et des surfaces irriguées), mais aussi de projections à l'échelle du SDAGE RM, comme le projet Aqua Domitia, qui prévoit de dériver l'eau du Rhône vers le sud de la France, et qui pourrait répondre à une partie de la demande en irrigation de la plaine alluviale de l'Hérault.

C'est dans ce cadre que s'inscrit le travail présenté dans ce chapitre. L'objectif principal est de montrer la capacité de la chaîne de modélisation à être utilisée dans le futur. Ainsi, après avoir analysé les scénarios d'émission de gaz à effet de serre utilisés dans cette étude, la capacité du bassin de l'Hérault à satisfaire la demande en eau sera testée selon plusieurs étapes. Les impacts dissociés du changement climatique et des usages futurs sur la satisfaction de la demande seront tout d'abord évalués. Puis leurs impacts conjugués, correspondant au scénario tendanciel, seront analysés et des scénarios alternatifs d'usage de l'eau seront proposés. Les différents scénarios d'usage ont été construits d'après les recommandations des gestionnaires (le SMBFH et le CG34) du bassin versant de l'Hérault.

2 Projections hydro-climatiques

2.1 Scénarios climatiques

Les projections climatiques utilisées dans cette étude sont issues de la désagrégation spatiale des simulations du modèle climatique global ARPEGE par le CERFACS avec la méthode dsclim (Pagé *et al.*, 2010), à l'échelle de la maille SAFRAN (8x8 km²). Les scénarios d'émission de gaz à effet de serre (SGES) choisis sont A1B, A2 et B1. Ils sont disponibles sur la période 1950–2100 au pas de temps journalier. Les simulations sur la période passée, correspondant au scénario de base 20C3M, sont disponibles au pas de temps journalier sur la période 1950–2000. Ces scénarios décrivent les relations entre les facteurs qui contraignent les émissions de gaz à effet de serre et d'aérosols, ainsi que leur évolution au 21^{ème} siècle à l'échelle globale. Chaque scénario présente différentes tendances de développement démographique, social, économique, technologique et environnemental qui divergent de façon irréversible. Pour chaque scénario, deux types de tendances divergentes sont combinés : le premier type de tendance varie entre des valeurs économiques fortes et des valeurs environnementales fortes ; l'autre type de tendance varie entre une augmentation de la globalisation et une augmentation de la régionalisation. Les scénarios utilisés dans cette étude sont résumés comme suit (Nakicenovic *et al.*, 2000) :

- A1B : un monde futur dont la croissance économique est très rapide, dont la population globale présente un pic au milieu du 21^{ème} siècle pour ensuite décliner, et qui présente un développement rapide de nouvelles technologies plus rentables ;
- A2 : un monde futur très hétérogène qui présente un accroissement continu de la population mondiale, un développement économique principalement régional ; ainsi qu'une croissance économique par habitant et une évolution technologique plus fragmentées et lentes que dans les autres SGES ;
- B1 : un monde convergent avec une population mondiale culminant au milieu du siècle et déclinant ensuite, comme dans le SGES A1B, mais dont les structures économiques évoluent rapidement vers une économie de service et d'information, avec des réductions de l'intensité d'utilisation des matériaux et l'introduction de technologies propres et utilisant les ressources de manière efficiente.

Les variables simulées sont les mêmes que celles fournies par la ré-analyse SAFRAN : les précipitations, la température, la vitesse du vent à 10 m, l'humidité spécifique, le rayonnement visible incident et le rayonnement infra-rouge incident. Ces variables permettent le calcul de l'ETP et de l'évaporation (E) de la réserve du Salagou avec la formule Penman-Monteith de la FAO (Allen *et al.* (1998), voir chapitre précédent). Sur la période de référence 1981–2000, les simulations désagrégées d'ARPEGE de précipitations et de température, ainsi que de l'ETP calculée, ne sont pas assez précises pour être utilisées directement dans une étude d'impact (voir aussi IPCC, 2007). Sur la période de référence, bien que la dynamique saisonnière moyenne des observations soit bien représentée par les simulations d'ARPEGE (FIG 4.1a), la variation inter-annuelle des variables simulées ne correspond pas à celle des observations (FIG 4.1b). Cette dernière observation tient du fait que les modèles climatiques globaux ne sont pas construits pour prédire la variation inter-annuelle du climat (Huard, 2011). La variabilité spatiale des observations moyennes inter-annuelles est cependant bien représentée par les simulations, sauf pour les extrêmes hauts de précipitations et d'ETP (FIG 4.2).

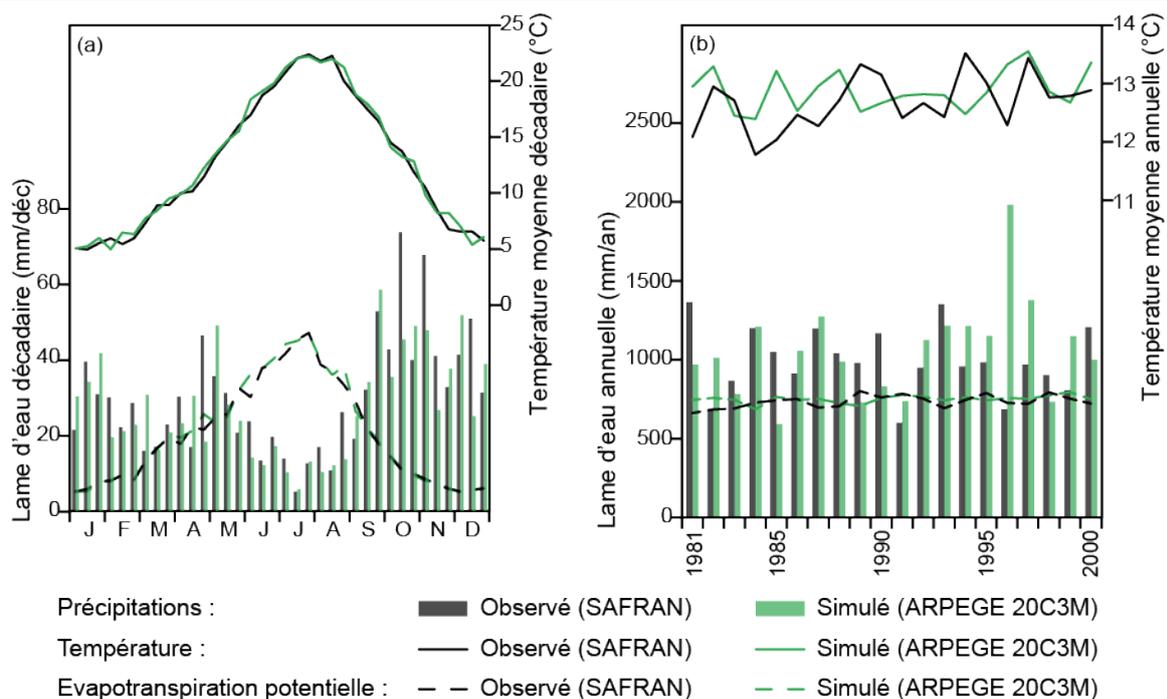


FIGURE 4.1 – Comparaison des observations SAFRAN et des simulations ARPEGE sur la période 1981–2000 : (a) Variation saisonnière moyenne des précipitations, température moyenne et ETP décadaires ; (b) Evolution inter-annuelle des précipitations, température moyenne et ETP.

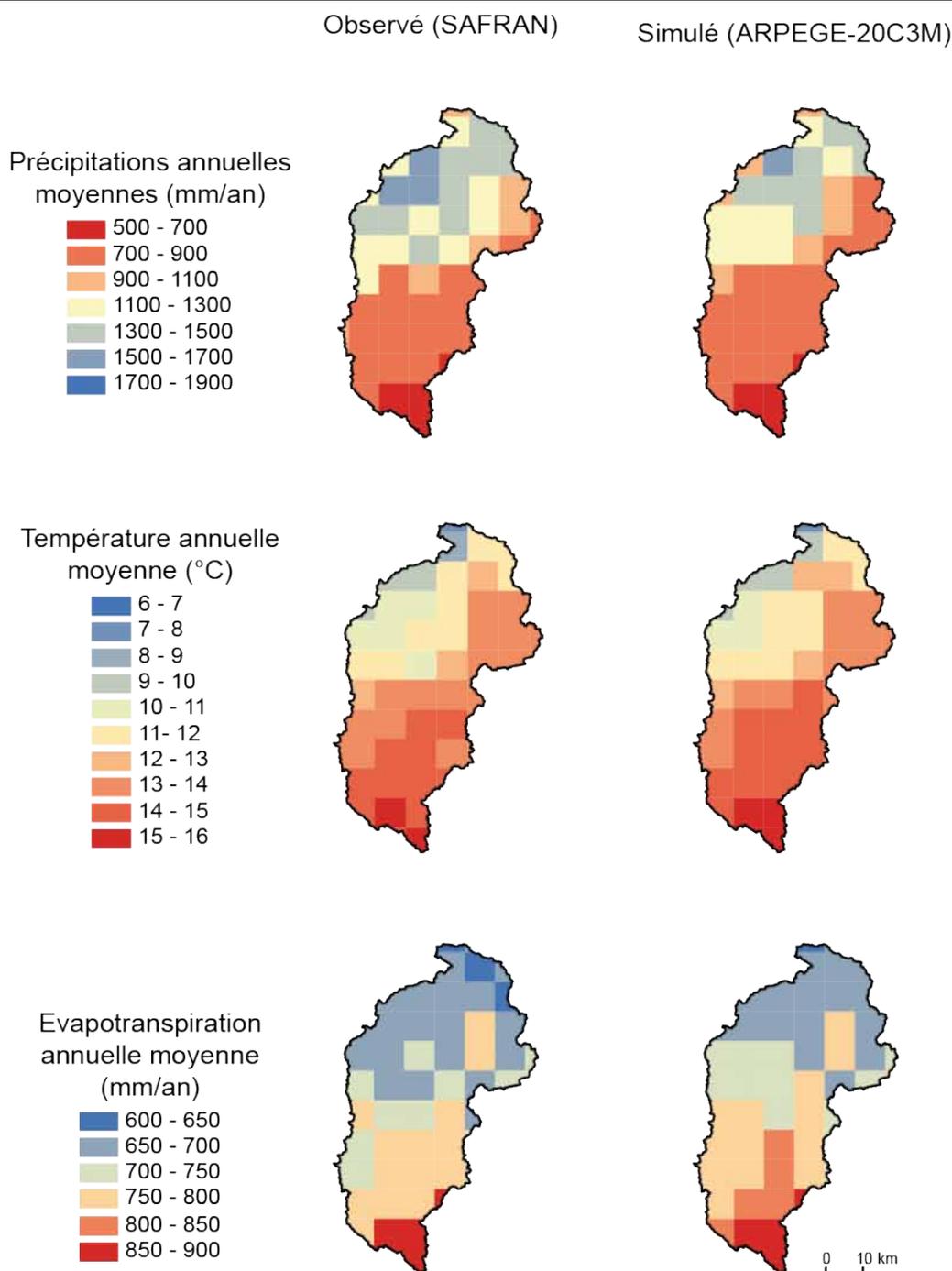


FIGURE 4.2 – Carte des précipitations, températures et ETP moyennes annuelles observées (SAFRAN) et simulées (ARPEGE) sur le bassin versant de l’Hérault pour la période 1981–2000.

Ainsi, une méthode de perturbation (voir par exemple [Déqué, 2007](#)) a été appliquée sur les scénarios du CERFACS, sur chaque maille du bassin et pour chaque SGES : la méthode de biais pour les précipitations et l’ETP, et la méthode de delta pour la température (par exemple [Senatore et al., 2011](#); [Ruelland et al., 2012](#)). En lien avec le pas de temps d’analyse mis en place dans la chaîne de modélisation, le calcul des valeurs moyennes saisonnières a été effectué au pas de temps décadaire sur les simulations passées (1981–2000) et futures (2041–2060). Puis une différence (méthode du delta) et un ratio (méthode du biais) entre ces chroniques moyennes saisonnières simulées dans le passé et dans le futur ont été calculés au pas de temps

décadaire. Enfin, ces valeurs décadaires de biais et deltas ont été appliquées sur les séries observées journalières sur la période de référence 1981–2000 afin d’obtenir des séries journalières sur la période future (2041–2060).

La FIG 4.3 présente les variations de précipitations, température et ETP entre les périodes 1981–2000 et 2041–2060, pour les trois SGEN testés. Pour les précipitations annuelles, les trois SGEN s’accordent vers une diminution des valeurs annuelles. Le SGEN B1 est le plus optimiste (de -5 % en aval à -15 % en amont) tandis que le SGEN A2 est le plus pessimiste (de -15 % en aval à -22,5 % en amont). Les trois SGEN convergent vers une augmentation de la température annuelle moyenne : le SGEN B1 est toujours le plus optimiste (+0,6 °C en aval à +0,9°C en amont), mais cette fois-ci le SGEN A1B est le plus pessimiste (+1,2 °C en aval à +1,65°C en amont). Les tendances d’ETP annuelle suivent celles de la température, avec une hausse plus modérée pour le SGEN B1 (+6 % en aval à +10 % en amont) et plus prononcée pour le SGEN A1B (+12 % en aval à +18 % en amont). Spatialement, les tendances sont plus sévères en amont du bassin, avec une diminution plus prononcée des précipitations et une hausse plus importante de la température et de l’ETP, qu’en aval.

2.2 Impact sur les tendances hydrologiques

La FIG 4.4 présente les scénarios hydrologiques moyens saisonniers obtenus avec les 3 SGEN sur la période 2041–2060, pour chaque portion de bassin. Ces scénarios ont été simulés avec le modèle GR4J précédemment calé et validé sur les observations passées. L’impact sur les débits annuels serait plus important sur les portions amont, avec une diminution annuelle moyenne de 78 à 82 % pour Saint-Laurent, 80 à 84 % pour Laroque et 74 à 79 % pour Lodève. Ces portions de bassin seraient alors marquées par un allongement de la période d’été, ainsi que des crues printanières et automnales fortement diminuées. Ces tendances seraient moins marquées sur les portions aval avec une diminution du débit annuel moyen de 46 à 51 % pour Gignac, de 50 à 62 % pour le Salagou et de 44 à 52 % pour Agde. Sur ces trois portions, la période d’été serait aussi plus longue, et les pics de crue plus faibles, surtout en automne. Par rapport à la période de référence 1981–2000, l’ensemble de ces projections mènerait à une diminution du débit annuel moyen à l’exutoire de 52 à 60 % avec une forte diminution des crues automnales.

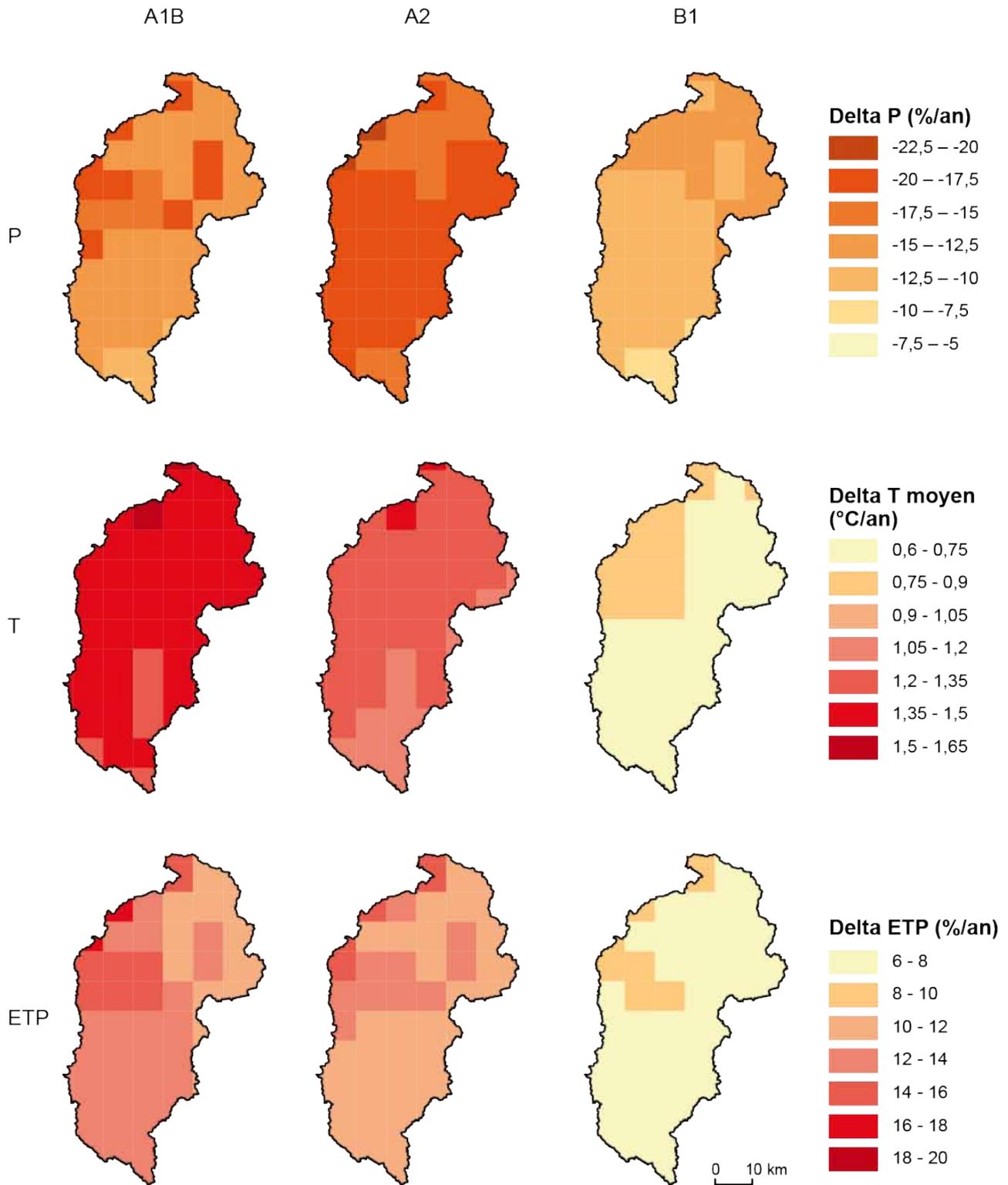


FIGURE 4.3 – Carte des variations de précipitations, températures et ETP moyennes annuelles entre les périodes 2041–2060 (simulé) et 1981–2000 (observé).

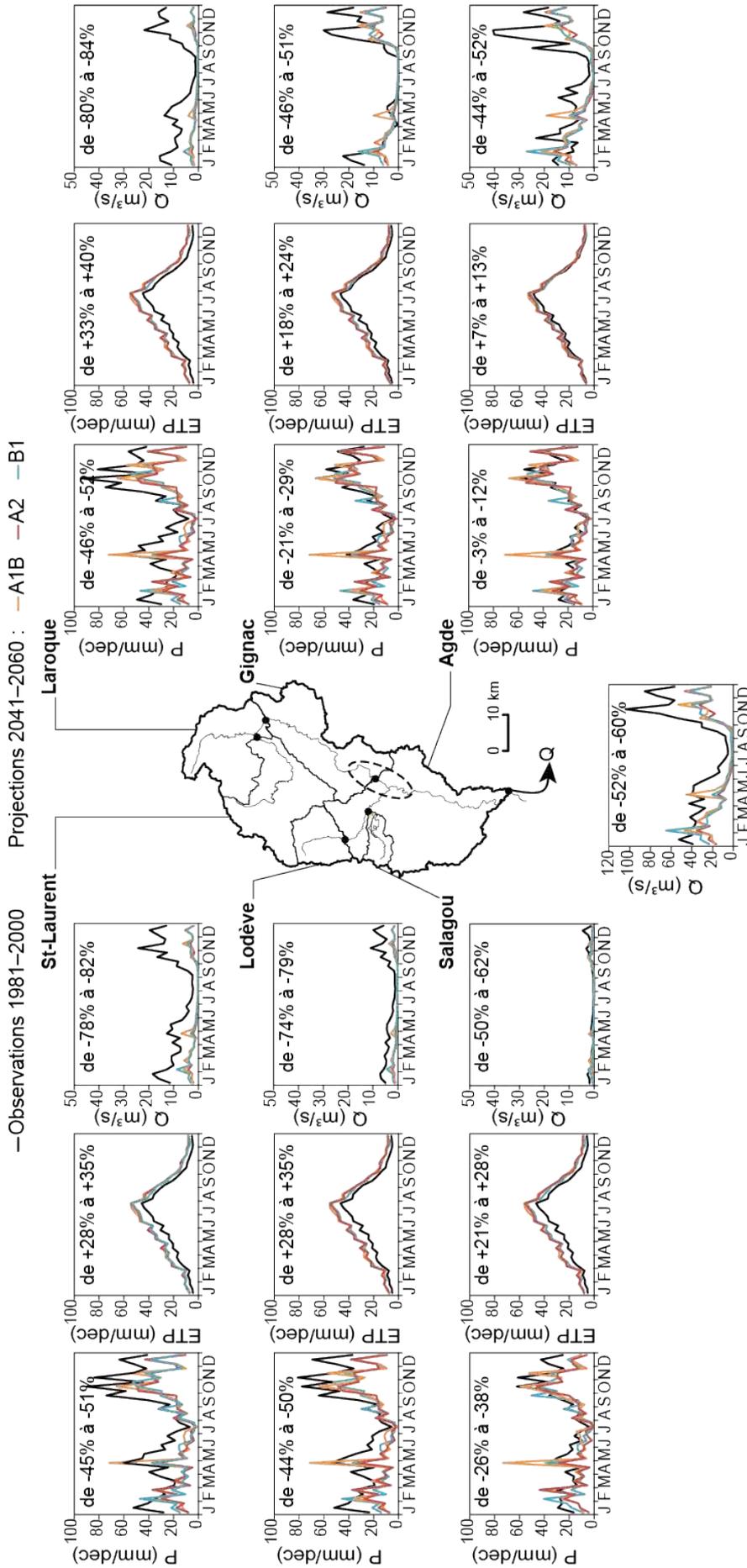


FIGURE 4.4 – Evolution saisonnière des précipitations (P), de l'évapotranspiration potentielle (ETP) et du débit (Q) décennales entre les périodes 1981–2000 et 2041–2060 résultant des projections du MCG ARPEGE pour les SGENS A1B, A2 et B1.

2.3 Choix du scénario climatique futur

Les scénarios hydro-climatiques projetés avec le modèle ARPEGE sont alarmistes sur le bassin de l'Hérault à l'horizon 2050 : une diminution des précipitations (jusqu'à 50 % dans les zones amont les plus contributives) associée à une augmentation de l'ETP (jusqu'à 30 % en aval et 40 % en amont) induirait une baisse des écoulements de plus de moitié (de 50 à 60 %) à l'exutoire du bassin (voir FIG 4.4). Bien qu'une diminution des écoulements soit probable dans cette région (voir par exemple [Quintana-Seguí *et al.*, 2010](#)), l'utilisation de ces scénarios climatiques est discutable.

Les résultats de projections regroupées par le DRIAS (Donner accès aux scénarios climatiques Régionalisés français pour l'Impact et l'Adaptation de nos Sociétés et environnement)¹ à l'horizon 2055 pour le SGES B1, et pour les modèles climatiques ARPEGE-CM3 (Institut Pierre Simon Laplace, France), ECHAM-5 (Max-Planck Institut, Allemagne), CCSM3 (National Center for Atmospheric Research, USA) et CGCM3 (Centre Canadien de la Modélisation et l'Analyse Climatique, Canada) sont présentés sur la FIG 4.5 pour la variation de température et sur la FIG 4.6 pour la variation de précipitation. Ainsi, bien que ces modèles climatiques s'accordent vers une augmentation de la température (de +1 à +2,5 °C) sur le bassin de l'Hérault, les projections de précipitations, qui contraignent fortement la modélisation hydrologique, divergent (de -300 à +100 mm/an). Or l'estimation des précipitations par les modèles climatiques globaux est peu fiable à l'échelle locale car les contraintes physico-chimiques des processus de formation des pluies se font à des échelles très inférieures à la taille des mailles des modèles climatiques globaux ([Planton *et al.*, 2005](#)). Il a donc été décidé pour la suite de l'étude d'utiliser seulement les projections sur la période 2041–2060 de l'ETP, contrainte majoritairement par la température, et d'utiliser les chroniques de précipitations observées sur la période de référence 1981–2000. Enfin, dans un but de limiter la multiplication des résultats et de centrer ce travail sur la capacité des scénarios d'usage de l'eau à l'adaptation au changement climatique, seul le SGES A2, sera utilisé par la suite.

1. Le DRIAS est un projet financé par le GICC sur 2 ans (2010–2012) afin de faciliter l'accès aux données de projections climatiques sur la France, et encourager les études d'impact du changement climatique (voir [Lémond *et al.*, 2011](#)).

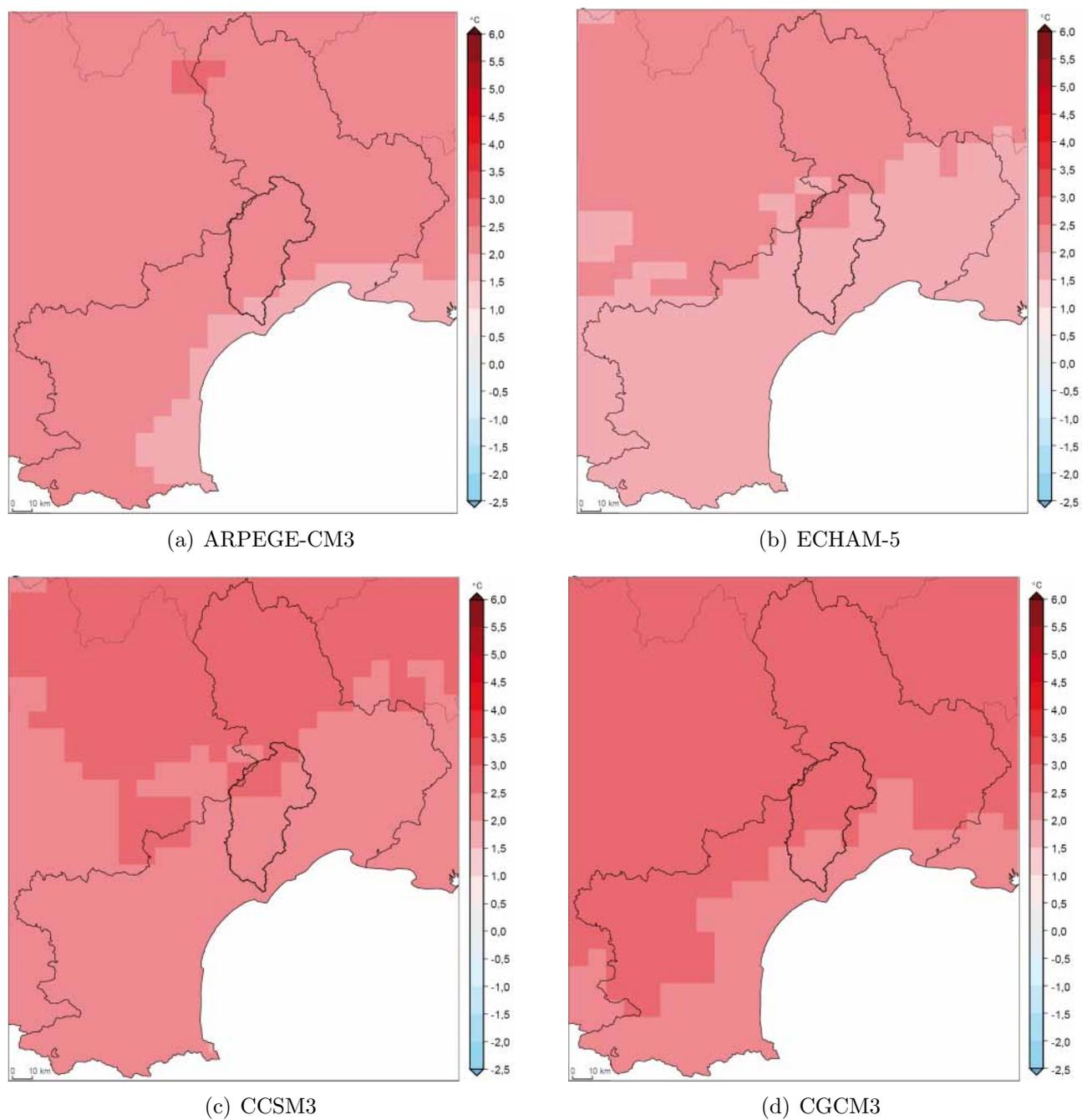


FIGURE 4.5 – Variation de la température (°C/an) dans le Sud de la France entre les années 1970 et l’horizon 2055 selon quatre modèles climatiques globaux (source : DRIAS www.drias-climat.fr).

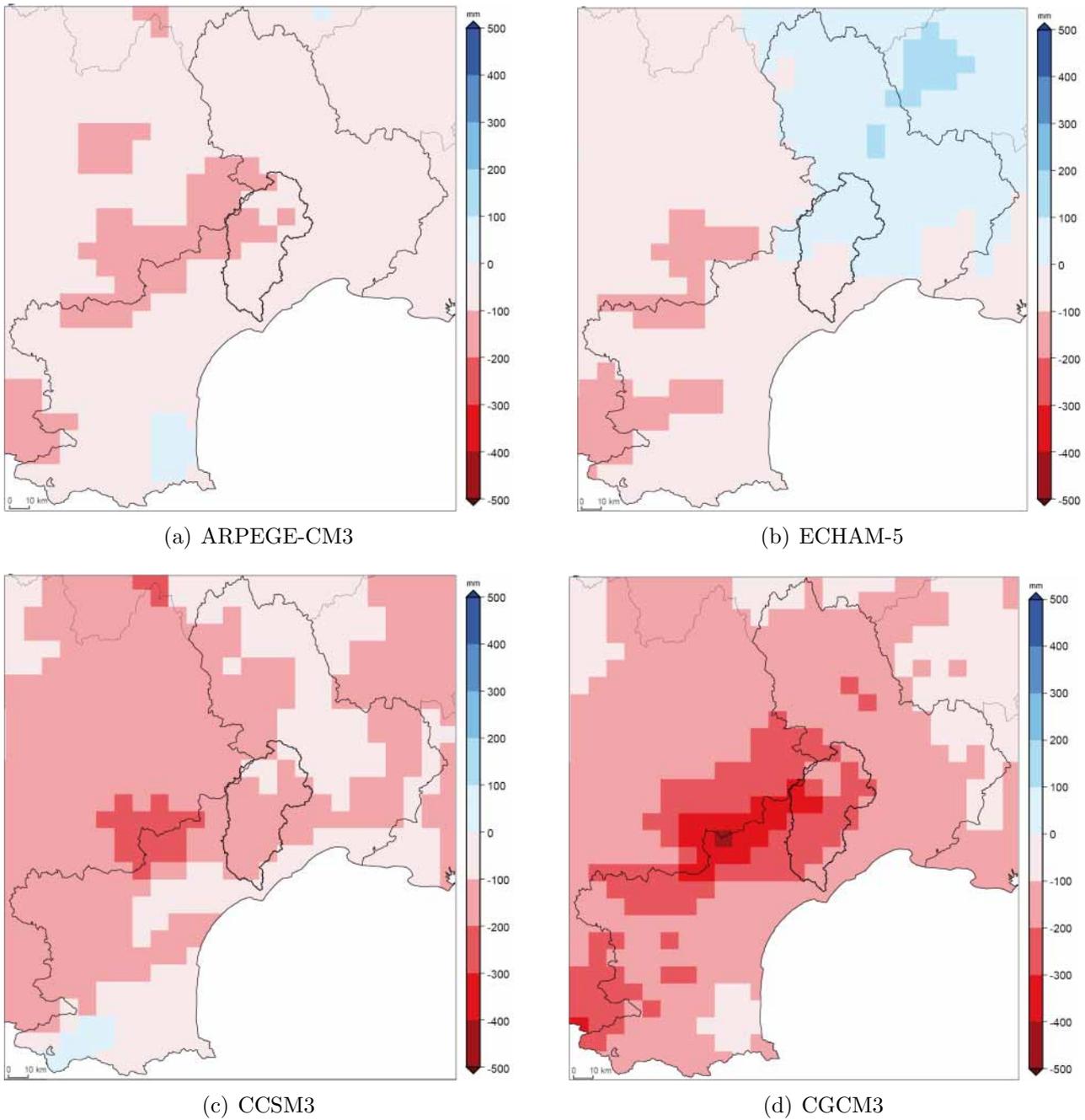


FIGURE 4.6 – Variation des précipitations (mm/an) dans le Sud de la France entre les années 1970 et l’horizon 2055 selon quatre modèles climatiques globaux (source : DRIAS www.drias-climat.fr).

3 Présentation des scénarios tendanciels et de mitigation

3.1 Gestion du barrage

En 2011, le Conseil Général de l'Hérault a mené une étude sur des scénarios de gestion future du barrage du Salagou ([Conseil Général de l'Hérault, 2010](#)). Dans ce chapitre, les résultats de ce travail ont été utilisés pour simuler la gestion du barrage à l'horizon 2050. Ces perspectives concernent la gestion de la turbine de la centrale hydro-électrique, la gestion des lâchers de barrage, les prélèvements pour l'irrigation des ASA de Bosc-Lacoste et d'Octon, la cote minimum de la réserve et le débit réservé en sortie de barrage. L'objectif de la gestion de ce barrage est d'assurer à la fois le maintien d'une cote minimale pour assurer les activités nautiques sur le lac, tout en répondant aux besoins de soutien d'étiage de l'Hérault et en alimentant les prélèvements d'irrigation de Bosc-Lacoste et d'Octon, jusqu'à présent toujours autorisés.

Ces scénarios sont présentés dans le TAB 4.1. Les projections de prélèvements pour l'irrigation diffèrent selon les ASA : pour Bosc-Lacoste, les surfaces irriguées tendraient à se maintenir (+20 %) ou à diminuer (-40 %) dans le futur, tandis qu'à d'Octon l'irrigation intensifierait et les prélèvements augmenteraient (de +20 à +60 %). La cote de gestion, jusqu'alors à 139 m NGF, pourrait augmenter dans le scénario d'adaptation afin d'augmenter le volume de la réserve en phase de remplissage. La cote minimale, qui n'a jusqu'à maintenant pas été réellement définie, serait maintenue à 136 m NGF dans le scénario d'adaptation. Bien que ce choix paraisse plus restrictif, il est contrebalancé par les autres mesures de mitigation moins contraignantes, et permet, avec l'arrêt de la turbine lorsque la cote atteint cette valeur, une meilleure gestion de la cote du plan d'eau pour le maintien des activités nautiques de ce site. Le débit réservé correspond à une obligation de lâcher minimum en aval du barrage pour maintenir les écosystèmes dans les cours d'eau. Les gestionnaires du barrage du Salagou n'ont jusqu'à présent pas défini la valeur de ce débit, qui est en cours de négociation. Néanmoins, des premières valeurs, inférieures à 1 m³/s, ont été identifiées. Comme ce lâcher permanent pourrait avoir un fort impact sur la réserve, et que la vie aquatique dans le Salagou en aval du barrage n'est pas développée, la valeur de ce débit réservé est plus faible dans le scénario d'adaptation. Un débit de soutien d'étiage en été serait de 0,5 m³/s. Cette valeur a déjà été utilisée pour les années 2005 et 2006. Le scénario tendanciel de gestion de la turbine limiterait le débit qui est généralement turbiné (0,5 m³/s) pendant les mois d'octobre à mai si la cote du réservoir est inférieure à 139 m NGF (le débit turbiné descendrait à 0,25 m³/s) et inférieure à 138 m NGF (la turbine serait alors arrêtée). Pour le scénario d'adaptation, la gestion de la turbine serait affinée en fonction de la cote de la réserve, au cours de trois périodes de l'année : le remplissage de la réserve d'octobre à décembre, le maintien de la réserve de janvier à mars et la fin du maintien de la réserve d'avril à mai. Ces règles de gestion sont détaillées dans le TAB 4.2. Elles sont plus restrictives en phase de remplissage qu'au cours du maintien de la réserve. Enfin, les débits lâchés pour la gestion des crues seraient gérés de la même façon que sur la période rétrospective, en fonction de l'indice pluviométrique et de la cote de gestion définie pour chacun des scénarios.

TABLEAU 4.1 – Scénarios tendanciel et de mitigation de gestion du barrage du Salagou (BL : ASA de Bosc-Lacoste, O : ASA d’Octon).

| | Tendanciel | Mitigation |
|-----------------------|--|--|
| Prélèvements BL | +20 % | -40 % |
| Prélèvements O | +60 % | +20 % |
| Cote de gestion | 139 m NGF | 139,5 m NGF |
| Cote minimale | — | 136 m NGF |
| Débit réservé | 0,08 m ³ /s | 0,05 m ³ /s |
| Soutien d'étiage | 0,5 m ³ /s | 0,5 m ³ /s |
| Gestion de la turbine | 0,5 m ³ /s et restriction d'octobre à mai | restriction en fonction des phases de remplissage, maintien et fin de maintien |
| Gestion des lâchers | avril–octobre si cote > 139 m NGF | avril–octobre si cote > 139,5 m NGF |

TABLEAU 4.2 – Valeur du débit turbiné (Q_t) en fonction de la phase de remplissage de la réserve et de la cote (C) de la réserve.

| Q_t | Remplissage octobre–décembre | Maintien janvier–mars | Fin de maintien avril–mai |
|------------------------|---------------------------------|--------------------------|------------------------------|
| 0 m ³ /s | $C < 137,5$ m NGF | $C < 138$ m NGF | $C < 138,5$ m NGF |
| 0,25 m ³ /s | $137,5 < C < 138$ m NGF | $138 < C < 138,5$ m NGF | $138,5 < C < 138,75$ m NGF |
| 0,5 m ³ /s | $C > 138$ m NGF | $C > 138,5$ m NGF | $C > 138,75$ m NGF |

3.2 Demande environnementale

En lien avec la contrainte de la DCE, le SDAGE RM a imposé la définition d'un débit biologique correspondant à la valeur assurant le maintien de la vie aquatique dans les rivières. Le débit biologique a été défini en 2012 par le SMBFH dans le cadre de son étude volumes prélevables, à différentes stations du réseau hydrographique du bassin de l'Hérault. Ces valeurs sont présentées dans le TAB 4.3. En plus du débit biologique, qui sera utilisé dans le scénario tendanciel de la demande en eau environnementale (DEE), un débit plancher a aussi été calculé. Il correspond au seuil en-dessous duquel le milieu aquatique se dégrade. Ces valeurs de débit plancher ont été utilisées dans le scénario de mitigation.

TABLEAU 4.3 – Valeurs du débit biologique (DB) et du débit plancher (DP) estimés par le SMBFH à l'exutoire de chaque portion de bassin.

| | Saint-Laurent | Laroque | Gignac | Lodève | Salagou | Agde |
|----|------------------------|-----------------------|-----------------------|------------------------|---------------------|------------------------|
| DB | 1,2 m ³ /s | 2,5 m ³ /s | 3,0 m ³ /s | 0,95 m ³ /s | 0 m ³ /s | 3,5 m ³ /s |
| DP | 0,98 m ³ /s | 1,7 m ³ /s | 1,7 m ³ /s | 0,6 m ³ /s | 0 m ³ /s | 2,25 m ³ /s |

3.3 Demande domestique

Les scénarios de demande en eau domestique (DED) ont reposé sur les projections démographiques de l'INSEE ainsi que l'évolution de la demande unitaire. La FIG 4.7 présente l'évolution centrale et basse de la population, ainsi que l'évolution tendancielle et de mitigation de la demande unitaire et de la DED pour la période 2041–2060.

L'INSEE fournit à l'échelle du département des projections démographiques de 2010 à 2040 pour un scénario central, utilisé dans le scénario tendanciel de cette étude, et pour un scénario bas, utilisé dans le scénario de mitigation. Les deux départements concernés par cette étude sont le Gard, pour la portion de Laroque, et l'Hérault, pour le reste du bassin. A l'horizon 2040, la croissance démographique du Languedoc-Roussillon serait la plus élevée de France (+0,8 %/an, soit deux fois plus forte que la moyenne nationale), résultant de migrations inter-régionales hautes mais compensées par un vieillissement de la population avec l'arrivée aux grands âges des générations du baby-boom (Audric, 2010). Ces scénarios prévoient une augmentation de la population du Gard de 25 et 18 % en 2040 par rapport à 2010, pour les scénarios central et bas, respectivement. Dans l'Hérault, la population augmenterait de 24 et 16 % pour les scénarios central et bas, respectivement. Afin de projeter ces tendances démographiques sur la période 2041–2060, les taux d'accroissement moyens annuels (TCMA) projetés sur 2010–2040 ont été calculés par décennie pour chaque département, puis projetés jusqu'en 2060 (TAB 4.4). Les TCMA du Gard sont légèrement plus élevés que ceux de l'Hérault. Dans les deux départements et pour les deux scénarios, les TCMA diminuent de la décennie 2010–2020 à la décennie 2030–2040 (par exemple dans le scénario central : de 0,93 à 0,59 pour le Gard et de 0,87 à 0,56 pour l'Hérault). La projection des TCMA sur la période 2041–2060 suit donc cette tendance avec des TCMA plus faibles : de 0,42 et 0,18 dans le Gard pour les scénarios central et bas respectivement ; de 0,38 et 0,14 dans l'Hérault pour les scénarios central et bas respectivement. Les projections démographiques sur le bassin de l'Hérault résultant des TCMA projetés sur 2041–2060 sont illustrées sur la FIG 4.7a. Les projections du scénario tendanciel présentent une augmentation plus importante (+74 % en moyenne entre 1981–2000 et 2041–2060) que celles du scénario de mitigation (+59 % en moyenne entre 1981–2000 et 2041–2060).

TABLEAU 4.4 – Evolution du taux d'accroissement moyen annuel (TCMA) des départements du Gard et de l'Hérault projeté de 2010 à 2040, et calculé pour 2041–2060 pour les scénarios central et bas de l'INSEE.

| TCMA | Scénario central | | Scénario bas | |
|-----------|------------------|---------|--------------|---------|
| | Gard | Hérault | Gard | Hérault |
| 2010–2020 | 0,93 | 0,87 | 0,76 | 0,69 |
| 2020–2030 | 0,73 | 0,71 | 0,53 | 0,47 |
| 2030–2040 | 0,59 | 0,56 | 0,34 | 0,30 |
| 2041–2060 | 0,42 | 0,38 | 0,18 | 0,14 |

Nous avons vu dans la discussion du Chapitre 3 que la demande domestique unitaire observée avait diminué sur la période 2000–2010, passant de 115 à 105 m³/hab/an sur l'ensemble du bassin. C'est cette tendance qui a été projetée sur chaque portion de bassin pour la période 2041–2060 dans le scénario tendanciel : un seuil, correspondant à la moyenne sur la période 1961–1990 serait atteint sur cette période (TAB 4.5). La période 1961–1990 a été choisie car

elle comporte des valeurs de consommation unitaire stables. En effet, leur augmentation est observée sur la décennie 1990–2000. Pour le scénario de mitigation, un seuil plus bas que celui du scénario tendanciel a été considéré : c'est la valeur moyenne observée sur 1961–1990 pour l'ensemble du bassin versant ($90 \text{ m}^3/\text{hab}/\text{an}$) qui a été appliquée à toutes les portions de bassin. Ces deux scénarios sont présentés en moyenne sur le bassin de l'Hérault sur la FIG 4.7b. Le scénario de mitigation présente alors en moyenne une demande unitaire future (de $90 \text{ m}^3/\text{hab}/\text{an}$) légèrement plus basse que celle du scénario tendanciel (de $93 \text{ m}^3/\text{hab}/\text{an}$).

TABLEAU 4.5 – Valeurs seuil des consommations unitaires (en $\text{m}^3/\text{hab}/\text{an}$) par portion de bassin observées sur la période 1961–1990.

| Saint-Laurent | Laroque | Gignac | Lodève | Salagou | Agde | Hors-bassin |
|---------------|---------|--------|--------|---------|------|-------------|
| 64 | 82 | 110 | 115 | 90 | 82 | 108 |

Les scénarios tendanciel et de mitigation de DED (FIG 4.7c) ont été calculés par le produit des scénarios de population et de demande unitaire au pas de temps annuel. Puis ces chroniques annuelles ont été désagrégées au pas de temps décadaire de la même façon que sur la période 1961–2010 (voir Chapitre 3) : la variation saisonnière mensuelle observée en 2007 a été appliquée aux séries annuelles, puis les valeurs mensuelles ont été réparties sur les décades correspondantes. Le scénario tendanciel projette une augmentation de la DED de 53 % en moyenne sur la période 2041–2060 par rapport à la période de référence 1981–2000, tandis que l'augmentation projetée par le scénario de mitigation serait de 29 %.

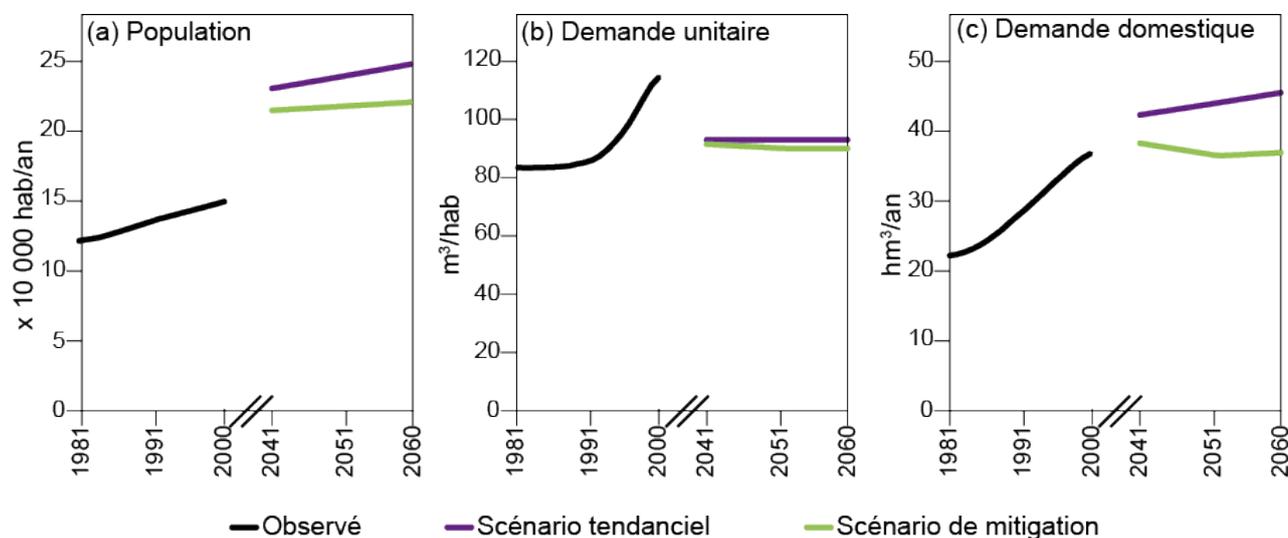


FIGURE 4.7 – Evolution sur le bassin de l'Hérault entre 1981–2000 et 2041–2060 pour les scénarios tendanciel et de mitigation de : (a) la population (source : INSEE) ; (b) la demande domestique unitaire et (c) la demande domestique.

3.4 Demande agricole

Les scénarios d'évolution de la demande en eau agricole (DEA), co-construits avec le SMBFH, ont été contraints par l'évolution du rendement des réseaux d'irrigation et des surfaces ir-

riguées. Ces tendances ont été définies au travers d'une prospective agricole sur le bassin versant de l'Hérault par la Commission agricole du SAGE à l'horizon 2030. Ces décisions ont été appliquées sur la période 2041–2060. Concernant l'efficacité des rendements d'irrigation, les scénarios tendanciel et de mitigation prévoient une amélioration, déjà en cours notamment dans le secteur de l'ASA du canal de Gignac, qui atteindrait les 85 % d'efficience sur tout le bassin. Pour la portion de Gignac, l'ASA du canal de Gignac prévoit un retour au milieu de 25 %. Concernant l'évolution des surfaces irriguées, elle est résumée comme suit :

- Aucune évolution de la Superficie Agricole Utilisée (SAU) ;
- Aucune évolution majeure des types de cultures ;
- Le périmètre irrigable existant étant irrigué à 75 % en 2010, dans les scénarios tendanciel et de mitigation, ce périmètre serait irrigué à 100 %, ce qui induirait 1000 ha de vigne irrigués en plus dans la vallée de l'Hérault (portion d'Agde) ;
- De nouveaux périmètres irrigués dans la plaine alluviale (portion d'Agde) seraient envisagés : + 5 000 ha pour le scénario tendanciel si le projet Aqua Domitia alimente le bassin de l'Hérault, + 1 500 ha pour le scénario de mitigation dans le cas contraire.

Dans le cas où le projet Aqua Domitia alimenterait la vallée de l'Hérault, un débit de 0,5 hm³/dec a été ajouté à la portion d'Agde. Cette valeur correspond au quart du débit qui serait dérivé du Rhône pour alimenter le sud de la France (2,5 m³/s soit 2,2 hm³/dec).

Le TAB 4.6 présente l'évolution moyenne des surfaces irriguées par portion de bassin entre la période de référence et la période prospective. Seules les portions de Gignac et Agde présentent une augmentation des surfaces irriguées dans le futur. Ainsi, dans le scénario de mitigation, seule la diminution des surfaces irriguées de vigne de la portion d'Agde a été prise en compte.

TABLEAU 4.6 – Evolution moyenne des surfaces irriguées par portion de bassin entre la période de référence 1981–2000 et la période 2041–2060 pour les scénarios tendanciel et de mitigation.

| Scénario | Saint-Laurent | Laroque | Gignac | Lodève | Salagou | Agde |
|------------|---------------|---------|--------|--------|---------|--------|
| Tendanciel | -68 % | -29 % | +99 % | -19 % | +58 % | +432 % |
| Mitigation | -68 % | -29 % | +99 % | -19 % | +58 % | +203 % |

4 Impacts des scénarios tendanciel et de mitigation sur la capacité de satisfaction

4.1 Influence de l'évolution d'ETP seule

La FIG 4.8 présente l'évolution saisonnière moyenne du débit et de la demande en eau agricole (DEA) sur les périodes rétrospective et future, sous contrainte d'évolution de l'ETP seule pour le scénario A2 du modèle climatique ARPEGE. La comparaison des résultats passés et futurs est cohérente puisqu'elle correspond aux simulations (et non aux observations sur la période passée) de la ressource disponible et de la demande en eau sur ces deux périodes. L'influence de la variation d'ETP seule induit une diminution des écoulements moins forte qu'en tenant compte aussi de la variation future des précipitations. En effet, par rapport à 1981–2000, les débits annuels de portion de bassin diminueraient en 2041–2060 en moyenne de 17 % (portion de Saint-Laurent) à 40 % (portion d'Agde), entraînant une diminution de 9 % du débit à l'exutoire. Ces diminutions seraient généralement plus marquées en été, avec une baisse des étiages de 40 % (portion de Gignac) à 83 % (portion d'Agde). Seule la portion de Laroque présenterait une diminution des écoulements plus marquée au printemps (32 %), alors que la portion de Gignac présenterait une tendance à la hausse pendant cette saison (+87 %), cette hausse concernant cependant des faibles valeurs de débit ($<5 \text{ m}^3/\text{s}$). Le débit à l'exutoire diminuerait alors de 20 % au printemps et de 43 % en été.

La DEA augmenterait sur toutes les portions de bassin, sous l'influence de la variation d'ETP future. Cette augmentation serait plus importante sur les portions amont (+60 % en moyenne annuelle à Laroque), où la variation d'ETP est plus importante. Sur les portions aval, cette augmentation de demande en eau serait moins marquée (+14 % pour Agde). La variation saisonnière de DEA serait plus importante au printemps pour toutes les portions de bassin (de +24 % pour Agde à +92 % pour Laroque), par rapport à la variation de DEA en été (de +8 % pour Agde à +54 % pour Laroque).

La variation de la cote induite par les différents types de gestion du barrage du Salagou est présentée sur la FIG 4.9. On y retrouve la cote observée sur la période de référence (en noir), les résultats de l'impact seul d'évolution de l'évaporation (E) (en rouge) avec une gestion identique à celle de la période observée, les résultats de l'impact seul de l'évolution de la gestion du barrage (en bleu) pour le scénario tendanciel et sous un climat identique à celui de la période de référence, les résultats combinés de l'influence d'évolution de l'E et de gestion du barrage (en violet), et les résultats provenant du scénario d'évolution de l'E contraint par le scénario d'usage mitigé (en vert). L'impact seul de l'évolution d'E influe peu sur la variation de la cote du barrage. En effet, celle-ci est toujours supérieure à 137 m NGF, ce qui est idéal pour le maintien des activités touristiques du site. Par contre, la cote dépasse deux fois les 140 m NGF, alors que la cote de gestion est de 139 m NGF et que la cote maximale est à 141 m NGF. Le cas limite du fonctionnement du barrage en déversoir serait alors presque atteint, notamment en 2056, ce qui n'a encore jamais été observé et qui est une situation à éviter. Cette augmentation générale de la cote est expliquée par le fait que sur la période prospective aucune simulation de lâchers en vue de travaux dans le barrage n'a été effectuée, alors que c'est le cas sur la période de référence en 1998 où la cote avait été significativement abaissée dans cet objectif.

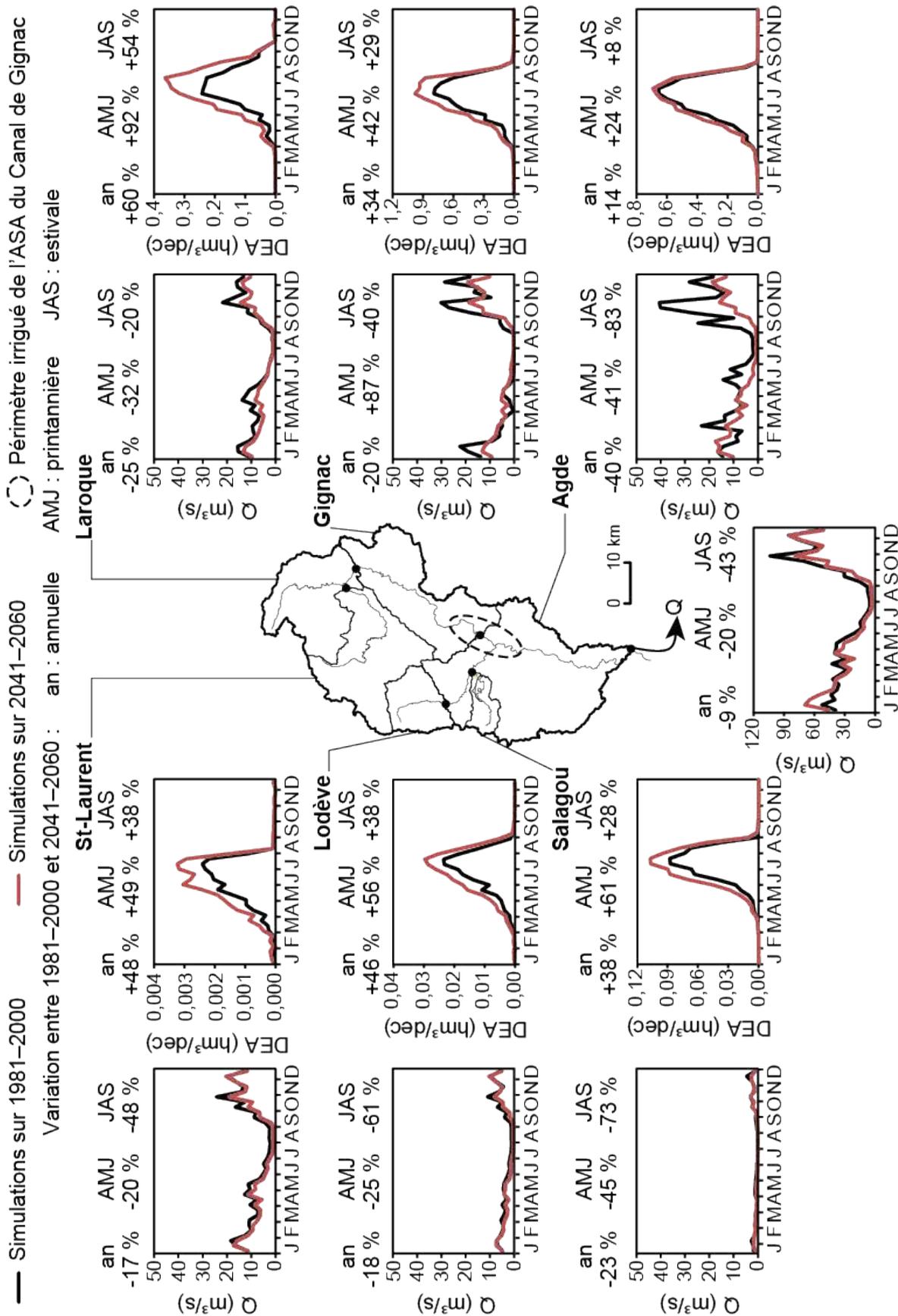


FIGURE 4.8 – Evolution saisonnière moyenne du débit (Q) et de la demande en eau agricole (DEA) décennales par portion de bassin entre 1981–2000 et 2041–2060 résultant de la projection climatique ARPEGE-A2 pour l'ETP.

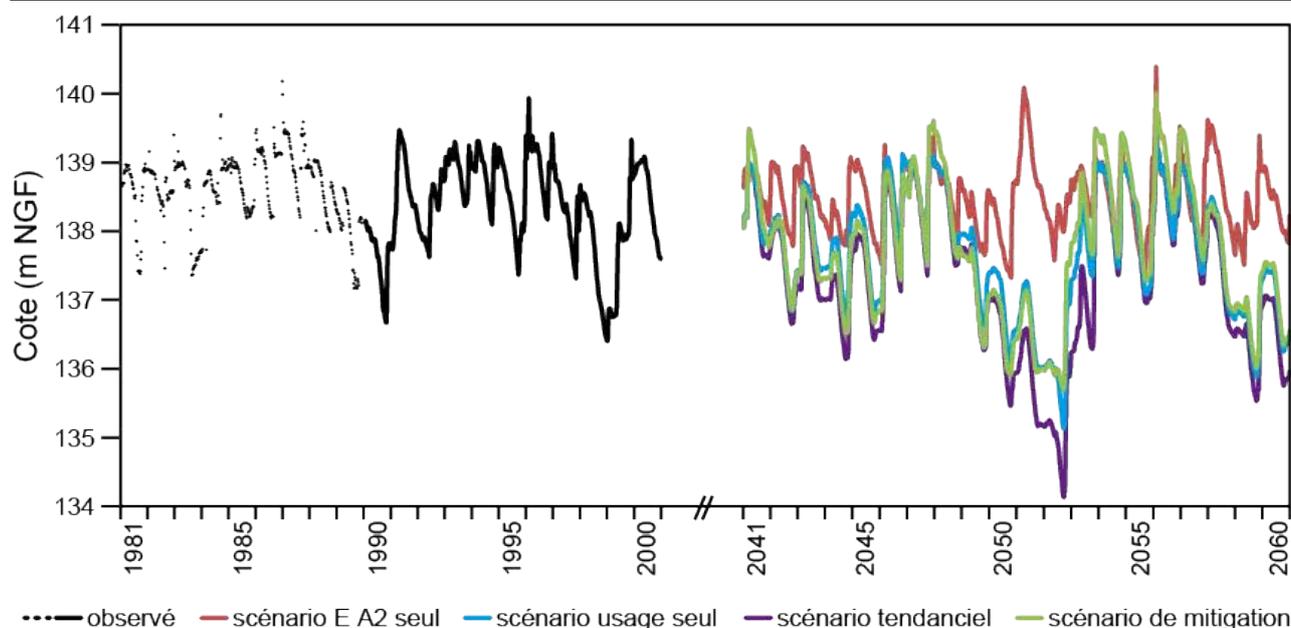


FIGURE 4.9 – Evolution de la cote du réservoir du Salagou sur la période observée (1981–2000) et la période projetée (2041–2060).

La FIG 4.10 présente le taux de satisfaction de la demande (TSD) par portion de bassin sur la période de référence 1981–2000 et sur la période prospective 2041–2060, considérant uniquement la variation d’ETP future. Tout comme sur la période de référence, les portions de Saint-Laurent, Lodève et Salagou ne présentent aucune lacune de satisfaction de la demande en eau sur la période prospective. De même, sur la période prospective, les portions de Laroque et Gignac présentent des difficultés à satisfaire la demande en eau agricole uniquement, alors que pour la portion d’Agde, ces difficultés concernent autant le secteur domestique que le secteur agricole. Par rapport à la période de référence, la fréquence d’années non satisfaisantes augmenterait sur la période prospective pour ces trois portions. Concernant la DED sur la portion d’Agde, la fréquence d’années où la demande en eau ne serait pas complètement satisfaite serait de 1,5 sur 5 années sur la période prospective. Pour la DEA, elle se dégraderait entre les périodes de référence et prospective de 0,5 à 1,25 sur 5 années pour Laroque, de 1,25 à 2,75 sur 5 années pour Gignac et de 1,25 à 3 sur 5 années pour Agde. Sur la portion de Laroque, le TSD resterait néanmoins à un niveau de forte satisfaction en été sur la période prospective, tout comme sur la période de référence. Par contre, en été à Gignac le TSD passerait d’un niveau de forte satisfaction sur la période observée à une satisfaction modérée sur la période prospective, et à Agde, il se dégraderait d’une satisfaction modérée à une faible satisfaction en été.

4. IMPACTS DES SCÉNARIOS TENDANCIEL ET DE MITIGATION SUR LA CAPACITÉ DE SATISFACTION

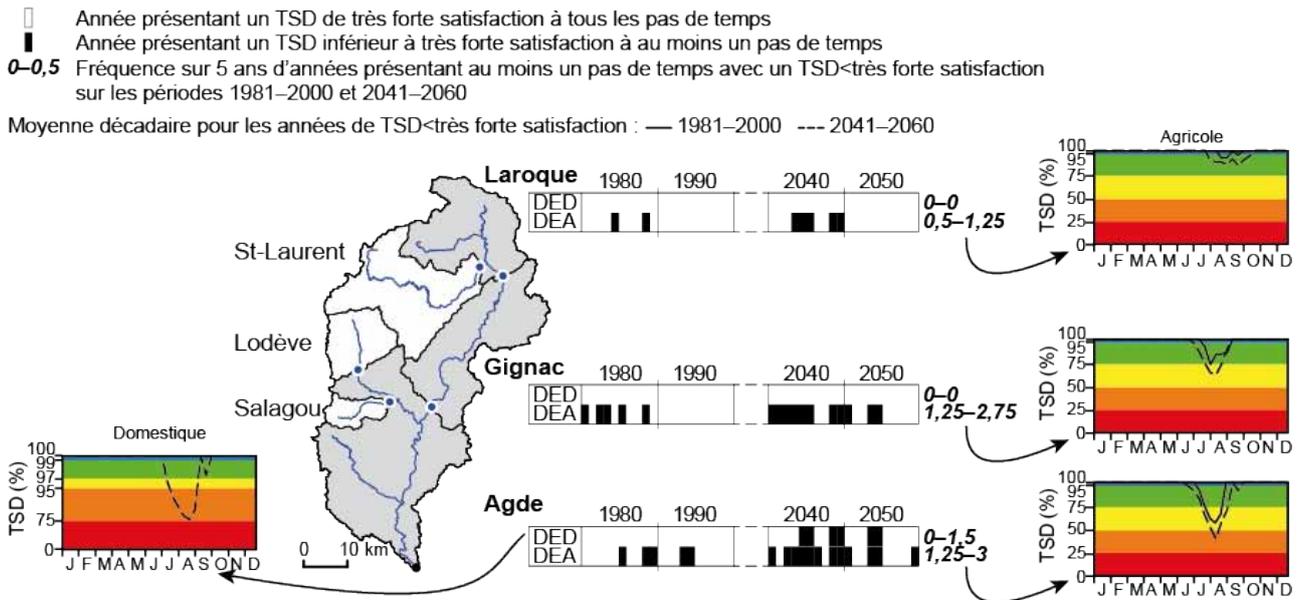


FIGURE 4.10 – Evolution de la fréquence de satisfaction et du TSD moyen décadaire pour les années non satisfaites pour la demande domestique (DED) et agricole (DEA) par portion de bassin, sous contrainte d'évolution de l'ETP seule.

4.2 Influence des scénarios tendanciels d'usages de l'eau seuls

Concernant le fonctionnement du barrage sous contrainte de changement d'usage seul (en bleu sur la FIG 4.9), la cote serait cette fois-ci significativement abaissée sous la valeur 136 m NGF au début et à la fin des années 2050. La cote 136 m NGF est cependant un seuil limite en-dessous duquel le maintien des activités touristiques serait en péril, du fait des infrastructures déjà en place qui ne seraient plus utilisables si la cote du plan d'eau s'abaisse autant. Cette baisse s'explique par la conjonction de prélèvements plus importants dans le réservoir, de la mise en place d'un débit réservé qui n'existait pas sur la période de référence, mais surtout du changement de gestion de la turbine : sur la période de référence, celle-ci était active pendant la période d'octobre à mai (où il pleut et où le réservoir se remplit) et des restrictions étaient appliquées pour abaisser le débit turbiné de juin à septembre pendant la saison sèche. A l'inverse sur la période prospective, le débit turbiné est limité d'octobre à mai afin de remplir le réservoir, et est maximum pendant la saison sèche de juin à septembre afin de soutenir l'étiage de l'Hérault et d'apporter de l'eau pour recharger la nappe alluviale et permettre les prélèvements en eau dans la portion aval.

La FIG 4.11 illustre les résultats de TSD sous contrainte de changement d'usage uniquement, pour tous les usages confondus, et avec la demande en eau environnementale (DEE) prioritaire par rapport à la DED et la DEA. Cette fois-ci, des difficultés de capacité de satisfaction apparaissent sur les portions de Saint-Laurent, Lodève et Salagou. Seule la portion du Salagou présente des TSD satisfaisants : la DEE est en fait nulle pour cette portion (voir TAB 4.3) et la DEA est toujours satisfaite puisque prélevée directement dans le réservoir du barrage sans restriction. Pour la DED de cette portion, seule une année n'est pas satisfaisante sur la période prospective et le TSD atteint alors une satisfaction modérée en été. Pour les autres portions du bassin, toutes les demandes présentent des difficultés de satisfaction sur 2041-2060, avec des fréquences d'insatisfaction supérieures à 4,25 sur 5 années (sauf pour la DEE à Agde) et des

TSD atteignant systématiquement des niveaux de satisfaction faibles à très faibles. Le débit biologique serait la cause de cette forte dégradation de la capacité de satisfaction. En effet, cette demande est très contraignante pendant les étiages et contraint fortement la satisfaction des demandes domestique et agricole qui ne sont pas prioritaires. Cette observation a aussi été relevée dans le cadre de l'étude volumes prélevables du bassin de l'Ardèche, qui fait partie du SDAGE RM. Les gestionnaires de ce bassin ont émis l'hypothèse que les objectifs de débits biologiques pourraient être trop élevés et auraient des conséquences drastiques en terme de volumes prélevables, alors que les prélèvements ne sont pas toujours responsables de la fragilité hydrologique du milieu. Le débit biologique serait alors plutôt à utiliser comme indicateur de contrainte sur le milieu, plutôt que comme une valeur de débit à atteindre.

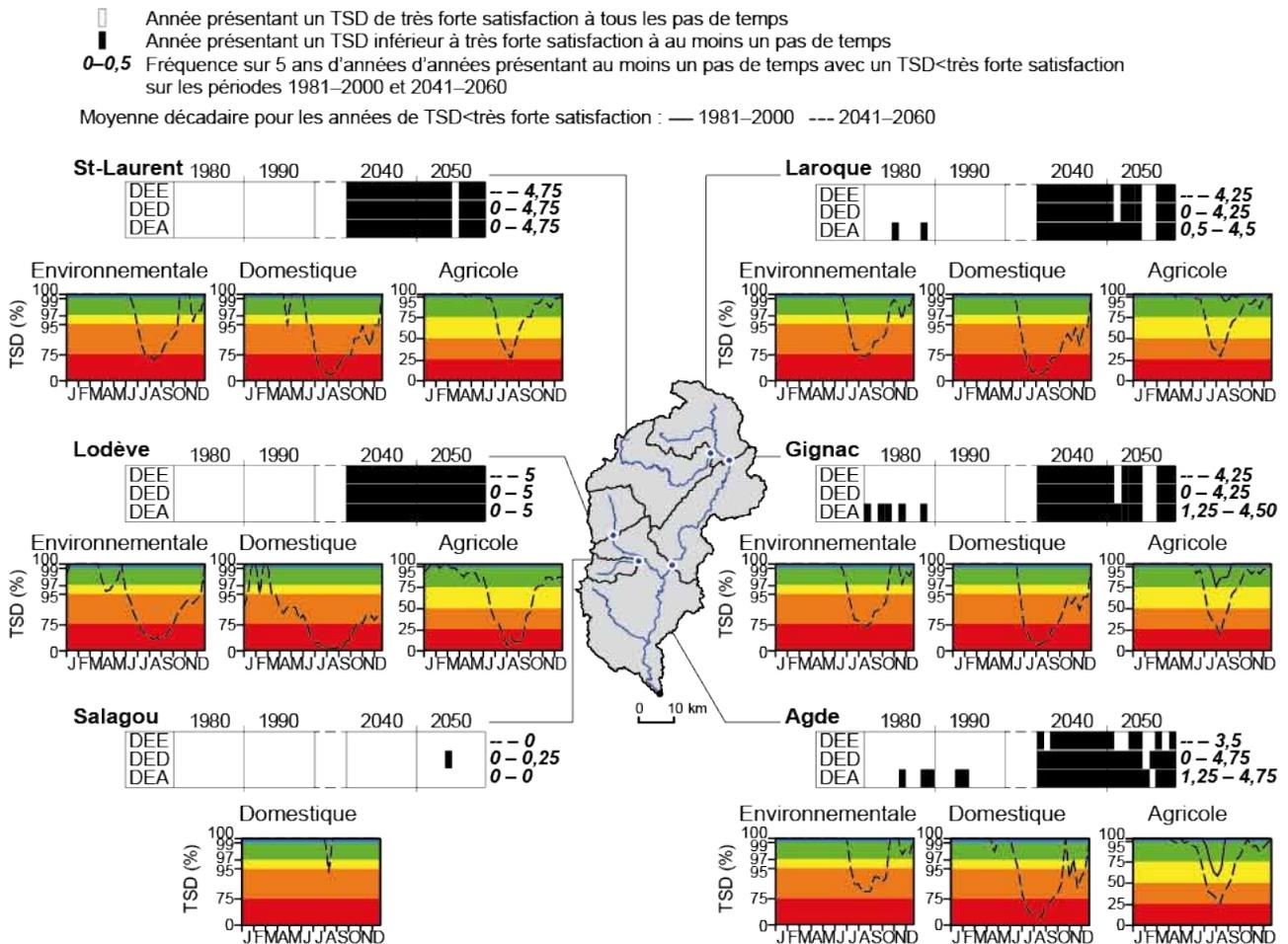


FIGURE 4.11 – Evolution de la fréquence de satisfaction et du TSD moyen décadaire pour les années non satisfaites pour la demande environnementale (DEE), domestique (DED) et agricole (DEA) par portion de bassin, sous contrainte d'évolution de l'ETP seule.

Par la suite, les valeurs de débit biologique (dans le scénario tendanciel) et de débit plancher (dans le scénario de mitigation) ont été utilisées en attribuant à la DEE la priorité la plus faible. Ainsi, la FIG 4.12 présente les résultats de TSD sous contrainte de changement d'usage uniquement, avec la priorité la plus faible attribuée à la DEE. Cette fois-ci, sur la période 2041-2060, la DED et la DEA seraient systématiquement satisfaites sur les portions de Saint-Laurent, Laroque et Lodève. Sur la portion de Gignac, la DED serait toujours très satisfaite par la ressource en eau disponible sur la période prospective, et la capacité de satisfaction de

4. IMPACTS DES SCÉNARIOS TENDANCIEL ET DE MITIGATION SUR LA CAPACITÉ DE SATISFACTION

la DEA se dégraderait, avec une fréquence d'années non satisfaisantes passant de 1,25 à 1,75 sur 5 années, mais avec un TSD restant à un niveau de forte satisfaction en été. Sur la période prospective, la portion du Salagou présenterait une année non satisfaisante pour la DED, avec un TSD atteignant une satisfaction modérée en été. Sur la portion d'Agde, des années non satisfaisantes apparaîtraient sur la période prospective pour la DED (avec une fréquence de 2 sur 5 années), et le TSD baisserait alors jusqu'à un faible niveau de satisfaction en été. La DEA de cette portion serait aussi moins bien satisfaite sur la période prospective puisque la fréquence d'insatisfaction augmenterait de 1,25 (sur la période de référence) à 4,25 sur 5 années, et le TSD atteindrait lui aussi un niveau de faible satisfaction. Concernant la DEE, le débit biologique serait difficilement atteint sur la période 2041–2060, notamment sur les portions de Saint-Laurent, Lodève et Agde, qui présenteraient des fréquences d'insatisfaction supérieures à 4,75 sur 5 années et des TSD de très faible satisfaction en été, mais aussi de faible satisfaction au printemps et à l'automne. Pour Laroque, le débit biologique ne serait pas assuré en moyenne 1,75 sur 5 années, et le TSD atteindrait une faible satisfaction en été uniquement. A Gignac, la fréquence d'insatisfaction de la DEE serait de 2,75 sur 5 années et le TSD descendrait jusqu'à une faible satisfaction en été et une satisfaction modérée à l'automne.

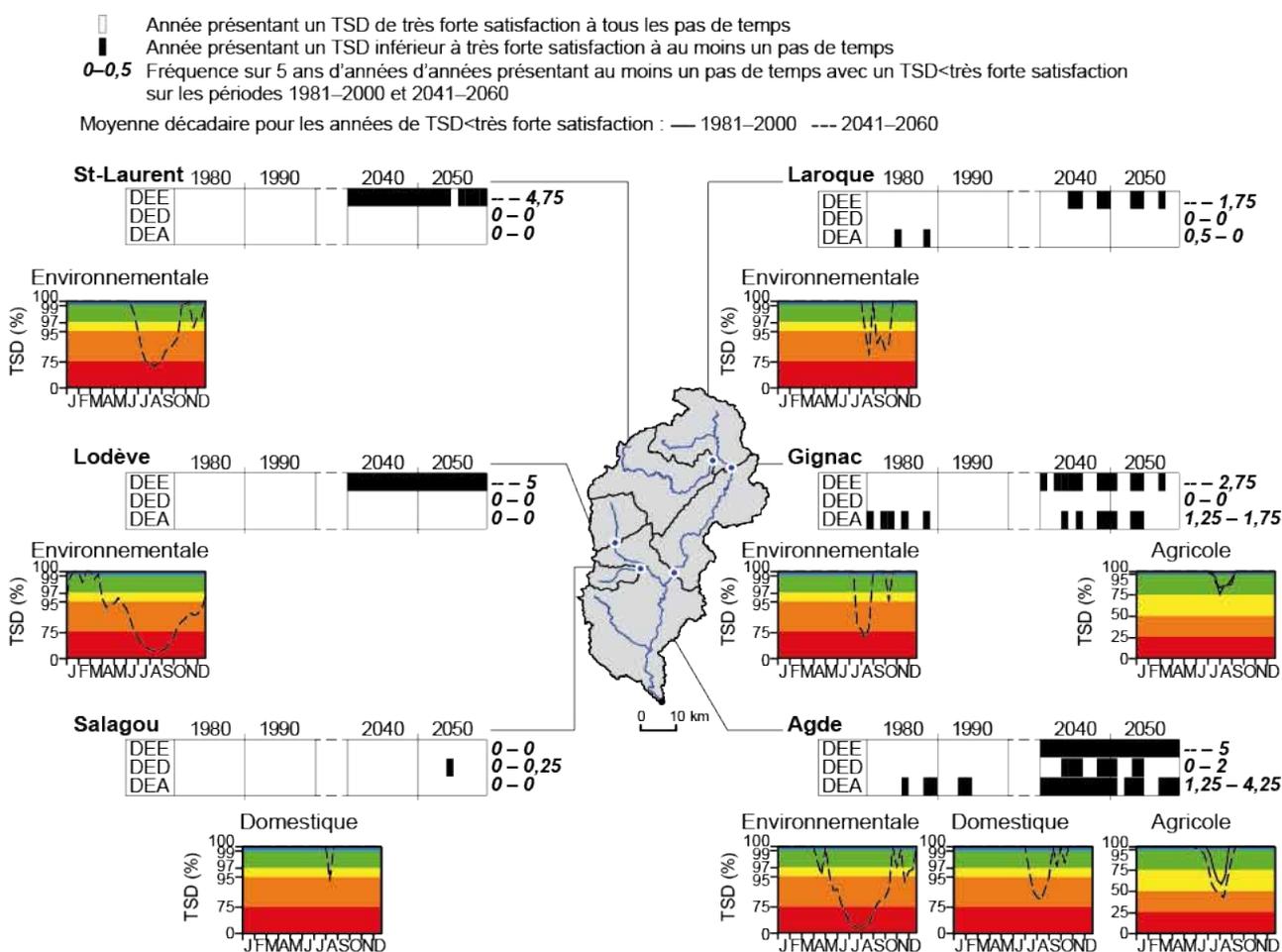


FIGURE 4.12 – Evolution de la fréquence de satisfaction et du TSD moyen décadaire pour les années non satisfaites pour la demande environnementale (DEE), domestique (DED) et agricole (DEA) par portion de bassin, sous contrainte d'évolution de l'ETP seule, avec la demande environnementale en dernière priorité.

4.3 Effets combinés de l'ETP et des scénarios tendanciels d'usages

L'effet sur la capacité de satisfaction de l'association des variations de l'E avec une nouvelle gestion du barrage du Salagou est présenté sur la FIG 4.9 (en violet). La diminution de la cote du réservoir serait plus marquée que pour le scénario de changement d'usage seul (en bleu), avec un abaissement de la cote du plan d'eau sous la valeur de 136 m NGF au début et à la fin des années 2050, qui atteindrait même la valeur 134 m NGF. On voit ici l'effet de l'augmentation d'évaporation du plan d'eau sur la cote du barrage qui accentuerait celui du changement de gestion du barrage.

Lorsque les effets de l'évolution de l'ETP et des usages de l'eau sont combinés, la capacité de satisfaction de la demande évolue de façon plus prononcée entre 1981–2000 et 2041–2060 (voir FIG 4.13). Les DED et DEA des portions de Saint-Laurent et Lodève seraient toujours très fortement satisfaites sur la période prospective, mais la DEE ne serait jamais très satisfaite, et son TSD moyen saisonnier atteindrait un niveau de satisfaction très faible en été et un niveau faible à l'automne sur ces deux portions. Durant l'hiver et le printemps, alors que le TSD de la portion de Saint-Laurent atteindrait des niveaux de satisfaction forts à très forts, le TSD de Lodève resterait à un niveau modéré, variant entre la faible et la forte satisfaction. Sur les portions de Laroque et Gignac, la DED serait toujours très satisfaite alors que la DEA et la DEE présenteraient des lacunes de satisfaction (de 0,5 et 4,25 respectivement à Laroque et 3,5 et 4,25 respectivement à Gignac). Le TSD en été à Laroque resterait à un niveau de forte satisfaction pour la DEA et atteindrait un faible niveau de satisfaction pour la DEE, alors qu'à Gignac, il baisserait jusqu'à une satisfaction modérée pour la DEA et une très faible satisfaction pour la DEE. La DEE du Salagou présenterait des lacunes de satisfaction pour seulement une année de la période 2041–2060, le TSD atteindrait alors un niveau de faible satisfaction en été. Enfin, l'effet combiné des changements climatiques et des évolutions d'usage sur la portion d'Agde induirait des fréquences d'insatisfaction élevées (3,75 pour la DED, 4,75 pour la DEA et 5 sur 5 années pour la DEE) sur la période prospective. Le TSD se dégraderait jusqu'à une faible capacité de satisfaction en été pour la DED et la DEA. Le débit biologique serait difficilement atteint puisque la DEE serait faiblement satisfaite au printemps et à l'automne et très faiblement satisfaite en été.

4. IMPACTS DES SCÉNARIOS TENDANCIEL ET DE MITIGATION SUR LA CAPACITÉ DE SATISFACTION

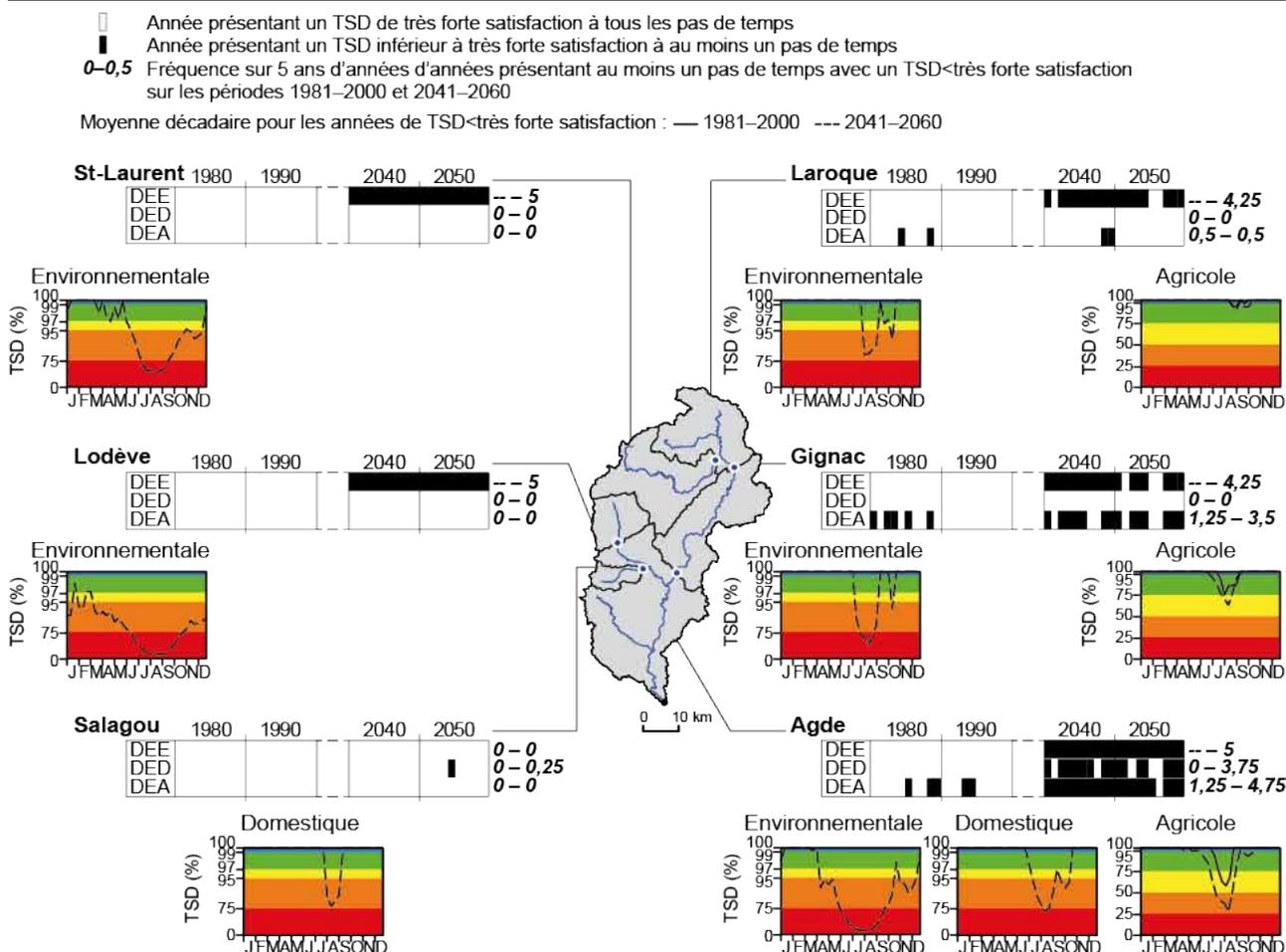


FIGURE 4.13 – Evolution de la fréquence de satisfaction et du TSD moyen décadaire pour les années non satisfaites pour la demande environnementale (DEE), domestique (DED) et agricole (DEA) par portion de bassin, sous contrainte des changements combinés d'évolution de l'ETP et d'usage avec la demande environnementale en dernière priorité.

4.4 Influence des scénarios de mitigation

Autre scénario de gestion du barrage Le scénario de mitigation de gestion du barrage du Salagou prévoit une diminution des volumes prélevés pour l'irrigation, un débit réservé moindre, et une gestion plus stricte de la turbine pour limiter la baisse de la cote du réservoir (voir TABS 4.1 et 4.2). Bien que l'effet de ce nouveau scénario n'ait aucun impact sur la capacité à satisfaire la demande en eau, notamment pour la portion d'Agde, il est notable sur la gestion de la cote du barrage (voir FIG 4.9, en vert). En effet, la diminution de la cote serait moindre, par rapport à celle induite par le scénario de variation d'ETP future et de gestion tendancielle, et la cote du plan d'eau ne descendrait pas en-dessous de 136 m NGF.

Mitigation de la demande L'effet de la diminution de la DED sur l'ensemble des portions de bassin, et de la DEA de la portion d'Agde n'est visible que sur cette portion en aval (TAB 4.7). En effet, par rapport au scénario tendanciel complet (variation d'ETP future et usages de l'eau), à Agde la fréquence d'insatisfaction de la DED diminuerait de 3,75 à 3,25 sur 5 années, et celle de la DEA diminuerait de 4,75 à 4,5 sur 5 années. Ces fréquences d'insatisfaction

resteraient cependant élevées et la variation saisonnière moyenne du TSD serait identique à celle présentée sur la FIG 4.13 pour ces deux demandes, avec des niveaux de satisfaction faibles en été.

Respect du débit plancher Malgré la diminution des valeurs seuils de la demande environnementale avec l'utilisation du débit plancher (voir TAB 4.3), les résultats de satisfaction de la DEE seraient identiques à ceux du scénario tendanciel (TAB 4.7) et le débit plancher ne serait alors pas atteint la plupart des années de la période prospective, avec des TSD faibles à très faibles en été.

TABLEAU 4.7 – Fréquence d'insatisfaction annuelle moyenne sur cinq années pour la période 2041–2060 par portion de bassin sous l'effet des scénarios de mitigation de la demande. DEE : demande en eau environnementale, DED : demande en eau domestique, DEA : demande en eau agricole.

| | Saint-Laurent | Laroque | Gignac | Lodève | Salagou | Agde |
|-----|---------------|---------|--------|--------|---------|------|
| DEE | 5 | 4,25 | 4,25 | 5 | 0 | 5 |
| DED | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,25 | 3,25 |
| DEA | 0 | 0,5 | 3,5 | 0 | 0 | 4,5 |

5 Discussion

5.1 Impacts dissociés des scénarios d'évolution du climat et des usages

A l'aide de la dissociation des scénarios du changement climatique et des changements d'usage de l'eau, il a été possible d'évaluer leurs impacts respectifs sur la capacité de satisfaction de la demande en eau. Par rapport à la période de référence, l'évolution future d'ETP n'induit pas de lacune de satisfaction sur de nouvelles portions de bassin, mais accentue celles existantes sur les portions concernées (Laroque, Gignac et Agde, voir FIG 4.10). Toujours pour les demandes en eau domestique et agricole, l'évolution projetée des usages de l'eau entraîne quant à elle une meilleure satisfaction de la DEA sur la portion de Laroque (qui est alors toujours très satisfaite), mais fait apparaître des lacunes de satisfaction sur la portion du Salagou et dégrade aussi la capacité de satisfaction des portions de Gignac et Agde (voir FIG 4.12).

L'augmentation de la fréquence d'insatisfaction sur la portion de Gignac est plus importante sous contrainte d'évolution de l'ETP (pour la DEA : 2,75 sur 5 années contre 1,75 sur 5 années sous influence de changement d'usage), tandis que les changements d'usage ont un impact plus fort sur la portion d'Agde (pour la DED et la DEA respectivement : 2 et 4,25 sur 5 années contre 1,5 et 3 sur 5 années sous contrainte d'évolution d'ETP). De même, le TSD atteint un seuil plus faible à Gignac sous contrainte d'évolution d'ETP (une satisfaction modérée, contre une forte satisfaction sous changement d'usage), mais atteint un seuil de faible satisfaction à Agde, autant sous contrainte de changement d'usage que d'évolution d'ETP. Les impacts relatifs d'évolution d'ETP et d'usages diffèrent donc selon la portion de bassin considérée, et aucun de ces deux scénarios n'apparaît comme ayant plus d'influence sur l'ensemble du bassin. Dans les deux cas, la baisse de capacité de satisfaction est plus importante dans les portions aval que les portions amont.

Les choix de scénarios influent fortement les résultats de capacité de satisfaction. En effet, si la variation de précipitations futures avait aussi été prise en compte, l'influence du climat aurait été clairement la plus importante, avec une forte dégradation de la capacité de satisfaction de la demande en eau sur toutes les portions de bassin sauf celle du Salagou (voir TAB 4.8). La portion d'Agde serait la plus touchée avec une fréquence d'insatisfaction au-dessus de 4,5 sur 5 années pour la DED et la DEA, et un TSD atteignant la très faible satisfaction en été. De même, le fait d'attribuer la priorité la plus faible à la DEE a permis la satisfaction des autres demandes en eau. En effet, si cette demande était prioritaire par rapport aux autres, sous contrainte de changement d'usage seul, la fréquence d'insatisfaction des trois demandes serait supérieure à 3,5 sur 5 années sur toutes les portions, sauf celle du Salagou (voir TAB 4.9). Par rapport au scénario d'évolution d'ETP seule, celui de changement d'usage aurait alors le plus d'influence sur la capacité à satisfaire la demande du bassin de l'Hérault.

TABLEAU 4.8 – Fréquence d'insatisfaction annuelle moyenne de la demande (sur 5 années) sur la période 2041–2060 par portion de bassin sous contrainte de changement climatique en tenant compte de l'évolution d'ETP et de P pour le scénario A2 du modèle ARPEGE.

| Demande | Saint-Laurent | Laroque | Gignac | Lodève | Salagou | Agde |
|------------|---------------|---------|--------|--------|---------|------|
| Domestique | 4,5 | 0 | 0 | 0,25 | 0 | 4,5 |
| Agricole | 4,75 | 4,5 | 5 | 3,5 | 0 | 5 |

TABLEAU 4.9 – Fréquence d'insatisfaction moyenne de la demande (sur 5 années) sur la période 2041–2060 par portion de bassin sous contrainte de changement d'usage en attribuant à la demande environnementale la plus haute priorité.

| Demande | Saint-Laurent | Laroque | Gignac | Lodève | Salagou | Agde |
|------------------|---------------|---------|--------|--------|---------|------|
| Environnementale | 4,75 | 4,25 | 4,25 | 5 | 0 | 3,5 |
| Domestique | 4,75 | 4,25 | 4,25 | 5 | 0,25 | 4,75 |
| Agricole | 4,75 | 4,5 | 4,25 | 5 | 0 | 5 |

5.2 Les stratégies d'adaptation au changement climatique sont-elles suffisantes ?

Dans ses mesures d'adaptation au changement climatique et du retour au bon état écologique des rivières, le SDAGE RM préconise la réduction des prélèvements, ou du moins leur maintien afin d'éviter leur augmentation. Or, concernant la demande en eau domestique, l'augmentation de la population prévue en Languedoc-Roussillon n'est pas une variable contrôlable par les gestionnaires. La seule façon de limiter cette demande est de proposer des scénarios qui diminueraient la demande en eau unitaire. Sur le bassin de l'Hérault, les résultats du scénario de mitigation de cette demande ne sont pas concluants. Des valeurs plus faibles que 90 m³/hab/an (utilisée dans le scénario de mitigation) pourraient alors être utilisées afin d'évaluer à partir de quel seuil les efforts de réduction de consommation en eau seraient effectifs. Par exemple, la valeur de demande unitaire moyenne sur l'ensemble de la France, qui s'élevait à 71 m³/hab/an en 2010 (Chazot *et al.*, 2012), pourrait être testée sur les différentes portions du bassin.

En vue d'une réduction de 20 % des prélèvements d'ici 2020 et afin de limiter la demande en eau agricole, le Plan d'Adaptation au Changement Climatique (PACC) de l'AERMC préconisait en 2011 "l'optimisation de cultures et le choix de nouvelles cultures moins consommatrices d'eau". Or l'impact de la diminution des surfaces viticoles irriguées de la portion d'Agde dans le scénario de mitigation, par rapport au scénario tendanciel, est faible (voir section 4.4). Bien que la surface viticole existante n'évoluerait pas dans le futur, le scénario de mitigation proposé induirait tout de même une augmentation de l'irrigation sur le bassin, et donc de la demande en eau agricole, malgré une amélioration de l'efficacité des réseaux d'irrigation. La demande en eau agricole pourrait cependant diminuer en limitant l'irrigation de la vigne, en considérant des cépages qui ne nécessiteraient pas d'être irrigués. Ainsi, l'utilisation de types de culture adaptés au changement climatique pourrait être envisagée sur le bassin de l'Hérault. Cependant, la majorité des agriculteurs français (60 %) montrerait des réticences

à modifier les variétés de vigne de leurs exploitations (Battaglini *et al.*, 2009). Cette mesure serait alors difficilement applicable en France (d’après Battaglini *et al.* (2009), les vigneronns allemands et italiens seraient plus favorables au changement de variété de leurs vignes en vue d’adapter leur activité au changement climatique).

Ces nouvelles mesures d’adaptation au changement climatique induiraient de nouvelles capacités à satisfaire la demande en eau, mais aussi des prélèvements en eau moindre. La ressource en eau serait alors plus disponible pour la demande environnementale et le débit biologique et le débit plancher seraient plus facilement et fréquemment atteints. Il serait ainsi nécessaire d’implémenter la chaîne méthodologique avec différentes stratégies d’adaptation, de plus en plus restrictives, et d’évaluer à partir de quel seuil les débits biologique et plancher pourraient être satisfaits sur chaque portion de bassin.

5.3 Mobilisation de nouvelles ressources en eau

Si les efforts de réduction des prélèvements en eau ne sont pas suffisants, le PACC de l’AERMC de 2011 prévoit néanmoins “en dernier recours, si les économies d’eau ne suffisent pas, [...] la possibilité de créer des nouvelles retenues d’eau pour l’irrigation, qui seront remplies en hiver et au printemps lorsque l’eau est disponible”. La mobilisation de nouvelles ressources est déjà envisagée sur le bassin de l’Hérault, alors que d’autres solutions alternatives existent aussi :

- le projet Aqua Domitia détournerait l’eau du Rhône vers le sud de la France ;
- la construction de retenues collinaires permettrait la mobilisation des écoulements de crues et leur utilisation pendant les étiages ;
- les ressources souterraines karstiques pourraient être plus exploitées qu’aujourd’hui ;
- les ressources non-conventionnelles comme le dessalement de l’eau de mer ou la ré-utilisation des eaux usées seraient des solutions alternatives pour répondre à la demande en eau.

Le projet Aqua Domitia a déjà été pris en compte dans le scénario tendanciel d’usage pour la demande en eau agricole. Cependant, cette ressource externe au bassin comporte une part d’incertitude. En effet, le Rhône, largement alimenté par la fonte des neiges des Alpes, a jusque-là été considéré comme une ressource en eau inépuisable. Or il est probable que l’effet du changement climatique entraîne une diminution de l’enneigement des Alpes (voir par exemple Horton *et al.*, 2006). Cette tendance diminuerait alors la ressource en eau disponible de ce fleuve à l’horizon 2050, jusqu’à 50 % en été (Quintana-Seguí *et al.*, 2010), et limiterait ainsi les transferts d’eau vers d’autres bassins versants.

Les retenues collinaires font partie du projet de gestion de l’eau du SMBFH pour alimenter en eau la demande agricole. Dans la partie cévenole du bassin (en amont), quelques petits réservoirs permettent déjà l’irrigation locale de cultures difficilement accessibles par les réseaux d’irrigation gravitaires existants (pour les cultures en terrasse par exemple). Ces retenues, qui visent également à retenir les écoulements de crue, pourraient être facilement mobilisables dans le futur puisque les événements extrêmes de pluie pourraient s’intensifier dans la région cévenole à l’horizon 2050 (Quintana-Seguí *et al.*, 2011). De plus, dans les zones montagneuses, l’effet de l’évaporation des réservoirs est limité puisque les températures sont plus basses qu’en plaine, d’autant que ces retenues sont de taille limitée (ce type de réserve peut contenir jusqu’à

quelques milliers de m³).

Les réserves karstiques, présentes dans la zone médiane du bassin de l'Hérault, sont jusqu'à peu exploitées, car elles sont mal connues. En effet, la structure et le fonctionnement de ces réserves sont généralement complexes, entraînant des difficultés à définir leur capacité de stockage ou encore leurs zones à haute productivité (Bakalowicz, 2005). Cependant, certains aquifères karstiques sont connus pour leur potentiel de stockage (comme la Foux de la Vis ou la source de la Buèges), mais la fragilité de leur environnement rend leur exploitation difficile ou peut générer des conflits (Bakalowicz, 2006). Il existe aussi quelques cas de gestion active d'aquifères karstiques comme le Lez dans le sud de la France depuis 1981 : alors que la source de cet aquifère n'est pas pérenne, l'eau est prélevée directement dans le drain principal du système karstique connecté à la source. En sollicitant les réserves présentes dans la porosité du karst, cette technique permet le pompage d'un volume d'eau plus important que celui disponible *via* la résurgence, et ce tout au long de l'année (Marechal *et al.*, 2013).

Enfin, le dessalement de l'eau de mer ou de la réutilisation des eaux usées sont des solutions alternatives déjà répandues sur le bassin Méditerranéen (Boyé, 2008). Ces solutions permettent de préserver les ressources en eau naturelles et mobilisent localement des volumes d'eau encore faibles. Sur la rive nord de la Méditerranée, l'Espagne est le pays le plus producteur de dessalement d'eau de mer, et utilise cette ressource non seulement pour alimenter en eau potable les villes côtières, mais aussi pour répondre à la demande en eau d'irrigation (Boyé, 2008).

5.4 Limites de l'étude

Certains aspects méthodologiques retenus dans ce chapitre limitent la représentativité des résultats obtenus. Tout d'abord, pour attribuer des volumes d'eau à chaque demande, le modèle de calcul du taux de satisfaction de la demande utilise toute la ressource en eau disponible simulée. Ainsi, une demande peut "assécher" un cours d'eau à l'exutoire d'une portion de bassin et ainsi pénaliser les autres demandes moins prioritaires qui n'auront plus d'eau disponible. C'est de cette façon que les débits biologique et plancher ne sont pas respectés. Encore une fois, cet aspect peu réaliste de la gestion de la ressource provient du fait que l'eau est en partie prélevée dans les réserves souterraines. Ainsi, considérer la ressource totale à l'exutoire des portions de bassin comme étant uniquement superficielle est non seulement trop restrictif, mais aussi peu réaliste en terme d'attribution de la ressource en eau. Encore une fois, la difficulté pour remédier à cette limite tient du manque de données piézométriques disponibles pour modéliser la dynamique des écoulements souterrains.

Une deuxième limite concerne l'horizon de projection choisi. Les normes et seuils utilisés sur la période prospective à moyen terme, comme celles du débit biologique à plusieurs stations du bassin, ont été définis à partir des observations actuelles. Or la validité de ces valeurs à l'horizon 2050 est discutable. En effet, si des changements significatifs de ressource en eau disponible se produisent au cours des 50 prochaines années, ces valeurs évolueront probablement, en fonction de l'évolution et de l'adaptation des écosystèmes ainsi que des nouvelles règles de gestion. C'est probablement aussi l'une des raisons pour laquelle les débits biologique et plancher sont difficilement atteints dans le futur, même lorsque la demande environnementale est prioritaire par rapport aux autres. Les valeurs calculées sur les observations actuelles sont peut-être trop élevées et nécessiteront d'être réajustées dans les prochaines décennies.

Enfin, une autre limite concerne la simulation de la demande en eau agricole. Le modèle Cropwat de la FAO ne simule pas les stades phénologiques des cultures, qui sont en fait contraints par les valeurs de coefficient de culture k_c en donnée d'entrée. L'évolution potentielle des stades phénologiques des plantes sous changement climatique, qui modifierait la distribution temporelle de la demande en eau agricole, n'est donc pas représentée sur la période prospective. Or l'augmentation de la température entraîne, entre autres, une maturation plus précoce de la vigne (voir par exemple [Webb *et al.*, 2011](#); [Hublart *et al.*, 2014](#)), la culture dominante sur le bassin de l'Hérault. Des modèles simulants l'évolution des stades phénologiques des plantes existent, comme VineLOGIC ([Godwin *et al.*, 2002](#)) pour la vigne (voir par exemple [Webb, 2007](#)), ou encore SARRA-H ([Traoré *et al.*, 2011](#)), adaptable à tout type de culture (voir par exemple [Sultan *et al.*, 2013](#)). Ces modèles pourraient être utilisés pour mieux représenter un décalage possible du besoin en eau des cultures et permettraient d'estimer plus précisément la temporalité de la demande en eau. Par conséquent, les périodes de l'année où il la ressource en eau serait limitante pour la satisfaction de la demande pourraient être mieux appréhendées.

6 Conclusion et perspectives

L'utilisation de la chaîne de modélisation intégrative a eu vocation dans ce chapitre à (i) tester son applicabilité sous contrainte de scénarios futurs de climat et d'usage de l'eau, et (ii) évaluer la capacité des scénarios de mitigation proposés à améliorer la capacité de satisfaction de la demande en eau. Pour cela, la chaîne de modélisation intégrative développée dans le Chapitre 3 a été contrainte par des scénarios climatiques futurs ainsi que des scénarios tendanciel et alternatif d'usage de l'eau. La demande environnementale induite par les contraintes de la DCE a également été ajoutée à la demande en eau domestique et la demande agricole sur chaque portion de bassin.

Les scénarios climatiques utilisés dans ce chapitre à l'horizon 2050 sont issus du modèle climatique ARPEGE, dont les simulations ont été désagrégées à l'échelle de la maille du modèle de ré-analyse SAFRAN. La base de données climatique projetée est ainsi disponible à la même échelle que la base de données climatique observée sur la période de référence. Du fait de la difficulté des modèles climatiques globaux à représenter les précipitations à l'échelle locale, les résultats de précipitations projetées sont discutables sur la zone d'étude et varient grandement selon les modèles climatiques globaux considérés. Afin d'éviter des résultats influencés essentiellement par un scénario hydro-climatique catastrophique et d'étudier les différents scénarios d'usage de l'eau, seules les projections des autres variables du modèle climatique, permettant le calcul de l'ETP future, ont été utilisées. De plus, l'ETP est majoritairement contrainte par les tendances futures de la température, sur lesquelles les différents modèles climatiques globaux s'accordent. Même si plusieurs scénarios d'émission de gaz à effet de serre étaient disponibles, seul le plus pessimiste a été retenu, afin de limiter la multiplication des résultats et d'insister sur l'applicabilité de la chaîne de modélisation intégrative.

Les scénarios d'usage de l'eau choisis ici ont été identifiés par les gestionnaires du bassin de l'Hérault. En effet, les différents types de gestion du barrage du Salagou ont été définis par le Conseil Général de l'Hérault, tandis que le Syndicat Mixte du Bassin du Fleuve Hérault a défini, dans le cadre de l'étude volumes prélevables, le débit biologique, la demande domestique unitaire et l'évolution des surfaces irriguées. La contrainte de bon état écologique des rivières de la DCE a été retranscrite dans la chaîne de modélisation par l'ajout de la demande environnementale sur chaque portion de bassin, en lui attribuant une priorité maximale. Cependant, cette demande est très contraignante et a limité la satisfaction des autres demandes en eau, alors que la valeur même des débits biologiques et des débits plancher n'était pas atteinte sur les différentes portions de bassin. Par conséquent, la contrainte environnementale n'a plus été considérée comme prioritaire sur le bassin de l'Hérault. Ce choix méthodologique dégrade la capacité à satisfaire la demande environnementale (les fréquences d'insatisfaction restent inchangées mais les TSD saisonniers sont plus faibles), mais permet une amélioration de la satisfaction de la demande en eau domestique et agricole.

Les résultats de satisfaction de la demande en eau sur la période 2041–2060 montrent que le scénario climatique futur aurait un impact plus important sur les portions amont, alors que les scénarios tendanciels d'usage de l'eau pour les demandes domestique et agricole auraient un impact plus important sur les portions aval du bassin versant. L'association du scénario d'évolution de l'ETP avec le scénario d'usage tendanciel induirait des difficultés à satisfaire la demande en eau plus importantes en aval, notamment en été. La demande environnementale serait difficilement satisfaite et le débit biologique ne serait pas atteint durant l'été tout au

long de la période prospective. La variation d'évaporation de la réserve du barrage du Salagou induirait une difficulté à maintenir la cote du plan d'eau, ce qui serait compensé par une gestion alternative plus fine des débits lâchers, notamment par la turbine de la centrale hydro-électrique. La cote du réservoir serait alors toujours à un niveau permettant le maintien des activités nautiques sur le plan d'eau. Les scénarios de mitigation de la demande en eau domestique pour l'ensemble des portions du bassin, et de la demande agricole sur la portion d'Agde, entraîneraient une diminution de la fréquence d'insatisfaction uniquement sur la portion aval d'Agde. Le débit plancher ne serait pas non plus atteint, induisant un faible à très faible taux de satisfaction de la demande environnementale, généralement en été, sur l'ensemble du bassin de l'Hérault.

Dans ce chapitre une évolution future possible de la capacité à satisfaire la demande en eau a été étudiée sur le bassin de l'Hérault. Cependant, les futurs possibles présentés dans cette étude sont restreints, puisqu'un seul modèle climatique, et un seul SGES ont été retenus, pour des scénarios d'usage qui se sont révélés limités dans leur capacité à s'adapter au changement climatique. Afin d'évaluer l'impact probable du changement climatique sur la capacité de satisfaction de la demande en eau, il faudrait tout d'abord étudier les résultats de simulations de nombreux modèles climatiques, pour plusieurs scénarios et ainsi obtenir un spectre de futurs possibles, afin d'estimer la probabilité d'occurrence de ces changements sur le bassin de l'Hérault (voir par exemple les recommandations de [Blöschl & Montanari, 2010](#); [The World Bank, 2012](#)). Enfin, d'autres scénarios d'usages de l'eau devraient être testés avec cette chaîne de modélisation pour définir à partir de quel niveau de mitigation de la demande le débit plancher et le débit biologique pourraient être assurés dans les cours d'eau de ce bassin versant.

Chapitre 5

Discussion générale

1 Introduction

La question principale posée dans ce travail concerne l'adéquation entre la ressource et la demande en eau à l'échelle de la gestion de l'eau. Elle a été appréhendée en trois parties : Un premier chapitre s'est attaché à la compréhension du fonctionnement du bassin de l'Hérault, à travers les interactions observées entre l'hydrosystème et l'anthroposystème. Cette analyse a été menée au cours des 50 dernières années, sur des portions de bassin représentant des unités homogènes de gestion de l'eau. Dans le chapitre suivant, une modélisation intégrative a été développée afin de représenter les dynamiques observées des écoulements et de la demande en eau. Ceux-ci ont été confrontés *via* un indicateur afin de quantifier le taux de satisfaction de la demande en eau et d'évaluer son évolution temporelle au sein du territoire étudié. Enfin dans un troisième chapitre, des scénarios de changement climatique et d'usage de l'eau ont contraint la chaîne méthodologique sur une période future à moyen-terme. Une évolution future possible de la capacité à satisfaire la demande en eau a ainsi été illustrée, et l'influence de scénarios de mitigation de la demande en eau a été discutée. Ainsi, une connaissance fine des observations passées a permis la mise en place d'une chaîne de modélisation intégrative adaptée aux enjeux du bassin étudié, qui a ensuite été utilisée pour projeter dans le futur des scénarios possibles de la capacité de la ressource à satisfaire la demande en eau.

Cette approche complète a été développée dans le contexte méditerranéen puisque de nombreuses inquiétudes concernant la capacité de satisfaction de la demande en eau dans le futur sont soulevées dans cette région. La ressource en eau continuera-t-elle de diminuer ? Jusqu'à quel point la population augmentera-t-elle ? Comment la demande agricole future évoluera-t-elle ? En conséquence, la demande en eau pourra-t-elle être satisfaite, étant donné les changements climatiques et anthropiques déjà en cours ? En effet, comme le montrent [Milly *et al.* \(2005\)](#), les changements climatiques dans le sud de l'Europe pourraient mener à une diminution de 10 à 30 % de la disponibilité des ressources en eau d'ici 2050. Sur la rive nord de la Méditerranée, la population devrait se stabiliser ([Milano *et al.*, 2013b](#)). Cependant, dans le sud de l'Europe, une baisse de la productivité agricole (-30 %) et de l'adaptation des cultures pourraient mener à une augmentation de la demande agricole (jusque 10 %) à l'horizon 2050 ([Falloon & Betts, 2010](#)). En appréhendant ces questions à l'échelle locale, la problématique d'adéquation entre ressource et demande peut être étudiée en partenariat avec les gestionnaires locaux. Cependant, le lien entre la recherche et la gestion est complexe, puisque les objectifs et les délais de travail de ces deux domaines divergent souvent. Par conséquent, l'application des études de recherche à des objectifs de gestion peut être limitée, bien que nécessaire.

Dans cette discussion générale, les apports des différents aspects de ce travail seront abordés, ainsi que leurs limites et les améliorations qui pourraient y être apportées. Une réflexion sera aussi menée concernant les perspectives de ce type d'étude à travers son applicabilité et les contributions possibles aux gestionnaires de la ressource en eau.

2 Chaîne méthodologique développée

La chaîne méthodologique mise en place a permis de traiter la question de la capacité de satisfaction de la demande en eau autant sur la période passée qu'à un horizon futur. Les performances reposent donc en partie sur la capacité des outils mobilisés à répondre aux enjeux soulignés dans le Chapitre 1. Le TAB 5.1 résume les objectifs posés dans le cadre de ce travail, ainsi que les apports et les limites méthodologiques rencontrés face à ces objectifs.

TABLEAU 5.1 – Apports et limites de la méthodologie proposée en fonction des objectifs de l'étude.

| Objectifs | Apports | Limites |
|---|--|--|
| Représentation du contexte méditerranéen | Pas de temps journalier et décadaire | Représentation des écoulements souterrains |
| Adaptabilité à l'utilisation de scénarios climatiques prospectifs | Longues périodes temporelles et reconstitution historique des usages | Précision limitée de la reconstitution des usages |
| Réponse à des questions de gestion | Echelle de gestion et analyse du taux de satisfaction de la demande | Prise en compte limitée de la perturbation des écoulements |
| Transposabilité à d'autres sites d'étude | Utilisation de modèles génériques existants | Modèle barrage spécifique au fonctionnement du Salagou |

2.1 Apports méthodologiques

Les choix de l'échelle spatio-temporelle à laquelle la chaîne méthodologique a été développée ont été justifiés au cours des Chapitres 2, 3 et 4. L'objectif du Chapitre 4 était d'évaluer l'évolution de la capacité de satisfaction de la demande en eau sous contrainte de projections climatiques futures. C'est pourquoi l'analyse du fonctionnement du bassin versant (Chapitre 2) et la modélisation intégrative (Chapitre 3) ont été menées sur plusieurs décennies, comme le recommande l'IPCC (2007). Le pas de temps journalier a été choisi pour les modèles hydrologique et de gestion de barrage afin de reproduire les dynamiques hydro-climatiques spécifiques au contexte méditerranéen ainsi que la gestion journalière des lâchers de barrage. Cependant, le pas de temps décadaire a offert un compromis dans l'analyse des résultats afin de tenir compte aussi des usages de l'eau, dont les dynamiques évoluent à des pas de temps plus longs. Enfin, la taille du bassin étudié représente l'unité de base de la gestion de l'eau en France. La division de ce bassin en six portions a permis d'identifier des unités homogènes autant sur le plan physique qu'humain. Cette délimitation est cohérente avec celle de l'étude volumes prélevables entreprise par le syndicat mixte qui établit les actions à mener sur ce bassin afin d'assurer les objectifs du SAGE. Elle a été utilisée pour représenter et évaluer l'évolution passée et future de la ressource et la demande en eau et leur adéquation possible.

Les choix de pas de temps et de délimitation de l'espace ont été contraints par les objectifs, l'échelle de l'étude et les données disponibles. Dans le cas d'autres études de gestion

de l'eau intégrative, la résolution spatio-temporelle peut varier, selon l'échelle et les objectifs considérés. En effet, les études menées sur des territoires régionaux (pays ou ensemble de pays) ou sur l'ensemble du globe ont pour vocation d'identifier les régions les plus vulnérables en terme de ressource et de qualité de l'eau, et de développer des programmes nationaux ou régionaux de protection des ressources en eau (de type DCE). A ces échelles, les bases de données mobilisées sont généralement disponibles à des pas de temps longs (annuel ou mensuel, voir par exemple les études à l'échelle nationale du Plan Bleu sur le pourtour méditerranéen, <http://www.planbleu.org/>). Cependant, ce type d'études masque des réalités locales et ne peuvent que partiellement répondre aux besoins de gestion de l'eau. De même, des études développées à l'échelle de la parcelle agricole répondent à des problématiques agronomiques localisées (voir par exemple Yu *et al.*, 2012) et nécessitent des données plus fines, mais plus difficilement accessibles. Elles sont cependant généralement développées sur des périodes de temps récentes et donc sur des profondeurs temporelles limitées. Leur utilisation avec des scénarios climatiques futurs comme ceux proposés par l'IPCC est donc compromise. Toutes ces études sont donc complémentaires et nécessaires afin d'appréhender les questions de gestion de l'eau à tous les stades de la décision. Elles permettent notamment de faire le lien entre une politique régionale et son application au niveau local (par exemple l'application de la DCE en France pour la définition du SAGE d'un bassin versant).

La cohérence de cette étude avec les connaissances développées par les gestionnaires du bassin choisi a été privilégiée au long des trois chapitres centraux. En effet, la reconstitution historique des usages de l'eau n'aurait pas été possible, ni cohérente, sans les connaissances et l'expertise des acteurs locaux (mairies, syndicats de gestion de l'eau etc.). De plus, le taux de satisfaction de la demande a été analysé selon la fréquence d'occurrence de ses valeurs non satisfaisantes, et sa variabilité saisonnière moyenne. Ce choix reflète une compréhension de la part des gestionnaires de la notion d'"année sèche exceptionnelle" : elle correspond à l'année quinquennale sèche, qui représente une fréquence d'insatisfaction de la demande en eau inférieure à 1/5 années. Cette fréquence d'insatisfaction de la demande en eau est considérée comme acceptable par les gestionnaires. Au-delà de cette valeur, l'insatisfaction de la demande en eau n'est plus exceptionnelle et les règles de gestion de l'eau doivent alors être modifiées pour être adaptées au contexte de ressource et de demande en eau. Comme le rapporte Milano (2012), d'autres indicateurs existants expriment les pressions exercées par les populations sur les ressources en eau (Falkenmark *et al.*, 1989), la vulnérabilité des ressources en eau (Shiklomanov, 1991), ou encore la pauvreté en eau des populations (Sullivan *et al.*, 2003). Cependant, alors que les deux premiers indicateurs sont facilement utilisables et compréhensibles, le dernier est plus complexe à calculer et difficilement interprétable. De plus, ces indicateurs expriment des tendances nationales et ne répondent pas aux enjeux de gestion à l'échelle des bassins de méso-échelle. Enfin, les projections futures de surfaces irriguées et de demande domestique unitaire utilisées ont été construites et validées par le SMBFH, tout comme les valeurs de débit biologique et de débit plancher. Ces choix de scénarios futurs montrent une volonté de cohérence avec le contexte économique local afin de construire nos réflexions avec les acteurs locaux.

Enfin, bien que la chaîne intégrative proposée mobilise une large base de données et plusieurs types de modèles, elle a été développée dans un souci de généricité et de transposabilité à d'autres bassins de méso-échelle. L'originalité de ce travail de thèse a consisté à combiner des modèles existants pour évaluer l'évolution de la capacité à satisfaire les demandes en eau passées et futures. Ainsi, les modèles choisis dans la chaîne intégrative (le modèle hydrologique,

l'estimation de la demande en eau domestique et agricole) sont simples, génériques et ont déjà été utilisés dans de nombreuses études et dans des contextes hydro-climatiques variés¹. Pour appliquer cette méthode intégrative à d'autres bassins, certains ajustements au contexte local seront cependant à envisager. Ainsi, si d'autres types de demande en eau sont identifiés², leur niveau de priorité doit être défini et la capacité à les satisfaire peut être évaluée en calculant la ressource disponible pour ces nouvelles demandes, comme présenté dans la section 2.1 du Chapitre 3. De plus, bien que de longues séries journalières de données hydro-climatiques étaient disponibles pour cette étude, la disponibilité des données d'usage de l'eau était limitée à la période récente, principalement au pas de temps annuel. Une reconstruction historique a alors été nécessaire sur la période plus ancienne, en s'appuyant sur les séries démographiques ainsi que sur les connaissances locales des acteurs de l'eau. Cette démarche peut être appliquée à d'autres sites d'étude, en adaptant les besoins de reconstitution historique aux jeux de données disponibles et au contexte local d'usage de l'eau. La consistance interne de la base de données doit être vérifiée; une expertise concernant le site étudié est alors nécessaire afin de rendre l'ensemble de la base de données homogène et cohérente.

2.2 Limites méthodologiques

La limite principale de cette étude vient de l'approche intégrative de la chaîne méthodologique, qui représente en mode global la ressource et la demande en eau sur chaque portion de bassin. En particulier, les ressources superficielles et souterraines ont été intégrées à l'exutoire de chaque portion, tout comme chaque type de demande. Ainsi, alors que les prélèvements souterrains n'ont pas été explicitement modélisés, cette approche ne les sépare pas des prélèvements superficiels, et l'ensemble des ces prélèvements a été comparé à l'ensemble des écoulements sur chaque portion. La difficulté de représenter les écoulements souterrains sur un bassin de méso-échelle découle de la variabilité géologique contrastée souvent rencontrée en Méditerranée (zone amont de socle schisteux, zone médiane karstique et zone aval alluviale), et du manque de données pour contrôler cette représentation au cours de phases de calage et validation des modèles. Des modèles spécifiques aux interactions entre les écoulements superficiels et souterrains existent : plusieurs modèles ont été développés pour représenter le fonctionnement des systèmes karstiques (voir par exemple [Fleury *et al.*, 2007](#); [Bailly-Comte *et al.*, 2012](#); [Borrell-Estupina *et al.*, 2012](#)), tout comme celui des nappes alluviales (par exemple pour le système alluvial de la moyenne vallée de l'Hérault [Lanini *et al.*, 2004](#)). Ainsi, dans une approche semi-distribuée, différents modèles hydrologiques pourraient être utilisés pour représenter de façon précise les écoulements superficiels et souterrains dans chaque portion de bassin. Les prélèvements souterrains pourraient alors être connectés directement aux réservoirs souterrains, tout comme les prélèvements superficiels pourraient l'être avec les écoulements en rivière. Cependant, pour mettre en place une telle approche, il faudrait disposer de données sur les écoulements souterrains plus étoffée sur l'ensemble du territoire étudié.

De plus, comme expliqué dans la section 1 du Chapitre 3, la base de données piézométriques disponible sur l'ensemble du bassin de l'Hérault est éparse (peu de stations sont présentes, sur-

1. GR4J a été développé et testé sur 429 bassins situés dans des conditions climatiques semi-aride à tempérée et humide tropicale ([Perrin *et al.*, 2003](#)) ; le type de calcul simple de la demande en eau domestique choisi dans cette étude est souvent utilisé en France ([Rinaudo, 2013](#)) ; la FAO fournit des tables pour appliquer CROPWAT sur l'ensemble du globe pour tous types de cultures ([Allen *et al.*, 1998](#)).

2. Par exemple le secteur industriel : comme le soulignent [Margat \(2004\)](#) et [Milano *et al.* \(2012\)](#), c'est le deuxième secteur le plus demandeur en eau en Méditerranée. D'après [Milano \(2012\)](#), les secteurs énergétiques et industriels sont les plus demandeurs en eau en France.

tout dans la zone médiane), et disponible sur une période de temps trop courte (jusqu'à une dizaine d'années sur la période récente, avec de nombreuses lacunes) pour répondre à l'objectif de projections futures. Cette limite a été cependant compensée par le fait que, d'une part, dans la partie amont du bassin composée de socle, seules les ressources superficielles sont exploitées de par le caractère dispersé et rare des sources souterraines ([Syndicat Mixte du Bassin du Fleuve Hérault, 2005b](#)). D'autre part, les ressources karstiques exploitées ne représentent que 8 % des volumes prélevés. Enfin la majorité des prélèvements souterrains du bassin de l'Hérault (90 %) sont issus de la nappe alluviale. Or la dynamique de cette nappe est fortement connectée à celle des rivières superficielles, surtout en période d'étiage quand elle alimente le fleuve ([Weng & Dörfliger, 2002](#)) et les prélèvements sont les plus importants. Les hypothèses de modélisation de la ressource en eau sont donc acceptables pour cette étude. Elles peuvent cependant pénaliser l'attribution de la ressource en eau à certaines demandes : lorsque le réseau hydrographique est "asséché" par l'attribution de la ressource modélisée à une demande, une autre demande de priorité inférieure ne peut alors plus être satisfaite.

Une autre limite concerne les données de débit observé utilisées dans le calage du modèle hydrologique. En effet les débits mesurés aux différentes stations de jaugeage correspondent aux écoulements déjà perturbés par les prélèvements en eau. Or dans le calcul du taux de satisfaction de la demande, ces débits sont ensuite confrontés à la demande en eau. La capacité de satisfaction simulée est donc plus pessimiste qu'en réalité puisque la ressource en eau simulée est issue de débits perturbés qui seraient plus faibles que les débits naturels. Cette hypothèse est basée sur le fait que les volumes d'eau prélevés annuels moyens représentent une part négligeable du bilan hydrologique (moins de 3 % des volumes écoulés annuels, voir Chapitre 2 FIG 2.11). L'interaction entre écoulements et prélèvements a alors été représentée dans la chaîne méthodologique uniquement par les retours au milieu d'une partie des prélèvements. Cependant, le biais induit par l'utilisation des débits perturbés est d'autant plus élevé en étiage lorsque les prélèvements sont les plus importants et représentent donc une part non négligeable des écoulements. Une première façon d'estimer les débits naturalisés est d'ajouter aux débits perturbés la valeur des prélèvements observés, en tenant compte des retours au milieu. Or les séries de débits sont journalières, et les séries observées de prélèvements sont disponibles au pas de temps annuel et comportent une forte incertitude. La désagrégation de ces dernières séries au pas de temps journalier rend donc cette approche délicate. Une autre solution méthodologique a été choisie par la Confédération Hydrologique de l'Ebre en Espagne : sur ce bassin de 85 000 km², le modèle distribué à deux réservoirs SIMPA ([Monreal *et al.*, 1999](#); [Alvarez *et al.*, 2004](#)) a été utilisé au pas de temps mensuel sur une maille de 1x1 km² afin de reconstituer les débits naturels. Ce modèle utilise comme données d'entrée la P et l'ETP, mais nécessite trois paramètres, pour chaque maille, qui dépendent du contexte géographique : la capacité maximale de teneur en eau du réservoir sol (estimé en fonction de l'occupation du sol) et du réservoir profond (estimé en fonction de la lithologie) ainsi que le coefficient de recharge du réservoir profond (estimé en fonction des propriétés hydrodynamiques des réservoirs). L'application de ce modèle requiert donc une connaissance physique des sols et des compartiments souterrains plus détaillée.

Enfin, la dernière limite méthodologique de cette étude concerne le caractère générique de cette approche. Le modèle de gestion du barrage du Salagou a été développé spécifiquement pour ce terrain d'étude. En effet, la gestion de ce réservoir répond à des objectifs multiples (fonctionnement d'une micro-centrale hydro-électrique, irrigation de cultures, sports nautiques sur le plan d'eau, soutien d'étiage), ce qui induit une modélisation adaptée à sa gestion. Alors

qu'il est fréquent de rencontrer des barrages sur les bassins méditerranéens ([Margat, 2004](#) a recensé 556 barrages principaux dans le bassin méditerranéen), cette partie de la modélisation de la ressource en eau est très probablement à réadapter dans d'autres études. Cependant, alors que des modèles génériques existent, comme dans des logiciels de type WEAP ([Yates *et al.*, 2005](#)), la représentation trop simplifiée du fonctionnement des barrages qui y est proposée rend difficile leur application. Les règles de gestion d'un barrage utilisé uniquement pour l'hydro-électricité ne seront effectivement pas contraintes par les mêmes paramètres qu'un barrage qui fonctionne comme réserve d'eau pour l'irrigation ou comme écrêteur de crue. C'est dans ce sens que [Hanasaki *et al.* \(2006\)](#) ont montré que les simulations de gestion de barrage induites par des modèles comportant des règles de gestion propres à chaque ouvrage induisaient des résultats plus robustes. Cependant, la démarche proposée dans ce travail pour la construction du modèle barrage peut être appliquée à tout type de barrage. En effet, le raisonnement s'appuie sur la compréhension de règles de gestion d'une part et sur le calcul du bilan en fonction des règles établies d'autre part. Ainsi, bien que les calculs varient pour chaque type de barrage, la méthodologie pour les mettre en place est commune.

3 Construction de scénarios prospectifs

3.1 Scénarios hydro-climatiques futurs

Les résultats d'estimation de la ressource en eau disponible sur la période prospective découlent des scénarios issus de modèles climatiques globaux, ainsi que des performances des modèles hydrologiques utilisés. Or les modèles climatiques globaux ont été développés pour étudier l'impact global de différents scénarios de gaz à effet de serre sur la variation de différentes variables climatiques (Wilby, 2010). Les gestionnaires se sont ensuite emparés de la question de changement climatique pour utiliser les scénarios climatiques dans le cadre de plans concrets d'adaptation au changement climatique (Kundzewicz & Stakhiv, 2010). Ainsi, Wilby (2010) souligne l'importance de caractériser l'incertitude des performances des modèles climatiques afin d'évaluer la sensibilité et l'efficacité des modèles d'impact aux stratégies d'adaptation envisagées par les décideurs. L'analyse d'incertitude doit aussi reposer sur l'influence des techniques de désagrégation des sorties climatiques (voir par exemple Quintana-Seguí *et al.*, 2010), tout comme sur l'influence du choix du modèle hydrologique (voir par exemple Surfleet *et al.*, 2012). Les résultats de ces analyses (voir par exemple Boé *et al.*, 2009) fournissent des gammes de variation futures possibles des variables climatiques (FIG 5.1), et permettent d'évaluer la convergence des modèles climatiques sur les impacts de ces variations sur le cycle hydrologique (FIG 5.2). Ce type d'approche pourrait apporter aux différents acteurs de l'eau un ensemble de futurs possibles concernant l'évolution de la ressource en eau à l'échelle de leur territoire. Elle permettrait aussi d'évaluer l'efficacité des scénarios d'adaptation au changement climatique proposé par les décideurs.

Enfin, les projections climatiques évoluent et de nouveaux résultats sont aujourd'hui disponibles. Par exemple, le jeu de scénarios RCP (Representative Concentration Pathways) a été développé et a pour vocation de remplacer les scénarios d'émission de gaz à effet de serre du dernier rapport du GIEC (Meinshausen *et al.*, 2011). Ces projections de forçages radiatifs sont simulées par quatre modèles différents en se basant sur des observations d'émissions multi-gaz et de l'occupation du sol afin de représenter le cycle du carbone complet. De même, les programmes internationaux HyMex et MedCORDEX se sont réunis afin de proposer de nouveaux scénarios de changement climatique régionaux sur le bassin méditerranéen. Les résultats prospectifs sur l'évolution des variables climatiques pourraient varier selon les forçages des modèles climatiques et les approches de régionalisation envisagées. Il est alors nécessaire de tenir compte de ces avancées méthodologiques pour évaluer un nouvel ensemble des futurs possibles de la ressource en eau en Méditerranée.

3.2 Projection de la demande à l'horizon 2050

En plus de la part d'incertitude induite par l'utilisation de modèles climatiques et hydrologiques, les résultats de projections d'usage de l'eau utilisées comportent de nombreuses incertitudes. Tout d'abord, les projections démographiques en France métropolitaine sont construites en tenant compte de la fécondité, la mortalité et les flux migratoires observés sur la période 1988–2002 (Blanpain, 2010). Or d'après Audric (2010), ces projections n'intègrent pas les effets sur le marché foncier, l'impact des politiques publiques territoriales, etc., ni les facteurs exogènes. Elles ne peuvent donc pas être considérées comme des prévisions et aucune probabilité n'est affectée aux hypothèses retenues. De même, les projections de surfaces irriguées ont été analysées en tenant compte des facteurs déterminants actuels au niveau européen, national et régional (économie, réglementation, soutien par les politiques locales...). D'après la Com-

mission agricole du 28 février 2013 du SAGE du bassin de l'Hérault, le facteur déterminant des projections à l'horizon 2030 concernant la vigne (la culture majoritaire de ce bassin) est l'autorisation de son irrigation pour "permettre une stabilité qualitative des productions", ainsi qu'un soutien fort envoyé par l'Europe à travers la Politique Agricole Commune (PAC) qui a instauré des aides d'installation de système d'irrigation de la vigne.

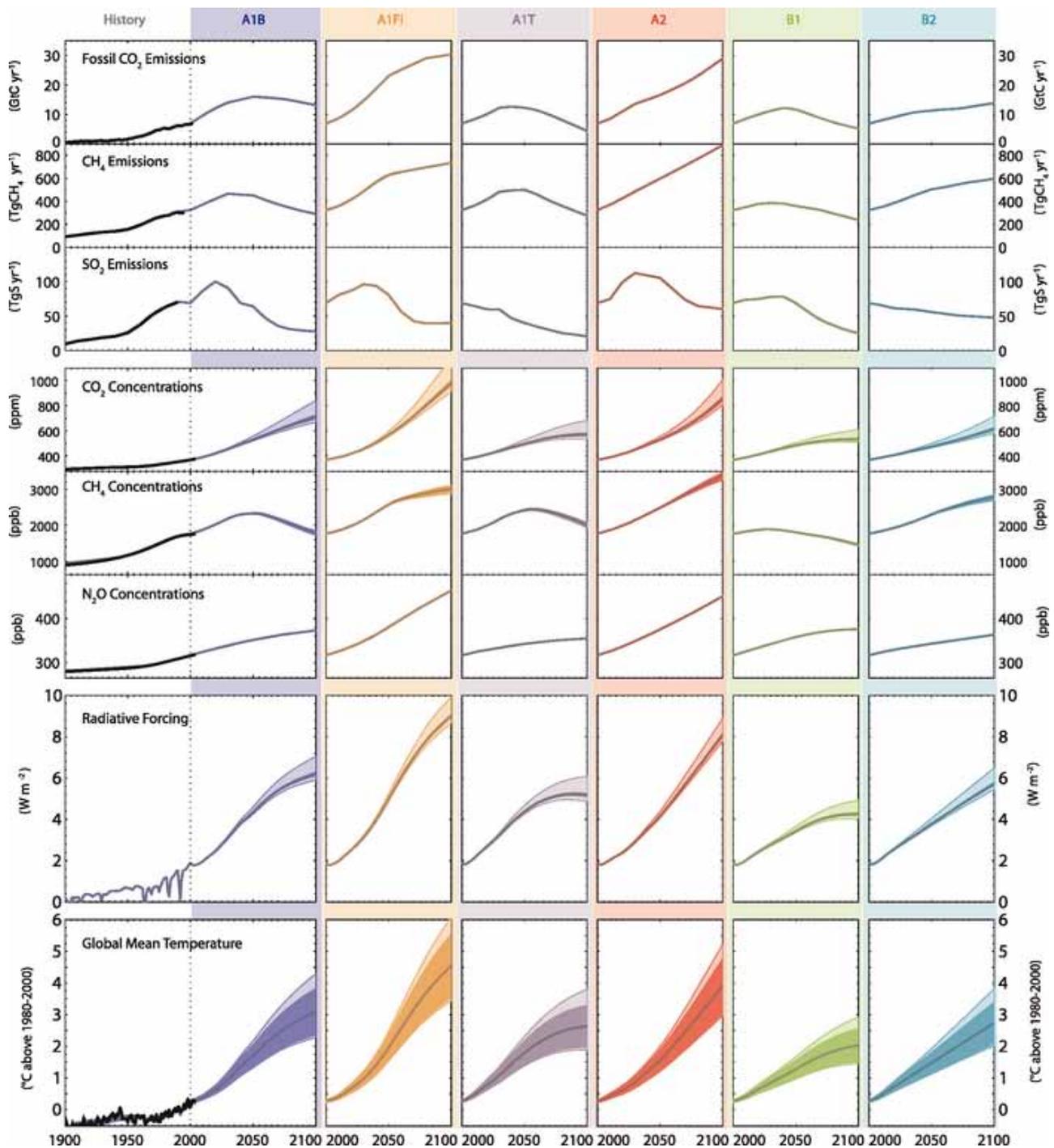


FIGURE 5.1 – Evolution globale des émissions et de la concentration en CO_2 , CH_4 et SO_2 et des forçages radiatifs ainsi que de la température pour six SCGES et 19 modèles climatiques globaux. En noir : observations entre 1900 et 2000, en couleur : simulations entre 2000 et 2100. En trait plein : tendance moyenne, en foncé : zone de déviation standard, en clair : gamme d'incertitude totale. Source : [Solomon *et al.* \(2007\)](#).

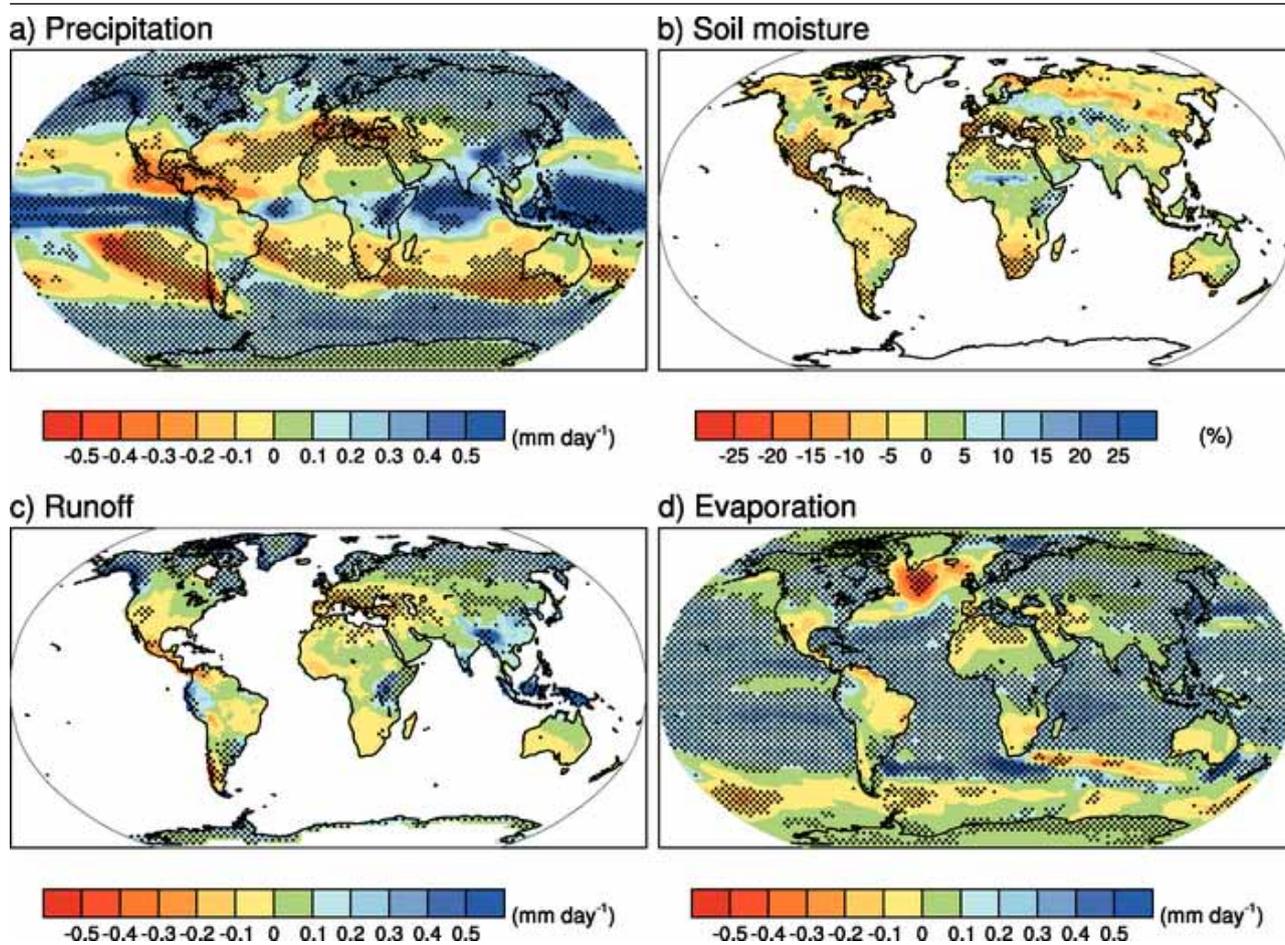


FIGURE 5.2 – Evolution moyenne multi-modèle de (a) précipitations (mm/j), (b) humidité du réservoir sol (%), (c) débit (mm/j) et (d) évaporation (mm/j). Les régions en pointillé sont celles où au moins 80 % des modèles convergent pour le signe du changement. Les changements concernent les moyennes annuelles pour le SGES A1B entre les périodes 1980–1999 et 2080–2099. Source : Solomon *et al.* (2007).

Cependant, l'utilisation de ces hypothèses à l'horizon 2050 est contestable. Tout d'abord, les projections de population et de surfaces irriguées ont été construites par les gestionnaires aux horizons 2040 et 2030 respectivement. Leur validité sur la période 2041–2060 est donc discutable. Ensuite, l'ensemble de ces projections, tout comme les valeurs estimées de débit biologique et plancher, sont basées sur les habitudes et les réglementations actuelles. Elles n'anticipent alors pas les effets économiques induits par les mouvements de population par exemple, ni ceux du changement climatique qui pourraient modifier de manière significative la ressource en eau disponible ainsi que les écosystèmes des cours d'eau, entraînant une révision des règles de gestion³ (volumes prélevables autorisés, seuils de débit biologique et plancher, gestion de barrage, utilisation de ressources en eau externes etc.). De même, les projections de demande en eau agricole ne tiennent pas compte de l'évolution du développement phénologique

3. En effet, d'après les rapports de Pahl-Wostl & Sendzimir (2005); Hallegatte (2009); UNECE (2009), Simonet (2011) recense plusieurs principes d'action pour favoriser la gestion adaptative de la ressource en eau, notamment "promouvoir une planification de long terme adossée à un processus de révision et d'amélioration continues des stratégies d'adaptation alimenté par des dispositifs pérennes d'observation et d'amélioration des connaissances sur le climat et l'hydrologie et des analyses régulières de risque".

des plantes contraint par la variabilité climatique saisonnière (voir section 5.4 du Chapitre 4). Les projections de demande en eau utilisées dans les études d'impact font donc partie d'études sur la question d'impact du changement climatique et de capacité d'adaptation. Elles ne sont donc pas prévisionnelles mais constituent plutôt un outil de réflexion.

Enfin, la capacité de satisfaction de la demande en eau a été évaluée en tenant compte des priorités d'allocation de la ressource en eau aux diverses demandes. Historiquement, la demande domestique a toujours été perçue comme prioritaire car répondant à un besoin vital. Or dès les années 1970 en France, la majorité de l'eau domestique est utilisée pour le confort, l'hygiène et les travaux de lavage, et seul 7 % est consommée dans l'alimentation (d'après le Centre d'information sur l'eau, voir [Nauges & Reynaud, 2001](#)). La question de la priorité de cette demande par rapport aux autres est donc discutable. Cependant, entre 70 et 80 % de l'eau distribuée à la demande domestique retourne au milieu *via* les stations d'épuration, alors que la demande agricole est la plus consommatrice en eau (qui est utilisée dans la croissance des plantes et la formation de leurs fruits). Attribuer une priorité supérieure à une demande moins consommatrice en eau a donc du sens dans la répartition de la ressource entre plusieurs usagers. Il est cependant essentiel d'évaluer régulièrement ces consommations et retours au milieu, qui évoluent avec les progrès technologiques, le niveau de vie des populations et les pratiques agricoles.

3.3 Développement de scénarios d'adaptation au changement climatique

Les scénarios de mitigation de la demande en eau ont été envisagés dans cette étude en se basant sur les négociations faites par les gestionnaires avec les différents acteurs de l'eau dans le cadre de l'étude volumes prélevables conduite par le SMBFH. Cependant, alors que les scénarios de changements d'usage ont un impact comparable à celui du scénario de changement climatique, les mitigations de la demande proposées n'ont pas d'effet notable sur la capacité à satisfaire la demande en eau. Notamment, le débit plancher n'est jamais atteint même en diminuant la demande en eau.

Un premier niveau de mise en oeuvre des mesures d'adaptation au changement climatique est la réduction de la demande en eau par son adaptation au niveau de ressource disponible. La diminution de la consommation domestique de l'eau peut cependant être complexe à mettre en place puisque les usagers auraient plutôt tendance à ressentir cette mesure comme une baisse de leur qualité de vie (par exemple en Grèce [Kolokytha et al., 2002](#)). Un levier efficace pour diminuer l'utilisation de la ressource en eau est la mise en place d'une tarification progressive par tranche, entraînant une augmentation substantielle de la facture d'eau à partir d'un certain volume d'eau consommé. Cet outil économique est utilisé depuis les années 1960 aux USA, conjointement avec les mesures classiques de sensibilisation et de rationnement dans les États américains où la ressource en eau est rare ([Nauges & Reynaud, 2001](#)). Elle est aussi appliquée dans une minorité de communes du Languedoc-Roussillon (moins de 15 % en moyenne), et son application induirait une réduction notable de la consommation d'eau dans cette région ([Rinaudo et al., 2012b](#)). Concernant la demande en eau agricole en France, le Plan National d'Adaptation au Changement Climatique promeut la mise en place d'une agriculture efficiente en eau qui devrait être mise en place à travers les PRAD (Plans Régionaux de l'Agriculture Durable), définis par la Loi de modernisation de l'agriculture et de la pêche du 27 juillet 2010. L'IPCC (2007) rapporte que ces mesures ont aussi été envisagées dans d'autres pays comme

les Philippines (Lasco *et al.*, 2006) ou encore le Mexique et l'Argentine (Wehbe *et al.*, 2006). Cette stratégie serait efficace puisque Butt *et al.* (2005) rapportent qu'au Mali à l'horizon 2030, elle induirait une diminution de 90 à 107 % des pertes induites par l'impact du changement climatique sur l'agriculture. Elle n'a cependant pas été envisagée sur le bassin de l'Hérault et, au contraire, l'augmentation de l'irrigation de la vigne (encouragée par les aides mises en place par la PAC) constitue autant le scénario tendanciel que de mitigation (dans une moindre mesure).

A l'inverse, si la réduction possible de la demande est limitée face à l'évolution de la ressource en eau, la mobilisation de nouveaux types de ressource peut être choisie. Ainsi, en Méditerranée, des mesures comme le recyclage et la réutilisation d'eau usée, le dessalement d'eau de mer, la construction de nouveaux forages et barrages ou encore l'augmentation des capacités de stockage des barrages sont des solutions envisagées ou déjà mises en place (Simonet, 2011), tout comme les transferts inter-bassins, une solution observée dans l'Hérault. Cependant, le développement de ces stratégies peut être coûteux (frais de construction de nouvelles infrastructures) et/ou préjudiciable à l'environnement (grands barrages, dessalement d'eau de mer) sur le long terme. En ce sens, l'utilisation de solutions "douces" (*soft path*) peut répondre de façon efficace et à moindre coût à des demandes locales autant pour le secteur domestique, urbain, industriel que le secteur agricole (Gleick, 2003). Ces solutions impliquent des progrès techniques pour une technologie moins consommatrice en eau (par exemple la diminution des volumes d'eau utilisés pour les sanitaires dans les foyers) et plus efficace (comme la diminution des pertes dans les réseaux de distribution d'eau et d'irrigation), ou alors de nouveaux choix d'utilisation de l'eau comme le recyclage dans le secteur industriel.

Synthèse des principales améliorations à apporter à cette étude :

Approche méthodologique :

- Simulation des écoulements souterrains afin de représenter les prélèvements dans les aquifères et de limiter l' "assèchement" du réseau hydrographique dans le calcul du taux de satisfaction de la demande ;
- Estimation des débits naturalisés afin de limiter la sous-estimation de la capacité de satisfaction de la demande en eau ;
- Simulation de la demande en eau agricole en tenant compte de l'évolution des stades phénologiques des cultures induite par la variabilité climatique.

Analyse prospective :

- Analyse d'incertitude des résultats de projections par l'utilisation de simulations issues de nombreux modèles climatiques et scénarios de gaz à effet de serre ;
- Estimation du seuil de mitigation de la demande nécessaire pour le respect du débit plancher et du débit biologique, en limitant petit à petit la demande domestique et la demande agricole ;
- Prise en compte d'usage de nouvelles ressources en eau et évaluation de leur coût d'utilisation.

4 De la recherche vers la décision

4.1 Utilisation des chaînes intégratives pour la gestion de l'eau

On trouve dans la littérature des études scientifiques qui tiennent compte des connaissances et des objectifs des acteurs de l'eau (par exemple [Kolokytha et al., 2002](#); [Kragt et al., 2011](#); [Juwana et al., 2012](#)), tandis que d'autres chercheurs encouragent le travail développé dans le cadre de ces partenariats (par exemple [Cudennec et al., 2007](#)). Parallèlement, dans les rapports des décideurs, et à tous les niveaux d'échelle de gestion (DCE, PNAC, SDAGE RMC etc.), une part importante est attribuée au développement des connaissances scientifiques sur leur territoire et le climat dans les objectifs et perspectives de leur travail. C'est dans ce cadre que de nombreux modèles de type "support d'aide à la décision" ont été développés : MODSIM-DSS ([Fredericks et al., 1998](#)), WEAP ([Yates et al., 2005](#)), REALM ([Perera et al., 2005](#)), MIKE BASIN ([DHI, 2006](#)), etc. En effet, comme le soulignent [Jakeman & Letcher \(2003\)](#), ces outils permettent d'intégrer à la fois les connaissances des chercheurs et des décideurs, et peuvent être utilisés par ces derniers comme un outil de compréhension ou d'exploration. Cependant le développement de ces outils dans un but d'utilisation par les gestionnaires et décideurs peut être compromise, entre la contrainte d'une interface "user friendly" qui peut les rendre trop généraliste, et celle d'un niveau de détail trop scientifique pour être utilisé de façon autonome sans une connaissance précise des processus modélisés (voir par exemple [Ruelland, 2004](#); [Holzkämper et al., 2012](#)). De plus, leur utilisation par les décideurs nécessitent des précautions en terme de décisions car il faut tenir compte des incertitudes que comportent les résultats scientifiques.

4.2 Prise en compte de l'environnement socio-économique

Un autre enjeu de l'application des études de recherche en sciences de l'eau au monde décisionnel vient de la représentation et de la prise en compte de la réalité socio-économique, à plusieurs échelles. En effet, les scénarios utilisés dans les études intégratives reposent sur un contexte économique mondial, qui a un impact direct sur les décisions et les orientations prises à l'échelle de la gestion.

Par exemple, dans le cas de la demande en eau domestique, le tourisme a une importance majeure dans le développement économique des régions littorales méditerranéennes ([Plan Bleu, 2005](#)). Or cette activité entraîne une forte augmentation de la demande en eau potable pendant la période estivale où la ressource en eau est limitée. C'est donc une variable clef à prendre en compte dans les études de gestion intégrée. Afin d'évaluer l'évolution de la demande en eau domestique future, il faudrait aussi prendre en compte des projections de fréquentation touristique, qui dépendent de volontés politiques de développement d'une région. De plus, l'augmentation de cette activité, en augmentant la demande en eau domestique totale, incite au développement de ressources secondaires (transferts d'eau, dessalement d'eau de mer, barrages etc).

De même, la réforme de la PAC de 2013 offre des opportunités pour "favoriser une agriculture plus compétitive et durable et dynamiser les zones rurales" (http://ec.europa.eu/agriculture/cap-post-2013/index_fr.htm). Alors que la DCE, le PNAC et le SDAGE RMC préconisent l'utilisation de cultures moins demandeuses en eau, la demande agricole pourrait augmenter dans le futur, notamment dans le domaine viticole (les aides d'installation de la PAC pour les systèmes d'irrigation de la vigne sont de 800 €/ha). Les scénarios futurs

de demande en eau agricole sont donc fortement contraints par les décisions politiques. Ainsi la réforme de la PAC de 2013 aura un fort impact sur la région Languedoc-Roussillon, qui a connu une importante crise du vin au milieu du 20^{ème} siècle et qui est donc réceptive à ces aides financières⁴.

Enfin, comme le rappelle le PNAC, face aux impacts du changement climatique, “le coût de l’inaction, évalué par l’économiste Nicholas Stern, se situe entre 5 % et 20 % du Produit intérieur brut (PIB) mondial et celui de l’action de 1 à 2 %”. L’intérêt des plans d’adaptation au changement climatique est donc aussi économique. Il convient alors d’évaluer le coût des stratégies d’adaptation au changement climatique envisagées, et d’anticiper les impacts sociétaux possibles (détérioration d’infrastructures, gain ou perte d’emplois, etc.). Ainsi, à l’inverse de solutions “douces” (*soft path*), les solutions “dures” (*hard path*) impliquent la construction de grands aménagements et donc des investissements lourds sur le long terme (Gleick, 2003). Par exemple, Boyé (2008) souligne que le coût du dessalement d’eau de mer est deux fois supérieur à celui du traitement conventionnel de l’eau, et 1,5 fois supérieur à celui de la réutilisation de l’eau usée. De même, Miller (2006) remarque que les projets de ré-utilisation de l’eau, qui sont encore peu développés, sont souvent sur-évalués en terme de coût car les bénéfices sociaux et environnementaux ne sont pas pris en compte. Enfin, l’IPCC (2007) rappelle que, bien que l’accès aux technologies avancées peut faciliter l’adaptation au changement climatique, les pays développés sont tout aussi concernés par ces enjeux puisqu’une économie est aussi vulnérable que les ressources et les capacités d’adaptation d’un pays.

4.3 Implication du public dans la gestion de l’eau

L’eau est une ressource naturelle, nécessaire à la vie et qui est partagée entre de nombreux usagers. En France, la loi sur l’eau de 1992 définit l’eau comme “patrimoine commun de la Nation”, et la loi de 1964 a posé les bases d’une gestion de l’eau décentralisée. Depuis le 20^{ème} siècle, la gestion de l’eau est de plus en plus pensée à une échelle locale, qui implique directement les usagers. En effet, lorsqu’une région comme la Californie, se retrouve en situation d’urgence de distribution de l’eau en 2009, le public en subit les conséquences avec des restrictions et rationnements en eau drastiques (Service, 2009). Parallèlement, le public joue aussi un rôle-clef dans l’acceptation puis la mise en place de nouveaux plans et politiques de gestion de l’eau (Kolokytha *et al.*, 2002).

Une approche utilisée depuis quelques années et qui s’avère efficace dans l’implication du public avec divers acteurs (gestionnaires et décideurs) pour les décisions concernant la gestion

4. Touzard & Laporte (1998) et Garcia-Parpet (2007) rapportent que, jusque dans les années 1970, la production de vin de cette région représentait 45 % de la production française, et 25 % des actifs de la région. Elle était basée sur une consommation de vin de masse, de qualité uniforme, et apportait un niveau de vie élevé aux exploitations majoritairement familiales. A partir du milieu des années 1970, la baisse de la consommation du vin de table, l’ouverture du marché européen avec l’arrivée des vins italiens, espagnols et du marché international avec des vins américains et australiens ont entraîné une restructuration du marché du vin. La viticulture représentait alors en 1998 seulement 5 % des actifs du Languedoc-Roussillon (vivant au niveau du salaire minimum interprofessionnel garanti dans les années 1990), puisque la région se développait sur le secteur tertiaire. Cette crise s’est accentuée avec la baisse des rendements des cultures qui s’explique par l’arrachage des cépages à haut rendement, des rendements plus faibles des nouveaux cépages, ainsi que des conditions climatiques défavorables et l’épuisement des sols. De plus, les exigences du marché international, notamment américain, ont induit une transition de la viticulture languedocienne vers des “vins de qualité” avec l’utilisation de nouveaux cépages ainsi que la limitation des surfaces viticoles pour optimiser l’équilibre entre offre et demande sur le marché international.

de l'eau (ou autres ressources naturelles) est la gestion participative (FIG 5.3). D'après [von Korff *et al.* \(2012\)](#) cette approche a trois avantages principaux : des décisions de meilleures qualités, une meilleure acceptation des décisions prises et un développement du capital social (notamment pour des situations de conflits d'usage). [Barreteau *et al.* \(2010\)](#) soulignent des réticences fréquentes des décideurs à prendre part à une étude participative (cette approche cherche à créer le dialogue entre toutes les parties d'un enjeu de gestion défini, entre lesquelles peuvent déjà exister des tensions). Cependant, [Rinaudo *et al.* \(2012a\)](#) ou encore [Dörfliger & Perrin \(2011\)](#) témoignent d'exemples de travaux de gestion participative (entre agriculteurs et autorités décisionnels pour élaborer des stratégies de gestion de l'eau) qui ont abouti positivement en France et au Portugal, et en Tunisie respectivement.

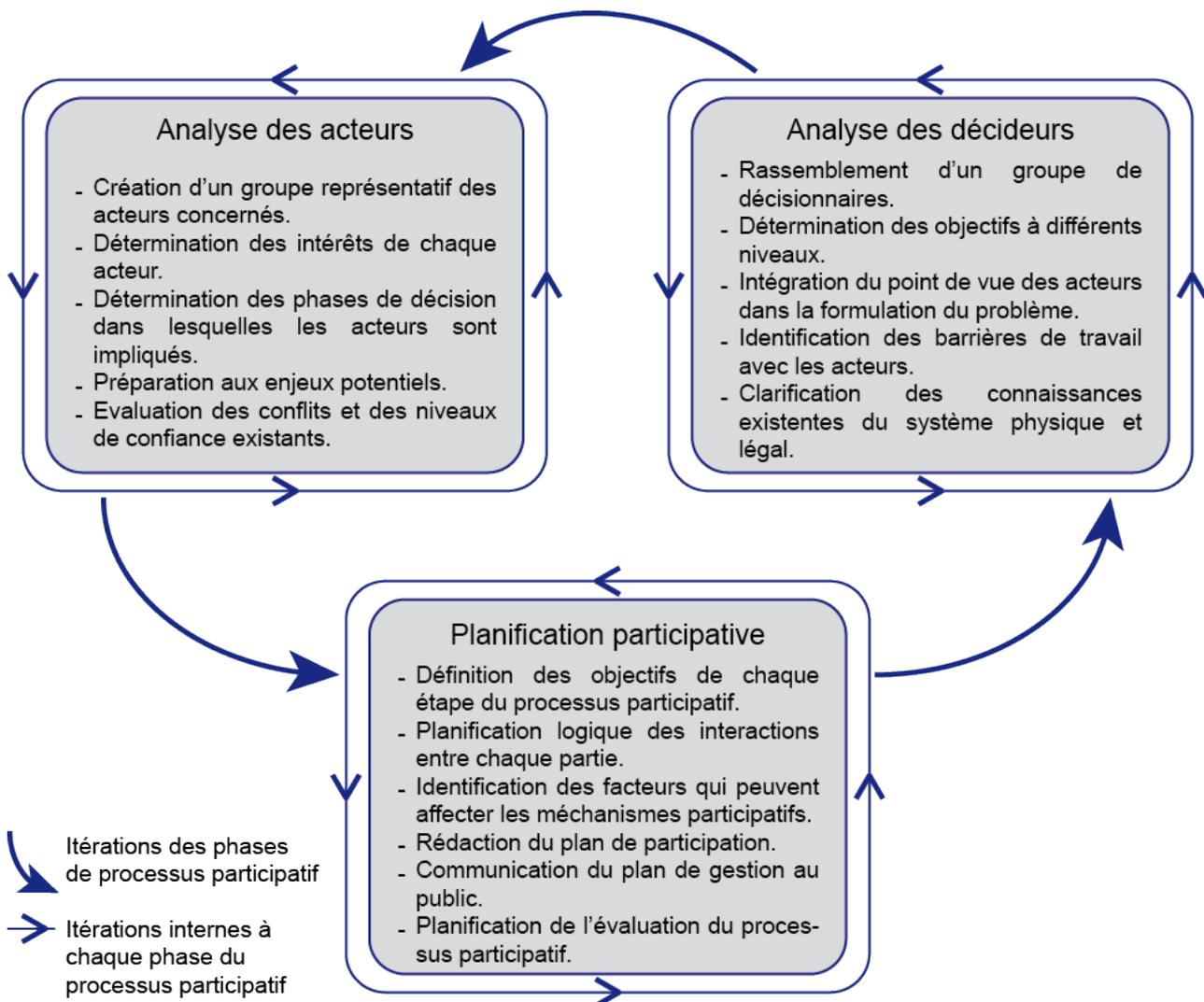


FIGURE 5.3 – Exemple de modèle de gestion participative (modifié de [von Korff *et al.*, 2010](#)).

De ces études ressort aussi l'importance de l'apprentissage chez les différents acteurs impliqués pour mieux appréhender et décider autour d'un sujet qui touche à plusieurs secteurs. En effet, [Huitema *et al.* \(2010\)](#) ont évalué empiriquement le lien entre la participation du public et l'apprentissage, même si celui-ci n'est pas l'objectif premier des exercices de participation du public. De même, [Miller \(2006\)](#) soulève la nécessité d'éducation et d'information du public (notamment en utilisant les médias) afin de limiter les barrières de l'opinion pu-

blique envers de nouveaux projets de gestion de l'eau (ici la ré-utilisation des eaux usées). Enfin, des programmes nationaux comme le PNAC en France incluent dans leurs objectifs le développement des thématiques de ressources en eau au sein des programmes scolaires, en parallèle du soutien des études scientifiques. Des programmes éducatifs existent déjà, notamment en Languedoc-Roussillon où l'association Mayane (www.mayane-association.org) s'investit dans la sensibilisation du jeune public au risque inondation et à la gestion de la ressource en eau. Rousseau (2011) insiste sur le fait de développer l'opinion publique avec des campagnes d'information, ainsi que la formation dans les écoles et les publications. Il souligne ainsi que "L'opinion a son mot à dire comme le rappelle la DCE qui fait de la consultation du public une obligation."

Conclusion générale

1 Rappel du contexte

Le bassin méditerranéen apparaît comme une région hétérogène autant du point de vue de la ressource en eau disponible que de la demande en eau. Les études à l'échelle régionale révèlent en effet des disparités spatiales de la ressource (Margat, 2004) dont la disponibilité a évolué puisqu'au cours de la deuxième moitié du 20^{ème} siècle, l'augmentation générale de la température et la diminution des précipitations ont amené une baisse du débit de nombreux cours d'eau (García-Ruiz *et al.*, 2011). Parallèlement, la demande totale en eau a doublé au cours de cette période (Blinda & Thivet, 2009). Cette augmentation est menée principalement par la demande agricole (doublement des surfaces irriguées) et par la demande domestique (augmentation de la population et développement du tourisme). Le stress hydrique du pourtour méditerranéen sur la période passée résulte alors de ces observations : de nombreux pays connaissent déjà une situation de stress intense à sévère et leurs ressources non renouvelables sont déjà surexploitées. Les projections climatiques envisagées pour le 21^{ème} siècle dans cette région (hausse de la température, baisse des précipitations globales) pourraient conduire à une réduction de la ressource en eau disponible. Dans le même temps, la demande en eau devrait continuer à s'intensifier (Plan Bleu, 2009b). Plus de 200 millions d'habitants pourraient alors vivre dans des conditions de stress hydrique intense, et la surexploitation des ressources renouvelables et non-renouvelables pourrait s'accroître (Milano *et al.*, 2013b). Afin de s'adapter à ces évolutions climatiques et humaines, le développement des ressources non conventionnelles, comme la réutilisation d'eaux usées ou le dessalement d'eau de mer, est déjà en cours, planifié ou envisagé dans de nombreux pays méditerranéens. Ces études régionales masquent cependant des réalités locales et limitent l'évaluation de tensions d'usages et de partage de la ressource en eau à l'échelle de gestion (voir par exemple Milano *et al.*, 2013a).

Ce constat amène à s'interroger sur la capacité des hydrosystèmes méditerranéens à répondre à la demande en eau future, en lien avec les objectifs de planification et de gestion de l'eau futurs. Pour appréhender ces questions, il est nécessaire d'établir un cadre intégratif et interdisciplinaire de modélisation. Cette approche doit rendre compte de la dynamique hydro-climatique contraignant la ressource en eau disponible, et doit représenter l'évolution de la demande en eau et ses hétérogénéités spatio-temporelles (Arnold, 2013). De nombreux modèles évaluant la ressource et la demande en eau, ainsi que leur variabilité spatiale et temporelle sont disponibles. Ces modèles offrent divers niveaux de complexité et de précision dans leur fonctionnement et dans les résultats qu'ils fournissent. La mise en place d'une modélisation intégrative interdisciplinaire doit alors reposer sur les échelles spatio-temporelles envisagées, ainsi que sur les enjeux présents et les bases de données disponibles (Hering & Ingold, 2012). A l'échelle locale, les processus physiques et humains révèlent des hétérogénéités spatio-temporelles d'autant plus marquées (comme des événements hydro-climatiques courts et de forte intensité sur des espaces restreints). Le développement de telles approches à cette échelle est alors nécessaire afin de représenter les spécificités du contexte local. La difficulté repose sur l'association et la confrontation variables physiques et humaines sur le territoire considéré. Des indicateurs existants évaluent le niveau d'accès à l'eau, généralement des populations nationales, selon différentes problématiques (voir par exemple Sullivan *et al.*, 2003; Sun *et al.*, 2008). Il est cependant nécessaire de développer des indicateurs répondant aux problématiques des gestionnaires locaux, et adaptés au contexte méditerranéen.

2 Synthèse des travaux effectués

Le bassin de l'Hérault a été retenu pour appréhender ces questions et développer une modélisation intégrative. A cette échelle, l'approche méthodologique vise à répondre aux enjeux des gestionnaires locaux, notamment pour évaluer la capacité de l'hydrosystème à répondre à la demande en eau future sous contrainte de scénarios prospectifs. Cette approche a permis de représenter l'adéquation possible entre la ressource disponible et la demande en eau, à travers l'utilisation d'un indicateur répondant aux problématiques de gestion de l'eau à cette échelle.

La réponse à des problématiques de gestion de l'eau nécessite une connaissance approfondie du système physique et humain étudié afin d'en représenter son fonctionnement. Le bassin de l'Hérault est un cas d'étude représentatif du contexte méditerranéen où les écoulements ont diminué depuis les années 1960 et où les pressions anthropiques ne cessent de croître. Une première étape a permis d'analyser les dynamiques hydro-climatiques et anthropiques sur les 50 dernières années. Cette analyse a mis en lumière la relation entre le climat, l'hydrosystème et l'anthroposystème, à travers un bilan hydrologique à l'échelle globale et semi-distribuée, ainsi qu'à travers l'évolution saisonnière des variables de ce bilan. Il a ainsi été montré que la baisse observée des débits s'expliquait par une diminution de 11 % des précipitations moyennes annuelles et une augmentation de 25 % de l'évapotranspiration réelle, entre les périodes 1961–1980 et 1981–2010 à l'échelle du bassin. Entre ces deux périodes, la diminution des précipitations a été fortement marquée en hiver (35 %), entraînant une réduction des écoulements de janvier à mars (45 %). Les étiages en été ont également été plus sévères du fait de l'augmentation de la température (1,6°C), mais également des prélèvements (22 %). La diminution des précipitations a été plus importante sur les portions amont du bassin, tandis que les portions aval semblent avoir connu une augmentation plus importante de la température et des prélèvements. Cette première approche a révélé l'importance de l'influence de la variabilité climatique sur les écoulements. De plus, les prélèvements en eau, qui ont longtemps représenté une part minime du bilan hydrologique, semblent avoir eu une influence sur les débits des cours d'eau sur la période récente, surtout pendant les étiages.

La chaîne méthodologique mise en place sur cette zone d'étude s'est appuyée sur ces observations passées. Les modèles choisis et développés pour élaborer cette chaîne permettent de représenter les processus hydro-climatiques méditerranéens ainsi que les principales pressions anthropiques sur l'eau (gestion d'un barrage, usages domestique et agricole). La capacité de satisfaction de la demande en eau a été estimée à l'aide d'un indicateur analysé en lien avec les études des gestionnaires locaux, et tenant compte des priorités d'allocation de la ressource en eau aux différents usagers. Sur la période 1961–2010, ce modèle intégratif a permis (i) de simuler les écoulements du bassin ainsi que leur perturbation par un barrage ; (ii) d'estimer la dynamique spatio-temporelle de la demande en eau pour plusieurs secteurs à travers une reconstruction historique des usages ; (iii) de confronter la ressource disponible et la demande en eau à travers un taux de satisfaction de la demande, illustrant sur chaque portion de bassin la fréquence et la capacité de satisfaction de la demande. Les difficultés de satisfaction de la demande se sont accrues sur les dernières décennies en lien avec la diminution des écoulements ainsi que l'augmentation de la demande domestique (10 %) et agricole (100 %) sur la portion aval du bassin. L'amélioration de la capacité de satisfaction de la demande en eau agricole sur les portions amont s'explique par une baisse observée des surfaces irriguées et une amélioration de l'efficacité des systèmes d'irrigation.

La chaîne de modélisation a ensuite été contrainte par des scénarios futurs de variation climatique et d'évolution d'usages de l'eau. Cette analyse prospective a permis d'illustrer une évolution possible de la capacité à satisfaire la demande à l'horizon 2050 sur le bassin sous contrainte de scénarios de changement climatique et de scénarios anthropiques tendanciels et de mitigation co-construits avec les gestionnaires locaux. Les scénarios climatiques testés et basés sur un seul modèle climatique (ARPEGE) et trois scénarios d'émission de gaz à effet de serre (A1B, A2 et B1) se sont avérés très pessimistes en terme de diminution des écoulements du fait notamment d'une tendance très marquée à la diminution des précipitations (jusqu'à -50 %). Afin de considérer un scénario climatique moins restrictif en termes d'écoulements, seule la variation d'évapotranspiration (contrainte par de nombreuses variables climatiques, notamment la température) a alors été prise en compte. Les scénarios d'usage de l'eau futurs ont tenu compte de l'évolution démographique, de la variation de demande domestique unitaire, des objectifs d'efficience des systèmes de distribution d'eau et des projections de surfaces irriguées. Le débit biologique, représentant un objectif majeur de la DCE, a été évalué par les gestionnaires locaux, et utilisé comme indicateur de pression des usages sur la ressource. L'étude de ces scénarios à l'horizon 2050 a révélé que les impacts séparés de l'augmentation d'évapotranspiration potentielle et des usages de l'eau sont équivalents, mais influencent des portions de bassin distinctes. De plus, l'impact combiné du scénario climatique et des projections d'usages de l'eau induirait des difficultés de satisfaction de la demande surtout dans les portions aval (en moyenne plus de 3 années sur 5), et le débit biologique envisagé serait difficilement satisfait quelle que soit la portion considérée, surtout en étiage. Enfin, les différentes stratégies de mitigation de la demande en eau envisagées (diminution de la demande domestique unitaire et limitation des surfaces irriguées) n'amélioreraient que très peu la capacité de satisfaction de la demande en eau sous les conditions climatiques testées à l'horizon 2050.

3 Limites de l'étude

Plusieurs limites présentes dans ce travail ont été discutées. L'une des principales limites de l'analyse rétrospective sur le bassin de l'Hérault tient de l'utilisation de séries de débits observés dans le bilan hydrologique et de données de prélèvements, alors que les débits observés sont déjà perturbés par les prélèvements. Cette hypothèse n'induit pas d'erreur significative en terme de volume annuel puisque les prélèvements représentent en moyenne moins de 3 % des écoulements sur la période 1961–2010. Cependant, à partir des années 1990, le rapport entre volumes prélevés et volume écoulé a augmenté au-delà de 10 %, et jusqu'à près de 20 % à la fin des années 2000. De plus, en période d'étiage ce rapport peut croître jusqu'à plus de 70 % pendant les mois de juillet et août. L'erreur induite par cette hypothèse ne doit alors pas être négligeable sur la période récente, surtout en période d'étiage où les usages de l'eau sont les plus intenses.

D'une manière générale, les limites de l'approche de modélisation intégrative concernent la méthodologie mise en place. En effet, l'application du même modèle hydrologique sur toutes les portions de bassin est limitante puisque celui utilisé dans ce travail ne permet pas une représentation satisfaisante des écoulements internes à la portion aval. Cependant, sur cette portion, la capacité de satisfaction est évaluée en fonction de la somme des débits à l'exutoire du bassin, celle-ci étant très bien représentée par le modèle hydrologique. Cette limite n'a donc pas d'effet majeur sur les résultats de capacité de satisfaction. De plus, l'évaluation de la demande en eau domestique est principalement annuelle, puisque la variation saisonnière est basée sur l'observation de tendances sur une année uniquement. Une estimation de la dynamique de population touristique permettrait de faire varier cette demande chaque année de façon plus appropriée. Concernant la demande agricole, les mêmes caractéristiques de sol et de plantes ont été utilisées pour toutes les portions de bassin. Ce paramétrage pourrait aussi être affiné afin de mieux représenter les propriétés propres à chaque zone de ce bassin. Une telle amélioration nécessite des connaissances de terrain qui sont cependant difficilement disponibles à cette échelle d'étude. Enfin, lors du calcul du taux de satisfaction de la demande, les prélèvements issus des ressources superficielles et souterraines ne sont pas différenciés, du fait du choix du modèle hydrologique. Une telle amélioration permettrait de représenter de façon plus réaliste les pressions faites sur la ressource en eau, mais est difficilement mise en œuvre sur une longue période temporelle du fait de la faible disponibilité des données hydrogéologiques.

Le modèle d'estimation de demande agricole rend mal compte des stades phénologiques des plantes, puisque ceux-ci ne sont pas simulés mais déterminés en données d'entrée. Or la saisonnalité des stades phénologiques (et donc de la demande en irrigation) pourrait varier du fait du changement climatique, et cette représentation mériterait d'être ajoutée à la chaîne méthodologique. De plus, dans le calcul du taux de satisfaction, l'eau disponible simulée dans les écoulements est mobilisée au maximum. Le réseau hydrographique peut être alors numériquement totalement vidé de ses écoulements, entraînant une ressource disponible restante nulle. Ainsi, si une demande prioritaire nécessite le volume total d'eau disponible dans les écoulements simulés, le volume d'eau restant pour satisfaire les demandes moins prioritaire est alors nul. Cette représentation du partage de la ressource en eau est peu réaliste et limite fortement l'atteinte des objectifs de débit biologique. Enfin, les projections climatiques n'ont reposé que sur un seul modèle climatique global (ARPEGE), montrant une limite à l'utilisation de ces sorties puisque les projections de précipitations du modèle utilisé sont très pessimistes. L'utilisation des simulations de plusieurs modèles climatiques permettrait d'évaluer une pro-

babilité d'occurrence des tendances futures et d'utiliser des tendances de précipitations de probabilité la plus élevée possible. Enfin, l'estimation de la capacité de satisfaction à l'horizon 2050 est discutable puisqu'elle mobilise des projections d'usages de l'eau basées sur les observations et règles de gestion actuelles. Or ces décisions seront probablement obsolètes d'ici plusieurs décennies. Il faudrait alors tester de nouvelles hypothèses concordant avec une évolution climatique et de gestion de l'eau future, ou faire des estimations à court-terme (horizon 2030).

4 Perspectives

Le travail de thèse réalisé a répondu à une attente méthodologique pour évaluer la capacité de satisfaction de la demande en eau, sur un bassin méditerranéen de méso-échelle où les pressions humaines sur la ressource en eau sont en croissance. Des questions concernant autant des aspects de modélisation que des enjeux de société ont été soulevées, offrant de nouvelles perspectives aux études intégratives de gestion de l'eau. Les améliorations principales à apporter à cette étude concernent :

- ▷ **la modélisation des écoulements** : utiliser des débits naturalisés et simuler les écoulements souterrains ;
- ▷ **l'estimation de la demande en eau** : affiner son évaluation en estimant des variables qui contraignent la saisonnalité de la demande comme l'évolution saisonnière de la population et des stades phénologiques des plantes cultivées ;
- ▷ **l'évaluation du taux de satisfaction de la demande** : contraindre le calcul en tenant compte des prélèvements superficiels et souterrains et en évitant l'utilisation de la ressource disponible totale ;
- ▷ **l'élaboration des projections futures** : utiliser les sorties de simulation de plusieurs modèles climatiques globaux et adapter les règles de gestion à l'horizon futur envisagé.

Ces perspectives sont actuellement abordées dans le cadre du projet GICC REMedHE (identification et impacts du changement climatique sur la gestion intégrée des Ressources en Eau en Méditerranée : évaluation comparative Hérault-Ebre), financé par le Ministère de l'Ecologie, du Développement durable et de l'Energie sur la période 2012–2015. Ce projet constitue ainsi une extension des travaux présentés dans cette thèse. Il vise à proposer une méthodologie générique pour évaluer sur deux bassins méditerranéens la capacité de satisfaction de la demande en eau. Deux échelles sont appréhendées : la méso-échelle sur le bassin de l'Hérault (correspondant à l'échelle de gestion locale), et l'échelle régionale sur le bassin de l'Ebre (correspondant à l'échelle de décision des agences de bassin). Les pistes d'amélioration méthodologiques discutées dans ce manuscrit pourront alors être développées à cette occasion, puisque ce travail reposera en partie sur les connaissances acquises du bassin de l'Hérault et de son fonctionnement. Les premiers résultats de ces travaux sont présentés par [Fabre *et al.* \(2014\)](#) et [Grouillet *et al.* \(2014\)](#). De plus, une analyse d'incertitude sera conduite sur l'ensemble de la chaîne méthodologique, afin de définir des probabilités d'occurrence d'évènements futurs et de discuter de l'effet des stratégies d'adaptation au changement climatique.

Une perspective déterminante des études intégratives de gestion de l'eau concerne aussi la prise en compte de l'aspect économique des stratégies d'adaptation au changement climatique. L'intérêt d'intégrer la dimension économique relève de la prise en main de ce type d'étude par les différents acteurs de l'eau. En effet, les choix de politiques de développement des pays s'appuient sur l'étude des investissements et des gains qui peuvent en ressortir à court, moyen et long terme. De même, les gestionnaires peuvent favoriser certaines actions à mener sur leur territoire en fonction des coûts et bénéfices que devront assumer les utilisateurs. Enfin, les ménages sont sensibles au montant de leurs factures en eau, qui peuvent influencer et modifier les habitudes d'utilisation de cette ressource. Cet aspect de la gestion de l'eau est donc un outil de communication efficace autant pour le public, que pour les gestionnaires et les décideurs.

Bibliographie

- ABIS, S. (2006). Les dynamiques démographiques en Méditerranée. Tech. Rep. 11, Les notes d'analyse du CIHEAM. 27 p.
- AKIVAGA, E. M., OTIENO, F. A. O., KIPKORIR, E. C., KIBIY, J. & SHITOTE, S. (2010). Impact of introducing reserve flows on abstractive uses in water stressed Catchment in Kenya : Application of WEAP21 model. *Int. J. Phys. Sci.* **5**(16), 2441–2449.
- ALCAMO, J., FLÖRKE, M. & MÄRKER, M. (2007). Future long-term changes in global water resources driven by socio-economic and climatic changes. *Hydrolog. Sci. J.* **52**(2), 247–275.
- ALCAMO, J. & HENRICH, T. (2002). Critical regions : A model-based estimation of world water resources sensitive to global changes. *Aquat. Sci.* **64**(4), 352–362.
- ALEXANDROV, V. & GENEV, M. (2003). Climate variability and change impact on water resources in Bulgaria. *European Water, e-bulletin of EWRA* **1**(2), 20–25.
- 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. *JASA* **1**(1), 1–7.
- ALLEN, R. G., PEREIRA, L. S., RAES, D. & SMITH, M. (1998). Crop evapotranspiration : Guidelines for computing crop requirements. Irrigation and Drainage Paper 56, FAO, Rome, Italy.
- ALVAREZ, J., SÁNCHEZ, A. & QUINTAS, L. (2004). SIMPA, a GRASS based tool for Hydrological Studies. In : *Proceedings of the FOSS/GRASS Users Conference*.
- ANDRÉASSIAN, V. (2002). *Impact de l'évolution du couvert forestier sur le comportement hydrologique des bassins versants*. Ph.D. thesis, Université Pierre et Marie Curie, Paris, France.
- ANDRÉASSIAN, V. (2004). Waters and forests : from historical controversy to scientific debate. *J. Hydrol.* **291**, 1–27.
- ANDRÉASSIAN, V., TANGARA, M., MURAZ, J., CAUGANT, C., COSANDEY, C., DÉRIOZ, P., LAQUES, A., BOURREAU, J., DIDON, E., S., D. & HAMZA, N. (1999). *Indicateur d'impact de l'évolution du couvert forestier sur la ressource en eau à l'échelle des bassins versants des Cévennes et de la Montagne noire*. Vie et Sociétés du CNRS.
- ARGENT, R. M. & HOUGHTON, B. (2001). Land and water resources model integration : software engineering and beyond. *Adv. Environ. Res.* **5**(4), 351–359.
- ARNELL, N. W. (2004). Climate change and global water resources : SRES emissions and socio-economic scenarios. *Global Environ. Chang.* **14**, 31–52.
- ARNOLD, T. R. (2013). Procedural knowledge for integrated modelling : Towards the Modelling Playground. *Environ. Modell. Softw.* **39**, 135–148.

- AUDRIC, S. (2010). Projections de population en Languedoc-Roussillon à l'horizon 2040. *INSEE Repères Chiffres pour l'économie du Languedoc-Roussillon*(8), 1–4.
- AURELI, A. (2011). Les ressources en eau : une responsabilité partagée. *Géosciences* **13**, 107.
- BAILLY-COMTE, V., BORRELL-ESTUPINA, V., JOURDE, H. & PISTRE, S. (2012). A conceptual semidistributed model of the Coulazou River as a tool for assessing surface water-karst groundwater interactions during flood in Mediterranean ephemeral rivers. *Water Resour. Res.* **48**, 1–14.
- BAKALOWICZ, M. (2005). Karst groundwater : a challenge for new resources. *Hydrogeol. J.* **13**, 148–160.
- BAKALOWICZ, M. (2006). *Aquifères et eaux souterraines en France*, chap. XI Couloir Rhodanien Provence-Languedoc. 7. Causses Majeurs. Orléans : Éditions BRGM et CFH-AIH, pp. 738–752.
- BALDOCK, D., DWYER, J., SUMPISI, J., VARELA-ORTEGA, C., CARAVELI, H., EINSCHÜTZ, S. & PETERSEN, J. (2000). The Environmental Impacts of Irrigation in the European Union. Report, European Commission, Brussels, Belgium.
- BANGASH, R. F., PASSUELLO, A., SCHUMACHER, M. & HAMMOND, M. (2012). Water allocation assessment in low flow river under data scarce conditions : A study of hydrological simulation in Mediterranean basin. *Sci. Total Environ.* **440**, 60–71.
- BARRETEAU, O., BOTS, P., DANIELL, K. *et al.* (2010). A framework for clarifying participation in participatory research to prevent its rejection for the wrong reasons. *Ecol. Soc.* **15**(2).
- BATTAGLINI, A., BARBEAU, G., BINDI, M. & BADECK, F.-W. (2009). European winegrowers' perceptions of climate change impact and options for adaptation. *Reg. Environ. Change* **9**(2), 61–73.
- BEGUERÍA, S. & LÓPEZ-MORENO, J. (2003). Assessing the effect of climate oscillations and land-use changes on streamflow in the Central Spanish Pyrenees. *Ambio* **32**(4), 283–286.
- BERGSTRÖM, S. & FORSMAN, A. (1973). Development of a conceptual deterministic rainfall-runoff model. *Nord. Hydrol.* **4**(3), 147–170.
- BILLEN, G., GARNIER, J. & HANSET, P. (1994). Modelling phytoplankton development in whole drainage network : the RiverStrahler model applied to the Seine River system. *Hydrobiologia* **289**, 119–137.
- BLANPAIN, N. (2010). 15 000 centenaires en 2010 en France, 200 000 en 2060 ? *INSEE PREMIERE* **1319**, 1–4.
- BLINDA, M. & THIVET, G. (2009). Ressources et demandes en eau en Méditerranée : situation et perspectives. *Sécheresse* **20**(1), 9–16.
- BLÖSCHL, G. & MONTANARI, A. (2010). Climate change impacts—throwing the dice ? *Hydrol. Process.* **24**, 374–381.
- BOÉ, J., TERRAY, L., MARTIN, E. & HABETS, F. (2009). Projected changes in components of the hydrological cycle in French river basins during the 21st century. *Water Resour. Res.* **45**, W08426.
- BONFILS, P. (1993). Lodève. Service d'étude des sols et de la carte pédologique de France. Tech. rep., INRA. 206 p.

- BORRELL-ESTUPINA, V., MARECHAL, J.-C., COUSTAU, M., FLEURY, P., JOURDE, H., KONG A SIOU, L., LADOUCHE, B., MALATERRE, P.-O., MAZZILLI, N. & RICCI, S. (2012). Project gestion multi-usages de l'hydrosystème karstique du Lez - Modèles numériques de fonctionnement de l'hydrosystème. Rp-60222-fr, BRGM.
- BOYÉ, H. (2008). Water, energy, desalination & climate change in the Mediterranean. report 39 pp, Plan Bleu.
- BRONSTERT, A., JAEGER, A., GÜNTNER, A., HAUSCHILD, M., DÖLL, P. & KROL, M. (2000). Integrated Modelling of Water Availability and Water Use in the Semi-Arid Northeast of Brazil. *Phys. Chem. Earth* **25**(3), 227–232.
- BRUAND, A., DUVAL, O. & COUSIN, I. (2004). Estimation des propriétés de rétention en eau des sols à partir de la base de données SOLHYDRO : une première proposition combiant le type d'horizon, sa texture et sa densité apparente. *Etude et Gestion des Sols* **11**(3), 323–334.
- BUISHAND, T. A. (1982). Some methods for testing the homogeneity of rainfall records. *J. Hydrol.* **58**, 11–27.
- BUISHAND, T. A. (1984). Tests for detecting a shift in the mean of hydrological time series. *J. Hydrol.* **58**, 51–69.
- BUTT, T. A., MCCARL, B. A., ANGERER, J., DYKE, P. T. & STUTH, J. W. (2005). The economic and food security implications of climate change in Mali. *Climatic Change* **68**(3), 355–378.
- CARBONNEAU, A. (1998). *Traité d'irrigation*, chap. Irrigation, vignoble et produit de la vigne. IV. Paris, France : TEC & DOC, pp. 257–275.
- CEBALLOS-BARBANCHO, A., MORÁN-TEJEDA, E., LUENGO-UGIDOS, M. & LLORENTE-PINTO, J. (2008). Water resources and environmental change in a Mediterranean environment : The south-west sector of the Duero River basin (Spain). *J. Hydrol.* **351**(1–2), 126–138.
- CHAUOCHE, K., NEPPEL, L., DIEULIN, C., PUJOL, N., LADOUCHE, B., MARTIN, E., SALAS, D. & CABALLERO, Y. (2010). Analyses of precipitation, temperature and evapotranspiration in a French Mediterranean region in the context of climate change. *C. R. Geoscience* **342**(3), 234–243.
- CHAUVELON, P., TOURNOUD, M. & SANDOZ, A. (2003). Integrated hydrological modelling of a managed coastal Mediterranean wetland (Rhône delta, France) : initial calibration. *Hydrol. Earth. Syst. Sc.* **7**(1), 123–131.
- CHAZOT, S., TERRASSON, I. & DROCOURT, A. (2012). Ressources et besoins en eau en France à l'horizon 2030. Tech. rep., BRL Ingénierie.
- COGLEY, J. G. (1979). The albedo of water as a function of latitude. *Mon. Wea. Rev.* **107**, 775–781.
- COLLET, L., RUELLAND, D., BORRELL-ESTUPINA, V., DEZETTER, A. & SERVAT, E. (2013a). Integrated modelling to assess long-term water supply capacity of a meso-scale Mediterranean catchment. *Sci. Total Environ.* **461**, 528–540.
- COLLET, L., RUELLAND, D., BORRELL-ESTUPINA, V. & SERVAT, E. (2013b). Assessing the long-term impact of climatic variability and human activities on the water resources of a meso-scale Mediterranean catchment. *Hydrolog. Sci. J.* **in press**.
- CONSEIL GÉNÉRAL DE L'HÉRAULT (2010). Etude de scénarios de gestion du réservoir du Salagou. Rapport Etape 1 à 5. Hydrologie, contraintes de cote, besoins actuels et futurs. Tech. rep., Conseil Général de l'Hérault. 117 p.

- CUDENNEC, C., LEDUC, C. & KOUTSOYIANNIS, D. (2007). Dryland hydrology in Mediterranean regions – a review. *Hydrolog. Sci. J.* **52**(6), 1077–1087.
- DANKERS, R. & FEYEN, L. (2009). Flood hazard in Europe in an ensemble of regional climate scenarios. *J. Geophys. Res.* **114**(D16108), 1–16.
- DE MARSILY, G. (2009). *L'eau, un trésor en partage*. Dunod.
- DEBUSSCHE, M., LEPART, J. & DERVIEUX, A. (1999). Mediterranean landscape changes : evidence from old postcards. *Global Ecol. Biogeogr.* **8**, 3–15.
- 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**(1-2), 16–26.
- DHI (2006). *Water and environment. MIKE BASIN users manual. A tool for river planning and management*. Danish Hydraulic Institute, Horsholm, Denmark.
- DÖRFLIGER, N. & PERRIN, J. (2011). Ressources en eau : une gestion nécessairement locale dans une approche globale. *Geosciences* **13**, 94–101.
- DOWNING, T., BUTTERFIELD, R., EDMONDS, B., KNOX, J., MOSS, S., PIPER, B. & WEATHERHEAD, E. (2003). *Climate Change and Demand for Water*. Tech. rep., Stockholm Environment Institute, Oxford Office, Oxford.
- DRIESSEN, T., HURKMANS, R., TERINK, W., HAZENBERG, P., TORFS, P. & UIJLENHOET, R. (2010). The hydrological response of the ourthe catchment to climate change as modelled by the hbv model. *Hydrol. Earth. Syst. Sc.* **14**(4), 651–665.
- FABRE, J., COLLET, L., MILANO, M., RUELLAND, D., DEZETTER, A., ARDOIN-BARDIN, S. & SERVAT, E. (2014). Assessing the long-term evolution of water supply capacity : comparison of two Mediterranean catchments. In : *Hydrology in a Changing World : Environmental and Human Dimensions*, vol. in press. Proc. of 7th FRIEND Int. Conf., Hanoi, Vietnam : IAHS Publ.
- 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.
- FALLOON, P. D. & BETTS, R. (2010). Climate impacts on European agriculture and water management in the context of adaptation and mitigation—The importance of an integrated approach. *Sci. Total Environ.* **408**, 5667–5687.
- FAO (2010). *Aquastat — Système d'information de la FAO sur l'eau et l'agriculture*. Tech. rep., FAO.
- FIORILLO, F., ESPOSITO, L. & GUADAGNO, F. M. (2007). Analyses and forecast of water resources in an ultra-centenarian spring discharge series from Serino (southern Italy). *J. Hydrol.* **336**(1), 125–138.
- FLEURY, P., PLAGNES, V. & BAKALOWICZ, M. (2007). Modelling of the functioning of karst aquifers with a reservoir model : Application to Fontaine de Vaucluse (South of France). *J. Hydrol.* **345**, 38–49.
- FREDERICKS, J. W., LABADIE, J. W. & ALTENHOFEN, J. M. (1998). Decision support system for conjunctive stream-aquifer management. *J. Water Res. Pl.* **124**(2), 69–78.

- FUJIHARA, Y., TANAKA, K., WATANABE, T., NAGANO, T. & KOJIRI, T. (2008). Assessing the impacts of climate change on the water resources of the Seyhan River Basin in Turkey : Use of dynamically downscaled data for hydrologic simulations. *J. Hydrol.* **353**(1-2), 33–48.
- GARCIA-PARPET, M.-F. (2007). Mondialisation et transformations du monde viticole : processus de reclassement des vins du Languedoc-Roussillon. *Sociétés contemporaines* **68**, 37–57.
- GARCÍA-RUIZ, J., LÓPEZ-MORENO, J., VICENTE-SERRANO, S., LASANTA-MARTÍNEZ, T. & BEGUERÍA, S. (2011). Mediterranean water resources in a global change scenario. *Earth Sci. Reviews* **105**, 121–139.
- GATO, S., JAYASURIYA, N. & ROBERTS, P. (2007). Temperature and rainfall thresholds for base use urban water demand modelling. *J. Hydrol.* **337**, 364–376.
- GIBELIN, A.-L. & DÉQUÉ, M. (2003). Anthropogenic climate change over the Mediterranean region simulated by a global variable resolution model. *Clim. Dynam.* **20**(4), 327–339.
- GIORGI, F. (2006). 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**(2), 90–104.
- GLEICK, P. H. (2003). Global Freshwater Resources : Soft-Path Solutions for the 21st Century. *Science* **302**, 1524–1528.
- GODWIN, D., WHITE, R., SOMMER, K., WALKER, R., GOODWIN, I. & CLINGELEFFER, P. (2002). *Managing Water*, chap. VineLOGIC – a model of grapevine growth, development and water use. C. Dundon, R. Hamilton, R. Johnstone and S. Partridge, pp. 46–50.
- GROUILLET, B., FABRE, J., RUELLAND, D., COLLET, L. & BOYER, J.-F. (2014). Assessing past and future water demands under climate change and anthropogenic pressures on two Mediterranean basins. In : *Hydrology in a Changing World : Environmental and Human Dimensions*, vol. in press. Proc. of 7th FRIEND Int. Conf., Hanoi, Vietnam : IAHS Publ.
- HALLEGATTE, S. (2009). Strategies to adapt to an uncertain climate change. *Global Environ. Chang.* **19**(2), 240–247.
- HANASAKI, N., KANAE, S. & OKI, T. (2006). A reservoir operation scheme for global river routing models. *J. Hydrol.* **327**, 22–41.
- HANNAH, D. M., DEMUTH, S., VAN LANEN, H. A. J., LOOSER, U., PRUDHOMME, C., REES, G., STAHL, K. & TALLAKSEN, L. M. (2011). Large-scale river flow archive : importance, current status and future needs. *Hydrol. Process.* **25**, 1191–1200.
- HARRIS, G. (2002). Integrated assessment and modelling : an essential way of doing science. *Environ. Modell. Softw.* **17**(3), 201–207.
- HERING, J. G. & INGOLD, K. M. (2012). Water Management Water Resources Management : What Should Be Integrated ? *Science* **336**, 1234–1235.
- HOLZKÄMPER, A., KUMAR, V., SURRIDGE, B. W., PAETZOLD, A. & LERNER, D. N. (2012). Bringing diverse knowledge source together – A meta-model for supporting integrated catchment management. *J. Environ. Manage.* **96**(1), 116–127.
- HORTON, P., SCHAEFLI, B., MEZGHANI, A., HINGRAY, B. & MUSY, A. (2006). Assessment of climate-change impacts on alpine discharge regimes with climate model uncertainty. *Hydrol. Process.* **20**(10), 2091–2109.

- HREICHE, A., NAJEM, W. & BOCQUILLON, C. (2007). Hydrological impact simulations of climate change on Lebanese coastal rivers. *Hydrolog. Sci. J.* **52**(6), 1119–1133.
- HUARD, D. (2011). Discussion of “A comparison of local and aggregated climate model outputs with observed data” A black eye for the Hydrological Sciences Journal. *Hydrolog. Sci. J.* **56**(7), 1330–1333.
- HUBERT, P., CARBONNEL, J. & 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.
- HUBLART, P., RUELLAND, D., DEZETTER, A. & JOURDE, H. (2014). Assessing the capacity to meet irrigation needs for viticulture under climate variability in the Chilean Andes. In : *Hydrology in a Changing World : Environmental and Human Dimensions*. Proc. of FRIEND-Water 2014, Hanoi, Vietnam : IAHS Publ.
- HUGUET, J. G. & GENARD, M. (1998). *Traité d’irrigation*, chap. Irrigation et qualité des fruits. IV. Paris, France : TEC & DOC, pp. 276–287.
- HUITEMA, D., CORNELISSE, C., OTTOW, B. *et al.* (2010). Is the jury still out? Toward greater insight in policy learning in participatory decision processes—the case of Dutch citizens’ juries on water management in the Rhine Basin. *Ecol. Soc.* **15**(1), 16.
- IPCC (2007). *Climate Change 2007 : Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Cambridge, U.K. : Contribution of Working Group II to the fourth Assessment Report of the IPCC (ed. by MacCarthy, J.J, Canziani, O.F, Leary, N.A., Dokken, D.J. and White, K.S.). Cambridge University Press. 996 p.
- JAKEMAN, A. J. & LETCHER, R. A. (2003). Integrated assessment and modelling : features, principles and examples for catchment management. *Environ. Modell. Softw.* **18**(6), 491–501.
- JUWANA, I., MUTTIL, N. & PERERA, B. (2012). Indicator-based water sustainability assessment—A review. *Sci. Total Environ.* **438**, 357–371.
- KAHYA, E. & KALAYCI, S. (2004). Trend analysis of streamflow in Turkey. *J. Hydrol.* **289**(1), 128–144.
- KALRA, A. & AHMAD, S. (2011). Evaluating changes and estimating seasonal precipitation for the Colorado River using a stochastic nonparametric disaggregation technique. *Water Resour. Res.* **47**(5), 26 p.
- KOLOKYTHA, E., MYLOPOULOS, Y. & MENTES, A. (2002). Evaluating demand management aspects of urban water policy—A field survey in the city of Thessaloniki, Greece. *Urban Water* **4**, 391–400.
- KOUTSOYIANNIS, D. & KUNDZEWICZ, Z. W. (2007). Editorial—Quantifying the impact of hydrological studies. *Hydrolog. Sci. J.* **52**(1), 3–17.
- KRAGT, M., NEWHAM, L., BENNETT, J. & JAKEMAN, A. (2011). An integrated approach to linking economic valuation and catchment modelling. *Environ. Modell. Softw.* **26**, 92–102.
- KROL, M. S., JAEGER, A., BRONSTERT, A. & KRYWKOW, J. (2001). The semi-arid integrated model (SIM), a regional integrated model assessing water availability, vulnerability of ecosystems and society in NE-Brazil. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B : Hydrology, Oceans and Atmosphere* **26**(7), 529–533.

- 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. Sci. J.* **55**(7), 1085–1089.
- LANINI, S., COURTOIS, N., GIRAUD, F., PETIT, V. & RINAUDO, J. D. (2004). Socio-hydrosystem modelling for integrated water-resources management—the Hérault catchment case study, southern France. *Environ. Modell. Softw.* **19**, 1011–1019.
- LASCO, R., CRUZ, R., PULHIN, J. & PULHIN, F. (2006). Tradeoff analysis of adaptation strategies for natural resources, water resources and local institutions in the philippines. AIACC Working Paper 32, International START Secretariat, Washington, District of Columbia.
- LE MOINE, N. (2008). *Le bassin versant de surface vu par le souterrain : une voie d'amélioration de performances et du réalisme des modèles pluie-débit ?* Ph.D. thesis, Université Pierre et Marie Curie, Antony, France. 324 p.
- LECONTE, J., BELAUD, G., MALATERRE, P.-O. & WALTER, C. (2003). *Prise en compte de la demande en eau réelle dans la gestion de la distribution.* Master's thesis, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes. 82 p.
- 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.
- LÉMOND, J., DANDIN, P., PLANTON, S., VAUTARD, R., PAGÉ, C., DÉQUÉ, M., FRANCHISTÉGUY, L., GEINDRE, S., KERDONCUFF, M., LI, L., MOISELIN, J., NOËL, T. & TOURRE, Y. (2011). DRIAS : a step toward Climate Services in France. *Adv. Sci. Res.* **6**, 179–186.
- LESPINAS, F. (2008). *Impact du changement climatique sur l'hydrologie des fleuves côtiers en région Languedoc-Roussillon.* Ph.D. thesis, Université de Perpignan.
- LESPINAS, F., LUDWIG, W. & HEUSSNER, S. (2010). Impact of recent climate change on the hydrology of coastal Mediterranean rivers in Southern France. *Climatic Change* **99**(3), 425–456.
- LÓPEZ-MORENO, J., VICENTE-SERRANO, S., MORAN-TEJEDA, E., ZABALZA, J., LORENZO-LACRUZ, J. & GARCÍA-RUIZ, J. (2011). Impact of climate evolution and land use changes on water yield in the ebro basin. *Hydrol. Earth. Syst. Sc.* **15**, 311–322.
- LOUBIER, S., RINAUDO, J. D., GARIN, P. & BOUTET, A. (2003). Préparer la participation du public à l'échelle des bassins versants. Comparaison de trois méthodes appliquées au bassin versant de l'Hérault. In : *Gestion intégrée de l'eau au sein d'un bassin versant. Actes de l'atelier du PCSI.* Montpellier, France : Le Goulven P., Bouarfa S., Kuper M. 13 p.
- LUDWIG, W., SERRAT, P., CESMAT, L. & GARCIA-ESTEVEZ, J. (2004). Evaluating the impact of the recent temperature increase on the hydrology of the Têt River (Southern France). *J. Hydrol.* **289**, 204–221.
- MARECHAL, J.-C., BORRELL-ESTUPINA, V., CABALLERO, Y., CERNESSON, F., FLEURY, P., JAY-ALLEMAND, M., LADOCHE, B. & MALATERRE, P.-O. (2013). Projet gestion multi-usages de l'hydrosystème karstique du Lez - Simulations numériques de différents scénarios de changement globaux. Rapport final. Rp-61050-fr, BRGM.
- MARGAT, J. (2004). L'eau des Méditerranéens : situation et perspectives. Technical report Series no. 158, PNUE-PAM. Plan Bleu, Athens, Greece.
- MARTEAU, R., SULTAN, B., MORON, V., ALHASSANE, A., BARON, C. & TRAORÉ, S. B. (2011). The onset of the rainy season and farmers' sowing strategy for pearl millet cultivation in Southwest Niger. *Agr. Forest Meteorol.* **151**(10), 1356–1369.

- McFARLANE, D., STONE, R., MARTENS, S., THOMAS, J., SILBERSTEIN, R., ALI, R. & HODGSON, G. (2012). Climate change impacts on water yields and demands in south-western Australia. *J. Hydrol.* **475**, 488–498.
- MEHTA, V. K., HADEN, V. R., JOYCE, B. A., PURKEY, D. R. & JACKSON, L. E. (2013). Irrigation demand and supply, given projections of climate and land-use change, in Yolo County, California. *Agr. Water Manage.* **117**, 70–82.
- MEINSHAUSEN, M., SMITH, S., CALVIN, K., DANIEL, J., KAINUMA, M., LAMARQUE, J.-F., MATSUMOTO, K., MONTZKA, S., RAPER, S., RIAHI, K., THOMSON, A., VELDEERS, G. & VAN VUUREN, D. (2011). The RCP greenhouse gas concentrations and their extensions from 1765 to 2300. *Climatic Change* **109**(1–2), 213–241.
- 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.
- MILANO, M. (2012). *Changements globaux en Méditerranée : Impacts sur le stress hydrique et la capacité à satisfaire les demandes en eau*. Ph.D. thesis, Université Montpellier 2. 253 p.
- MILANO, M., RUELLAND, D., DEZETTER, A., FABRE, J. & ARDOIN-BARDIN, S. (2013a). Modeling the current and future capacity of water resources to meet water demands in the Ebro basin. *J. Hydrol.* **500**, 114–126.
- MILANO, M., RUELLAND, D., FERNANDEZ, S., DEZETTER, A., ARDOIN-BARDIN, S., FABRE, J., THIVET, G. & SERVAT, E. (2013b). Current state of Mediterranean water resources and future trends under climatic and anthropogenic changes. *Hydrol. Sci. J.* **58**(3), 498–518.
- MILANO, M., RUELLAND, D., FERNANDEZ, S., DEZETTER, A., FABRE, J. & SERVAT, E. (2012). Facing climatic and anthropogenic changes in the Mediterranean basin : What will be the medium-term impact on water stress? *C. R. Geoscience* **344**, 432–440.
- MILLER, G. W. (2006). Integrated concepts in water reuse : managing global water needs. *Desalination* **187**(1–3), 65–75. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916405007216>.
- 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. & JONES, P. (2005). An improved method of constructing a database of monthly climate observations and associated high-resolution grids. *Int. J. Climatol.* **25**(6), 693–712.
- MONREAL, T., CALVO-RUBIO, F. & LORENZO, F. (1999). Evaluación de los recursos hídricos en el Libro Blanco del Agua en España. *El Libro Blanco del Agua* **6**(2), 125–138.
- MORAN-TEJEDA, E., CEBALLOS-BARBANCHO, A. & LLORENTE-PINTO, J. (2010). Hydrological response of Mediterranean headwaters to climate oscillations and land cover changes : The mountains of duero river basin (central Spain). *Global Planet. Change* **72**, 39–49.
- MORÁN-TEJEDA, E., LORENZO-LACRUZ, J., LÓPEZ-MORENO, J., CEBALLOS-BARBANCHO, A., ZABALZA, J. & VICENTE-SERRANO, S. (2012). Reservoir Management in the Duero Basin (Spain) : Impact on River Regimes and the Response to Environmental Change. *Water Resour. Manage.* **26**, 2125–2146.
- MOUELHI, S., MICHEL, C., PERRIN, C. & ANDRÉASSIAN, V. (2006). Stepwise development of a two-parameter monthly water balance model. *J. Hydrol.* **318**(1), 200–214.

- MOUSSA, R., CHAHINIAN, N. & BOCQUILLON, C. (2007). Distributed hydrological modelling of a Mediterranean mountainous catchment – Model construction and multi-site validation. *J. Hydrol.* **337**, 35–51.
- MOUSTADRAF, J., RAZACK, M. & SINAN, M. (2008). Evaluation of the impacts of climate changes on the coastal Chaouia aquifer, Morocco, using numerical modeling. *Hydrogeol. J.* **16**(1411–1426).
- MUNIER-JOLAIN, N. (2005). *Agrophysique du pois protéagineux*. Edition INRA, collection Mieux comprendre. 281 p.
- NAKICENOVIC, N., ALCAMO, J., DAVIS, G., DE VRIES, B., FENHANN, J., GAFFIN, S., GREGORY, K., GRUBLER, A., JUNG, T. Y., KRAM, T., LA ROVERE, E. L., MICHAELIS, L., MORI, S., MORITA, T., PEPPER, W., PITCHER, H. M., PRICE, L., RIAHI, K., ROEHL, A., ROGNER, H.-H., SANKOVSKI, A., SCHLESINGER, M., SHUKLA, P., SMITH, S. J., SWART, R., VAN ROOIJEN, S., VICTOR, N. & DADI, Z. (2000). *Special Report on Emissions Scenarios : A Special Report of Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, New York, NY (US).
- NASH, J. & SUTCLIFFE, J. (1970). River flow forecasting through conceptual models, a discussion of principles. *J. Hydrol.* **10**, 282–290.
- NAUGES, C. & REYNAUD, A. (2001). Estimation de la demande domestique d'eau potable en France. *Revue économique* **52**(1), 167–185.
- OKI, T. & KANAE, S. (2006). Global hydrological cycles and world water resources. *Science* **313**, 1068–1072.
- ODIN, 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**(1-4), 290–306.
- OXLEY, T., MCINTOSH, B. S., WINDER, N., MULLIGAN, M. & ENGELEN, G. (2004). Integrated modelling and decision-support tools : a Mediterranean example. *Environ. Modell. Softw.* **19**, 999–1010.
- PAGÉ, C., TERRAY, L. & BOÉ, J. (2010). dsclim : A software package to downscale climate scenarios at regional scale using a weather-typing based statistical methodology. Tech. rep., Centre Européen de Recherche et de Formation Avancée en Calcul Scientifique.
- PAHL-WOSTL, C. & SENDZIMIR, J. (2005). The relationship between IWRM and adaptive water management. *Newater working paper* **3**.
- PANDŽIĆ, K., TRNINIĆ, D., LIKSO, T. & BOŠNJAK, T. (2009). Long-term variations in water balance components for Croatia. *Theor. Appl. Climatol.* **95**(1-2), 39–51.
- PERERA, B., JAMES, B. & KULARATHNA, M. (2005). Computer software tool REALM for sustainable water allocation and management. *J. Environ. Manage.* **77**(4), 291–300.
- PEREZ, P., ARDLIE, N., KUNEEPONG, P., DIETRICH, C. & MERRITT, W. S. (2002). CATCH-CROP : modelling crop yield and water demand for integrated catchment assessment in Northern Thailand. *Environ. Modell. Softw.* **17**, 251–259.
- PERRIN, C., MICHEL, C. & ANDRÉASSIAN, V. (2003). Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. *J. Hydrol.* **279**, 275–289.

- PETELET, E., LUCK, J.-M., OTHMAN, D. B., NEGREL, P. & AQUILINA, L. (1998). Geochemistry and water dynamics of a medium-sized watershed : the Hérault, southern France : 1. Organisation of the different water reservoirs as constrained by Sr isotopes, major, and trace elements. *Chem. Geol.* **150**, 63–83.
- PETTITT, A. N. (1979). A non-parametric approach to the change-point problem. *Appl. Stat.* **28**(2), 126–135.
- PLAN BLEU (2005). Financement et Coopération pour le Développement Durable en Méditerranée, Sophia Antipolis, France, 3-4 juin 2004 : Tome I : Rapport technique de l’atelier. Les rapports techniques du PAM 161, PNUE/PAM/PLAN BLEU, Athènes.
- PLAN BLEU (2009a). Etat de l’environnement et du développement en Méditerranée - 2009. Tech. rep., PNUE/PAM/PLAN BLEU.
- PLAN BLEU (2009b). La Méditerranée doit relever trois défis majeurs pour gérer durablement ses ressources en eau menacées. Les notes du Plan Bleu 11, Plan Bleu.
- PLAN BLEU (2011). Efficience d’utilisation de l’eau et approche économique : études nationales. Tech. rep., PNUE-PAM. Plan Bleu.
- PLANTON, S., DÉQUÉ, M., DOUVILLE, H. & SPAGNOLI, B. (2005). Impact du réchauffement climatique sur le cycle hydrologique. *C. R. Geoscience* **337**, 193–202.
- PORTMANN, F. T., SIEBER, 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.
- PRUDHOMME, C., REYNARD, N. & CROOKS, S. (2002). Downscaling of global climate models for flood frequency analysis : where are we now ? *Hydrol. Process.* **16**(6), 1137–1150.
- PUSHPALATHA, R., PERRIN, C., LE MOINE, N. & ANDRÉASSIAN, V. (2012). A review of efficiency criteria suitable for evaluating low-flow simulations. *J. Hydrol.* **420–421**, 171–182.
- QADIR, M., SHARMA, B., 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.
- QUILBÉ, R. & ROUSSEAU, A. N. (2007). GIBSI : an integrated modelling system for watershed management – sample applications and current developments. *Hydrol. Earth Syst. Sc.* **11**(6), 1785–1795.
- QUINTANA-SEGUÍ, P., HABETS, F. & MARTIN, E. (2011). Comparison of past and future Mediterranean high and low extremes of precipitation and river flow projected using different statistical downscaling methods. *Nat. Hazard. Earth Sys.* **11**, 1411–1432.
- QUINTANA-SEGUÍ, P., LE MOIGNE, P., DURAND, Y., MARTIN, E., HABETS, F., BAILLON, M., CANELLAS, C., FRANCHISTEGUY, L. & MOREL, S. (2008). Analysis of Near-Surface Atmospheric Variables : Validation of the SAFRAN Analysis over France. *J. Appl. Meteorol. Clim.* **47**, 92–107.
- QUINTANA-SEGUÍ, P., RIBES, A., MARTIN, E., HABETS, F. & BOÉ, J. (2010). Comparison of three downscaling methods in simulating the impact of climate change on the hydrology of Mediterranean basins. *J. Hydrol.* **383**(1-2), 111–124.
- RAGAB, R. & PRUDHOMME, C. (2002). Climate change and water resources management in arid and semi-arid regions : prospective and challenges for the 21st century. *Biosyst. Eng.* **81**(1), 3–34.

- RAMBAL, S. (1987). Evolution de l'occupation des terres et ressources en eau en régions méditerranéennes karstiques. *J. Hydrol.* **93**, 339–357.
- RAMBAL, S., MOUILLOT, F. & RATTE, J. (2009). *Le golfe du Lion : Un observatoire de l'environnement en Méditerranée*, chap. 4 : Végétation méditerranéenne et cycle de l'eau. Monaco, A. and Ludwig, W. and Provansal, M. and Picon, B., quae ed., pp. 63–78.
- RINAUDO, J. D. (2013). Prévoir la demande en eau potable : une comparaison des méthodes utilisées en France et en Californie. *Sciences Eaux & Territoires* **10**, 78–85.
- RINAUDO, J.-D., MONTGINOUL, M., VARANDA, M. & BENTO, S. (2012a). Envisioning innovative groundwater regulation policies through scenario workshops in France and Portugal. *Irrig. Drain.* **61**(S1), 65–74.
- RINAUDO, J.-D., NEVERRE, N. & MONTGINOUL, M. (2012b). Simulating the impact of pricing policies on residential water demand : a Southern France case study. *Water Resour. Manage.* **26**(7), 2057–2068.
- RIOU, C. H. (1971). Evaporation en bac et évapotranspiration potentielle. *Bulletin of the International Association of Scientific Hydrology* **16**(2), 53–65.
- RIVAS, B. & KOLEVA-LIZAMA, I. (2005). Influence of climate variability on water resources in the Bulgarian South Black Sea basin. *IAHS-AISH Publication* **296**, 81–88.
- ROBINSON, P. J. & DAVIES, J. A. (1972). Laboratory determinations of water surface emissivity. *J. Appl. Meteorol. Clim.* **11**(8), 1391–1393.
- ROCHE (1963). *Hydrologie de surface*, chap. 2 Evaporation, évapotranspiration et leurs facteurs conditionnels. Gauthier-Villars Paris et ORSTOM, pp. 107–141.
- ROSENZWEIG, C., STRZEPEK, K. M., MAJOR, D. C., IGLESIAS, A., YATES, D. N., MCCLUSKEY, A. & HILLEL, D. (2004). Water resources for agriculture in a changing climate : international case studies. *Global Environ. Chang.* **14**(4), 345–360.
- ROUSSEAU, B. (2011). Points de vue croisés. *Géosciences* **13**, 106.
- RUELLAND, D. (2004). SENEQUE, logiciel SIG de modélisation prospective de la qualité de l'eau. *Revue Int. Géomatique* **14**(1), 97–117.
- RUELLAND, D., ARDOIN-BARDIN, S., BILLEN, G. & SERVAT, E. (2008). Sensitivity of a lumped and semi-distributed hydrological model to several methods of rainfall interpolation on a large basin in West Africa. *J. Hydrol.* **361**(1-2), 96–117.
- 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.
- RUELLAND, D., GUINOT, V., LEVAVASSEUR, F. & CAPPELAERE, B. (2009). Modelling the long-term impact of climate change on rainfall-runoff processes in a large Sudano-Sahelian catchment. In : *New Approaches to Hydrological Prediction in Data sparse Regions*, vol. 333. Proc. of Symposium HS.2 at the Joint IAHS & IAH Convention, Hyderabad, India : IAHS Publ.
- RUELLAND, D., LARRAT, V. & GUINOT, V. (2010). A comparison of two conceptual models for the simulation of hydro-climatic variability over 50 years in a large Sudano-Sahelian catchment. In : *Global Change : Facing Risks and Threats to Water Resources*, vol. 340. Proc. of 6th FRIEND Int. Conf., Fez, Morocco : IAHS Publ.

- RUIJS, A., ZIMMERMANN, A. & VAN DEN BERG, M. (2008). Demand and distributional effects of water pricing policies. *Ecol. Econ.* **66**, 506–516.
- RUIZ-SINOGA, J. D., GABARRÓN-GALEOTE, M. A., MARTINEZ-MURILLO, J. F. & GARCIA-MARÍN, R. (2011). Vegetation strategies for soil water consumption along a pluviometric gradient in southern Spain. *Catena* **84**, 12–20.
- SAGE DU BASSIN DU FLEUVE HÉRAULT (2005). Diagnostic. Version 6, validée par la CLE du 22 novembre 2005. 75 p.
- SENATORE, A., MENDICINO, G., SMIATEK, G. & KUNSTMANN, H. (2011). Regional climate change projections and hydrological impact analysis for a Mediterranean basin in Southern Italy. *J. Hydrol.* **399**, 70–92.
- SERVAT, E., PATUREL, J. E., LUBES-NIEL, H., KOUAMÉ, B., OUEDRAOGO, M. & MASSON, J. M. (1997). Climatic variability in humid Africa along the Gulf of Guinea - Part I : detailed analysis of the phenomenon in Côte d'Ivoire. *J. Hydrol.* **191**, 1–15.
- SERVICE, R. F. (2009). California's Water Crisis : Worse to Come? *Science* **323**, 1665.
- SHIKLOMANOV, I. A. (1991). The World's water resources. In : *Proc. Int. Symp. To Commemorate 25 Years of the IHP* (UNESCO/IHP, ed.). Paris, France.
- SIMONET, S. (2011). Adaptation au Changement Climatique dans le secteur de l'eau en Méditerranée : situation et perspectives. Les Cahiers du Plan Bleu 10, Plan Bleu.
- SIOU, L. K. A., JOHANNET, A., BORRELL, V. & PISTRE, S. (2011). Complexity selection of a neural network model for karst flood forecasting : The case of the Lez Basin (southern France). *Journal of Hydrology* **403**, 367–380. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169411002551>.
- SIVAPALAN, M., TAKEUCHI, K., FRANKS, S. W., GUPTA, V. K., KARAMBIRI, H., LAKSHMI, V., LIANG, X., McDONNELL, J. J., MENDIODO, E. M., O'CONNELL, P. E., OKI, T., POMEROY, J. W., SCHERTZER, D., UHLENBROOK, S. & ZEHE, E. (2003). IAHS Decade on Prediction in Ungauged Basins (PUB), 2003–2012 : Shaping an exciting future for the hydrological sciences. *Hydrolog. Sci. J.* **48**(6), 857–880.
- SMITH, M. (1992). CROPWAT : A Computer Program for Irrigation Planning and Management. Irrigation and Drainage Paper 46, Food and Agriculture Organisation, Rome, Italy.
- SOLOMON, S., QIN, D., MANNING, M., CHEN, Z., MARQUIS, M., AVERYT, K., TIGNOR, M. & MILLER, H. (2007). *Climate change 2007-the physical science basis : Working group I contribution to the fourth assessment report of the IPCC*, vol. 4. Cambridge University Press.
- 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**(2-3), 112–126.
- STAHL, K., HISDAL, H., HANNAFORD, J., TALLAKSEN, L. M., VAN LANEN, H. A. J., SAUQUET, E., DEMUTH, S., FENDEKOVA, M. & JODAR, J. (2010). Streamflow trends in Europe : evidence from a dataset of near-natural catchments. *Hydrol. Earth Syst. Sc.* **14**, 2367–2382.
- STAHL, K., TALLAKSEN, L., HANNAFORD, J. & LANEN, H. v. (2012). Filling the white space on maps of European runoff trends : estimates from a multi-model ensemble. *Hydrol. Earth Syst. Sc.* **16**(7), 2035–2047.

- STEFAN, S., GHIOCA, M., RIMBU, N. & BORONEANT, C. (2004). Study of meteorological and hydrological drought in southern Romania from observational data. *Int. J. Climatol.* **24**(7), 871–881.
- SULLIVAN, C., MEIGH, J., GIACOMELLO, A., FEDIW, T., LAWRENCE, P., SAMAD, M., MLOTE, S., HUTTON, C., ALLAN, J., SCHULZE, R., DLAMINI, D., COSGROVE, W., PRISCOLI, J. D., GLEICK, P., SMOUT, I., COBBING, J., CALOW, R., HUNT, C., HUSSAIN, A., ACREMAN, M., KING, J., MALOMO, S., TATE, E., 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.
- SULTAN, B., ALHASSANE, A., BARBIER, B., BARON, C., BELLA-MEDJO TSOGO, M., BERG, A., DINGKUN, M., FORTILUS, J., KOURESSY, M., LEBLOIS, A. *et al.* (2012). La question de la vulnérabilité et de l'adaptation de l'agriculture sahélienne au climat au sein du programme AMMA= Vulnerability and adaptation of agriculture to climate variability and change in the Sahel : results from the AMMA program. *La Météorologie Spécial AMMA*, 64–72.
- SULTAN, B., ROUDIER, P., QUIRION, P., ALHASSANE, A., MULLER, B., DINGKUN, M., CIAIS, P., GUIMBERTEAU, M., TRAORÉ, S. & BARON, C. (2013). Assessing climate change impacts on sorghum and millet yields in the Sudanian and Sahelian savannas of West Africa. *Environ. Res. Lett.* **8**, 9 p.
- SUN, G., McNULTY, S. G., MOORE MYERS, J. A. & COHEN, E. C. (2008). Impacts of multiple stresses on water demand and supply across the southeastern United States. *JAWRA* **44**(6), 1441–1457.
- SURFLEET, C. G., TULLOS, D., CHANG, H. & JUNG, I.-W. (2012). Selection of hydrologic modeling approaches for climate change assessment ; a comparison of model scale and structures. *J. Hydrol.* **464–465**, 233–248.
- SYNDICAT MIXTE DU BASSIN DU FLEUVE HÉRAULT (2005a). Cahier numéro 3, Gestion quantitative de la ressource, état des lieux. Version 4, Présentée à la CLE du 29 juin 2005. 52 p.
- SYNDICAT MIXTE DU BASSIN DU FLEUVE HÉRAULT (2005b). SAGE du bassin du fleuve HÉRAULT– Diagnostic. Tech. rep., CLE du 22 novembre 2005.
- TAL, A. (2006). Seeking sustainability : Israel's evolving water management strategy. *Science* **313**, 1081–1084.
- THE WORLD BANK (2012). Turn Down The Heat : why a 4 °C warmer world must be avoided. Tech. rep., Potsdam Institute for Climate Impact Research and Climate Analytics.
- TOUZARD, J. & LAPORTE, J. (1998). Deux décennies de transition viticole en Languedoc-Roussillon : de la production de masse à une viticulture plurielle. *Pôle Sud* **9**, 26–47.
- TRAMBLAY, Y., BADI, W., DRIOUÉCH, F., EL ADLOUNI, S., NEPPEL, L. & SERVAT, E. (2012). Climate change impacts on extreme precipitation in Morocco. *Global Planet. Change* **82–83**, 104–114.
- TRAORÉ, S. B., ALHASSANE, A., MULLER, B., KOURESSY, M., SOMÉ, L., SULTAN, B., OETTLI, P., SIÉNÉ LAOPÉ, A. C., SANGARÉ, S. & VAKSMANN, M. (2011). Characterizing and modeling the diversity of cropping situations under climatic constraints in West Africa. *Atmos. Sci. Lett.* **12**(1), 89–95.

- UNECE (2009). Guidance on Water and Adaptation to Climate Change. Economic commission for Europe/convention on the protection and use of transboundary watercourses and international lakes., United Nations, Geneva.
- UNPD (2011). United Nations Population Information Network. Tech. rep., United Nations.
- VARELA-ORTEGA, C., BLANCO-GUTIERREZ, I., SWARTZ, C. & DOWNING, T. (2011). Balancing groundwater conservation and rural livelihoods under water and climate uncertainties : An integrated hydro-economic modeling framework. *Global Environ. Chang.* **21**(2), 604–619.
- VASILIADES, L. & LOUKAS, A. (2009). Hydrological response to meteorological drought using the Palmer drought indices in Thessaly, Greece. *Desalination* **237**(1), 3–21.
- VILLARINI, G., SERINALDI, F., SMITH, J. & KRAJEWSKI, W. (2009). On the stationarity of annual flood peaks in the continental United States during the 20th century. *Water Resour. Res.* **45**(8).
- VON KORFF, Y., DANIELL, K. A., MOELLENKAMP, S., BOTS, P. & BIJLSMA, R. M. (2012). Implementing participatory water management : recent advances in theory, practice, and evaluation. *Ecol. Soc.* **17**(1), 30.
- VON KORFF, Y., D'AQUINO, P., DANIELL, K. A. & BIJLSMA, R. (2010). Designing participation processes for water management and beyond. *Ecol. Soc.* **15**(3), 1.
- 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.
- WEATHERHEAD, E. & KNOX, J. (2000). Predicting and mapping the future demand for irrigation water in England and Wales. *Agr. Water Manage.* **43**(2), 203–218.
- WEBB, L. (2007). Modelled impact of future climate change on phenology of wine grapes in australia. *Aust. J. Grape Wine Res.* **13**, 165–175.
- WEBB, L. B., WHETTON, P. H. & BARLOW, E. W. R. (2011). Observed trends in winegrape maturity in Australia. *Glob. Change Biol.* **17**, 2707–2719.
- WEHBE, M., EAKIN, H., SEILER, R., VINOCUR, M., AFILA, C. & MARUTTO, C. (2006). Local perspectives on adaptation to climate change : lessons from Mexico and Argentina. AIACC Working Paper 39, International START Secretariat, Washington, District of Columbia.
- WELSH, W. D., VAZE, J., DUTTA, D., RASSAM, D., RAHMAN, J. M., JOLLY, I. D., WALLBRINK, P., PODGER, G. M., BETHUNE, M., HARDY, M. J., TENG, J. & LERAT, J. (2012). An integrated modelling framework for regulated river systems. *Environ. Modell. Softw.* **in press**.
- WENG, P. & DÖRFLIGER, N. (2002). Projet PACTES – Module : Contribution des eaux souterraines aux crues et inondations ; site de l'Hérault. Rp-51718-fr, BRGM. 97 p.
- WILBY, R., GREENFIELD, B. & GLENNY, C. (1994). A coupled synoptic-hydrological model for climate change impact assessment. *J. Hydrol.* **153**(1), 265–290.
- WILBY, R. L. (2005). Uncertainty in water resource model parameters used for climate change impact assessment. *Hydrol. Process.* **19**(16), 3201–3219.
- WILBY, R. L. (2010). Evaluating climate model outputs for hydrological applications. *Hydrol. Sci. J.* **55**(7), 1090–1093.

- XU, C.-Y., WIDÉN, E. & HALLDIN, S. (2005). Modelling hydrological consequences of climate change—Progress and Challenges. *Adv. Atmos. Sci.* **22**(6), 789–797.
- YATES, D., SIEBER, J., PURKEY, D. & HUBERT-LEE, A. (2005). WEAP21 – A demand-, priority- and preference-driven Water Planning Model – Part 1 : Model Characteristics. *Water. Int.* **30**(4), 487–500.
- YATES, D. N. (1997). Approaches to continental scale runoff for integrated assessment models. *J. Hydrol.* **201**, 289–310.
- 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.

Table des figures

| | | |
|------|---|----|
| 1 | Actions internationales menées pour la gestion de l’environnement et des impacts du changement climatique. | 4 |
| 1.1 | Identification du bassin Méditerranéen. Source : Margat (2004) | 11 |
| 1.2 | Disponibilité des écoulements annuels moyens sur le pourtour méditerranéen sur la période 1971–1990 (Milano et al., 2013b). Sources : données climatiques CRU TS 3.0 (Mitchell & Jones, 2005), modèle hydrologique WBM (Yates, 1997). . . | 12 |
| 1.3 | Sources d’approvisionnement en eau actuelles (en %) des pays méditerranéens sur la période 2000–2005 (Plan Bleu, 2009b). ES (Espagne), FR (France), IT (Italie), SI (Slovénie), HR (Croatie), BA (Bosnie Herzégovine), AL (Albanie), GR (Grèce), TR (Turquie), MT (Malte), CY (Chypre), SY (Syrie), LB (Liban), IL (Israël), EG (Égypte), LY (Libye), TN (Tunisie), DZ (Algérie), MA (Maroc). | 14 |
| 1.4 | Evolution future de la ressource en eau disponible moyenne annuelle sur le pourtour méditerranéen à l’horizon 2050 par rapport à la période 1971–1990 (Milano et al., 2013b). Sources : projections climatiques (IPCC, 2007), modèle hydrologique WBM (Yates, 1997). | 15 |
| 1.5 | Répartition de la demande en eau actuelle des bassins méditerranéens (en %) par secteur sur la période 1995–2000 (Margat, 2004). ES (Espagne), FR (France), IT (Italie), SI (Slovénie), HR (Croatie), AL (Albanie), GR (Grèce), TR (Turquie), MT (Malte), CY (Chypre), SY (Syrie), LB (Liban), WE (West Bank), GZ (Bande de Gaza), IL (Israël), EG (Égypte), LY (Libye), TN (Tunisie), DZ (Algérie), MA (Maroc). | 17 |
| 1.6 | Evolution future (en %) entre les périodes 1971–1990 et 2041–2060 de la demande en eau (a) domestique et (b) agricole des bassins méditerranéens (Milano et al., 2012). Sources : projections de population (UNPD, 2011), projections de surfaces irriguées (Plan Bleu, 2011). | 18 |
| 1.7 | Distribution du stress hydrique pour les bassins méditerranéens sur la période 1971–1990 (Milano et al., 2013b). Sources : données climatiques CRU TS 3.0 (Mitchell & Jones, 2005), modèle hydrologique WBM (Yates, 1997), demande en eau : bases de données Aquastat (FAO, 2010), FAOStat (http://faostat.fao.org), MIRCA 2000 (Portmann et al., 2010). | 19 |
| 1.8 | Distribution du stress hydrique pour les bassins méditerranéens à l’horizon 2050 (Milano et al., 2013b). Sources : projections climatiques (IPCC, 2007), modèle hydrologique WBM (Yates, 1997), projections de population (UNPD, 2011), projections de surfaces irriguées (Plan Bleu, 2011). | 20 |
| 1.9 | Différents types de modèles hydrologiques. | 23 |
| 1.10 | Schéma de fonctionnement du bilan carboné et de la phénologie du modèle SARRA-H (Sultan et al., 2012). | 25 |
| 1.11 | Exemple d’interaction entre différentes variables influant la ressource et la demande en eau (Sun et al., 2008). | 26 |

| | | |
|------|---|----|
| 2.1 | Localisation du bassin versant de l'Hérault, bassin Rhône-Méditerranée, France. | 32 |
| 2.2 | Evolution moyenne journalière sur la période 1961–2010 (a) des précipitations et (b) de la température du bassin de l'Hérault. | 33 |
| 2.3 | Schéma d'acteurs de l'eau sur le bassin de l'Hérault. SDAGE : Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux, DCE : Directive Cadre sur l'Eau, SAGE : Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux, ASA : Association Syndicale Autorisée. | 34 |
| 2.4 | Fonctionnement de l'ASA du Canal de Gignac. | 36 |
| 2.5 | Cultures principales sur le bassin de l'Hérault. | 37 |
| 2.6 | Le barrage du Salagou. | 38 |
| 2.7 | Principales caractéristiques géographiques du bassin : (a) précipitations et température moyennes annuelles sur 1961–2010 (extrait de la base de données SAFRAN de Météo France) ; (b) formations géologiques (source : SIG 34) ; (c) occupation du sol (source : Corinne Land Cover 2006) ; (d) aménagements hydrauliques et prélèvements en eau (source : AERMC). Les limites noires délimitent les zones amont, médiane et aval du bassin. | 44 |
| 2.8 | Disponibilité temporelle des séries de débit à différentes stations de jaugeage du bassin de l'Hérault. | 44 |
| 2.9 | Découpage spatial du bassin de l'Hérault en six portions selon les caractéristiques géographiques principales et la disponibilité des séries de débit : la Vis à Saint-Laurent (497 km ²), l'Hérault à Laroque (414 km ²), la Lergue à Lodève (186 km ²), l'Hérault à Gignac (514 km ²), le barrage-réservoir du Salagou (77 km ²) et l'Hérault à Agde (972 km ²). | 45 |
| 2.10 | Débit moyen journalier sur la période 1969–2010 aux stations de la Vis à Saint-Laurent, l'Hérault à Laroque, la Lergue à Lodève et l'Hérault à Agde. | 47 |
| 2.11 | Bilan hydrologique moyen annuel entre les ressources en eau et les prélèvements sur le bassin de l'Hérault pour les périodes 1961–1980 (sur la gauche) et 1981–2010 (sur la droite). | 48 |
| 2.12 | Répartition relative des variables du bilan hydrologique sur le bassin de l'Hérault pour les périodes 1961–1980 et 1981–2010. | 49 |
| 2.13 | Variations mensuelles moyennes avant et après 1980 : (a) du débit à l'exutoire, (b) des précipitations, (c) de la température moyenne, (d) des prélèvements en eau totaux. | 50 |
| 2.14 | Régression linéaire entre les précipitations annuelles et le débit annuel et observations sur les périodes 1961–1980 et 1981–2010 pour la portion de Lodève. . . | 51 |
| 2.15 | Bilan hydrologique moyen annuel entre les précipitations, l'évapotranspiration réelle, le volume écoulé et les prélèvements totaux à l'échelle des portions de bassin sur 1961–1980 (1969–1980 pour Laroque) et 1981–2010. | 52 |
| 2.16 | Evolution du rapport entre les prélèvements totaux (Pr) sur le bassin et le débit (Q) mesuré à Agde sur la période 1961–2010 : (a) moyennes annuelles (la série de débit présente des lacunes en 1986) ; (b) moyennes mensuelles sur les périodes 1961–1980 et 1981–2010. | 54 |
| 3.1 | Principes généraux de la chaîne de modélisation hydrologique intégrative. RED : ressource en eau disponible, DE : demande en eau, TSD : taux de satisfaction de la demande. | 60 |
| 3.2 | Données du barrage du Salagou. | 63 |
| 3.3 | Schéma du modèle hydrologique GR4J (adapté de Perrin <i>et al.</i> , 2003). | 67 |

| | | |
|------|---|-----|
| 3.4 | Coupe du barrage du Salagou avec illustrations des installations et des différentes vannes. | 68 |
| 3.5 | Fonctionnement général du barrage du Salagou (P : précipitations ; E : évaporation ; Pr : prélèvements ; Q_{in} : débit entrant ; Q_{out} : débit sortant ; ΔR : variation de la réserve). | 70 |
| 3.6 | Schématisation du modèle de gestion du barrage. | 71 |
| 3.7 | Description du modèle de demande en eau agricole (basé sur Allen et al., 1998). | 76 |
| 3.8 | Principe général de la relation sol–plante–climat–pratiques agricoles pour l'évaluation de la demande en eau agricole. | 77 |
| 3.9 | Différents systèmes d'irrigation dans le bassin de l'Hérault. | 79 |
| 3.10 | Calage du modèle hydrologique à Agde en mode global : (a) hydrogrammes moyens observés et simulés sur les périodes de calage et de validation, (b) débit et du volume écoulé mensuel de 1961 à 2010. | 81 |
| 3.11 | Analyse de sensibilité des paramètres à la fonction d'agrégation F_{agg} | 82 |
| 3.12 | Hydrogrammes moyens à l'exutoire de chaque portion de bassin obtenus après calage-validation en mode semi-distribué. | 85 |
| 3.13 | Calage des lâchers de barrage du Salagou sur 1990–2010 : variables observées et simulées du (a) débit turbiné (Q_t), (b) débit lâché (Q_l), (c) débit sortant total (Q_{out}) et (d) volume de la réserve. | 87 |
| 3.14 | Evolution de la cote du barrage observée et simulée sur 1971–1989. | 87 |
| 3.15 | Hydrogrammes moyens observé et simulé en mode global (LP), en mode semi-distribué sans barrage (SD) et en mode semi-distribué avec barrage (SDD) sur 1961–1980 (validation) et 1981–2010 (calage). | 88 |
| 3.17 | Années présentant pour au moins une décade un TSD inférieur à la très forte satisfaction et fréquence sur 5 ans de ces années sur les périodes 1961–1980 et 1981–2010. | 89 |
| 3.16 | Evaluation de la demande agricole et domestique sur la période 1961–2010 par portion de bassin. | 90 |
| 3.18 | Evolution moyenne décadaire du TSD pour les demandes agricole et domestique sur les périodes 1961–1980 et 1981–2010. Ces moyennes ont été calculées pour les années présentant au moins un pas de temps où la demande en eau n'a pas été très fortement satisfaite (voir FIG 3.17). | 91 |
| 3.19 | Variation des conditions hydro-climatiques sur le bassin de l'Hérault sur la période 1961–2010 : (a) précipitations et température annuelles ; (b) précipitations et température saisonnières moyennes. | 92 |
| 3.20 | Variation annuelle de (a) la population, (b) la demande en eau domestique (DED) unitaire, (c) la surface irriguée sur chaque portion du bassin de l'Hérault sur la période 1961–2010. | 94 |
| 4.1 | Comparaison des observations SAFRAN et des simulations ARPEGE sur la période 1981–2000 : (a) Variation saisonnière moyenne des précipitations, température moyenne et ETP décadaires ; (b) Evolution inter-annuelle des précipitations, température moyenne et ETP. | 103 |
| 4.2 | Carte des précipitations, températures et ETP moyennes annuelles observées (SAFRAN) et simulées (ARPEGE) sur le bassin versant de l'Hérault pour la période 1981–2000. | 104 |
| 4.3 | Carte des variations de précipitations, températures et ETP moyennes annuelles entre les périodes 2041–2060 (simulé) et 1981–2000 (observé). | 106 |

| | | |
|------|---|-----|
| 4.4 | Evolution saisonnière des précipitations (P), de l'évapotranspiration potentielle (ETP) et du débit (Q) décennales entre les périodes 1981–2000 et 2041–2060 résultant des projections du MCG ARPEGE pour les SGES A1B, A2 et B1. | 107 |
| 4.5 | Variation de la température (°C/an) dans le Sud de la France entre les années 1970 et l'horizon 2055 selon quatre modèles climatiques globaux (source : DRIAS www.drias-climat.fr). | 109 |
| 4.6 | Variation des précipitations (mm/an) dans le Sud de la France entre les années 1970 et l'horizon 2055 selon quatre modèles climatiques globaux (source : DRIAS www.drias-climat.fr). | 110 |
| 4.7 | Evolution sur le bassin de l'Hérault entre 1981–2000 et 2041–2060 pour les scénarios tendanciel et de mitigation de : (a) la population (source : INSEE); (b) la demande domestique unitaire et (c) la demande domestique. | 114 |
| 4.8 | Evolution saisonnière moyenne du débit (Q) et de la demande en eau agricole (DEA) décennales par portion de bassin entre 1981–2000 et 2041–2060 résultant de la projection climatique ARPEGE–A2 pour l'ETP. | 117 |
| 4.9 | Evolution de la cote du réservoir du Salagou sur la période observée (1981–2000) et la période projetée (2041–2060). | 118 |
| 4.10 | Evolution de la fréquence de satisfaction et du TSD moyen décennal pour les années non satisfaites pour la demande domestique (DED) et agricole (DEA) par portion de bassin, sous contrainte d'évolution de l'ETP seule. | 119 |
| 4.11 | Evolution de la fréquence de satisfaction et du TSD moyen décennal pour les années non satisfaites pour la demande environnementale (DEE), domestique (DED) et agricole (DEA) par portion de bassin, sous contrainte d'évolution de l'ETP seule. | 120 |
| 4.12 | Evolution de la fréquence de satisfaction et du TSD moyen décennal pour les années non satisfaites pour la demande environnementale (DEE), domestique (DED) et agricole (DEA) par portion de bassin, sous contrainte d'évolution de l'ETP seule, avec la demande environnementale en dernière priorité. | 121 |
| 4.13 | Evolution de la fréquence de satisfaction et du TSD moyen décennal pour les années non satisfaites pour la demande environnementale (DEE), domestique (DED) et agricole (DEA) par portion de bassin, sous contrainte des changements combinés d'évolution de l'ETP et d'usage avec la demande environnementale en dernière priorité. | 123 |
| 5.1 | Evolution globale des émissions et de la concentration en CO ₂ , CH ₄ et SO ₂ et des forçages radiatifs ainsi que de la température pour six SGES et 19 modèles climatiques globaux. En noir : observations entre 1900 et 2000, en couleur : simulations entre 2000 et 2100. En trait plein : tendance moyenne, en foncé : zone de déviation standard, en clair : gamme d'incertitude totale. Source : Solomon et al. (2007) | 142 |
| 5.2 | Evolution moyenne multi-modèle de (a) précipitations (mm/j), (b) humidité du réservoir sol (%), (c) débit (mm/j) et (d) évaporation (mm/j). Les régions en pointillé sont celles où au moins 80 % des modèles convergent pour le signe du changement. Les changements concernent les moyennes annuelles pour le SGES A1B entre les périodes 1980–1999 et 2080–2099. Source : Solomon et al. (2007) | 143 |
| 5.3 | Exemple de modèle de gestion participative (modifié de von Korff et al., 2010). | 148 |
| C.1 | Résultats de calage (1981–2010) et validation (1961–1980) à Agde en mode global avec l'ETP calculée selon Oudin et al. (2005) et Allen et al. (1998) | 192 |

| | | |
|-----|--|-----|
| C.2 | Performances de calage (1981–2010) et validation (1961–1980) à Agde en mode global selon la fonction critère (F_{agg} avec NSE_{IQ} ou NSE_e). | 194 |
| C.3 | Analyse de sensibilité des paramètres au critère de Nash-Sutcliffe. | 195 |
| C.4 | Analyse de sensibilité des paramètres au critère de Nash-Sutcliffe sur l'étiage. | 195 |
| C.5 | Analyse de sensibilité des paramètres à l'erreur de volume. | 196 |
| C.6 | Analyse de sensibilité des paramètres à l'erreur de volume moyenne. | 196 |
| E.1 | Evaluation des variables les plus sensibles dans le calcul de la demande en eau agricole : (a) RFUm; (b) ETM; (c) P_{eff} et (d) S_{irri} | 202 |
| E.2 | Sensibilité de l'estimation de la demande agricole à l'efficacité du réseau d'irrigation. | 203 |
| E.3 | Analyse de sensibilité de l'ETM en fonction du choix (a) du calcul de l'ET et (b) des valeurs de k_c | 203 |
| E.4 | Analyse de sensibilité des surfaces irriguées : test avec les valeurs maximum et minimum observées. | 204 |
| E.5 | Analyse de sensibilité de la RFUm avec une variation de $\pm 10\%$ de (a) l'ETM, (b) TA^{tab} , (c) Z , $cdc-pmp$ et ρ_a , et (d) P_{gr} | 205 |

Liste des tableaux

| | | |
|-----|--|-----|
| 1.1 | Demande en eau moyenne sur la période 2000-2005 par secteur d'utilisation en Méditerranée (d'après Blinda & Thivet, 2009). | 16 |
| 2.1 | Prélèvements annuels sur le bassin de l'Hérault en 2004 (Source : SAGE du bassin du fleuve Hérault, 2005). | 36 |
| 2.2 | Caractéristiques des principaux barrages du bassin de l'Hérault. | 38 |
| 2.3 | Résultats des tests statistiques sur les volumes d'eau annuels à plusieurs stations de jaugeage. *Ces tests ont été calculés sur la période 1961–2010 sauf à Laroque (1969–2010). | 42 |
| 2.4 | Valeurs des paramètres α et P_0 obtenus pour l'évaluation de l'ETR et coefficient de détermination (r^2) pour chaque portion sur les périodes 1961–1980 et 1981–2010. *La portion d'Agde contient les portions de Gignac et du Salagou; les paramètres ont été calculés sur 1969–2010 pour la portion de Laroque. | 51 |
| 3.1 | Définition des classes du taux de satisfaction de la demande en eau. | 62 |
| 3.2 | Valeurs mensuelles de k_c par type de culture (tiré de : Allen et al., 1998 ; Carbonneau, 1998 ; Huguet & Genard, 1998). | 64 |
| 3.3 | Valeurs des variables utilisées pour le calcul de la réserve utile par type de culture. ω_{CC} : capacité au champ, ω_{PF} : l'humidité au point de flétrissement, Z : profondeur racinaire, P_{gr} : pierrosité, ρ_a : masse volumique apparente du sol. | 64 |
| 3.4 | Données utilisées dans la chaîne de modélisation intégrative. | 65 |
| 3.5 | Gammes et pas des valeurs de paramètres testés lors du calage du modèle GR4J. | 74 |
| 3.6 | Valeurs des fonctions objectifs en calage/validation croisé sur les périodes 1961–1980 et 1981–2010 pour l'Hérault à Agde en mode global. | 80 |
| 3.7 | Valeurs des fonctions objectifs obtenues après calage/validation en mode semi-distribué par portion de bassin et agrégation à l'exutoire. | 84 |
| 3.8 | Valeurs des paramètres obtenus en mode semi-distribué après calage, superficie, période de calage, précipitation annuelle moyenne (P_{moy}) et module sur la période de calage par portion de bassin. | 86 |
| 4.1 | Scénarios tendanciel et de mitigation de gestion du barrage du Salagou (BL : ASA de Bosc-Lacoste, O : ASA d'Octon). | 112 |
| 4.2 | Valeur du débit turbiné (Q_t) en fonction de la phase de remplissage de la réserve et de la cote (C) de la réserve. | 112 |
| 4.3 | Valeurs du débit biologique (DB) et du débit plancher (DP) estimés par le SMBFH à l'exutoire de chaque portion de bassin. | 112 |
| 4.4 | Evolution du taux d'accroissement moyen annuel (TCMA) des départements du Gard et de l'Hérault projeté de 2010 à 2040, et calculé pour 2041–2060 pour les scénarios central et bas de l'INSEE. | 113 |

| | | |
|-----|--|-----|
| 4.5 | Valeurs seuil des consommations unitaires (en $\text{m}^3/\text{hab}/\text{an}$) par portion de bassin observées sur la période 1961–1990. | 114 |
| 4.6 | Evolution moyenne des surfaces irriguées par portion de bassin entre la période de référence 1981–2000 et la période 2041–2060 pour les scénarios tendanciel et de mitigation. | 115 |
| 4.7 | Fréquence d’insatisfaction annuelle moyenne sur cinq années pour la période 2041–2060 par portion de bassin sous l’effet des scénarios de mitigation de la demande. DEE : demande en eau environnementale, DED : demande en eau domestique, DEA : demande en eau agricole. | 124 |
| 4.8 | Fréquence d’insatisfaction annuelle moyenne de la demande (sur 5 années) sur la période 2041–2060 par portion de bassin sous contrainte de changement climatique en tenant compte de l’évolution d’ETP et de P pour le scénario A2 du modèle ARPEGE. | 126 |
| 4.9 | Fréquence d’insatisfaction moyenne de la demande (sur 5 années) sur la période 2041–2060 par portion de bassin sous contrainte de changement d’usage en attribuant à la demande environnementale la plus haute priorité. | 126 |
| 5.1 | Apports et limites de la méthodologie proposée en fonction des objectifs de l’étude. | 135 |
| B.1 | Description des paramètres de calage de GR4J. | 190 |
| B.2 | Variables du modèle GR4J et leur mode de calcul. | 190 |
| C.1 | Valeurs des fonctions critères et de la fonction objectif obtenues sur la période de calage avec NSE_{IQ} ou NSE_e | 194 |
| C.2 | Valeurs des fonctions critères et de la fonction objectif obtenues sur la période de validation avec NSE_{IQ} ou NSE_e | 194 |
| D.1 | Résultats de calage du modèle barrage en fonction du type de calcul d’évaporation sur 1990–2010. | 198 |
| D.2 | Résultats de calage du modèle barrage en fonction d’une variation de $\pm 10\%$ de Q_t et Q_l sur 1990–2010. | 199 |

Liste des abréviations

| | |
|-----------|---|
| AEP | Alimentation en Eau Potable |
| AERMC | Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse |
| ASA | Association Syndicale Autorisée |
| CCNUCC | Convention Cadre de Nations Unies sur les Changements Climatiques |
| CERFACS | Centre Européen de Recherche et de Formation Avancée en Calcul Scientifique |
| CG30 | Conseil Général du Gard |
| CG34 | Conseil Général de l'Hérault |
| CLC | Corine Land Cover |
| CLE | Commission Locale de l'Eau |
| DCE | Directive Cadre sur l'Eau |
| DE | Demande en Eau |
| DEA | Demande en Eau Agricole |
| DED | Demande en Eau Domestique |
| DEE | Demande en Eau Environnementale |
| DREAL | Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement |
| DRIAS | Donner accès aux scénarios climatiques Régionalisés français pour l'Impact et l'Adaptation de nos Sociétés et environnement |
| E | Evaporation |
| E_r | Efficacité du réseau d'irrigation |
| ET0 | Evapotranspiration de référence |
| ETM | Evapotranspiration Maximale |
| ETP | Evapotranspiration Potentielle |
| ETR | Evapotranspiration Réelle |
| F_{agg} | Fonction d'agrégation |
| FAO | Food and Agriculture Organization |
| GIBSI | Gestion Intégrée des Bassins Versants à l'aide d'un Système Informatisé |
| GICC | Gestion et Impacts du Changement Climatique |
| GIEC | Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat |
| GR4J | modèle du Génie Rural à 4 paramètres Journaliers |
| I | demande en irrigation |
| IFN | Inventaire Forestier National |
| INSEE | Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques |
| IP | Indice Pluviométrique |
| IPCC | International Panel on Climate Change |
| k_c | coefficient de culture |
| MEEDM | Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer |

| | |
|------------------|--|
| NGF | Nivellement Général de la France |
| NSE | critère de Nash-Sutcliffe |
| NSE _e | critère de Nash-Sutcliffe sur l'étiage |
| P | Précipitations |
| PAC | Politique Agricole Commune |
| PACC | Plan d'Adaptation au Changement Climatique |
| PAM | Plan d'Action pour la Méditerranée |
| P _{eff} | Précipitation effective |
| PGRE | Plan de la Gestion de la Ressource et des Etiages |
| PIB | Produit Intérieur Brut |
| PNAC | Plan National d'Adaptation au Changement Climatique |
| PNUE | Programme des Nations Unies pour l'Environnement |
| RCP | Representative Concentration Pathways |
| RED | Ressource en Eau Disponible |
| REMedHE | identification et impacts du changement climatique sur la gestion intégrée des Ressources en Eau en Méditerranée : évaluation comparative Hérault-Ebre |
| RFU _m | Réserve Facilement Utilisable maximale |
| RGA | Recensement Général Agricole |
| RU | Réserve Utile |
| SAFRAN | Système d'Analyse Fournissant des Renseignements Atmosphériques à la Neige |
| SAGE | Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux |
| SAU | Superficie Agricole Utilisée |
| SDAGE RMC | Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux du bassin Rhône-Méditerranée et Corse |
| SGES | Scénario de Gaz à Effet de Serre |
| SMBFH | Syndicat Mixte du Bassin du Fleuve Hérault |
| TA | Tarissement Admissible |
| TCMA | Taux d'Accroissement Moyen Annuel |
| TSD | Taux de Satisfaction de la Demande |
| VE | Erreur de Volume |
| VE _m | Erreur de Volume moyenne |
| WEAP | Water Evaluation And Planning |

Annexe A

Détail du calcul de l'ET₀ Penman-Monteith de la FAO

L'équation proposée par la FAO pour le calcul de l'ET0 est la suivante :

$$ET0 = \frac{0,408\Delta(R_n - G) + \gamma \frac{900}{T+273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + 0,34 \times u_2)} \quad (A.1)$$

Avec ET0 en mm/jour, R_n la radiation nette (MJ/m²/jour), G la densité de flux de chaleur du sol (MJ/m²/jour), négligée ici car très faible devant R_n , T la température (°C), u_2 la vitesse du vent à 2 m d'altitude (m/s), e_s la pression de vapeur saturante (kPa), e_a la pression de vapeur de l'air (kPa), Δ la pente de la courbe de pression de vapeur (kPa/°C) et γ la constante psychrométrique (kPa/°C).

Chaque variable de cette équation est calculée dans cette étude comme suit :

D'après les recommandations de la FAO, la vitesse du vent à 2 m d'altitude u_2 peut être exprimée en fonction de u_{10} , la vitesse du vent à 10 m d'altitude selon l'équation suivante :

$$u_2 = u_{10} \times \frac{4,87}{\ln(67,8 \times 10 - 5,42)} = u_{10} \times 0,75 \quad (A.2)$$

$$e_s = 610,8 \times \exp\left(\frac{17,27 \times T}{237,3 + T}\right) \quad (A.3)$$

$$P = 101,3 \times \left(\frac{293 - 0,0065 \times z}{293}\right)^{5,26} \quad (A.4)$$

Avec P la pression atmosphérique (kPa) et z l'altitude (m NGF).

$$e_a = \frac{HS \times P}{HS + 0,6221} \quad (A.5)$$

$$\Delta = \frac{4098 \times e_s}{(T + 237,3)^2} \quad (A.6)$$

$$\gamma = \frac{0,665 * P}{1000} \quad (A.7)$$

$$R_{IRn} = \epsilon \times R_{IRi} - \epsilon \times \sigma \times T_s^4 \quad (A.8)$$

Avec R_{IRn} le rayonnement infra-rouge net (MJ/m²/jour), ϵ l'émissivité, R_{IRi} le rayonnement infra-rouge incident, σ la constante de Stefan-Boltzman ($= 5,67.10^{-8} \times 24 \times 3600$ J/j/m²/K⁴) et T_s la température du sol (°C), prise ici équivalente à la température de l'air.

$$R_{Vn} = (1 - \alpha) \times R_{Vi} \quad (A.9)$$

Avec R_{Vn} le rayonnement visible net (MJ/m²/jour), α l'albédo et R_{Vi} le rayonnement visible incident (MJ/m²/jour).

$$R_n = R_{IRn} + R_{Vn} \quad (\text{A.10})$$

Annexe B

Fonctionnement du modèle hydrologique GR4J

TABLEAU B.1 – Description des paramètres de calage de GR4J.

| Paramètre | Symbole | Unité |
|-----------------------------------|---------|-------|
| Taille du réservoir de production | x_1 | mm |
| Paramètre d'échanges souterrains | x_2 | mm |
| Taille du réservoir de routage | x_3 | mm |
| Durée des hydrogrammes unitaires | x_4 | jour |

TABLEAU B.2 – Variables du modèle GR4J et leur mode de calcul.

| Variable | Symbole | Calcul |
|---|---------|--|
| Evapotranspiration potentielle | E | Eq 3.4 |
| Précipitations | P | Données de ré-analyse SAFRAN |
| Evapotranspiration nette | En | $En = 0$ si $P \geq E$ $En = E - P$ si $P < E$ |
| Précipitation nette | Pn | $Pn = P - E$ si $P \geq E$ $Pn = 0$ si $P < E$ |
| Alimentation du réservoir de production | Ps | $Ps = \frac{x_1 \left(1 - \left(\frac{S}{x_1}\right)^2\right) \tanh\left(\frac{Pn}{x_1}\right)}{1 + \frac{S}{x_1} \tanh\left(\frac{Pn}{x_1}\right)}$ si $Pn > 0$ |
| Evaporation du réservoir de production | Es | $Es = \frac{S \left(2 - \frac{S}{x_1}\right) \tanh\left(\frac{En}{x_1}\right)}{1 + \left(1 - \frac{S}{x_1}\right) \tanh\left(\frac{En}{x_1}\right)}$ si $En > 0$ |
| Remplissage du réservoir de production | S | $S = S - Es + Ps$ avant percolation $S = S - Perc$ après percolation |
| Percolation | Perc | $Perc = S \left\{ 1 - \left[1 + \left(\frac{4}{9} \frac{S}{x_1}\right)^4 \right]^{-1/4} \right\}$ |
| Alimentation du réservoir de routage | Pr | $Pr = Perc + Pn - Ps$ |
| Echanges souterrains | F | $F = x_2 \left(\frac{R}{x_3}\right)^{7/2}$ |
| Débit produit par UH1 | Q9 | Loi de l'hydrogramme unitaire |
| Remplissage du réservoir de routage | R | $R = \max(0; R + Q9 + F)$ avant vidange $R = R - Qr$ après vidange |
| Débit sortant du réservoir de routage | Qr | $Qr = R \left\{ 1 - \left[1 + \left(\frac{R}{x_3}\right)^4 \right]^{-1/4} \right\}$ |
| Débit produit par UH2 | Q1 | Loi de l'hydrogramme unitaire |
| Débit après échange souterrain | Qd | $Qd = \max(0; Q1 + F)$ |
| Débit total | Q | $Q = Qr + Qd$ |

Annexe C

Analyse de sensibilité du modèle hydrologique

1 Sensibilité du modèle au calcul d'ETP

Deux types de calcul d'ETP ont été testés lors du calage du modèle en mode global. Les résultats obtenus ont été comparés au travers des critères de calage choisis au préalable. Le choix du critère pour la représentation de l'étiage est discuté dans la section suivante. La première est la formule proposée par [Oudin *et al.* \(2005\)](#) (EQ C.1). Ce calcul, basé uniquement sur la température, a été testé car les auteurs ont montré que son utilisation apportait des résultats de modélisation hydrologique satisfaisants.

$$ETP = \begin{cases} \frac{R_e}{\lambda \rho} \frac{T+5}{100} & \text{si } T + 5 > 0 \\ 0 & \text{sinon} \end{cases} \quad (\text{C.1})$$

Avec ETP en mm/jour, R_e la radiation extraterrestre qui dépend de la latitude et du jour julien en MJ/m²/jour, λ le flux de chaleur latente égal à 2,45 MJ/kg, ρ la densité de l'eau en kg/m³, T la température de l'air en °C.

Comme les données de ré-analyse SAFRAN de MétéoFrance fournissent des données permettant de calculer une ETP basée non seulement sur la température mais aussi sur la radiation, la formule d'évapotranspiration de référence (ET0) Penman-Monteith proposée par la FAO ([Allen *et al.*, 1998](#)) a aussi été testée (Annexe 2, EQ 3.4). Cette formule a été recommandée par la FAO pour les études d'agronomie et peut aussi être utilisée pour évaluer l'évaporation des plans d'eau.

La FIG C.1 présente les hydrogrammes décennaux moyens ainsi que les valeurs des fonctions critères et de la fonction objectif obtenus avec les deux types de calcul d'évapotranspiration sur les périodes de calage et de validation. Quel que soit le critère et la période, les résultats sont meilleurs avec la formule proposée par la FAO qu'avec celle de [Oudin *et al.* \(2005\)](#). La F_{agg} est améliorée de 7 points en calage et de 16 points en validation. L'amélioration est la plus notable entre les mois de mai et septembre où le débit est moins sous-estimé avec la formule de la FAO. Dans le reste de l'étude, la formule d'ET0 Penman-Monteith de la FAO ([Allen *et al.*, 1998](#)) a donc été retenue.

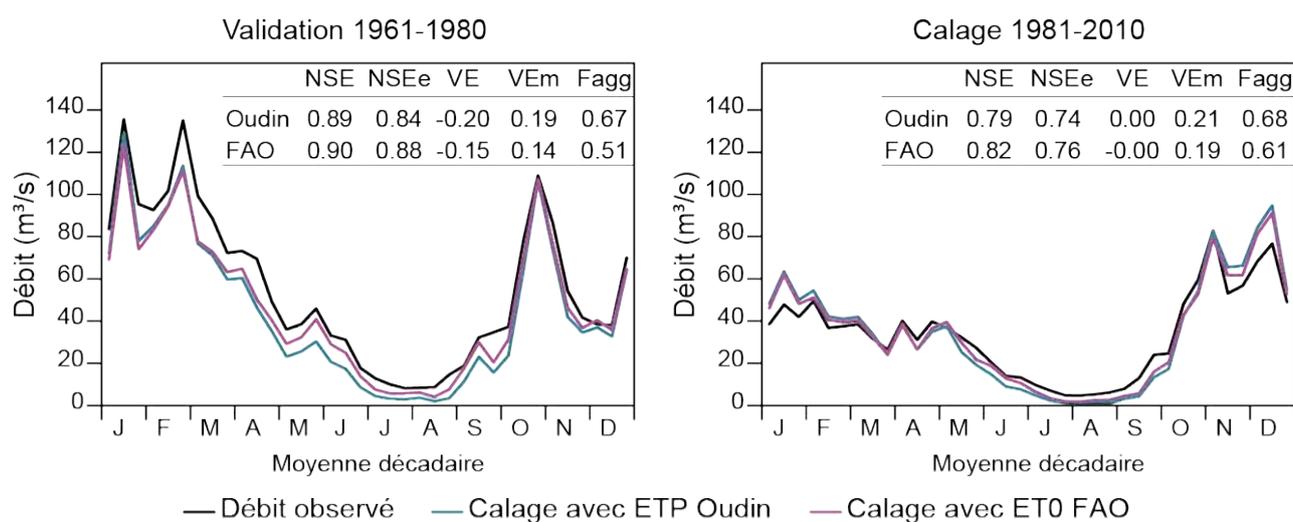


FIGURE C.1 – Résultats de calage (1981–2010) et validation (1961–1980) à Agde en mode global avec l'ETP calculée selon [Oudin *et al.* \(2005\)](#) et [Allen *et al.* \(1998\)](#).

2 Sensibilité du modèle à la fonction critère sur l'étiage

Afin d'évaluer la capacité du modèle hydrologique à représenter les étiages, deux fonctions critère ont été testées. Tout d'abord, [Pushpalatha *et al.* \(2012\)](#) ont montré que le critère de Nash-Sutcliffe calculé sur l'inverse des débits ([Le Moine, 2008](#)) sur l'ensemble de la période de calage était le mieux adapté (EQ C.2). Le critère de Nash-Sutcliffe calculé sur les débits d'étiage (NSE_e) de l'ensemble de la période a aussi été évalué lors du calage du modèle hydrologique. La période d'étiage considérée ici est comprise entre mi-juin et mi-septembre. Dans chaque cas, la fonction d'agrégation considère uniquement le critère étudié, soit en remplaçant NSE_e par NSE_{IQ} dans l'EQ 3.13 pour un calage avec NSE_{IQ} .

$$NSE_{IQ} = 1 - \frac{\sum_{t=1}^N \left(\frac{1}{Q_{obs,t+\varepsilon}} - \frac{1}{Q_{sim,t+\varepsilon}} \right)^2}{\sum_{t=1}^N \left(\frac{1}{Q_{obs,t+\varepsilon}} - \frac{1}{Q_{obs,t+\varepsilon}} \right)^2} \quad (C.2)$$

avec N le nombre de pas de temps dans la période étudiée, $Q_{obs,t}$ and $Q_{sim,t}$ le débit observé et simulé au pas de temps t , $\overline{Q_{obs}}$ la moyenne du débit observé, ε une constante faible, équivalente à $\frac{Q_{obs}}{100}$ d'après les recommandations de [Pushpalatha *et al.* \(2012\)](#).

Les résultats de calage et de validation avec les deux critères sont présentés sur les TAB C.1 et C.2 et la FIG C.2. Sur chaque période, cette figure présente les hydrogrammes décadaires moyens et les fonctions critères obtenues. En période de calage, le NSE_e donne des résultats légèrement meilleurs pour le NSE (0,82 contre 0,81) et VE_m (0,19 contre 0,22). Les VE montrent qu'avec le NSE_{IQ} les volumes écoulés sont légèrement sur-estimés (0,00) et qu'avec le NSE_e , ils sont légèrement sous-estimés (-0,00). En période de validation, le NSE est meilleur avec le NSE_e (0,90 contre 0,84) mais le VE et le VE_m sont meilleurs avec le NSE_{IQ} (respectivement -0,12 contre -0,15 et 0,12 contre 0,14). L'hydrogramme moyen sur cette période représente cependant mieux les pics de crue avec le NSE_e . De même qu'en période de calage, l'étiage est sur-estimé avec le NSE_{IQ} et sous-estimé avec le NSE_e . Le critère de NSE_e a alors été choisi pour cette étude puisque la dynamique de l'hydrogramme est plutôt mieux représentée avec ce critère et qu'il a tendance à sous-estimer les étiage. Avec une problématique de disponibilité de la ressource en eau, notamment en période de basses eaux où la demande est la plus forte, il nous a paru plus pertinent d'être plutôt pessimiste qu'optimiste quant à la capacité du bassin de l'Hérault à satisfaire les demandes en eau.

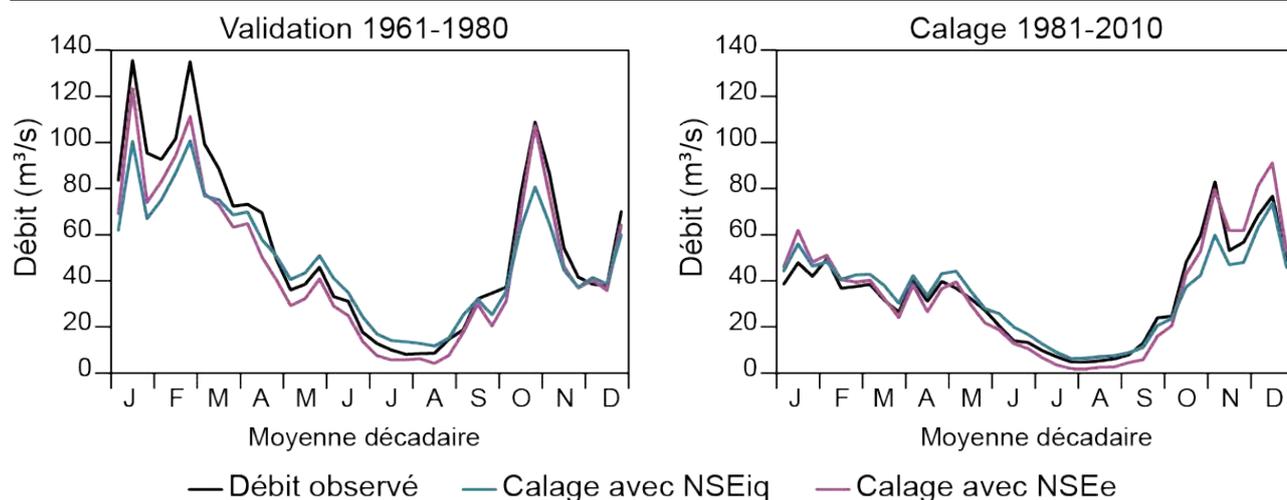


FIGURE C.2 – Performances de calage (1981–2010) et validation (1961–1980) à Agde en mode global selon la fonction critère (F_{agg} avec NSE_{IQ} ou NSE_e).

TABLEAU C.1 – Valeurs des fonctions critères et de la fonction objectif obtenues sur la période de calage avec NSE_{IQ} ou NSE_e .

| | NSE | NSE_e | NSE_{IQ} | VE | VE_m | F_{agg} |
|------------|------|---------|------------|-------|--------|-----------|
| NSE_{IQ} | 0,81 | 0,68 | 0,54 | 0,00 | 0,22 | 0,88 |
| NSE_e | 0,82 | 0,76 | -6,80 | -0,00 | 0,19 | 0,61 |

TABLEAU C.2 – Valeurs des fonctions critères et de la fonction objectif obtenues sur la période de validation avec NSE_{IQ} ou NSE_e .

| | NSE | NSE_e | NSE_{IQ} | VE | VE_m | F_{agg} |
|------------|------|---------|------------|-------|--------|-----------|
| NSE_{IQ} | 0,84 | 0,80 | 0,39 | -0,12 | 0,12 | 1,02 |
| NSE_e | 0,90 | 0,88 | -14,59 | -0,15 | 0,14 | 0,51 |

3 Sensibilité des paramètres à la fonction objectif

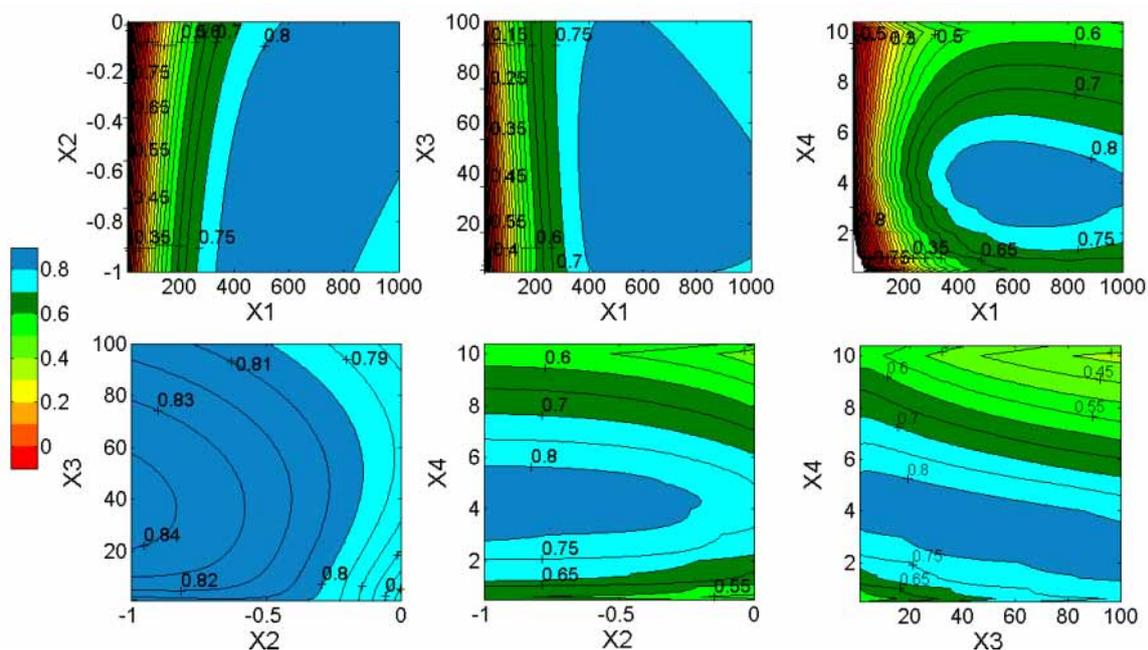


FIGURE C.3 – Analyse de sensibilité des paramètres au critère de Nash-Sutcliffe.

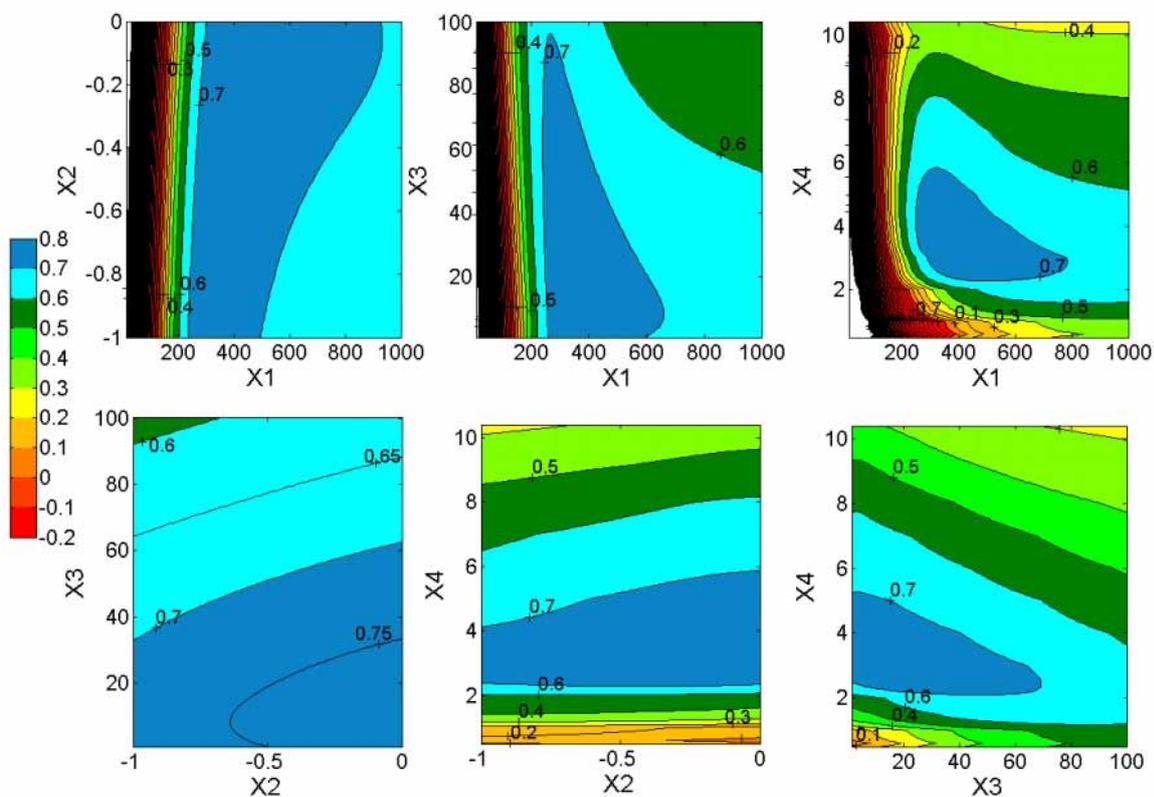


FIGURE C.4 – Analyse de sensibilité des paramètres au critère de Nash-Sutcliffe sur l'étiage.

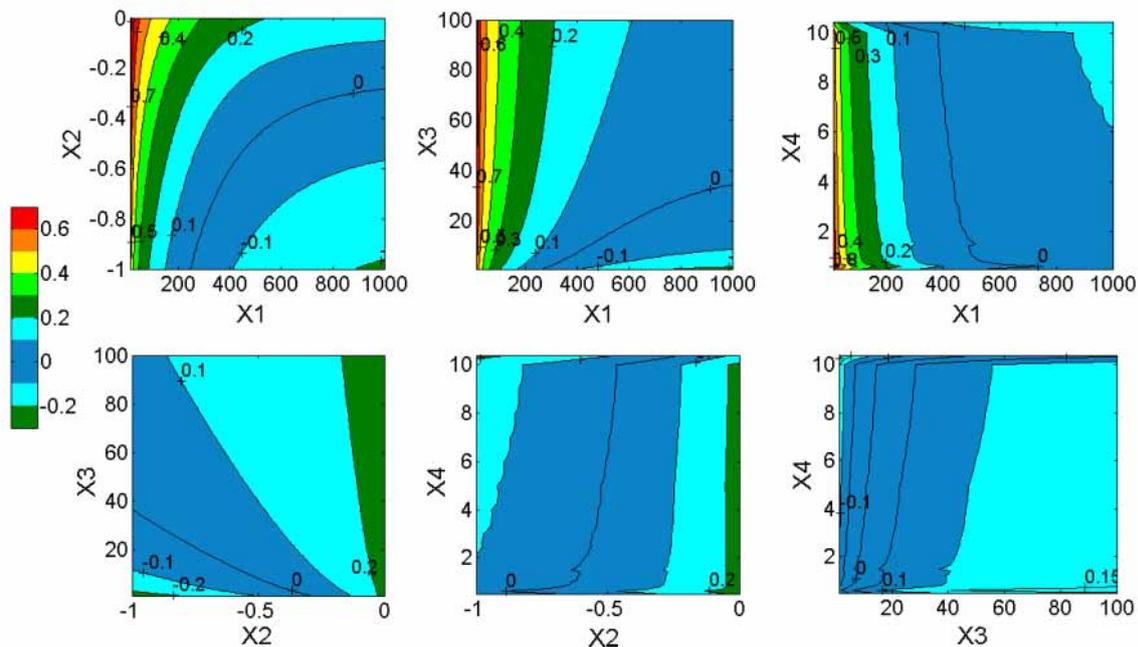


FIGURE C.5 – Analyse de sensibilité des paramètres à l’erreur de volume.

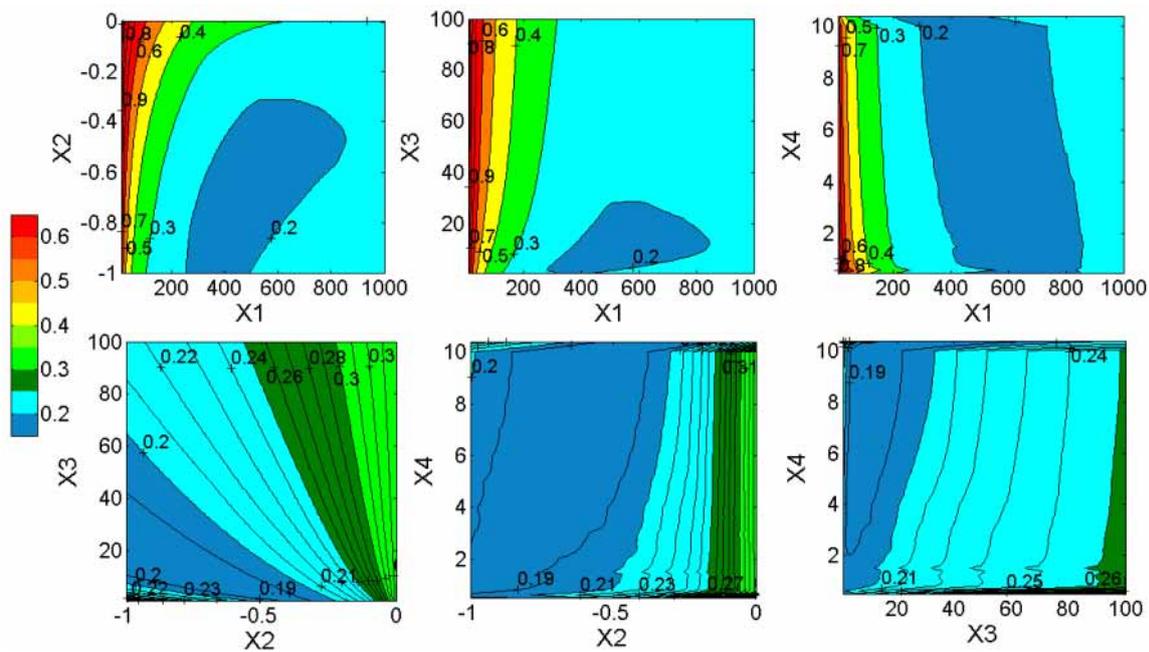


FIGURE C.6 – Analyse de sensibilité des paramètres à l’erreur de volume moyenne.

Annexe D

Analyse de sensibilité du modèle barrage

1 Influence du calcul d'évaporation

Dans un premier temps, l'analyse de sensibilité du modèle barrage a porté sur l'influence du choix du calcul d'évaporation sur les résultats de calage. Les deux types de calcul testés ici sont l'ETP de Oudin *et al.* (2005) et celle de la FAO (Allen *et al.*, 1998). Le TAB D.1 présente les résultats de calage avec ces deux formules pour les critères de NSE, VE et VE_m sur le débit turbiné (Q_t), le débit lâcher (Q_l), le débit sortant total (Q_{out}) et le volume de la réserve (R). Les résultats sont meilleurs en utilisant la formule de la FAO. Cette formule est utilisée dans le reste de cette étude dans les modèles hydrologique et de demande agricole. Cela permet en plus d'éviter la propagation d'incertitude cumulée sur le choix du calcul d'évaporation.

TABLEAU D.1 – Résultats de calage du modèle barrage en fonction du type de calcul d'évaporation sur 1990–2010.

| Type de calcul | Critère | Q_t | Q_l | Q_{out} | R |
|----------------|-------------------|-------|-------|-----------|------|
| ETP Oudin | NSE _e | -0,03 | 0,75 | 0,74 | 0,23 |
| | VE | 0,04 | 0,45 | 0,25 | 0,03 |
| | VE _{moy} | 0,15 | 0,55 | 0,31 | 0,03 |
| ET0 FAO | NSE _e | -0,08 | 0,87 | 0,87 | 0,75 |
| | VE | -0,02 | 0,07 | 0,03 | 0,00 |
| | VE _{moy} | 0,12 | 0,19 | 0,12 | 0,02 |

2 Sensibilité des débits sortants

Dans un deuxième temps, l'influence d'une variation de $\pm 10\%$ de Q_t et Q_l a été évaluée sur les résultats de calage du modèle barrage. Les résultats sont présentés dans le TAB D.2. La simulation de Q_{out} semble aussi sensible aux variations de Q_t que de Q_l . Par contre, la simulation de R est plus sensible à la variation de Q_t que de Q_l . En effet, le NSE varie de 0,08 avec une variation de $\pm 10\%$ de Q_t . Avec une variation de $\pm 10\%$ de Q_l , ce critère ne varie pas. La turbine, bien que lâchant des débits faibles par rapport aux vannes, fonctionne toute l'année et pendant toutes les années, contrairement aux vannes qui ne sont ouvertes qu'en cas de crue, en année relativement humide. Les efforts de simulation des débits sortants est donc plus à porter sur la compréhension du fonctionnement de la turbine. Cet ajustement est cependant délicat puisqu'une amélioration du NSE de Q_t de 0,15 (avec une variation de -10 %) entraîne une dégradation de son VE_{moy} de 0,02, ainsi qu'une dégradation des critères de Q_l . Alors que les critères de Q_{out} n'en sont pas réellement modifiés, le NSE de R en est significativement dégradé (de 0,08).

TABLEAU D.2 – Résultats de calage du modèle barrage en fonction d'une variation de $\pm 10\%$ de Q_t et Q_l sur 1990–2010.

| Variable | Critère | Q_t | | Q_l | | Q_{out} | | R | |
|----------|------------|-------|-------|-------|-------|-----------|-------|-------|-------|
| | | +10 % | -10 % | +10 % | -10 % | +10 % | -10 % | +10 % | -10 % |
| Q_t | NSE_e | -0,15 | 0,00 | 0,88 | 0,85 | 0,87 | 0,85 | 0,78 | 0,70 |
| | VE | -0,04 | 0,00 | 0,00 | 0,14 | 0,03 | 0,03 | 0,00 | 0,01 |
| | VE_{moy} | 0,11 | 0,13 | 0,20 | 0,27 | 0,12 | 0,11 | 0,01 | 0,02 |
| Q_l | NSE_e | -0,09 | -0,07 | 0,86 | 0,87 | 0,86 | 0,88 | 0,79 | 0,79 |
| | VE | -0,02 | -0,01 | -0,03 | 0,18 | 0,03 | 0,03 | 0,00 | 0,01 |
| | VE_{moy} | 0,13 | 0,13 | 0,12 | 0,26 | 0,11 | 0,12 | 0,02 | 0,01 |

Annexe E

Analyse de sensibilité du modèle de demande agricole

1 Évaluation des variables les plus sensibles

Dans un premier temps, sur la portion de Gignac, les variables des EQS 3.18 et 3.20 ont été modifiées afin d'évaluer lesquelles étaient les plus sensibles. Pour cela, la demande en eau agricole a été calculée avec des valeurs comprises entre $\pm 10\%$ de chaque variable. Les résultats de cette analyse sont présentés sur la FIG E.1. Les variations de RFUm modifient la demande en eau agricole de $+56\%$ à -16% (pour des variations respectivement de $+10\%$ et -10%). Cette variable est la plus sensible. Les variations de ETM et S_{irri} ont des influences équivalentes, puisqu'elles entraînent une variation de la demande en eau obtenue allant de $+$ à -10% . La variable la moins sensible est P_{eff} . En effet, une évolution de $\pm 10\%$ de cette variable modifie la demande en eau moyenne annuelle de -4 à $+7\%$. C'est donc la variable la moins sensible.

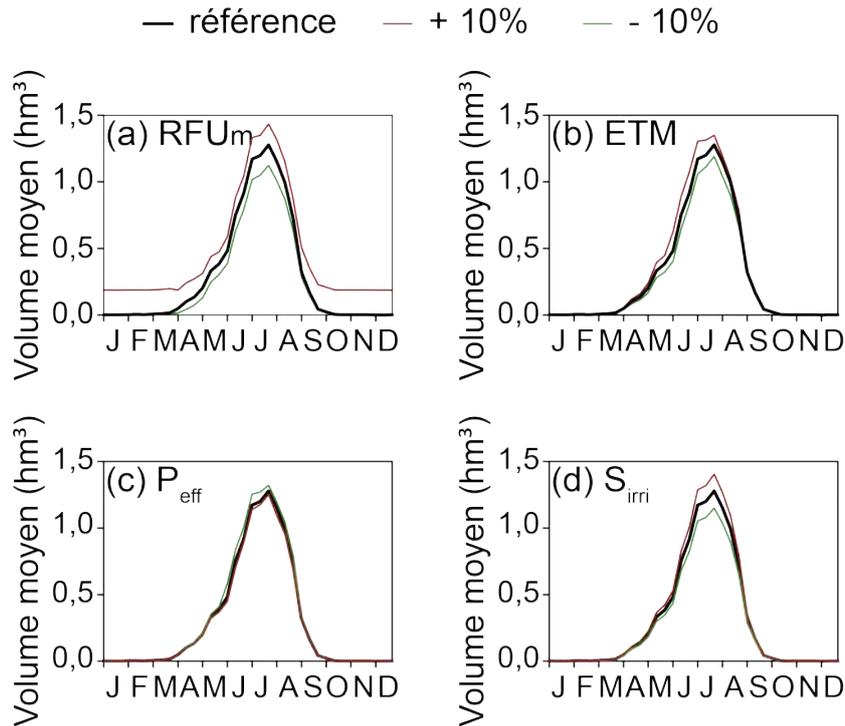


FIGURE E.1 – Evaluation des variables les plus sensibles dans le calcul de la demande en eau agricole : (a) RFUm ; (b) ETM ; (c) P_{eff} et (d) S_{irri} .

La sensibilité à l'efficacité du réseau d'irrigation à l'évaluation de la demande en eau agricole a aussi été évaluée (FIG E.2). Avec un système d'irrigation uniquement sous pression, la demande en eau agricole est deux fois moins importante ($5,07 \text{ hm}^3/\text{an}$ contre $10,77 \text{ hm}^3/\text{an}$ pour le système gravitaire).

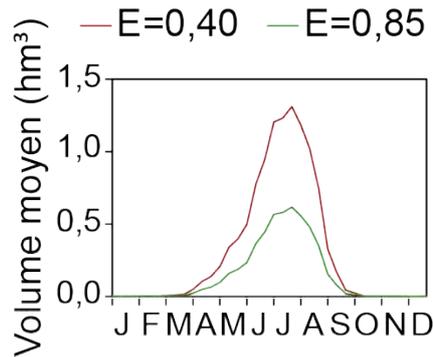


FIGURE E.2 – Sensibilité de l'estimation de la demande agricole à l'efficacité du réseau d'irrigation.

2 Sensibilité de l'ETM

Dans un deuxième temps, toujours sur la portion de Gignac, la sensibilité de l'ETM a été évaluée. Comme cette variable est calculée avec l'ET et le k_c , cette analyse a été menée en évaluant la différence de la demande agricole obtenue avec (i) deux modes de calculs d'ET et (ii) deux sources de valeurs de k_c (FIG E.3). L'ET a été calculée avec la formule proposée par Oudin *et al.* (2005) et celle proposée par la FAO (Allen *et al.*, 1998). Les sources de valeurs de k_c sont (i) la FAO pour les 4 types d'agriculture présentes en contexte méditerranéen (Allen *et al.*, 1998), et (ii) la FAO pour les cultures de blé et d'oignon et la littérature pour les cultures de vigne et d'olivier (Carbonneau, 1998; Huguet & Genard, 1998). L'ET calculée avec la formule de Oudin *et al.* (2005) entraîne une demande en eau agricole annuelle plus importante de 15 % qu'avec une ET0 de la FAO. L'influence de la valeur des k_c par type de culture est cependant plus importante. En effet, en utilisant uniquement les valeurs de k_c proposées par la FAO, la demande agricole annuelle est plus importante de 21 % qu'en utilisant en partie des valeurs de la littérature et de la FAO. Les données de la FAO prolongent aussi d'un mois la demande en automne par rapport aux données de la littérature.

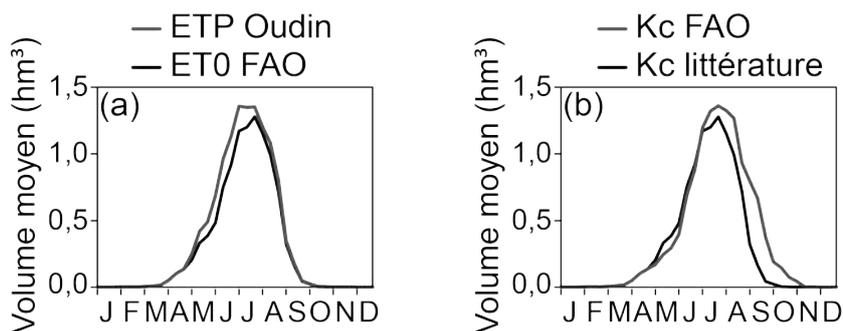


FIGURE E.3 – Analyse de sensibilité de l'ETM en fonction du choix (a) du calcul de l'ET et (b) des valeurs de k_c .

3 Sensibilité des S_{irri}

La sensibilité du modèle de demande agricole aux valeurs de surface irriguée a été évaluée en calculant la demande en eau agricole avec les valeurs observées maximum et minimum

de surface irriguée pour chaque culture (FIG E.4). Comme les données agricoles ne sont disponibles que pour trois années (1979, 1988 et 2000), cette approche permet de donner une gamme d'erreur sur l'extrapolation des données pour les années restantes. En considérant les valeurs minimum, la demande en eau agricole annuelle moyenne diminue de 58 % par rapport aux valeurs annuelles extrapolées. Les valeurs maximum de surfaces irriguées entraînent une augmentation de 24 % de la demande en eau agricole annuelle moyenne. L'influence de cette variable est donc importante puisqu'elle est proportionnelle à la demande en eau agricole. Cependant l'hypothèse d'extrapolation des valeurs de surface irriguée n'est pas incohérente car les dynamiques de pratiques agricoles sont lentes et une erreur de 10 % des ces valeurs entraînent une variation de la demande agricole de ± 10 %.

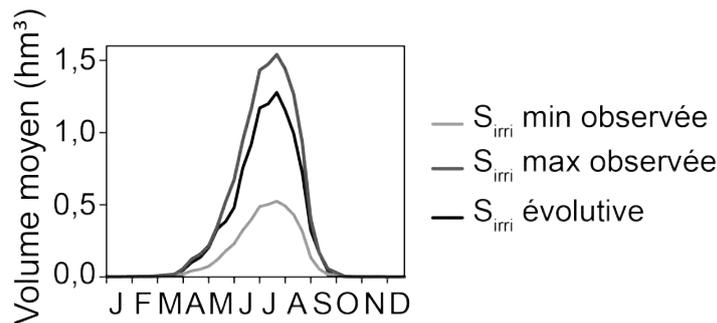


FIGURE E.4 – Analyse de sensibilité des surfaces irriguées : test avec les valeurs maximum et minimum observées.

4 Sensibilité de la RFUm

Comme RFUm est calculée par le produit de TA et RU (EQ 3.16), l'influence de ces deux variables est la même sur RFUm. L'analyse de sensibilité de RFUm a donc porté sur les variables de calcul de RU et TA (EQs 3.15 et 3.17), qui ont été modifiées de ± 10 % afin d'évaluer leur sensibilité sur l'évaluation de la demande agricole (FIG E.5). L'ETM n'apparaît pas comme une variable sensible pour le calcul de l'ETM, car elle induit une variation de la demande agricole de ± 2 % (FIG E.5a). Les autres variables ont une sensibilité équivalente, entraînant une variation de la demande agricole de ± 5 % (FIG E.5b, c et d).

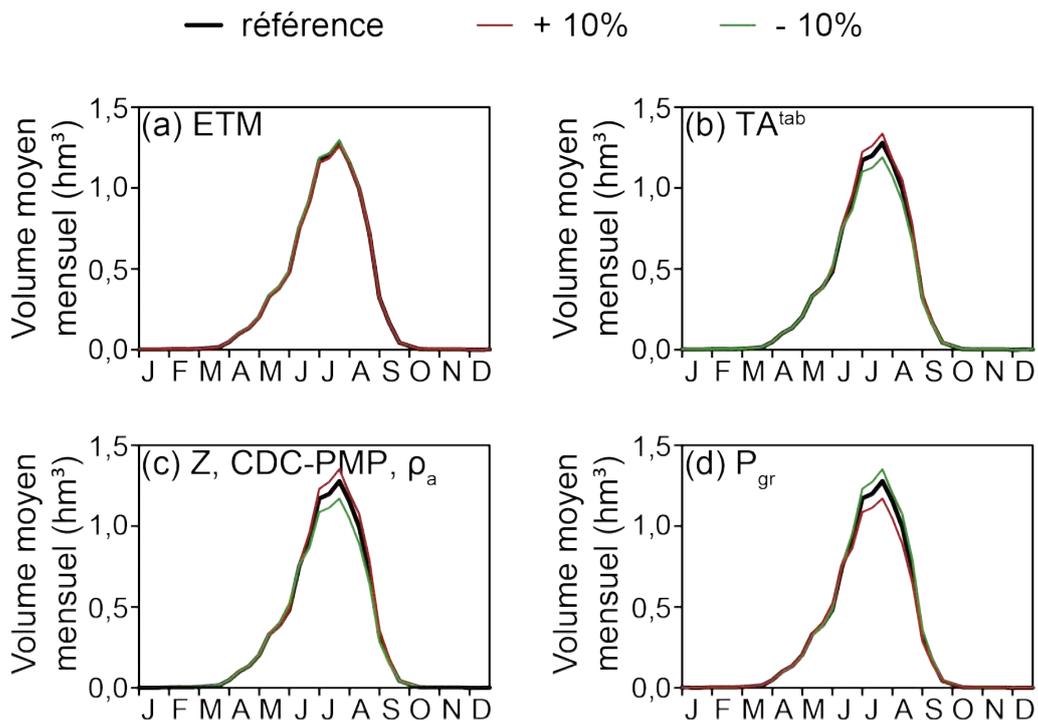


FIGURE E.5 – Analyse de sensibilité de la RFUM avec une variation de $\pm 10\%$ de (a) l'ETM, (b) TA^{tab} , (c) Z, cdc-pmp et ρ_a , et (d) P_{gr} .

Annexe F

Poster présenté au congrès international *European Geoscience Union*

Assessing the past impact of climatic variability and human activities on the water resources of the Hérault River catchment (South of France)

L. Collet, D. Ruelland, V. Borrell-Estupina & E. Servat

Abstract This study investigates the hydrological functioning scheme of a Mediterranean catchment. Located in southern France, the mesoscale Hérault River catchment (2500 km²) supplies with water its inhabitants and some external cities as well as agricultural activities. The catchment water resources are intensively exploited during summertime, when tourism and irrigation needs reach a peak while water supply is limited. Since the 1980s, discharge has significantly decreased in various gauging stations. The functioning scheme aims at understanding the impact of climatic variability and human activities on the water resources of this catchment over the last 50 years.

Firstly, a quality analysis of the hydro-climatic and anthropogenic variables was conducted. This allowed a robust database to be constituted over the 1959–2010 period. The hydro-climatic trends over the catchment were then studied from analysis of statistical breaks in the series of precipitation, temperature, discharge and water withdrawals. A correlation analysis was also performed to assess the influence of each forcing variable on water flow at the outlet. In order to investigate the catchment heterogeneity, six sub-basins have been identified according to the main geographical characteristics (climate, topography, lithology, land use, water uses. . .) and to the availability of the streamflow series. Finally, a detailed water balance at different scales made it possible to estimate the respective impact of changes in climate, land use and water withdrawals on the water resources within the basin.

The statistical analysis demonstrated a break in the temperature and discharge series around 1980, but no break was detected for precipitations. Temperatures have increased by 1°C on average between 1959–1979 and 1980–2010 while discharge has decreased by 33–40% in the same time at different gauging stations. Meanwhile, the catchment has undergone a sensible reforestation since forested areas have increased from 30 to 40% of the total area between the 1960s and the 2000s. Above all, water withdrawals have almost doubled since the 1980s and now represent 74 hm³/year, i.e. about 8% of the renewable water of the catchment. The decrease in runoff can thus be explained by the increase both (i) in water demands (+37%) in the downstream alluvial area, and (ii) in evapotranspiration (+5%) due to the increase in

temperatures (+1°C) and in forested areas (+11%), particularly in the upstream areas. This shows the need for considering the changes in human activities in order to simulate the long-term hydrological processes in the catchment.

This work is a first step towards a larger project that aims at assessing the possible evolution of water resources in the Hérault River catchment, using a model coupling hydrological processes, land cover dynamics and water allocations.

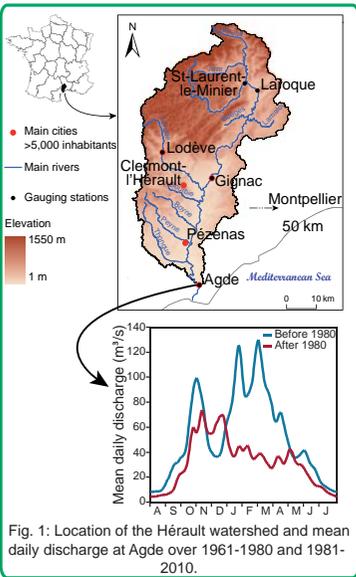
Key words climate variability ; water uses ; land cover changes ; impact ; Hérault catchment ; Mediterranean region.

(1) Introduction

This work addresses a critical need to provide a better quantitative understanding of how the water resources of a Mediterranean, meso-scale catchment have been impacted by climate variability and the increasing pressure of human activity over the last 50 years.

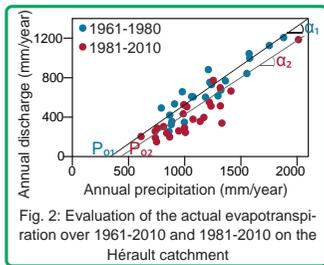
(2) Objectives

We propose a functioning scheme to assess the relative impact of climate, land cover changes and growing water withdrawals on the discharge. This method was applied on the Hérault catchment where discharge decreased in various gauging stations (30–40%) between the 1961–1980 and 1981–2010 periods (Fig. 1).



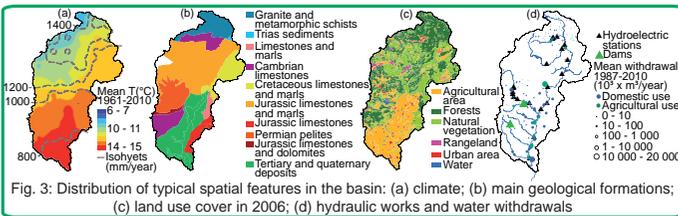
(3) Methods

(3.1) Water balance evaluation



(3.2) Sub-basin delineation

The basin was delineated according to the spatial distribution of climate, lithology, land use cover and water uses presented in Fig. 3.



(3.3) Hydro-climatic seasonal variability

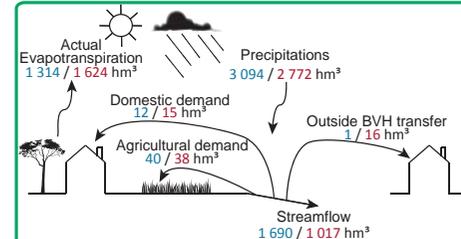
As the main decrease of discharge occurs in winter and spring, the seasonal variability of precipitation, temperature and water withdrawals was evaluated over 1961–1980 and 1981–2010.

(5) Conclusions & Prospects

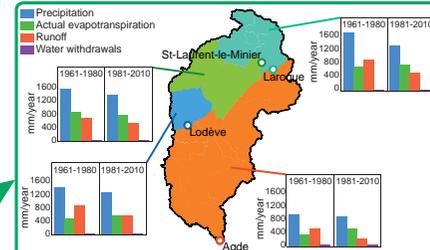
- The observed decrease in discharge is mainly due to a decrease in precipitation in the upstream catchment and an increase in temperature and water withdrawals in the downstream catchment.
- Changes in land use cover have had little impact on discharge.
- The increase in water demands associated to climate variability accentuated the water stress in summer. In the future these concerning trends may intensified.
- This work provides a solid basis to assess possible future changes in water resources in the Hérault River catchment using an integrated model. This model will combine hydrological processes and water withdrawals to compute a water allocation index under the constraint of climatic scenarios and water uses evolution.

(4) Results

(4.1) Water balance at the catchment scale



(4.2) Water balance at the sub-basin scale



(4.3) Seasonal trends

Fig. 6 shows that winter precipitations over the catchment decreased by 45%. The increase in temperature occurred mainly in winter and summer (+1.5 °C on average). During summertime the ratio between water withdrawals and discharge has moved from 150% to 350% over the last 50 years. These seasonal trends contributed to lower discharge in summer, which generated growing tensions in the ability to satisfy water needs.

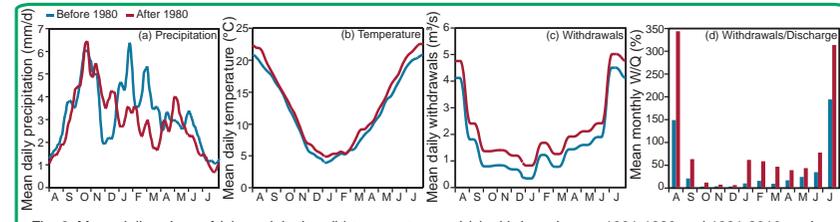


Fig. 4 shows that between 1961–1980 and 1981–2010, mean annual precipitation and discharge decreased by 10% and 40% respectively, while mean annual AET and water withdrawals increased by 24% and 30% respectively. It also shows that mean annual water withdrawals represented 3% before 1980 then 7% after 1980 of annual discharge.

Fig. 5 shows that the decrease in specific discharge is mainly due to the decrease in precipitations in the upstream sub-basins. In contrast in the downstream part it can be explained by the increase in AET and water withdrawals. As no significant change in land use cover has been observed in this part of the basin, the increase in AET can be attributed mainly to the temperature increase.

References

Rambal, S., Mouillot, F. & Ratte, J.P. (2009) Le golfe du Lion : Un observatoire de l'environnement en Méditerranée, Quae Edition. Monaco, A. and Ludwig, W. and Provansal, M. and Picon, B., Ch.4 : Végétation méditerranéenne et cycle de l'eau, 63–78.
 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. Journal of Hydrology, 424–425, 207–216.

Annexe G

Article sous presse dans *Hydrological Sciences Journal*

Assessing the long-term impact of climatic variability and human activities on the water resources of a meso-scale Mediterranean catchment

L. Collet, D. Ruelland, V. Borrell-Estupina, & E. Servat

Abstract This paper addresses the critical need to provide a better quantitative understanding of how water resources from the Hérault River catchment have been impacted by climate variability and the increasing pressure of human activity over the last 50 years. It proposes a method for assessing the relative impact of climate and growing water demand on the discharge decrease observed at various gauging stations between the 1961–1980 and 1981–2010 periods. An annual water balance at the basin scale was calculated first, taking into account precipitation, actual evapotranspiration, water withdrawals, and water discharge. Next, the evolution of the seasonal variability in hydro-climatic conditions and in water withdrawals was studied. The catchment was then divided into portions according to the main geographical characteristics to investigate the heterogeneity of the climatic and human dynamics. This delimitation took into account the distribution of climate, topography, lithology, land cover, and water uses, as well as the availability of discharge series. At the portion scale, annual water balances were calculated to understand the internal changes that occurred in the catchment between both past periods. The decrease in runoff can be explained by the decrease in winter precipitation in the upstream areas and, in the downstream areas, by the increase during summertime in both (i) water withdrawals and (ii) evapotranspiration, mainly due to the increase in temperature. Thus, water stress increased in summertime by 35%. This work provides a solid basis for a larger research project to assess possible future changes in the capacity to satisfy water demand in the Hérault River catchment, using a model that combines hydrological processes and water demand.

Key words climate variability ; water uses ; water balance ; long-term impact ; Mediterranean catchment.



Assessing the long-term impact of climatic variability and human activities on the water resources of a meso-scale Mediterranean catchment

| | |
|-------------------------------|---|
| Journal: | <i>Hydrological Sciences Journal</i> |
| Manuscript ID: | HSJ-2012-0244.R2 |
| Manuscript Type: | Original Article |
| Date Submitted by the Author: | n/a |
| Complete List of Authors: | Collet, Lila; UM2, HydroSciences Montpellier Ruelland, Denis; CNRS, HydroSciences Montpellier Borrell-Estupina, Valérie; UM2, HydroSciences Montpellier Servat, Eric; IRD, HydroSciences Montpellier |
| Keywords: | climate variability, water uses, water balance, long-term impact, Mediterranean catchment |
| | |

SCHOLARONE™
Manuscripts

Assessing the long-term impact of climatic variability and human activities on the water resources of a meso-scale Mediterranean catchment

LILA COLLET¹ & DENIS RUELLAND² & VALERIE BORRELL-ESTUPINA¹ & ERIC SERVAT³

¹UM2 – UMR HydroSciences Montpellier, Place E. Bataillon, F-34395 Montpellier Cedex 5, France

lila.collet@um2.fr

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

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

Received 22 April 2013; accepted 25 June 2013

Abstract This paper addresses the critical need to provide a better quantitative understanding of how water resources from the Hérault River catchment have been impacted by climate variability and the increasing pressure of human activity over the last 50 years. It proposes a method for assessing the relative impact of climate and growing water demand on the discharge decrease observed at various gauging stations between the 1961–1980 and 1981–2010 periods. An annual water balance at the basin scale was calculated first, taking into account precipitation, actual evapotranspiration, water withdrawals, and water discharge. Next, the evolution of the seasonal variability in hydro-climatic conditions and in water withdrawals was studied. The catchment was then divided into portions according to the main geographical characteristics to investigate the heterogeneity of the climatic and human dynamics. This delimitation took into account the distribution of climate, topography, lithology, land cover, and water uses, as well as the availability of discharge series. At the portion scale, annual water balances were calculated to understand the internal changes that occurred in the catchment between both past periods. The decrease in runoff can be explained by the decrease in winter precipitation in the upstream areas and, in the downstream areas, by the increase during summertime in both (i) water withdrawals and (ii) evapotranspiration, mainly due to the increase in temperature. Thus, water stress increased in summertime by 35%. This work constitutes a first step for a larger research project to assess possible future changes in the capacity to satisfy water demand in the Hérault River catchment, using a model that combines hydrological processes and water demand.

Key words climate variability; water uses; water balance; long-term impact; Mediterranean catchment

1. INTRODUCTION

The conclusions of the last Intergovernmental Panel on Climate Change report confirm that global temperature has been increasing at a faster rate since 1975 (IPCC 2007). Climate change has been studied intensively, as it modifies, among other things, the availability of water resources (e.g. Arnell *et al.* 2004, Alcamo *et al.* 2007). In the context of climate change and global population growth, the issue of water availability has become crucial. The difficulties of managing water resources so as to meet all needs are increasing, as is the resulting social tension, particularly in the Mediterranean countries (Margat and Treyer, 2004).

The Mediterranean has been identified as one of the hot-spots of climate change (Giorgi 2006). This region is also subject to strong population growth (+30% in the last 20 years), as well as to the development of tourist activities, which can triple the population during the summer (Abis 2006). Water demand doubled in the second half of the 20th century, mostly due to the increase in agricultural demand for irrigation and in domestic

Lila Collet *et al.*

1 demand to cope with the population increase (Blinda and Thivet, 2009). As a result of this
2 increased demand, exploitation of both surface water and groundwater has risen, and it has
3 become increasingly difficult to meet water needs (e.g. Tal 2006, Qadir *et al.* 2007).
4 Moreover, discharge decreased almost by half in many Mediterranean catchments over the
5 same period (García-Ruiz *et al.* 2011). Stahl *et al.* (2010), for example, observed a marked
6 downward trend in annual discharge in south-western Europe over the 1962–2004 period.
7 Considering that Margat and Treyer (2004) report that nearly 60% of the world's water-
8 poor population is concentrated in the Mediterranean countries, the question of the future
9 match or mismatch between water availability and water requirements is particularly
10 troubling in this region.

11 Scientists generally study the impact of climate variability on water availability over
12 long periods (see e.g. Hreiche *et al.* 2007, Fujihara *et al.* 2008, Senatore *et al.* 2011,
13 Ruelland *et al.* 2012). However, Cudennec *et al.* (2007) have shown that the
14 Mediterranean region is particularly sensitive to changes brought about by human pressure
15 on hydrological processes. Exploitation of water resources can thus contribute to change in
16 the water balance (e.g. Baldock *et al.* 2000, Moustadraf *et al.* 2008). Moreover, several
17 studies (e.g. Rambal *et al.* 1987, Begueria *et al.* 2003, Andréassian *et al.* 2004) emphasize
18 the importance of accounting for forest cover dynamics in hydrological processes. The
19 literature also includes studies that examine the combined influence of climate change and
20 water uses on available water resources (e.g. Chauvelon *et al.* 2003, Varela-Ortega *et al.*
21 2011). Such studies, which consider the respective influences of climate, land cover, and
22 water withdrawals on water availability, are still scarce, however, since the methods
23 needed to conduct this type of analysis require data that are often unavailable or not easily
24 accessible over long periods (Sivapalan *et al.* 2003). Hannah *et al.* (2011) have pointed out
25 that databases at large spatial and temporal scales play a key role in understanding the
26 variability of hydrological systems, and hence in providing water managers with decision-
27 support information. Such databases are still too scarce, however, despite efforts to
28 maintain and develop a number of data networks at the regional and global levels. To
29 address these limitations in our knowledge of Mediterranean hydrological processes,
30 Cudennec *et al.* (2007) call for studies that examine both climatic and human pressures at
31 various scales. In this context, Koutsoyiannis and Kundzewicz (2007) also point out that
32 dialogue between research teams and water managers is crucial. Water resources must thus
33 be understood at the level at which they are managed, which generally corresponds to the
34 boundaries of catchment basins. In mainland France, catchments in the 1,000–10,000 km²
35 range are managed through water development and management plans (*schémas*
36 *d'aménagement et de gestion de l'eau* – SAGE). This scale is thus particularly appropriate
37 if we wish to understand hydrological processes and the complex interrelations between
38 water availability, demand, and allocation options. However, the literature offers few
39 precedents of analysis of hydrological functioning in the light of human pressure at the
40 scale of this type of catchment (see e.g. Ceballos-Barbanco *et al.* 2008, Akivaga *et al.*
41 2010, Varela-Ortega *et al.* 2011). It should be noted that at this scale, the physical and
42 human characteristics of catchments are extremely heterogeneous and hence difficult to
43 define and grasp. This is particularly true in the Mediterranean, where meso-scale
44 catchments encompass extreme contrasts in terms of climatic, topographic, and geological
45 characteristics, distribution of the population, and uses of water.

46 Before any attempt to model the hydrological processes at work in a meso-scale
47 Mediterranean catchment displaying such structural heterogeneity, an analysis of the
48 available data is required. This analysis should help to account for the complexity of the
49 interactions between climate forcing, human pressures, and runoff. The purpose of this

*Assessing the long-term impact of climatic variability and human activities on the water resources
of a meso-scale Mediterranean catchment*

study is thus to evaluate the impact of changes in climate and water uses on the runoff of a meso-scale Mediterranean catchment.

2. STUDY AREA AND DATA

2.1. General presentation of the study area

The Hérault watershed is located in southern France (Fig. 1). The main river drains an area of approximately 2,500 km². It rises in the Mont Aigoual in the Cévennes Mountains at 1,565 m a.s.l. The outlet to the Mediterranean Sea lies in Agde. The catchment has a population of over 170,000 people, with the main cities located in the downstream part. The population has doubled since the late 1970s, mainly due to urban and touristic development.

Climate is typically Mediterranean, with dry, hot summers and wet, mild winters. Precipitation is almost nil in summer and presents peaks in spring and fall, while temperature is highest in summer and lowest in winter. Precipitation in spring and fall is marked by events in the Cévennes Mountains, which occur in highly limited areas and can vary greatly in intensity in a very short time.

The reserves of the upstream and the middle parts are not heavily exploited, because these areas are sparsely populated and because little is known about the karst reserves of the middle part. More water is withdrawn in the alluvial plain downstream (Fig. 2d). Since the population doubles during the summer due to an influx of tourists, exploitation of water resources is increasing, causing conflicts among users. Currently, the most serious such conflict concerns the irrigation canal of Gignac (Loubier *et al.* 2003), which draws water from the Hérault and at times leaves less than 1 m³/s in the riverbed during low-flow periods. This causes tension between farmers and those who use the river for fishing, swimming and canoeing.

Figure 1 to be inserted near here (colour).

2.2. Data used

Meteorological data (precipitation and temperature) were extracted from the 8x8 km grid Météo France database called SAFRAN (*système d'analyse fournissant des renseignements atmosphériques à la neige* – analytical system providing atmospheric data for snow), which covers all of France. These series are available at the daily time-step over the 1961–2010 period and were validated for France by Quintana-Segui *et al.* (2008). Various gauging stations monitored by the Regional Department for the Environment, Development and Housing (DREAL) provided daily data.

The French Water Agency (*Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse*) provided annual water withdrawals for domestic and agricultural uses for the entire basin at the village or town level (Fig. 2d). These series are available from 1987 to 2010 at an annual time-step. No data earlier than the 1980s are available, but managers reported that withdrawals for drinking water supply increased considerably as from the 1970s with the development of the Cap d'Agde tourist resort, which is supplied by withdrawals from the downstream part of the catchment. Withdrawals for irrigation were stable from 1961 to 1990. For the purposes of this paper, these general trends have been used to supplement

Lila Collet *et al.*

the withdrawals database over the 1961–1986 period, by extrapolating from the annual data available for the 1987–2010 period. Annual withdrawals data were then downscaled to the monthly time-step using monthly variations provided by the French Water Agency for 2007. A monthly ratio of monthly/annual withdrawals was computed for this year, and this ratio was then applied to all years in the study period, providing estimated monthly withdrawals for the entire 1961–2010 period.

3. INVESTIGATING REASONS OF RUNOFF DECREASE

3.1. Hydrological changes

To test the stationarity of the observed time series, the discharge series were subjected to statistical testing. These tests appear frequently in the literature (e.g. Villarini *et al.* 2009, Kalra and Ahmad 2011); a detailed explanation of them can be found in Servat *et al.* (1997). The tests used to identify statistical breaks were those of Pettitt (1979), Lee and Heghinian (1977) and Buishand (1982, 1984), in addition to Hubert's (1989) segmentation procedure. They identified two contrasting periods: 1961–1980 and 1981–2010. In the second period, the volume discharged at the catchment outlet at Agde decreased by 39% with respect to the first period (Tab. 1). A similar decrease in discharge time series is found for other gauging stations in the study area (34% for Laroque and 33% for Lodève).

To explain these changes in runoff, three reasons were investigated at first: changes in climate and in land cover, which impact directly the water cycle, and increase in water withdrawals, which can modify the quantity of water available in the hydrographic network. Analysis of the National Forest Inventory maps shows that the area covered by forest rose from 28% to nearly 40% of the study area between 1974 and 1990 (Lespinas 2008). Debussche *et al.* (1999) and Lespinas *et al.* (2009) have shown that these changes affected the upstream parts of the catchment, where farming was gradually abandoned beginning in the 1950s, owing to post-war migration to the cities. Such changes in forest cover were also observed in northern Spain, and various authors showed that it caused a decrease in river discharge in the Ebro (Lopez-Moreno *et al.* 2011) and the Duero (Moran-Tejeda *et al.* 2012) basins. However, Rambal *et al.* (2009) concluded that changes in the hydrological cycle are barely detectable when less than 20% of the catchment was subjected to land cover changes. Based on the works from Lespinas *et al.* (2009), it seems the land cover changes within the Hérault catchment were not extensive enough to have detectable effects on hydrological processes. Moreover, the results of a study in the Cévennes Mountains (Andréassian *et al.* 1999, Andréassian 2002), near the location of the Hérault basin, concluded that changes in forest cover could not be related to changes in annual runoff in this region. In conclusion, in this area, we assumed that climate and water withdrawals were the main factors that affected runoff and forest cover changes were considered irrelevant.

Table 1 to be inserted near here.

3.2. Delineation of portions

To locate the cause of the decrease in runoff at several gauging stations, the catchment was divided into several portions. This division was performed on the basis of the internal

Assessing the long-term impact of climatic variability and human activities on the water resources of a meso-scale Mediterranean catchment

1 geographical characteristics of the areas concerned and the availability of discharge time
2 series from various gauging stations. It was intended to delimit areas that are
3 homogeneous according to the criteria described below and presented in Figure 2.

4 The first criterion concerns the climatic distribution. Topography constrains the
5 climatic distribution and leads to opposite gradients for precipitation and temperature (Fig.
6 2a). Spatial analysis of the climatic constraints identified three main parts: (i) the upstream
7 part contributes the greatest precipitation ($>1,600$ mm/year) and has the lowest
8 temperatures ($<7^{\circ}\text{C}$); (ii) the middle part is characterized by precipitation and temperatures
9 lying between those of the upstream and downstream areas; (iii) the downstream part has
10 the least precipitation (<600 mm/year) and the highest temperatures ($>14^{\circ}\text{C}$).

11 The watershed can be divided into three parts on the basis of geological characteristics
12 as well (Fig. 2b). The upstream part has a silicate reservoir composed of granite and schist.
13 In the middle part, the carbonate aquifer is largely karstified, with limestone plateaus
14 containing dolomite, clay and calcareous marl. In the downstream part, the alluvial plain is
15 mostly composed of sand, gravel, and marl. Subsurface water exchanges between these
16 parts are assumed to be negligible, owing to the different lithological characteristics of the
17 areas concerned.

18 The distribution of land cover in the catchment is also structured. The catchment is
19 mainly covered by forest (35%), natural shrub vegetation (33%), and crops (27%), with
20 only a small urbanized share (4%). These types of land cover are unevenly distributed over
21 the catchment (Fig. 2c). The upstream part is mainly characterized by natural forests
22 (84%) and by onion and apple cultivation (13%). The middle part is covered by natural
23 shrub vegetation (79%) and croplands (20%). The downstream part is the most urbanized
24 part (4%), but is mostly covered by vineyards (81%), and natural vegetation (10%).

25 Lastly, the main hydraulic systems also delimit distinct zones (Fig. 2d). The upstream
26 part is characterized by low agricultural and domestic withdrawals ($<1,000$ hm³/year). The
27 middle part contains the Salagou dam (102 hm³), the largest dam in the catchment, in
28 operation since 1968. The dam is used both for power generation and to support the
29 Hérault's streamflow during low-flow periods, and the resulting lake serves as a reservoir
30 for irrigation and as a site for water sports. This area also sees some withdrawals for
31 domestic use and, most importantly, the largest agricultural withdrawal ($>1,000$ hm³/year)
32 at the Gignac canal. The downstream part is the most heavily used, with the greatest
33 domestic withdrawals in the watershed ($>1,000$ hm³/year) and agricultural withdrawals
34 currently amounting to less than 1,000 hm³/year.

35
36
37 *Figure 2 to be inserted near here (colour).*

38
39
40 The last factor influencing the division of the catchment was the availability of
41 adequate discharge time series at the various gauging stations (Fig. 3). This factor took
42 account of both the length of the time series (at least 20 years) and the size and nature of
43 the catchments gauged by these stations. The aim was to delimit portions having
44 homogeneous geographical characteristics and the longest possible discharge series at the
45 portion outlet, while at the same time limiting the number of portions. Lastly, the portion
46 containing the largest dam in the Hérault watershed was selected in order to study the
47 management of this dam in a subsequent paper. The daily series of releases from the dam
48 is available as from 1990.

Lila Collet et al.

Figure 3 to be inserted near here (black&white).

Figure 4 shows the 6 hydrological units of the catchment having contrasting physical and human characteristics. The Laroque portion constitutes the upstream part of the catchment. Water withdrawals are relatively slight and mainly used for domestic purposes. The middle part was divided into four portions. The Saint-Laurent portion has the least human activity (2,470 inhabitants in 2007) and the lowest level of withdrawals, used exclusively for domestic purposes. The Lodève portion has a larger population (9,725 inhabitants in 2007), and the main withdrawals are used for domestic purpose (97%). The Gignac portion presents water withdrawals which are mainly dedicated to agriculture (96%); in particular, an irrigation canal connected to the river withdraws the largest volume for irrigation in the entire Hérault catchment (an average of 34 hm³/year). Lastly, the portion that feeds into the Salagou dam is the least populated (895 inhabitants in 2007). Water pumped from the reservoir is chiefly used for irrigation (0.2 hm³/year). The dam regulates a small portion of total discharge from the catchment, i.e. about 3% of mean annual discharge at Agde. The downstream portion is the alluvial plain, the most populous of the portions with 51% of the total catchment population. Domestic consumption accounts for 92% of water withdrawals (22 hm³/year on average), 40% of which supplies towns outside the Hérault catchment, on the Mediterranean shoreline and the western side of Montpellier.

Figure 4 to be inserted near here (black&white).

3.3. Water balance assessment

The methodological approach presented in this paper is aimed at understanding the processes underlying these hydrological changes, through examination of the differences between the two periods defined in the previous section. It begins, at the scale of the entire catchment, by (i) calculating the water balance and (ii) analyzing changes in the seasonal dynamics of the variables making up the water balance. In a second step, water balances at the sub-basin scale were calculated for identified sub-basins in order to analyze internal changes in the Hérault catchment that appeared between the two study periods.

A water balance was calculated for the 1961–1980 and 1981–2010 periods in order to assess the relative impact of climate and anthropogenic changes on the catchment's water resources. The volume of water precipitated, evapotranspired, withdrawn within the catchment, and discharged at the outlet were estimated. For the purposes of this paper, the share of withdrawn water that returns to the hydrographic network was not considered. This assessment served to determine the changes in each component of the water balance and to understand its impact on discharge. It was conducted at the scale of the entire catchment, using the discharge time series at the Agde gauging station.

Actual evapotranspiration (AET) was assessed using the method of Rambal *et al.* (2009). This method assumes that the variation in the stock of water over a year is nil at the catchment scale. The water balance is therefore defined by:

Assessing the long-term impact of climatic variability and human activities on the water resources of a meso-scale Mediterranean catchment

$$Q = P - AET \quad (1)$$

where P is annual precipitation (mm/year), Q the mean annual discharge (mm/year) and AET actual annual evapotranspiration (mm/year).

Since change in water withdrawals from the Hérault catchment may have altered the water balance, another term was added to equation (1):

$$Q = P - AET - W \quad (2)$$

where W stands for annual withdrawals (mm/year).

The authors developed a method that assesses annual AET as a function of land cover. For a given land cover, annual discharge can be related linearly to annual precipitation according to the following equation:

$$Q = \alpha \cdot (P - P_0) \quad (3)$$

where α and P_0 are coefficients that depend on land cover. The slope α reflects the sensitivity of evapotranspiration to a given land cover for a given increase in rainfall, and P_0 is the rainfall threshold above which runoff appears (Rambal *et al.* 2009).

Thus, given annual precipitation and average annual discharge of a catchment occupied by a given type of vegetation, AET can be defined by:

$$AET = (P - W) - \alpha \cdot (P - P_0) \quad (4)$$

A water balance was estimated on the 6 portions of the catchment for the pre- and post-1980 periods. Since the discharge series for two stations (the Hérault at Gignac and the Salagou dam) were available only from the 1990s on, portion water balances were calculated for only four portions: the Lergue River at Lodève, the Vis River at Saint-Laurent, the Hérault at Laroque and the downstream part of the catchment (the Hérault at Agde) delimited by these three stations (see Fig. 7). Portion discharge for the Laroque and Agde portions was calculated by subtracting discharge at the catchment heads from the discharge measured at these stations. A prior analysis of the observed hydrograms had shown that the transfer time between stations was less than one day, making it possible to perform this subtraction at a daily time-step.

Analysis of seasonal changes with respect to climatic and anthropogenic forcing can help us to understand the causes of the observed changes in annual runoff. Thus, the mean monthly variability of discharge, precipitation, temperature, and water withdrawals was analyzed over the periods preceding and following 1980. This analysis served to assess whether these variables underwent internal changes over the two periods studied. It provided a new window of interpretation for understanding the decrease in discharge observed at the catchment outlet, as well as for comparing seasonal changes in water availability and withdrawals.

4. IMPACTS OF CLIMATIC AND ANTHROPOGENIC CHANGES ON RUNOFF

4.1. Water balance at the basin scale

Figure 5 presents the mean annual balance between water resources and withdrawals for

Lila Collet et al.

1 the 1961–1980 and 1981–2010 periods at the basin scale. The two balances show that the
2 distribution of precipitated water (between evapotranspiration, withdrawals and runoff)
3 changed from one period to the next. Over the 1961–1980 period, over half (55%) of the
4 mean annual volume of precipitated water ($3,080 \text{ hm}^3$) seems to have been discharged at
5 the outlet, with the rest divided between evapotranspiration (42%) and withdrawals (2%).
6 Over the 1981–2010 period, in contrast, the largest share of the mean annual volume of
7 precipitated water ($2,760 \text{ hm}^3$) went to evapotranspiration (59%), with more than one third
8 discharged (37%) and a small portion withdrawn for irrigation and domestic consumption
9 (3%). The decrease of approximately 600 hm^3 in mean discharge between the two periods
10 thus seems to be due primarily to a decline of about 300 hm^3 in mean annual precipitated
11 volume and to an increase of about 300 hm^3 in mean annual evapotranspired volume.

12 At the annual scale, the decrease in discharge thus results in the conjunction between a
13 slight decrease in precipitation (-11%) and the fact that precipitated water is more
14 evapotranspired (+25%) and thus less available for runoff. The rise in evapotranspiration
15 reflects a 1.5°C increase in mean annual temperature. It can also be seen that withdrawals,
16 despite a substantial increase ($+20 \text{ hm}^3$) between the two periods, account for a negligible
17 quantity of the annual water balance. It should be noted that this balance takes no account
18 of the fact that, theoretically, part of the withdrawals return to the hydrographic network
19 and thus contribute to discharge. This uncertainty in the calculation of the water balance is
20 negligible, however, because withdrawals amount to less than 3% of precipitated volume.

21
22
23 *Figure 5 to be inserted near here (black&white).*

24 25 26 **4.2. Seasonal impacts at the basin scale**

27 The decline in mean annual discharge at the catchment outlet can be attributed to a change
28 in the seasonal dynamics of hydroclimatic events (Fig. 6). Figure 6a shows the seasonal
29 variation of discharge over the 1961–1980 and 1981–2010 periods. Winter peak flows
30 (January to March) decreased on average by more than half in the 1981–2010 period
31 compared to the 1961–1980 period. At the same time, autumn peak flows tended to occur
32 one month later, while the low-flow periods were more marked (-45%). Figure 6b shows
33 that the seasonal distribution of precipitation changed significantly from one period to the
34 next. Whereas autumn precipitation (September to November) showed the same intensity
35 over the two periods, winter precipitation (January to March) decreased by approximately
36 35%. These changes are obviously the cause of the very substantial decline in winter
37 discharge (-63%). Figure 6c shows that the temperature increase between the two periods
38 was particularly large in the summer (a rise of 1.6°C over the June-August period) and in
39 winter (up about 1°C in December-January). The substantial increase in summer
40 temperatures thus seems to have accentuated the drop in low-flow period discharge.
41 Lastly, Figure 6d shows that while withdrawals increased substantially between the
42 periods (about +30% annually), they remained too low to have contributed significantly to
43 the decrease in annual discharge at the outlet. However, their impact on low-flow
44 discharge is visible in summer: from June to August, it fell from 43 to $23 \text{ hm}^3/\text{month}$,
45 while withdrawals increased from 9 to $11 \text{ hm}^3/\text{month}$. Therefore, they contributed one
46 tenth of the decrease in low-flow discharge. At the seasonal scale, the increase in
47 withdrawals raised the level of water stress owing to the simultaneous reduction in runoff
48 (see Fig. 8 and discussion). The monthly variation in withdrawals has however to be taken

Assessing the long-term impact of climatic variability and human activities on the water resources of a meso-scale Mediterranean catchment

carefully as it reflects the dynamics observed in 2007.

This seasonal analysis shows that at the basin scale, the 11% decrease in mean annual precipitation observed between the 1961-1980 and 1981-2010 periods comes mainly from a significant decrease in winter precipitation, which strongly impacted discharge in January-March.

Figure 6 to be inserted near here (black&white).

4.3. Water balance at the portion scale

Table 2 presents the values of the parameters α and P_0 obtained for each portion for estimation of AET using equation (4). Computation of determination coefficients (r^2) validate this linear regression for all the portions, with r^2 values above 0.85 over the 1961-1980 period and above 0.75 over the 1981-2010 period. The most noteworthy change is the increase in P_0 over the 1981-2010 period, which reflects the fact that runoff appears at a higher precipitation threshold and hence that AET increased over the period.

Table 2 to be inserted near here.

The water balances estimated by portion for the 1961-1980 and 1981-2010 periods are presented in Figure 7. Mean annual precipitation decreased in all the portions to varying degrees: -11% at Saint-Laurent, -21% at Laroque, -10% at Lodève, and -5% at Agde. In contrast, annual AET increased in all portions (+16% at Laroque, +24% at Lodève, and +56% at Agde), with the exception of the Saint-Laurent portion, where it fell slightly (-9%). Similarly, withdrawals increased everywhere (+20% at Laroque, +30% at Lodève, and +31% at Agde), except in the Saint-Laurent portion, where they fell by 50%.

The decrease in runoff by portion (-21% at Saint-Laurent, -42% at Laroque, -33% at Lodève and -57% at Agde) may be explained as follows: the impact of the falloff in precipitation seems to have been greater upstream than downstream, and conversely, the increase in AET seems to have been more marked in the downstream parts of the watershed. The increase in AET in the downstream part during the post-1980 period seems mainly due to the increase in temperature (a mean rise of +1°C in the downstream part between the two periods). Lastly, the decrease in discharge in the downstream portion between the two study periods (-56%) can also be attributed, though to a lesser degree, to the fact that withdrawals in this area rose from 51 hm³/year before 1980 to 66 hm³/year after 1980, i.e. from 6% of the annual portion discharge to 19%.

Figure 7 to be inserted near here (black&white).

5. DISCUSSION AND CONCLUSION

The purpose of this study was to understand the decrease in runoff over the last 50 years at various gauging stations of a meso-scale Mediterranean catchment. It evaluated the

Lila Collet *et al.*

1 relative impact of changes in climate and water uses on water resources over two
2 contrasted periods. The method employed was based, in a first step, on study of the annual
3 water balance and the seasonal evolution of the variables in this balance at the scale of the
4 entire catchment. In a second step, analysis of water balances at the portion scale provided
5 further insights into the hydrological functioning of the catchment.

6 The annual water balance at the catchment scale showed that the decrease in runoff
7 was due primarily to lower annual precipitation and increased AET. The annual trends
8 observed for the decline in discharge and the increase in temperature agree with those
9 presented by Chaouche *et al.* (2010) for southern France. These authors used the Mann-
10 Kendal test to assess these annual trends. However, the test did not enable them to identify
11 the influence of precipitation on runoff, because no statistical break was demonstrated.
12 Lastly, although the increase in withdrawals does not seem to have affected annual runoff,
13 consideration of this variable in the water balance made it possible to evaluate the
14 influence of withdrawals on water availability at a more detailed temporal (seasonal) and
15 spatial (portion) scale.

16 Next, the seasonal analysis identified the causes of the annual hydrological changes at
17 the catchment scale. The substantial decrease in winter precipitation (-45%) seems to
18 explain most of the reduction in discharge at the catchment outlet. Moreover, the joint rise
19 in summer temperature and summer withdrawals is the main factor explaining the
20 decrease in low-flow period discharge (-50%). While these changes in winter precipitation
21 and summer temperatures were also observed in this region by Lespinas *et al.* (2009) and
22 by Stahl *et al.* (2010), these authors concluded that the decrease in discharge was mainly
23 due to the temperature increase. In contrast, our results on the Hérault catchment show that
24 this decrease comes from the conjunction of a significant decrease in winter precipitation
25 (-35% from January to March) and a general rise of mean annual temperatures (+1°C).
26 While the precipitation decrease impacted mainly discharge in winter and at the beginning
27 of spring, the temperature increase led to a more pronounced evapotranspiration
28 throughout the year and impacted particularly summer low flows, also worsened by the
29 increase in withdrawals. The difference in our conclusions is due in part to the difficulties
30 of collecting and supplementing a database on water withdrawals, and in part to the fact
31 that using statistical tests can lead to biased conclusions when the tests do not find a
32 particular trend or statistical break. The seasonal analysis thus makes it possible to
33 pinpoint the combined influence of several variables on runoff at different periods of the
34 year.

35 Lastly, the water balances calculated at the portion scale show that climatic and
36 anthropogenic changes have different impacts depending on the portions studied. The
37 reduced discharge from the upstream portions is mainly due to the decline in winter
38 precipitation. Reduced winter precipitation at catchment heads has also been observed in
39 other catchments in southern France (Ludwig *et al.* 2004, Lespinas *et al.* 2009) and in
40 Spain (Morán-Tejeda *et al.* 2010). In the downstream part of the catchment, the reduction
41 in runoff seems, in contrast, to be mainly due to the increase in temperature and, primarily
42 during the summer, the increase in withdrawals. This increase in withdrawals contributed
43 to more strongly marked low-flow periods. Moreover, at the annual scale, the ratio
44 between the volume withdrawn and the volume discharged (Fig. 8a) displays a clearly
45 rising trend since the 1980s. This increase is reflected in increasingly recurrent water
46 stress in the summertime (Fig. 8b), when the tourist season can triple water demand. It
47 also leads to chronic difficulties in meeting the demand of the various users and to
48 conflicts over the allocation of water resources. In summer, for example, activity in the
49 freshwater tourist activities sector is often restricted by the low flows in the hydrographic

Assessing the long-term impact of climatic variability and human activities on the water resources of a meso-scale Mediterranean catchment

network, which are due to withdrawals for the agricultural sector (Loubier *et al.* 2003).

Figure 8 to be inserted near here (black&white).

The analysis of the internal and seasonal hydrological processes of the catchment, and their evolution over the last 50 years, thus provides insights into water management issues, particularly for the summer when water stress is greatest. This conjunction between winter and summer changes also shows that water stress in the catchment has increased and raises the question of whether it will be possible to meet future water needs.

The method proposed in this paper proved to be an appropriate means of improving our understanding of the hydrological functioning of a heterogeneous catchment over a long period. It can be applied to other catchments for which annual hydroclimatic and water withdrawals data are available or can be extended to a longer period. The results highlight the need to consider human uses of water resources over long time periods in order to evaluate past changes in water resources and investigate the issue of water availability. Thus, the principal constraint on the use of this method is the need to have a long-term database covering a meso-scale catchment. Lastly, the internal consistency of the database must be verified. Detailed knowledge of the area over several decades is required in order to make a critical assessment of the hydroclimatic, spatial and temporal data, which may come from different sources. Expertise concerning the study area is therefore needed in order to render these data homogeneous.

This work provides a solid basis for a larger research project to assess possible future changes in water resources in the Hérault River catchment, using an integrated hydrological model that combines hydrological processes and water withdrawals to compute a demand satisfaction index under the constraint of climatic scenarios and changes in water uses.

Acknowledgements The authors are grateful to Serge Rambal, Christophe Vivier and Séverin Pistre for their willingness to share their knowledge and expertise on the Hérault River catchment. We are grateful to the two anonymous reviewers for their interest in this work and their useful comments and questions, which helped to improve the manuscript.

REFERENCES

- Abis, S., 2006. Les dynamiques démographiques en Méditerranée. *Les notes d'analyse du CIHEAM*, 11, 27 p.
- Aktivaga, E. M., Otieno, F. A. O., Kipkorir, E. C., Kibiyi, J. and and Shitote, S., 2010. Impact of introducing reserve flows on abstractive uses in water stressed Catchment in Kenya: Application of WEAP21 model. *International Journal of Physical Sciences*, 5(16), 2441–2449.
- Alcamo, J., Flörke, M. and Märker, M., 2007. Future long-term changes in global water resources driven by socio-economic and climatic changes. *Hydrological Sciences Journal*, 52(2), 247–275.
- Andréassian, V., Tangara, M., Muraz, J., Caugant, C., Cosandey, C., Dérioiz, P., Laques,

Lila Collet et al.

- 1 A.E., Bourreau, J.G., Didon, E., Durrieu and S., Hamza, N., 1999. Indicateur d'impact
2 de l'évolution du couvert forestier sur la ressource en eau à l'échelle des bassins
3 versants des Cévennes et de la Montagne noire. *Vie et Sociétés du CNRS* 1999.
- 4 Andréassian, V., 2002. *Impact de l'évolution du couvert forestier sur le comportement*
5 *hydrologique des bassins versants*. Thesis (PhD). Université Pierre et Marie Curie,
6 Paris.
- 7 Andréassian, V., 2004. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate.
8 *Journal of Hydrology*, 291, 1–27.
- 9 Arnell, N. W., 2004. Climate change and global water resources: SRES emissions and
10 socio-economic scenarios. *Global Environmental Change*, 14, 31–52.
- 11 Baldock, D., Dwyer, J., Sumpsi, J.M., Varela-Ortega, C., Caraveli, H., Einschütz, S. and
12 Petersen, J.E., 2000. The Environmental Impacts of Irrigation in the European Union.
13 *Report of the European Commission*. Brussels, Belgium.
- 14 Blinda, M. and Thivet, G., 2009. Ressources et demandes en eau en Méditerranée :
15 situation et perspectives. *Sécheresse* 20(1), 9–16.
- 16 Buishand, T.A., 1982. Some methods for testing the homogeneity of rainfall records.
17 *Journal of Hydrology*, 50, 11–27.
- 18 Buishand, T.A., 1984. Tests for detecting a shift in the mean of hydrological time series.
19 *Journal of Hydrology*, 73, 51–69.
- 20 Ceballos-Barbancho, A., Morán-Tejeda, E., Luengo-Ugidos, M. and Llorente-Pinto, J.,
21 2008. Water resources and environmental change in a Mediterranean environment:
22 The south-west sector of the Duero River basin (Spain). *Journal of Hydrology*, 351(1-
23 2), 126–138.
- 24 Chaouche, K., Neppel, L., Dieulin, C., Pujol, N., Ladouche, B., Martin, E., Salas, D. and
25 Caballero, Y., 2010. Analyses of precipitation, temperature and evapotranspiration in
26 a French Mediterranean region in the context of climate change. *Comptes Rendus*
27 *Geoscience*, 342 (3), 234–243.
- 28 Chauvelon, P., Tournoud, M.G. and Sandoz, A., 2003. Integrated hydrological modelling
29 of a managed coastal Mediterranean wetland (Rhône delta, France): initial calibration.
30 *Hydrology and Earth System Sciences*, 7(1), 123–131.
- 31 Cudenec, C., Leduc, C. and Koutsoyiannis, D., 2007. Dryland hydrology in
32 Mediterranean regions – a review. *Hydrological Sciences Journal*, 52(6), 1077–1087.
- 33 Debussche, M., Lepart, J. and Dervieux, A., 1999. Mediterranean landscape changes:
34 evidence from old postcards. *Global Ecology and Biogeography*, 8, 3–15.
- 35 Fujihara, Y., Tanaka, K., Watanabe, T., Nagano, T. and Kojiri, T., 2008. Assessing the
36 impacts of climate change on the water resources of the Seyhan River Basin in
37 Turkey: Use of dynamically downscaled data for hydrologic simulations. *Journal of*
38 *Hydrology*, 353 (1-2), 33–48.
- 39 García-Ruiz, J., López-Moreno, J., Vicente-Serrano, S., Lasanta-Martínez, T. and
40 Beguería, S., 2011. Mediterranean water resources in a global change scenario. *Earth-*
41 *Science Reviews*, 105, 121–139.
- 42 Giorgi, F., 2006. Climate change hot-spots. *Geophysical Research Letters*, 33(8), L08707.
- 43 Hannah, D. M., Demuth, S., van Lanen, H. A. J., Looser, U., Prudhomme, C., Rees, G.,
44 Stahl, K. and Tallaksen L. M., 2011. Large-scale river flow archives: importance,
45 current status and future needs. *Hydrological Processes*, 25, 1191–1200.
- 46 Hreiche, A., Najem, W. and Bocquillon, C., 2007. Hydrological impact simulations of
47 climate change on Lebanese coastal rivers. *Hydrological Sciences Journal*, 52(6),
48 1119–1133.
- 49 Hubert, P., Carbonnel, J.P. and Chaouche, A., 1989. Segmentation des séries
50 hydrométriques. Application à des séries de précipitation et de débits de l'Afrique de
51 l'Ouest. *Journal of Hydrology*, 95, 165–183.
- 52 IPCC, 2007. *Climate Change 2007: Synthesis Report. An Assessment of Inter-*
53 *governmental Panel on Climate Change*. Geneva, Switzerland. Available from:

Assessing the long-term impact of climatic variability and human activities on the water resources of a meso-scale Mediterranean catchment

1 <http://ipcc.ch/index.html>.

2 Kalra, A. and Ahmad, S., 2011. Evaluating changes and estimating seasonal precipitation
3 for the Colorado River using a stochastic nonparametric disaggregation technique.
4 *Water Resources Research*, 47, 26 p.

5 Koutsoyiannis, D. and Kundzewicz, Z. W., 2007. Editorial—Quantifying the impact of
6 hydrological studies. *Hydrological Sciences Journal*, 52(1), 3–17.

7 Lee, A.F.S. and Heghinian, S.M., 1977. A shift of the mean level in a sequence of
8 independent normal random variables – a Bayesian approach. *Technometrics*, 19(4),
9 503–506.

10 Lespinas., V., 2008. *Impact du changement climatique sur l'hydrologie des fleuves côtiers*
11 *en région Languedoc-Roussillon*. Thesis (PhD), Université de Perpignan, 332 p.

12 Lespinas, F., Ludwig, W. and Heussner, S., 2009. Impact of recent climate change on the
13 hydrology of coastal Mediterranean rivers in Southern France. *Climatic Change*, 99
14 (3), 425–456.

15 Lopez-Moreno, J. I., Vicente-Serrano, S. M., Moran-Tejeda, E., Zabalza, J., Lorenzo-
16 Lacruz, J. and Garcia-Ruiz, J. M., 2011. Impact of climate evolution and land use
17 changes on water yield in the ebro basin. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15,
18 311–322

19 Loubier, S., Rinaudo, J.D., Garin, P. and Boutet, A., 2003. *Préparer la participation du*
20 *public à l'échelle des bassins versants. Comparaison de trois méthodes appliquées au*
21 *bassin versant de l'Hérault*. Le Goulven P., Bouarfa S., Kuper M., 2004. Gestion
22 intégrée de l'eau au sein d'un bassin versant. Actes de l'atelier du PCSI, 2-3 décembre
23 2003, Montpellier, France. 13 p.

24 Ludwig, W., Serrat, P., Cesmat, L. and Garcia-Estevés, J., 2004. Evaluating the impact of
25 the recent temperature increase on the hydrology of the Têt River (Southern France).
26 *Journal of Hydrology*, 289, 204–221.

27 Margat, J. and Treyer, S., 2004. *L'eau des Méditerranéens: situation et perspectives*.
28 PNUE-PAM. Plan Bleu, Technical Report Series no. 158, Athens, Greece. 366 p.

29 Morán-Tejeda, E., Ceballos-Barbancho, A. and Llorente-Pinto, J., 2010. Hydrological
30 response of a Mediterranean headwaters to climate oscillations and land cover
31 changes: The mountains of Duero River basin (central Spain). *Global and Planetary*
32 *Change*, 72, 39–49.

33 Morán-Tejeda, E., Ceballos-Barbancho, A., Llorente-Pinto, J. and Lopez-Moreno, J. I.,
34 2012. Land-cover changes and recent hydrological evolution in the Duero Basin
35 (Spain). *Regional Environmental Change*, 12, 17–33.

36 Moustadraf, J., Razack, M. and Sinan, M., 2008. Evaluation of the impacts of climate
37 changes on the coastal Chaouia aquifer, Morocco, using numerical modeling.
38 *Hydrogeology Journal*, 16, 1411–1426.

39 Pettitt, A.N., 1979. A non-parametric approach to the change-point problem. *Journal of*
40 *Applied Statistics*, 28(2), 126–135.

41 Qadir, M., Sharma, B.R., Bruggeman, A., Choukr-Allah, R. and Karajeh, F., 2007.
42 Agricultural water resources and opportunities for water augmentation to achieve food
43 security in water scarce countries. *Agricultural Water Management*, 87, 2–22.

44 Quintana-Segui, P., Le Moigne, P., Durand, Y., Martin, E., Habets, F., Baillon, M.,
45 Canellas, C., Franchisteguy, L. and Morel, S., 2008. Analysis of near-surface
46 atmospheric variables: validation of the SAFRAN analysis over France. *Journal of*
47 *Applied Meteorology and Climatology*, 47, 92–107.

48 Rambal, S., 1987. Evolution de l'occupation des terres et ressources en eau en régions
49 méditerranéennes karstiques. *Journal of Hydrology*, 93, 339–357.

50 Rambal, S., Mouillot, F. and Ratte, J.P., 2009. Végétation méditerranéenne et cycle de
51 l'eau. In: Monaco, A., Ludwig, W., Provansal, M. and Picon, B., Le golfe du Lion :
52 Un observatoire de l'environnement en Méditerranée. Quae Edition. 63–78.

53 Ruelland, D., Ardoin-Bardin, S., Collet, L. and Roucou, P., 2012. Simulating future trends

Lila Collet et al.

- 1 in hydrological regime of a large Sudano-Sahelian catchment under climate change.
2 *Journal of Hydrology*, 424–425, 207–216.
- 3 Senatore, A., Mendicino, G., Smiatek, G. and Kunstmann, H., 2011. Regional climate
4 change projections and hydrological impact analysis for a Mediterranean basin in
5 Southern Italy. *Journal of Hydrology*, 399, 70–92.
- 6 Servat, E., Paturel, J.E., Lubès, H., Kouamé, B., Ouedraogo, M. and Masson, J.M., 1997.
7 Climatic variability in humid Africa along the Gulf of Guinea – Part I: detailed analysis
8 of the phenomenon in Côte d'Ivoire. *Journal of Hydrology*, 191, 1–15.
- 9 Sivapalan, M., Takeuchi, K., Franks, S. W., Gupta, V. K., Karambiri, H., Lakshmi, V.,
10 Liang, X., McDonnell, J. J., Mendiola, E. M., O'Connell, P. E., Oki, T., Pomeroy, J.
11 W., Schertzer, D., Uhlenbrook, S. and Zehe, E., 2003. IAHS Decade on Prediction in
12 Ungauged Basins (PUB), 2003–2012: Shaping an exciting future for the hydrological
13 sciences. *Hydrological Sciences Journal*, 48(6), 857–880.
- 14 Stahl, K., Hisdal, H., Hannaford, J., Tallaksen, L. M., van Lanen, H. A. J., Sauquet, E.,
15 Demuth, S., Fendekova, M., and Jodar, J., 2010. Streamflow trends in Europe:
16 evidence from a dataset of near-natural catchments. *Hydrology and Earth System
17 Sciences*, 14, 2367–2382.
- 18 Tal, A., 2006. Seeking sustainability: Israel's evolving water management strategy.
19 *Science*, 313, 1081–1084.
- 20 Varela-Ortega, C., Blanco-Gutierrez, I., Swartz, C. and Downing, T., 2011. Balancing
21 groundwater conservation and rural livelihoods under water and climate uncertainties:
22 an integrated hydro-economic modeling framework. *Global Environmental Change*,
23 21(2), 604–619.
- 24 Villarini, G., Serinaldi, F., Smith J.A. and Krajewski, W.F., 2009. On the stationarity of
25 annual flood peaks in the continental United States during the 20th century. *Water
26 Resources Research*, 45.
- 27

Assessing the long-term impact of climatic variability and human activities on the water resources of a meso-scale Mediterranean catchment

TABLE CAPTIONS

Table 1 Results of statistic tests for mean annual water volume at various gauging stations. *These tests were calculated over 1961–2010 except at Laroque (over 1969–2010).

Table 2 Values of α and P_0 parameters for AET evaluation in each portion over 1961–1980 and 1981–2010. *Agde portion includes Gignac and Salagou portions; the parameters were calculated over 1969–2010 on Laroque portion.

For Peer Review Only

Lila Collet et al.

1 **Table 1** Results of statistic tests for mean annual water volume at various gauging
2 stations. *These tests were calculated over 1961–2010 except at Laroque (over 1969–
3 2010).

| Gauging station | Statistical break year | Mean annual variation in discharge |
|--|------------------------|------------------------------------|
| The Vis River at Saint-Laurent-le-Minier | None | None |
| The Hérault River at Laroque* | 1980 | - 34% |
| The Lergue River at Lodève | 1980 | - 33% |
| The Hérault River at Agde | 1980 | - 39% |

4
5

For Peer Review Only

*Assessing the long-term impact of climatic variability and human activities on the water resources
of a meso-scale Mediterranean catchment*

1 **Table 2** Values of α and P_0 parameters for AET evaluation and coefficient of
2 determination (r^2) obtained in each portion over 1961–1980 and 1981–2010. *Agde
3 portion includes Gignac and Salagou portions; the parameters were calculated over 1969–
4 2010 on Laroque portion.

| Portion | 1961–1980 | | | 1981–2010 | | |
|---------------|-----------|-------|-------|-----------|-------|-------|
| | α | P_0 | r^2 | α | P_0 | r^2 |
| Saint-Laurent | 0.53 | 240 | 0.86 | 0.55 | 301 | 0.82 |
| Laroque* | 0.55 | 85 | 0.87 | 0.56 | 317 | 0.78 |
| Lodève | 0.81 | 249 | 0.86 | 0.81 | 421 | 0.87 |
| Agde* | 0.78 | 318 | 0.85 | 0.66 | 400 | 0.75 |

5
6

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

Lila Collet et al.

1
2

For Peer Review Only

Assessing the long-term impact of climatic variability and human activities on the water resources of a meso-scale Mediterranean catchment

FIGURE CAPTIONS

Fig. 1 Location of the Hérault catchment.

Fig. 2 Distribution of typical spatial features within the basin: (a) mean annual precipitations and temperatures over 1961–2010 (extracted from the MétéoFrance SAFRAN database); (b) main geological formations (source: SIG 34); (c) land cover in 2006 (source: Corine Land Cover); (d) hydraulic works and water withdrawals (source: Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse). The black limits delineate the upstream zone, the middle zone and the downstream zone.

Fig. 3 Temporal availability of discharge series for various gauging stations of the Hérault watershed.

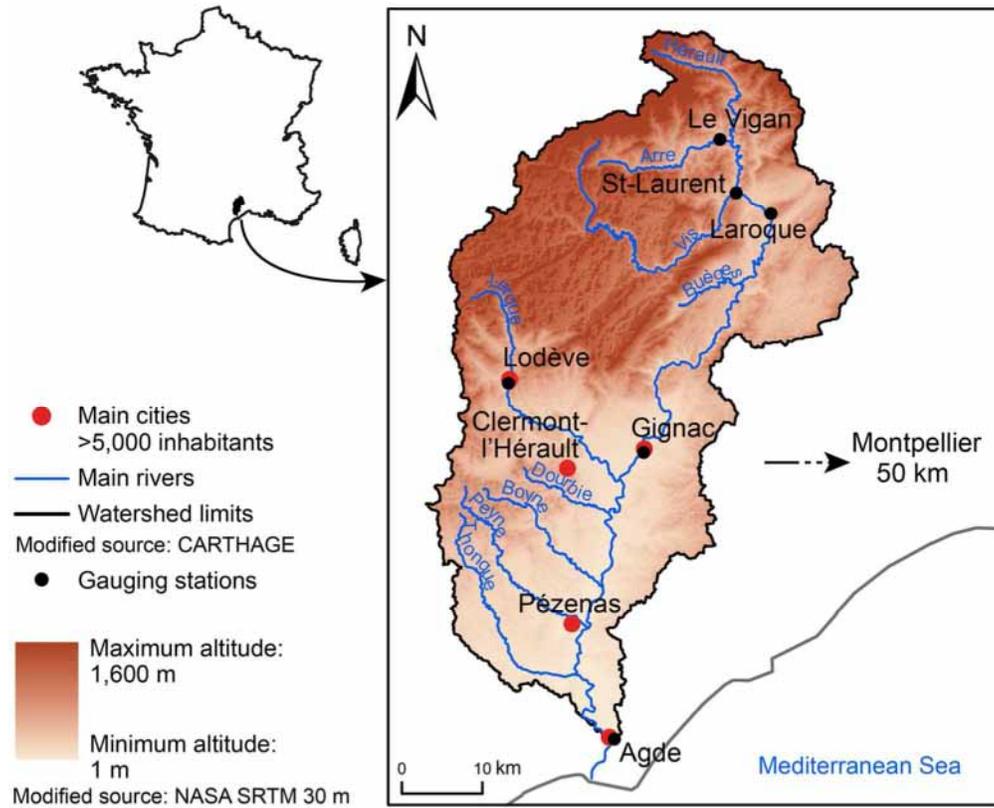
Fig. 4 Spatial delineation of the Hérault watershed in 6 portions according to the main geographical features and to the availability of discharge series: the Vis River at Saint-Laurent (497 km²), the Hérault River at Laroque (414 km²), the Lergue River at Lodève (186 km²), the Hérault River at Gignac (514 km²), the Salagou storage-dam (77 km²) and the Hérault River at Agde (972 km²).

Fig. 5 Mean annual water balance between water resource and demand on the Hérault watershed over 1961–1980 (on the left) and 1981–2010 (on the right).

Fig. 6 Hydro-climatic changes over 1961–2010. Monthly seasonal cycle of: (a) the outlet discharge, (b) precipitation, (c) mean temperature, (d) total water withdrawals before and after 1980.

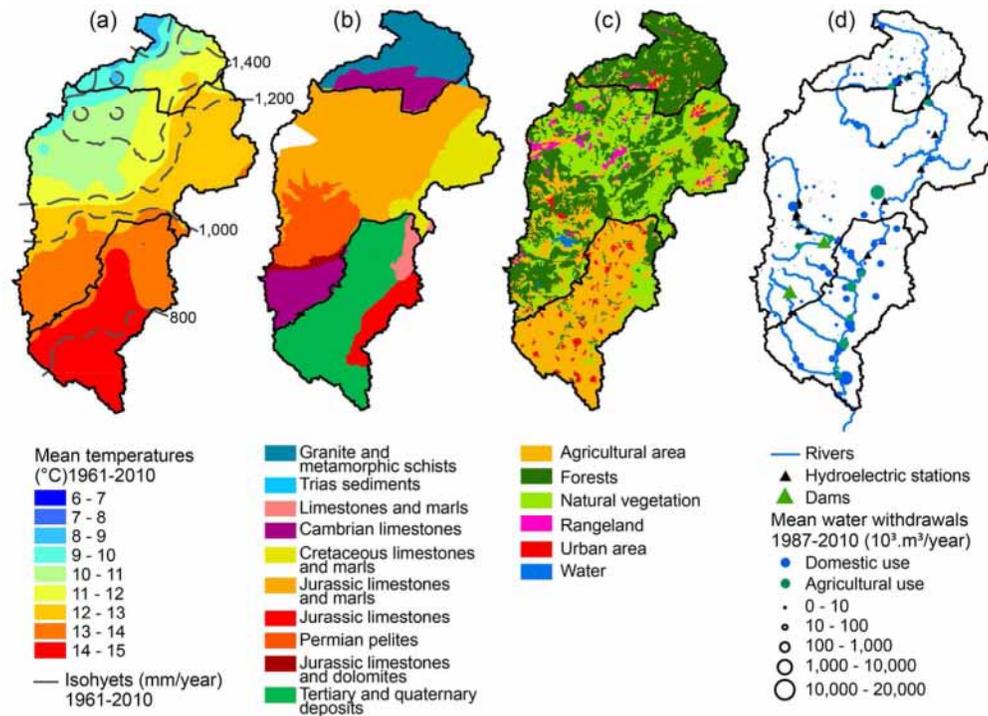
Fig. 7 Mean annual water balance between precipitation, actual evapotranspiration, runoff volume and total water withdrawals at the portion scale over 1961–1980 (1969–1980 for Laroque) and 1981–2010.

Fig. 8 Evolution of the ratio between total water withdrawals (W) over the catchment and discharge (Q) as measured in Agde over 1961–2010: (a) mean annual values (year 1986 lacks discharge data); (b) mean monthly values over 1961–1980 and 1981–2010.

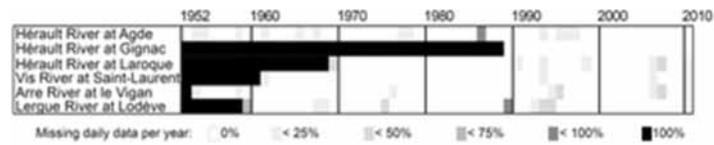


Location of the Hérault catchment.
107x87mm (300 x 300 DPI)

NEW ONLY

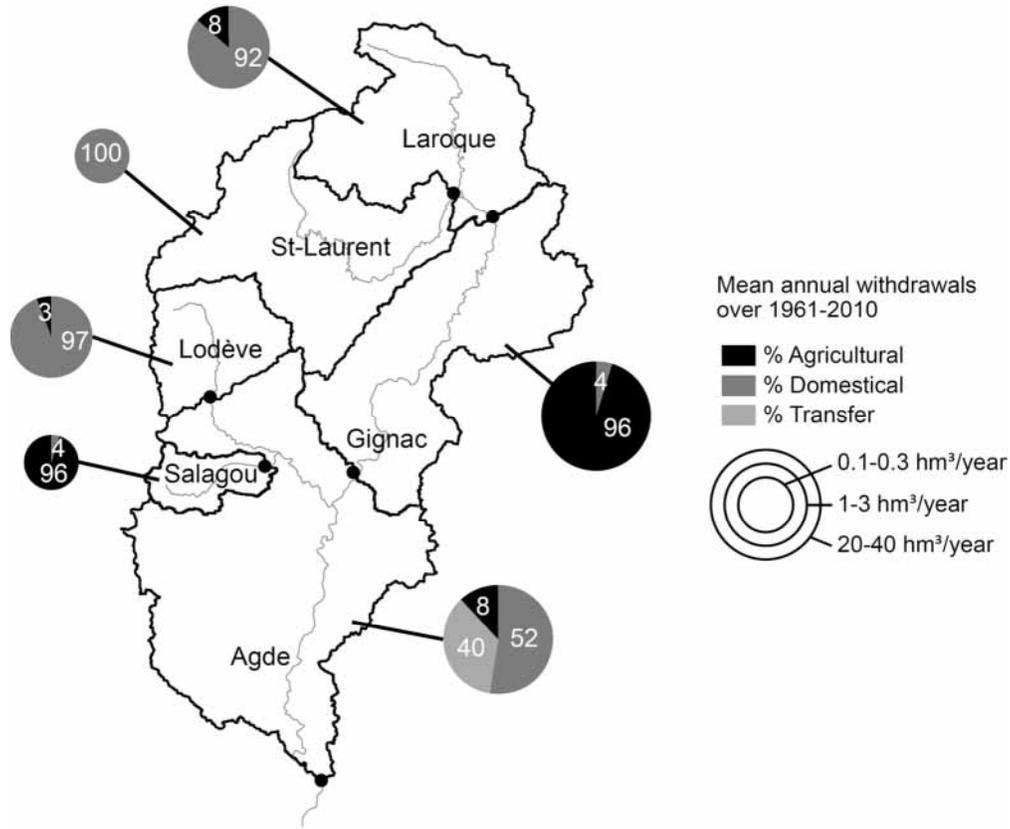


Distribution of typical spatial features within the basin: (a) mean annual precipitations and temperatures over 1961–2010 (extracted from the MétéoFrance SAFRAN database); (b) main geological formations (source: SIG 34); (c) land cover in 2006 (source: Corine Land Cover); (d) hydraulic works and water withdrawals (source: Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse). The black limits delineate the upstream zone, the middle zone and the downstream zone.
109x78mm (300 x 300 DPI)



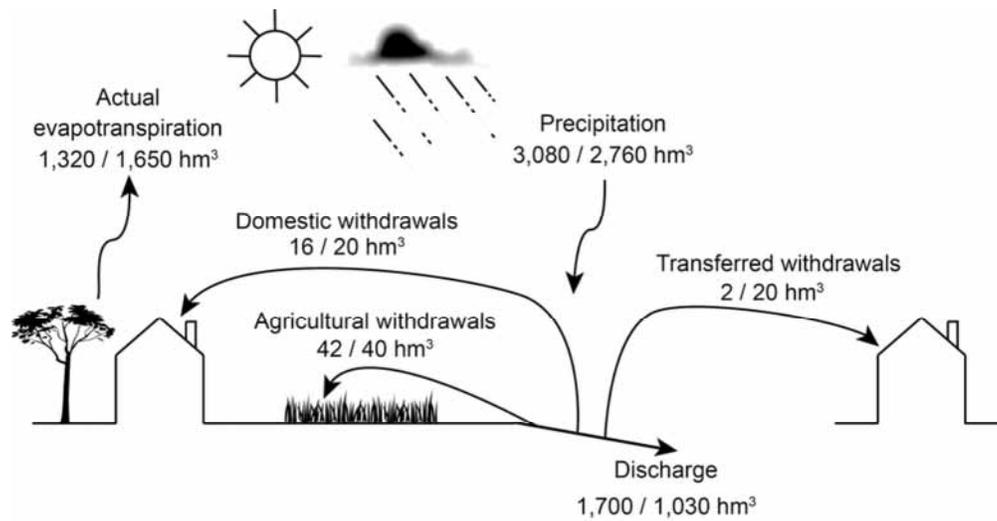
Temporal availability of discharge series for various gauging stations of the Hérault watershed.
29x5mm (300 x 300 DPI)

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

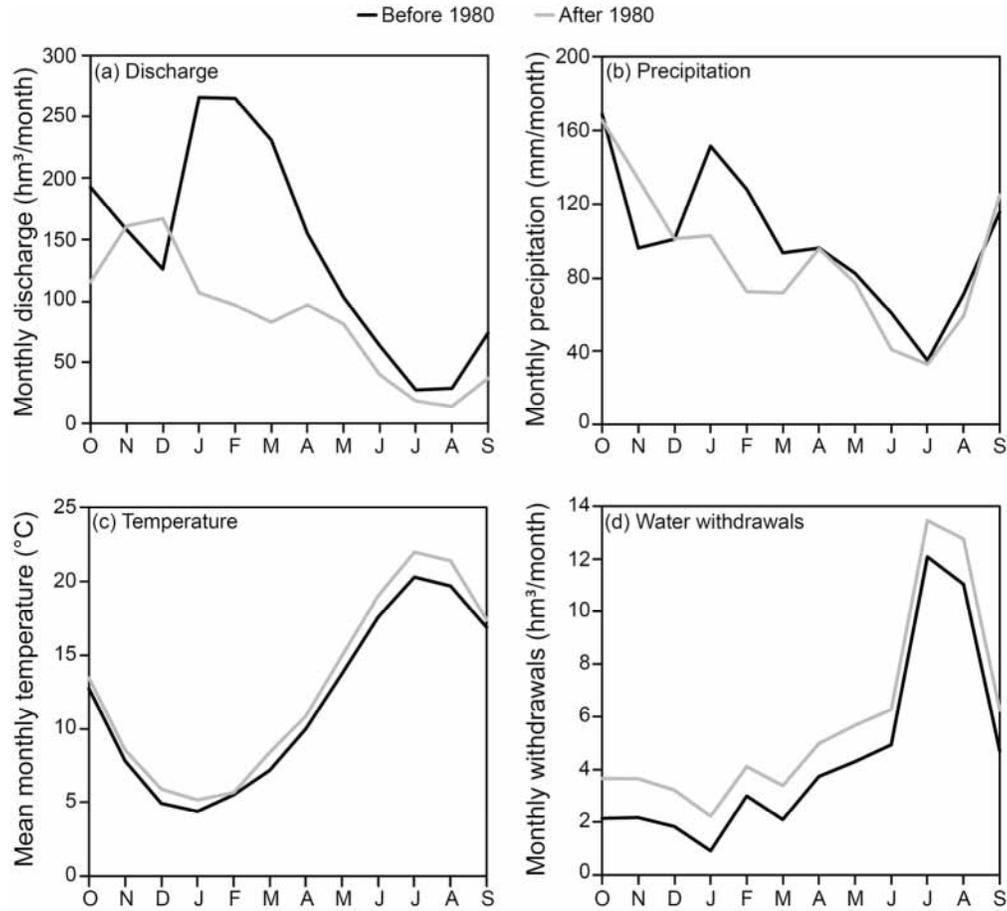


Spatial delineation of the Hérault watershed in 6 portions according to the main geographical features and to the availability of discharge series: the Vis River at Saint-Laurent (497 km²), the Hérault River at Laroque (414 km²), the Lergue River at Lodève (186 km²), the Hérault River at Gignac (514 km²), the Salagou storage-dam (77 km²) and the Hérault River at Agde (972 km²).
114x95mm (300 x 300 DPI)

Only

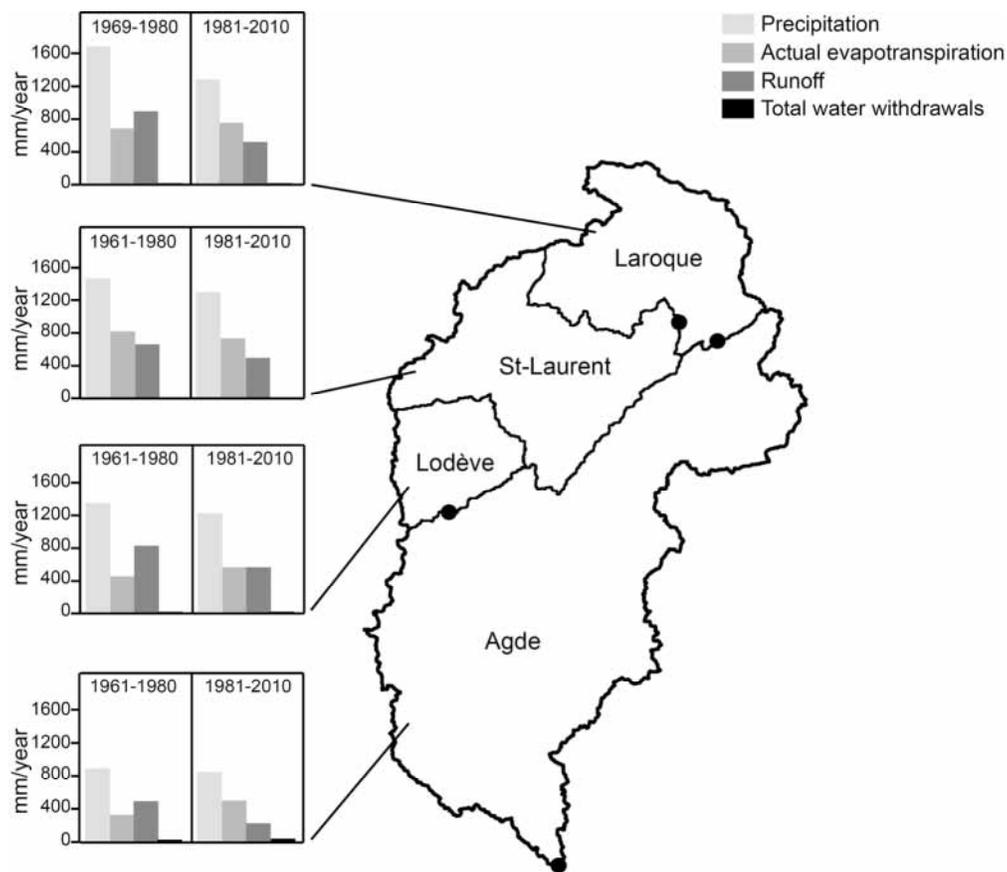


Mean annual water balance between water resource and demand on the Hérault watershed over 1961–1980 (on the left) and 1981–2010 (on the right).
79x41mm (300 x 300 DPI)

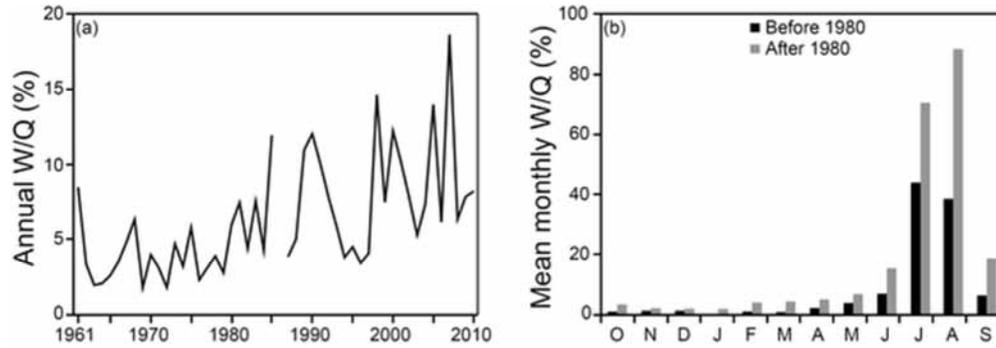


Hydro-climatic changes over 1961–2010. Monthly seasonal cycle of: (a) the outlet discharge, (b) precipitation, (c) mean temperature, (d) total water withdrawals before and after 1980.
139x127mm (300 x 300 DPI)

Only



Mean annual water balance between precipitation, actual evapotranspiration, runoff volume and total water withdrawals at the portion scale over 1961–1980 (1969–1980 for Laroque) and 1981–2010. 126x109mm (300 x 300 DPI)



Evolution of the ratio between total water withdrawals (W) over the catchment and discharge (Q) as measured in Agde over 1961–2010: (a) mean annual values (year 1986 lacks discharge data); (b) mean monthly values over 1961–1980 and 1981–2010.

52x18mm (300 x 300 DPI)

Annexe H

Article publié dans *Science of the Total Environment*

Integrated modelling to assess long-term water supply capacity of a meso-scale Mediterranean catchment

L. Collet, D. Ruelland, V. Borrell-Estupina, A. Dezetter & E. Servat

Abstract Assessing water supply capacity is crucial to meet stakeholders' needs, notably in the Mediterranean region. This region has been identified as a climate change hot spot, and as a region where water demand is continuously increasing due to population growth and the expansion of irrigated areas. The Hérault River catchment (2,500 km², France) is a typical example and a negative trend in discharge has been observed since the 1960s. A modelling framework is proposed at a 10-day time step to assess whether water resources have been able to meet water demands over the last 50 years. Water supply was evaluated using hydrological modelling and a dam management model. Water demand dynamics were estimated for the domestic and agricultural sectors. A water supply capacity index is computed to assess the extent to which water demands have been satisfied at the sub-basin scale. Simulated runoff dynamics were in good agreement with observations over the calibration and validation periods with (i) a Nash-Sutcliffe efficiency index higher than 0.8 and a volume error of less than 15% in the hydrological model, and (ii) a Nash-Sutcliffe efficiency index higher than 0.8 for water release and higher than 0.7 for dam stock and a zero volume error for water release and dam stock in the dam management model. Domestic water demand has increased considerably since the 1980s and is characterized by a seasonal peak in summer. Agricultural demand has increased in the downstream sub-basins and decreased upstream where irrigated areas have decreased. As a result, although most water demands were satisfied between 1961 and 1980, irrigation requirements in summer have sometimes not been satisfied since the 1980s. This work is the first step towards evaluating possible future changes in water allocation capacity in the catchment, using future climate change, dam management and water use scenarios.

Key words climate change; integrated modelling; water resources; water demand; water supply assessment; River Hérault.



Integrated modelling to assess long-term water supply capacity of a meso-scale Mediterranean catchment



Lila Collet ^{a,*}, Denis Ruelland ^b, Valérie Borrell-Estupina ^a, Alain Dezetter ^c, Eric Servat ^c

^a UM2 – UMR HydroSciences Montpellier, Place E. Bataillon, 34395 Montpellier Cedex 5, France

^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

HIGHLIGHTS

- A model integrating water resources and demands is proposed on a meso-scale basin.
- An indicator that complies with stakeholder's needs assesses water supply capacity.
- Climate change impacted water resources availability and agricultural water demand.
- Anthropogenic changes have led to an increase in domestic water demand.
- Water supply capacity has worsened over the last 50years notably downstream.

ARTICLE INFO

Article history:

Received 29 March 2013

Received in revised form 13 May 2013

Accepted 14 May 2013

Available online xxxx

Editor: Damia Barcelo

Keywords:

Climate variability
Integrated modelling
River Hérault
Water demand
Water resources
Water supply assessment

ABSTRACT

Assessing water supply capacity is crucial to meet stakeholders' needs, notably in the Mediterranean region. This region has been identified as a climate change hot spot, and as a region where water demand is continuously increasing due to population growth and the expansion of irrigated areas. The Hérault River catchment (2500 km², France) is a typical example and a negative trend in discharge has been observed since the 1960s. In this context, local stakeholders need first to understand the processes controlling the evolution of water resources and demands in the past to later evaluate future water supply capacity and anticipate the tensions users could be confronted to in the future. A modelling framework is proposed at a 10-day time step to assess whether water resources have been able to meet water demands over the last 50 years. Water supply was evaluated using hydrological modelling and a dam management model. Water demand dynamics were estimated for the domestic and agricultural sectors. A water supply capacity index is computed to assess the extent and the frequency to which water demand has been satisfied at the sub-basin scale. Simulated runoff dynamics were in good agreement with observations over the calibration and validation periods. Domestic water demand has increased considerably since the 1980s and is characterized by a seasonal peak in summer. Agricultural demand has increased in the downstream sub-basins and decreased upstream where irrigated areas have decreased. As a result, although most water demands were satisfied between 1961 and 1980, irrigation requirements in summer have sometimes not been satisfied since the 1980s. This work is the first step toward evaluating possible future changes in water allocation capacity in the catchment, using future climate change, dam management and water use scenarios.

© 2013 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

In the context of climate change and population growth, the ability of water resources to satisfy different demands is essential (Vörösmarty et

al., 2000), particularly in Mediterranean regions where difficulties in meeting water needs have already resulted in increasing social tensions (Margat and Treyer, 2004). The Mediterranean region has been identified as a climate change hot-spot (Giorgi, 2006), and as a region where population growth is strong (+30% over the last 20 years) (Abis, 2006). As a result, mean water resources around the Mediterranean basin could decrease between 30% and 50% by 2050, leading to increasing water stress (Milano et al., 2012, 2013a).

The worrying situation in this region highlights the need to develop methodological approaches to face such issues. Integrated studies, which investigate changes in water availability and water demand

Abbreviations: AWD, Agricultural Water Demand; DWD, Domestic Water Demand; F_{agg} , Aggregation Function; NSE, Nash–Sutcliffe efficiency criteria; NSE_{lf} , Nash–Sutcliffe efficiency criteria during low-flows; VE, Volume Error; VE_m , mean Volume Error; WD, Water Demand; WRA, Water Resources Availability; WSCI, Water Supply Capacity Index.

* Corresponding author. Tel.: +33 4 67 14 90 36.

E-mail address: lila.collet@um2.fr (L. Collet).

should thus be undertaken to assess the impacts of climatic and human pressures on water supply capacity. Arnold (2013) underlined the difficulties involved in developing integrated approaches to bring together fragmented knowledge from different disciplines. Integrated impact studies must also compare water resources and demands at the scale at which water resources are managed to reduce the gap between scientific studies and efforts undertaken by water management stakeholders (Koutsoyiannis and Kundzewicz, 2007). In mainland France, catchments in the 1000–10,000 km² range are generally managed through water development and management plans. At this scale, stakeholders need to know where problems in water supply capacity could emerge in the future. Estimating climatic and anthropogenic pressures on water resources within a catchment implies dividing it into areas with similar water issues. In addition, the temporal scale of these approaches must be sufficiently representative of the hydro-climatic variability as well as of changes in human pressure over periods of time that are long enough to test their robustness with respect to their possible future use. The main difficulty lies in the need to accurately represent the dynamics of both water supply and water demand over long periods of time.

Water resources can be evaluated using conceptual hydrological models (e.g. see Fujihara et al., 2008; Senatore et al., 2011; Ruelland et al., 2012; Belgiorno et al., 2013), which simulate the dynamics of the hydrological cycle. Among different approaches, these models can be used being constrained by hydro-climatic data for long periods of time, and thus enabling studies of the impact of climate change over a period of at least 30 years, as recommended by the Intergovernmental Panel for Climate Change (IPCC, 2007). However to date, few integrated studies have been conducted over such long periods, mainly due to the difficulty in accessing data (Hannah et al., 2011). A historical reconstruction of water uses can be required for long-term studies as well as it is essential to represent the hydro-climatic processes, which, in the Mediterranean context, may result from extreme events. Although many impact studies are constrained by data availability to use a monthly time step (Bronster et al., 2000; Quilbé and Rousseau, 2007; Varela-Ortega et al., 2011), a shorter time step (e.g. a daily time step, see Oxley et al., 2004; Bangash et al., 2012) may be recommended to catch the temporal variability of rainfall events and simulate Mediterranean hydrological processes (Moussa et al., 2007). On the other hand, water use data, whose variables are significant indicators of changes in water demand, are generally available at coarser time steps (usually acquired during irregular surveys). Moreover, the crop growth processes are subjected to seasonal dynamics that need to be accounted for to grasp the fluctuations in the need for irrigation water over the year depending on climate conditions. Thus, a 10-day time step appeared to be an acceptable compromise to represent hydro-climatic processes as well as

anthropogenic and crop dynamics over meso-scale Mediterranean catchments to assess long-term changes in water supply capacity.

Some recent integrated models like the Water Evaluation And Planning (WEAP) model (Yates et al., 2005) or GIBSI model (Quilbé and Rousseau, 2007) are designed to investigate water supply capacity issues. However, they are based on a general water management approach (delineation of the catchment, interactions between resources and demands, storage-dam modelling, etc.) which may make it difficult to adapt them to the local context of the hydrosystem concerned. Moreover, their user-friendly interface makes it difficult to access detailed equations: for instance, the calibration methods are sometimes not suited to the modelling objectives, i.e., other data sources or criteria could be more appropriate in the specific context under study. Finally, efforts are still needed to be able to compare water supply and water demand using indicators that would also be useful for water management stakeholders.

A number of existing indicators can be used to compare water resources and water demand. Sullivan et al. (2003) defined a water poverty index that assesses the impact of the lack of water on human communities, and which accounts for, among others, available water resources, access to these resources, and the ability of the population to manage their resources. Another index is the water stress index, defined as the ratio of annual total withdrawals to annual available water resources (Menzel and Matovelle, 2010). The water demand satisfaction rate is also used (e.g. Rosenzweig et al., 2004; Sun et al., 2008; Milano et al., 2013b). This index states whether water demand has been satisfied, and has the advantage of being easily understood by both scientists and stakeholders. However, these indicators do not completely answer stakeholders' needs when they design future water management plans. The water volumes that can be withdrawn in the future are indeed based on the frequency at which water resources can supply water demand. This point should be taken into account to facilitate dialogue between research and water management.

This paper deals with all these issues. It presents an integrated approach to evaluate long-term changes in the water supply capacity of a Mediterranean meso-scale catchment. It aims to propose an interdisciplinary approach to assess how climatic and water uses changes impacted the ability of water resources in supplying water demands. In line with the local stakeholder's attempts, the frequency of the ability in supplying water demands was analyzed through its evolution over the last 50 years.

2. Study area

The Hérault catchment is located in the south of France and drains an area of approximately 2500 km² (Fig. 1). The river rises in the Mont

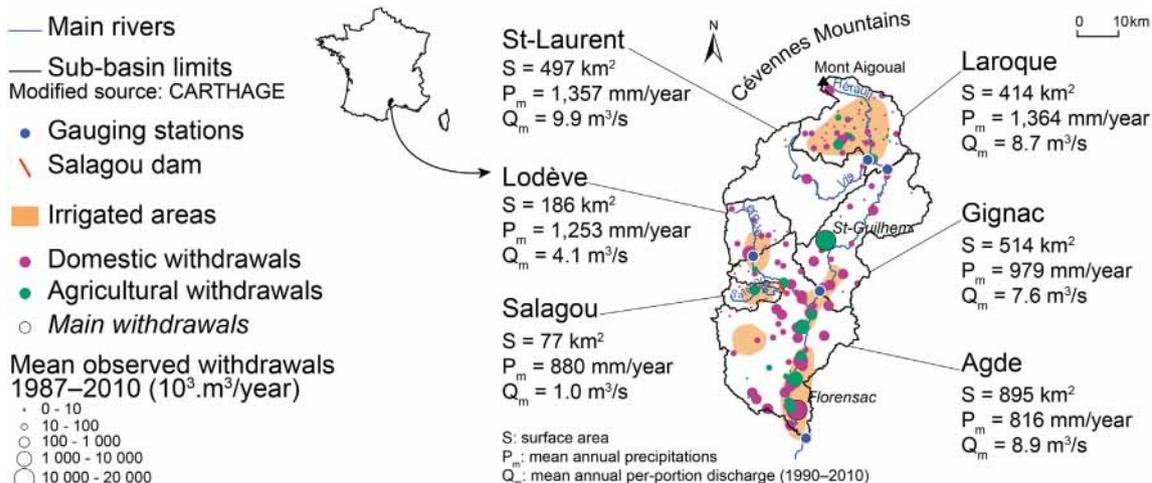


Fig. 1. The Hérault catchment.

Aigoual in the Cévennes Mountains at 1565 m a.s.l. and its outlet to the Mediterranean Sea is in Agde. The catchment has a population of over 170,000, with the main towns located in the downstream part. The mean per-capita water consumption for the domestic sector was 90 m³/inhabitant/year over the 1961–2010 period. The population has doubled since the late 1970s, mainly due to urban development and tourism.

The climate is typically Mediterranean, with dry, hot summers and wet, mild winters. Precipitation is almost zero in summer and peaks in spring and autumn. The temperature is highest in summer and lowest in winter. Collet et al. (in revision) showed that between 1961–1980 and 1981–2010, winter precipitation decreased by 45% in the upstream areas while mean annual temperature increased by 1.5 °C, leading to a 25% increase in annual evapotranspiration in the downstream areas. These trends, combined with an observed increase in water withdrawals (+37%) in summer in the downstream areas, led to a decrease in runoff of 39% at the outlet and at other intermediate gauging stations (34% at Laroque, and 33% at Lodève).

Surface and groundwater reserves in the upstream and the middle parts of the watershed are not heavily exploited. The Salagou dam (102 hm³) is the largest dam in the catchment and has been in operation since 1968. It is used to generate power and to support runoff during low flows. Salagou Lake serves as a reservoir for irrigation and as a site for water sports. Surface resources supply 29% of total water demand, with groundwater resources and dam storage representing respectively 70% and less than 1% of the exploited water resources. Water withdrawals mainly supply the domestic and agricultural sectors. A total of 75% of the domestic withdrawals are extracted from the alluvial plain in the downstream part of the watershed. Florensac (Fig. 1) supplies water to towns located outside the Hérault catchment, and represents more than 50% of water withdrawn for domestic purpose. A total of 94% of the agricultural water withdrawals exploit surface resources, mainly located in the downstream part of the watershed, to supply water to around 4500 ha of irrigated land (less than 5% of the utilized agriculture area, Fig. 1). The biggest irrigation network, the Gignac canal, diverts water from the River Hérault at St-Guilhem (Fig. 1). It supplies irrigation water to the Gignac and the Agde portions (see Figs. 1 and 6). The main crops grown in the upstream Hérault catchment are onion and olive, apple and walnuts trees, and vineyards and wheat downstream. Peak water demand for both irrigation and domestic purposes occurs in summer when the population triples due to tourism activities and when the climate is dry and hot. Water resources and supplies of this catchment are managed by SMBFH (Syndicat Mixte du Bassin du Fleuve Hérault).

3. Method

3.1. Assessment of water supply capacity

An integrated approach was used to assess the ability of water resources to satisfy water demand from 1961 to 2010 (Fig. 2) in six portions of the Hérault catchment (Fig. 1). This delineation was previously shown to be suitable for studies of water resources management over a long period in this catchment (Collet et al., in revision). It accounts

for the different hydro-climatic processes within the catchment as well as for the main water demand sites and river discharge regulations by the main storage dam (see Fig. 1). Environmental changes were not taken into account in this study as it has been previously shown that land use changes (+11% of reforestation) have not had significant impact on river discharge over the last 50 years (Collet et al., in revision). Water resources were first simulated using a hydrological model and a dam management model, with hydro-climatic and storage-dam data. Optimal domestic and agricultural water demands were then separately assessed using climatic, demographic and irrigated area data as well as soil and crop characteristics. The influence of the hydroelectric water uses is irrelevant in a quantitative point of view, as the whole discharge is returned to the hydrographic network (SMBFH, 2005).

A water supply capacity index (WSCI), which calculation was based on a water demand satisfaction rate (Milano et al., 2013b), was computed at a 10-day time step for the period 1961–2010. This index assesses the ability of water resources to supply the estimated optimal water demand. It is based on the ratio of water resources availability (WRA) to water demand (WD) (Eq. (1)).

$$WSCI = \frac{WRA}{WD} \times 100 \quad (1)$$

The water supply capacity index was calculated for each type of water demand, taking into account the priority level of each. Domestic water demand (DWD) has a higher priority level than agricultural water demand (AWD) as stipulated in a memorandum dated the 3rd of August 2010, the French Ministry of Ecology, Energy, Sustainable Development and the Sea (MEEDDM, Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer). For the DWD, WRA is river discharge at the outlet of the portion of the catchment concerned. For the AWD, WRA is river discharge at the outlet of the portion minus the amount of water used to supply DWD. Finally, a fraction of water withdrawn was considered to return to the hydrographic network. For the domestic needs, the return to the hydrographic network was considered as the ratio of the effluents of sewage treatment plants to the volume withdrawn (70%). For the agricultural needs, the return to the hydrographic network was considered as the fraction of water withdrawn lost in the irrigation networks (60% for gravity fed systems, 15% for pressure pipe systems).

The higher the index, the better water resources satisfy the demand for water. Table 1 lists the ranges of satisfaction with respect to the WSCI. These ranges are based on recommendations made by SMBFH. Domestic water demand is more demanding as it is satisfied from a 97% WSCI, while agricultural water demand is satisfied from a 75% WSCI.

In the memorandum dated the 3rd of August 2010, the MEEDDM stated that water withdrawals should be able to supply water demand for domestic and irrigation purposes, four out of five years, without any restrictions, and respecting the environmental objectives of the European Water Framework Directive. To evaluate whether the water supply capacity index matched observations of water management in the Hérault catchment, the mean frequency of years with a WSCI below “very high satisfaction rate” was evaluated over five years in each portion of the catchment for the periods 1961–1980 and 1981–2010.

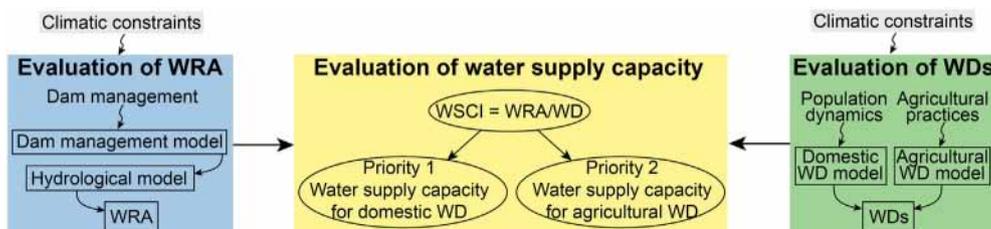


Fig. 2. General principles of the integrated modeling chain. WRA: water resources availability, WDs: water demands, WSCI: water supply capacity index.

Table 1
Definition of WSCI classes for domestic and agricultural demands at a 10-day time step.

| Demand | Very low satisfaction rate | Low satisfaction rate | Moderate satisfaction rate | High satisfaction rate | Very high satisfaction rate |
|--------------|----------------------------|-----------------------|----------------------------|------------------------|-----------------------------|
| Domestic | 0–75% | 75–95% | 95–97% | 97–99% | 99–100% |
| Agricultural | 0–25% | 25–50% | 50–75% | 75–95% | 95–100% |

Mean seasonal variations in WSCI for these years were analyzed to identify the periods of the year when water demand could not be satisfied by water supply.

3.2. Modelling water resources

To simulate river runoff, various hydrological models already exist. The choice of the hydrological model was based on various considerations: First, in this study, modelling water resources needs to be carried in each portion of the catchment (i.e. on catchment portions of around 100 km²), and over long time periods (various decades). Second, the geological context of this basin is diversified as it varies between schists, karstified limestones and alluvial plains, of which hydrogeological dynamics are different. Lastly, the available dataset also constrains the model choice. In the Hérault catchment, as stated below, long series of discharge and of various climatic variables are available at the daily time-step. However, the piezometric network is sparse and the series are short (less than 10 years, only in the recent decade). This dataset is thus insufficient to be used in a calibration and validation of a hydrological model. For all these reasons, a model that has already proven to provide satisfactory discharge simulations in various study cases around the world was favored.

The GR4J conceptual rainfall-runoff model (Perrin et al., 2003) was run to simulate water availability at the daily time-step (Fig. 3). GR4J simulates runoff via two functions. First, a production function accounts for precipitation (P) and potential evapotranspiration (PET), and determines the effective precipitation that contributes to flow and supplies the production reservoir. Second, a routing function calculates runoff at the catchment outlet. The quantity of water feeding

the routing part of the model comprises the percolation added to the remaining fraction of water. This flow is then divided into two fractions: (i) 90% compose rapid runoff which is routed through a unit hydrograph (UH1) and the routing reservoir; (ii) 10% is attributed to delayed runoff which is routed through a unit hydrograph (UH2). The purpose of the unit hydrographs is to account for differences in runoff delays between the two conceptual reservoirs. GR4J requires the calibration of four parameters as shown in Fig. 3.

For the 1961–2010 period, daily climatic data (precipitation, temperature, etc.) were extracted from the 8 × 8 km grid Météo France SAFRAN database (Quintana-Segui et al., 2008). PET was estimated using the Food and Agricultural Organization (FAO) Penman–Monteith formula (Allen et al., 1998). Although the FAO Penman–Monteith formula estimates the reference evapotranspiration (ET₀), PET was being used as approximation of ET₀ in this study, as recommended by Allen et al. (1998). Although this formula was developed for agronomic studies, we assumed it was also acceptable for hydrological purposes as well as for water bodies like lakes, since preliminary comparison with other PET formula and measured evaporation of the Salagou Lake (not shown here) led to comparable values and dynamics. Biases induced by the chosen PET formula were thus limited as a single formula was used in the whole modelling framework. Daily precipitation, temperature, wind speed, specific humidity and incident shortwave and longwave radiation were used for the Penman–Monteith formula. Five gauging stations (Saint-Laurent, Laroque, Gignac, Lodève, and Agde, see Fig. 1) provided daily series for 20- to 50-year periods, depending on the gauging station. For each portion, per-portion discharge was considered to be the observed discharge at the outlet of the portion minus the observed discharge of the upstream portions. A procedure was

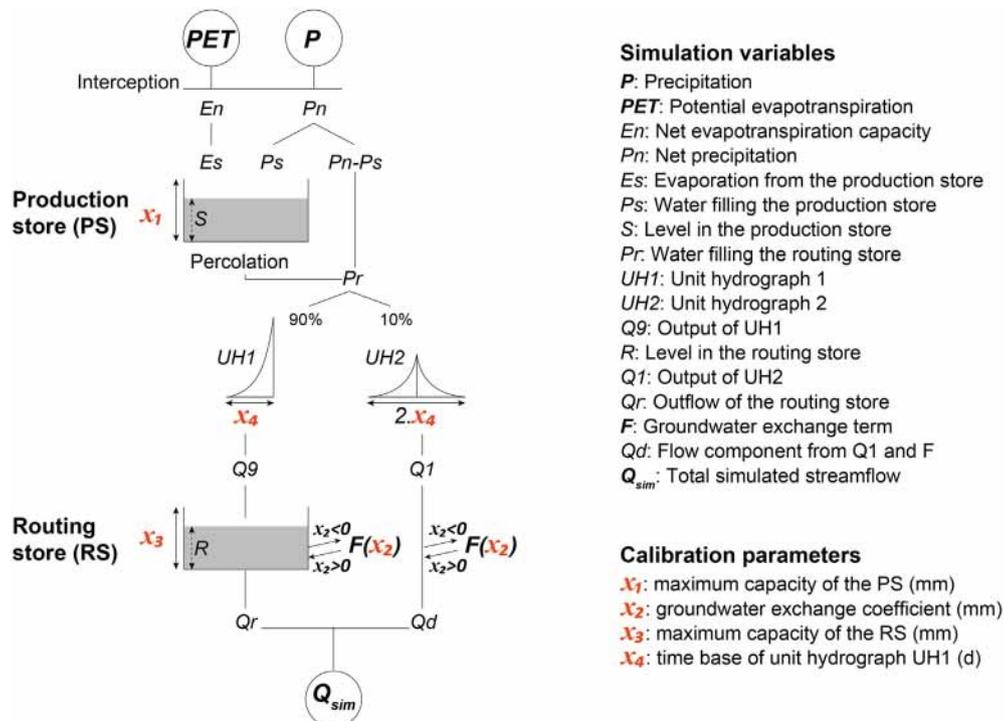


Fig. 3. Schematic diagram of the hydrological model GR4J. Adapted from Perrin et al., 2003.

developed to automatically calibrate the model. The model was run with the input data, while the four parameters were changed within a defined range. These systematic test runs aimed at optimizing a given statistical criterion between the calculated and observed values of per-portion flows over the calibration period.

A dam management model was designed with a daily time step to simulate variations in water release from the Salagou storage dam (Fig. 4). Dam management data were available for the period 1990–2010. For this period, daily climatic data were extracted from the SAFRAN database. Evaporation (E) was estimated using the same Penman–Monteith formula as above. Daily inlet flows (Q_{in}) were then estimated for the same period based on the balance between observed water releases, local P and E, as well as water withdrawals (W). These inflows served as a reference to calibrate the hydrological model on the upstream catchment of the dam. Water releases were constrained by the dam level. The average dam level over the year is 139 m a.s.l.

A turbined flow (Q_t , for hydro-electrical power) of 0.5 m³/s was constrained during almost the entire year. This value was reduced to 0.25 m³/s or 0 m³/s when maintenance works were underway, as well as in summer when the dam level was below 139 m a.s.l. One exception was made in summers 2005 and 2006 because the turbined flow was used to support low flows of the River Hérault. Water releases (Q_r , for high flow management) were simulated for wet years (pluviometric index above 0.5) and intermediate years (pluviometric index between -0.5 and 0.5) preceded by years in which water was released. The simulation accounts for variations in water level at each time step: when the dam level increased ($\Delta C > 0$), the higher the variation in the water level, the higher the simulated water release. When the dam level decreased ($\Delta C < 0$), Q_r remained steady if the water level was still above 139.2 m a.s.l., and was zero when the water level was below this value.

Total outflow (Q_{out}) is the sum of Q_t and Q_r . At each time step, Q_t , Q_r and Q_{out} were thus simulated. The variation in the dam storage (ΔR) was then calculated based on the balance between Q_{in} , P, E, W and Q_{out} . Lastly, the new storage volume was calculated and the water level deduced from the known volume-water level relation of this dam. This relation was heuristically assessed based on the topography of the area before the construction of the dam.

The hydrological model and the dam model were calibrated at a 10-day time step using a multi-objective function that aggregates a

variety of goodness-of-fit criteria (modified from Ruelland et al., 2012):

$$F_{agg} = (1 - NSE) + (1 - NSE_{lf}) + |VE| + VE_m \tag{2}$$

with:

NSE the Nash–Sutcliffe efficiency index (Nash and Sutcliffe, 1970):

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (Q_{sim,i} - Q_{obs,i})^2}{\sum_{i=1}^N (Q_{obs,i} - \overline{Q_{obs}})^2} \tag{3}$$

NSE_{lf} the NSE criterion calculated during low flows from mid-June to mid-September (20th to 29th 10-day periods):

$$NSE_{lf} = 1 - \frac{\sum_{y=1}^M \sum_{i=20}^{29} (Q_{sim,y,i} - Q_{obs,y,i})^2}{\sum_{y=1}^M \sum_{i=20}^{29} (Q_{obs,y,i} - \overline{Q_{obs,lf}})^2} \tag{4}$$

VE the cumulative volume error:

$$VE = \frac{\sum_{y=1}^M V_{sim,y} - \sum_{y=1}^M V_{obs,y}}{\sum_{y=1}^M V_{obs,y}} \tag{5}$$

VE_m the annual mean relative error:

$$VE_m = \frac{1}{M} \sum_{y=1}^M \frac{|V_{sim,y} - V_{obs,y}|}{V_{obs,y}} \tag{6}$$

where N and M are the number of 10-day time steps and the number of years in the period respectively, $Q_{obs,i}$ and $Q_{sim,i}$ are the observed and simulated discharge at each time step i, $\overline{Q_{obs}}$ is the mean

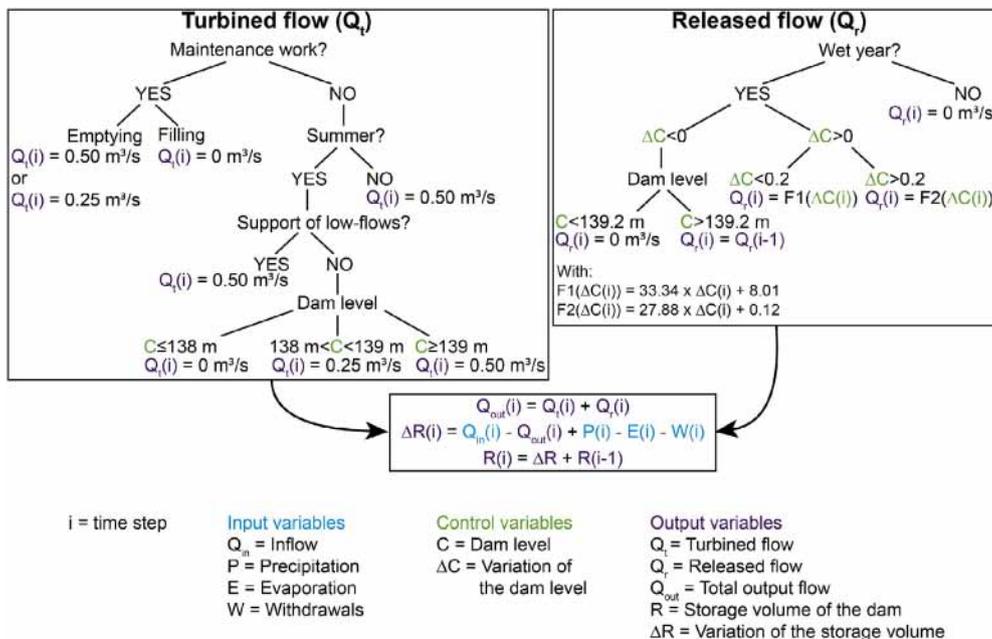


Fig. 4. Schematic diagram of the dam management model.

Table 2
Ranges and steps of parameter values tested in the hydrological model calibration.

| Parameter | x_1 (mm) | x_2 (mm) | x_3 (mm) | x_4 (j) |
|--------------------|------------|------------|------------|-----------|
| Tested range | 100–1000 | –5–5 | 1–100 | 0.5–5 |
| Step in first run | 100 | 1 | 10 | 1 |
| Step in second run | 1 | 0.1 | 1 | 0.1 |

observed discharge, $Q_{obs,y,i}$ and $Q_{sim,y,i}$ are the observed and simulated discharge for each year y at each time step i , $\overline{Q_{obs,lf}}$ is the mean observed low-flow discharge, $V_{obs,y}$ and $V_{sim,y}$ are the observed and simulated annual volume for each year y .

The hydrological model was calibrated for each portion of the watershed by searching for the minimum value of F_{agg} . In both calibration and validation, the first two years of the simulations were used as a warm-up period to avoid the influence of initial conditions in the model reservoirs. The 1961–2010 simulation period was divided into two parts: calibration was performed for a 30-year period (1981–2010) and validation for a 20-year period (1961–1980). Due to missing hydrological data, calibration was only possible from 1990 to 2010 for the Gignac, Salagou and Agde portions while for the Laroque portion, calibration was performed from 1981 to 2010 and validation was limited to the 1969–1980 period. For the three portions where validation was impossible due to missing data, an indirect global validation was done verifying that the sum of the simulated per-portion discharges corresponded to the observed discharge at the outlet. Table 2 presents the parameter ranges tested for each simulation. To avoid aberrant parameter values, the tested ranges were based on the recommendations made by Perrin et al. (2003). The parameter ranges were established through many trial-and-error investigations. Besides, a second run around the optimized parameters obtained from the first run made it possible to refine the calibration. A preliminary parameter sensitivity analysis was conducted over the calibration period (not shown here). It showed that the most sensible parameter was x_1 , and that the equifinality area of the lowest F_{agg} values

was very restricted allowing the calibrated parameters to be considered as optimal for the hydrological model performances.

The efficiency of the dam model in reproducing the outlet flows was estimated from 1990 to 2010 using F_{agg} . The efficiency of the complete method to assess water flows was evaluated by comparing the discharge measured at the outlet with the sum of the simulated per-portion discharges (Saint-Laurent, Laroque, Gignac, Lodève and Agde) and the simulated dam outflow.

3.3. Estimation of domestic and agricultural water demands

Population data were available for the 170 municipalities in the catchment for the years 1962, 1968, 1975, 1982, 1990, 1999 and 2007. Water withdrawal data for the domestic sector were available at an annual time step from 1987 to 2010 for each municipality. Monthly series were only available in 2007. To give a seasonal variability to these series, the other data (from 1961 to 2006 and from 2008 to 2010) were assumed to follow the same monthly pattern as 2007. This strong hypothesis is based on the knowledge that the increase in water consumption for the domestic sector has always increased in summer with tourism activities. As observed water withdrawal series are known to be inaccurate and, in our case, presented unrealistic, inter-annual variations, these series were smoothed using two successive 7-year moving averages. Annual per-capita DWD was then estimated from 1987 to 2010 as the annual ratio of smoothed water withdrawals to actual population. Annual per-capita DWD was extrapolated for the period 1961–1986. The total per-capita DWD obtained was steady for the period 1961–1990 ($90 \text{ m}^3/\text{inhabitant}/\text{year}$). Then, from 1991 to 2000, it increased to $115 \text{ m}^3/\text{inhabitant}/\text{year}$, and, from 2001 to 2010, it finally decreased to $105 \text{ m}^3/\text{inhabitant}/\text{year}$. Lastly, annual DWD was calculated for the period 1961–2010 as the product of per-capita DWD and the population, for each portion of the watershed. These series were finally disaggregated evenly to a 10-day time step within each month by simply dividing the monthly values by three.

An irrigation management model based on the FAO CROPWAT model (Allen et al., 1998) was developed to estimate agricultural

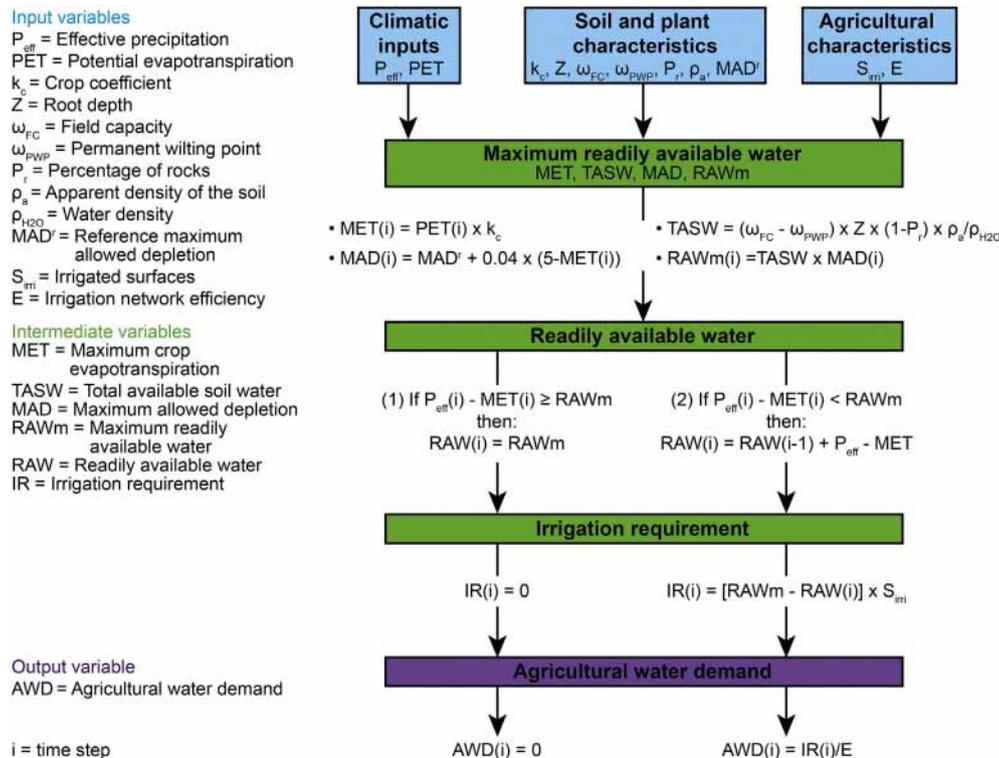


Fig. 5. Schematic diagram of the agricultural water demand model.

water demand (AWD) at a 10-day time step for each portion of the basin from 1961 to 2010 (Fig. 5). This model calculates the water requirements of irrigated crops based on P, PET, cropping patterns, soil characteristics and the efficiency of the irrigation network. To ensure the whole integrated approach was consistent, climatic data were extracted from the same database and PET was evaluated using the same Penman–Monteith formula as for the hydrological and dam models. The effective precipitation P_{eff} was evaluated based on P with a simplified version of the United States Department of Agriculture – Soil Conservation Service (USDA-SCS) method (Smith, 1992) (Eq. (7)).

$$P_{eff} = P \frac{125 - 0.2P}{125} \text{ if } P < 250 \text{ else;}$$

$$P_{eff} = 125 + 0.1P$$
(7)

Irrigated area data were extracted from the Recensement Général Agricole (RGA) database. Crop coefficients were defined as recommended by the FAO for onions and wheat under a Mediterranean climate; and as recommended by Carbonneau (1998) and Huguet and Genard (1998) for vineyards and olive trees. Soil characteristics were evaluated according to Bonfils (1993), Bruand et al. (2004) and Ruiz-Sinoga et al. (2011). According to SMBFH (2005), the main irrigation networks in the Laroque portion are gravity fed, with an efficiency of 40%, while the Lodève, Salagou and Agde portions are mainly equipped by pressure pipe systems, with an efficiency of 85%. Since 1990, the entire gravity fed irrigation system in the Gignac portion has progressively been replaced by a 66% gravity fed system/33% pressure pipe system in 2010. These values were then used in the

agricultural water demand model, applying a linear regression for each year from 1990 to 2010.

Based on the input data, this model first calculated intermediate variables which characterized the level of water contained in the soil (Fig. 5): crop maximum evapotranspiration (MET) represents the amount of water required by the plant for evapotranspiration. Total available soil water is the fraction of water contained in the soil that can be reached by the roots of the plant and varies as a function of the soil characteristics. The maximum allowed depletion (MAD) characterizes the critical stage of the soil available water under which the plant water needs cannot be satisfied. As recommended by FAO (Allen et al., 1998), it is calculated based on the reference crop MAD (MAD') value and MET. The maximum readily available water (RAWm) is the amount of soil water under which the plant wilts. The readily available water (RAW) is the actual amount of water, deduced by a water balance. The maximum value of RAW is RAWm, when the difference between P_{eff} and MET can replenish the soil reservoir, and the minimum is zero, when it cannot. The irrigation requirement (IR) was then deduced based on RAW and the irrigated areas for each crop and at each time step. The AWD was finally defined as the ratio of the irrigation requirement to the irrigation network efficiency (Fig. 5).

4. Results

4.1. Simulation of water discharge

Fig. 6 summarizes the efficiency of the hydrological and the dam management models in each portion of the watershed, as well as the sum of per portion flows at the outlet, compared with the observed

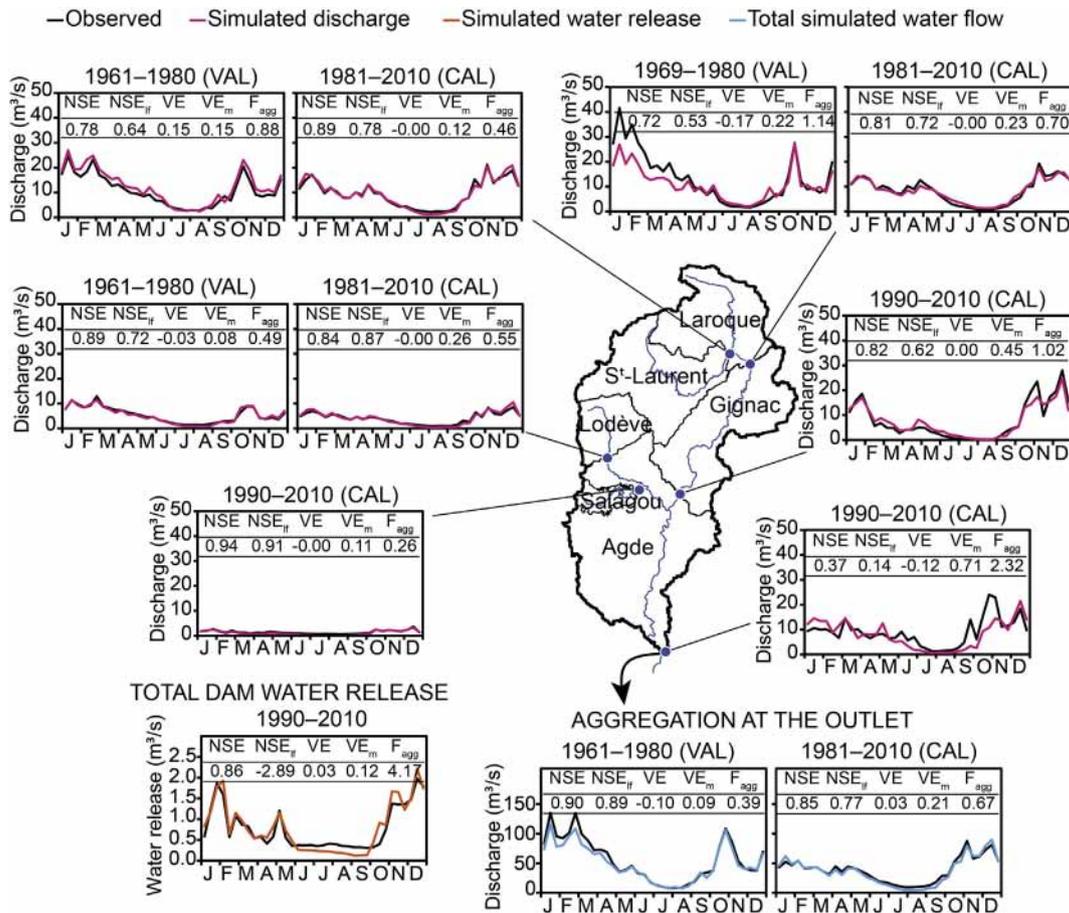


Fig. 6. Mean seasonal hydrographs per portion and sum of the per portion discharges at the outlet for the calibration (CAL) and validation (VAL) periods at a 10-day time step for observed and simulated discharge (hydrological model) and total water release (dam model). (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the web version of the article.)

discharge at the Agde gauging station. For the hydrological model (simulated flows in pink in Fig. 6), goodness-of-fit scores were rather good for both the calibration and validation periods (F_{agg} values under 1), except in the Agde portion (F_{agg} value over 2.00). Flow dynamics were well represented with NSE values between 0.70 and 0.95. Modelled low flows were in agreement with observations in the Saint-Laurent, Laroque, Lodève, Gignac and Salagou portions (NSE_{if} values over 0.62) even if they were generally under-estimated. Total water volumes were well simulated in the calibration period (values of VE around zero), but not in the validation period, with VE values over 15% for Saint-Laurent and Laroque. In the Laroque portion, winter high flows were considerably under-estimated in the validation period. In the Saint-Laurent portion, winter high flows were over-estimated. Mean annual simulated water volumes matched observed values (VE_m under 15%) except in the Laroque, Lodève (in calibration) and Gignac portion where VE_m values exceeded 20%. In the Agde portion, high flows (NSE under 0.5) and low flows (NSE_{if} under 0.15) were both under-estimated, leading to a 12% under-estimation of total water volumes and a VE_m above 70%.

For the dam management model (simulated water release in orange in Fig. 6), the F_{agg} score was not satisfactory (values above 2), due to poor quality NSE_{if} criteria (negative values). The dynamics of Q_{out} were well simulated with NSE criteria over 0.8 and low VE and VE_m values (3% and 12%, respectively).

The total discharge at the outlet of the catchment (total simulated water flow in blue in Fig. 6) was well simulated, with NSE values above 0.8 in both calibration and validation periods, as were the low flow dynamics (NSE_{if} values above 0.70). Water volumes were slightly over-estimated (+3%) in the calibration period but under-estimated (−10%) in the validation period. While the annual mean volume error was only fair for the calibration period (21%), it improved in the validation period (9%). These satisfactory goodness-of-fit criteria scores obtained at the outlet validated the calibration of the hydrological model in the portions where validation was impossible due to missing data.

4.2. Estimated water demand

Fig. 7 shows estimated domestic water demand (DWD, light blue) and agricultural water demand (AWD, light green) for the period 1961–2010 in each portion. AWD was higher than DWD in some upstream portions

of the catchment (Laroque, Gignac and Salagou), whereas DWD was higher than AWD in the Lodève and Agde portions, where the population is much higher, as well as in the Saint-Laurent portion.

Annual water demand for the domestic sector remained steady until the 1990s. From the 1990s to the mid-2000s, annual water demand doubled with an increase in population growth and in per-capita DWD. Decreasing trends were observed in the late 2000s in the Saint-Laurent (−30%), Laroque (−10%) and Lodève (−5%) portions, mainly due to household water savings. Annual DWD increased until 2010 in the Gignac (+10%), Salagou (+130%) and Agde (+10%) portions, where population pressure continued to increase. Seasonal DWD reached a peak in summer. This is mainly explained by tourism, which can triple the local population in summer.

AWD reached maximum in summer and was zero in winter. Simulated AWD was lower in the 1981–2010 period than in the 1961–1980 period in the Saint-Laurent (−70%), Laroque (−70%) and Gignac (−60%) portions. The inter-annual trend increased from 1961–1980 to 1981–2010 in the Lodève (+20%), Salagou (+700%) and Agde (+100%) portions.

4.3. Variations in water supply capacity

Combined changes in water resources availability (WRA) and water demand (WD) over the 1961–2010 period revealed changes in water supply capacity in each portion of the watershed. Although both domestic and agricultural WDs were mainly in the “very highly satisfaction rate” class, the mean annual water supply capacity index (WSCi) for the periods 1961–1980 and 1981–2010 included some years with less satisfactory WSCi time steps.

Fig. 8 shows which years presented at least one time step with a WSCi below very high satisfaction (i.e. WSCi < 99% for DWD and WSCi < 95% for AWD), and the frequency of years presenting WSCis below a “very high satisfaction rate” out of five years for the periods 1961–1980 and 1981–2010. The DWD and AWD in the Saint-Laurent, Lodève and Salagou portions were always very highly satisfied. The DWD presented lacks of satisfaction only in the Agde portion over the period 1981–2010 (0.5/5). For AWD, the frequency of not highly-satisfied years decreased from 1961–1980 to 1981–2010 for Laroque (from 1/5 to 0.33/5) and Gignac (from 2.75/5 to 1.33/5), and increased for Agde (from 1.25/5 to 2.17/5).

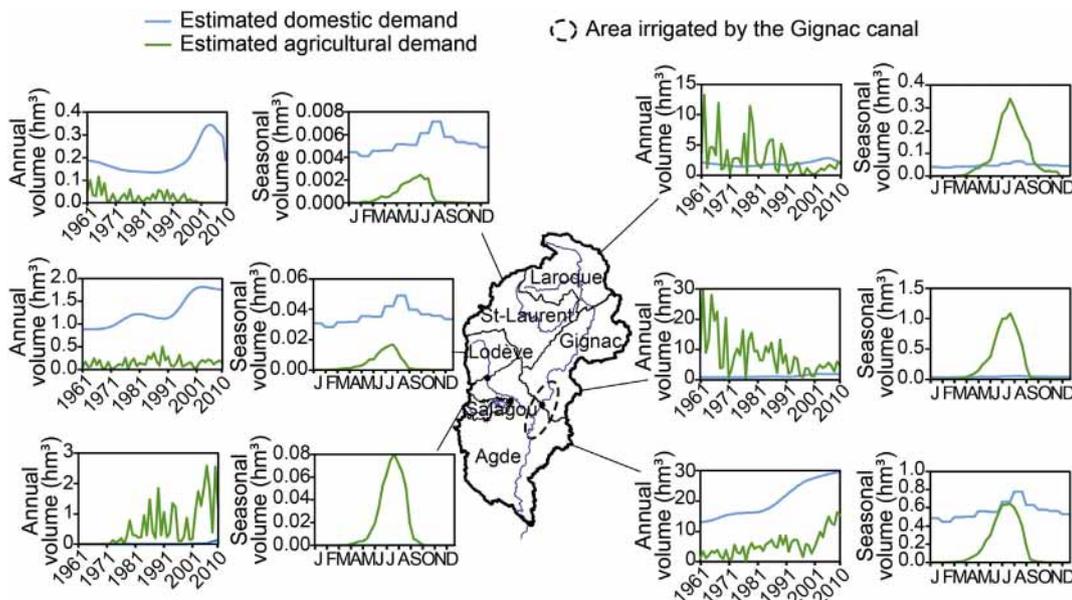


Fig. 7. Assessment of domestic and agricultural water demands in each portion for the period 1961–2010: annual trends and mean seasonal dynamics at a 10-day time step. (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the web version of the article.)

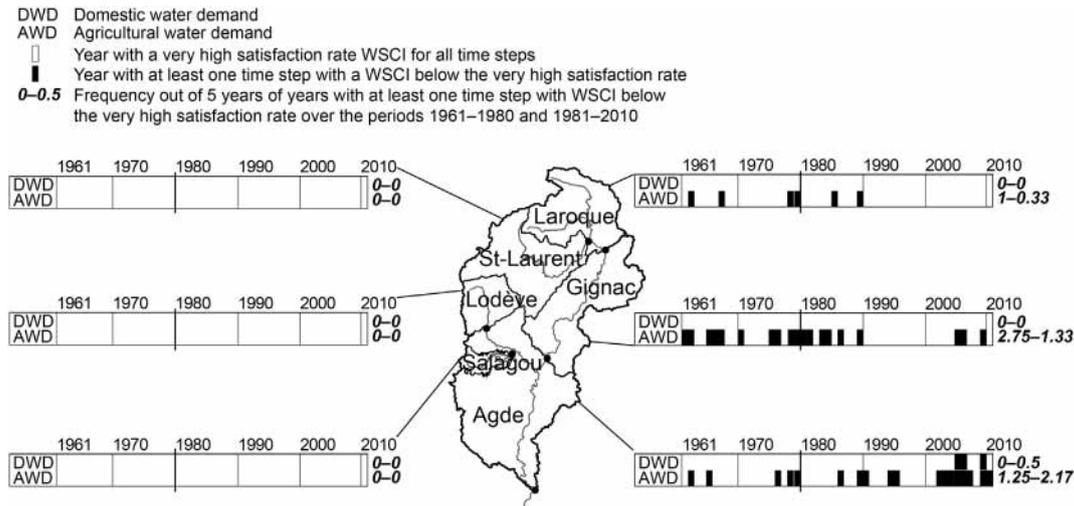


Fig. 8. Years with at least one 10-day time step with a WSCI below the very high satisfaction category and frequency out of 5 years of these years during the periods 1961–1980 and 1981–2010.

Fig. 9 shows the mean seasonal variations in WSCI for the years in which WSCI did not have a very high satisfaction rate for the periods 1961–1980 and 1981–2010 in Fig. 8. Only the Laroque, Gignac and Agde portions are concerned. DWDs in the Agde portions reached very low satisfaction level (below 75%) in summer. When AWDs were not very highly satisfied during the period 1961–1980, WSCI reached moderate satisfaction levels in the Laroque and Gignac portions, respectively in autumn and in summer, while it reached very low levels in Agde in summer. In this latter portion, WSCI deteriorated over the period 1981–2010 as it reached very low satisfaction levels. In contrast, it improved in the other portions, reaching a highly satisfied level in Laroque.

5. Discussion

5.1. Impact of climate variability on water resources and agricultural water demand

The climate variability in the Hérault catchment can be characterized by variations in annual temperature (Fig. 10a), and by a decrease

in winter precipitation from the first (1961–1980) to the second (1981–2010) period (Fig. 10b). There was a statistical break in the temperature series in 1980, with a succession of higher annual temperatures during the 1981–2010 period than in the 1961–1980 period, which led to a mean annual increase of 1.5 °C between the two periods. In parallel, average winter precipitation decreased by 45% over the catchment. This climate variability has an impact on water resources availability and agricultural water demand. As already mentioned in Section 2, there was a 35–39% decrease in mean annual observed discharge at various gauging stations between the two periods. The same hydro-climatic trends have been observed in other Mediterranean basins in southern Europe (e.g. Ludwig et al., 2004; Chauuche et al., 2010; Stahl et al., 2010).

Moreover, climate change constrained variations in annual agricultural water demand. In addition to the crop growth dynamics and network efficiency (which were taken into account in the present study), inter-annual variation in agricultural water demand (Fig. 7) is closely linked with the succession of wet years (lower annual temperature and higher precipitation) and dry years (higher annual temperature and lower precipitation) (Fig. 10a). Seasonal variations in agricultural

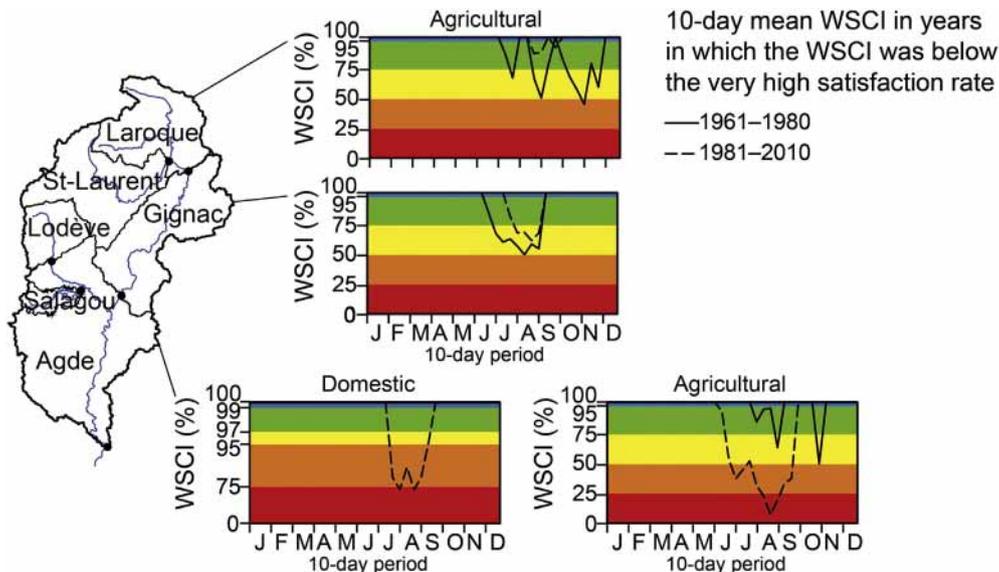


Fig. 9. Mean 10-day changes in WSCI for domestic and agricultural water demands for the periods 1961–1980 and 1981–2010. The mean values were calculated for years in which water demands were not very highly satisfied (see Fig. 8).

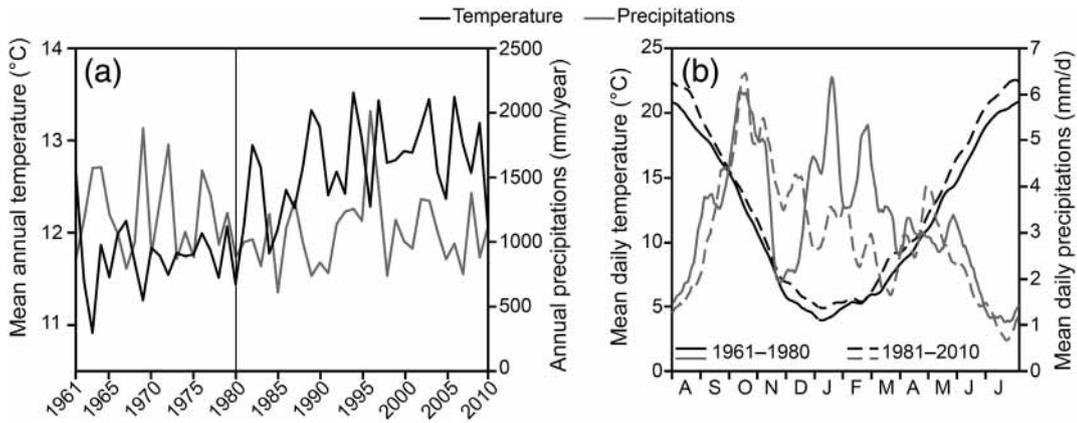


Fig. 10. Variations in hydro-climatic conditions in the Hérault River catchment over the 1961–2010 period: (a) mean annual precipitation and temperature; (b) mean seasonal precipitation and temperature.

water demand also depend on seasonal temperature and precipitation variability (Fig. 10b) and on the stage of crop development. In summer, when the climate is dry and hot, and when crops reach their maximum phenological growth, agricultural water demand is highest, whereas crops do not require water in winter when they are not developing, and when climate is wet and cold (Fig. 7).

5.2. Impact of anthropogenic changes on domestic and agricultural water demands

Anthropogenic changes also influenced domestic and agricultural water demands in the Hérault watershed. First, domestic water demand is directly linked to the size of the population: the bigger the population, the higher the domestic water demand. The population of the Hérault catchment is not homogeneously distributed (Fig. 11a) leading to different levels of domestic water demand in the different portions of the catchment. For instance, the population of the Salagou and the Saint-Laurent portions is very low, resulting in very low domestic water demand in these areas, whereas in the Agde portion, which is the most highly populated and which supplies water to municipalities located outside the catchment, domestic water demand is the highest (Fig. 7). As shown in Fig. 11b, per-capita domestic water demand tended to decrease in the 2000s (by 13% in Laroque and Gignac and by 23% in Agde), except in the Salagou portion, due to household water savings, and leading to a decrease in annual domestic water demand in most portions of the watershed. These water saving trends have been observed in other industrialized countries including in the United States since the 1990s (Gleick, 2003).

Second, annual agricultural water demand is closely with the extent of irrigated land (Fig. 11c). Irrigated area decreased from 1961 to 2010 in the Saint-Laurent, Laroque and Gignac portions. This is explained by the abandonment of rural activities which also have been observed in upstream basins in southern Europe since 1950 (Debussche et al., 1999; Morán-Tejeda et al., 2010). In addition, in the Gignac portion, irrigation network efficiency improved over the 1961–2010 period, leading to a decrease in water withdrawals for agriculture in this portion. Irrigated areas increased in the Lodève portion until the mid-1980s, and then decreased until 2010. In contrast, irrigated areas increased in the Agde and Salagou portions until the mid-1980s and then remained steady. These trends explain the decreasing agricultural water demand in the former portions and the increasing agricultural water demand in the latter portions during the 1961–2010 period (Fig. 7).

5.3. Impact of climatic and anthropogenic changes on water supply capacity

The combined impacts of climatic and anthropogenic changes on water resources and water demand led to the following water supply

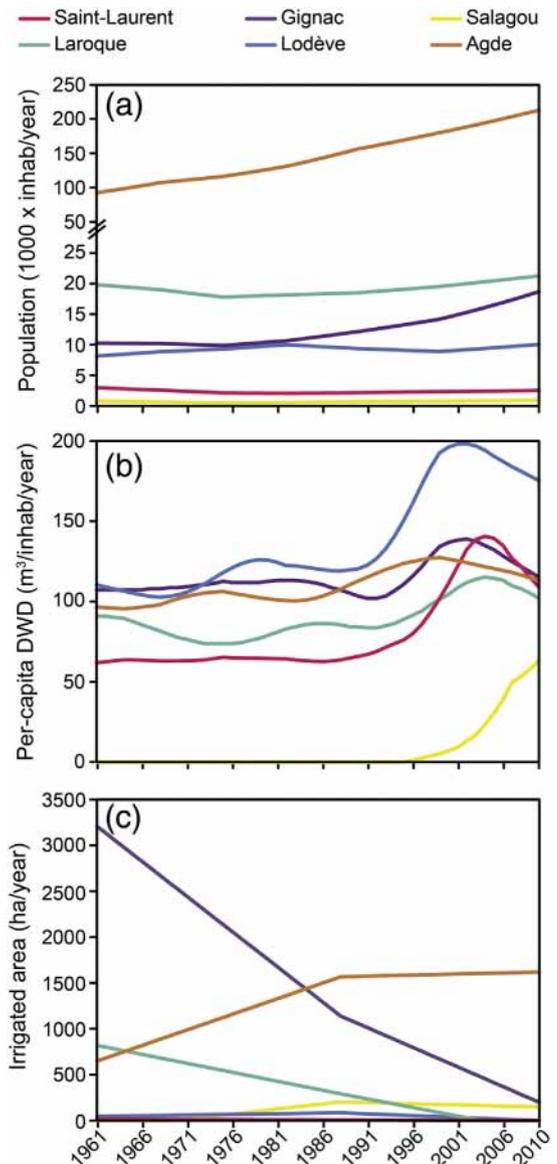


Fig. 11. Variations in annual (a) population, (b) per-unit domestic water demand (DWD), (c) irrigated areas in each portion of the Hérault catchment over the 1961–2010 period.

capacities. Due to the temporal and spatial heterogeneous distributions of water resources availability and water demand, the distribution of WSCIs changed between 1961–1980 and 1981–2010 and it also differed depending on the portion of the catchment concerned.

The increasing population in Agde led to more frequent years in which domestic water demand was not very highly satisfied in the 1981–2010 period than in the 1961–1980 period, although the decrease in per-unit domestic water demand helped limit this trend. The low resulting WSCIs in summer can be explained by higher domestic water demand related to tourism, and thus by the seasonal variations in population. In parallel, changes in the extent of irrigated areas led to variations in the number of years in which agricultural water demand was fully satisfied, depending on the portion concerned. In addition, seasonal climate variability explained the reduction in water supply ability in summer and why in winter agricultural water demand was better satisfied, resulting in higher WSCIs.

The spatial distribution of climatic and anthropogenic constraints explains the water supply gradient in the different portions of the Hérault catchment. As it is the most highly populated and also has the most irrigated areas, the Agde section faced the most difficulty in satisfying water demand, with the highest number of years when demand was not fully satisfied. Conversely, Saint-Laurent, Lodève and Salagou portions, which have the least population and the least irrigated area, were constantly able to satisfy the demands for domestic and agricultural water. These results are consistent with the lack of water supply restrictions in this catchment.

The method developed in this study is thus able to grasp temporal variations in of water supply capacity, and can pinpoint problems with the water supply depending on the geographical characteristics of the Hérault catchment.

5.4. Limits of the study

A number of uncertainties that influence the results should nevertheless be noted. First, the hydrological and the dam management models tended to under-estimate water flows, except in the Laroque portion. For the period 1961–1980, the low water supply capacity index could be explained by the under-estimated high flows in autumn in the Agde portion, leading to a 12% under-estimation of water volumes. Simulated water availability in the Saint-Laurent, Lodève, Salagou and Agde portions during the low-flow season, although characterized by the highest water demand, was nevertheless under-estimated. These simulations might have under-estimated the ability to satisfy water demand and thus lower the WSCI in summer in these portions. First, the discharge measured during low-flow and high-flow periods at the Agde gauging station are not accurate due to the location of the gauging station. Second, the per-portion discharge of the Agde portion was calculated based on three gauging stations (Agde, Gignac, Lodève) and the reconstitution of the Salagou river flow. This per-portion Agde discharge series accumulates errors from the calibration curves of the different gauging stations. Moreover, the poor discharge simulations in the Agde portion can be explained by the internal structure of the GR4J model. Indeed [Weng and Dörfliger \(2002\)](#) showed that the dynamics of the River Hérault are tightly linked to the dynamics of the alluvial plain. The river supplies groundwater during high-flows and is supplied by groundwater during low flows. Yet the GR4J parameter x_2 ([Fig. 3](#)), which allows water transfers between surface water and groundwater, works in only one direction and thus cannot be used to simulate water transfers from surface water to groundwater in one particular period of the year and in the other direction for the rest of the year. In other words, the river-groundwater dynamics of the Agde portion cannot be well simulated with this hydrological model. Concerning the dam model, although the total performances were satisfactory, the difficulties involved in modelling water releases during low-flow periods are mainly due to the poor results obtained with the turbinéd flow model. This turbine was in fact managed on a case-by-case basis,

depending on each year. It was thus difficult to identify a common rule for the whole 1990–2010 period.

The evaluation of agricultural water demand also has its own limits. The same soil characteristics were used for all the portions. No detailed soil database exists and the few studies available in the literature on this catchment were carried out on small areas (less than 100 km²).

Third, the WSCI only considers surface resources, which is consistent with the agricultural withdrawals 95% of which are satisfied by surface resources. However, 95% of withdrawals to supply domestic demands come from groundwater. On the one hand, the few available piezometric data are mostly located downstream, very few are available upstream or in the middle part of the catchment, which is a karstic area. These data are too sparse to be representative of the hydrogeological units in each portion of the territory. Moreover, these data represent less than 10-year series, which is too short to allow acceptable calibration and validation of the hydrological model. It is thus difficult to understand and realistically represent the long-term dynamics of the hydrogeological processes over the whole catchment. On the other hand, as all the water demands were compared with total simulated discharge at the outlet, this method accounts for both surface and groundwater dynamics, even though groundwater withdrawals are not directly extracted from a simulated groundwater flow. Lastly, 80% of the groundwater withdrawals for domestic purposes are made downstream in the alluvial plain which sustains the streamflow of the River Hérault most of the year, especially during low flow periods ([Weng and Dörfliger, 2002](#)). In this context, using only surface resources when computing the WSCI may thus be considered acceptable, notably in summer: river discharge is mainly due to base flow in July and August when domestic water demand is at its highest.

6. Conclusion and prospects

This paper describes an integrated approach combining different models and key variables to evaluate the capacity of water resources to supply water demand at a 10-day time step in a Mediterranean catchment. This integrated approach made it possible to represent the long-term changes in (i) water resources, (ii) different water demands and (iii) water supply capacity of a meso-scale catchment.

To comply with stakeholders' needs, the method was applied to each portion of the catchment concerned, and each portion represents a homogenous water entity. Despite the long time period considered, a historical reconstruction of annual water demand was computed. The simulation and assessment of these series at a 10-day time step allowed us to represent the inter-annual as well as the seasonal dynamics of water resources and water demand reasonably well. Water resources and demands were compared through an original indicator: water supply capacity, which was computed at a 10-day time step in order to analyze the frequency of water supply deficits in the portions of the catchment linked with expectations of local stakeholders. Analysis of this indicator revealed notably that the difficulties involved in satisfying domestic water demand increased downstream and over the 1981–2010 period. This approach is thus an efficient tool to support dialogue with local stakeholders in understanding water supply issues. To adapt this method to other catchments, some adjustments to the local specific context need to be made. For example, if other water demands are identified (e.g. for the industrial sector), their priority level should first be specified and water supply capacity can then be assessed by defining the water resource available for each demand in the same way as in this study. Moreover, although in this study long daily hydro-climatic series (except for the piezometric data) were available, water use data were restricted only to the recent period and mainly at the yearly time step. A historical reconstitution of water use series was then conducted over the older period, based on demographic series and on the local stakeholders' knowledge. This method is transposable to other study cases, adapting the historical reconstitution needs to the available dataset and to the local water uses context. The internal

consistency of the database must be verified and expertise concerning the study area is therefore needed to render the whole database homogeneous.

In this perspective, Article 1 of the Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 requires that a framework that “prevents further deterioration and protects and enhances the status of aquatic ecosystems [...]” is to be established. Article 8 of this Directive also points out that at the latest in 2015, the Member States of the European Union “shall ensure the establishment of programmes for the monitoring of water status [...]”, and that “for surface waters such programmes shall cover the volume and level or rate of flow to the extent relevant for ecological [...] status [...]”. SMBFH, the authority responsible for water management in the Hérault catchment, has already planned to ensure a minimum flow in the catchment rivers, for the good ecological status of the hydrographic network (see the classification of ecological status in Annex V of the Directive). Thus in the future, the ecological water demand, which was not identified in the retrospective period, will have to be accounted for. This water demand should be attributed the highest priority level and will probably constrain the capacity of the watershed to supply the other two water demands.

The main limit of this study is related to the integrated model, which is the lumped representation of water resources and demands at the scale of a portion. In particular, superficial water and groundwater flows were integrated at the outlet of each portion, just as domestic and agricultural demands were. Thus, although groundwater demand was not explicitly modelled, this approach did not separate them from superficial demands, and total demands were compared to total water resources in each portion. On the one hand, groundwater dynamics is not always linked to surface water dynamics, being the case of karstic reservoirs, which are common in Mediterranean regions. On the other hand, as mentioned above, the groundwater reservoirs subject to the most withdrawals are generally alluvial plains, whose dynamics are tightly linked with surface rivers.

The trends observed in this study are representative of catchments along the northern Mediterranean rim and raise a number of questions about water supply capacity in the future. Will water resources continue to decrease? To what point will population growth continue to increase? How will agricultural water demand change in the future? Can future water demand be satisfied given ongoing and future climate and anthropogenic changes? These issues are an integral part of larger water supply concerns in the whole Mediterranean region. As pointed out by Milly et al. (2005), changes in climate in southern Europe could lead to a 10–30% decrease in water availability by the year 2050. Along the northern rim of the Mediterranean Sea, population is expected to stabilize (Milano et al., 2013a). However in Southern Europe, a decline in crop productivity (–30%) and in crop suitability could lead to an increase in agricultural water demand (of up to 10%) by the 2050s (Falloon and Betts, 2010). To better understand and anticipate water supply issues in this region, future projections of the different variables constraining this resource should be undertaken, at the management scale. If the water supply capacity obtained with these projections deteriorates, adaptation strategies will need to be considered. The method proposed in this study is an appropriate way to evaluate alternative capacity scenarios in adapting to global changes, in the light of water management needs.

This work is thus a first step in evaluating possible future changes in water supply capacity in a Mediterranean catchment, using scenarios of future climate change and changes in water uses due to population growth, in per-capita domestic water demand, and in the extent of irrigated areas, as well as in the efficiency of irrigation networks, and in dam management strategies, among others. Imports of water to the Hérault catchment could also be taken into account, as we already know that the “Aqua Domitia” project, which aims at deriving water from the Rhone River to southern France, is a solution that could be considered to supply more water demands.

Acknowledgments

This work was carried out as part of the GICC REMedHE project funded by the MEDDE for the period 2012–2015. The authors are grateful to Christophe Vivier and the Conseil Général de l'Hérault for sharing their knowledge and expertise on the Hérault River catchment. Finally, the anonymous reviewers are thanked for their interest in this work and their useful comments.

References

- Abis S. Les dynamiques démographiques en Méditerranée. Les notes d'analyse du CIHEAM 2006;11 (27 pp.).
- Allen RG, Pereira LS, Raes D, Smith M. Crop evapotranspiration – guidelines for computing crop water requirements, 56. FAO irrigation and drainage paper; 1998.
- Arnold TR. Procedural knowledge for integrated modelling: towards the modelling playground. Environ Model Softw 2013;39:135–48.
- Bangash RF, Passuello A, Schumacher M, Hammond M. Water allocation assessment in low flow river under data scarce conditions: a study of hydrological simulation in Mediterranean basin. Sci Total Environ 2012;440:60–71.
- Belgiorno V, Naddeo V, Scannapieco D, Zarra T, Ricco D. Ecological status of rivers in preserved areas: effects of meteorological parameters. Ecol Eng 2013;53:173–82.
- Bonfils P, Lodève. Service d'étude des sols et de la carte pédologique de France. Tech rep. INRA; 1993.
- Bronstert A, Jaeger A, Guntner A, Hauschild M, Doll P, Krol M. Integrated modelling of water availability and water use in the semi-arid northeast of Brazil. Phys Chem Earth 2000;25(3):227–32.
- Bruand A, Duval O, Cousin I. Estimation des propriétés de rétention en eau des sols à partir de la base de données SOLHYDRO: une première proposition combinant le type d'horizon, sa texture et sa densité apparente. Etude et Gestion des Sols 2004;11(3):323–34.
- Carbonneau A. Traité d'irrigation. chap. IV Irrigation, vignoble et produit de la vigne Tec & Doc; 1998. p. 257–75.
- Chaouche K, Neppel L, Dieulin C, Pujol N, Ladouche B, Martin E, et al. Analyses of precipitation, temperature and evapotranspiration in a French Mediterranean region in the context of climate change. C R Geosci 2010;342(3):234–43.
- Collet L, Ruelland D, Borrell-Estupina V, Servat E. Assessing the long-term impact of climatic variability and human activities on the water resources of a meso-scale Mediterranean catchment. Hydrol Sci J 2013n. (in revision).
- Debussche M, Lepart J, Dervieux A. Mediterranean landscape changes: evidence from old postcards. Glob Ecol Biogeogr 1999;8:3–15.
- Falloon PD, Betts R. Climate impacts on European agriculture and water management in the context of adaptation and mitigation—the importance of an integrated approach. Sci Total Environ 2010;408:5667–87.
- Fujihara Y, Tanaka K, Watanabe T, Nagano T, Kojiri T. Assessing the impacts of climate change on the water resources of the Seyhan River Basin in Turkey: use of dynamically downscaled data for hydrologic simulations. J Hydrol 2008;353(1–2):33–48.
- Giorgi F. Climate change hot-spots. Geophys Res Lett 2006;33(8). L08707.
- Gleick PH. Global freshwater resources: soft-path solutions for the 21st century. Science 2003;302:1524–8.
- Hannah DM, Demuth S, van Lanen HAJ, Looser U, Prudhomme C, Rees G, et al. Large-scale river flow archive: importance, current status and future needs. Hydrol Process 2011;25:1191–200.
- Huguet JG, Genard M. Traité d'irrigation. chap. IV Irrigation et qualité des fruits Tec & Doc; 1998. p. 276–87.
- IPCC. Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Cambridge, U.K. In: McCarthy JJ, Canziani OF, Leary NA, Dokken DJ, White KS, editors. Contribution of working group II to the fourth assessment report of the IPCC. Cambridge University Press; 2007.
- Koutsoyiannis D, Kundzewicz ZW. Editorial—quantifying the impact of hydrological studies. Hydrol Sci J 2007;52(1):3–17.
- Ludwig W, Serrat P, Cesmat L, Garcia-Estebes J. Evaluating the impact of the recent temperature increase on the hydrology of the Têt River (Southern France). J Hydrol 2004;289:204–21.
- Margat J, Treyer S. L'eau des Méditerranéens: situation et perspectives. Athens, Greece: PNUE-PAM. Plan Bleu, 158. Technical Report Series; 2004.
- Menzel L, Matovelle A. Current state and future development of blue water availability and blue water demand: a view at seven case studies. J Hydrol 2010;384:245–63.
- Milano M, Ruelland D, Fernandez S, Dezetter A, Fabre J, Servat E. Facing climatic and anthropogenic changes in the Mediterranean basin: what will be the medium-term impact on water stress? C R Geosci 2012;344:432–40.
- Milano M, Ruelland D, Fernandez S, Dezetter A, Ardoïn-Bardin S, Fabre J, et al. Current state of Mediterranean water resources and future trends under climatic and anthropogenic changes. Hydrol Sci J 2013a. in press.
- Milano M, Ruelland D, Dezetter A, Fabre J, Ardoïn-Bardin S, Servat E. Assessing the capacity of water resources to meet current and future water demands over the Ebro catchment (Spain). Proc. of the joint assembly IAHS-IAPSO-IASPEI. Gothenburg, Sweden: IAHS Publ.; 2013b. p. 362 (in press).
- Milly PCD, Dunne KA, Vecchia AV. Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate. Nature 2005;438:347–50.
- Morán-Tejada E, Ceballos-Barbancho A, Llorente-Pinto J. Hydrological response of a Mediterranean headwaters to climate oscillations and land cover changes: the mountains of Duero River basin (central Spain). Global Planet Change 2010;72:39–49.

- Moussa R, Chahinian N, Bocquillon C. Distributed hydrological modelling of a Mediterranean mountainous catchment – model construction and multi-site validation. *J Hydrol* 2007;337:35–51.
- Nash JE, Sutcliffe JV. River flow forecasting through conceptual models, a discussion of principles. *J Hydrol* 1970;10:282–90.
- Oxley T, McIntosh BS, Winder N, Mulligan M, Engelen G. Integrated modelling and decision-support tools: a Mediterranean example. *Environ Model Softw* 2004;19:999–1010.
- Perrin C, Michel C, Andreassian V. Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. *J Hydrol* 2003;279:275–89.
- Quilbé R, Rousseau AN. GIBSI: an integrated modelling system for watershed management – sample applications and current developments. *Hydrol Earth Syst Sci* 2007;11(6):1785–95.
- Quintana-Segui P, Le Moigne P, Durand Y, Martin E, Habets F, Baillon M, et al. Analysis of near-surface atmospheric variables: validation of the SAFRAN analysis over France. *J Appl Meteorol Climatol* 2008;47:92–107.
- Rosenzweig C, Strzepek KM, Major DC, Iglesias A, Yates DN, Mc-Cluskey A, et al. Water resources for agriculture in a changing climate: international case studies. *Global Environ Chang* 2004;14(4):345–60.
- Ruelland D, Ardoin-Bardin S, Collet L, Roucou P. Simulating future trends in hydrological regime of a large Sudano-Saharan catchment under climate change. *J Hydrol* 2012;424–425:207–16.
- Ruiz-Sinoga JD, Gabarrón-Galeote MA, Martínez-Murillo JF, García-Marín R. Vegetation strategies for soil water consumption along a pluviometric gradient in southern Spain. *Catena* 2011;84:12–20.
- Senatore A, Mendicino G, Smiatek G, Kunstmann H. Regional climate change projections and hydrological impact analysis for a Mediterranean basin in Southern Italy. *J Hydrol* 2011;399:70–92.
- SMBFH. Gestion quantitative de la ressource. Etat des lieux version 4. SAGE du bassin du fleuve Hérault juin; 2005.
- Smith M. CROPWAT: a computer program for irrigation planning and management; irrigation and drainage paper 46. Rome, Italy: Food and Agriculture Organisation; 1992.
- Stahl K, Hisdal H, Hannaford J, Tallaksen LM, van Lanen HAJ, Sauquet E, et al. Streamflow trends in Europe: evidence from a dataset of near-natural catchments. *Hydrol Earth Syst Sci* 2010;14:2367–82.
- Sullivan C, Meigh J, Giacomello A, Fediw T, Lawrence P, Samad M, et al. The water poverty index: development and application at the community scale. *Nat Resour Forum* 2003;27:189–99.
- Sun G, McNulty SG, Moore Myers JA, Cohen EC. Impacts of multiple stresses on water demand and supply across the southeastern United States. *J Am Water Res Assoc* 2008;44(6):1441–57.
- Varela-Ortega C, Blanco-Gutierrez I, Swartz C, Downing T. Balancing groundwater conservation and rural livelihoods under water and climate uncertainties: an integrated hydro-economic modeling framework. *Global Environ Chang* 2011;21(2):604–19.
- Vörösmarty CJ, Green P, Salisbury J, Lammers RB. Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. *Science* 2000;289:284–8.
- Weng P, Dörfli N. Projet PACTES – module: contribution des eaux souterraines aux crues et inondations; site de l'Hérault. BRGM/RP-51718-FR; 2002.
- Yates D, Sieber J, Purkey D, Hubert-Lee A. WEAP21 – a demand-, priority- and preference-driven water planning model – part 1: model characteristics. *Water Int* 2005;30(4):487–500.

Résumé L'évaluation de la capacité à satisfaire la demande en eau est cruciale pour répondre aux attentes des gestionnaires, notamment en Méditerranée, une région vulnérable en termes de ressources en eau disponibles et où la demande en eau n'a cessé de croître. Le bassin de l'Hérault (2500 km², France) est un exemple typique de ces changements puisque les écoulements ont significativement diminué depuis les années 1960. Dans ce contexte, les dynamiques d'évolution de la ressource et de la demande en eau ont été analysées dans le passé. Une chaîne de modélisation intégrative a ensuite été mise en œuvre sur les 50 dernières années en associant un modèle hydrologique, un modèle de gestion de barrage et l'évaluation de la demande domestique et agricole à travers une reconstitution historique des données d'usages de l'eau. Cette chaîne a permis d'estimer l'évolution de la fréquence d'années où la demande n'a pas été pleinement satisfaite dans les différentes portions du bassin. Entre 1961 et 2010, la fréquence d'insatisfaction s'est améliorée dans les portions amont en lien avec la déprise agricole et une amélioration des systèmes d'irrigation. Dans la portion aval où les pressions d'usage sont les plus importantes, la diminution des écoulements et la croissance de la demande en eau ont entraîné une baisse de la capacité à satisfaire la demande. L'utilisation de la chaîne de modélisation à l'horizon 2050 a montré que les impacts des évolutions climatiques et des usages seraient équivalents, mais affecteraient des portions de bassin distinctes. De plus, si les projections concernant l'augmentation de la température annuelle moyenne (+1,2°C) se confirmaient, les scénarios de mitigation des usages ne seraient pas en mesure d'améliorer la capacité de satisfaction de la demande en eau.

Mots-clefs modélisation intégrative; variabilité climatique; satisfaction de la demande en eau; ressource en eau; demande en eau; scénarios prospectifs complexes; Méditerranée.

Abstract Assessing water supply capacity is crucial to meet managers' needs, especially in the Mediterranean, one of the most vulnerable regions considering available water resources and where water demand has been increasing. The Hérault River catchment (2,500 km², France) is a typical example of these issues as runoff significantly decreased since 1960. In this context, dynamics of water resource and demand evolution were analyzed over the past period. Then an integrated framework was developed over the last 50 years, combining a hydrological and a dam management model, water demand estimation for the domestic and agricultural sectors through a historical reconstitution of water uses. This framework allowed to assess the frequency evolution of years when water demand could not be fully supplied at the portion scale. From 1961 to 2010, the unsatisfactory year frequency decreased in upstream portions due to farmland abandonment and renovation of irrigation networks. In the downstream portion where human pressures are the highest, the decrease in runoff and increase in water demand led to a fall of water supply capacity. Runs of the modelling framework at the 2050 horizon showed that the impacts of climate variability and water uses could be equivalent, but should affect different portions. Moreover, if mean annual temperature projections (+1.2°C) are confirmed, water demand mitigation scenarios would not be able to improve water supply capacity.

Key words integrative modelling; climatic variability; water supply capacity; water resource; water demand; complex prospective scenarios; the Mediterranean.