



HAL
open science

Modéliser et analyser l'effet cumulé agro-hydrologique des retenues d'eau dans les bassins versants agricoles

Nicolas Lebon

► **To cite this version:**

Nicolas Lebon. Modéliser et analyser l'effet cumulé agro-hydrologique des retenues d'eau dans les bassins versants agricoles. Ingénierie de l'environnement. Montpellier SupAgro, 2021. Français. NNT : 2021NSAM0048 . tel-03954940

HAL Id: tel-03954940

<https://theses.hal.science/tel-03954940>

Submitted on 24 Jan 2023

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

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

THÈSE POUR OBTENIR LE GRADE DE DOCTEUR DE MONTPELLIER SUPAGRO

En Sciences de la Terre et de l'Eau

École doctorale GAIA – Biodiversité, Agriculture, Alimentation, Environnement, Terre, Eau

Portée par l'UMR LISAH (Montpellier) et l'UMR AGIR (Toulouse)
Financée par l'Inrae et la Région Occitanie-Pyrénées-Méditerranée

Modéliser et analyser l'effet cumulé agro-hydrologique des retenues d'eau dans les bassins versants agricoles

Présentée par Nicolas LEBON
Le 19 mai 2021

Sous la direction de Jérôme MOLENAT et de Delphine BURGER-LEENHARDT
Encadré par Cécile DAGES

Devant le jury composé de

Christian GARY, Directeur de Recherche, Inrae
Florence HABETS, Directrice de Recherche, CNRS
Valérie VIAUD, Directrice de Recherche, Inrae
Claire MAGAND, Chargée de mission, OFB
Jérôme MOLENAT, Directeur de Recherche, Inrae
Delphine BURGER-LEENHARDT, Directrice de Recherche, Inrae
Cécile DAGES, Chargée de Recherche, Inrae

Président du jury
Rapporteure
Rapporteure
Examinatrice
Directeur de Thèse
Co-Directrice de Thèse
Encadrante



UNIVERSITÉ
DE MONTPELLIER



« C'est ce que nous pensons déjà connaître qui nous empêche souvent d'apprendre. »

Claude Bernard

« La science est une chose trop importante pour être laissée entre les mains des seuls savants. »

Carl Sagan

« La mort de l'eau est plus songeuse que la mort de la terre : la peine de l'eau est infinie. »

Gaston Bachelard

Résumé

Dans beaucoup de régions du monde marquées par une forte variabilité saisonnière et interannuelle hydroclimatique, les retenues d'eau sont considérées comme une solution pour sécuriser la ressource en eau en vue de son utilisation pour l'irrigation des cultures. Le développement et la multiplication des retenues dans un bassin versant agricole peuvent cependant avoir des effets cumulés importants, aussi bien sur l'hydrologie que d'autres composantes environnementales (géomorphologie, écologie...). La modélisation constitue une approche pour estimer et quantifier ces effets cumulés. Cette thèse avait pour objectif de développer et tester un modèle agro-hydrologique distribué qui couple hydrologie, développement des cultures et décisions des agriculteurs dans un bassin versant avec retenues d'eau. Ce modèle, appelé MHYDAS-Small-Reservoirs, a pour originalité de représenter explicitement les principaux éléments du bassin versant (parcelle, bief, retenue, nappe) et les liens hydrologiques et agronomiques entre ces éléments. Le modèle a été vérifié numériquement et informatiquement et a été appliqué et évalué sur un cas d'étude, le bassin versant du Gélon, France (20 km²).

Le modèle simule de manière satisfaisante débits et rendements des cultures. En outre, les bases de données utilisées pour paramétrer le modèle sont pour la plupart nationales, ce qui permettrait d'appliquer le modèle à d'autres bassins versants.

Nous avons analysé l'intérêt du modèle pour quantifier et comprendre les effets cumulés des retenues sur le fonctionnement hydrologique du bassin versant et sur les rendements des cultures dans une diversité de configurations en termes de climat, de densité de retenues et d'assolement. Cette analyse a été effectuée à partir de situations théoriques du bassin versant du Gélon. Les simulations montrent en particulier l'intérêt du modèle pour évaluer à la fois les effets locaux et les effets cumulés, et les liens entre ces effets. De plus, elles permettent d'identifier un certain nombre de résultats contre-intuitifs, de les quantifier et de les comprendre. Enfin, ces simulations ont permis de démontrer et d'expliquer des effets locaux associés aux retenues contraires à l'effet de l'ensemble des retenues sur le bassin versant.

Abstract

In many regions of the world characterized by strong seasonal and interannual hydroclimatic variability, water reservoirs are considered as a solution to secure the water resource for its use in crop irrigation. However, the development and multiplication of reservoirs in an agricultural watershed can have significant cumulative effects, both on hydrology and other environmental components (geomorphology, ecology, etc.). Modeling is an approach to estimate and quantify these cumulative effects. The objective of this thesis was to develop and test a distributed agro-hydrological model that couples hydrology, crop development and farmers' decisions in a watershed with water reservoirs. This model, called MHYDAS-Small-Reservoirs, has the originality of explicitly representing the main elements of the watershed (plot, reach, reservoir, water table) and the hydrological and agronomic links between these elements. The model has been numerically and computationally verified. It has been applied and evaluated on a case study, the Gélon watershed, in France (20 km²).

The model simulates satisfactorily the flows and the crop yields. In addition, the databases used to parameterize the model are mostly national, which would allow an application of the model to other watersheds.

We analyzed the interest of the model to quantify and understand the cumulative effects of reservoirs on watershed hydrology and crop yields in a variety of configurations in terms of climate, reservoir density, and crop rotation. This analysis was carried out on the basis of theoretical situations in the Gélon watershed. The simulations show in particular the interest of the model to evaluate both local and cumulative effects, and the links between these effects. In addition, they allow us to identify a certain number of counter-intuitive results, to quantify them and to understand them. Finally, these simulations have demonstrated and explained local effects associated with reservoirs that were contrary to the effect of all reservoirs in the watershed.

Résumé grand public

Les retenues sont de petits barrages utilisés notamment pour irriguer. Les multiplier a des effets sur l'environnement : on parle d'effets cumulés. Les modèles informatiques utilisés jusqu'à présent pour les analyser n'identifient ces effets que par zone. Dans ces modèles, les prélèvements dans les retenues ne sont pas liés aux besoins en eau des cultures et aux pratiques des agriculteurs. Nous avons développé un modèle qui surmonte ces limites et permette d'évaluer ces effets sur l'hydrologie et le rendement des cultures : MHYDAS-Small-Reservoirs. Son application au bassin versant du Gélon (France) montre qu'il reproduit bien rendements et débits. Différents scénarios testés ont montré que ces effets sont plus visibles sur les rendements que les débits, et que ces effets peuvent différer selon qu'on les regarde localement ou pour l'ensemble du bassin. Par exemple, l'utilisation des retenues baisse les débits sur l'ensemble du bassin versant mais peut entraîner localement des hausses.

Abstract for the General Public

Reservoirs are small dams used in particular for irrigation. Multiplying them has effects on the environment: we speak of cumulative effects. The computer models used so far to analyse them only identify these effects by area. In these models, reservoir withdrawals are not linked to crop water needs and farmers' practices. We have therefore developed a model that overcomes these limitations and allows the cumulative effects of reservoirs on hydrology and crop yield to be assessed: the MHYDAS-Small-Reservoirs model. Its application to the Gélon catchment (Gers, France) shows that it reproduces yields and flows well. The different scenarios tested showed that these effects are more visible on yields than on flows, and that these effects can differ depending on whether they are considered locally or for the whole catchment. For example, the use of reservoirs lowers flows over the whole catchment area but can lead to local increases.

Mots-clés

Retenues ; Modélisation agro-hydrologique ; Modes de gestion ; Demande en eau ; Système de culture

Key-word

Reservoirs; Agro-hydrological modeling; Management methods; Water demand; Cultivation system

Remerciements

Et voilà, plus de quatre années après mon arrivée au LISAH, c'est déjà une page qui se tourne dans ma vie. L'aboutissement de ce manuscrit de thèse n'aurait jamais été possible sans de nombreuses personnes qui m'ont soutenu, que ce soit d'un point de vue scientifique comme d'un point de vue personnel.

A Jérôme, qui a su me faire confiance et me proposer ce sujet de thèse. Son encadrement était parfait, toujours disponible pour discuter de l'avancée de la thèse, malgré la charge de travail qu'exige le poste de directeur d'unité. Il m'a beaucoup appris dans la structuration des idées, des concepts, et dans la façon de présenter mes résultats. Sois sûr qu'en écrivant mes introductions, j'essaierai de ne plus faire un teaser digne d'une des bandes annonces des plus grands films !

A Delphine, pour sa patience lors de ses explications des concepts et du vocabulaire en agronomie, dont beaucoup m'étaient inconnus. Merci d'avoir répondu à l'ensemble de mes questions, des plus simples aux plus complexes, et d'avoir pris le temps de traduire en terme agronomiques ce que nous, hydrologues, essayons de t'expliquer. Merci également de nous avoir présenté la gastronomie gersoise, que je ne suis pas prêt d'oublier !

A Cécile, pour ses corrections détaillées de l'ensemble des travaux de thèse. J'ai beaucoup apprécié tes relectures et tes remarques, toujours très précises, sur les points du manuscrit à améliorer. Tu as su m'aider à trouver les formulations les plus adaptées à ce que je voulais dire dans le manuscrit. Tu as également su m'aider à découvrir OpenFLUID, la façon de coder et la structuration, et sans ça jamais je n'aurais pu établir un tel modèle !

Au-delà de ces trois personnes qui ont participé directement à mon encadrement de thèse, je souhaitais également remercier l'ensemble des personnes qui ont travaillé avec moi sur le projet OFB-Retenue. Jean-Christophe, Armel et David C., merci infiniment pour votre travail merveilleux de développement numérique d'OpenFLUID. J'ai rarement utilisé des logiciels informatiques aussi stables, et pourtant avec un nombre de fonctionnalités quasi-infini ! Olivier H., Sébastien et David F., merci beaucoup pour l'instrumentalisation du Gélon que vous avez permise. Sans votre travail, je ne sais pas comment j'aurais pu valider le modèle. Votre force de proposition et vos idées pleines d'originalité ont permis de connaître le Gélon et ses retenues mieux que quiconque ! Katya, ça a été un plaisir de travailler avec toi, ta rigueur était vraiment parfaite et le travail que tu as mené sur GroovScape époustoufflant ! Bruce, merci d'avoir décelé les bugs dans la segmentation. Manu, merci infiniment pour m'avoir appris tous les rouages de C++, et pour le travail que tu as fourni pour recoder AqYield. Olivier T. et Romain, merci de m'avoir détaillé le fonctionnement de Maelia, qui a été beaucoup plus clair pour moi. Gregory, merci beaucoup pour le travail que tu as fourni qui nous a permis de mieux comprendre les itinéraires techniques mis en place sur l'Arrats. Victor, ça a été un plaisir de participer à ton encadrement, et le travail que tu as fourni auprès des agriculteurs du Gélon entouvre de nombreuses perspectives d'application du modèle. Marie E. merci pour la synthèse extrêmement complète que tu as rédigée sur les données de l'Arrats, et pour ton travail de compilation des données, préalable nécessaire à ce travail de thèse. Clément et Marie L., merci pour le travail de transmission des données mesurées sur l'Arrats que vous avez permis. Merci à l'OFB d'avoir financé le projet de recherche qui

a débouché sur cette thèse. Enfin, merci au département AQUA de l'Inrae et à la Région Occitanie-Pyrénées-Méditerranée, qui ont financé ce sujet de thèse.

Mais outre le projet, mon séjour au sein du laboratoire du LISAH a été l'occasion de faire des merveilleuses rencontres ! Un grand merci à Jean-Stéphane, sans qui donner des cours n'aurait jamais été possible ! Nadia, c'était si parfait à mon arrivée au LISAH que je n'ai qu'à te dire à nouveau que ce poste, tu l'as amplement mérité ! Azziza, merci beaucoup pour ta rigueur et tes réponses avisées sur l'aspect administratif ! Céline et Virginie, merci de m'avoir ouvert la porte du LISAH si souvent ces derniers temps ! Arnaud et William, merci d'entretenir ces si chers petits calculateurs ! A Damien et Guillaume, toujours présent le midi même en période Covid ! Nicolas, Armand, Fabrice et Denis, merci beaucoup pour le goût du vélo que vous m'avez transmis. Fred, merci pour ta sympathie et ta connaissance extrêmement pointu sur tout plein d'acronyme (ERANET, LMI, OSU...). Merci à Roger pour sa gentillesse et ses discussions toujours intéressante sur les modèles et l'hydrologie. Philippe, merci pour tes réponses sur les fonctions de pédotransfert qui m'ont été très utiles ! Anne, merci pour tes enseignements sur les pratiques agricoles ! Dominique, merci pour le travail d'accueil que tu as fourni. Cécile G., merci pour la découverte de l'Inde que tu nous as apporté. Merci à Marc et Laurent, pour vos blagues du vendredi couplé de discussions beaucoup plus sérieuses. Julien et Anatja, merci beaucoup pour vos discussions qui donnent envie de visiter le Canada ! Enfin merci à tous les autres (Mylène, Sandrine, Manon, Jean, Patrick, Jean-Luc, Olivier G., Olivier P., Claude et tant d'autres) qui ont toujours été là avec leur bonne humeur.

Merci à tous ceux que j'ai rencontré qui ont été à un moment doctorant comme moi et qui m'avaient préparé à cette fin de thèse. Gabrielle, comment ne pas mentionner nos longues discussions. Je suis très heureux pour ton poste que tu mérites amplement. Jeanne, qui a vraiment structuré le collectif des doctorants et non-permanants et permis de me sentir immédiatement intégré. Martin, avec qui ça a été un plaisir de partager le même bureau, par son calme. Pauline, ça a été super de discuter de ta passion pour le crossfit. Mariem, merci pour tes discussions sur la Tunisie. Ca a été génial de discuter des différences entre le Maroc et la Tunisie avec toi ! Meriem, toutes mes félicitations pour tes récents heureux événements. Tu verras, la suite n'est que du bonheur ! Guillaume et Audrey, je vous souhaite bonne chance pour la suite de vos travaux de thèse, je suis sûr que vous réussirez brillamment ! Elen, merci de m'avoir permis de discuter d'Indonésie avec toi et de m'avoir aidé à perfectionner mon anglais ! Amandine, merci pour ton partage sur la vie aux Pays-Bas. Rossano et Mohammed, merci pour votre gentillesse et pour m'avoir permis aujourd'hui d'affiner mon projet professionnel. Enfin, merci à Quentin. Tu es arrivé quelques mois après moi au LISAH et tu y es encore aujourd'hui. Preuve que le LISAH est une grande famille que l'on n'a pas envie de quitter !

Mais la famille, c'est aussi avec les amis des personnes extraordinaires qui nous sont proches, qui nous soutiennent et qui savent nous encourager même lorsque les moments sont les plus difficiles. Parmi ces amis, je souhaite remercier chaleureusement Valérie et Eric, qui ont su m'ouvrir les portes de leur Master à l'époque, et qui m'ont donné l'envie d'effectuer une thèse ! Sans vous, je n'aurais jamais eu suffisamment confiance en moi pour penser un jour décrocher une thèse. A Patricia et Gilbert, pour leur gentillesse et leurs discussions. Sandra et Bernard, pour vos encouragements. A Pierre et Florian, mes plus grands amis, qui m'ont montré que « tout était

possible lorsque l'on s'en donne les moyens ! ». A mon père, dont le vécu m'a montré l'importance de l'hydrologie. A mon grand-père, à qui j'ai beaucoup pensé lors de cette thèse, lui qui était un grand passionné de botanique. A mes tantes, grand-tantes et toute ma belle-famille, qui m'ont soutenu. A ma maman et à Jean-Luc, pour m'avoir écouté de longues heures leur expliquer plein de concepts mystérieux, et pour avoir cru en moi.

Enfin, les derniers et plus grands remerciements vont à mon épouse, Nourimane, et à mon petit garçon, Isac. Car la vie de doctorant, c'est aussi une aventure qui se vit en famille, et sans cette merveilleuse femme qui est auprès de moi et qui a fait preuve de compréhension et de compassion, je n'aurai jamais pu arriver au bout. Tu as toujours su me changer les idées même dans les moments les plus difficiles de la thèse. Tu as toujours su veiller et prendre soin de moi. Tu m'as beaucoup aidé à gagner du temps en te rendant extrêmement disponible. Tu m'as toujours souri, ce qui m'a poussé à avancer et à continuer à aller de l'avant. Et surtout, tu m'as toujours donné ton avis sur la rédaction et épaulé lors de multiples tâches de la thèse. Et à toi, Isac, car j'espère que les résultats de cette thèse pourront servir dans le futur à un avenir meilleur, pour toi comme pour tes enfants.

Table des matières

Remerciements	iv
Table des matières	vii
Liste des figures	xiii
Liste des tableaux	xix
Introduction générale	1
Partie 1 : Enjeux, état de l'art et objectifs	4
<i>Chapitre 1 : Enjeux liés aux retenues et à leur usage</i>	<i>4</i>
1. Enjeux agricoles	4
1.1. Sécuriser l'accès à la ressource en eau face à la variabilité climatique	4
1.1.1. Limiter l'effet de la variabilité climatique saisonnière	4
1.1.2. S'adapter au changement climatique	5
1.2. Répondre à la volonté d'augmenter la production de biomasse des cultures	5
1.2.1. Augmenter et sécuriser la production de biomasse des cultures	5
1.2.2. Diversifier les assolements	6
1.3. Augmenter les profits économiques	7
2. Enjeux environnementaux	8
2.1. Réguler les débits extrêmes	8
2.1.1. Limiter les inondations	8
2.1.2. Soutenir les débits d'étiage	8
2.2. Autres fonctions en lien avec l'hydrologie	10
2.2.1. Lutter contre l'érosion et la sédimentation	10
2.2.2. Améliorer la qualité des eaux	11
2.2.3. Participer au maintien voire développement des écosystèmes aquatiques	12
3. Enjeux de gestion de l'eau	13
3.1. Réduire les conflits d'usage de l'eau	13
3.1.1. Entre utilisateurs de la même retenue	13
3.1.2. Entre utilisateur de ressources différentes mais interdépendantes	15
3.2. Elaborer une politique de gestion des ouvrages	15
3.2.1. Gestion des ouvrages existants	15
3.2.2. Construction de nouveaux ouvrages	17
4. Conclusion	17
<i>Chapitre 2 : Fonctionnement d'un bassin versant agricole avec un réseau de retenues</i>	<i>18</i>
1. Aspects agronomiques	18
1.1. Organisation des exploitations agricoles	18
1.2. Cultures	19
1.2.1. Cycle de végétation	19
1.2.2. Transpiration des cultures	21
1.2.3. Réserve utile et eau disponible	21
1.2.4. Production de biomasse	23
1.3. Itinéraires techniques	24
1.3.1. Le travail du sol	25
1.3.2. Le semis	25
1.3.3. L'irrigation	26
1.3.4. La récolte	27
2. Aspects hydrologiques	28
2.1. Hydrologie d'un bassin versant	28
2.1.1. Bassin versant et réseau hydrographique	28

2.1.2.	Processus hydrologiques	28
2.2.	Fonctionnement hydrologique « local » d'une retenue	32
2.2.1.	Flux entrants dans les retenues	32
2.2.2.	Volume restitué à l'aval	33
2.2.3.	Evaporation	34
2.2.4.	Infiltration	35
2.2.5.	Prélèvements agricoles	35
3.	Utilisation et gestion de l'eau des retenues à usage agricole	36
3.1.	Utilisation des retenues	36
3.2.	Modes de gestion	36
4.	Effets cumulés des retenues	37
4.1.	Effets directs des retenues sur l'hydrologie et l'hydrogéologie naturelle	38
4.1.1.	Flux hydrologiques	38
4.1.2.	Flux hydrogéologiques	39
4.1.3.	Flux atmosphériques	39
4.2.	Effets indirects des retenues sur l'hydrologie et l'agronomie des parcelles irriguées	40
5.	Conclusion	41
<i>Chapitre 3 : Etat de l'art sur les méthodes d'évaluation des effets des retenues</i>		42
1.	Représentation du bassin versant et des retenues	42
1.1.	Représentation spatiale du bassin versant	42
1.1.1.	Modèles globaux	43
1.1.2.	Modèles semi-distribués	44
1.1.3.	Modèles distribués	44
1.2.	Représentation spatiale des retenues au sein des modèles	45
1.2.1.	Représentation globale	45
1.2.2.	Représentation statistique	46
1.2.3.	Représentation semi-distribuée	47
1.2.4.	Représentation distribuée	48
2.	Processus agro-hydrologiques simulés	49
2.1.	Agronomie, gestion des cultures et de l'eau et hydrologie simulés sur le bassin versant	49
2.1.1.	Hydrologie	49
2.1.2.	Agronomie	50
2.1.3.	Gestion des cultures et de l'eau	51
2.2.	Hydrologie des retenues	53
3.	Conclusion	53
<i>Chapitre 4 : Problématique et démarche scientifique</i>		54
1.	Synthèse des besoins de connaissance	54
2.	Objectifs de thèse	55
3.	Démarche scientifique	55
Partie 2 : Développement et vérification numérique du modèle MHYDAS-Small-Reservoirs		58
<i>Chapitre 5 : Développement de MHYDAS-Small-Reservoirs</i>		58
1.	Représentation du bassin versant	58
1.1.	Les unités spatiales	58
1.1.1.	L'unité de surface (SU)	59
1.1.2.	L'unité retenue d'eau (RE)	62
1.1.3.	L'unité de nappe (GU)	62
1.1.4.	L'unité de segment de bief (RS)	63
1.1.5.	L'unité de point de prélèvement (WP)	63
1.2.	Type de lien entre les unités spatiales	63
2.	Processus modélisés	64
2.1.	Processus hydrologiques	64
2.1.1.	Genèse du ruissellement	64
2.1.2.	Propagation du ruissellement	65

2.1.2.1.	Ruissellement diffus sur les unités de surface	65
2.1.2.2.	Écoulements dans un bief	66
2.1.3.	Evapotranspiration	67
2.1.3.1.	Evapotranspiration d'une unité de surface non-agricole	67
2.1.3.2.	Évaporation d'une unité de surface agricole	69
2.1.4.	Percolation dans le sol	69
2.1.4.1.	Percolation dans le sol d'une unité de surface non-agricole	69
2.1.4.2.	Percolation dans le sol d'une unité de surface agricole	70
2.1.5.	Écoulement de nappe	70
2.2.	Modèle agronomique	71
2.2.1.	Processus hydriques	71
2.2.1.1.	Réserve utile des plantes	71
2.2.1.2.	Eau disponible dans le sol	72
2.2.1.3.	Propriétés hydriques de l'horizon superficiel du sol	73
2.2.1.4.	Remontées par capillarité	74
2.2.1.5.	Transpiration des cultures	74
2.2.2.	Croissance et gestion de la culture	75
2.2.2.1.	Echelle de végétation	75
2.2.2.2.	Indice de disponibilité de l'eau dans le sol	76
2.2.2.3.	Indice de croissance des cultures	76
2.2.2.4.	Itinéraires techniques	77
2.2.3.	Estimation des rendements des cultures	78
2.3.	Hydrologie des retenues et gestion des prélèvements associés	79
2.3.1.	Hydrologie des retenues	79
2.3.1.1.	Fonctionnement hydrologique des retenues	79
2.3.1.2.	Taux d'évaporation à la surface d'un plan d'eau	80
2.3.1.3.	Surface en eau de la retenue	80
2.3.1.4.	Débit minimal à l'aval	81
2.3.2.	Gestion des prélèvements	82
2.3.2.1.	Ordre de priorité donnés aux points de prélèvement	82
2.3.2.2.	Répartition de la quantité d'eau prélevée entre unité de surface	83
3.	Données d'entrée-sortie du modèle	83
3.1.	Variables de forçage	85
3.2.	Paramètres du modèle	85
3.2.1.	Paramètres spatialisés	86
3.2.2.	Paramètres globaux	86
3.3.	Conditions initiales	86
3.4.	Variables simulées	87
4.	Conclusion	88
<i>Chapitre 6 : Développement et vérification informatique et logiciel</i>		89
1.	Développement numérique du modèle	89
2.	Vérification informatique du modèle	90
2.1.	Déterminisme du modèle	91
2.1.1.	Principe	91
2.1.2.	Méthode d'application au modèle	91
2.1.3.	Résultats et discussion	92
2.2.	Tests élémentaires	92
2.2.1.	Objectifs généraux des tests élémentaires	92
2.2.2.	Présentation d'un test élémentaire	93
2.2.3.	Résultats et discussion	94
2.3.	Conservation des volumes d'eau	96
2.3.1.	Principe	96
2.3.2.	Application	97
3.	Conclusion	98

<i>Chapitre 7 : Présentation du site d'étude, le bassin versant du Gélon</i>	99
1. Critères de choix du site d'étude	100
2. Caractéristiques hydroclimatiques et physiques	101
2.1. Géomorphologie, sol et géologie	101
2.2. Climat	104
2.3. Hydrologie	107
3. Caractéristiques agricoles	110
3.1. Usage des terres	110
3.2. Rendements des cultures	113
4. Caractéristiques des retenues	114
5. Données et bases de données génériques disponibles	115
5.1. Réseau hydrographique	115
5.2. Débits	115
5.3. Climat	116
5.4. Géomorphologie, sol et géologie	116
5.5. Usage des terres	116
5.6. Rendements des cultures	117
5.7. Retenues	117
6. Données et informations acquises en complément	117
6.1. Débits du Gélon	117
6.2. Météorologie du Gélon	119
6.3. Usages actuels et futurs des retenues	119
6.3.1. Usages actuels	119
6.3.2. Usages futurs plausibles	121
7. Conclusion	122
<i>Chapitre 8 : Implémentation du modèle</i>	123
1. Période de simulation	123
2. Représentation spatiale	123
2.1. Détermination des SU, RE et RS et de leurs liens hydrologiques	123
2.1.1. Présentation de la méthode et des données requises	123
2.1.2. Prétraitement des données	124
2.1.3. Application au bassin versant du Gélon	125
2.2. Détermination des GU et de leurs liens hydrologiques	127
2.3. Détermination des WP et de leurs liens agronomiques	128
3. Paramétrisation du modèle	128
3.1. Modèle de culture	128
3.2. Modèle d'itinéraires techniques	130
3.3. Modèle hydrologique	130
3.3.1. Paramètres issus de bases de données	130
3.3.2. Paramètres fixés sur la base de précédentes études	131
3.3.3. Paramètres issus d'un calage fruste	131
3.3.3.1. Calage sur la base des courbes de récession des débits	131
3.3.3.2. Calage sur la base des débits à l'exutoire	132
4. Conclusion	134
<i>Chapitre 9 : Détermination des conditions initiales</i>	135
1. Méthode de détermination numérique des conditions initiales	135
1.1. Etat de l'art des différentes méthodes existantes	135
1.2. La méthode de « warm-up »	136
1.3. Objectifs du « warm-up » sur le bassin versant du Gélon	137
2. Analyse de la méthode de « warm-up » mise en place	137
2.1. Paramétrisation et variables de forçage climatique	137
2.2. Protocole de détermination de la durée du « spin-up »	138
3. Résultats	139

3.1.	Délai de stabilisation à l'échelle globale	139
3.2.	Etude de la spatialisation des valeurs obtenues	142
4.	Discussion sur la méthode et les valeurs obtenues	147
5.	Conditions initiales retenues	148
6.	Conclusion	148
<i>Chapitre 10 : Evaluation du modèle agro-hydrologique distribué</i>		<i>150</i>
1.	Critères d'évaluation	150
2.	Résultats	151
2.1.	Hydrologie	151
2.2.	Rendements des cultures	153
3.	Discussion	154
3.1.	Limites de la méthode	154
3.2.	Perspectives	156
4.	Conclusion	157
Partie 4 : Etude des potentialités du modèle		158
<i>Chapitre 11 : Mise en œuvre du modèle dans des situations contrastées</i>		<i>158</i>
1.	Justification et description des situations	158
2.	Construction des situations	160
2.1.	Conditions climatiques sèche et humide	160
2.2.	Assolement et réseau de retenues	161
3.	Résultats des situations simulées	161
3.1.	Bilan hydrologique et rendements à l'échelle du bassin versant	161
3.1.1.	Irrigation	162
3.1.2.	Evapotranspiration	163
3.1.3.	Stocks d'eau	166
3.1.4.	Volume écoulé à l'exutoire	166
3.1.5.	Rendements	168
3.2.	Variables spatialement distribuées	169
3.2.1.	Débit le long du réseau hydrographique	170
3.2.2.	Demande en eau d'irrigation	172
3.2.3.	Variabilité des rendements	174
3.2.4.	Taux de remplissage de chaque type de retenues	175
4.	Discussion	177
5.	Conclusion	180
Conclusion générale et perspectives		181
Bibliographie		187
Annexe 1 : Glossaire des différents termes utilisés dans les processus du modèle		216
Annexe 2 : Fonctions de pédotransfert utilisées dans le calcul des paramètres de sol		219
	<i>Humidité au point de flétrissement :</i>	<i>219</i>
	<i>Humidité à capacité au champ :</i>	<i>219</i>
	<i>Humidité à saturation :</i>	<i>220</i>
	<i>Réservoir utilisable :</i>	<i>221</i>
	Parcelles non-agricole :	221
	Parcelles agricole :	221
Annexe 3 : Quantiles de débits spécifiques observés sur le Gélon et l'Arrats avec écart relatif pour la période du 01/11/18 au 31/05/19		222

Annexe 4 : Liste des conditions amenant à un itinéraire technique spécifique en fonction des espèces cultivées 223

Annexe 5 : Paramétrisation du modèle utilisée pour la construction de situations contrastées 225

Liste des figures

Figure 1 : Relation entre la capacité initiale maximale de la retenue et le nombre de jour où le volume est inférieur à 5000 m ³ dans la retenue entre avril et septembre de 2007 et 2014 sur le bassin versant Merguellil en Tunisie (Ogilvie et al., 2016).....	9
Figure 2 : Cycle de végétation appliqué à la culture de fraisiers. A noter, le fraisier n'étant pas une plante annuelle, la sénescence, qui intervient lors de la phase de maturation, n'est pas représentée.....	20
Figure 3 : Présentation des stades de développement et de la sensibilité au stress hydrique du maïs (Ministère des affaires étrangères et al., 2009).....	24
Figure 4 : Les principaux processus hydrologiques d'un bassin versant	29
Figure 5 : Schéma d'une zone en pente présentant un ruissellement diffus à la surface des parcelles (Surface runoff) et un écoulement dans les cours d'eau (Streamflow) (Hillel, 2005).....	30
Figure 6 : Fonctionnement "local" d'une retenue. Sont représentés en vert les flux entrants dans la retenue, en rouge les flux sortants, et en violet les flux spécifiques aux retenues connectées au réseau hydrographique [schéma réalisé d'après les travaux de Carluer et al.(2016)]	32
Figure 7 : Emplacement des retenues selon leur type d'alimentation (d'après Carluer et al. (2016), F. Peyriguer et O. Douez). En 1 est représentée une retenue « déconnectée » du réseau hydrographique, en 2 une retenue « connectée » au réseau hydrographique en barrage et en 3 une retenue « connectée » au réseau hydrographique en dérivation	33
Figure 8 : Distribution des retenues en fonction de leur capacité et de leurs propriétaires pour le bassin versant Apalachicola-Chattahoochee-Flint aux Etats-Unis (Ignatius and Stallins, 2011). Les retenues « small » correspondent à des retenues d'une capacité inférieure à 100 000 m ³ , les retenues « medium » à des retenues d'une capacité entre 100 000 et 10 000 000 m ³ , et les retenues « large » à des retenues d'une capacité supérieure à 10 000 000 m ³	37
Figure 9 : Estimation de la baisse des débits selon 7 études différentes (Habets et al., 2018), selon des conditions sèches, médianes ou humides. Les estimations sont issues de : a. Gutteridge and Gutteridge (1987), b. Ockenden (1982), c. Dubreuil and Girard (1973), d. Cresswell (1991), e. Teoh (2003), f. Habets et al. (2014), et g. Kennon (1966).....	38
Figure 10 : Schéma des différents modes de représentation du bassin versant dans les modèles hydrologiques numériques. En A, il s'agit d'une représentation spatiale globale, en B est représenté une représentation semi-distribuée du bassin versant et en C est représenté un modèle distribué à mailles (Sitterson et al., 2018)	43
Figure 11 : Représentation des retenues dans les modèles numériques selon la méthode « globale » (d'après Habets et al., 2018).....	46

Figure 12 : Représentation des retenues dans les modèles numériques selon la méthode « statistique » (d'après Habets et al., 2018).....	47
Figure 13 : Représentation des retenues dans les modèles numériques selon la méthode « semi-distribuée » (d'après Habets et al., 2018)	48
Figure 14 : Représentation des retenues dans les modèles numériques selon la méthode « semi-distribuée » (d'après Habets et al., 2018)	49
Figure 15 : Démarche scientifique mise en œuvre pour développer un modèle qui permette de simuler et d'analyser les effets cumulés des retenues d'eau dans les bassins versants agricoles sur l'agro-hydrologie.....	57
Figure 16 : Segmentation spatiale utilisée par le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs. En haut, une vue satellite d'une partie de bassin versant incluant une retenue déconnectée, des parcelles agricoles et un réseau hydrographique (en bleu). En bas, représentation spatiale dans MHYDAS-Small-Reservoirs de cette partie de bassin versant. Les polygones jaunes délimités par les lignes noires sont des parcelles entières ou des parties de parcelles appelées unités de surface (SU). Les lignes bleues représentent les unités de segment de bief (RS). Le point rouge correspond à une unité retenue déconnectée (RE). Le transfert d'eau entre les parcelles est indiqué par des flèches. Ce transfert d'eau est le résultat de processus hydrologiques (les liens hydrologiques qui s'effectue à la surface du sol par ruissellement diffus ou écoulement dans les biefs sont marqués en bleu, à gauche) ou des prélèvements en eau pour l'irrigation des cultures (les liens agronomiques sont indiqués en vert, à droite). Les liens hydrologiques qui s'effectuent dans le sol (percolation et écoulement de nappe) et les nappes (GU) ne sont pas représentés	59
Figure 17: Principaux attributs d'une SU agricole	60
Figure 18 : Principaux attributs d'une SU non-agricole	60
Figure 19 : Attributs du sol des SU. En bleu sont représentés les différents stocks d'eau et réservoirs utilisables sur l'ensemble du profil de sol. Le réservoir utilisable du sol utilisé sur les SU agricoles est également représenté selon l'horizon du sol auquel il s'applique : pour l'horizon superficiel du sol (en rouge), entre la surface du sol et la profondeur maximum de sol travaillé (en jaune) et entre la surface du sol et la profondeur atteinte par les racines (en vert)	61
Figure 20 : Principaux attributs d'une RE.....	62
Figure 21 : Principaux attributs d'une GU	62
Figure 22 : Principaux attributs d'un RS.....	63
Figure 23 : Schéma des différents modèles (boîtes colorées), des flux simulés (lignes noires, bleues, vertes ou rouges) et des variables d'état (cercles gris) dans MHYDAS-Small-Reservoirs. Les flèches noires, bleues, vertes et rouges correspondent aux échanges de variables colorées selon leur type respectivement variables de forçage climatique, variables hydrologiques, variables du agronomiques et variables de gestion des cultures et de l'eau. Pour chacun des modèles, les flux simulés sont listés dans la case correspondante. Les cercles gris représentent les variables de forçage en entrée du modèle. La couleur des boîtes indique le type de	

modèle selon qu'il soit hydrologique (en bleu), agronomique (en vert) ou de gestion des cultures et de l'eau (en rouge)	84
Figure 24 : Schéma des unités spatiales et des flux d'eau entre ces unités pour le test élémentaire des simulateurs de définition de l'ordre d'irrigation ainsi que d'application de la décision d'irrigation	94
Figure 25 : Schéma du fonctionnement du simulateur de vérification des bilans hydrologiques du modèle MHYDAS-Small-Reservoirs. A gauche en vert sont regroupés les flux entrants, au milieu en jaune l'ensemble des flux stockés et en rouge l'ensemble des flux sortants que le test de vérification de la conservation des volumes considère. L'addition des flux entrant et variations de stock éventuelles doivent correspondre aux flux sortants du bassin	97
Figure 26 : Positionnement du bassin versant du Gélon. En vert sont représentées les zones cultivées, en jaune les zones non cultivées et en bleu les retenues d'eau. Le point rouge désigne l'exutoire défini du bassin versant ..	101
Figure 27 : Altitudes et cours d'eau du Gélon	102
Figure 28 : Les différents types de sol du Gélon	103
Figure 29 : Evolutions des précipitations (en rouge) et de l'évapotranspiration potentielle calculée via la formule de Penman (en jaune), par année hydrologique débutée en septembre, d'après les données SAFRAN (Durand et al., 1993).....	105
Figure 30 : Evolutions des températures moyenne journalière (en bleu), minimales (en vert) et maximale (en orange) par année hydrologique débutée en septembre, d'après les données SAFRAN (Durand et al., 1993)	105
Figure 31 : Evapotranspiration potentielle mensuelle moyenne (en vert), minimale (en vert clair) et maximale (en vert foncé) basée sur les chroniques d'observation sur la période 1989-2016.....	106
Figure 32: Température mensuelle moyenne (en rouge), minimale (en rouge clair) et maximale (en rouge foncé) basée sur les chroniques d'observation sur la période 1989-2016.....	106
Figure 33 : Précipitation mensuelle moyenne (en bleu), minimale (en bleu clair) et maximale (en bleu foncé) basée sur les chroniques d'observation sur la période 1989-2016	106
Figure 34 : Débits spécifiques journaliers mesurés à l'exutoire du Gélon de septembre 2018 à juillet 2020	107
Figure 35 : Débits spécifiques journaliers mesurés sur le Gélon et l'Arrats pour l'année hydrologique 2018-2019	108
Figure 36 : Evolution de l'écart relatif du débit spécifique reconstitué par rapport au débit spécifique observé entre l'Arrats à Saint-Antoine et le Gélon (en %) en fonction du temps	110
Figure 37 : Cartographie des différentes classes de cultures présentes à la résolution de la parcelle sur le Gélon pour les années 2015 (en haut à gauche), 2016 (en haut à droite) et 2017 (en bas à gauche).....	112
Figure 38 : Rendements agricoles moyens observés dans le Gers par année. Sont représentés les rendements du blé (moyenne tendre et dur, en bleu), du maïs (moyenne irrigué ou non, en rouge), du sorgho (en vert), du colza (en orange), du tournesol (en violet) et du soja (en gris)	113

Figure 39 : Capacité maximale de stockage d'eau dans les 25 retenues du bassin versant du Gélon.....	114
Figure 40 : Aire maximale des 25 retenues du bassin versant du Gélon.....	114
Figure 41 : Aire contributive des 25 retenues du bassin du Gélon.....	115
Figure 42 : Rapport aire contributive sur capacité maximale des 25 retenues du bassin du Gélon.....	115
Figure 43 : Mailles SAFRAN et bassin versant du Gélon. Chaque maille a un coloris différent (Durand et al., 1993)....	116
Figure 44 : Photographie de la station de mesure des débits mise en place à l'exutoire du Gélon avec à gauche l'échelle limnimétrique pour la lecture à l'œil nu du niveau d'eau et à droite la sonde immergée qui télétransmet les hauteurs d'eau mesurées	118
Figure 45 : Courbe de tarage hauteur-débit à l'exutoire du Gélon déterminée à partir de relevés de vitesse par courantomètre à des niveaux d'eau spécifiques. Les hauteurs d'eau sont représentées en millimètres par rapport au fond du cours d'eau. Les points bleus représentent les relations hauteur-débit pour chacune des 5 campagnes de mesure. La courbe orange représente la courbe de jaugeage déduite	118
Figure 46 : Photographie de la station de mesure des températures et des précipitations mise en place à l'exutoire du Gélon avec à droite le pluviomètre et en haut à gauche le thermomètre qui est au-dessus de la station qui permet de télétransmettre l'ensemble des données mesurées	119
Figure 47 : Représentation des parcelles cultivées irrigables (en bleu) et non irriguées (en vert), des parcelles non cultivées (en orange), des retenues exploitées pour l'irrigation des cultures (en rouge) et des retenues non exploitées (en jaune) du bassin versant du Gélon	121
Figure 48 : Présentation des SU, RS, RE et WP qui composent le Gélon.....	126
Figure 49 : Présentation des GU reconstituées sur le Gélon. Chaque GU est représentée par une couleur différente..	127
Figure 50 : Histogramme de la répartition des critères de Nash appliqué aux débits (<i>NSEQ</i>) à l'exutoire du Gélon en fonction de leur fréquence d'apparition.....	133
Figure 51 : Histogramme de la répartition des critères de Nash appliqué aux racines carrées des débits (<i>NSEQ</i>) à l'exutoire du Gélon en fonction de leur fréquence d'apparition.....	134
Figure 52 : Schéma de l'évolution de la valeur des conditions initiales lors d'un « warm-up » lors de simulations récursives d'une même année hydrologique pour différents jeux de paramètres représentés par des courbes de couleur différente.....	136
Figure 53 : Nombre de simulations stabilisées en fonction de la durée du « spin-up » (en années) considérant l'indicateur global de la quantité d'eau stockée sur le bassin versant et le seuil de variation. Les seuils de variation sont fixés respectivement à 20 %, 10 %, 5 % et 1 %, de gauche à droite et de haut en bas	140
Figure 54 : Nombre de simulations stabilisées en fonction du délai de stabilisation (en années) considérant l'indicateur global du débit à l'exutoire du bassin versant. Le graphe « a » correspond à un seuil de variation à l'échelle globale fixé à 20% et « b » à un seuil fixé à 1%	141

- Figure 55 : Nombre de simulations stabilisées en fonction du délai de stabilisation (en années) considérant l'indicateur global de l'évapotranspiration sur le bassin versant. Le graphe « a » correspond à un seuil de variation à l'échelle globale fixé à 20% et « b » à un seuil fixé à 1%..... 141
- Figure 56 : Stocks d'eau moyens sur l'ensemble du bassin versant (m) obtenus à l'issue du warm-up en fonction de leur fréquence d'apparition 142
- Figure 57 : Eau dans le sol des SU exprimée en hauteur d'eau (en m) et volume en eau dans les RE (en m³) à l'issue du « spin-up » pour trois simulations différentes : ruisselant (a), évaluation (b) et infiltrant (c). Chacune de ces simulations est caractérisée par des durées de « spin-up » différentes (respectivement 23 ans, 22 ans et 18 ans). Pour les RE, le volume en eau est indiqué au regard de sa capacité montrée par un rond blanc.... 145
- Figure 58 : Stock d'eau dans les GU exprimé en hauteur d'eau (en m) à l'issue du « spin-up » pour trois simulations différentes : ruisselant (a), évaluation (b) et infiltrant (c). Chacune de ces simulations est caractérisée par des durées de « spin-up » différentes (respectivement 23 ans, 22 ans et 18 ans)..... 146
- Figure 59 : Débit journalier simulé (en noir) et de référence (en rouge) exprimé en débit spécifique journalier (mm/jour) à l'exutoire du Gélon pour l'année hydrologique 2014-2015. La pluviométrie journalière (barres noires), l'évapotranspiration potentielle journalière (barres vertes) et l'évapotranspiration réelle simulée journalière (barres bleu) sont aussi représentées (en mm) sur l'axe secondaire des ordonnées..... 152
- Figure 60 : Évapotranspiration annuelle simulée en mm sur le bassin versant en fonction de la situation (en année civile). L'évaporation à la surface de la retenue (à gauche), l'évapotranspiration à la surface des parcelles agricoles (au milieu) ou l'évapotranspiration à la surface des terres non-agricoles (à droite) sont distinguées..... 164
- Figure 61 : Évapotranspiration mensuelle simulée en mm sur le bassin versant en fonction de la situation et du mois (en année civile). L'évaporation à la surface de la retenue (en haut), l'évapotranspiration à la surface des parcelles agricoles (au milieu) ou l'évapotranspiration à la surface des terres non-agricoles (en bas) sont distinguées..... 165
- Figure 62 : Variations de débit le long du réseau hydrographique pour deux mois (décembre 2014 et juillet 2015) et deux situations (« Sans-RE » et « Toutes-RE »). Les variations sont données en % et calculées entre les débits mensuels moyens simulés dans chacune des situations et la situation « Référence ». Dans la situation « Sans-RE », les unités de retenue (RE) et les unités de point de prélèvement (WP) représentées sont celles de la situation « Référence ». Les carrés noirs A et B délimitent la branche ouest du réseau hydrographique 171
- Figure 63 : Demande en eau d'irrigation mensuelle simulée en juin 2015 et août 2015 dans les situations « Référence » et « Toutes-RE ». Les SU non irriguées sont indiquées en gris. Les SU agricoles irriguables sans demande d'eau sont indiquées en vert. Les différentes couleurs, du bleu foncé au rouge, indiquent une demande en eau d'irrigation faible à élevée. Les lignes bleues sont les RS, les croix noires sont les RE avec WP, et les points noirs sont les RE sans WP. Les parcelles cultivées en maïs sont figurées par une trame de pointillés noirs..... 173

- Figure 64 : Rendements par culture (en t.ha⁻¹) pour la situation « Référence ». Sont indiqués les rendements moyens simulés sur le bassin versant du Gélon du soja, du tournesol, du colza, du sorgho, du maïs et des céréales à paille. Les intervalles représentent l'écart avec la valeur maximale et minimale. A noter, pour le colza comme pour les céréales à paille, cet intervalle est nul..... 174
- Figure 65 : Précipitations journalières (a) et taux de remplissage pour différents groupes de retenues (en pourcentage de leur capacité volumétrique maximale) dans les situations « Référence » (b) et « Toutes-RE » (c). Les groupes de retenues sont : les 6 RE connectées utilisées pour l'irrigation (orange), les 4 RE connectées non utilisées (dans la situation de référence) pour l'irrigation (rouge), les 7 RE déconnectées utilisées pour l'irrigation (vert) et les 8 RE déconnectées non-utilisées (dans la situation de référence) pour l'irrigation (bleu). En outre, le taux de remplissage spécifique de deux RE déconnectées utilisées pour l'irrigation (en noir et gris) est également tracé 176
- Figure 66 : Effets cumulés des retenues estimés sur les débits dans de précédentes études répertoriées par Habets et al. (2018) en fonction de la densité d'ouvrage exprimée en nombre d'ouvrage par unité de surface (Nb.km⁻²) et de la capacité de stockage des retenues par unité de surface (m³.km⁻²). Ces effets sont exprimés en pourcentage de variation de la lame écoulee avec retenue par rapport à une situation sans retenue selon l'échelle de couleur donnée sur la droite. Sur la figure a été ajouté l'effet simulé sur le Gélon 179
- Figure 67 : Débit journalier simulé (en noir) et de référence (en rouge) exprimé en débit spécifique (m/jour) à l'exutoire du Gélon pour l'année hydrologique 2014-2015. La pluviométrie journalière (en orange), l'évapotranspiration potentielle journalière (en vert) et l'évapotranspiration simulée journalière (en bleu) sont aussi représenté (en m) sur l'axe secondaire des ordonnées 226

Liste des tableaux

Tableau 1 : Synthèse bibliographique des gains en production de biomasse de quelques cultures irriguées par des retenues en fonction de la zone géographique étudiée	6
Tableau 2 : Synthèse bibliographique des différents types de conflits répertoriés en fonction de leur nature et de leur pays	14
Tableau 3 : Réservoir utilisable par mètre de sol pour différentes textures de sol (Rai et al., 2017)	22
Tableau 4 : Rendements observés dans le Gers entre 2000 et 2020. Sont donnés les rendements minimaux, moyens et maximum en fonction du type de culture (DRAAF Occitanie, 2020).....	23
Tableau 5 : Ordres de grandeur des lames irriguées par aspersion sur plusieurs sites du sud-ouest de la France donnés par Constantin et al. (2015). Sont indiquées la culture à laquelle l'irrigation s'applique et la lame d'eau irriguée en fonction de la quantité d'irrigation choisie	26
Tableau 6 : Liste des différents types d'irrigation existant, de leurs avantages et inconvénients respectifs selon Bjorneberg (2013)	27
Tableau 7 : Paramètres intrinsèques spatialisées selon les différents types d'unités spatiales dans MHYDAS-Small-Reservoirs. Le numéro du simulateur, le type d'unité, le type de modèle et le paramètre concerné sont listés. Le type de modèle réfère au type de modèle intégré, à savoir hydrologique (Hydrol.), de culture (Culture) ou de gestion des cultures et de l'eau (Gestion).....	85
Tableau 8 : Propriétés non spatialisées selon les différents types d'unités spatiales dans MHYDAS-Small-Reservoirs. Le numéro du simulateur, le type d'unité, le type de modèle et le paramètre concerné sont listés. Le type de modèle réfère au type de modèle intégré, à savoir hydrologique (Hydrol.), de culture (Culture) ou de gestion des cultures et de l'eau (Gestion)	86
Tableau 9 : Conditions initiales du modèle MHYDAS-Small-Reservoirs. Le numéro du simulateur, le type d'unité, le type de modèle et la condition initiale sont listés. Le type de modèle réfère au type de modèle intégré, à savoir hydrologique (Hydrol.), de culture (Culture) ou de gestion des cultures et de l'eau (Gestion).....	87
Tableau 10 : Variables simulées par le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs. Le numéro du simulateur, le type d'unité, le type de modèle, la variable et son pas de temps de production sont listés. Le type de modèle réfère au type de modèle intégré, à savoir hydrologique (Hydrol.), de culture (Culture) ou de gestion des cultures et de l'eau (Gestion). Les variables d'intérêt sont indiquées en italiques, les autres variables étant des variables de couplage. Le pas de temps de production des variables est indiqué selon qu'il soit imposé (journalier) ou défini par l'utilisateur	87
Tableau 11 : Liste des simulateurs qui constituent MHYDAS-Small-Reservoirs, de leur fonction et caractéristiques. Le numéro de traitement, le nom du simulateur, le type de modèle, le type d'unité, les principales variables simulées et le nombre de lignes de chaque simulateur constituant MHYDAS-Small-Reservoirs sont décrits. Le type de modèle réfère au type de modèle intégré, à savoir hydrologique (Hydrol.), de culture (Culture) ou de gestion des cultures et de l'eau (Gestion).....	90

Tableau 12 : Variables théoriques pour le test des simulateurs d'effet de l'irrigation.....	95
Tableau 13 : Débits prélevé, entrant et sortant simulés du RS 1	95
Tableau 14 : Volumes prélevé, stocké, précipité, évaporé, entrant depuis le bief RS 2 et sortant simulés de la RE 2.....	96
Tableau 15 : Caractéristiques des cours d'eau du Gélon.....	102
Tableau 16 : Caractéristiques de l'ensemble des sols du Gélon (d'après Party et al., 2016). A noter, certaines caractéristiques du sol (i.e. humidité du sol au point de flétrissement, à capacité au champ, et à saturation et réserve utile) notées en italique sont issues de fonctions de pédotransfert détaillées en Annexe 2	104
Tableau 17 : Débits spécifiques moyens journaliers pour chaque mois de l'année hydrologique 2018-2019 débutée au 14 octobre, mesurés sur le Gélon, sur l'Arrats à Saint-Antoine et sur l'Arrats à l'amont de Saint-Antoine, en sortie de barrage	109
Tableau 18 : Quantiles de débit spécifiques observés sur le Gélon et l'Arrats avec écart relatif pour l'année hydrologique 2018-2019.....	109
Tableau 19 : Quantiles de débit spécifiques observés sur le Gélon et l'Arrats avec écart relatif pour la période du 01/11/18 au 31/05/19.....	110
Tableau 20 : Surfaces occupées par les différents usages des terres sur le bassin versant du Gélon pour les années 2015 à 2017	111
Tableau 21 : Liste des caractéristiques des retenues d'eau du Gélon. Pour les retenues utilisées pour l'irrigation, leur aire irriguée est indiquée issue d'analyses de prises de vues aériennes (IGN, 2016), du cadastre et de mesures in situ	120
Tableau 22 : Caractéristiques des cultures [BD d'AqYield, d'après Constantin et al. (2015)]. Les rendements potentiels ont été adaptés sur la base des rendements maximums observés depuis 2000 dans le Gers (DRAAF Occitanie, 2020). A noter, seuls les paramètres des grandes cultures sont représentés	129
Tableau 23 : Paramètres du sol du modèle de culture sur le Gélon (BD d'AqYield, Constantin et al. (2015)). A titre indicatif, la fonction de pédotransfert d'AqYield (cf. Annexe 2) a été appliquée pour donner les hauteurs de réservoir utilisable caractéristiques du sol, données en italique	129
Tableau 24 : Paramètres du modèle fixés sur la base de précédentes études. La nature du paramètre, la valeur fixée ainsi que la source de donnée utilisée sont données.....	131
Tableau 25 : Paramètres spatialisés à caler sur les débits. Le numéro du simulateur, le type d'unité, la description du paramètre à caler et les valeurs minimales, maximales et médianes testées ainsi que les sources de données dont sont issues ces valeurs sont listés	132
Tableau 26 : Caractéristiques des trois simulations utilisées pour l'étude des indicateurs distribués. Les 5 paramètres à caler utilisés dans ces simulations sont décrits. La quantité d'écoulement de base produite par rapport au débit observé à l'exutoire pendant le « warm-up » est exprimée pour les trois simulations	138

Tableau 27 : Indicateurs utilisés pour la détection de la fin du « spin-up ». Les d'indicateurs sont classés selon leur type (i.e. basé sur les conditions initiales ou les autres termes du bilan hydrologique) et leur échelle (globale ou distribuée).....	139
Tableau 28 : Liste des différents seuils de variations utilisés selon l'échelle (globale ou distribuée).....	139
Tableau 29 : Evolution de la durée de « spin-up » du volume en eau dans les RE analysée à l'échelle de l'unité spatiale en fonction du seuil de variation défini et du nombre d'unités qui doivent remplir la condition. Ces résultats sont donnés pour chacune des trois simulations « Ruisselant », « Evaluation » et « Infiltrant »	143
Tableau 30 : Evolution de la durée de « spin-up » du stock d'eau dans les GU analysée à l'échelle de l'unité spatiale en fonction du seuil de variation défini et du nombre d'unités spatiales qui doivent remplir la condition. Ces résultats sont donnés pour chacune des trois simulations « Ruisselant », « Evaluation » et « Infiltrant »	143
Tableau 31 : Evolution de la durée de « spin-up » de l'eau disponible dans l'ensemble du profil de sol des SU analysée à l'échelle de l'unité spatiale en fonction du seuil de variation défini et du nombre d'unités spatiales qui doivent remplir la condition. Ces résultats sont donnés pour chacune des trois simulations « Ruisselant », « Evaluation » et « Infiltrant »	143
Tableau 32 : Statistiques des conditions initiales du stock d'eau dans les GU obtenues à l'issue du « spin-up » pour chacune des trois simulations « Ruisselant », « Evaluation » et « Infiltrant ».....	144
Tableau 33 : Statistiques des conditions initiales des stocks d'eau disponible dans l'ensemble du profil de sol des SU obtenus à l'issue du « spin-up » pour chacune des trois simulations « Ruisselant », « Evaluation » et « Infiltrant ».....	144
Tableau 34 : Comparaison des différents critères d'évaluation hydrologique du modèle	153
Tableau 35 : Rendement des cultures observé sur le département du Gers et simulé sur le bassin versant du Gélon, pour les grandes cultures (qui représentent 86.1 % des couverts cultivés du bassin du Gélon). Le rendement observé sur le département du Gers a été calculé sur la base des données collectées en 2015 par la DRAAF Occitanie (2020), en utilisant la part des aires irriguées et non-irriguées observée sur le bassin versant du Gélon	153
Tableau 36 : Caractéristiques des retenues, des cultures et des surfaces irriguées des situations simulées sur le bassin versant du Gélon. Entre parenthèses sont donnés les noms des situations.	159
Tableau 37 : Bilan hydrologique du bassin versant simulé pour les neuf situations. Les situations « Référence », « Sans-RE » et « Toutes-RE » sont appliquées à l'année hydrologique 2014-2015. Les situations « Sèche » et « Humide » et leurs déclinaisons sont appliquées respectivement aux années climatiques 1989-1990 et 1992-1993 mais avec le parcellaire de 2014-2015. Toutes les grandeurs correspondent à des volumes par unité de surface, exprimés en mm. Pour l'évapotranspiration, les valeurs entre parenthèses correspondent à l'évapotranspiration potentielle (en mm). Pour l'irrigation, les valeurs entre parenthèses indiquent la moyenne annuelle des volumes irrigués sur les parcelles irrigables (mm). Les variations de stock considèrent le stock d'eau total dans le bassin versant (retenue, sol et nappe)	162

Tableau 38 : Rendement ($t \cdot ha^{-1}$) et production (t) simulés sur le bassin versant du Gélou considérant les neuf situations simulées. Les variations de rendement (%) sont données comparativement à la situation « Référence » 168	
Tableau 39 : Caractéristiques de la simulation utilisée pour l'étude des simulations contrastées. Les 5 paramètres à caller utilisées dans cette simulation sont décrits. La quantité d'écoulement de base produite par rapport au débit observé à l'exutoire pendant de « warm-up » est renseignée.	225
Tableau 40: Comparaison des différents critères d'évaluation hydrologique du modèle	226
Tableau 41 : Rendement des cultures observé sur le département du Gers et simulé sur le bassin versant du Gélou, pour les grandes cultures (qui représentent 86.1 % des couverts cultivés du bassin du Gélou). Le rendement observé sur le département du Gers a été calculé sur la base des données collectées en 2015 par la DRAAF Occitanie (2020), en utilisant la part des aires irriguées et non-irriguées observées sur le bassin versant du Gélou	227

Introduction générale

Dans les bassins versants agricoles, la production de biomasse est dépendante de l'hydrologie et de la disponibilité en eau (Skaggs *et al.*, 1994). Toutefois, il arrive que cette disponibilité soit limitée, ce qui peut induire un stress hydrique des cultures, ce qui a des effets sur cette production de biomasse (*e.g.* Nieto *et al.*, 1968; Olesen *et al.*, 2012; Vogel and Meyer, 2018). L'irrigation est l'un des moyens de limiter ce stress hydrique. Cependant, pouvoir irriguer nécessite de disposer d'une ressource en eau dans laquelle prélever.

Les retenues, en stockant de l'eau, sont un des moyens pour permettre cette irrigation (Vörösmarty *et al.*, 2000). En France, le Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire définit les retenues d'eau comme « toutes installations ou ouvrages permettant de stocker de l'eau » (MTES, 2013). Ce terme peut être substitué par de nombreux autres tels que réserve, bassin de rétention, lieu de stockage d'eau, plan d'eau, étang, retenue collinaire ou encore retenue de substitution. Leur mode d'alimentation est varié, l'eau qui les alimentent pouvant provenir d'un cours d'eau, d'une nappe, d'une résurgence karstique ou bien du ruissellement à la surface des parcelles (Habets *et al.*, 2018).

Dans le monde anglo-saxon, on retrouve la plupart du temps le terme de « reservoirs » pour désigner ces ouvrages. Ce terme renvoie à leur fonction principale, qui est celle d'un lieu temporaire de stockage de l'eau lorsque la ressource en eau est abondante dans le but de l'utiliser plus tard, lors de périodes où la quantité d'eau disponible est plus restreinte. Ainsi, ces ouvrages se retrouvent en de nombreux endroits sur Terre où des déséquilibres sur la ressource en eau sont susceptibles de survenir comme en Inde (Perrin *et al.*, 2012), au Royaume-Uni (Green and Weatherhead, 2014) ou en Tunisie (Albergel and Rejeb, 1997). De la même manière, en France, la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (LEMA, 2006) envisage ces retenues comme une solution aux déséquilibres temporels entre la demande en eau pour l'irrigation des cultures (forte en été) et la disponibilité en eau (forte en hiver mais faible en été). En 2016, le Sénat français a d'ailleurs réaffirmé que les retenues d'eau constituaient un enjeu primordial pour l'ensemble du monde agricole (Bérit-Débat, 2016).

Ces retenues sont donc vues comme bénéfiques pour l'agriculture grâce à l'irrigation qu'elles permettent mais pas seulement. Les petites retenues peuvent également servir à soutenir les débits d'étiage, à l'alimentation en eau potable, à abreuver le bétail, à écrêter les crues ou encore à d'autres usages (*i.e.* pour les loisirs ou la production hydro-électrique) (MTES, 2013).

Il n'existe pas de consensus précis sur la distinction en termes de capacité entre retenue et barrage (Ignatius and Stallins, 2011). Dans ce manuscrit, nous entendons le terme « retenue » comme un ouvrage d'une capacité inférieure à 1 million de mètre cube, limite définie par Habets *et al.* (2018). Par ailleurs, nous nous focalisons sur les retenues dans les bassins versants agricoles dont l'usage peut être agricole ou non défini. Enfin, les retenues alimentées par pompage ou uniquement par des sources ne sont pas considérées.

Considérées individuellement, les retenues peuvent avoir un effet négligeable sur l'hydrologie (Malveira *et al.*, 2012), l'agronomie et l'environnement. Cependant, les modifications induites par un réseau de retenues pris dans son ensemble, également appelés « effets cumulés », peuvent être importants sur la conductivité du réseau hydrographique et sédimentaire (Alemaw *et al.*, 2016; Malveira *et al.*, 2012) mais aussi par incidence sur l'écologie des milieux et la physico-chimie des eaux (Carluer *et al.*, 2016).

Une expertise scientifique collective conduite en France en 2016 (Carluer *et al.*, 2016) a conclu que les effets cumulés sont importants à connaître mais complexes à étudier du fait des différents types de modifications que les retenues induisent qui sont soit directes (*e.g.* changement instantané de l'hydrologie en sortie du barrage), indirectes (*e.g.* modification du bilan hydrologique du bassin versant) ou multivariées (*e.g.* effet de la modification du niveau d'eau sur les espèces aquatiques du bassin). De plus, la difficulté dans l'évaluation des effets cumulés d'un réseau de retenues est qu'ils ne sont pas toujours égaux à la somme des effets individuels de chaque retenue (Habets *et al.*, 2018). Des phénomènes d'interdépendance peuvent atténuer ou aggraver l'effet d'une retenue à la fois sur les autres retenues, mais aussi plus largement sur l'ensemble du bassin versant. Selon les cas, le régime hydrologique ne sera donc pas impacté de manière identique.

On sait aujourd'hui que les retenues ont des effets cumulés qui sont fonction de leur taille, de leur densité, du régime hydrologique et de la position de la retenue (Malveira *et al.*, 2012; Mwaura *et al.*, 2002). Mais outre les caractéristiques de la retenue et de l'hydrologie, d'autres éléments conditionnent les effets cumulés des retenues. Les rétroactions avec les parcelles agricoles qu'elles irriguent, les conditions climatiques ou les caractéristiques pédologiques influencent également ces effets cumulés (Carluer *et al.*, 2016; Deitch *et al.*, 2013; Habets *et al.*, 2018).

Lorsque l'on étudie les effets cumulés, la prise en compte de la dimension spatiale et temporelle des processus agro-hydrologiques et de gestion des cultures et de l'eau est donc essentielle. Le premier intérêt de la prise en compte de ces deux dimensions est que cela permet d'étudier les effets d'interactions qu'il peut y avoir entre retenues (Carluer *et al.*, 2016) et donc les différences d'effets que peuvent avoir différentes successions d'ouvrages. Le second intérêt est de permettre une vision spatialement distribuée du territoire et des effets des retenues qui, selon le positionnement ou l'usage des retenues, peut engendrer une dynamique des retenues différentes. En effet, le volume d'eau stocké dans une retenue dépend de différents types de flux d'eau, entrants ou sortants. Ainsi, selon les modes de remplissage, la configuration spatiale, le climat, l'utilisation qui en est faite, l'hydrologie et les caractéristiques du sol, les effets des retenues ne seront pas les mêmes.

Des outils opérationnels sont donc nécessaires pour pouvoir prédire les effets cumulés des retenues dans l'espace et le temps (Deitch *et al.*, 2013). Toutefois, à ce jour, il n'existe pas d'outils ni de méthode pour permettre de connaître avec certitude les effets cumulés des retenues distribués dans l'espace que ce soit sur : i) l'hydrologie, les flux d'eau étant affectés par les retenues (Payan *et al.*, 2008), ii) les cultures, leur production de biomasse dépendant en partie de l'irrigation par l'eau prélevée dans les retenues (Bellocchi *et al.*, 2010; Constantin *et al.*, 2015; Sinclair and Seligman, 2000), et iii) les itinéraires techniques, qui peuvent modifier le développement des cultures, la dynamique de l'eau dans le sol et en conséquence l'hydrologie du bassin versant (*e.g.* Bhattacharyya *et al.*, 2008; Courault *et al.*, 2009; Debaeke *et al.*, 1998; Gill *et al.*, 1996).

L'objectif de cette thèse est de développer un modèle distribué afin de simuler et d'analyser les effets cumulés des retenues d'eau dans les bassins versants agricoles sur l'hydrologie, les itinéraires techniques et la production de biomasse des cultures. Cette thèse s'inscrit dans le cadre d'un projet de recherche et développement Inrae-OFB intitulé « Retenues ». Elle vise à modéliser le fonctionnement agro-hydrologique des retenues en i) développant

un modèle permettant de représenter les retenues et en ii) évaluant les potentialités de ce modèle pour évaluer les effets des retenues sur le fonctionnement des bassins versants agricoles (*i.e.* hydrologie, agronomie et itinéraires techniques).

Ce mémoire est composé de 4 parties. La première partie de ce manuscrit traite de l'état de l'art se rapportant aux enjeux et travaux déjà réalisés sur les effets des retenues et sur les modèles utilisés et leurs limites ([chapitre 1](#), [chapitre 2](#), [chapitre 3](#)) et expose la problématique et la démarche mise en œuvre dans le cadre de cette thèse ([chapitre 4](#)). La seconde partie détaille le développement d'un modèle agro-hydrologique pour simuler les effets des retenues, de son élaboration jusqu'à sa vérification informatique ([chapitre 5](#) et [chapitre 6](#)). La troisième partie est consacrée à l'application du modèle sur un site d'étude, de son implémentation jusqu'à son évaluation ([chapitre 7](#), [chapitre 8](#), [chapitre 9](#) et [chapitre 10](#)). Enfin, la quatrième partie s'attache à modéliser différentes situations pour illustrer les avantages apportés par ce nouveau modèle dans l'analyse des effets cumulés des retenues ([chapitre 11](#)).

Partie 1 : Enjeux, état de l'art et objectifs

La première partie de ce manuscrit dresse un état de l'art des connaissances et enjeux auxquels sont associées les retenues. Après avoir décrit les enjeux auxquels les retenues sont associées ([Chapitre 1](#)), le fonctionnement d'un bassin versant agricole avec retenues ([Chapitre 2](#)) et les méthodes d'évaluation des effets des retenues existantes ([Chapitre 3](#)) seront détaillées. Cet état de l'art a guidé la problématique et la démarche scientifique adoptée dans le cadre de cette thèse ([Chapitre 4](#)) qui sera le fil conducteur de la suite de cet ouvrage.

Chapitre 1 : Enjeux liés aux retenues et à leur usage

Les retenues des bassins versants agricoles sont associées à de multiples enjeux, qui concernent principalement l'agriculture, l'environnement et leur gestion. Outre les fonctions directement visées par la construction de retenues, ce chapitre met également en perspective leurs fonctions moins attendues ou moins souhaitables, afin de présenter l'ensemble des questions associées à ces enjeux.

1. Enjeux agricoles

1.1. Sécuriser l'accès à la ressource en eau face à la variabilité climatique

1.1.1. Limiter l'effet de la variabilité climatique saisonnière

La variabilité des précipitations est un facteur important du développement des cultures qui se traduit par un besoin de stocker de l'eau (McCartney and Smakhtin, 2010). Dans les régions où il existe un déséquilibre entre besoin en eau des cultures et précipitations, les retenues sont donc généralement vues comme un moyen de pallier la variabilité climatique saisonnière. En permettant le stockage d'eau, elles rendent la ressource en eau disponible l'ensemble de l'année pour l'irrigation des cultures et l'abreuvement du bétail (Habets *et al.*, 2014). Les retenues permettent ainsi de limiter la pression exercée sur la ressource en eau, notamment en période sèche (Nyadzi *et al.*, 2018).

On retrouve donc en premier lieu ces ouvrages dans les zones climatiques caractérisées par une forte variabilité des précipitations (McCartney and Smakhtin, 2010). D'une part, cela peut être dans les zones arides ou semi-arides. Ainsi, en Afrique, les retenues sont avant tout construites pour répondre à des « chocs climatiques » (Venot and Krishnan, 2011). En Algérie, l'irrégularité et la faiblesse des pluies naturelles, souvent orageuses, a amené l'Etat à développer un plan de construction de retenues, pour augmenter la disponibilité de l'eau durant l'année (Habi and Morsli, 2011). Au Ghana comme au Brésil et en Tunisie, les retenues sont aussi vues comme un moyen de limiter les effets de la variabilité du climat (Albergel *et al.*, 2005; Essegbey *et al.*, 2012; Malveira *et al.*, 2012; Rodrigues *et al.*, 2012). D'autre part, cela peut être dans les régions tropicales. Aux Philippines, la variabilité de la distribution dans l'espace et le temps du besoin en eau des cultures y est si importante que des retenues sont utilisées pour pallier la faible disponibilité en eau en saison sèche (Balderama, 2010). En Inde, les retenues sont également utilisées pour pallier la variabilité du climat due à la mousson, stockant l'eau en saison pluvieuse pour l'utiliser lorsque la pluie est manquante (Perrin *et al.*, 2012).

Cependant, les retenues, en raison de capacités de stockage limitées, ne peuvent pas toujours satisfaire les besoins en eau, exprimés ou réels. Un des enjeux est donc d'estimer dans quelle mesure les retenues peuvent atténuer les variabilités climatiques saisonnières.

1.1.2. S'adapter au changement climatique

A l'horizon 2050, le changement climatique risque d'induire une baisse des précipitations et une augmentation des températures dans de nombreuses régions des moyennes latitudes et subtropicales arides (Stocker *et al.*, 2014). Ainsi, en France, la baisse prévue des précipitations dans le Sud-Ouest pourrait atteindre 20 % entre 1990 et 2060, ce qui risque d'abaisser les débits de 11 % (Caballero *et al.*, 2007). Ce changement pourrait accroître le déséquilibre saisonnier déjà observé entre besoin en eau des cultures et précipitations.

Des études menées en différents points du monde ont montré que les retenues pourraient être un moyen pérenne d'augmenter la disponibilité en eau dans un contexte de changement climatique (e.g. Biglarbeigi, 2019; Krol *et al.*, 2011). Pour Mbinji (2010) qui a travaillé sur le Ghana, les retenues seraient un moyen de limiter les effets du changement climatique sur la production de biomasse des cultures, notamment en zone semi-aride. Au Maroc, la construction de retenues est même vue comme nécessaire pour s'adapter au changement climatique (Alahiane *et al.*, 2016). En Europe, Iglesias et Garrote (2015) ont conclu d'après une analyse bibliographique que les retenues utilisées pour l'irrigation étaient, à l'échelle de l'exploitation agricole, la mesure d'adaptation au changement climatique la plus bénéfique.

Le changement climatique va également avoir un effet sur l'hydrologie et donc les volumes d'eau stockés dans les retenues (Krol *et al.*, 2010). Ce changement va ainsi par incidence modifier les prélèvements pour l'irrigation effectués dans les réseaux de retenues (Kim *et al.*, 2019). Hallegate (2009) a mentionné qu'à l'échelle mondiale, les retenues pourraient être efficaces face à des changements climatiques modérés, mais inefficaces pour les scénarios les plus pessimistes. Les retenues ne sont donc pas toujours efficaces en contexte de changement climatique (Nassopoulos *et al.*, 2012).

Une étude récente au Ghana a souligné que la capacité d'adaptation permise par les retenues dans le cadre du changement climatique était à ce jour inconnue (Krol *et al.*, 2010), ce qu'Eilander *et al.* (2014) attribuent à la méconnaissance du fonctionnement et des effets des retenues. Un des enjeux est donc de pouvoir estimer et évaluer les effets des retenues dans un contexte de climat non-stationnaire prenant en compte l'ensemble des effets du changement climatique, notamment sur l'hydrologie.

1.2. Répondre à la volonté d'augmenter la production de biomasse des cultures

1.2.1. Augmenter et sécuriser la production de biomasse des cultures

En lien avec l'enjeu de sécurisation de la ressource en eau précédemment cité, un autre enjeu associé aux retenues concerne l'augmentation de la production de biomasse des cultures grâce à l'irrigation que les retenues permettent (Vörösmarty *et al.*, 2000). De nombreux pays, comme le Sri Lanka et l'Ethiopie, ont encouragé la création de retenues afin de compléter par l'irrigation l'apport en eau des cultures pluviales (Dharmasena, 1994; Evans *et al.*, 2012) et ainsi augmenter la production de biomasse de ces cultures. A l'échelle mondiale, on assiste donc à une augmentation de la demande en eau d'irrigation, que les retenues peuvent permettre de satisfaire.

Différentes études ont montré le potentiel de l'irrigation permise par les retenues pour augmenter la production de biomasse des cultures (Tableau 1) Selon Wisser *et al.* (2010), ce potentiel est particulièrement important en Asie et en Afrique.

Tableau 1 : Synthèse bibliographique des gains en production de biomasse de quelques cultures irriguées par des retenues en fonction de la zone géographique étudiée

Zone géographique	Culture	Variation de production de biomasse	Auteur
Monde	Céréales	+35 %	Wisser <i>et al.</i> (2010)
Burkina Faso	Riz	+6 à +11 %	Morris and Barron (2014)
Philippines	Riz et maraîchage	+381 %	Balderama (2010)
Sud-Ouest France	Maïs	+50 %	Bontemps et Couture (2002)

Cet effet d'augmentation de la production de biomasse grâce à l'irrigation incite aujourd'hui les agriculteurs à non plus uniquement irriguer des cultures soumises à un fort stress hydrique plutôt estival (e.g. maïs), mais à les utiliser aussi pour effectuer des irrigations d'appoint avant l'été de cultures pluviales type blé (Le Chevalier and Rosenwald, 2012) afin d'augmenter et sécuriser leur production. Ainsi, l'irrigation du blé a augmenté entre 2000 et 2010 de 667% en France (Le Chevalier and Rosenwald, 2012).

L'irrigation ne permet pas uniquement d'améliorer la production de biomasse : parfois, elle permet même de sauver la production de biomasse des cultures. Ainsi, aux Philippines, l'irrigation permise par les retenues permet, dans des conditions climatiques habituellement observées, d'éviter une production de biomasse nulle des cultures maraîchères (Balderama, 2010). En Inde, c'est la production de biomasse de la culture de riz qui peut être nulle en l'absence d'irrigation (Sharma and Helweg, 1984). De ce fait, l'irrigation permet une production de biomasse plus sûre même pour des cultures où la production de biomasse est naturellement incertaine.

Néanmoins, toutes les retenues ne sont pas capables de permettre un accès à l'eau en période de sécheresse (Ogilvie *et al.*, 2016). Un des enjeux est donc d'évaluer dans quelle mesure les retenues peuvent permettre de répondre aux besoins d'irrigation.

1.2.2. Diversifier les assolements

En permettant l'irrigation, les retenues peuvent avoir un effet important sur les assolements. Avec une ressource en eau accessible toute l'année, les agriculteurs peuvent ainsi envisager la conduite de nouveaux assolements (Acheampong *et al.*, 2018) plus sensibles au stress hydrique. L'implantation d'une retenue est donc fréquemment suivie d'une modification des assolements (e.g. Brasil and Medeiros, 2020; Campos, 2010; De Araújo and Bronstert, 2016).

En Indonésie, la présence de retenues a entraîné une augmentation de l'aire cultivée des légumes tels que les pois ou les concombres en saison sèche de 650 % (Hafif and Murni, 2012). En Afrique sub-saharienne comme en Algérie, différentes études ont constaté que les retenues étaient souvent utilisées pour irriguer des cultures à haute valeur ajoutée (e.g. maraîchères), préférées aux cultures de base (e.g. céréales) (Habi and Morsli, 2011; Payen *et al.*, 2012). Au Sri Lanka, la création de retenues a permis d'introduire de nouvelles cultures intercalées entre deux moissons de la culture principale, lors de la saison sèche (Dharmasena, 1994). En Inde, un rapport fait état d'une diversification des cultures permise par les retenues : alors que la culture majoritaire était la cacahuète, d'autres cultures (e.g. pastèque, lentille, mangue) sont apparues suite à la construction de retenues (We Are Water Foundation, 2019). En France, à la Réunion, les retenues sont envisagées pour passer de cultures pluviales traditionnelles peu rentables telles que la culture de canne à sucre et de géraniums, à des productions horticoles et maraîchères (Ferrari and Point, 2003). Dans le Sud-Ouest de la

France, le tournesol peut ainsi disparaître des assolements des parcelles irriguées (Debaeke *et al.*, 1998) pour laisser place à des cultures plus rentables.

Bien que dans certains cas, les retenues participent à diversifier les cultures, ce qui peut permettre de limiter l'effet des sécheresses (We Are Water Fundation, 2019), cette diversification s'accompagne parfois d'évolutions d'assolement moins souhaitables, qui augmentent la pression sur la ressource en eau (*e.g.* Campos, 2010; De Araújo and Bronstert, 2016; Maneta *et al.*, 2009). On assiste donc fréquemment à un effet rebond : plus on a d'eau grâce aux retenues, plus les cultures mises en place peuvent être sensibles au manque d'eau et donc gourmandes en eau (*e.g.* Brasil and Medeiros, 2020; Lasage *et al.*, 2015). Ainsi, au Ghana, l'irrigation a permis de produire des légumes en saison sèche, ce qui a de fait augmenté la rareté de la ressource en eau (Mdemu *et al.*, 2010). En France, l'irrigation a permis d'augmenter la surface en maïs grain de près de 40% entre 1970 et 1988, une culture fortement consommatrice d'eau l'été, lorsque la ressource en eau est la plus rare (Le Chevalier and Rosenwald, 2012). Par incidence, Bandara (1982) a constaté que les dommages causés par les sécheresses pouvaient être plus importants dans les zones irriguées spécifiquement par des retenues.

Un des enjeux associé aux retenues est donc de mieux évaluer et comprendre si les retenues sont une réelle solution à un besoin en eau donné ou si elles n'entraînent pas un accroissement de la demande par un effet rebond.

1.3. Augmenter les profits économiques

D'un point de vue économique, les retenues sont généralement vues comme un moyen d'augmenter les profits financiers. Elles permettent d'obtenir de plus importantes productions de biomasse des cultures, voire de cultiver des cultures à forte valeur ajoutée (Habi and Morsli, 2011), ce qui participe à lutter contre la pauvreté (Mbinji, 2010). Dans la savane brésilienne, les retenues ont ainsi un rôle clé dans le développement économique (Althoff *et al.*, 2019a). Pour Balderama (2010) les retenues sont donc des alternatives économiquement intéressantes pour les petites exploitations non couvertes par des réseaux d'irrigation collectifs conventionnels. En effet, elles demandent de faibles investissements (Bharati *et al.*, 2008), ont un coût modéré, de faibles contraintes techniques et peuvent permettre des bénéfices économiques importants (Iglesias and Garrote, 2015).

Toutefois, les retenues représentent également un coût à la construction, mais aussi lors de leur usage et leur entretien. Une étude en Ethiopie a montré que bien que les bénéfices des exploitations aient augmenté en moyenne de 50 % grâce aux retenues, ces retenues génèrent des charges supplémentaires pour mettre en œuvre l'irrigation (Evans *et al.*, 2012). Lorsqu'elles sont utilisées de manière non optimale, les retenues peuvent même entraîner des pertes économiques (Faulkner *et al.*, 2008; Poussin *et al.*, 2015). L'ensemble de ces coûts peut amener à remettre en question les investissements dans les retenues, comme en Afrique de l'Ouest (De Fraiture *et al.*, 2014), d'autant que des études ont montré que le stockage de l'eau dans les nappes peut parfois être plus intéressant économiquement que le stockage de l'eau dans les retenues (*e.g.* Bharati *et al.*, 2008).

Les impacts socio-économiques dus à un important développement d'un réseau de retenues ne sont pas encore bien connus, et sont très variables (Van de Giesen *et al.*, 2008). Les opérations de gestion liées aux retenues (Tukimat and Harun, 2014), les caractéristiques des retenues (*i.e.* sa capacité ou sa bathymétrie) (Helweg and Sharma, 1983; Nassopoulos *et al.*, 2012), l'efficacité du réseau d'irrigation mais aussi la production de biomasse des cultures permise

par cette irrigation (Faulkner *et al.*, 2008) conditionnent les bénéfices économiques des retenues. Un des enjeux essentiel associé aux retenues est de permettre d'évaluer le rapport coût-bénéfice associé à une ou plusieurs retenues.

2. Enjeux environnementaux

2.1. Réguler les débits extrêmes

2.1.1. Limiter les inondations

En dehors des enjeux associés à l'agriculture, les retenues peuvent être utilisées pour limiter les inondations (Cao *et al.*, 2011; Feng *et al.*, 2019). La construction de petites retenues en travers des cours d'eau peut en effet atténuer l'onde de crue à l'aval de ces ouvrages (Rodrigues and Liebe, 2013; Trimble *et al.*, 2012; Wycoff and Singh, 1976) grâce à l'accumulation temporaire d'eau dans ces retenues (Honek *et al.*, 2020). Les retenues peuvent ainsi entraîner une réduction des pics de crue pouvant être supérieure à 45 % (Habets *et al.*, 2018). Aux Etats-Unis, des retenues ont donc été construites pour être utilisées, en plus de l'irrigation, dans le contrôle des crues, retardant l'onde de crue jusqu'à 10 jours (Cooper and Knight, 1990; Dendy, 1974; Peck, 2016). En République tchèque, Jeníček (2008) n'a pas identifié cet effet de retardement, mais a estimé que la construction hypothétique de trois retenues pouvait réduire les pics de crue de 21 à 45 %.

De nombreux pays utilisent ou envisagent d'utiliser les retenues pour limiter les crues. En Iran, en Afrique de l'Ouest, en Tunisie et en Europe centrale, les retenues sont ainsi utilisées pour atténuer les crues et lutter contre les inondations (Boelee *et al.*, 2009; Češljár and Stevović, 2015; Kouhpeima *et al.*, 2010; Ogilvie *et al.*, 2016). En République Tchèque, Jeníček (2008) a fait le constat qu'après avoir utilisé une approche « centralisée » de la protection contre les inondations via les grands barrage, aujourd'hui, une approche « décentralisé » a émergé, avec de plus petites retenues. Augmenter le potentiel de rétention de l'eau des bassins versants est ainsi vu comme un moyen en Pologne et au Maroc de lutter contre les crues (Alahiane *et al.*, 2016; Mioduszewski, 1998).

Toutefois, il reste difficile de prédire l'effet d'une retenue sur les débits de crue, car il dépend de nombreux facteurs. Selon Trimble *et al.* (2012), la réduction des crues permise par une retenue dépend du volume, du débit de pointe et de la durée de l'inondation. Jeníček (2008) a également expliqué que ces systèmes avec de petits ouvrages sont efficaces sur les premiers pics de crues, mais le sont beaucoup moins sur les suivants en raison de la capacité de stockage limitée des retenues. De fait, au Japon, ces retenues qui étaient anciennement utilisées pour contrôler les crues ont aujourd'hui été remplacées par de grands barrages (Brebbia, 2011). Pouvoir évaluer les effets des retenues sur le risque de crue est de fait un enjeu important dans les stratégies de limitation des inondations.

2.1.2. Soutenir les débits d'étiage

Les retenues ont un effet non négligeable sur les débits d'étiage des cours d'eau (Chen *et al.*, 2018; Dakova, 2004). Aux Etats-Unis, dans les années 1950, les retenues étaient ainsi vues comme utiles pour le contrôle des faibles débits (Hazen, 1956). Le débit en soutien d'étiage qui peut être apporté par les retenues est en effet relativement élevé (Liu *et al.*, 2014), en particulier pour de petits bassins versants (Habets *et al.*, 2018; Thomas *et al.*, 2011). De plus, la recharge de nappe via la percolation au fond de la retenue (Oblinger *et al.*, 2010) peut également permettre une plus forte contribution des nappes à l'écoulement des cours d'eau lors de l'étiage.

Outre ces effets directs des retenues, l'irrigation qu'elles permettent peut aussi participer à soutenir les débits d'étiage. En effet, lorsqu'elles sont utilisées pour l'irrigation, les retenues peuvent irriguer des cultures situées à l'amont ou à l'aval de la retenue. Cette irrigation peut ainsi avoir deux effets. D'une part, elle augmente l'apport en eau à la surface du sol et par incidence les flux de ruissellement vers les retenues ou les parcelles situées les plus à l'aval (Rahbeh *et al.*, 2013), notamment lors de pluies orageuses en saison sèche. D'autre part, cette irrigation peut augmenter l'humidité du sol et par incidence les flux d'eau percolés vers la nappe (Kang and Park, 2014). Cette augmentation de la percolation va pouvoir augmenter la contribution des nappes à l'écoulement des cours d'eau.

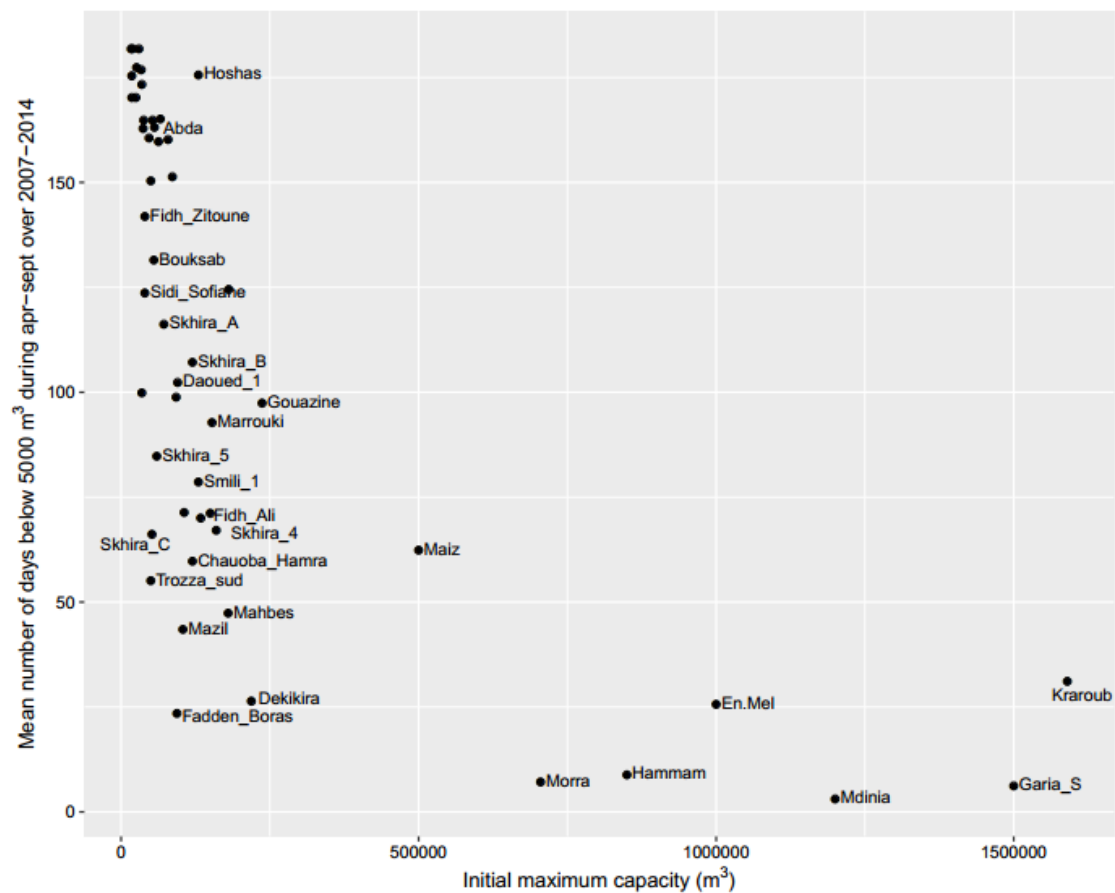


Figure 1 : Relation entre la capacité initiale maximale de la retenue et le nombre de jour où le volume est inférieur à 5000 m³ dans la retenue entre avril et septembre de 2007 et 2014 sur le bassin versant Merguellil en Tunisie (Ogilvie *et al.*, 2016)

Outre ces effets positifs, de nombreux auteurs ont aussi soulevé des effets négatifs des retenues. Les retenues peuvent ainsi avoir des capacités insuffisantes pour soutenir les débits à l'étiage (Takeuchi and Sivaarthitkul, 1995). Généralement, plus les retenues sont petites, plus elles sont rapidement vides (Ogilvie *et al.*, 2016; Oh *et al.*, 2015), ce qui ne leur permet pas de soutenir les débits d'étiage contrairement aux grands barrages (Figure 1). De plus, les retenues participent à l'augmentation des prélèvements pour pouvoir irriguer (cf. Chapitre 1-1.2 Répondre à la volonté d'augmenter la production de biomasse des cultures), ce qui peut aggraver l'étiage (De Fraiture *et al.*, 2014). A l'échelle mondiale, Wisser *et al.* (2010) ont estimé que les retenues diminuent l'écoulement de 18 % en moyenne, avec des effets susceptibles d'être plus importants lors des étiages. En Afrique du Sud, Hughes et Mantel (2010) ont estimé d'après des mesures sur plusieurs

bassins versants que cette baisse sur les faibles débits était entre 0 et 60%. Enfin, les débits des rivières qui alimentent les retenues peuvent dans certains cas être insuffisants pour remplir les retenues (Yang and Zehnder, 2001), ce qui peut compromettre leur fonction de soutien des débits d'étiage.

La diversité des effets constatés sur les étiages peut s'expliquer par des dynamiques de fonctionnement des retenues différentes. Ainsi, les retenues peuvent être en travers du cours d'eau, avec des écoulements à l'aval ne provenant que du débordement de la retenue, ce qui entraîne généralement l'assèchement à l'aval de la retenue l'été et donc une variabilité de l'écoulement plus importante (Martínez *et al.*, 2013). De Araújo et Medeiros (2013) ont ainsi constaté au Brésil que lors des sécheresses les plus extrêmes, la majorité des zones à l'amont des retenues étaient déconnectées du reste du réseau hydrographique. De plus, les retenues peuvent augmenter l'évaporation à la surface d'un bassin versant par rapport à une situation sans retenue, même lorsqu'elles sont inutilisées, ce qui par incidence participe à la baisse des débits (Brasil and Medeiros, 2020; Ignatius and Rasmussen, 2016). Pouvoir évaluer dans quelle mesure les retenues impactent les débits d'étiage est donc un enjeu important associé aux retenues.

2.2. Autres fonctions en lien avec l'hydrologie

2.2.1. Lutter contre l'érosion et la sédimentation

Les retenues peuvent être des lieux d'accumulation des sédiments issus de l'érosion hydrique des sols par le ruissellement (Habi and Morsli, 2011). En effet, la réduction de l'énergie du flux de ruissellement par la retenue génère un dépôt de ces matériaux au fond de la retenue (Chitata *et al.*, 2014). Aux Etats-Unis comme au Zimbabwe, des études ont estimé que plus de 80% des sédiments des eaux de ruissellement étaient piégés dans les retenues (Chitata *et al.*, 2014; Dendy, 1974). Les retenues réduisent ainsi au moins de moitié la quantité de sédiments produits notamment par l'agriculture qui se retrouvent dans les cours d'eau (Verstraeten and Prosser, 2008).

Les retenues et les processus de sédimentation qu'elles génèrent peuvent ainsi être utilisés pour protéger d'autres ouvrages hydrauliques à l'aval (Trimble *et al.*, 2012). Construire des retenues à différents points en amont du réseau hydrographique peut ainsi permettre de réduire la dynamique de transport vers l'aval des particules liées à l'érosion, et donc limiter le phénomène de sédimentation dans les ouvrages à l'aval (Trimble *et al.*, 2012). Aux Etats-Unis comme en Europe centrale et en Tunisie, des retenues sont ainsi utilisées pour limiter les processus de ruissellement et l'érosion qui les accompagne (Albergel, 2008; Cooper and Knight, 1990; Honek *et al.*, 2020). Toutefois, ce processus est notamment dépendant des caractéristiques des retenues (Banerjee *et al.*, 2017; Ignatius and Rasmussen, 2016), de leur position notamment par rapport à l'ouvrage à protéger (*e.g.* Arp *et al.*, 2007; Garg and Jothiprakash, 2010; Vericat and Batalla, 2006; Yang and Lu, 2014), de la densité de retenue sur le bassin versant (Thoms and Walker, 1993) et du niveau de remplissage des retenues (Ibáñez *et al.*, 2013).

Dans certains cas, l'enjeu est plutôt de limiter la sédimentation dans les retenues, en raison de la perte de capacité que celle-ci induit (Minear and Kondolf, 2009). Par exemple, au Zimbabwe et en Tunisie, les retenues peuvent piéger la majorité des sédiments, entraînant des pertes de capacité de la retenue entre 37 et 90% en moins de 20 ans (Chitata *et al.*, 2014; Trimble *et al.*, 2012). En Algérie, ce problème est encore plus prégnant, avec des retenues comblées totalement 1 à 2 années après leur construction (Habi and Morsli, 2011). En Europe, à l'horizon 2060, les retenues pourraient avoir perdu 70% de leur capacité à cause de la sédimentation selon Basson (2009). Pour limiter les effets de sédimentation

dans les retenues, plusieurs solutions existent tels que : i) la construction d'un bief de dérivation pour limiter le dépôt sédimentaire (Trimble *et al.*, 2012), ii) la construction d'ouvrages de plus grande capacité pour permettre un usage plus long des retenues (Habi and Morsli, 2011), iii) l'adoption de pratiques de gestion durable des sols autour de la retenue afin de limiter leur érosion (Amegashie *et al.*, 2012; Chitata *et al.*, 2014; Le Roux *et al.*, 2008; Poussin *et al.*, 2015), ou iv) l'adoption d'opérations de gestion spécifiques aux retenues (*e.g.* vidange) afin d'évacuer les sédiments déposés au fond de la retenue (Poirel *et al.*, 1994).

Bien que les effets de l'érosion et la sédimentation aient déjà été quantifiées, ces deux fonctions des retenues restent encore associées à de nombreuses questions notamment concernant le temps avant que la retenue ne soit totalement comblée par les sédiments (Porto *et al.*, 2011). Un des enjeux est de répondre à l'ensemble de ces questions.

2.2.2. Améliorer la qualité des eaux

La retenue modifie la qualité physico-chimique des eaux sur un bassin versant, qui dépend fortement des sols qui l'entourent (Ignatius and Rasmussen, 2016). De fait, aujourd'hui les retenues sont envisagées comme outils pour gérer la qualité des eaux des bassins versants agricoles, notamment les pollutions liées aux nutriments, fertilisants, sédiments, pesticides et herbicides (Allan *et al.*, 1997; Cooper and Knight, 1990; Gooding and Baulch, 2017; Ignatius and Rasmussen, 2016). La retenue peut ainsi piéger certains éléments chimiques au fond de la retenue, dans les dépôts sédimentaires (*e.g.* Carpenter and Lathrop, 2014; Dendy, 1974; Ignatius and Rasmussen, 2016; Wauchope, 1978). Une étude menée aux Etats-Unis a montré que les retenues peuvent servir de réservoir pour le phosphore, le nitrate, l'ortho-phosphore ou la quantité totale de sédiments (diminués respectivement de 72%, 82%, 80% et 77% entre l'entrée et la sortie de la retenue) (Cooper and Knight, 1990). Elles ont aussi un effet similaire sur le fer, l'aluminium et le carbone organique (Downing *et al.*, 2006; Gunapala and Abeysingha, 2019; Ignatius and Rasmussen, 2016). Cependant, cet effet n'est que temporaire puisque les éléments chimiques piégés au fond d'une retenue peuvent être remis en suspension dans l'eau lorsqu'ils sont perturbés (Ignatius and Rasmussen, 2016).

Outre ce piégeage, les retenues peuvent aussi modifier la qualité des eaux qu'elle libère. Par exemple, elles peuvent augmenter les quantités d'oxygène dissous dans les eaux à l'aval lorsqu'elles libèrent leurs eaux par surverse (Ignatius and Rasmussen, 2016). Les retenues peuvent également servir dans des stratégies de dénitrification d'un bassin (*e.g.* Gooding and Baulch, 2017; Harrison *et al.*, 2009; Passy *et al.*, 2012). En effet, le nitrite ou le nitrate (NO_2^- et NO_3^-) amenés par le ruissellement peuvent être transformés en diazote (N_2) par la respiration anaérobie microbienne (Martens, 2005). Toutefois, ce processus est sensible à la turbidité des eaux, qui peut perturber le mécanisme (Ignatius and Rasmussen, 2016) et dépend du temps de résidence des eaux dans la retenue (Bedford and Preston, 1988), de la saison (Passy *et al.*, 2012) et des caractéristiques du réseau de retenues (Bosch and Allan, 2008; Harrison *et al.*, 2009; Passy *et al.*, 2012). De plus, cet effet s'estompe à mesure que l'on s'éloigne d'une retenue (Abe *et al.*, 2003; Kelly, 2001).

Toutefois, les retenues en elles-mêmes peuvent participer à la détérioration de la qualité des eaux globale du bassin versant (Poussin *et al.*, 2015). D'une part car elles peuvent contenir des eaux de moins bonne qualité. Par exemple, les retenues peuvent piéger des sels ou nutriments qui participent à saliniser ou à eutrophiser les eaux de la retenue (Ben Slimane *et al.*, 2016; Laraque, 1991; Trimble *et al.*, 2012). D'autre part car elles peuvent contribuer à dégrader la qualité des eaux de l'ensemble d'un bassin versant en : i) libérant des éléments chimiques du sol (*e.g.* manganèse, fer) dans les

eaux de la retenue par dissolution (Ignatius and Rasmussen, 2016) ou de la nappe par dilution (Montoroi *et al.*, 2002) notamment lors de sa construction (Bergkamp *et al.*, 2000; Thompson, 2012), ii) limitant la quantité d'oxygène dissous dans l'eau (Gooding and Baulch, 2017), la température plus élevée de l'eau dans la retenue diminuant la solubilité de l'oxygène (Carluer *et al.*, 2016), ou iii) augmentant et amplifiant les variations de températures (Jones and Hunt, 2010; Kratz *et al.*, 1997).

Bien qu'un enjeu associé aux retenues concerne leur capacité à permettre d'améliorer la qualité des eaux, il reste de nombreuses questions concernant de potentiels effets négatifs des retenues sur la qualité des eaux.

2.2.3. Participer au maintien voire développement des écosystèmes aquatiques

La construction de retenues peut jouer un rôle important de corridors de migration et de milieux relais pour certaines espèces (De Meester *et al.*, 2005). Les retenues peuvent avoir un effet positif sur certaines espèces telles que les insectes, les poissons et les oiseaux (Banerjee *et al.*, 2017; Potts, 2003; Reitan and Thingstad, 1999; Straskraba and Tundisi, 1999). Elles servent ainsi de refuge aux espèces aquatiques (Choi *et al.*, 2013) en raison des faibles vitesses d'écoulement en leur sein qui en font un environnement entre lac et rivière (Søballe *et al.*, 1992), approprié à la faune des zones humides (*e.g.* batraciens, serpents d'eau, insectes, tortues d'eau et crustacés) (Potts, 2003; Trimble *et al.*, 2012). Cette richesse des écosystèmes augmente à mesure que ces écosystèmes vieillissent (Kononova and Fefilova, 2018). De plus, la régulation des débits de crue permise par les retenues favorise également le développement et la richesse des plantes aquatiques (Reitan and Thingstad, 1999).

Les retenues peuvent aussi favoriser le développement de phytoplancton, influençant sa diversité et ses efflorescences (Banerjee *et al.*, 2017; Cooper and Knight, 1990; Henry, 1999; Zagatto *et al.*, 1997) grâce à leurs fortes concentration en nutriments, luminosité et quantité d'oxygène dissous (Cooper and Knight, 1990). Cette diversité de phytoplancton, base algale du réseau alimentaire aquatique (Banerjee *et al.*, 2017) va, selon la chaîne alimentaire, avoir une influence sur le plancton et le zooplancton (Majagi and Vijaykumar, 2009; Mohan *et al.*, 2009). De fait, les algues (Van de Giesen *et al.*, 2008), les micro-vertébrés, les espèces lenticques (Nichols *et al.*, 2006), les macrophytes (Akasaka and Takamura, 2012) et les tritons (Joly *et al.*, 2001) peuvent avoir un développement favorisé par la présence d'un réseau de retenues.

Outre ces effets positifs, construire une retenue modifie aussi profondément et rapidement la biodiversité (Banerjee *et al.*, 2017). Des arbres peuvent être arrachés (Češljarić and Stevović, 2015), ce qui a un effet sur la flore et la faune, notamment les communautés d'oiseaux (Reitan and Thingstad, 1999). Construire des retenues dans le lit des cours d'eau entraîne de fait le remplacement d'habitat fluvial en habitat lacustre (Ignatius and Stallins, 2011), ce qui modifie les caractéristiques écologiques de la rivière elle-même (Banerjee *et al.*, 2017). Une étude aux Etats-Unis a ainsi montré que la construction de retenues avait modifié ou fait disparaître 3 % de l'habitat naturel fluvial d'un bassin versant (Ignatius and Stallins, 2011).

Au-delà de ces effets lors de la construction, les retenues ont des effets négatifs sur le long terme. Elles peuvent ainsi limiter la croissance voire entraîner la mortalité d'espèces, notamment en raison de problèmes d'eutrophisation (Banerjee *et al.*, 2017; Bouvy *et al.*, 1999; Cecchi *et al.*, 2005; Ongwenyi *et al.*, 1993; Pennak and Rosine, 1976; Poff and Zimmerman, 2010; Teferi *et al.*, 2014) ou de conditions environnementales qui peuvent devenir favorables à la prolifération d'espèces invasives et exotiques (Hunt, 1988; Ignatius and Stallins, 2011; Ignatius and Rasmussen, 2016; Jackson and Pringle,

2010; Johnson *et al.*, 2008; Richter *et al.*, 1997; Wofford *et al.*, 2005). Pour les retenues en travers des cours d'eau, la segmentation du réseau hydrographique qu'elles induisent a un effet sur la biodiversité des cours d'eau (e.g. Češljár and Stevović, 2015; Clarke *et al.*, 2008; Ignatius and Stallins, 2011; Martínez *et al.*, 2013; Nilsson, 2005; Pringle, 2003; Richter *et al.*, 1997) mais aussi sur la biodiversité des zones riveraines (Ignatius and Stallins, 2011; Smith *et al.*, 2002). En effet, cette segmentation limite la richesse et la dispersion génétique des écosystèmes aquatiques (Freeman *et al.*, 2007; Ignatius and Rasmussen, 2016; Solanki *et al.*, 2011) et uniformise la faune dans les segments aval des retenues (Saulino *et al.*, 2017). En outre, une espèce située en amont d'une retenue est susceptible de s'engager dans des processus évolutifs différents des individus situés à l'aval (Charles *et al.*, 1998) ce qui peut participer à la dégradation des écosystèmes.

Les retenues peuvent aussi avoir un effet sur la biologie humaine et plus précisément la transmission de maladies. Des études ont montré que les retenues augmentent ainsi le risque de transmission de la malaria et la bilharziose (Trimble *et al.*, 2012; Van de Giesen *et al.*, 2008). De même, des cyanobactéries présentes dans les retenues peuvent, à leur floraison, causer des maladies aux animaux et aux humains en cas d'usage de l'eau (Teferi, 2013; Teferi *et al.*, 2014; Trimble *et al.*, 2012).

Aujourd'hui, on sait que les caractéristiques intrinsèque des retenues (e.g. âge, morphologie) sont des paramètres importants qui conditionnent les effets des retenues sur la biologie (Kononova and Fefilova, 2018; Meldgaard *et al.*, 2003; Raeymaekers *et al.*, 2009; Yamamoto *et al.*, 2004). Ces effets dépendent aussi des caractéristiques du réseau de retenues (e.g. positionnement des retenues, densité de retenues) (Collinson *et al.*, 1995; Fagan, 2002; Frankham *et al.*, 2002; Saulino *et al.*, 2017; Ward and Stanford, 1983) et des espèces, qui ne réagissent pas pareil à la présence de retenues (e.g. Blanchet *et al.*, 2010). Toutefois, il reste complexe d'évaluer dans leur globalité les enjeux des retenues dans une stratégie d'augmentation de la biodiversité. Il est donc nécessaire de mener davantage de recherches sur les retenues afin de mieux comprendre leurs effets sur l'écosystème.

3. Enjeux de gestion de l'eau

3.1. Réduire les conflits d'usage de l'eau

Initialement, les retenues ont été vues comme un moyen de limiter les conflits liés à la rareté de la ressource en eau. Au Brésil, des milliers de retenues ont été construites à cet effet (De Araújo *et al.*, 2006; Lima Neto *et al.*, 2011). Cependant, on sait aujourd'hui que la pratique de cultures exigeantes en eau induite par les retenues (cf. Chapitre 1-1 Enjeux agricoles), combinée aux aléas climatiques, peut augmenter ces conflits (Althoff *et al.*, 2019b; Habi and Morsli, 2011).

Dans la littérature, on retrouve deux types de conflits : ceux générés entre utilisateurs d'une même retenue et ceux générés par des utilisateurs de ressources différentes mais interdépendantes.

3.1.1. Entre utilisateurs de la même retenue

Les retenues peuvent être soit gérées par un seul agriculteur, soit gérées par un groupement d'agriculteurs, généralement en France au sein d'Association Syndicale Autorisée (ASA). Lorsqu'elles sont gérées par l'agriculteur lui-même, les retenues peuvent être un moyen de limiter les conflits d'usage de l'eau, auxquels sont souvent liées les nappes (e.g. Brozović and Young, 2014; Jarvis, 2008; Wolf, 2007). En outre, la gestion des retenues par un seul agriculteur rend plus

flexible et accélère la mise en œuvre d'opérations de gestion des retenues (Iglesias and Garrote, 2015). Lorsqu'elles sont gérées par un groupement d'agriculteurs, les retenues peuvent être associées à des conflits spécifiques liés à des mauvaises pratiques de prélèvements ou à une concurrence entre besoin en eau.

Les mauvaises pratiques de prélèvements surviennent notamment si des agriculteurs ne respectent pas les règles établies entre usagers de la retenue. Ces règles concernent notamment la rotation des prélèvements (Easter and Palanisami, 1986; Korbéogo, 2020) ou la participation aux frais d'eau (Korbéogo, 2020). Lorsqu'il existe ces mauvaises pratiques, on assiste donc à des situations d'inégalité d'accès à l'eau qui peuvent aboutir à des désaccords ou des conflits (Korbéogo, 2020) qui empêchent la coopération entre utilisateurs de la ressource (Easter and Palanisami, 1986).

La concurrence entre besoin en eau pour des utilisations différentes survient lorsque différents usages, notamment pour les besoins en eau du bétail, pèsent sur les retenues (Ayantunde *et al.*, 2016; Hickcox, 1980). Si les utilisateurs ne coopèrent pas dans l'utilisation de la ressource, les besoins peuvent entrer en compétition (Ayantunde *et al.*, 2018), ce qui peut entraîner un épuisement rapide des réserves en eau de la retenue et des conflits (Easter and Palanisami, 1986). Ces conflits d'usage peuvent être soit entre agriculteurs, soit entre agriculteurs et autres utilisateurs des retenues (Tableau 2). Il peut même arriver que les services d'un Etat soient en désaccord concernant la répartition des besoins en eau associées à une retenue (Chen *et al.*, 2005) : c'est ce qu'il s'est passé au Montana, entre services fédéraux environnementaux et agricoles (Hickcox, 1980).

Tableau 2 : Synthèse bibliographique des différents types de conflits répertoriés en fonction de leur nature et de leur pays

Type de conflit	Nature du conflit	Pays	Source
Conflits entre agriculteurs	Besoins en eaux concomitants d'agriculteurs qui se font concurrence	Zimbabwe	Katsi <i>et al.</i> (2007)
	Pratiques agricoles différentes (agriculteurs irrigants et non irrigants)	Burkina Faso	Korbéogo (2020)
	Taille et technologie des exploitations (gros exploitant contre plus petits exploitants)	Afrique du Sud	Lévite et Sally, (2002)
	Agriculteurs aux assolements différents qui entrent en compétition pour l'accès à l'eau	Burkina Faso	Ayantunde <i>et al.</i> (2018)
Conflits entre agriculteurs et autres utilisateurs des retenues	Conflit d'usages entre producteurs agricoles et éleveurs transhumants	Burkina Faso	Ayantunde <i>et al.</i> (2018)
	Conflits d'usage entre irrigants de champs de canne à sucre, propriétaires de la retenue, et autres agriculteurs utilisateurs de cette ressource	Burkina Faso	Sally <i>et al.</i> , (2011)
	Conflit d'usage entre besoins en eau des industriels et des agriculteurs	Etats-Unis	Hickcox (1980)

En règle générale, ces conflits sont liés à l'emplacement de la retenue et à d'autres facteurs tels que la diversité des utilisateurs et des relations sociales (Ayantunde *et al.*, 2016; Katsi *et al.*, 2007). Pour les éviter, il faut donc une cohabitation pacifique entre utilisateurs d'une retenue (Ayantunde *et al.*, 2018), ce qui demande une forme de coordination entre l'ensemble des utilisateurs de la ressource (Meinzen-Dick *et al.*, 2010). Toutefois, cela demande de savoir quand et où les conflits entre utilisateurs d'eau pourront se produire (Chen *et al.*, 2005). Proposer des méthodes de résolution de ces conflits est donc un autre enjeu important associé aux retenues.

3.1.2. Entre utilisateur de ressources différentes mais interdépendantes

Les retenues peuvent aussi générer des conflits entre l'ensemble des utilisateurs de la ressource en eau d'un bassin versant (Sally *et al.*, 2011), ceci dû au fait que les retenues captent une partie de l'eau pour se remplir (Rodrigues *et al.*, 2012). Ces conflits ont généralement lieu avec les utilisateurs à l'aval de la retenue dont les débits sont modifiés par la retenue (Amitrano *et al.*, 2014; Kpadonou *et al.*, 2015; Krol *et al.*, 2011; van Oel *et al.*, 2008). Le phénomène inverse peut aussi se produire lorsque ce sont les utilisateurs aval qui contrôlent les flux sortants de la retenue, comme c'est le cas de retenues du Burkina Faso, ce qui peut empêcher les utilisateurs amont de prélever dans la retenue (Sally *et al.*, 2011). Outre les aspects quantitatifs, les retenues peuvent engendrer d'autres sources de conflit liées à l'altération de la qualité de l'eau et de l'environnement. Cette altération affecte uniquement les utilisateurs aval, soit en raison d'un plus faible débit qui augmente les concentrations de polluants (Kpadonou *et al.*, 2015; Walker *et al.*, 1993), soit à cause d'activités polluantes d'utilisateurs de retenues qui altèrent la qualité globale des eaux du bassin versant (Ayantunde *et al.*, 2016).

L'expansion rapide des systèmes d'irrigation privés non planifiés ni réglementés pose des défis aux autres utilisateurs d'eau, notamment en termes d'équité et d'efficacité (Kpadonou *et al.*, 2015) ce qui peut générer des conflits (Habi and Morsli, 2011). Ces situations montrent l'importance d'une planification et d'une gestion adéquates des ressources en eau, à l'échelle du bassin versant, pour garantir la disponibilité de l'eau, réduire les conflits et limiter les interactions indésirables entre retenues (Althoff *et al.*, 2019b; Andreini *et al.*, 2005). Le respect des principes d'équité et de durabilité dans la gestion de la ressource en eau est donc fondamental, ce qui nécessite notamment de suivre et d'évaluer les quantités d'eau fournies à chaque utilisateur (Sally *et al.*, 2011).

L'utilisation d'eau et les conflits que cette utilisation peut générer sont supposés augmenter dans les prochaines décennies (Lima Neto *et al.*, 2011). Un enjeu important est de pouvoir anticiper ces conflits possibles au sein du bassin versant. Toutefois, mettre en place une stratégie de gestion de ces conflits est complexe : le partage des bénéfices et certains problèmes de gestion des bassins sont difficiles à résoudre (Chen *et al.*, 2005), notamment en raison des politiques de gestion d'ouvrage qui peuvent varier d'une région à l'autre. Répondre aux enjeux concernant les conflits d'usage de l'eau à l'échelle du bassin versant est un enjeu de gestion important associé aux retenues.

3.2. *Elaborer une politique de gestion des ouvrages*

Afin d'élaborer une politique de gestion des ouvrages, plusieurs pays s'intéressent aux retenues (Brésil, Tunisie, Corée du Sud, Australie, France...) (Çetin *et al.*, 2009; Habets *et al.*, 2018; Nam *et al.*, 2015) pour essayer de caractériser les effets cumulés des retenues à l'échelle du bassin versant (Malveira *et al.*, 2012). Mais la mise en place d'une politique de gestion des retenues impose de fournir des règles adaptées à la gestion de l'eau (Güntner and Bronstert, 2004) qui restent complexes à définir (Deitch *et al.*, 2013; Payan *et al.*, 2008). Il ressort de ces différentes études que l'enjeu de gestion n'est pas le même, selon qu'il s'agisse de retenues existantes ou en projet.

3.2.1. Gestion des ouvrages existants

La propriété et le gestionnaire des retenues sont des éléments prégnants des ouvrages existants. De nombreuses retenues ont été initialement construites par les Etats, puis leur gestion a été confiée aux agriculteurs pour gérer les prélèvements et les entretenir (*e.g.* Acheampong *et al.*, 2018; Habi and Morsli, 2011). Qu'elles soient gérées par des groupement d'utilisateurs ou par l'agriculteur lui-même, il est difficile pour ces gestionnaires de planifier et gérer

efficacement les retenues car ils n'ont pas toujours conscience des effets de leurs choix à l'échelle du bassin versant (Ayantunde *et al.*, 2018; Fowe *et al.*, 2015; Mustapha, 2009). De plus, cette gestion se fait souvent à partir de règles établies lors de la construction des retenues (Acheampong *et al.*, 2018), qui ne s'adaptent pas aux changements opérés depuis sur le bassin versant.

La question de l'entretien de l'ouvrage est ainsi une question prégnante. En raison de leur coût élevé d'entretien, de conflits et du manque d'organisation (Habi and Morsli, 2011), les retenues sont souvent peu et irrégulièrement entretenues, entraînant leur dégradation et leur dysfonctionnement (Poussin *et al.*, 2015; Rodrigues *et al.*, 2012; Venot *et al.*, 2012). Ce mauvais entretien peut conduire à la sous-utilisation voire à l'abandon de la retenue (Acheampong *et al.*, 2018; Poussin *et al.*, 2015). En plus d'être moins fonctionnelles lorsqu'elles ne sont pas entretenues, les retenues peuvent présenter un risque de fragilité accrue face à une crue (Chen *et al.*, 2018; Habi and Morsli, 2011), ce qui risque d'entraîner fuites, déformation excessive voire effondrement de la retenue (Feng *et al.*, 2019; Habi and Morsli, 2011; Trimble *et al.*, 2012). Un enjeu important est donc de pouvoir élaborer une politique d'entretien et de gestion de ces ouvrages et de leurs berges, permettant la bonne tenue de la retenue (Habi and Morsli, 2011; Trimble *et al.*, 2012).

Des opérations spécifiques de gestion peuvent aussi être nécessaires lorsque des problèmes de fonctionnement impactent les retenues tels que des problèmes de sédimentation dans les retenues (Chitata *et al.*, 2014). D'autres opérations spécifiques de gestion peuvent être nécessaires soit pour faire face aux crues, pour éviter que la retenue n'aggrave l'onde de crue (Feng *et al.*, 2019), soit pour limiter les effets environnementaux des retenues, en permettant un débit à l'aval de qualité et quantité suffisante pour soutenir les écosystèmes (Lehner *et al.*, 2011).

De nombreux Etats encouragent aujourd'hui à réhabiliter et à réutiliser d'anciennes retenues comme au Ghana ou au Burkina Faso (Acheampong *et al.*, 2018; Ayantunde *et al.*, 2018). Toutefois, réhabiliter sans traiter les problèmes d'effets cumulés des retenues peut contribuer à accroître les effets négatifs sur les autres retenues (*e.g.* remplissage moindre des autres retenues) : il faut donc une bonne compréhension de tous les changements qu'une réhabilitation induit (Bandara, 1982).

L'effet de l'ensemble des retenues sur les systèmes hydrologiques a besoin d'être mieux compris, quantifié et considéré dans les plans de gestion (Althoff *et al.*, 2019a; Ayantunde *et al.*, 2018) pour optimiser l'utilisation des ressources en eau (Chen *et al.*, 2005). Gérer ces ressources impose ainsi de connaître, outre les caractéristiques des retenues (capacité, emplacement, etc.) (Rodrigues *et al.*, 2012), le fonctionnement hydrologique et donc la disponibilité en eau et les prélèvements dans les retenues (Althoff *et al.*, 2019a; Banerjee *et al.*, 2017; Fowe *et al.*, 2015; Sally *et al.*, 2011). Les modèles à destination des gestionnaires de la ressource en eau sont un des moyens pour les aider dans les stratégies de gestion d'ouvrages (Gorgoglione *et al.*, 2019; Honek *et al.*, 2020). Leurs impacts environnementaux, qui peuvent être le fruit de mauvais choix de conception, doivent pouvoir être pris en compte pour élaborer une législation adaptée (Althoff *et al.*, 2019a). Un des enjeux pour les ouvrages existants est de pouvoir élaborer une politique de gestion efficace tenant compte des effets cumulés entre retenues.

3.2.2. Construction de nouveaux ouvrages

La construction de retenues est aujourd'hui plébiscitée par de nombreux Etats et agences internationales de développement (Poussin *et al.*, 2015). Des retenues privées et publiques ont ainsi été construites souvent de manière indépendante, sans coordination entre les différents projets de construction ni prise en compte des liens hydrologiques entre les retenues (Rodrigues *et al.*, 2012).

Un des enjeux consiste donc à aider à planifier les emplacements des nouvelles retenues (Anurogo *et al.*, 2019; Habi and Morsli, 2011). Ces emplacements doivent répondre aux exigences physiques du terrain (topographie, pente, etc.), socio-économiques (modes d'utilisation des terres agricoles, groupes d'utilisateurs d'eau, etc.) et environnementales (Anurogo *et al.*, 2019; Habi and Morsli, 2011; Sawunyama *et al.*, 2006). Ainsi, en France depuis 2003, les retenues implantées en zones humides (*i.e.* zone de transition entre la terre et l'eau où l'eau est le principal facteur de contrôle du milieu naturel et de la vie animale), appelées « retenues sur source », ne sont plus autorisées (Assemblée Nationale, 2003). En effet, bien qu'il s'agisse de lieu favorable à la construction de retenues, avec des terres généralement imperméables et des résurgences de nappe, ces retenues menacent l'écosystème de ces zones (Guegen, 2013), et plus généralement du bassin versant. Un autre critère de sélection concerne les souhaits des acteurs locaux, dont la position favorable ou non à l'irrigation conditionne leur implication dans l'utilisation et l'entretien des retenues (Habi and Morsli, 2011).

En parallèle, il est aussi important d'anticiper les évolutions du territoire. Les retenues sont difficilement ajustables une fois créées, il faut donc anticiper les changements de climat (Hallegatte, 2009) ou d'assolement (Meinzen-Dick *et al.*, 2010) qui peuvent modifier leur usage. Il est également nécessaire d'anticiper les problèmes que peuvent subir les retenues (*e.g.* de sédimentation) pour y apporter des solutions adaptées (*e.g.* Lane, 1953), afin de limiter les frais d'entretien (Habi and Morsli, 2011) ou d'anticiper des problèmes de gestion (Althoff *et al.*, 2019a).

Pour aider les aménageurs, un premier enjeu concerne l'évolution de la législation et des techniques d'évaluation d'effet. Bien que la législation impose généralement des études sur les effets des retenues, ces études n'évaluent souvent que les effets individuels de la retenue en projet, sans étude globale à l'échelle du bassin versant (Habi and Morsli, 2011). Pourtant, ces études sont nécessaires pour établir une politique de partage de l'eau (Ignatius and Stallins, 2011). Par ailleurs, obtenir des outils simples pour évaluer les effets des retenues est un second enjeu lié aux retenues (Althoff *et al.*, 2019a). Dans ce contexte, il est donc crucial de mieux comprendre la dynamique de l'eau des petites retenues (Althoff *et al.*, 2019a). Cette compréhension passe par une vision à l'échelle du bassin versant, pour tenter d'appréhender l'ensemble des effets liés aux réseaux de retenues.

4. Conclusion

Ce chapitre a fait ressortir trois différents enjeux prégnants associés à l'utilisation de retenues. Le premier enjeu majeur est de pouvoir sécuriser la production agricole par l'irrigation. Le second est de pouvoir évaluer les effets des retenues sur l'environnement et plus particulièrement les régimes hydrologiques. Le troisième est de disposer d'outils permettant d'évaluer l'intérêt agricole et hydrologique des retenues. En outre, il ressort de cette étude que certains de ces enjeux peuvent être contradictoires en raison de la complexité et de la diversité des effets des retenues (Neal *et al.*, 2002; Zhang *et al.*, 2012).

Chapitre 2 : Fonctionnement d'un bassin versant agricole avec un réseau de retenues

Ce chapitre décrit et quantifie les effets des retenues. Les trois premières sections décrivent ainsi le fonctionnement agricole, hydrologique et d'utilisation et de gestion de l'eau des retenues, qui sont au cœur des effets des retenues utilisées pour l'irrigation. La quatrième section donne des estimations des effets et explique, sur la base de la littérature, l'ensemble des effets des réseaux de retenues actuellement répertoriés (*i.e.* hydrologiques, atmosphériques, biologiques, sédimentologiques et physico-chimique).

1. Aspects agronomiques

L'agronomie est définie comme l'étude des relations au sein de l'ensemble constitué par le peuplement végétal et le milieu physique, chimique et biologique sur lequel l'Homme agit pour en obtenir une production (Sebillote, 1977). L'agronomie a donc pour objet d'étude premier le champ cultivé (Doré, 2010). Les sections suivantes reprennent des notions importantes d'agronomie utiles à la bonne compréhension du manuscrit.

1.1. Organisation des exploitations agricoles

Une « **exploitation agricole** » est composée d'une ou plusieurs parcelles qui sont gérées par un même exploitant. Chaque parcelle est définie comme une surface continue de terres déclarée par un agriculteur, sur laquelle un seul groupe de culture est cultivé (European Court of Auditors., 2016). Ces parcelles peuvent varier dans le temps, notamment en fonction des activités humaines qui y sont associées (Thenail *et al.*, 2009). Toutefois, certaines limites de parcelles restent fixes lorsqu'elles sont liées à des structures paysagères pérennes (routes, talus, fossés, etc.) (Gaucherel *et al.*, 2006).

En France, depuis les années 1970, les exploitations agricoles sont devenues moins nombreuses mais plus grandes et plus fragmentées, avec une utilisation des terres plus spécialisée (Montpetit, 2000; Thenail *et al.*, 2009). Cependant, utiliser une même parcelle pour cultiver une culture spécifique d'une année sur l'autre peut entraîner des problèmes de développement des cultures. Ainsi, des « **rotations culturales** » (Xiao *et al.*, 2014), définies par la pratique d'une séquence de cultures récurrente sur une parcelle (Thenail *et al.*, 2009; Wibberley, 1996; Xiao *et al.*, 2014) sont souvent mises en place. Le principe de la rotation consiste à alterner les cultures pour rompre les cycles des parasites, mauvaises herbes et maladies, en tenant compte des éléments nutritifs du sol nécessaires aux cultures et de la structure du sol durant la rotation (Thenail *et al.*, 2009). Organisées à l'échelle de l'exploitation agricole (Thenail *et al.*, 2009), les rotations culturales sont conçues et attribuées à chaque parcelle en fonction des objectifs de production, des caractéristiques géospatiales de chaque parcelle et de la disponibilité des équipements et de la main-d'œuvre (*e.g.* Joannon *et al.*, 2006; Mottet *et al.*, 2006; Rounsevell *et al.*, 2003). Ce cycle de « rotation culturale » est caractérisé par une période pluriannuelle (*e.g.* cycle biennuel, triennal) (Leteinturier *et al.*, 2006; Xiao *et al.*, 2014).

Généralement, les cultures de la rotation culturale sont définies de manière anticipée par l'agriculteur (Macé *et al.*, 2007), mais les conditions spécifiques de l'année (*e.g.* climatique) peuvent amener celui-ci à modifier certaines cultures ou leur ordre au cours de la rotation (Ridier *et al.*, 2016). C'est pourquoi le terme de succession de cultures est souvent préféré à celui de rotation culturale (Joannon *et al.*, 2008; Thenail *et al.*, 2009).

1.2. Cultures

Le cycle de végétation, la transpiration et l'eau du sol des cultures conditionnent l'état de stress hydrique des cultures, facteur déterminant de la production de biomasse. Cette partie détaille l'ensemble de ces aspects et les liens entre eux.

1.2.1. Cycle de végétation

Les espèces cultivées suivent un cycle de végétation commun à l'ensemble des végétaux généralement divisé en quatre stades de développement (Ministère des affaires étrangères *et al.*, 2009). Après la phase de germination qui mène à la levée (1), les espèces débutent leur phase de croissance (2), puis entament leur phase de floraison (3) pour enfin atteindre leur phase de maturation (4) (Ministère des affaires étrangères *et al.*, 2009) (Figure 2). Chaque phase est détaillée ci-après :

1. **La germination** des graines est une série d'événements qui commencent par l'imbibition et se terminent par l'émergence de la radicule du tégument de la graine (Srivastava, 2002). Généralement, la germination démarre par l'absorption de l'eau du sol par la graine sèche jusqu'à ce que le contenu cellulaire soit hydraté (Wang and Komatsu, 2017) ce qui, combiné aux aliments de réserve contenus dans la graine et à des changements physiologiques et biochimiques, permet une reprise de la croissance de l'embryon entraînant la rupture du tégument de la graine et l'émergence de la jeune plante (Kozłowski and Pallardy, 1997a; Ministère des affaires étrangères *et al.*, 2009; Riaz *et al.*, 2019). Lorsque la plante poursuit son développement, elle va percer la couche de sol : cet instant est appelé la levée, qui signe la fin de la phase de germination. La durée de la germination est donc fortement corrélée au tassement du sol (Laker and Nortjé, 2019), à la disponibilité en eau et au rayonnement solaire (Bàrberi, 2019; Biswas *et al.*, 2019). La phase de germination est l'étape la plus importante et la plus vulnérable du cycle de culture : de mauvaises conditions (*e.g.* climatiques) lors de cette phase ont des impacts sur la santé, la qualité et la production de biomasse future des cultures (Lamichhane *et al.*, 2019; Tuan *et al.*, 2019).
2. **La phase de croissance** se caractérise par un changement dans les flux d'eau et de nutriments, dirigés vers les organes en croissance à savoir les apex des racines, tiges et feuilles (Ministère des affaires étrangères *et al.*, 2009). Durant cette phase apparaissent les premières feuilles. L'interception du rayonnement, du CO₂, de l'eau, et des éléments minéraux par les feuilles et les racines constitue alors une ressource qui répond aux besoins de la plante, pour assurer sa croissance et son maintien (Ministère des affaires étrangères *et al.*, 2009). Plus les besoins de la plante sont importants par rapport à la ressource, plus la taille et la vitesse de croissance de la plante seront diminuées et inversement.
3. **La phase de floraison** se caractérise par la formation puis l'éclosion des fleurs pour permettre à la plante de se reproduire (Albani and Coupland, 2010). Durant cette phase, les flux d'eau et de nutriment sont orientés vers les organes reproducteurs et la croissance de la plante est généralement ralentie (Ministère des affaires étrangères *et al.*, 2009). Cette phase est d'une durée relativement courte (Albani and Coupland, 2010). Elle a lieu lorsque la durée du jour et la température sont optimales pour assurer le succès de la reproduction (Campoli and von Korff, 2014; Finch *et al.*, 2014a; Roy *et al.*, 2016; Srivastava, 2002). Si les conditions sont défavorables (notamment en termes d'alimentation hydrique), la floraison peut être limitée voire retardée (Park *et al.*, 2016). La durée de la phase de floraison est donc un facteur critique du développement de la plante (Sudhakar *et al.*, 2016).

4. **La phase de maturation** débute lorsque la sénescence, pour les plantes annuelles, débute (Albani and Coupland, 2010). Dès que la graine a franchi le stade limite d'avortement, elle commence sa phase de remplissage (Ministère des affaires étrangères *et al.*, 2009). Lorsque les conditions hydriques ou les températures ne sont pas adaptées, ce remplissage peut être perturbé, empêchant l'obtention d'une taille maximale de la graine (Ministère des affaires étrangères *et al.*, 2009). On distingue différents stades de maturité, qui peuvent se traduire par des changements de couleur (Hernández *et al.*, 2011), de goût (Erkan and Dogan, 2019), de texture (Erkan and Dogan, 2019) ou d'odeur (Bhuyan and Rajak, 2019) des graines ou des fruits produits par la plante. Après la production de graines, pour les plantes annuelles, la transpiration diminue (Díaz-Pérez, 2019) puis ces plantes meurent, complétant ainsi leur cycle de vie (Albani and Coupland, 2010).

Roy *et al.* (2016) ont expliqué que bien qu'une floraison plus précoce maximise l'accumulation de la biomasse des plantes et des grains, la culture ne peut commencer à pousser que lorsque le sol est suffisamment humide et que la température est favorable. Ce constat illustre bien que le cycle de végétation est fortement relié aux conditions hydro-climatiques.

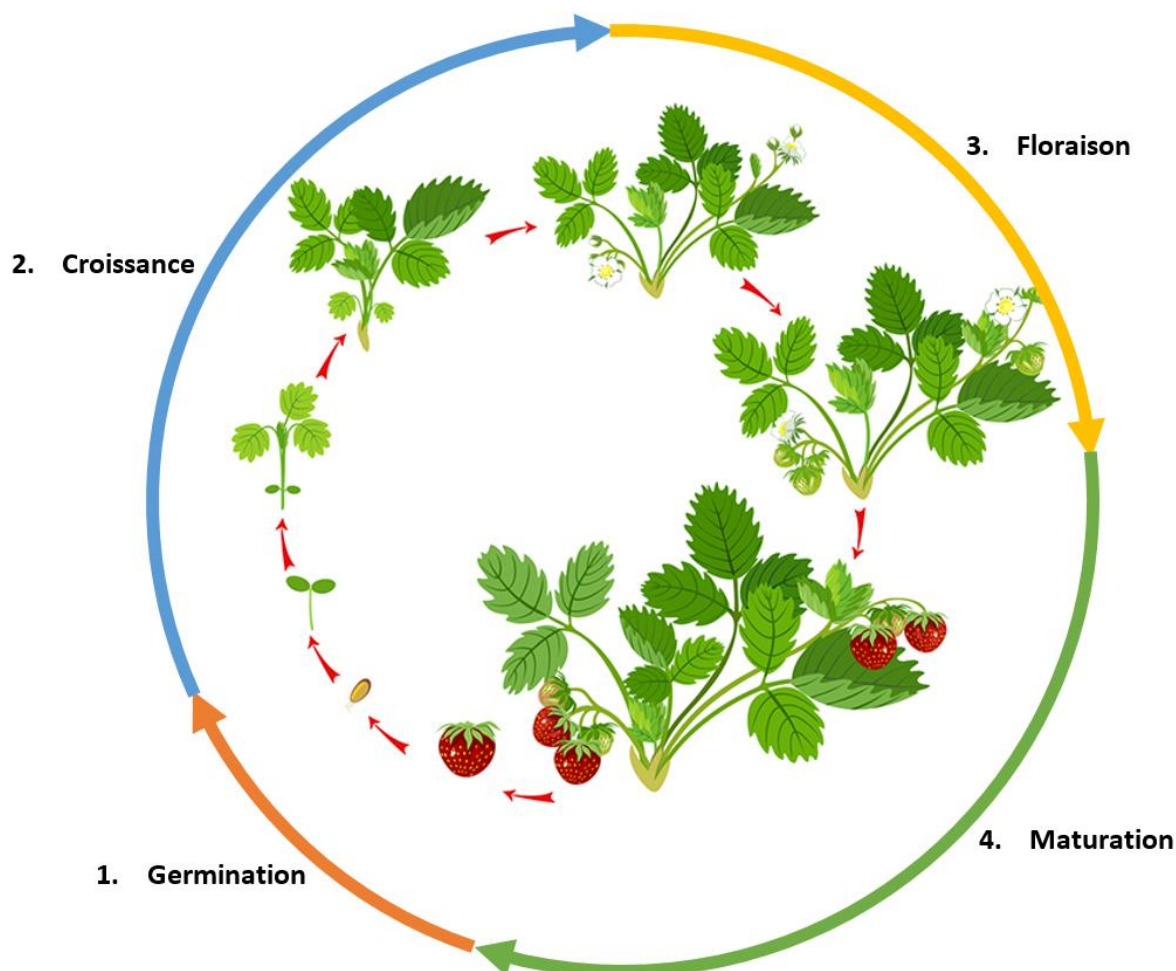


Figure 2 : Cycle de végétation appliqué à la culture de fraises. A noter, le fraisier n'étant pas une plante annuelle, la sénescence, qui intervient lors de la phase de maturation, n'est pas représentée

1.2.2. Transpiration des cultures

La **transpiration** désigne l'évaporation des tissus végétaux (Kubota, 2016). Cette transpiration est due à des forces de succion liées à la demande climatique (Ministère des affaires étrangères *et al.*, 2009), qui entraînent un déplacement de l'eau de la plante (notamment les feuilles) vers l'atmosphère (Madani *et al.*, 2019; Pallardy, 2008; Passioura and Angus, 2010). La transpiration varie au cours de la journée en fonction du rayonnement solaire, avec un pic à midi solaire (Pallardy, 2008; Snakin *et al.*, 2001). Elle est majoritairement liée au gradient de pression de l'eau entre la plante et l'atmosphère (Madani *et al.*, 2019; Pallardy, 2008), mais aussi à la résistance à la diffusion de la vapeur d'eau de la plante (Pallardy, 2008) ou à des facteurs externes tels que le vent, qui augmente la transpiration (*e.g.* Kozlowski and Pallardy, 1997b; Ministère des affaires étrangères *et al.*, 2009).

La majeure partie de la transpiration provient des **stomates** situés sur les feuilles, qui permettent de contrôler la transpiration en s'ouvrant et se fermant (Horrocks and Vallentine, 1999; Kubota, 2016; Ministère des affaires étrangères *et al.*, 2009; Pallardy, 2008). Ce processus de fermeture des stomates est déterminé par la différence de vapeur d'eau entre la plante et l'air environnant (Kubota, 2016), mais aussi par des facteurs endogènes tel que l'âge de la plante (Pallardy, 2008).

La plante puise l'eau dont elle a besoin pour se développer dans ses réserves internes et dans le sol (Pallardy, 2008; Sommer *et al.*, 2008). Si la disponibilité en eau est insuffisante au regard de ses besoins, la plante est en situation de stress hydrique, ce qui peut entraîner la fermeture des stomates pour diminuer la transpiration de la plante (Horrocks and Vallentine, 1999; Pallardy, 2008; Passioura and Angus, 2010). Toutefois, cette fermeture entraîne aussi i) une baisse de concentration en CO₂ dans les feuilles qui affecte notamment les processus de photosynthèse et la respiration de la plante (Horrocks and Vallentine, 1999; Pallardy, 2008; Passioura and Angus, 2010), ii) une baisse de la production de biomasse de la plante (Ministère des affaires étrangères *et al.*, 2009), et iii) une baisse du potentiel hydrique des plantes, ce qui peut complexifier son accès à une ressource en eau suffisante (Pallardy, 2008).

La transpiration est donc fortement corrélée aux conditions climatiques, à la disponibilité de l'eau dans le sol pour la plante et à son stade de développement. Le sol peut ainsi être comparé à un réservoir d'eau pour les plantes (Rai *et al.*, 2017). Pour rendre compte de la capacité du sol à disposer d'eau, l'agronomie a développé le concept de réserve utile et d'eau disponible.

1.2.3. Réserve utile et eau disponible

La réserve utile correspond au volume entre capacité du champ et point de flétrissement permanent sur l'épaisseur de la couche racinaire du sol (*e.g.* Bhattacharya, 2019; Kirkham, 2005; Mafongoya and Sileshi, 2020; Rai *et al.*, 2017).

La **capacité au champ** correspond à l'eau restante après saturation en eau du sol, une fois déduite l'eau en surplus qui s'écoule librement dans le sol par gravité (Bhattacharya, 2019; Horton, 1933; Ley *et al.*, 1994; Schwartz *et al.*, 2005). Cette eau en surplus a en effet des vitesses d'écoulement trop rapides pour que les plantes puissent la prélever (Rai *et al.*, 2017). La capacité au champ du sol est principalement liée aux caractéristiques de texture et de structure du sol (*e.g.* Jing and Stephansson, 2007), cette dernière pouvant dépendre de la végétation et de son système racinaire (Jalota *et al.*, 2018). Le **point de flétrissement permanent** correspond à l'eau retenue par le sol avec une tension supérieure à celle

que la plante peut exercer : en-deçà de ce point, la plante ne peut plus prélever d'eau du sol (Bhattacharya, 2019; Rai *et al.*, 2017). Plus la plante est proche du point de flétrissement, plus elle est donc en situation de stress hydrique (Bhattacharya, 2019; Kirkham, 2005) (cf. Chapitre 2-1.2.2 Transpiration des cultures).

La **réserve utile** du sol reflète la quantité d'eau totale que le sol peut retenir (*i.e.* stocker) pour l'usage des plantes (Bhattacharya, 2019; Mafongoya and Sileshi, 2020; Rai *et al.*, 2017). Plus elle est importante, plus le sol peut stocker l'eau précipitée ou irriguée qui s'infiltre (Schoop, 1998), ce qui génère moins de stress hydrique et inversement (Mafongoya and Sileshi, 2020). La réserve utile dépend principalement des propriétés physiques du sol (*e.g.* porosité, texture, structure, composition), qui influencent les capacités d'absorption et de stockage d'eau des sols (Bhattacharya, 2019; Rai *et al.*, 2017), et de la profondeur de sol atteinte par les racines (Mafongoya and Sileshi, 2020). Elle peut être augmentée en ajoutant des matières organiques (*e.g.* composts, paillis) qui modifie la porosité du sol et donc le stockage de l'eau (Mafongoya and Sileshi, 2020). La réserve utile est sensible au travail du sol qui peut diminuer la réserve utile, en limitant la croissance des racines et donc la profondeur de sol atteinte par la plante (Mafongoya and Sileshi, 2020). Généralement, la réserve utile est exprimée en lame d'eau qui correspond à la quantité d'eau utilisable par les plantes sur l'ensemble de la profondeur racinaire.

Afin de s'affranchir de l'effet de variabilité de la profondeur racinaire, la notion de réservoir utilisable du sol est parfois préférée à la réserve utile. Le réservoir utilisable est une capacité de stockage de l'eau du sol, estimée par la différence entre l'humidité à la capacité au champ et l'humidité au point de flétrissement permanent (Leenhardt *et al.*, 2020). Par opposition à la réserve utile, il ne dépend pas de la profondeur des racines. Ce réservoir utilisable est exprimé en lame d'eau du sol pour une profondeur de sol donnée dont la végétation peut disposer pour satisfaire son besoin en eau (*e.g.* Evans *et al.*, 1991) (Tableau 3). La réserve utile est donc égale au réservoir utilisable sur la profondeur de sol atteinte par les racines.

Tableau 3 : Réservoir utilisable par mètre de sol pour différentes textures de sol (Rai *et al.*, 2017)

Texture du sol	Réservoir utilisable (mm/m)	
	Gamme	Moyenne
Sable grossier	20.8–62.5	41.7
Sable fin	62.5–83.3	72.9
Sable limoneux	91.7–100.0	95.8
Sableux limoneux	104.2–116.7	110.4
Limon sableux	125.0–166.7	145.8
Limon fin	166.7–208.3	187.5
Limon argileux fin	150.0–166.7	158.3
Argile limoneuse	125.0–144.7	133.3
Argile	100.0–125.0	112.5

L'**eau disponible** est définie comme l'eau du sol présente dans la réserve utile qui est extractible par les plantes (Bhattacharya, 2019; Mathieu and Lozet, 2011). Elle est donc bornée en limite supérieure par la réserve utile (Bhattacharya, 2019), et dépend de la teneur réelle en eau du sol. Ce terme peut aussi s'appliquer au réservoir utilisable pour désigner l'eau du sol au sein du réservoir utilisable. Elle est dans ce cas bornée en limite supérieure par le réservoir utilisable.

L'eau du sol est un facteur déterminant du développement de la plante. C'est notamment l'eau du sol qui va influencer la production de biomasse agricole.

1.2.4. Production de biomasse

La production de biomasse agricole est généralement mesurée par le **rendement** des cultures, qui représente la quantité de récolte produite par unité de surface (Şen, 2015). Pour comprendre les facteurs clés qui interviennent dans l'évaluation du rendement, il convient de définir rendement optimum et rendement potentiel.

Le **rendement optimum** correspond aux rendements maximum obtenus dans des conditions optimales (Mathieu and Lozet, 2011). Elle est fonction de la variété cultivée, du type de sol et du climat (Mathieu and Lozet, 2011). Le **rendement potentiel** correspond à la potentialité de production souhaitée par l'agriculteur sur une parcelle, qui intègre donc des éléments économiques et des contraintes techniques que se fixe l'agriculteur (Mathieu and Lozet, 2011). Finalement, le **rendement** d'une culture dépend de sa fertilité naturelle et acquise sous un système de culture donné, et est borné par le rendement potentiel sous ce système de culture (Mathieu and Lozet, 2011).

Tableau 4 : Rendements observés dans le Gers entre 2000 et 2020. Sont donnés les rendements minimums, moyens et maximum en fonction du type de culture (DRAAF Occitanie, 2020)

Culture	Rendement minimum	Rendement moyen	Rendement maximum
Blé	4.7 t.ha ⁻¹	5.6 t.ha ⁻¹	6.5 t.ha ⁻¹
Maïs grain irrigué	7.4 t.ha ⁻¹	9.7 t.ha ⁻¹	11.2 t.ha ⁻¹
Maïs grain non irrigué	3.3 t.ha ⁻¹	6.6 t.ha ⁻¹	10.1 t.ha ⁻¹
Sorgho	3.3 t.ha ⁻¹	5.6 t.ha ⁻¹	7.0 t.ha ⁻¹
Colza et navette	2.2 t.ha ⁻¹	2.8 t.ha ⁻¹	3.3 t.ha ⁻¹
Tournesol	1.7 t.ha ⁻¹	2.2 t.ha ⁻¹	2.5 t.ha ⁻¹
Soja	1.5 t.ha ⁻¹	2.6 t.ha ⁻¹	3.5 t.ha ⁻¹

Le rendement de la culture à la récolte est particulièrement variable (Tableau 4) et dépend de l'état de maturité à la récolte (Petrakis, 2006). Les rendements sont avant tout influencés par les conditions climatiques (Şen, 2015), durant tout le cycle de végétation de la culture (Olesen *et al.*, 2012), mais particulièrement entre la phase de croissance et le remplissage des grains (Acharya *et al.*, 2005; Ministère des affaires étrangères *et al.*, 2009; Vogel and Meyer, 2018) (Figure 3). Ces conditions climatiques incluent la température, la durée du jour et le stress phénologique (lié notamment aux besoins en eau et en nutriments) (Nieto *et al.*, 1968; Olesen *et al.*, 2012; Vogel and Meyer, 2018). Pour maximiser le rendement agricole, il est essentiel de garantir une humidité du sol fiable, adéquate et surtout relativement stable (Bhattacharya, 2019; Dornbush and von Haden, 2017; Vogel and Meyer, 2018). Outre le climat, la faune, et notamment les parasites ou les animaux, peuvent réduire les rendements (Cavin and Butler, 2016; Constantin *et al.*, 2015) de même que les maladies (Constantin *et al.*, 2015) ou le manque de nutriments dans le sol (Gimenez *et al.*, 1997).

Pour avoir des rendements plus stables, un des moyens est l'irrigation, qui permet l'obtention d'une humidité du sol optimale (Gimenez *et al.*, 1997; Tainter, 2004), qui peut augmenter les rendements de 30 à 400 % environ (Oweis and Taimeh, 1996; Ramirez-Vallejo, 2011). Ainsi, dans le Gers, on constate des différences significatives de rendement entre maïs irrigué et non irrigué, qui traduisent l'importance de l'irrigation (Tableau 4). Cette pratique peut être combinée à

d'autres techniques de gestion de l'eau qui maximisent les rendements (Vogel and Meyer, 2018) telles que le paillage, permettant une meilleure croissance et de meilleurs rendements des cultures (Acharya *et al.*, 2005).

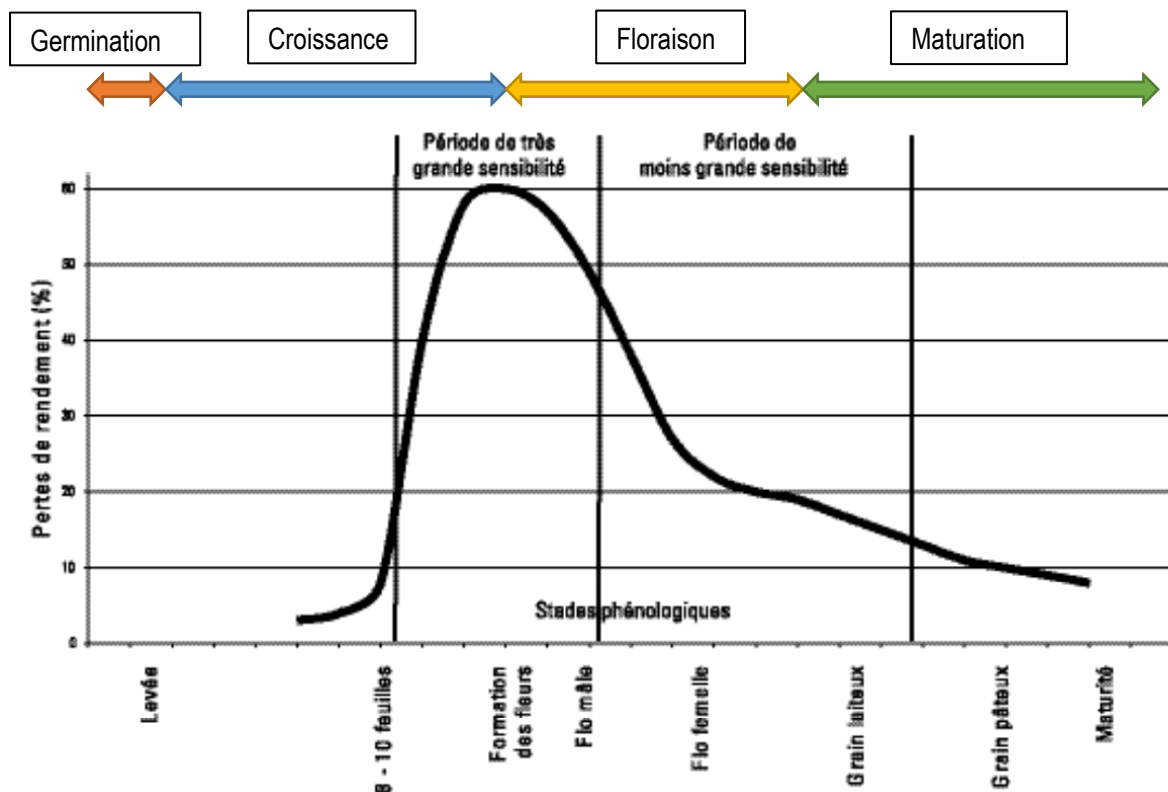


Figure 3 : Présentation des stades de développement et de la sensibilité au stress hydrique du maïs (Ministère des affaires étrangères *et al.*, 2009)

Les rendements sont donc fortement liés aux moyens techniques que se donne l'agriculteur (Gimenez *et al.*, 1997). Négliger les itinéraires techniques, notamment concernant l'irrigation et les choix de conduite de la culture (*e.g.* période de semis et de récolte, travail du sol), entraîne ainsi des diminutions de rendement (Ministère des affaires étrangères *et al.*, 2009; Vogel and Meyer, 2018).

1.3. Itinéraires techniques

On appelle **itinéraire technique** toute combinaison ordonnée des techniques mises en œuvre pour conduire une culture en vue d'atteindre un ou plusieurs objectifs donnés (de production, de protection de l'environnement, etc.) (Mathieu and Lozet, 2011). Ces techniques peuvent être diverses, et peuvent ainsi concerner la semence et la récolte (Brisson *et al.*, 1992) mais aussi le travail du sol, l'irrigation, ou l'application d'intrants organiques ou inorganiques (*e.g.* engrais) (*e.g.* Evans, 2018; Scherer, 2005; Vargas Gil *et al.*, 2008). En règle générale, ces techniques varient d'une parcelle à l'autre (Puech *et al.*, 2020; Tóth *et al.*, 2020) que ce soit dans le type d'itinéraire technique effectuée (*e.g.* Biarnès *et al.*, 2009), ou dans le moment d'exécution (*e.g.* Bonnefoy, 2013; Leenhardt and Lemaire, 2002). Dans cette thèse, l'application d'intrants ne sera pas considérée. A noter, on utilise le terme de « **système de culture** » pour désigner à la fois les successions culturales et l'itinéraire technique associé à chacune des cultures de la succession.

1.3.1. Le travail du sol

Bien que d'autres opérations de travail du sol existent (Lobb, 2008), le **travail du sol** désigne généralement le labour et le binage, souvent effectués uniformément dans un champ (Carter and McKyes, 2005). Le **labour** est l'action de remuer voire retourner la terre en y formant des sillons pour l'ameublir et la préparer pour le semis (Académie Française, 2019; Lobb, 2008; McCool and Williams, 2008; Paustian, 2014). Souvent plus intensif et profond que le binage, il marque la transition entre saisons de culture (Carter and McKyes, 2005; Lobb, 2008). Le **binage** représente le travail superficiel d'un sol cultivé pour l'ameublir (Académie Française, 2019; Lobb, 2008). Ulérieur au labour (Carter and McKyes, 2005; Lobb, 2008), il s'effectue souvent sans retourner le sol (De Graaff *et al.*, 2019).

Le but premier du travail du sol est de lutter contre la prolifération de mauvaises herbes (Académie Française, 2019; Brust, 2019; Fawcett, 2008; Lobb, 2008; McCool and Williams, 2008). Toutefois, ce travail modifie aussi la physico-chimie du sol, tel que son humidité, sa structure, son oxygénation et sa répartition en nutriments (Carter and Johannsen, 2017; Dotaniya *et al.*, 2019), ce qui peut améliorer les rendements (McCool and Williams, 2008). De plus, le travail du sol peut diminuer le ruissellement au profit de l'infiltration (*e.g.* Leonard and Andrieux, 1998; Moussa *et al.*, 2002; Papy *et al.*, 1988), ce qui peut modifier la disponibilité de l'eau à l'aval (Ramireddygari *et al.*, 2000; Van Meter *et al.*, 2016).

Le travail du sol est généralement limité au plus pour augmenter les profits des exploitations (Carter and McKyes, 2005). Le travail du sol et sa durée vont ainsi dépendre i) du matériel, *i.e.* sa disponibilité et la technique utilisée (Carter and McKyes, 2005; Lobb, 2008), ii) de l'hygrométrie du sol, qui doit être faible pour éviter le compactage (Brust, 2019), iii) de l'itinéraire technique (Blevins and Frye, 1993), avec par exemple un labour effectué dans une fenêtre temporelle précise avant le semis (Brust, 2019; Zaefarian and Rezvani, 2016), iv) des résidus de culture restant sur la parcelle (Blevins and Frye, 1993), et v) de la taille de la surface travaillée (Swamy and Veere Gowda, 2006).

1.3.2. Le semis

Le **semis** désigne la mise en place de semences afin qu'elles germent et donnent naissance à une nouvelle plante (Académie Française, 2019). Bien que des techniques de semis sans travail du sol préalable existent (*i.e.* « semis direct ») (McCool and Williams, 2008), le semis est souvent effectué après un travail du sol (cf. Chapitre 2-1.3.1 Le travail du sol).

La décision de semis par l'agriculteur est dépendante des conditions pédoclimatiques, déterminantes pour la survie et le développement de la culture (Fahad *et al.*, 2019). Les températures doivent être comprises entre un minimum et un maximum (De Greef *et al.*, 1976; Fahad *et al.*, 2019) et l'humidité du sol doit être suffisante (De Greef *et al.*, 1976; Karlsson and Heins, 1992). Dans une moindre mesure, la durée du jour influence aussi la période de semis (Karlsson and Heins, 1992).

Le semis est aussi relié à la technique souhaitée et à la surface à semer, qui font varier la durée et la période de semis. Si l'agriculteur utilise un équipement pour le semis, sa disponibilité détermine généralement l'espèce cultivée et le moment de semis (Baskin and Baskin, 2014; Pond and Cameron, 2003). Cet équipement définit également la densité et profondeur du semis (Calumpong and Fonseca, 2001; De Greef *et al.*, 1976).

Le semis a donc un lien fort avec les conditions climatiques et la technique de semis souhaitée par l'agriculteur. Il faut également souligner que le semis a un coût économique important pour une exploitation (coût du matériel, carburant, semence, etc.) qui conditionne la technique effectuée (Merfield, 2019).

1.3.3. L'irrigation¹

L'irrigation est l'application délibérée d'eau sur une terre pour soutenir la croissance des plantes (Académie Française, 2019; Jónsson *et al.*, 2017; Pandey, 2019). Particulièrement nécessaire lorsque la culture est hors de son aire de répartition naturelle (Jónsson *et al.*, 2017), elle est pratiquée depuis des millénaires. Elle peut être « complète » ou « de complément » selon que la croissance de la culture soit totalement ou juste soutenue en complément de la pluie par l'irrigation (Pandey, 2019).

L'eau d'irrigation provient d'eaux de surface (rivière, barrage, lacs, retenues) ou souterraine, un prélèvement souterrain impliquant forcément l'utilisation de pompes ou d'outils similaires (Pandey, 2019). Généralement, l'irrigation est définie par une **dose** et un **intervalle** minimum entre deux apports (aussi appelés « irrigations ») qui dépendent des cultures (profondeur racinaire, évapotranspiration), de l'eau disponible du sol (Fulkerson *et al.*, 2017), de la ressource en eau prélevable et du matériel d'irrigation (rendement, temps d'installation) (Bjorneberg, 2013) (Tableau 5).

Tableau 5 : Ordres de grandeur des lames irriguées par aspersion sur plusieurs sites du sud-ouest de la France donnés par Constantin *et al.* (2015). Sont indiquées la culture à laquelle l'irrigation s'applique et la lame d'eau irriguée en fonction de la quantité d'irrigation choisie

Culture	Site	Lame d'eau irriguée (mm)	Quantité d'irrigation
Mais	Bouillac	120-150	Intermédiaire
Mais	Bouillac	180-210	Maximum
Mais	La Mirandette	192-320	Maximum
Mais	Gaillac	75-100	Basse
Mais	Gaillac	125-175	Intermédiaire
Mais	Gaillac	215-311	Maximum
Sorgho	Gaillac	30-45	Basse
Sorgho	Gaillac	75-90	Intermédiaire
Sorgho	Gaillac	135-150	Maximum
Tournesol	Auzeville	48-127	Basse
Tournesol	Auzeville	80-200	Maximum

Il existe de nombreuses variantes de méthodes et de types de matériel d'irrigation dont le choix pour un utilisateur dépend i) du sol, ii) de l'eau du sol, iii) des conditions climatiques, iv) du type de culture irriguée, v) des préférences de l'utilisateur, vi) des coûts d'investissement et d'exploitation, et vii) de la disponibilité du matériel (Bjorneberg, 2013; Finch *et al.*, 2014b). Deux modes d'irrigation existent : i) gravitaire, qui utilise des systèmes d'irrigation de surface, ou ii) sous pression, qui utilise des systèmes d'irrigation par aspersion ou de micro-irrigation (Tableau 6).

L'**irrigation gravitaire** se fait en utilisant des canaux alimentés en amont notamment par des retenues (Kang and Park, 2014). Fréquemment utilisés dans les rizières, où l'eau s'écoule librement en suivant les pentes (Kang and Park, 2014), il

¹ Le terme « irrigation » peut désigner non seulement la pratique d'irrigation (incluant l'ensemble des apports et les modalités d'apports d'eau, l'irrigation) mais aussi l'apport d'eau lui-même (une irrigation).

s'agit d'une méthode d'irrigation peu coûteuse, d'un point de vue économique, car elle ne nécessite pas de matériel particulier. Par contre, l'écoulement d'irrigation est contraint par les pentes, est soumis à l'évaporation dans les canaux d'irrigation et est difficilement contrôlable. **L'irrigation sous pression** se fait en utilisant des canalisations (Rahbeh *et al.*, 2013) reliées à des systèmes d'irrigation par aspersion ou goutte-à-goutte qui irriguent au plus près les cultures. Les avantages de ce système (cf. Chapitre 2-1.3.3 L'irrigation) sont qu'il n'est pas contraint par des pentes et qu'il est automatisable. De plus, les pertes par évaporation sont limitées, l'eau circulant dans les tuyaux, et les quantités d'eau irriguées sont facilement maîtrisables. Par contre, il s'agit d'un matériel coûteux, qui peut être soumis à des pannes ou des fuites sous l'effet de la pression (Bjorneberg, 2013; Pandey, 2019).

L'irrigation gravitaire est limitée par le volume culot, qui correspond à la quantité d'eau minimale, par exemple dans une retenue, pour pouvoir irriguer par gravité (Mahmood, 1987). En deçà de cette quantité, aucun écoulement ne s'effectue dans les canaux d'irrigation. Par extension, ce volume s'applique également aux systèmes d'irrigation sous pression, soit car le tuyau d'aspiration de la pompe n'est pas situé au fond de la retenue, soit car la quantité de sédiment au fond de la retenue en deçà de ce volume est trop importante pour pouvoir y prélever sans endommager la pompe ou le système d'irrigation (e.g. Conservation Districts *et al.*, 1998).

Tableau 6 : Liste des différents types d'irrigation existant, de leurs avantages et inconvénients respectifs selon Bjorneberg (2013)

Type d'irrigation		Avantages	Inconvénients
Système d'irrigation de surface (85 % des terres irriguées)	Irrigation à la raie	Faible coût d'investissement et d'entretien, l'eau coule dans de petits canaux	Personnel important, moins de contrôle de l'eau, érosion du sol, pertes possibles de ruissellement et de percolation
	Irrigation par bassins	Efficace avec une bonne conception, moins de main d'œuvre qu'à la raie	Les champs en pente doivent être sans niveau
	Irrigation par planche	Moins de travail et de ruissellement qu'à la raie, plus facile à gérer	Pertes par infiltration
Système d'irrigation par aspersion	Asperseurs fixes	Bon contrôle de l'eau, possibilité d'automatiser et d'irriguer fréquemment, s'adapte aux champs de forme irrégulière	Coûts d'investissement élevés, le système peut interférer avec les opérations sur le terrain
	Asperseurs à déplacement manuel	Coût d'investissement inférieur à celui des autres systèmes d'arrosage, plus grande profondeur d'application d'eau	Plus de travail que les autres systèmes d'arrosage, mauvaise uniformité en cas de vent
	Rampes et pivot	Grande uniformité, peu de main d'œuvre	Coûts d'investissement et d'entretien élevés, ne convient pas aux champs de forme irrégulière, pertes potentielles dues au vent et à l'évaporation
	Asperseurs mobiles	Coût d'investissement inférieur à celui des autres systèmes d'arrosage	Coûts d'exploitation plus élevés, pertes dues au vent et à l'évaporation
Micro-irrigation		Excellent contrôle de l'eau, applications fréquentes possibles	Coûts d'investissement plus élevés, nécessite de l'eau filtrée

1.3.4. La récolte

La récolte désigne l'action de recueillir les produits de la terre (Académie Française, 2019).

Il existe différentes méthodes de récolte qui induisent des coûts économiques et un temps de récolte différents. La récolte mécanique réduit le temps et les coûts de la récolte et élimine le problème de disponibilité de main d'œuvre (Benkeblia *et al.*, 2011; Chen *et al.*, 2019; Erkan and Dogan, 2019; Jackson, 2016, 2003; Sanz-Urbe *et al.*, 2017). La récolte manuelle s'effectue lorsque la topographie (*i.e.* pentes) ou la largeur des rangs empêche l'utilisation de méthodes mécaniques

(Jackson, 2016, 2008; Sanz-Urbe *et al.*, 2017), lorsqu'il y a une sélection dans les produits de la récolte ou lorsque les produits récoltés sont fragiles (Erkan and Dogan, 2019; Ladaniya, 2008; Mark Hanna and Quick, 2019). Parfois, les méthodes manuelles et automatiques sont combinées (Erkan and Dogan, 2019).

Plusieurs facteurs influencent la décision de la date de récolte par l'agriculteur qui sont i) la méthode de récolte, une récolte manuelle induisant des interruptions par mauvais temps ou la nuit (Jackson, 2008), ii) les paramètres climatiques (*e.g.* température, précipitations, humidité du sol) qui peuvent endommager la récolte ou le sol (Weibel and Alföldi, 2007), iii) la période d'infestation des nuisibles pour maximiser la production (Vänninen, 2005), iv) le devenir de la récolte qui peut nécessiter à l'exploitant agricole d'organiser sa période de récolte selon les capacités de stockage, séchage ou transport (Mark Hanna and Quick, 2019) ou selon les temps de conservation de la récolte (Jackson, 2008), v) le niveau de qualité souhaité (Jackson, 2003) et vi) l'organisation de la récolte, elle-même dépendante de la disponibilité du matériel de récolte (Maton *et al.*, 2007).

2. Aspects hydrologiques

2.1. Hydrologie d'un bassin versant

2.1.1. Bassin versant et réseau hydrographique

Le **bassin versant** est l'unité naturelle de terre sur laquelle l'eau provenant des précipitations directes, de la fonte des neiges et d'autres stockages est collectée dans un canal ou bief (généralement de surface) et s'écoule en aval vers une sortie commune, l'exutoire. Cette sortie peut être un autre élément du réseau hydrographique tel qu'un ruisseau, une rivière, une zone humide, un lac ou l'océan (Larousse, 2017; Mathieu and Lozet, 2011). Le bassin hydrographique peut être petit, *e.g.* moins de 1000 m², ou très grand, jusqu'à des centaines de milliers de kilomètres carrés.

À première vue, le bassin versant semble être une unité statique du paysage, mais hydrologiquement c'est une zone dynamique et changeante. Ainsi, le bassin versant est généralement délimité en surface par les lignes de crête, dont les pentes servent de partage des eaux entre les différents bassins versants (USGS, 2020). A ce bassin versant se superpose en profondeur un aquifère qui n'a pas forcément les mêmes limites que le bassin versant, entraînant des échanges interbassins possibles, qui peuvent varier en fonction du temps (*e.g.* Darras *et al.*, 2015; Zomlot *et al.*, 2015).

Le **réseau hydrographique** est défini comme l'ensemble des cours d'eau (*e.g.* biefs, rivières, fleuves, torrents) d'un bassin versant (Académie Française, 2019). Chaque cours d'eau du réseau hydrographique reçoit donc les eaux de son aire contributive aux écoulements, qui correspond à l'aire rassemblant les eaux de ruissellement tombées en amont pour former la partie supérieure de ce cours d'eau (Académie Française, 2019).

2.1.2. Processus hydrologiques

Les principaux processus hydrologiques sont i) l'infiltration, ii) la propagation du ruissellement à la surface des parcelles (*i.e.* ruissellement diffus) et l'écoulement dans les cours d'eau, iii) l'évapotranspiration, iv) la percolation dans le sol et v) les écoulements de nappe (Figure 4).

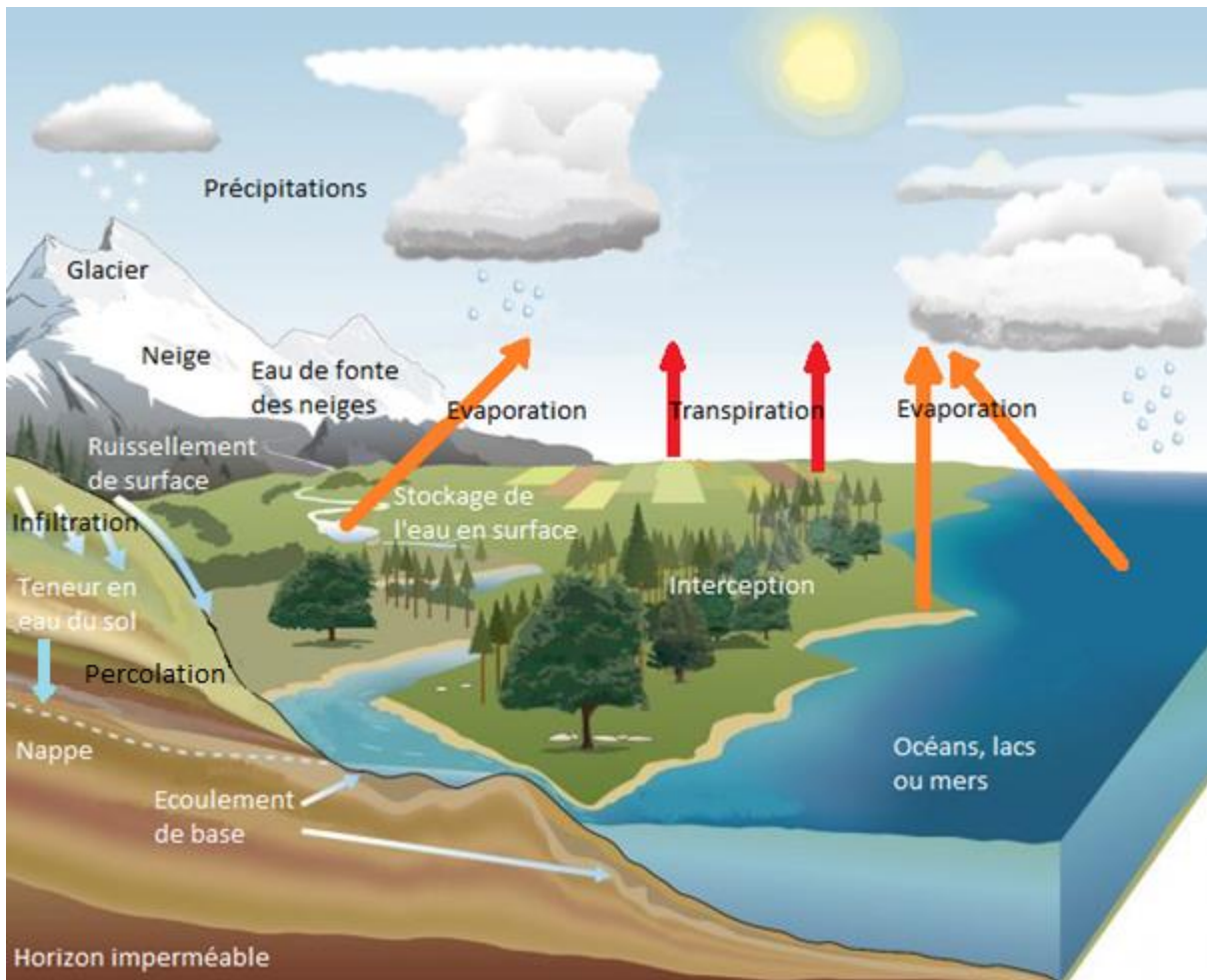


Figure 4 : Les principaux processus hydrologiques d'un bassin versant

L'apport en eau des précipitations se partage à la surface du sol entre deux composantes : le ruissellement et l'infiltration. Deux types de conditions permettent la **genèse du ruissellement** à la surface d'un sol. D'une part, le ruissellement survient lorsque l'intensité de pluie à la surface du sol dépasse la capacité d'infiltration du sol, générant du « ruissellement par dépassement de la capacité d'infiltration » (Alibardi and Cossu, 2018; Hillel, 2005; Ramke, 2018; Stewart *et al.*, 2019), également appelé « ruissellement hortonien ». Dans ce cas, le ruissellement s'effectue même si le sol n'est pas saturé en eau. D'autre part, le ruissellement peut survenir lorsque la surface du sol est saturée en eau, ce qui limite les processus d'infiltration dans le sol et génère du « ruissellement sur surface saturée » (Maxwell *et al.*, 2014). Ces conditions se retrouvent notamment dans certains bassin versant qui comportent des zones humides (e.g. Dunne and Leopold, 1978; Hoang *et al.*, 2017). Le paramètre majeur qui conditionne le ruissellement est donc soit la couverture à la surface du sol dans le cas du « ruissellement par dépassement de la capacité d'infiltration » (Ladson, 2019), soit la dynamique de subsurface dans le cas du « ruissellement sur surface saturée ». Ainsi, le ruissellement généré est plus important sur des surfaces imperméables (e.g. Goonetilleke and Lampard, 2019) ou sur des surfaces saturées en eau. L'excès d'eau qui n'a pas pu s'infiltrer a d'abord tendance à s'accumuler en surface dans les dépressions du sol, formant des flaques : on parle alors de stockage en surface (Hillel, 2005). Ce stockage dépend des irrégularités géométriques (*i.e.* rugosité) de la surface ainsi que de la pente générale du terrain (Hillel, 2005). Ce n'est que lorsque le stockage en surface est rempli et que les flaques commencent à déborder que le ruissellement débute (Hillel, 2005).

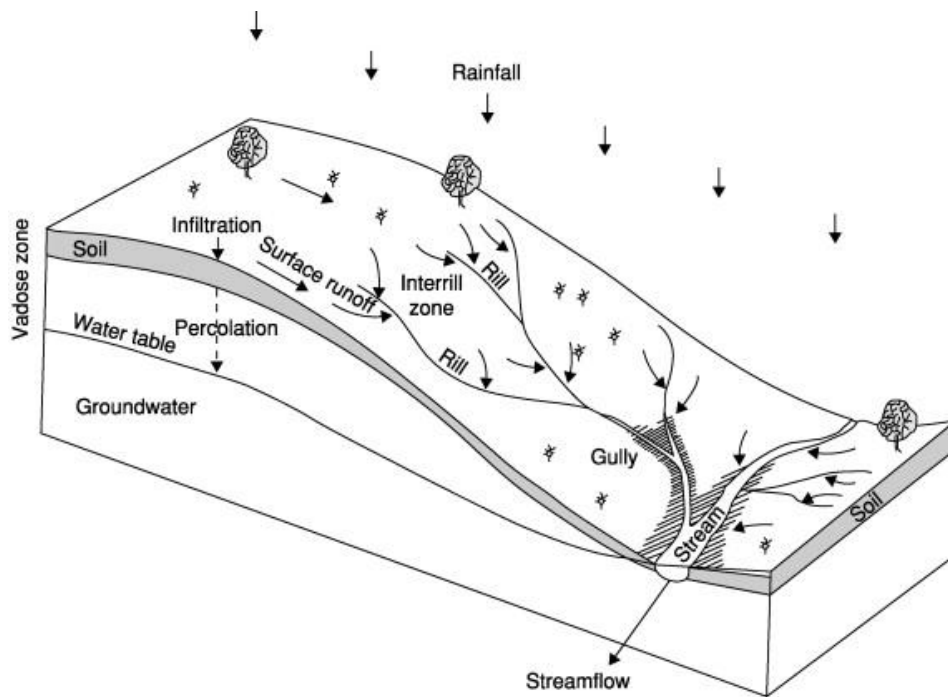


Figure 5 : Schéma d'une zone en pente présentant un ruissellement diffus à la surface des parcelles (Surface runoff) et un écoulement dans les cours d'eau (Streamflow) (Hillel, 2005)

La « propagation du **ruissellement diffus** » représente la partie de l'excès d'eau à la surface du sol qui n'est ni absorbée par le sol ni accumulée à sa surface, mais qui va s'écouler à la surface du sol (Hillel, 2005) (Figure 5). Cette propagation du ruissellement diffus s'effectue en suivant la plus forte pente (Hillel, 2005), en fonction de la quantité d'eau en excès, du sol et de la végétation (Alibardi and Cossu, 2018; Dubeux and Sollenberger, 2020; Ramke, 2018). Ainsi, le ruissellement diffus sera plus important sur des surfaces qui n'ont pas d'aspérité (e.g. Goonetilleke and Lampard, 2019). Le ruissellement, lorsqu'il s'accélère et gagne en pouvoir érosif, est à l'origine des cours d'eau du réseau hydrographique (Hillel, 2005). Dans le cours d'eau, on ne parle plus de ruissellement diffus mais **d'écoulement** qui rassemble à la fois le ruissellement diffus à la surface des parcelles amont, mais aussi les écoulements de nappe qui atteignent le cours d'eau (Lee, 2008). Une fois atteint le réseau hydrographique, cet écoulement est fonction des caractéristiques du lit du cours d'eau (e.g. perméabilité, rugosité) et de la géométrie du cours d'eau (e.g. forme, pente) (Lee, 2008; Saha *et al.*, 2019). Il est important de noter que l'Homme modifie également l'écoulement des cours d'eau, notamment lorsqu'il y construit et utilise des retenues ou barrages (Fentaw *et al.*, 2019). En règle générale, cet écoulement dans les cours d'eau est caractérisé par un débit qui représente le volume d'eau qui transite en un point fixe sur une rivière par unité de temps, généralement exprimé en $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Wiche and Holmes, 2016).

L'évapotranspiration représente à la fois la transpiration des plantes (détaillée dans Chapitre 2-1.2.2 Transpiration des cultures) et l'évaporation de l'eau du sol ou de surfaces en eau (Boast and Simmons, 2005; Boyd, 1985; Croft, 1948; Liu *et al.*, 2012; Wetzel, 2001). Ces deux processus se caractérisent par une transformation de l'eau liquide en vapeur d'eau (Boast and Simmons, 2005). Elle est déterminée par l'énergie disponible pour vaporiser l'eau à la surface du sol ou de la masse d'eau (Landsberg and Sands, 2011). Dans un sol, à mesure que la couche de surface s'assèche, le taux d'évaporation diminue car cet assèchement augmente la résistance au mouvement de l'eau vers la surface (Landsberg

and Sands, 2011). Bien que l'évaporation soit donc reliée, comme la transpiration, principalement à l'intensité du rayonnement (notamment solaire), à la vitesse du vent (*e.g.* Dodds and Whiles, 2020; Landsberg and Sands, 2011) et à d'autres caractéristiques de la demande évaporatoire de l'atmosphère, d'autres facteurs influencent cette évaporation tels les propriétés du sol (son type, sa porosité, l'épaisseur de la couche de surface, son humidité et sa température) (Acharya *et al.*, 2018, 2005) ou de la masse d'eau (*e.g.* température, turbidité). L'évaporation est un processus majeur du cycle hydrologique puisque la majeure partie de l'eau qui ruisselle à la surface (plus de 80%) retourne vers l'atmosphère par évaporation (Wetzel, 2001).

L'eau infiltrée dans le sol se déplace généralement verticalement en profondeur vers la nappe sous l'effet des forces de gravité lorsque le sol est saturé en eau (Miller, 1977a). Toutefois, lorsque l'humidité du sol est inférieure à la capacité au champ, (*cf.* Chapitre 2-1.2.3 Réserve utile et eau disponible), ce mouvement s'arrête et l'eau est retenue dans le sol par les forces de capillarité (Miller, 1977a). Une fois dans le sol, l'eau peut être prélevée par les plantes via leurs racines ou évaporée vers l'atmosphère. Elle peut aussi s'écouler plus en profondeur par **percolation** et recharger la nappe (Miller, 1977b). En raison de la dynamique fluctuante des processus d'infiltration de l'eau dans le sol, la percolation a un caractère intermittent (Miller, 1977b). En outre, la percolation dépend du sol et des plantes (*cf.* Chapitre 2-1.2.3 Réserve utile et eau disponible).

Le dernier processus majeur concerne les écoulements de la nappe. **L'écoulement de nappe** s'effectue selon le gradient hydraulique des zones à forte charge hydraulique vers les zones à faible charge hydraulique (*e.g.* Barackman and Brusseau, 2002; Mulligan *et al.*, 2019). Dans une nappe, le gradient hydraulique, qui a une magnitude et une direction, contrôle avec la conductivité hydraulique les écoulements (*e.g.* Martí *et al.*, 2000) : plus ils sont importants, plus les flux d'eau souterrains sont élevés (Barackman and Brusseau, 2002). Cet écoulement peut ainsi se faire dans différentes directions, bien qu'il suive souvent la topographie (*e.g.* Anderson *et al.*, 2015a; Basu and Van Meter, 2014; Laloui and Rotta Loria, 2020). Les vitesses d'écoulement de nappe sont très variables, généralement inférieures à quelques mètres par jour, souvent plus lente que la vitesse d'écoulement de surface (Barackman and Brusseau, 2002; Ge and Gorelick, 2015). Outre les mouvements entre les nappes qu'il peut générer, cet écoulement va pouvoir rejoindre la surface via une exfiltration, ce processus pouvant alimenter les zones humides, les masses d'eau de surface (*e.g.* cours d'eau, retenues), les océans, ou les sources (Anderson *et al.*, 2015b). L'écoulement de la nappe vers le cours d'eau est ainsi appelé « **écoulement de base** ». L'écoulement de base d'une nappe n'est pas toujours égal aux flux percolés qui la rechargent : le pompage, l'évapotranspiration et l'écoulement vers des nappes plus profondes complexifie cette relation (Basu and Van Meter, 2014).

En modifiant l'apport en eau à la surface du sol, l'irrigation modifie le partage ruissellement et infiltration, ce qui a un effet sur les écoulements au sein du réseau hydrographique, mais aussi du sol et de la nappe (Lewis, 1937). Il a été démontré que l'irrigation modifie l'évapotranspiration en raison de l'augmentation de l'eau du sol qu'elle induit qui : i) augmente la quantité d'eau évapotranspirée (*e.g.* Payero *et al.*, 2008), ou ii) modifie les conditions climatiques à la surface du sol (*e.g.* Han *et al.*, 2021). L'effet de l'irrigation dans un contexte avec retenue est détaillé ci-après (*cf.* Chapitre 2-4.2 Effets indirects des retenues sur l'hydrologie et l'agronomie des parcelles irriguées).

2.2. Fonctionnement hydrologique « local » d'une retenue

Les retenues sont associées à un nombre important de processus (Figure 6). Les retenues sont ainsi soumises à des flux entrants et sortants qui font varier son stock d'eau (Carluier *et al.*, 2016). Généralement, les retenues sont divisées en deux catégories selon leur connexion au réseau hydrographique : i) les retenues connectées et ii) les retenues déconnectées (Figure 7). Les retenues connectées au réseau hydrographique ont pour caractéristiques d'être alimentées en amont par l'écoulement d'un ou plusieurs biefs de rivière et par le ruissellement diffus à la surface des parcelles à l'amont et connexes à la retenue. Les retenues déconnectées du réseau hydrographique ne sont alimentées que par le ruissellement diffus à la surface des parcelles à l'amont de la retenue. A noter, parmi les retenues connectées, on distingue deux types de retenues : les retenues dites « en barrage » qui sont en travers du cours d'eau et donc directement alimenté par le cours d'eau, et les retenues dites « en dérivation » qui sont alimentées par un bief, souvent artificiel, qui dérive les écoulements du cours d'eau vers la retenue (Figure 7).

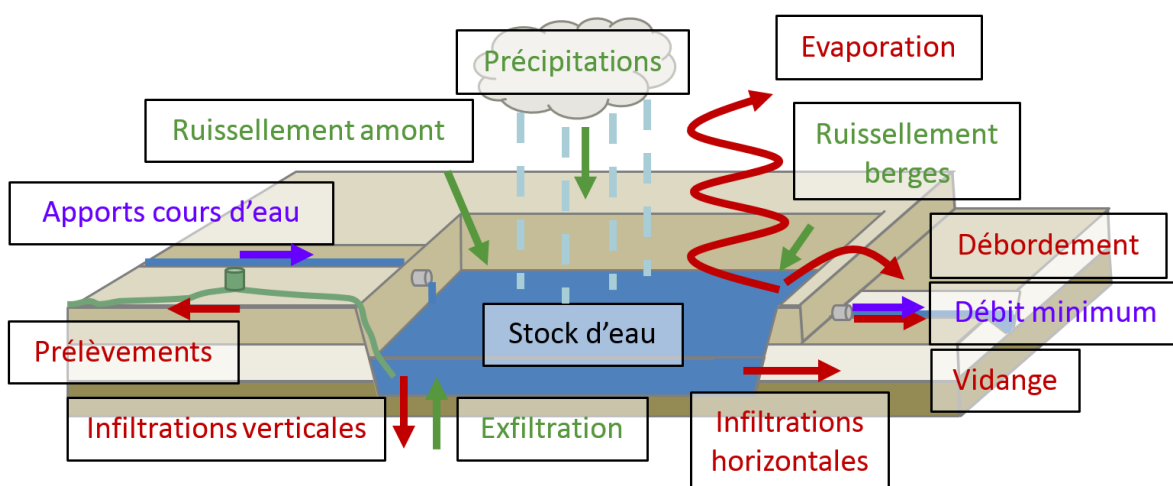


Figure 6 : Fonctionnement "local" d'une retenue. Sont représentés en vert les flux entrants dans la retenue, en rouge les flux sortants, et en violet les flux spécifiques aux retenues connectées au réseau hydrographique [schéma réalisé d'après les travaux de Carluier *et al.* (2016)]

Les sous-sections suivantes détaillent l'ensemble des flux associés aux retenues, avec un focus sur leurs déterminants. La plupart des éléments de cette partie sont issus d'une synthèse de l'expertise scientifique collective menée par Carluier *et al.* (2016) sur l'effet cumulé des retenues sur le milieu aquatique, dont les travaux ont fait l'objet d'une publication scientifique par Habets *et al.* (2018).

2.2.1. Flux entrants dans les retenues

Que la retenue soit connectée ou déconnectée du réseau hydrographique, la retenue reçoit i) le ruissellement généré sur l'aire drainée de la retenue, ii) les apports de précipitations captées directement à la surface des retenues, et iii) les apports par flux de condensation. Outre ces flux, si la retenue est connectée au réseau hydrographique, l'écoulement de la rivière constitue un apport supplémentaire, souvent majoritaire. Cet écoulement provient soit de la totalité des écoulements des cours d'eau amont pour une retenue « en barrage », soit seulement d'une partie des écoulements des cours d'eau amont pour une retenue « en dérivation ».

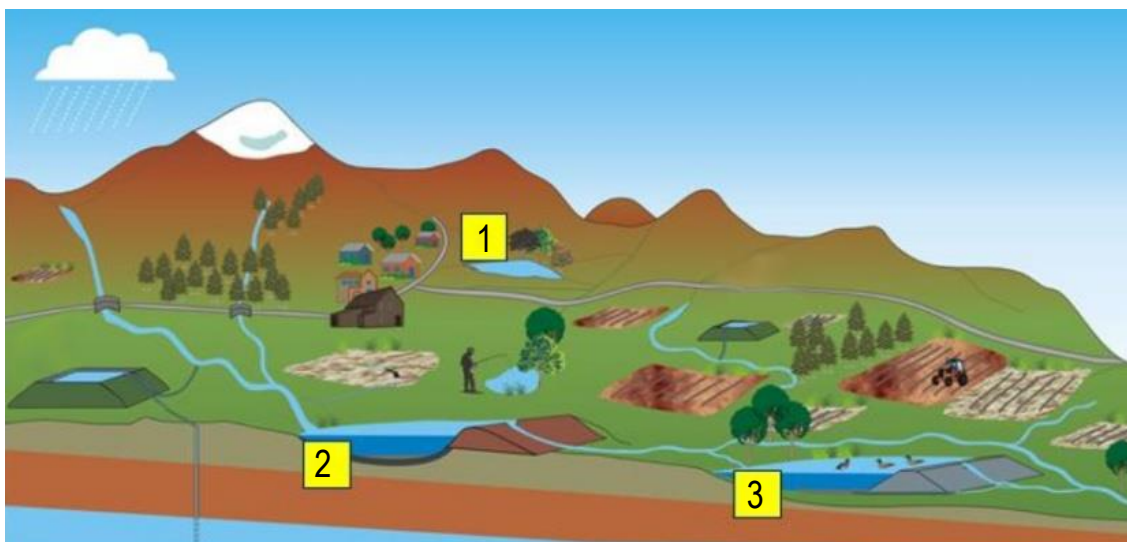


Figure 7 : Emplacement des retenues selon leur type d'alimentation (d'après Carluer et al. (2016), F. Peyriguer et O. Douez). En 1 est représentée une retenue « déconnectée » du réseau hydrographique, en 2 une retenue « connectée » au réseau hydrographique en barrage et en 3 une retenue « connectée » au réseau hydrographique en dérivation

A noter, dans certains cas la retenue peut aussi être alimentée par des exfiltrations de nappe, en particulier lorsque le niveau de la nappe est supérieur à celui dans la retenue. Le niveau d'eau dans la retenue est alors lié au niveau de la nappe phréatique (Chamila Jayashantha, 2011).

2.2.2. Volume restitué à l'aval

La plupart des retenues dans le monde sont de type « remplissage-et-débordement » (e.g. Deitch *et al.*, 2013; Malveira *et al.*, 2012), en particulier les retenues connectées en travers des cours d'eau ou déconnectées. Tant que la retenue n'est pas remplie à sa capacité maximale, l'eau interceptée par la retenue est entièrement stockée, sans restitution à l'aval. Une fois la retenue remplie, la retenue restitue à l'aval le volume d'eau de débordement. Il s'agit la plupart du temps de retenues munies d'un déversoir ou seuil de sécurité qui fixe la hauteur d'eau maximale dans la retenue, et donc sa capacité maximale. Ces dispositifs de surverse (*i.e.* déversoirs ou seuils de sécurité) peuvent aussi être sur des retenues déconnectées du réseau hydrographique.

L'effet d'une retenue en fonctionnement « remplissage-et-débordement » est binaire. Soit la retenue n'est pas pleine et elle réduit de 100% le ruissellement et le débit aval, soit la retenue est pleine avec un effet quasi-nul voire nul sur le débit et le ruissellement. Carluer *et al.* (2016) ont donc qualifié la gestion de ce type d'ouvrage de « passive », du fait qu'elle n'est pas conditionnée aux apports d'eau à la retenue.

A l'inverse de ce fonctionnement, une retenue connectée en dérivation se remplit seulement lorsque le débit du bief qui l'alimente est suffisant. Un débit aval est donc assuré lorsque l'écoulement amont n'est pas nul, la retenue collectant uniquement une partie du ruissellement ou de l'écoulement amont. Ce débit aval permet de limiter l'effet de la retenue sur les faibles débits et préserve la fonction écologique des rivières. On peut donc parler de gestion « active » dans ce type d'ouvrage, avec un écoulement à l'aval conditionné par les apports en eau de la retenue.

En France, les retenues connectées au réseau hydrographique, qu'elles soient en barrage comme en dérivation, ont généralement un fonctionnement similaire. En effet, la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (LEMA, 2006) impose à tout ouvrage connecté au réseau hydrographique depuis 2006 de conserver à l'aval un écoulement avant de pouvoir se remplir au minimum égal au dixième du débit moyen interannuel observé lorsque ce débit est inférieur à $80 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (LEMA, 2006). Bien que de nombreux pays au monde utilisent ce concept de débit minimum à l'aval pour de grands barrages (Le Quesne *et al.*, 2010), l'analyse bibliographique menée dans le cadre de cette thèse n'a pas permis d'identifier d'études dans d'autres pays portant sur les retenues qui en fasse mention.

2.2.3. Evaporation

Les pertes par évaporation à la surface des retenues sont généralement vues comme les flux d'eau majeurs associés aux retenues. Dans certains cas, ces pertes par évaporation sont égales aux volumes prélevés. Culler *et al.* (1961) comme Benzaghta et Mohamad (2009) ont estimé que les pertes par évaporation représentaient 40% de la capacité des retenues. Ces importants flux d'eau évaporés s'expliquent par l'importante surface en eau des retenues comparativement à leur volume stocké. Les retenues peuvent ainsi augmenter les pertes par évaporation d'un bassin versant (Brasil and Medeiros, 2020; De Araújo and Medeiros, 2013; Vaidya, 2009), ce qui peut avoir un effet sur l'hydrologie du bassin, et notamment le réseau hydrographique (De Araújo and Medeiros, 2013).

Le flux d'évaporation dépend du climat (*e.g.* rayonnement net, flux de chaleur sensible, température de l'air et de l'eau dans la retenue, vitesse du vent et humidité de l'air), mais aussi des spécificités de la retenue. Ainsi ses caractéristiques (surface, profondeur, configuration), son environnement et sa gestion vont conditionner notamment les circulations d'eau dans les retenues, jouant sur le stockage de chaleur dans la retenue, élément essentiel contrôlant les flux d'évaporation.

Ces pertes par évaporation, bien qu'elles soient importantes, restent particulièrement difficiles à estimer. Un premier type de méthode consiste à estimer le flux d'évaporation à partir d'observations directement mesurées sur une surface en eau. Une partie de ces méthodes consiste en des mesures à la surface de la retenue du rayonnement net, du flux de chaleur sensible et du stock de chaleur dans la retenue et permettent d'observer directement le bilan d'énergie dans la retenue. Une autre partie de ces méthodes utilisent un bac évaporatoire pour reconstituer l'évaporation à la surface de la retenue à partir de l'évaporation mesurée sur un bac, moyennant un coefficient (Culler *et al.*, 1961). Mais ces mesures sont associées à une incertitude importante : McGloin *et al.* (2014) ont ainsi estimé une incertitude moyenne de 21 % selon la méthode utilisée. Un deuxième type de méthode pour estimer l'évaporation à la surface d'une retenue est d'utiliser une estimation numérique à partir de variables atmosphériques connues mesurées sur la terre ferme. Cette méthode repose sur l'utilisation d'équations et de variables atmosphériques généralement mesurées sur la terre ferme, pour calculer l'évaporation dans une retenue. Toutefois, l'évaporation au-dessus de l'eau et de la terre sont différentes, avec un air plus frais et humide au-dessus de la retenue. De ce fait, l'incertitude sur l'évaporation estimée est là encore importante.

S'agissant d'un flux important dans le bilan hydrologique des retenues, des méthodes ont été élaborées pour limiter les flux évaporatifs (*e.g.* mise en place d'une couverture ou film en surface de la retenue, ajout de colorant dans les eaux de la retenue, limitation du vent à la surface de la retenue, modification de la répartition des prélèvements dans les retenues, remplissage des retenues de sable). Outre le fait que ces méthodes permettent de limiter l'évaporation de 70 à 90%, elles permettent de limiter la croissance algale.

2.2.4. Infiltration

L'infiltration peut être horizontale ou verticale. L'infiltration horizontale s'effectue à travers les berges de la retenue ou à travers la retenue elle-même, ce qui peut générer des flux ou écoulements en aval de la retenue. L'infiltration verticale s'effectue entre le fond de la retenue et la nappe. L'infiltration dépend du gradient hydraulique entre la retenue et la nappe sous-jacente ou les berges, ainsi que des conductivités hydrauliques de la nappe et du matériau du lit de la retenue. L'infiltration peut donc varier spatialement mais aussi temporellement en fonction du niveau de la nappe.

L'infiltration est généralement un processus ignoré dans les études de conception des retenues (Habets *et al.*, 2014). Aux Etats-Unis, une étude a montré que cette participation à la recharge de nappe pouvait être négligeable (Leopold, 1960). Pourtant, l'infiltration peut être particulièrement importante pour les retenues car la plupart sont construites en terre, plus ou moins perméable.

Cette eau infiltrée n'est pas toujours considérée comme une perte de la retenue : certaines retenues, dites « infiltrantes », favorisent volontairement les infiltrations au fond de la retenue (Glendenning *et al.*, 2012) pour participer à la recharge en eau de la nappe (Leopold, 1960; Oblinger *et al.*, 2010; Shrestha, 2009; Venkatesan *et al.*, 2012). Par cette recharge, les retenues permettent de retarder le ruissellement (Keller *et al.*, 2000) et de limiter l'évaporation (Glendenning *et al.*, 2012). De plus, elles permettent d'accéder à des capacités de stockage supérieures aux capacités de stockage en surface. Bien que ce type de retenue soit minoritaire, les retenues « infiltrantes » sont particulièrement fréquente en Asie (*e.g.* Raju, 1985; Singh *et al.*, 2004). Ainsi, en Inde, ce type de retenue sert à infiltrer les eaux de la mousson pour l'utiliser en période sèche pour irriguer.

Toutefois, quelle que soit la fonction de la retenue, il est important d'estimer son taux d'infiltration, pour déterminer son efficacité. Ainsi, pour un stockage de l'eau dans la retenue, un faible taux d'infiltration est préférable tandis que pour un stockage de l'eau en profondeur, il est préférable d'avoir des taux d'infiltration importants. Pour mesurer ces taux d'infiltration, il est possible d'utiliser un bilan hydrologique, en utilisant des mesures ou estimations de l'ensemble des flux entrants et sortants de la retenue (*e.g.* Bouteffeha, 2014a; Culler *et al.*, 1961). Ces méthodes ont également été complétées par des mesures additionnelles d'humidité du sol ou de niveaux piézométriques (*e.g.* Shinogi *et al.*, 1998), ou par des approches numériques. Pour les retenues dites « infiltrantes », le flux d'infiltration estimé est supérieur à 5 mm.jour⁻¹, ce qui peut en faire le flux sortant majoritaire. Ce flux peut représenter 75 à 80% de l'eau recueillie dans ces retenues (Raju, 1985; Sharma and Hughes, 1985). Pour les autres types de retenues, les taux sont généralement plus faible, avec des niveaux d'infiltration généralement inférieur à 5 mm.jour⁻¹ (*e.g.* Culler *et al.*, 1961; Fowler *et al.*, 2015).

Pour limiter l'infiltration, il existe différentes méthodes telles que l'utilisation d'argile ou d'un géotextile sur les parois de la retenue. Cependant, leur efficacité est variable et diminue avec l'âge.

Bien que l'infiltration puisse être importante, il s'agit d'un des flux sortants des retenues les plus difficilement quantifiables.

2.2.5. Prélèvements agricoles

Les prélèvements peuvent représenter une part majeure du bilan hydrologique d'une retenue. Ainsi, en Australie, les prélèvements représentent 83% de la capacité totale de la retenue en moyenne, ce pourcentage pouvant atteindre 400 % sur certaines retenues (Lowe *et al.*, 2005). Toutefois, différentes études ont montré une forte disparité de ce pourcentage

selon les régions et l'usage de la retenue (*i.e.* irrigation des cultures ou abreuvement du bétail) (*e.g.* Fowler *et al.*, 2015; Lowe *et al.*, 2005). Ainsi, au Burkina Faso, les prélèvements représentent seulement 20 % des flux entrants dans les retenues (Fowe *et al.*, 2015).

Les retenues ne sont pas utilisées de manière constante tout au long de l'année. La plupart des prélèvements dans les retenues ne s'effectuent que lorsque les débits des cours d'eau sont bas ou que la pluviométrie est insuffisante. De fait, la dynamique des prélèvements présente une forte variation saisonnière (*e.g.* Çetin *et al.*, 2009), avec des pics lorsque les conditions climatiques sont les plus sèches. A l'inverse les prélèvements les plus faibles voire l'absence de prélèvements surviennent lorsque les conditions climatiques sont les plus humides.

Dans le cas où plusieurs ressources peuvent être utilisées pour l'irrigation (prélèvement dans une autre retenue, dans la nappe ou dans la rivière), des règles de prélèvements spécifiques sont mises en place par les agriculteurs. En France, à la Réunion, il a été constaté que les cultures maraîchères étaient souvent d'abord irriguées par l'eau prélevée dans la retenue avant d'utiliser l'eau du réseau d'eau potable (Perret and Le Gal, 1999). Ces règles de prélèvements peuvent varier localement, notamment en fonction des ressources en eau prélevables et du coût de leur accès. Ainsi, Akakpo (2016), qui a étudié le bassin versant de l'Arrats dans le Gers, a montré qu'un agriculteur qui a accès à une ressource collective (*e.g.* réseau d'irrigation) et qui a sa propre retenue utilise d'abord la ressource collective car l'utilisation de retenues induit des coûts supplémentaires non indispensables.

3. Utilisation et gestion de l'eau des retenues à usage agricole

3.1. Utilisation des retenues

Selon que la retenue soit « infiltrante » ou non, elle n'impose pas le même matériel d'irrigation. Dans le cas de retenues « infiltrantes », l'eau à prélever est située dans les nappes. Cela impose donc un pompage dans la nappe pour récupérer l'eau stockée, dont le coût économique peut s'avérer important. Dans le cas de retenues à stockage en surface, le prélèvement par pompage (cf. Chapitre 2-1.3.3 L'irrigation) n'est pas obligatoire.

3.2. Modes de gestion

Les retenues peuvent appartenir et être gérées par différents gestionnaires, qu'ils soient collectifs ou individuels (Namara *et al.*, 2014). Toutefois, il s'agit généralement de systèmes d'irrigation privés qui se développent le plus souvent de manière spontanée, sans contrôle du gouvernement (Kpadonou *et al.*, 2015).

Les retenues peuvent être gérées par un ensemble d'agriculteurs (Brasil and Medeiros, 2020). Dans ce cas, l'eau des retenues qui ont été payées et construites par cet ensemble d'agriculteurs appartient au collectif (Chen *et al.*, 2005). Chaque agriculteur du collectif paie des redevances pour pouvoir utiliser cette eau (Chen *et al.*, 2005), ce qui permet d'assurer l'entretien de l'infrastructure.

Un autre type de gestion est par l'agriculteur lui-même, qui décide lui-même de la construction et de la gestion de sa retenue, afin de disposer d'une réserve d'eau pérenne à proximité (Fowe *et al.*, 2015). Généralement construites à proximité des zones à irriguer pour faciliter l'acheminement de l'eau (Deitch *et al.*, 2013), elles permettent une gestion à l'échelle de l'exploitation agricole.

Une étude menée sur un bassin versant des Etats-Unis qui a recensé les différents types de propriétaires des retenues (Ignatius and Stallins, 2011) a montré que la majorité des petites retenues sont gérées directement par l'agriculteur (Figure 8). A contrario, les plus grandes sont pour la plupart gérées par des structures collectives ou les services de l'Etat.

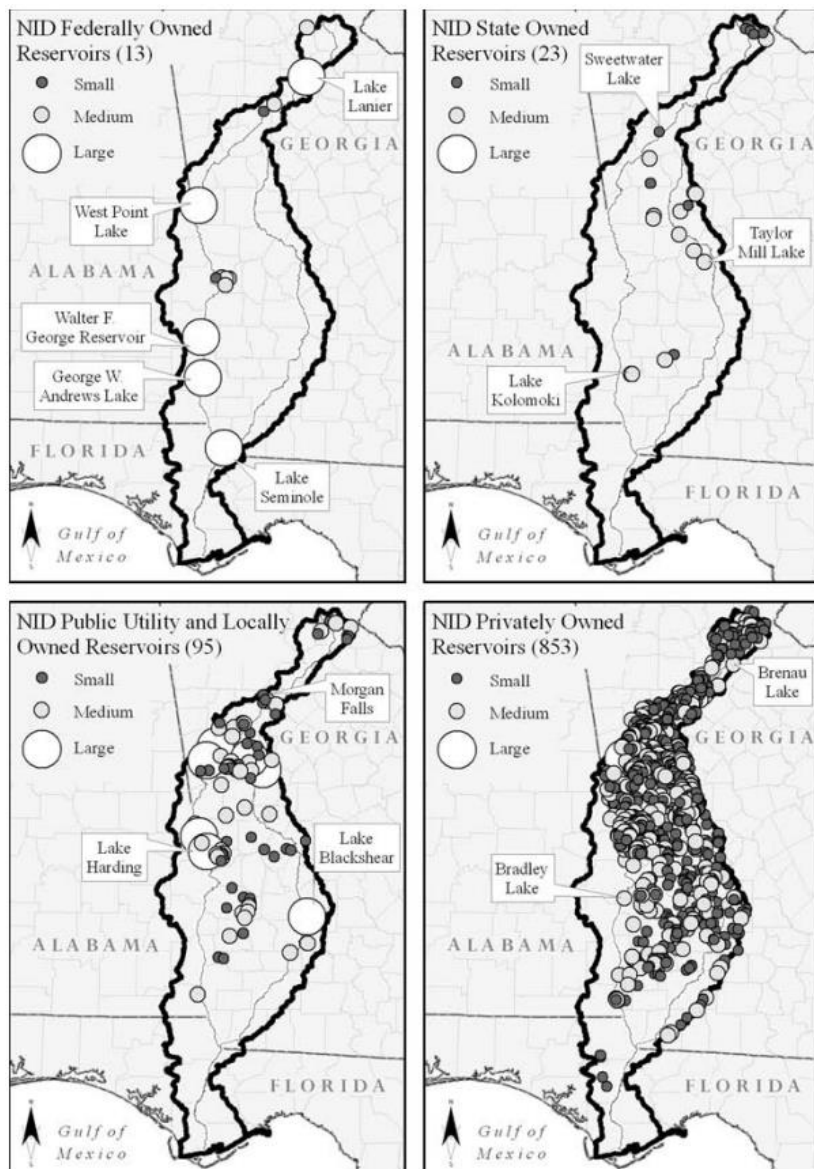


Figure 8 : Distribution des retenues en fonction de leur capacité et de leurs propriétaires pour le bassin versant Apalachicola-Chattahoochee-Flint aux Etats-Unis (Ignatius and Stallins, 2011). Les retenues « small » correspondent à des retenues d'une capacité inférieure à 100 000 m³, les retenues « medium » à des retenues d'une capacité entre 100 000 et 10 000 000 m³, et les retenues « large » à des retenues d'une capacité supérieure à 10 000 000 m³

4. Effets cumulés des retenues

Les éléments de cette section sont issus d'une synthèse de l'expertise scientifique collective menée par Carlier *et al.* (2016) sur l'effet cumulé des retenues d'eau sur le milieu aquatique, dont les travaux ont fait l'objet d'une publication scientifique par Habets *et al.* (2018).

4.1. Effets directs des retenues sur l'hydrologie et l'hydrogéologie naturelle

4.1.1. Flux hydrologiques

La plupart du temps, les effets cumulés des retenues sur les flux hydrologiques sont évalués sur les débits moyens, notamment à l'exutoire (e.g. Güntner *et al.*, 2004; Wisser *et al.*, 2010). Globalement, les retenues entraînent des baisses de débit, qui sont plus ou moins fortes selon les gammes de débit et les territoires (Figure 9).

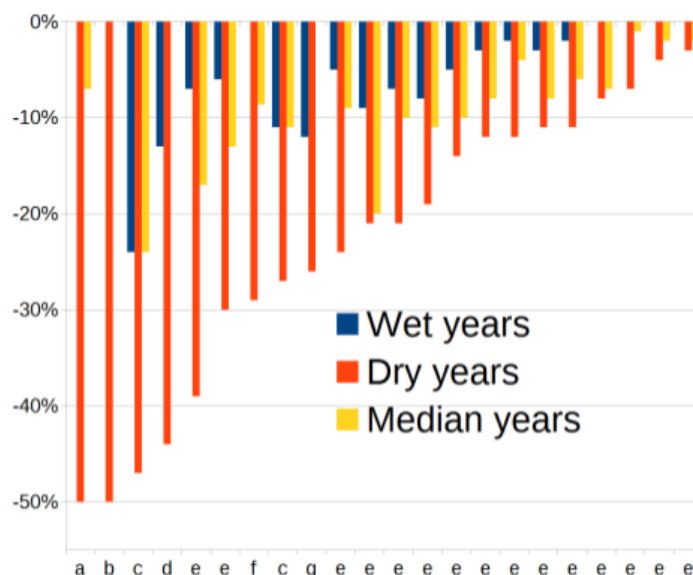


Figure 9 : Estimation de la baisse des débits selon 7 études différentes (Habets *et al.*, 2018), selon des conditions sèches, médianes ou humides. Les estimations sont issues de : a. Gutteridge and Gutteridge (1987), b. Ockenden (1982), c. Dubreuil and Girard (1973), d. Cresswell (1991), e. Teoh (2003), f. Habets *et al.* (2014), et g. Kennon (1966)

L'effet des retenues consiste en premier lieu en une réduction des pics de crues (e.g. Nathan and Lowe, 2012; Thompson, 2012). Cette réduction peut par endroit atteindre des baisses de 45 % sur les débits de crue, en particulier dans les endroits où les retenues sont utilisées pour les réguler. Pour les retenues utilisées pour d'autres usages, les variations sont généralement plus faibles, entre 2 et 38 %. Salazar *et al.* (2012) ont expliqué que cette réduction était plus importante pour les retenues en cascade que pour une seule retenue, car un système en cascade est plus efficace pour retarder les pics : on a donc une réduction des débits de pointe maximums plus forte. Les retenues en cascade peuvent ainsi réduire la gravité des dommages potentiels en aval (Salazar *et al.*, 2012).

Sur les faibles débits, plusieurs études ont également indiqué des baisses de débits consécutives à l'implémentation de plusieurs retenues sur un bassin versant (e.g. Hughes and Mantel, 2010; Nathan and Lowe, 2012; Thompson, 2012). Ces baisses sont dans des gammes variées, de 0.3 % à 60 %.

Par conséquent, à l'échelle annuelle, la majorité des études ont indiquées que les retenues entraînent des baisses de débits de 0.2 % à 36 %, avec des baisses plus marquées en phase de remplissage, notamment pour les retenues à « remplissage-et-débordement ». En général, la période de remplissage correspond à une période de débits modérés, après la fin de la saison estivale, ce qui peut allonger la période d'étiage. Habets *et al.* (2018) ont indiqué qu'en moyenne, sur la base d'une trentaine d'études, la baisse du débit moyen annuel induite par une retenue atteignait $13.4\% \pm 8\%$

(Figure 9). Ils ont également indiqué que cet effet sur les débits annuels n'est pas constant d'une année à l'autre, mais est plus de deux fois plus forts sur les années sèches qu'en moyenne. L'effet cumulé des retenues risque de changer dans un contexte de changement climatique : leurs effets pourraient être plus limités dans les zones qui deviennent plus humides mais à l'inverse pourraient être plus forts dans les zones qui deviennent plus sèches (Habets *et al.*, 2014; Jayatilaka *et al.*, 2003).

4.1.2. Flux hydrogéologiques

Du fait de l'infiltration à travers le barrage vers l'aval, des rivières éphémères peuvent devenir permanentes après la mise en place de retenues en travers de cours d'eau, et après la construction de retenues « infiltrantes » utilisées pour recharger les eaux souterraines (e.g. Kennon, 1966; Perrin *et al.*, 2012; Ramireddygarri *et al.*, 2000).

Le taux d'infiltration dans le fond de la retenue déterminé par des tests d'infiltration dans les réservoirs présente une variabilité importante. Sur les retenues « non-infiltrantes », Kenon (1966) a estimé que les retenues entraînaient des flux d'infiltration entre 160 et 1300 m³.j⁻¹. Sur les retenues « infiltrantes », Shakir *et al.* (2012) a estimé que 77 % de l'eau stockée recharge les eaux souterraines : les nappes sont rechargées entre 19 et 51 mm.j⁻¹ selon les retenues. Sur ces retenues, l'efficacité de la percolation est généralement fonction de la hauteur d'eau dans la retenue (Massuel *et al.*, 2014). Ainsi, une étude menée en Inde a montré que la percolation peut atteindre 48 mm.j⁻¹ en période de mousson contre 18 mm.j⁻¹ hors période de mousson (Singh *et al.*, 2004).

Une simple agrégation des flux d'infiltration de chaque retenue ne permet pas d'estimer la perte à l'échelle du bassin. Pour estimer les effets cumulés des retenues sur l'hydrologie, il faut considérer l'effet de chaque retenue dans la configuration du réseau de retenues. Par ailleurs, bien que des techniques de réduction des flux d'infiltration existent, leurs effets sur l'ensemble d'un réseau de retenues n'ont pas été étudiés.

4.1.3. Flux atmosphériques

On considère que l'effet des retenues sur les pertes par évaporation correspond à la différence entre l'évaporation de la couverture terrestre qui était présente avant la construction des retenues et l'évaporation des retenues. Ainsi, Martínez Alvarez *et al.* (2007) et Craig (2008) ont estimé que les pertes par évaporation peuvent être très importantes à l'échelle régionale.

Ces pertes par évaporation sont variables selon le type de climat auquel la retenue est soumise. Aux Etats-Unis, sous climat tempéré, l'évaporation à la surface de la retenue a été estimée à 2.25 ± 0.25 mm.j⁻¹, soit 820 mm.an⁻¹ (Rosenberry *et al.*, 2007). A l'inverse, au Sud de l'Espagne en climat semi-aride, l'évaporation à la surface de la retenue a été estimée à 3.58 mm.j⁻¹ soit 1310 mm.an⁻¹ (Gallego-Elvira *et al.*, 2011).

Outre le type de climat, la saison a aussi un effet sur l'évaporation à la surface de la retenue. Une étude menée en Allemagne a estimé que l'évaporation était de 3.72 mm.j⁻¹ en été contre 0.99 mm.j⁻¹ en hiver (Goldbach and Kuttler, 2015). En Australie, un effet similaire a été observé avec une évaporation plus importante l'été (5.2 mm.j⁻¹) que l'hiver (1.4 mm.j⁻¹) (McJannet *et al.*, 2013).

Une agrégation des flux d'évaporation de chaque retenue d'un bassin versant permet d'estimer les effets cumulés des retenues sur l'évaporation.

La recherche bibliographique menée dans le cadre de cette thèse n'a pas permis d'identifier d'études spécifiques des effets de la forme de la retenue sur l'évaporation à sa surface. Pourtant, d'après le fonctionnement hydrologique décrit précédemment (cf. Chapitre 2-2.2 Fonctionnement hydrologique « local » d'une retenue), la forme de la retenue peut avoir un effet notable sur la température de l'eau et donc modifier l'évaporation.

Il est important de noter que bien que des techniques existent pour réduire l'évaporation d'une retenue, l'effet de ces techniques sur l'ensemble d'un réseau de retenues n'a pas été étudié.

4.2. Effets indirects des retenues sur l'hydrologie et l'agronomie des parcelles irriguées

Bien que l'irrigation permise par les retenues induit souvent une augmentation de l'humidité du sol et par conséquent du potentiel de ruissellement (Rahbeh *et al.*, 2013), l'effet cumulé de l'irrigation des cultures que les retenues permettent n'a fait l'objet que de peu d'études, à notre connaissance. Rabeh *et al.* (2013) n'ont par exemple pas identifié de différence significative sur le ruissellement entre zone irriguée et non irriguée au Canada. Le modèle de Kang et Park (2014), qui ont travaillé sur des rizières en Corée du Sud, a permis d'estimer qu'entre 28 et 35 % du volume irrigué retournait dans le cours d'eau.

D'autres études portant sur l'effet de l'irrigation sur le fonctionnement hydrologique d'un bassin versant apportent des réponses quant aux effets attendus de l'irrigation permise par les retenues. Tout d'abord, l'irrigation modifie l'infiltration. L'eau infiltrée dépend de la durée de l'irrigation et du type de sol. En début de période d'irrigation, Lewis (1937) a estimé que la quantité d'eau infiltrée dans différents sols était de 7 à 508 mm au bout d'une heure contre 13 à 2 032 mm au bout de cinq heures. Il explique la variabilité intrinsèque de l'infiltration comme l'effet des propriétés de sols différentes. Outre l'infiltration, l'irrigation modifie aussi l'évaporation. Han *et al.* (2021) ont estimé que l'irrigation a permis de maintenir des niveaux d'évaporation plus importants sur les terres agricoles après qu'elles aient été irriguées (augmentation de l'évaporation de 54 mm par décennie entre 1998 et 2017) comparativement aux niveaux avant qu'elles soient irriguées (baisse de l'évaporation de 39 mm par décennie entre 1970 et 1998). Pour autant, les terres non agricoles non irriguées ont également été affectés par l'irrigation des parcelles agricoles mais dans une moindre proportion, passant d'une baisse de l'évaporation de 1 mm par décennie entre 1970 et 1998 lorsque les terres agricoles n'étaient pas irriguées à une augmentation de l'évaporation de 11 mm par décennie entre 1998 et 2017 lorsque les terres agricoles ont été irriguées). L'irrigation n'a donc pas qu'un effet sur les terres irriguées mais visiblement beaucoup plus large sur l'évaporation de l'ensemble du bassin versant.

Un autre effet de l'irrigation est l'augmentation des rendements des cultures. Comme il a été montré, les retenues peuvent dans certains cas sauver les rendements des cultures (cf. Chapitre 1-1.2.1 Augmenter et sécuriser la production de biomasse des cultures). Il faut ajouter que selon la quantité d'eau irriguée, les rendements ne seront pas identiques. Payero *et al.* (2008) ont ainsi montré sur le maïs que selon la quantité d'eau irriguée (respectivement 22 à 53 mm contre 356 à 226 mm), les rendements pouvaient être de 23 % à 105 % sur deux années étudiées. Prendre en compte la quantité d'eau irriguée est donc un élément important pour pouvoir estimer les rendements.

Etant donné le fonctionnement d'un bassin versant agricole avec retenues, détaillé précédemment (cf. Chapitre 2-1 Aspects agronomiques), les retenues, via l'irrigation, ont un effet sur l'eau infiltrée dans le sol, qui influence l'évapotranspiration et la percolation, mais aussi par incidence les rendements qu'il convient de prendre en compte lorsque l'on s'intéresse aux effets cumulés des retenues.

5. Conclusion

Ce chapitre a montré deux éléments saillants. Premièrement, la plupart des effets associés aux retenues sont liés à un effet local de la retenue sur le régime hydrologique. De fait, à l'échelle locale de la retenue comme à l'échelle du réseau de retenues, les effets induits par les retenues ne sont pas toujours identiques. Deuxièmement, le fonctionnement d'une retenue dépend principalement de trois différents types de processus qui sont en interaction : les processus hydrologiques, les processus agronomiques et les processus d'utilisation et de gestion de l'eau dans les retenues. Ainsi, des effets induits par les retenues sont fonction des variations du triptyque de processus associés aux retenues.

Ce constat a amené à effectuer un état des lieux des méthodes d'évaluation des effets des retenues aujourd'hui utilisées, afin d'étudier comment sont estimés les effets des retenues (*i.e.* éléments et processus pris en compte). Cet état de l'art est présenté dans la partie suivante.

Chapitre 3 : Etat de l'art sur les méthodes d'évaluation des effets des retenues

Le chapitre précédent a montré que les retenues ont des effets complexes à estimer. De manière générale, Habets *et al.* (2018) ont indiqué qu'il existait deux types de méthodes pour estimer l'effet des retenues.

La première, la plus ancienne, consiste à utiliser des données d'observation pour étudier l'effet des retenues. Focalisé sur les effets des retenues sur le débit, ce premier type de méthode utilise soit i) des données de flux entrants et sortants directement mesurées sur les retenues (*e.g.* Dubreuil and Girard, 1973; Kennon, 1966), soit ii) une analyse statistique de l'évolution du débit observé suite à des évolutions du réseau de retenues (Galéa *et al.*, 2005), soit iii) la comparaison des débits de deux bassins versants aux caractéristiques similaires sauf en termes de réseaux de retenues (Thompson, 2012). Ces méthodes présentent de nombreux désavantages (Habets *et al.*, 2018) car i) elles ne permettent pas d'évaluer l'effet d'un changement des réseaux de retenues ou d'utilisation des retenues, ii) elles peuvent confondre les effets des retenues avec les effets d'autres changements (*e.g.* d'assolement, climat), iii) elles peuvent être coûteuses et complexes à mettre en œuvre, iv) elles ne permettent souvent pas d'évaluer l'effet distribué des retenues, v) elles ne permettent qu'une vision des effets des retenues sur l'hydrologie, et vi) elles ne permettent pas pour la plupart d'identifier les processus à l'origine des effets des retenues. Avec ces méthodes basées sur des observations, il reste difficile de hiérarchiser, pour un bassin versant, l'ensemble des caractéristiques des réseaux de retenues qui modifie le plus le fonctionnement du bassin versant.

La seconde méthode largement utilisée aujourd'hui à laquelle est consacré ce chapitre consiste à utiliser des modèles numériques hydrologiques ou agro-hydrologiques. Ces modèles couplent un modèle de bilan hydrologique pour représenter les retenues et des méthodes pour estimer le flux entrant dans la retenue (Habets *et al.*, 2018). Habets *et al.* (2018) ont ainsi expliqué que les modèles numériques s'intéressant aux retenues ont trois composantes principales interdépendantes : i) la représentation spatiale du bassin versant et des retenues, ii) la méthode utilisée pour quantifier le débit entrant dans les retenues, et iii) le modèle de bilan hydrique des retenues. Ces éléments sont détaillés ci-après, en distinguant la représentation du paysage et des retenues des processus agro-hydrologiques simulés dans ces modèles.

1. Représentation du bassin versant et des retenues

Il existe un nombre important de modes de représentation du bassin versant et des retenues dans les modèles numériques existants. Comme l'ont souligné Ignatius & Jones (2017), de nombreux modèles n'ont pas été conçus initialement pour représenter les effets des réseaux de retenues. La justification du choix d'un mode de représentation plutôt qu'un autre lors de l'étude des effets cumulés des retenues est ainsi souvent succincte. Les parties suivantes détaillent chacun des modes de représentation et ses limites.

1.1. Représentation spatiale du bassin versant

On distingue trois grandes catégories de mode de représentation dans les modèles numériques (Figure 10) : les modèles globaux, les modèles semi-distribués et les modèles distribués (Beven, 2012; Sitterson *et al.*, 2018).

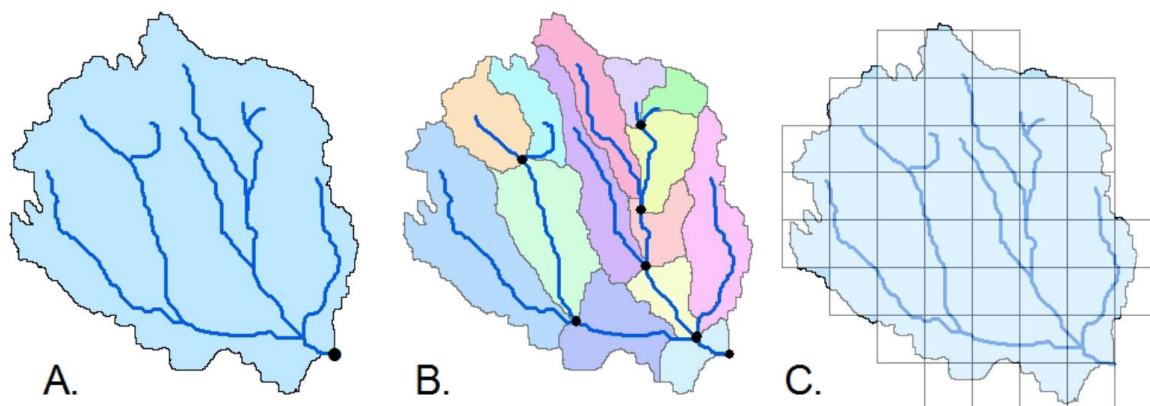


Figure 10 : Schéma des différents modes de représentation du bassin versant dans les modèles hydrologiques numériques. En A, il s'agit d'une représentation spatiale globale, en B est représenté une représentation semi-distribuée du bassin versant et en C est représenté un modèle distribué à mailles (Sitterson *et al.*, 2018)

1.1.1. Modèles globaux

Dans un modèle global, l'ensemble du bassin versant est considéré comme une seule entité, tel que dans le modèle GR4J (Perrin *et al.*, 2003). Chaque paramètre d'un modèle global caractérise le bassin versant dans son ensemble (Yu, 2015) : la variabilité spatiale des propriétés du bassin versant n'est pas prise en compte (Bocchiola and Soncini, 2019). Les paramètres et variables de forçage de ces modèles sont ainsi basés sur des données moyennées sur le bassin versant (Sitterson *et al.*, 2018). En conséquence, toutes les données du modèle (*i.e.* paramètres, données d'entrée, de sortie) sont considérées comme homogènes dans l'espace (Anderson *et al.*, 2015c; Bocchiola and Soncini, 2019; Sitterson *et al.*, 2018) : on perd donc la résolution spatiale des données dans les modèles globaux, tel que celle des variables climatiques (Bocchiola and Soncini, 2019).

Ce type de modèle sert généralement à calculer le débit du cours d'eau à l'exutoire du bassin versant, les flux spécifiques à l'intérieur du bassin versant étant négligés (Anderson *et al.*, 2015c; Yu, 2015).

L'avantage des modèles globaux est qu'ils peuvent être utilisés dans les territoires où l'on dispose de peu de données, et demandent un temps de calcul très court (Yu, 2015). Par contre, ils ont trois inconvénients. Premièrement, il peut s'avérer complexe de déterminer des paramètres moyens pour l'ensemble d'un bassin versant (Sitterson *et al.*, 2018). Cette paramétrisation incertaine peut entraîner des problèmes dans l'estimation des valeurs de ruissellement sur le bassin versant. Deuxièmement, les relations qu'utilisent les modèles globaux sont souvent empiriques, ne permettant pas une prise en compte de la dynamique physique des processus (Anderson *et al.*, 2015c; Butts *et al.*, 2003; Yu, 2015). Troisièmement, ces modèles ne représentent qu'un état moyen du bassin versant, ne permettant pas de prendre en compte l'effet de changements locaux notamment d'assolement ou de réseaux de retenues (*e.g.* Bocchiola and Soncini, 2019; Butts *et al.*, 2003; Yu, 2015).

En raison des nombreuses hypothèses et des conditions moyennes que ces modèles globaux intègrent, ils ne peuvent pas représenter la variabilité intrinsèque de l'hydrologie des bassins versants (Moradkhani and Sorooshian, 2008). C'est pourquoi des modèles semi-distribués et distribués sont également utilisés.

1.1.2. Modèles semi-distribués

Dans un modèle semi-distribué, le bassin versant est discrétisé en plusieurs parties, ou sous-zones, aux caractéristiques définies (Butts *et al.*, 2003). Chaque sous-zone est considérée comme homogène en termes de fonctionnement hydrologique ou de propriétés (*e.g.* sol, pente, couvert) (Sitterson *et al.*, 2018). Lorsqu'une sous-zone combine plusieurs propriétés de manière homogène, on parle d'unité de réponse hydraulique (HRU) au sein de laquelle la réponse à la pluie est homogène (Anderson *et al.*, 2015c; Butts *et al.*, 2003). Chacune de ces sous-zones peut ainsi représenter des caractéristiques importantes d'un bassin versant (Sitterson *et al.*, 2018). Toutefois, les éléments à l'intérieur de ces sous-zones (*e.g.* parcelles, bief, retenues) ne sont pas spatialisés (Bocchiola and Soncini, 2019).

Un modèle est donc semi-distribué si certains de ses paramètres et variables de forçage sont regroupés par sous-zones (Sitterson *et al.*, 2018). Les paramètres et variables de forçage de ce type de modèle présentent ainsi une hétérogénéité à l'échelle du bassin versant mais une homogénéité à l'échelle de la sous-zone (*e.g.* Rozos *et al.*, 2004).

Généralement, les modèles semi-distribués servent à calculer l'écoulement à l'exutoire de chacune des sous-zones définies (Sitterson *et al.*, 2018), mais aussi plus largement l'écoulement à l'exutoire du bassin versant.

De nombreux modèles qui permettent de modéliser les effets des retenues utilisent une représentation semi-distribuée (*e.g.* ACRU ; SWAT) (Neitsch *et al.*, 2011; Tarboton and Schulze, 1991). Ce type de modèle a pour avantage général de se situer entre les modèles globaux et les modèles distribués, et peut donc s'adapter à la disponibilité des données (Sitterson *et al.*, 2018). Ils tiennent compte de la variabilité spatiale des caractéristiques au sein du bassin versant (Sitterson *et al.*, 2018). Leur temps de calcul est plus rapide que pour un modèle distribué, et ils demandent également moins de données (Butts *et al.*, 2003). Toutefois, les données d'entrées doivent être adaptées pour avoir des données moyennes distribuées dans l'espace à l'échelle de la sous-zone (Sitterson *et al.*, 2018). En outre, il est impossible d'analyser les effets des retenues à l'intérieur d'une sous-zone.

1.1.3. Modèles distribués

Dans un modèle distribué, l'ensemble des éléments du bassin versant est pris en compte de manière spatialisée (Sitterson *et al.*, 2018). Il s'agit donc des modèles les plus complexes, tenant compte de l'hétérogénéité spatiale des variables de forçage et des propriétés du bassin versant (Vieux, 2008). Les modèles distribués se divisent en deux catégories : i) les modèles à maille, où le bassin versant est divisé selon des mailles régulières, *i.e.* en carrée de superficie égale, ou ii) les modèles où le bassin versant est divisé en de nombreux petits éléments qui sont, comme les HRU, considérés comme ayant des caractéristiques homogènes sur l'ensemble de leur surface, *i.e.* en termes d'occupation du sol, de pente, de propriétaire, de pédologie, etc. (Devia *et al.*, 2015; Sitterson *et al.*, 2018). Ces petits éléments sont généralement représentés de manière statique dans les modèles : leur nombre et leur position est invariable dans le temps et l'espace (*e.g.* Perrin *et al.*, 2012). Les modèles distribués spatialement peuvent aider dans la mise en place de stratégies de gestion à une échelle fine, fournissant des données détaillées à l'échelle du petit élément de gestion du bassin versant (*i.e.* parcelle, bief, etc.) (Vieux, 2008).

Un modèle distribué repose généralement sur une base physique, c'est-à-dire qu'il utilise les lois physiques qui régissent les processus hydrologiques réels (Sitterson *et al.*, 2018). Chaque élément (ou maille) a une réponse hydrologique

distincte calculée séparément qui intègre les interactions avec les éléments voisins (Sitterson *et al.*, 2018). Le modèle fournit donc des informations localisées sur l'ensemble du bassin versant concernant tous les flux associés aux processus hydrologiques pris en compte, qui est acheminé d'élément en élément jusqu'aux cours d'eau (Sitterson *et al.*, 2018). Ce ruissellement prend généralement en compte les temps de transfert entre chaque élément et les chemins de l'eau amont-aval (e.g. Croley and He, 2006).

Ce type de modèle est utile pour comprendre le transport de polluants ou de sédiments au sein d'un bassin versant, car il prend en compte la variabilité temporelle et spatiale des processus (Devia *et al.*, 2015). De plus, contrairement aux modèles globaux, ils peuvent prendre en compte l'effet de changements locaux au sein du bassin versant (Sitterson *et al.*, 2018). Mais les modèles distribués ont généralement des temps de calcul plus importants, en raison de la quantité de données qu'ils demandent et produisent (Anderson *et al.*, 2015c). De même, ils demandent des données distribuées en entrée pour chaque élément (ou maille) modélisé, ce qui représente des bases de données importantes (Sitterson *et al.*, 2018). Ainsi, certaines données sont parfois issues d'extrapolation, de calage ou de moyennes en l'absence de connaissance de leur valeur exacte (Hallema *et al.*, 2013). Enfin, un point important à souligner est que les résultats sont spatialisés à la résolution de l'élément ou de la maille : il est donc nécessaire de bien choisir les éléments d'intérêt du modèle en fonction de la précision attendue pour les résultats en sortie du modèle (Sitterson *et al.*, 2018).

1.2. Représentation spatiale des retenues au sein des modèles

Les trois catégories de représentation spatiale au sein des modèles précédemment décrites se retrouvent également dans les méthodes de représentation spatiale des retenues, auxquelles une quatrième s'ajoute, une méthode de représentation statistique. Il est important de noter qu'il n'y a pas systématiquement un lien entre la représentation spatiale des retenues et le mode de représentation spatiale des autres éléments du bassin versant.

1.2.1. Représentation globale

Les modèles qui représentent les retenues de manière globale agrègent l'ensemble des retenues d'un bassin versant au sein d'une seule retenue au volume équivalent (Figure 11). Cette retenue est positionnée arbitrairement à l'exutoire, dont elle reçoit une partie de l'écoulement en fonction de l'aire amont captée par l'ensemble des retenues du bassin. Cette retenue va, selon son fonctionnement hydrologique, participer à l'écoulement à l'exutoire en sortie de retenue (e.g. Habets *et al.*, 2014; Hughes and Mantel, 2010; Payan *et al.*, 2008; Ragab *et al.*, 2001; Ramireddygarri *et al.*, 2000; Tarboton and Schulze, 1991). La prise en compte des réseaux de retenues a pour avantage dans ce type de représentation de ne demander aucune information spatialisée, ce qui permet la mise en œuvre du modèle dans des territoires où peu de données sur les retenues sont disponibles. Toutefois, cette représentation est généralement peu adaptée lorsqu'on étudie les effets cumulés des retenues : l'effet de l'agrégation des retenues sur l'hydrologie simulée est généralement mal connu (e.g. Hughes and Mantel, 2010). De plus, cette méthode de représentation ne permet pas de voir des effets locaux des retenues sur une partie d'un bassin versant : les retenues ne sont pas localisées au sein du bassin versant (Payan *et al.*, 2008).

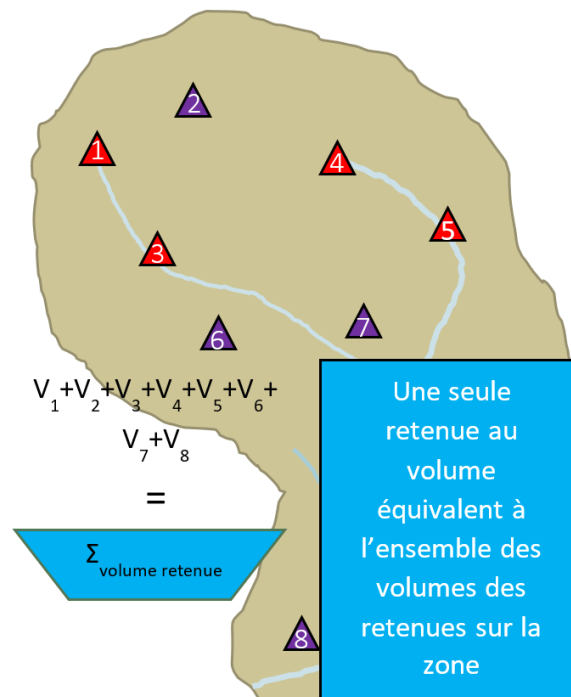


Figure 11 : Représentation des retenues dans les modèles numériques selon la méthode « globale » (d'après Habets *et al.*, 2018)

1.2.2. Représentation statistique

Certains modèles utilisent une représentation statistique des retenues (Figure 12) : les retenues sont regroupées selon plusieurs classes, déterminées en fonction de leur capacité de stockage (e.g. Çetin *et al.*, 2009; Güntner *et al.*, 2004; Nathan *et al.*, 2005; Zhang *et al.*, 2012). Pour chaque classe, une retenue au volume équivalent correspondant à l'ensemble des volumes des retenues qui constitue la classe est créée. Chaque classe a une dynamique de fonctionnement propre, qui dépend donc du fonctionnement des retenues qui la constitue. Le ruissellement capté par chaque classe de retenues est généralement fonction de l'aire amont des retenues qui constitue la classe. Ce ruissellement est complété, pour les retenues les plus importantes, des éventuels apports d'eau des classes de retenues plus petites. Une partie du ruissellement est donc propagé d'une classe de retenue à une autre jusqu'à l'exutoire. Ce type de représentation a comme principal avantage par rapport à la représentation globale de mieux prendre en compte les dynamiques différentes selon les caractéristiques des retenues. Toutefois, la quantité de données nécessaire pour utiliser ce type de représentation est plus importante, et les effets locaux sont là encore difficiles à discerner. De plus, comme l'ont souligné en conclusion les auteurs qui ont appliqué cette méthode, ces modèles peuvent avoir du mal à représenter les pics de débits (Çetin *et al.*, 2009), ou à valider le bilan hydrologique des plus petites retenues (Güntner *et al.*, 2004). En outre, la représentation statistique des retenues ne permet pas de spatialiser les retenues sur un bassin versant.

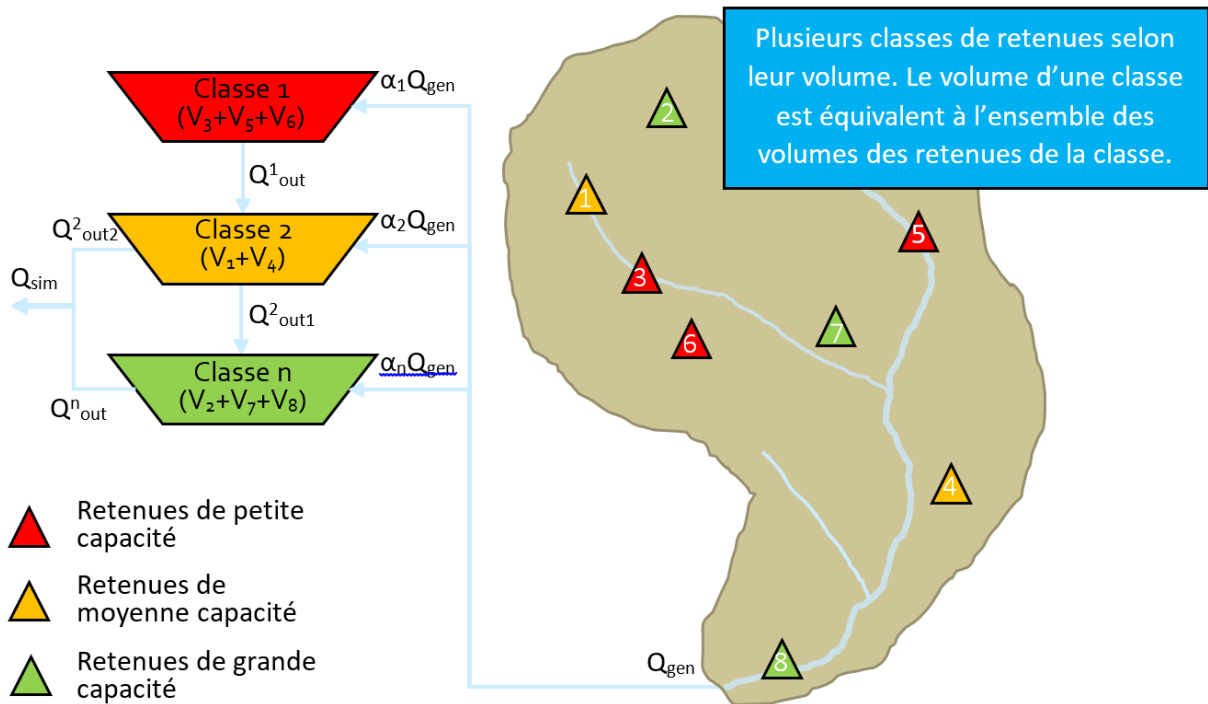


Figure 12 : Représentation des retenues dans les modèles numériques selon la méthode « statistique » (d'après Habets *et al.*, 2018)

1.2.3. Représentation semi-distribuée

Les retenues peuvent être représentées de manière semi-distribuée dans les modèles (Figure 13) : les retenues sur le cours d'eau principal sont spatialisées, mais pas les retenues sur les cours d'eau secondaires ou les retenues déconnectées du réseau hydrographique (*e.g.* Therond *et al.*, 2014; Therond and Villerd, 2020). Ce type de modèle considère les liens hydrologiques entre une partie des retenues dans un bassin versant, chaque retenue étant alimentée par son aire drainée amont et éventuellement par les écoulements des retenues amont (Deitch *et al.*, 2013; Nathan *et al.*, 2005; Shinogi *et al.*, 1998). Seules les retenues sur cours d'eau principal ont des liens amont-aval entre elles. Cette méthode permet de prendre en compte, sur le cours d'eau principal uniquement, les dynamiques d'échange entre retenues. Toutefois, elle demande une quantité de données plus importante et ne permet pas d'identifier des effets locaux, en particulier pour les retenues déconnectées ou connectées sur des cours d'eau secondaires. Cela rend donc difficile d'évaluer l'effet des retenues les plus à l'amont du bassin versant, qui ne peuvent pas être spatialisées.

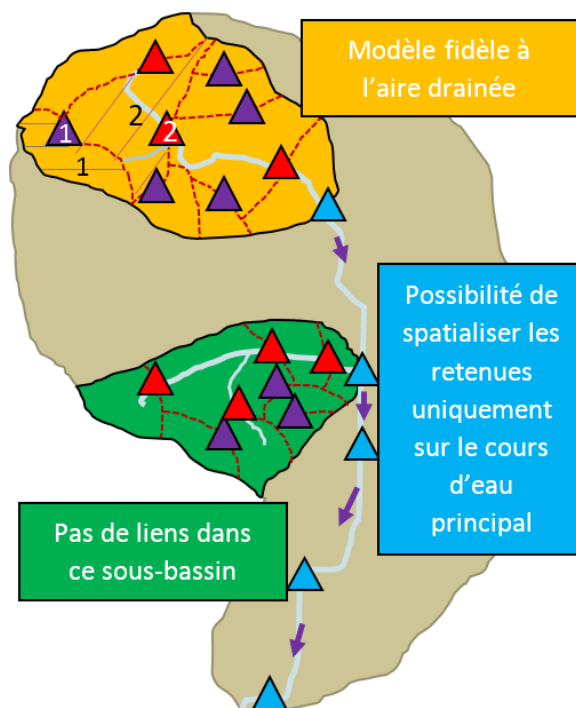


Figure 13 : Représentation des retenues dans les modèles numériques selon la méthode « semi-distribuée » (d'après Habets *et al.*, 2018)

1.2.4. Représentation distribuée

Une quatrième méthode de représentation des retenues totalement distribuée existe (Habets *et al.*, 2018) (Figure 14). Toutes les retenues du bassin versant sont spatialisées, avec un bilan hydrologique propre à chaque retenue (Carluer *et al.*, 2016). Ce type de représentation permet de considérer les liens hydrologiques entre l'ensemble des retenues d'un bassin versant, avec des flux entrant qui correspondent à l'ensemble des flux amont, eux-mêmes potentiellement influencés par une retenue (*e.g.* Jayatilaka *et al.*, 2003). En conséquence, l'ensemble des liens amont-aval entre les retenues est pris en compte. Cette méthode permet donc d'identifier les effets locaux de n'importe quelle retenue du bassin versant. Toutefois, elle demande une quantité de données bien plus importantes que les autres représentations discutées précédemment. Ainsi, peu de modèles utilisent une représentation distribuée de l'ensemble des retenues d'un bassin versant, la plupart utilisant une représentation globale (Habets *et al.*, 2018).

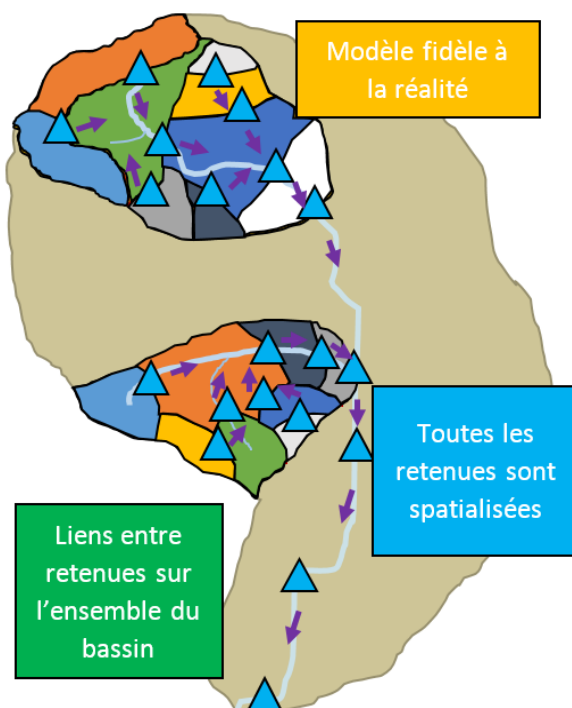


Figure 14 : Représentation des retenues dans les modèles numériques selon la méthode « semi-distribuée » (d'après Habets *et al.*, 2018)

2. Processus agro-hydrologiques simulés

Lorsque l'on étudie les retenues dans un bassin versant agricole, il est nécessaire d'intégrer dans les modèles des liens entre hydrologie, retenues et cultures (Çetin *et al.*, 2009). Les sous-sections suivantes s'attachent à dresser un état des lieux des processus hydrologiques, agronomiques, et de gestion de l'eau et des cultures qui en découlent et qui sont actuellement représentés dans les modèles numériques utilisés pour simuler les effets des retenues. Ces sous-sections distinguent les processus simulés sur la retenue des processus simulés sur le reste du bassin versant.

2.1. Agronomie, gestion des cultures et de l'eau et hydrologie simulés sur le bassin versant

2.1.1. Hydrologie

Les modèles associés aux retenues utilisent des formalismes différents pour représenter les processus hydrologiques du bassin versant. Les processus représentés dépendent notamment du mode de représentation du bassin versant du modèle (cf. Chapitre 3-1 Représentation du bassin versant et des retenues).

Concernant les processus d'infiltration-ruissellement, on peut diviser les modèles en trois groupes. Premièrement, il y a les modèles basés sur des représentations conceptuelles des processus. Par exemple, les caractéristiques du sol et de sa couverture dans le calcul des volumes ruisselés et infiltrés peuvent être intégrées via un coefficient de ruissellement (Jayatilaka *et al.*, 2003; Perrin *et al.*, 2012; Ramireddygari *et al.*, 2000; Van Meter *et al.*, 2016), qui peut dans certains modèles varier avec le temps (*e.g.* Wisser *et al.*, 2010). Ces paramètres sont généralement non observables et déterminés par calibration (Payan *et al.*, 2008). Dans ces modèles, la percolation, les flux de subsurface et la recharge de nappe sont contrôlés par le volume infiltré déterminé en utilisant le coefficient de ruissellement. Deuxièmement, il y a les modèles semi-conceptuels. Le modèle utilisé par Ragab *et al.* (2001) sépare ainsi le ruissellement en deux composantes : le ruissellement sur les zones imperméables et le ruissellement par excès d'infiltration. Ce dernier est non uniforme et dépend

de la géologie, du type de sol, de la végétation, etc., caractérisé par des valeurs d'infiltration minimales, maximales et moyennes. Un principe similaire basé sur des valeurs d'infiltration a été utilisé par Hughes et Mantel (2010). Troisièmement, il y a les modèles basés sur des processus physiques (Güntner, 2002; Güntner *et al.*, 2004; Habets *et al.*, 2014; Tarboton and Schulze, 1991). Ces modèles, pour beaucoup basés sur les équations de Green et Ampt, permettent de prendre en compte un nombre important de paramètres qui peuvent faire varier l'infiltration (*e.g.* la conductivité, la porosité, la pression de la colonne d'eau à la surface ou la quantité d'eau déjà infiltrée). Ce volume va ensuite pouvoir être utilisé pour déterminer le volume ruisselé.

Les processus utilisés pour représenter la nappe et le sol ne sont pas non plus similaires d'un modèle à l'autre. Le sol et la nappe sont parfois combinés en une seule et même entité (*e.g.* Ragab *et al.*, 2001) ou bien la nappe n'est parfois pas représentée (*e.g.* Habets *et al.*, 2014) ou encore le fonctionnement propre du sol n'est pas représenté (*e.g.* Hughes and Mantel, 2010). Concernant les processus représentés dans le sol, généralement percolation et humidité et plus rarement flux latéraux sont intégrés, qui peuvent dépendre des caractéristiques du sol (*e.g.* capacité au champ, point de flétrissement, conductivité hydraulique) (Tarboton and Schulze, 1991) mais aussi éventuellement de la reprise évaporatoire (Güntner *et al.*, 2004; Ramireddygar *et al.*, 2000). Concernant les nappes, sont représentés les niveaux des nappes et l'écoulement de base qu'elles apportent aux cours d'eau. Ce débit sortant de nappe est soit relié par des fonctions simples type linéaires à la hauteur d'eau dans la nappe (Güntner, 2002), soit par des relations plus complexes telles que celles utilisées par Ramireddygar *et al.* (2000), qui combinent loi de Darcy et équation de continuité.

Pour ce qui est des processus de transfert de l'eau à la surface (*i.e.* sol et cours d'eau), la majeure partie des modèles utilisés pour simuler à un pas de temps journalier utilise un temps de retard (*i.e.* lag time) (*e.g.* Hughes and Mantel, 2010; Ramireddygar *et al.*, 2000). Ce temps de retard peut varier selon les caractéristiques du bassin versant telles que le type de sol, la végétation ou la pente (*e.g.* Güntner *et al.*, 2004; Jayatilaka *et al.*, 2003; Malveira *et al.*, 2012; Ragab *et al.*, 2001). Güntner *et al.* (2004), qui ont utilisé un modèle de représentation statistique des retenues, ont en outre utilisé des temps de retard qu'ils ont appliqué en sortie de chaque classe de retenues. Dans le modèle CHEAT utilisé par Nathan *et al.* (2005), qui ont travaillé à un pas de temps mensuel, ces temps de transfert ont été négligés. Ainsi, de nombreux auteurs ont souligné que les formalismes utilisés pour représenter les temps de transfert dans les modèles étaient souvent trop simples pour pouvoir représenter correctement leur dynamique réelle (*e.g.* Ramireddygar *et al.*, 2000; Tarboton and Schulze, 1991).

Les méthodes de représentation des processus sont donc très variées dans les modèles qui servent à simuler les effets des retenues. De nombreux autres facteurs influent également l'hydrologie d'un bassin versant avec retenue, tels que les changements d'utilisation des sols ou encore l'adoption de pratiques de conservation du sol et de l'eau (Ramireddygar *et al.*, 2000). Etudier les processus agricoles et les itinéraires techniques simulés au sein de ces modèles est donc tout aussi important.

2.1.2. Agronomie

Bien que Güntner *et al.* (2004) ont souligné que la dynamique des retenues doit prendre en compte, en plus de la demande en eau, les changements environnementaux (*e.g.* changement d'assolement), une majorité des modèles ne considèrent pas stricto-sensu le fonctionnement des couverts cultivés. Ainsi, la plupart des modèles intègrent les prélèvements ou

l'évapotranspiration via des variables de forçage qui dépendent de la culture (*e.g.* Chang and Chang, 2009; Nathan *et al.*, 2005; Zhang *et al.*, 2012), et éventuellement de la saison afin de représenter l'effet de la croissance de la culture (Biemans *et al.*, 2011).

Plus spécifique aux besoins en eau des cultures, la plupart des modèles ne font pas de différence entre volume à prélever estimé par l'agriculteur et besoins en eau des cultures (cf. Chapitre 3-2.1.3 Gestion des cultures et de l'eau). Pour autant, on peut considérer que la méthode utilisée par Fowe *et al.* (2015), qui essaie de les estimer en utilisant une évapotranspiration simulée, se rapproche de ce concept.

Concernant l'évapotranspiration, sa simulation prend plus ou moins en compte les hétérogénéités du paysage. Ramireddygari *et al.* (2000) ont par exemple calculé l'évapotranspiration selon une profondeur d'enracinement fixée pour toutes les cultures. A l'inverse, certains auteurs se sont servis du type de culture (Güntner *et al.*, 2004; Güntner and Bronstert, 2004; Malveira *et al.*, 2012), voire du type de sol (Perrin *et al.*, 2012) afin de calculer les pertes par évapotranspiration. Une autre partie de ces modèles utilise un coefficient de développement des cultures qui évolue en fonction de la saison (*e.g.* Fowe *et al.*, 2015; Wisser *et al.*, 2010). Ce coefficient sert à conditionner l'évapotranspiration et est également utilisé dans le calcul du volume prélevé. Ainsi, la variation annuelle est en partie reproduite, avec une évapotranspiration plus ou moins importante à certaines périodes de l'année.

Enfin, les effets de l'interception de la pluviométrie par la canopée, en dehors du modèle ACRU utilisé par Tarboton & Schulze (1991), sont ignorés par l'ensemble des modèles.

La limite de la plupart des modèles cités est qu'ils sont basés sur des variables de forçage parfois difficilement observables. De plus, le fait d'utiliser les variables de forçage impose d'avoir une idée précise du fonctionnement des couverts cultivés, notamment dans un contexte de modification du paysage. Enfin, ils ne donnent pas d'indications sur l'agronomie des couverts cultivés, qui est un paramètre essentiel lorsque l'on s'intéresse aux bassins versants agricoles (*e.g.* Skaggs *et al.*, 1994). Ceci est d'autant plus important que ces retenues soutiennent la production agricole (Jayatilaka *et al.*, 2003).

C'est pourquoi certains modèles ont essayé, en plus de simuler le fonctionnement agronomique des parcelles cultivées, de simuler les rendements des cultures.

Wisser *et al.* (2010) a par exemple utilisé un seuil de température pour déterminer les périodes de croissance des plantes. Cette croissance des plantes a permis d'estimer un rendement des cultures à la récolte. Tarboton & Schulze (1991) ont utilisé un modèle représentant les effets de l'utilisation des sols, l'évapotranspiration (en fonction du stade de développement de la plante, de sa distribution racinaire et des teneurs en eau de l'horizon du sol accessible par les plantes), l'interception de la pluie par la canopée et le stock d'eau sur les couches de surface du sol. Ces informations ont été utilisées afin d'estimer les rendements de diverses cultures. Toutefois, ces deux modèles ne permettent pas de simuler l'effet des itinéraires techniques sur la croissance des plantes et les effets sur le rendement des cultures qui en découlent.

2.1.3. Gestion des cultures et de l'eau

De nombreux auteurs ont cherché à prendre en compte les effets des itinéraires techniques dès lors qu'ils s'intéressaient aux effets des retenues utilisées pour l'agriculture. Partant du constat que l'eau prélevée dans les retenues pour l'irrigation

pouvait être le paramètre qui a la plus forte influence sur les débits des cours d'eau (Ramireddygari *et al.*, 2000), la quasi-totalité des modèles qui intègrent les retenues prennent en compte les prélèvements (Habets *et al.*, 2018). Ces prélèvements sont la plupart du temps simulés à un pas de temps journalier (*e.g.* Biemans *et al.*, 2011; Fowe *et al.*, 2015; Jayatilaka *et al.*, 2003; Lardy *et al.*, 2016; Malveira *et al.*, 2012; Murgue *et al.*, 2014; Perrin *et al.*, 2012; Ramireddygari *et al.*, 2000; Tarboton and Schulze, 1991) mais certains auteurs ont utilisé des pas de temps pluriannuel (Wisser *et al.*, 2010) ou horaire (Güntner and Bronstert, 2004).

Le calcul de la demande en eau d'irrigation fait l'objet de méthodes spécifiques de détermination qui varient selon les auteurs. On distingue ainsi quatre types de méthodes. Une première méthode utilisée par Güntner & Bronstert (2004) et Güntner *et al.* (2004) est par forçage externe. Dans leur modèle, les prélèvements sont calculés en fonction d'un paramètre de forçage, qui détermine la quantité d'eau à prélever selon le type de culture. Perrin *et al.* (2012) ont utilisé une technique similaire, où l'irrigation est fonction d'un paramètre de forçage défini selon le stade de développement de la plante. Cette quantité d'eau utilisée comme forçage est généralement issue de résultats d'observation sur le terrain, soit en se basant sur les pratiques d'irrigation mises en place, soit en fonction des besoins en eau optimums des cultures. Toutefois, la plupart de ces modèles considèrent l'irrigation comme une variable de sortie du modèle qui n'influence pas l'hydrologie simulée du bassin versant. Une seconde méthode est par forçage indirect, méthode utilisée par Wisser *et al.* (2010). Dans leur modèle, lorsque l'humidité du sol descend en-dessous d'un seuil critique dépendant de la culture, une demande en irrigation est formulée. Cette demande en irrigation correspond à la quantité d'eau à apporter au sol pour qu'il atteigne sa capacité au champ. Dans ce type de méthode, la quantité d'eau à irriguer est corrélée à la fois à l'espèce cultivée, mais aussi à la disponibilité de l'eau dans le sol. Ce type de méthode est plus réaliste que la précédente, car l'irrigation est modulée en fonction de l'état de stress hydrique de la parcelle et de la culture. Un troisième type de méthode est par simulation du fonctionnement du couvert cultivé. Ainsi, Fowe *et al.* (2015) ont calculé les besoins en eau des cultures en fonction de l'évapotranspiration et d'un coefficient dépendant de la culture qui varie selon son stade de développement. Le volume d'eau irrigué est ensuite calculé en fonction des besoins en eau ainsi déterminés. Ce troisième type de méthode a pour avantage de prendre en compte les conditions agro-climatiques, mais l'inconvénient majeur est l'absence de prise en compte de l'état hydrique du sol, qui a une influence sur le stress hydrique de la plante. Une dernière méthode, la plus réaliste, est dite combinatoire, permettant à la fois la simulation de l'hydrologie dans le sol des parcelles agricoles, mais aussi le fonctionnement du couvert cultivé. Dans Maelia (Therond and Villerd, 2020), le modèle de culture AqYield permet de simuler l'effet de l'humidité du sol sur le fonctionnement agronomique du couvert cultivé (Constantin *et al.*, 2015). Cette humidité du sol est utilisée pour déterminer un état de stress hydrique de la plante qui conditionne le besoin en eau d'irrigation. Cette approche, fidèle à la réalité, a cependant pour inconvénient principal de ne pas prendre en compte l'effet du ruissellement entre parcelles qui peut modifier le bilan hydrologique d'une parcelle agricole. De plus, elle demande un plus grand nombre de paramètres que les méthodes précédentes.

Outre l'irrigation, peu de modèles considèrent l'effet d'autres techniques de culture telles que le semis, la récolte ou le travail du sol. Parmi ces modèles, on distingue deux catégories. D'une part, certains prennent en compte l'effet d'autres techniques via des variables de forçage. Par exemple, Perrin *et al.* (2012) ont pris en compte les successions de culture et l'effet de certaines techniques de culture (semis, fréquence et quantité d'eau pour l'irrigation, labour et récolte) via des variables de forçage renseignées qui conditionnent la réalisation de la technique. D'autre part, certains modèles utilisent

le fonctionnement agronomique des plantes simulé pour déterminer les itinéraires techniques réalisés. Biemans *et al.* (2011), qui ont travaillé sur la dynamique de la végétation type céréales et gazon a défini la période de semis, croissance et récolte pour chaque culture selon les températures et/ou les précipitations, l'espèce cultivée et la latitude. Dans Maelia (Murgue *et al.*, 2014), le modèle calcule et simule ainsi, selon le type de culture et pour chaque parcelle cultivée, la réalisation et l'effet des itinéraires techniques (combinant labour, semis, fertilisation, binage, irrigation, protection des cultures l'hiver et récolte). La réalisation de ces techniques est conditionnée par la dynamique de l'eau dans le sol, les conditions climatiques passées et prévues, ainsi que par le fonctionnement des couverts cultivés (Constantin *et al.*, 2015; Lardy *et al.*, 2016). En outre, Maelia permet de simuler les rotations culturales sur chaque parcelle (Murgue, 2014).

A ces processus spécifiques au bassin versant sont associés des processus spécifiques aux retenues.

2.2. Hydrologie des retenues

Tous les modèles n'intègrent pas les mêmes types de processus associés aux retenues. Bien que la plupart des modèles intègrent l'évaporation et les prélèvements, qui sont deux composants majeurs du bilan hydrologique des retenues, les précipitations à la surface des retenues et les relations d'infiltrations et d'exfiltration depuis et vers la nappe ne sont pas toujours prises en compte (Carluer *et al.*, 2016). Cette simplification est liée d'une part au fait que ces trois derniers processus sont mal connus car souvent difficilement mesurables (*e.g.* Güntner *et al.*, 2004) et d'autre part au fait que les flux d'eau associés à ces processus sont considérés comme négligeables (*e.g.* Hughes and Mantel, 2010). En outre, selon Carluer *et al.* (2016), le débit sortant prend rarement en compte l'existence d'un débit minimum à l'aval, seul le débordement pouvant générer un débit à l'aval dans ce cas. Enfin, il est important de souligner que les formalismes utilisés pour simuler ces processus peuvent être différents d'un modèle à l'autre.

Pour ce qui est de la méthode quantitative utilisée pour quantifier le débit entrant dans les retenues, ces modèles numériques utilisent généralement le bilan hydrologique simulé sur le bassin versant (Habets *et al.*, 2018). Il s'agit généralement d'adaptation de modèles hydrologiques existant, qui ont besoin de variables de forçage atmosphériques et de paramètres relatifs aux caractéristiques du bassin versant (*i.e.* pentes, type de sol, couverture ou utilisation du sol) (cf. Chapitre 3-2.1.1 Hydrologie). Toutefois, une partie de ces modèles utilise des données de ruissellement observé, notamment des chroniques de débits anciens non influencés par les retenues (*e.g.* Deitch *et al.*, 2013). Dans les deux cas, le débit entrant dans les retenues est généralement distribué en entrée de chaque retenue selon la surface amont spécifique à chaque retenue, avec un transfert possible amont-aval entre retenues (Carluer *et al.*, 2016).

3. Conclusion

Généralement, l'effet des réseaux de retenues est estimé sur la base de modèles numériques. Cependant, il existe une grande diversité dans les méthodes de représentation à la fois des réseaux de retenues mais aussi du bassin versant dans les modèles existants. De fait, les processus représentés dans ces modèles numériques intégrant les retenues sont divers et plus ou moins détaillés selon les objectifs du modèle développé. Partant de ce constat, cet état de l'art a débouché sur la problématique et la démarche sur laquelle s'appuie cette thèse, expliquée dans le chapitre suivant.

Chapitre 4 : Problématique et démarche scientifique

1. Synthèse des besoins de connaissance

Les retenues sont associées à de multiples enjeux. Outre le bénéfice qu'elles peuvent permettre d'un point de vue agricole via l'irrigation, elles ont aussi un effet local et cumulé avéré sur l'environnement et l'hydrologie en particulier. La multiplication des retenues comme solution aux déficits en eau pour les cultures, telle que les agriculteurs et certains gestionnaires l'envisage, pose un certain nombre de questions du point de vue de la gestion de l'eau (cf. [Chapitre 1](#)).

L'effet cumulé des retenues dans un bassin versant demeure un enjeu de gestion et également un enjeu scientifique important. Bien que des études aient permis d'identifier et quantifier les effets locaux d'une retenue sur les processus hydrologiques (e.g. Bouteffeha, 2014a; Culler *et al.*, 1961; Glendenning *et al.*, 2012), les effets cumulés de plusieurs retenues peuvent être différents de ceux identifiés sur un ouvrage individuel (e.g. Carluer *et al.*, 2016). En effet, il existe des phénomènes d'interactions entre les retenues qui peuvent modifier la réponse individuelle d'un ouvrage (cf. Chapitre 2-2.2 Fonctionnement hydrologique « local » d'une retenue). Ainsi, des processus à l'origine d'effets locaux limités peuvent, lorsque les retenues sont en réseau, avoir un effet démultiplié. Aujourd'hui, la majorité des connaissances concernant les effets des réseaux de retenues concernent le débit à l'exutoire (Habets *et al.*, 2018). Toutefois, peu d'éléments permettent à ce jour de quantifier l'effet des réseaux de retenues sur d'autres termes du bilan hydrologique (évapotranspiration, débit à l'aval de l'ouvrage, etc.) et quasiment aucun élément n'existe pour identifier l'effet des retenues sur les aspects agronomiques. De même, les modes de gestion de l'eau des retenues (e.g. période de prélèvement, intervalle de temps entre deux prélèvements, etc.) sont souvent ignorés, bien que l'effet de la simplification d'une diversité de modes de gestion en un seul mode de gestion n'ait jamais été abordé.

Pourtant, à ce jour, de nombreuses méthodes qui permettent de quantifier les effets des retenues existent (Carluer *et al.*, 2016). Outre celles basées sur des observations, il existe des modèles numériques, qui ont pour avantage d'être flexibles dans les choix de configurations à analyser (cf. [Chapitre 3](#)). Cependant, tous les modèles ne représentent pas la réalité du bassin versant de façon identique (Habets *et al.*, 2018). Qui plus est, bien qu'il soit avéré que les effets des retenues ne sont pas uniformes au sein du paysage et sont donc susceptibles de varier spatialement (e.g. Deitch *et al.*, 2013; Güntner *et al.*, 2004; Perrin *et al.*, 2012; Tarboton and Schulze, 1991; Van Meter *et al.*, 2016), la plupart des modèles ne permettent pas d'estimer l'effet local d'une retenue. Pourtant, on a souligné que cet effet local est important pour comprendre et quantifier les effets des retenues sur la chimie de l'eau, sur l'écologie, sur la morphogénèse et le transport sédimentaire (cf. [Chapitre 1](#)). Cette absence de modèle totalement distribué ne permet donc pas de prendre en compte la disparité des effets des retenues au sein d'un bassin versant.

Ainsi, comme l'ont souligné Perrin *et al.* (2012), on a besoin d'outils pour gérer la ressource en eau, qui soient adaptés au contexte local, pour évaluer différentes stratégies de gestion (e.g. changement d'usage des sols, recharge de nappe), pour étudier l'effet de modifications climatiques ou pour cartographier des vulnérabilités. Ces outils pourraient ainsi être utilisés pour guider les gestionnaires dans leurs choix de gestion durable de la ressource en eau (Perrin *et al.*, 2012).

L'élaboration d'un tel outil est complexe lorsque l'on s'intéresse aux effets des réseaux de retenues pour au moins deux raisons. La première raison est que les retenues sont associées à des modifications locales de gestion de l'espace, telles

que les itinéraires techniques, qui sont généralement décidées à l'échelle de la parcelle ou d'un ensemble de parcelles (Willers *et al.*, 2009) (cf. Chapitre 2-1.3 Itinéraires techniques). Simuler ces effets locaux demande une quantité de données plus importante (Anderson *et al.*, 2015c; Sitterson *et al.*, 2018) (cf. Chapitre 3-1 Représentation du bassin versant et des retenues). La seconde raison est que la simulation des résultats à une résolution fine (*e.g.* de la parcelle) impose d'utiliser des représentations des processus dans le modèle adaptés à cette résolution (*e.g.* Petrucci and Bonhomme, 2014), ce qui n'est généralement pas possible avec les formalismes utilisés dans les modèles existants (cf. Chapitre 3-2 Processus agro-hydrologiques simulés). Il n'y a donc pas de modèle qui permette de faire des *scenarii* d'utilisation des retenues différentes ou de simuler l'effet distribué de différentes configurations de réseau de retenues. De fait, il résulte que les liens amont-aval et les effets locaux associés aux retenues sont difficilement identifiables avec les modèles existants (*e.g.* Güntner and Bronstert, 2004; Hughes and Mantel, 2010; Payan *et al.*, 2008).

Rejoignant ce constat, les objectifs de cette thèse et la démarche scientifique adoptée s'attacheront à répondre à ces besoins identifiés d'outils et de connaissances concernant les effets cumulés des retenues sur l'agro-hydrologie et la gestion de l'eau et des cultures.

2. Objectifs de thèse

L'objectif de la thèse est de développer un modèle distribué représentant les principaux éléments d'un bassin versant agricole (parcelle, bief, retenue, nappe) et couplant les principaux processus agronomiques et hydrologiques en jeu dans le bassin versant. Ce modèle doit permettre de simuler et d'analyser les effets cumulés des retenues dans les bassins versants agricoles.

Développer un tel modèle impose de faire des choix dans la façon de représenter à la fois le bassin versant mais aussi les processus associés aux retenues (évaporation, précipitations directes, débordement...).

Les objectifs spécifiques de ces travaux de thèse sont par conséquent :

- De développer et vérifier l'implémentation informatique du modèle ;
- D'appliquer et évaluer ce modèle sur un cas d'étude via une paramétrisation adaptée ;
- D'évaluer les avantages de ce modèle, pour pouvoir évaluer les effets cumulés des retenues.

3. Démarche scientifique

La Figure 15 schématise la démarche suivie pour répondre aux trois objectifs spécifiques de ces travaux de thèse. Cette démarche repose sur trois étapes :

1. **La construction d'un modèle numérique qui représente à la fois les retenues, leurs liens aux autres composantes agricoles (parcelles) et hydrologiques (réseau hydrographique, sol, nappe) et les liens entre l'ensemble de ces composantes.** Cette construction de modèle numérique a été divisée en deux grandes étapes. La première étape porte sur le développement d'un modèle agro-hydrologique distribué qui représente à la fois le bassin versant et les retenues, avec des processus agro-hydrologiques, des paramètres et des variables adaptés à la simulation des effets cumulés des retenues. Cette construction du modèle s'est basée en grande partie sur le couplage de modèles existants. La seconde étape porte sur la vérification informatique et numérique

de ce nouveau modèle, via la mise en place de tests élémentaires et de deux autres tests portant sur le déterminisme du modèle et sur la conservation des volumes d'eau. Ce modèle ainsi élaboré a permis de définir la liste des caractéristiques et des données nécessaires pour sa mise en œuvre sur un bassin versant afin d'évaluer les effets des retenues.

2. **L'implémentation, l'application et l'évaluation du modèle.** Le choix du cas d'étude pour cette application a été guidé par la disponibilité des données concernant les retenues et par la diversité de cultures. Les caractéristiques agro-pédo-hydro-climatiques du bassin versant choisi comme cas d'étude ont été établies puis complétées par les caractéristiques du réseau de retenues et par des mesures hydroclimatiques que nous avons réalisées in situ. De ces données a découlé une implémentation du modèle sur le bassin versant et une période donnée essayant de limiter au plus le nombre de données nécessaires au paramétrage et au calage du modèle. A ce titre, la quantité de données concernant les conditions initiales a été limitée via l'utilisation d'une méthode de « warm-up ». Les simulations du modèle ont été évaluées par comparaison avec des observations et des données de référence. Cette évaluation a porté à la fois sur des variables hydrologiques, mais aussi agronomiques, en analysant les résultats à l'échelle du bassin versant. A l'issue de cette étape, il en est résulté un modèle paramétré pour le bassin versant retenu. Les simulations obtenues sur le bassin versant avec le modèle ainsi paramétré ont servi de référence dans l'estimation de l'effet des retenues à partir de simulations de situations théoriques du bassin versant en question.
3. **L'analyse des avantages apportés par ce modèle agro-hydrologique distribué pour quantifier et comprendre les effets cumulés des retenues.** Cette analyse a été effectuée sur la base de la comparaison de simulations de situations contrastées et théoriques du bassin versant, notamment en termes de climat et d'utilisation des retenues.

Ces trois éléments de la démarche sont chacun développés dans les trois parties suivantes.

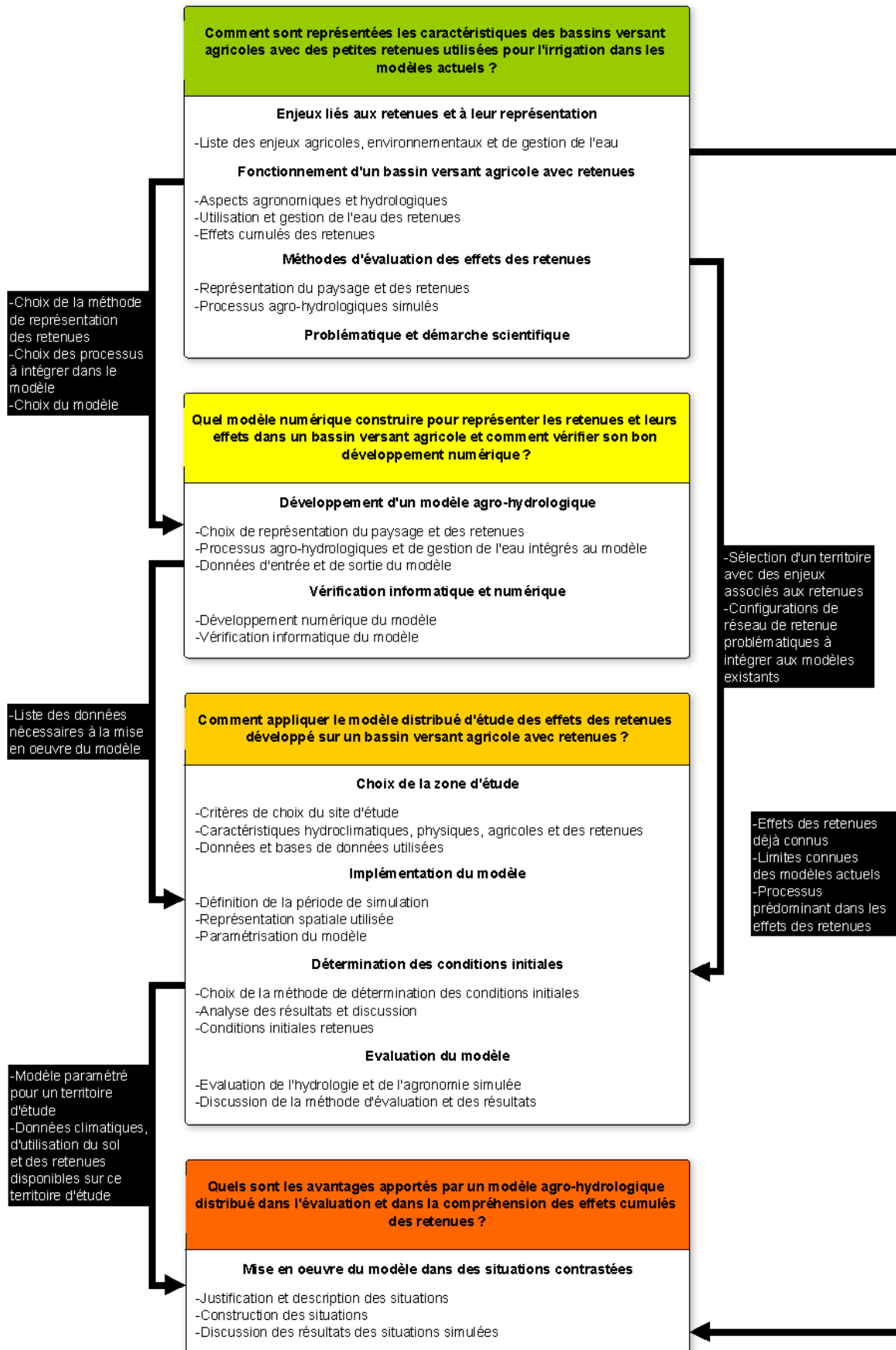


Figure 15 : Démarche scientifique mise en oeuvre pour développer un modèle qui permette de simuler et d'analyser les effets cumulés des retenues d'eau dans les bassins versants agricoles sur l'agro-hydrologie

Partie 2 : Développement et vérification numérique du modèle MHYDAS-Small-Reservoirs

Pour répondre à l'objectif de thèse, la première étape a été de développer MHYDAS-Small-Reservoirs, un nouveau modèle agro-hydrologique distribué qui permet de simuler les effets des retenues utilisées pour l'irrigation. La représentation du bassin versant utilisée par le modèle, des processus et des données d'entrée qu'il utilise est décrite dans le [Chapitre 5](#). Une vérification numérique visant à déceler des erreurs informatiques et logicielles du code a été réalisée et est présentée dans le [Chapitre 6](#).

Chapitre 5 : Développement de MHYDAS-Small-Reservoirs

Ce chapitre est consacré à la présentation du modèle MHYDAS-Small-Reservoirs. Le modèle présente deux caractéristiques majeures:

1. Reprenant les principes de discrétisation spatiale du modèle MHYDAS (Moussa *et al.*, 2002), il représente les éléments caractéristiques d'un bassin versant cultivé (e.g. parcelles, nappes, biefs, retenues) de façon explicite et totalement distribuée. Ainsi, ces éléments du paysage sont reliés les uns aux autres, positionnés les uns par rapport aux autres en fonction des liens hydrologiques et agronomiques (Figure 16). MHYDAS-Small-Reservoirs intègre deux éléments (nappe, retenue) qui n'étaient pas pris en compte dans la version initiale de MHYDAS.
2. Il couple trois types de modèles existants, permettant de prendre en compte le triptyque de processus en lien avec les retenues. Le premier type de modèle est hydrologique, reposant en partie sur le modèle hydrologique MHYDAS (Moussa *et al.*, 2002) qu'il complète via l'intégration notamment de formalismes relatifs aux nappes et aux retenues, développés spécifiquement pour MHYDAS-Small-Reservoirs, et d'un module de dynamique hydrique dans le sol pour les espaces non agricoles issus de SWAT (Neitsch *et al.*, 2011). Le second type de modèle est agronomique, basé sur le modèle de culture AqYield, qui représente pour les espaces agricoles les processus de croissance des cultures et calcule le rendement à la récolte (Constantin *et al.*, 2015). Le dernier type de modèle représente les décisions des agriculteurs relatives à la gestion des cultures sur les espaces agricoles et de l'eau dans les retenues, comme décrit par Murgue *et al.* (2014).

Ce chapitre est structuré selon trois sections distinctes. La première section présente les choix de représentation du bassin versant dans le modèle. Elle détaille les différents éléments du bassin versant pris en compte dans le modèle et les flux d'eau qui les relient. La seconde section reprend l'ensemble des processus agricoles, hydrologiques et d'utilisation et de gestion de l'eau du modèle. Elle reprend ainsi, selon le type d'éléments du paysage, les équations utilisées pour décrire chacun des processus. La dernière partie décrit les données d'entrée-sortie du modèle, leurs caractéristiques et leurs unités.

1. Représentation du bassin versant

1.1. Les unités spatiales

Comme dans le modèle MHYDAS (Chahinian, 2004; Moussa *et al.*, 2002), MHYDAS-Small-Reservoirs représente le bassin versant sous la forme d'unités spatiales interconnectées selon un graphe orienté (Figure 16). Une unité spatiale

est un élément homogène du bassin en termes de fonctionnement. Chaque unité spatiale a ses propres caractéristiques et est ainsi soumise à ses propres processus. Cinq types d'unités spatiales sont représentés dans le modèle : l'unité de surface (SU), l'unité retenue (RE), l'unité de nappe (GU), l'unité de bief (RS) et le point de prélèvement (WP). Les différents types d'unités spatiales et leurs caractéristiques sont détaillés dans les sections suivantes.

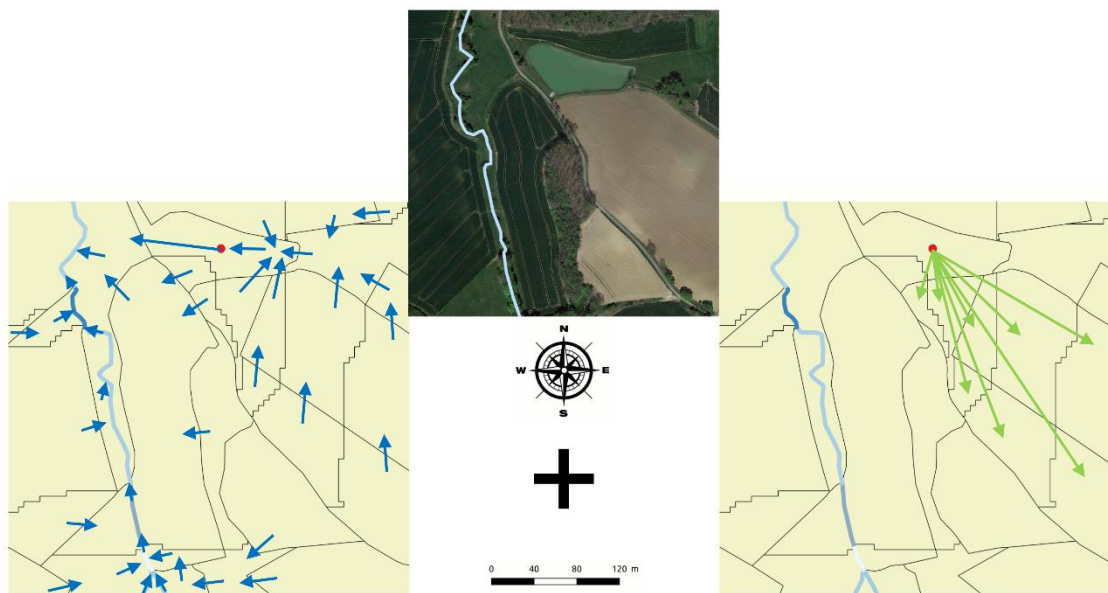


Figure 16 : Segmentation spatiale utilisée par le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs. En haut, une vue satellite d'une partie de bassin versant incluant une retenue déconnectée, des parcelles agricoles et un réseau hydrographique (en bleu). En bas, représentation spatiale dans MHYDAS-Small-Reservoirs de cette partie de bassin versant. Les polygones jaunes délimités par les lignes noires sont des parcelles entières ou des parties de parcelles appelées unités de surface (SU). Les lignes bleues représentent les unités de segment de bief (RS). Le point rouge correspond à une unité retenue déconnectée (RE). Le transfert d'eau entre les parcelles est indiqué par des flèches. Ce transfert d'eau est le résultat de processus hydrologiques (les liens hydrologiques qui s'effectue à la surface du sol par ruissellement diffus ou écoulement dans les biefs sont marqués en bleu, à gauche) ou des prélèvements en eau pour l'irrigation des cultures (les liens agronomiques sont indiqués en vert, à droite). Les liens hydrologiques qui s'effectuent dans le sol (percolation et écoulement de nappe) et les nappes (GU) ne sont pas représentés

1.1.1. L'unité de surface (SU)

Une unité de surface (notée SU pour « Spatial Unit ») représente une parcelle, ou une sous partie d'une parcelle selon la complexité de la topographie, de la variabilité du sol et du type de couvert ou d'usage, avec une direction d'écoulement uniforme. Le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs représente les SU de manière statique : le nombre et la position des SU, bien qu'intégrant les rotations culturales (cf. Chapitre 2-1.1 Organisation des exploitations agricoles), est invariable dans le temps et l'espace. En outre, le modèle distingue les SU agricoles des SU non-agricoles. La SU agricole est ainsi définie comme une parcelle, ou une fraction de parcelle, recouverte d'une culture (e.g. maïs, soja, tournesol) qui peut être irriguée. A l'inverse, la SU non-agricole est définie comme une parcelle, ou une fraction de parcelle, recouverte par un couvert végétal non cultivé (e.g. forêts, landes, pâtures) ou bien par des occupations du sol non-végétales (e.g. zones urbaines, roche nue, sable).

Une SU agricole est caractérisée par des attributs géométriques (pente, aire, distance de flux moyenne), des attributs agricoles (itinéraire technique, rotation culturale) et des attributs hydrologiques (rugosité, caractéristiques du sol) (Figure 17). A ces attributs s'ajoutent des attributs spécifiques à la croissance des plantes et notamment de leurs racines, qui sont fonction de la température et de la culture. Quand une SU est irriguée, l'eau peut provenir de prélèvements dans un RS ou dans une RE du domaine simulé (cf. Chapitre 5-2.3.2 Gestion des prélèvements).

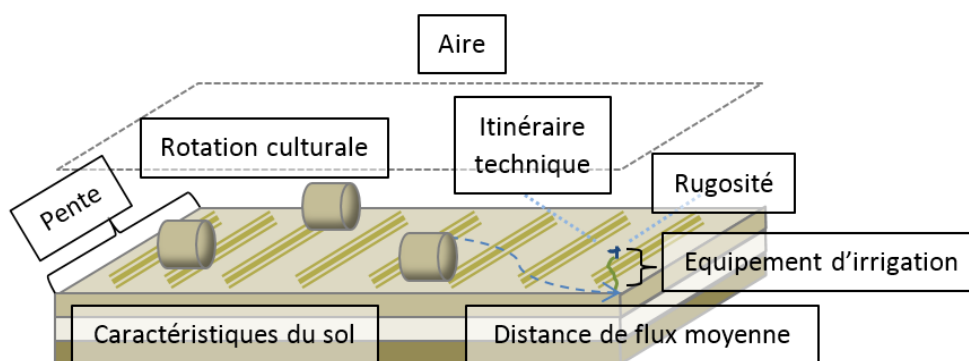


Figure 17: Principaux attributs d'une SU agricole

Une SU non-agricole est caractérisée par des attributs géométriques (pente, aire, distance de flux moyenne), des attributs hydrologiques (rugosité, caractéristiques du sol) et des attributs du couvert non-cultivé (type de couverture du sol, profondeur racinaire maximale). Le modèle adopte une représentation simplifiée des espaces non agricoles en supposant notamment que leur occupation du sol est stable et l'état du couvert végétal non évolutif. En conséquence, les phénomènes de type déforestation, qui entraînent de fortes variations de la dynamique hydrologique (Stéfanon *et al.*, 2014), ou l'effet de la croissance racinaire ne sont pas considérés. L'ensemble de ses attributs, y compris d'usage du sol, sont donc considérés comme fixes (Figure 18).

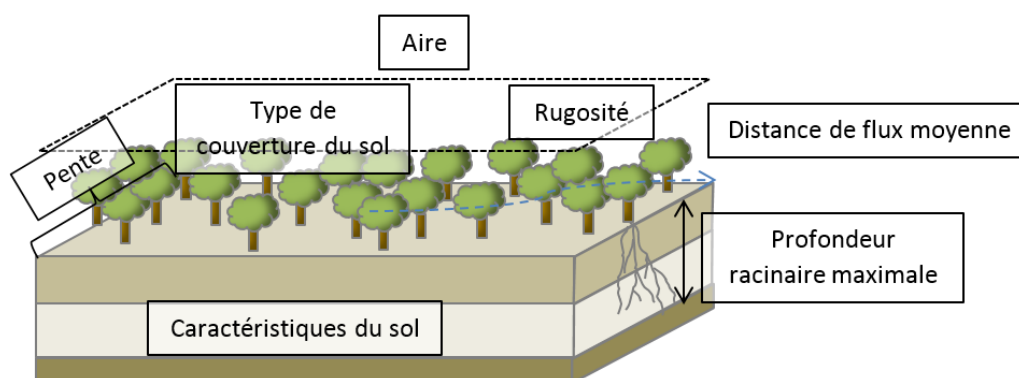


Figure 18: Principaux attributs d'une SU non-agricole

Le sol de chaque SU est caractérisé par des humidités spécifiques (*i.e.* humidité résiduelle, humidité au point de flétrissement permanent, humidité à capacité au champ, humidité à saturation). Chaque SU associe à ces humidités différents stocks d'eau calculés pour l'ensemble du profil de sol et exprimés en hauteur d'eau (en m). Le stock d'eau à l'humidité résiduelle est noté SW_R , le stock d'eau à l'humidité au point de flétrissement permanent est noté SW_{WP} , le

stock d'eau à l'humidité à capacité au champ est noté SW_{FC} et le stock d'eau à l'humidité à saturation est noté SW_S) (Figure 19).

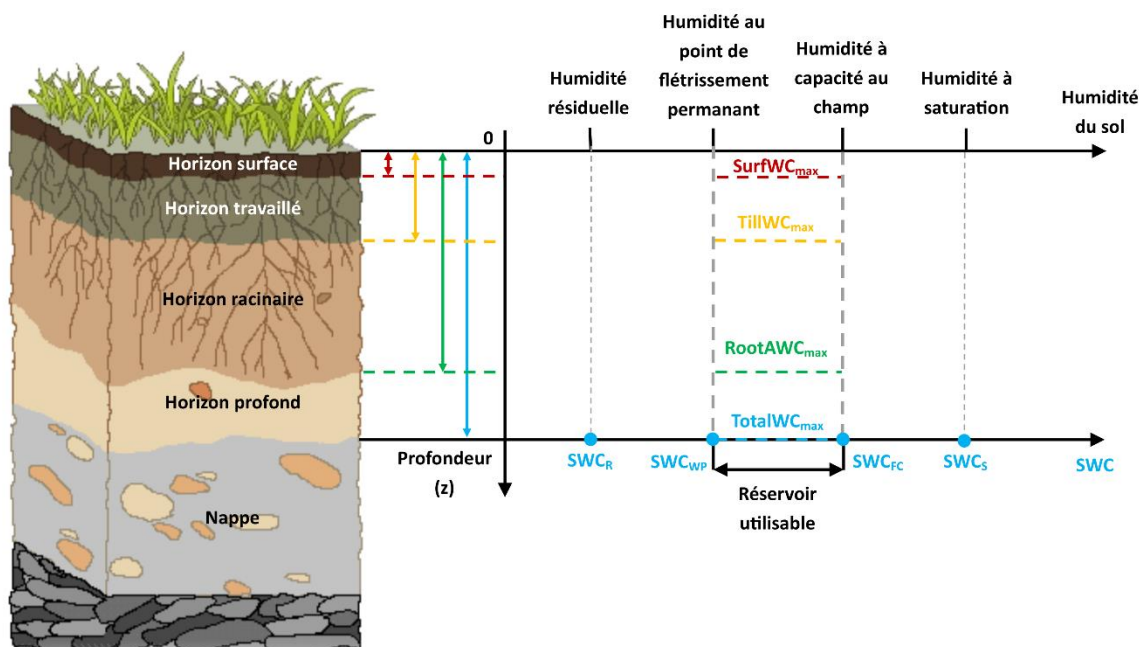


Figure 19 : Attributs du sol des SU. En bleu sont représentés les différents stocks d'eau et réservoirs utilisables sur l'ensemble du profil de sol. Le réservoir utilisable du sol utilisé sur les SU agricoles est également représenté selon l'horizon du sol auquel il s'applique : pour l'horizon superficiel du sol (en rouge), entre la surface du sol et la profondeur maximum de sol travaillé (en jaune) et entre la surface du sol et la profondeur atteinte par les racines (en vert)

Ces stocks d'eau permettent de définir $TotalWC_{max}$, le réservoir utilisable entre la surface du sol et la profondeur maximale de sol (Figure 19), qui correspond à la différence entre SW_{FC} et SW_{WP} .

Pour les SU agricoles, ce réservoir utilisable est discrétisé selon différents horizons du sol: i) $SurfWC_{max}$, le réservoir utilisable de l'horizon superficiel du sol, ii) $TillWC_{max}$, le réservoir utilisable entre la surface du sol et la profondeur maximum de sol travaillé, et iii) $RootAWC_{max}$, le réservoir utilisable entre la surface du sol et la profondeur atteinte par les racines (i.e. réserve utile). Chacune de ces profondeurs est définie selon le type de sol. A noter, $SurfWC_{max}$ et $RootAWC_{max}$ sont considérés comme variables dans le modèle, en fonction respectivement du tassement du sol à la surface consécutif au labour et de la profondeur de sol atteinte par les racines. Ces réservoirs utilisables sont déterminés en fonction d'une porosité efficace définie comme homogène sur la totalité du profil de sol et de la profondeur de l'horizon de sol considéré. Chaque horizon du sol est caractérisé par son eau disponible, variable de 0 à la valeur du réservoir utilisable de la couche.

Pour les SU non-agricoles, le sol est discrétisé en plusieurs couches pour prendre en compte l'hétérogénéité des flux d'eau dans le sol selon la profondeur. L'épaisseur et le nombre de couches des SU non-agricoles peuvent donc varier dans l'espace.

Dans le modèle, que ce soit pour le réservoir utilisable, pour l'eau disponible comme pour le stock d'eau du sol, l'ensemble de ces grandeurs est ramené à l'aire de la SU. Ces grandeurs sont donc exprimées en m.

1.1.2. L'unité retenue d'eau (RE)

Une unité de retenue d'eau (notée RE pour « REservoir ») représente un ouvrage qui peut stocker l'eau. Cette eau peut être éventuellement utilisée pour l'irrigation. Les RE peuvent être de manière indifférenciée déconnectées du réseau hydrographique (retenues collinaires) ou connectée au réseau hydrographique (retenue en barrage) (cf. Chapitre 2-2.2 Fonctionnement hydrologique « local » d'une retenue). Une RE est caractérisée par des attributs géométriques (aire maximale, capacité maximale, relation bathymétrique surface-volume) et hydrologique (débit minimum à l'aval) (Figure 20).

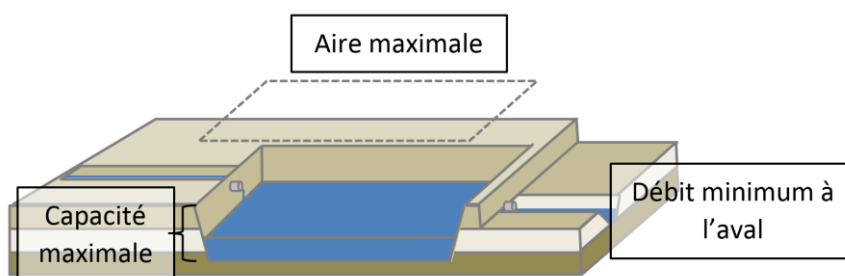


Figure 20 : Principaux attributs d'une RE

Pour une retenue connectée au réseau hydrographique, le débit minimum à restituer à l'aval est un attribut de l'unité RE (cf. Chapitre 2-2.2.2 Volume restitué à l'aval).

1.1.3. L'unité de nappe (GU)

Une unité de nappe (notée GU pour « Groundwater Unit ») correspond à un aquifère superficiel, caractérisé par un écoulement souterrain saturé qui suit la structure du bassin versant hydrologique et soutient le débit du bief du réseau hydrographique auquel la GU est connectée. Chaque GU est donc dérivée de la topographie. Ses propriétés hydrologiques sont homogènes. Deux types d'attribut la caractérisent : des attributs géométriques (aire) et des paramètres hydrologiques relatifs au modèle de nappe (Figure 21).

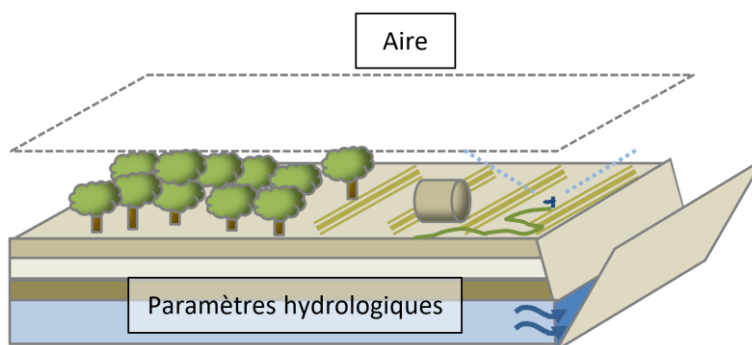


Figure 21 : Principaux attributs d'une GU

1.1.4. L'unité de segment de bief (RS)

Une unité de segment de bief (notée RS pour « Reach Segment ») est définie comme une section du réseau hydrographique. Les RS sont connectés entre eux pour constituer le réseau hydrographique du bassin versant. Ils peuvent également être des lieux de prélèvements pour l'irrigation (cf. Chapitre 5-2.3.2 Gestion des prélèvements). Un segment de bief est caractérisé par des attributs géométriques (largeur, profondeur, longueur, pente) et physiques (rugosité). Un bief exploité pour le prélèvement d'eau est caractérisé par un débit minimum à l'aval à respecter (cf. Chapitre 2-2.2.2 Volume restitué à l'aval) (Figure 22).

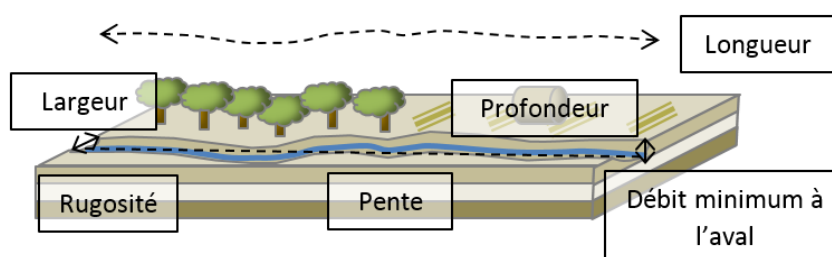


Figure 22 : Principaux attributs d'un RS

1.1.5. L'unité de point de prélèvement (WP)

Une unité de point de prélèvement (notée WP pour « Withdrawal Point ») correspond à un objet introduit pour faire le lien entre la ressource en eau (d'une RE ou d'un RS) et une ou plusieurs unités de surface irriguées (SU) par cette ressource. La présence d'un point de prélèvement permet donc de spécifier qu'une ressource en eau (RS ou RE) est utilisée pour l'irrigation. Inversement, en absence de WP, il n'y a pas de prélèvements dans la ressource. L'eau prélevée permet d'irriguer une ou plusieurs SU agricoles (cf. Chapitre 5-2.3.2 Gestion des prélèvements).

1.2. Type de lien entre les unités spatiales

Les unités spatiales sont connectées entre elles par des liens associés à des flux d'eau potentiels entre elles. Ainsi, une modification des flux d'eau sur une unité spatiale va modifier les flux d'eau à l'aval immédiat de l'élément du paysage, mais aussi l'ensemble des flux d'eau jusqu'à l'exutoire. Ces liens peuvent être de deux types :

- **Hydrologiques** : ils correspondent aux flux d'eau causés par un processus hydrologique tel que le ruissellement diffus, l'écoulement dans les biefs, la percolation et l'écoulement de nappe (cf. Chapitre 2-2.1.2 Processus hydrologiques).
- **Agronomiques** : ils correspondent aux transferts d'eau relatifs aux prélèvements depuis un bief ou une retenue (RS ou RE) jusqu'à une parcelle irriguée (SU) via un point de prélèvement (WP) (cf. Chapitre 2-3.1 Utilisation des retenues).

Ces connexions sont établies soit sur la base d'un Modèle Numérique de Terrain (MNT) pour les liens hydrologiques qui s'effectuent à la surface du sol (ruissellement diffus et écoulement dans les biefs), soit sur la base d'une connaissance experte du terrain, pour les liens agronomiques et les liens hydrologiques qui s'effectuent dans le sol (percolation et écoulement de nappe). Chaque unité spatiale peut recevoir des flux d'eau associés aux liens hydrologiques d'une ou

plusieurs unités spatiales amont, mais ne peut le transmettre qu'à une seule unité aval. Toutefois, l'irrigation de plusieurs SU par un même point de prélèvement rattaché à une RE ou un RS est possible. Les flux d'eau sont propagés selon les liens hydrologiques de la façon suivante :

- En surface, par ruissellement diffus d'une SU ou RE à une autre jusqu'à un RS puis au sein du réseau hydrographique par écoulement. Ce ruissellement et cet écoulement suivent la plus forte pente jusqu'à l'unité spatiale aval (SU, RE ou RS) ;
- En profondeur, par percolation d'une SU à une GU puis par écoulements souterrains jusqu'à un RS. La GU est donc rechargée par la percolation des SU qui s'y superposent à l'amont et alimente sous forme d'un écoulement de base son RS aval.

2. Processus modélisés

Dans le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs, les processus simulés sont fonction du type d'unité spatiale. L'ensemble des processus est détaillé dans les sections ci-dessous. Un glossaire reprend également l'ensemble des termes utilisés en [Annexe 1](#).

2.1. Processus hydrologiques

Les principaux processus hydrologiques modélisés sont le partage infiltration-ruissellement, la propagation du ruissellement (qu'il s'agisse de ruissellement diffus et d'écoulements dans un bief), l'évapotranspiration, la percolation dans le sol et l'écoulement de nappe.

La majorité des modèles hydrologiques utilisés sont à base physique. L'ensemble des processus hydrologiques sont simulés au pas de temps du modèle défini par l'utilisateur (e.g. journalier, horaire, 5 mn), excepté pour l'évaporation et la percolation des SU agricoles. Ces deux derniers processus, liés au modèle de culture, sont simulés à un pas de temps journalier.

2.1.1. Genèse du ruissellement

Le modèle représente la genèse du ruissellement par dépassement de la capacité d'infiltration, le ruissellement sur surface saturée étant négligé. Pour calculer le ruissellement par dépassement de la capacité d'infiltration, de nombreuses équations relient la capacité d'infiltration d'un sol à son humidité (e.g. Diskin and Nazimov, 1995; Singh and Yu, 1990).

Dans le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs, sur chaque SU, agricole ou non, le partage de la pluie entre excès d'eau et infiltration est simulé à chaque pas de temps en considérant une loi puissance entre la capacité d'infiltration du sol et son stock d'eau selon l'expression suivante :

$$f_p(t_i) = (I_{max} - K_s) * \left(\frac{SW_s - SW(t_i)}{SW_s - SW_r} \right)^\lambda + K_s$$

Équation 1

où $f_p(t_i)$ est la capacité d'infiltration d'un sol au pas de temps courant t_i (m/s), K_s la conductivité hydraulique à saturation moyenne sur l'ensemble du profil de sol (m/s), I_{max} la capacité maximale d'infiltration du sol (m/s), et SW_s , SW_r , et $SW(t_i)$ le stock d'eau du sol (m) respectivement aux humidités à saturation, résiduelle et au temps t_i et λ un paramètre de forme (sans unité). Le stock d'eau du sol à l'humidité à saturation a été déterminé en utilisant la densité apparente (notée ρ_b , en kg.L^{-1}) et la profondeur du sol (notée z_{total} , en m) :

$$SW_s = \left(1 - \frac{\rho_b}{2.65}\right) * z_{total}$$

Équation 2

où ρ_b est la densité apparente et z_{total} la profondeur totale du sol.

Dans le cas où la somme des apports en eau en surface est supérieure à la capacité d'infiltration pendant la durée du pas de temps, la lame d'eau infiltrée lors du pas de temps courant $I(t_i)$ (en m) est égale au produit de la capacité d'infiltration du sol au pas de temps courant et de la durée du pas de temps (Δt). La différence entre débit de ruissellement amont, irrigation, pluie, et infiltration correspond alors à l'excès d'eau de surface $R(t)$ produit (en m). Dans le cas contraire, l'excès d'eau en surface $R(t_i)$ est nul et l'infiltration du pas de temps courant $I(t_i)$ est égale à la somme des apports en surface :

$$\text{Si } P(t_i) + Irr(t_i) + \frac{UpstreamQ(t_i)*\Delta t}{A_{SU}} > f_p(t_i) * \Delta t, \text{ alors}$$

$$I(t_i) = f_p(t_i) * \Delta t \text{ et } R(t_i) = P(t_i) + Irr(t_i) + \frac{UpstreamQ(t_i)*\Delta t}{A_{SU}} - I(t_i)$$

$$\text{Sinon } I(t_i) = P(t_i) + Irr(t_i) + \frac{UpstreamQ(t_i)*\Delta t}{A_{SU}} \text{ et } R(t_i) = 0$$

Équations 3

avec t_i l'indice du pas de temps courant (sans unité), P la lame d'eau précipitée (en m), Irr la lame d'eau irriguée sur les SU agricoles (en m) et $UpstreamQ$ le débit de ruissellement sur les SU ou RE amont (en m) et A_{SU} l'aire de la SU (en m^2).

2.1.2. Propagation du ruissellement

2.1.2.1. Ruissellement diffus sur les unités de surface

Le produit de l'excès d'eau par l'aire de la SU constitue le débit, noté Q , à propager jusqu'à l'unité aval. Cette propagation est simulée selon le modèle de l'onde diffusante, en ramenant l'écoulement diffus bidimensionnel à un écoulement monodimensionnel (Moussa and Bocquillon, 1996) :

$$\frac{\delta Q}{\delta t} = -C * \frac{\delta Q}{\delta x} + D\delta \frac{\delta^2 Q}{\delta x^2}$$

Équation 4

avec Q le débit de ruissellement à l'aval de la SU (en $m^3.s^{-1}$), D la diffusivité de l'onde (en $m^2.s^{-1}$), C la célérité de l'onde (en $m.s^{-1}$). Les paramètres de célérité et de diffusivité de l'onde étant considérés constants dans le temps, l'équation de l'onde diffusante peut être résolue de façon analytique par la méthode d'Hayami (Moussa, 1996). La méthode consiste à convoluer la lame d'eau en résolvant l'équation suivante :

$$Q(t_i) = \frac{d}{2 * (\pi * D)^{\frac{1}{2}}} * \exp\left(\frac{C * d}{2 * D}\right) * \int_0^t R(t_i - \tau) * A_{SU} * \frac{\exp\left(\frac{C * d}{4 * D}\right) * \left(\frac{d}{C * \tau} + \frac{C * \tau}{d}\right)}{\tau^{\frac{3}{2}}} d\tau$$

Équation 5

où d est la distance entre le centre de gravité de la SU considérée et le centre de gravité de l'unité spatiale à l'aval (en m). Le terme $R(t - \tau)$ est l'excès d'eau à propager (en m), avec τ un opérateur du produit de convolution qui est interne au modèle. Cette lame d'eau est convoluée avec le « noyau d'Hayami », noté K , qui est exprimé ainsi :

$$K(t_i) = \frac{d}{2 * (\pi D)^{\frac{1}{2}}} * \frac{\exp\left(\frac{Cd}{4D}\right) * \left(2 - \frac{d}{Ct} - \frac{Ct}{d}\right)}{t^{\frac{3}{2}}}$$

Équation 6

Les deux paramètres C et D du modèle peuvent s'exprimer en fonction de la pente et de la rugosité de la SU en utilisant une relation de type Manning-Strickler :

$$C = C_u * \sqrt{\frac{s}{s_m} * \frac{n_m}{n}}$$

$$D = D_u * \frac{s}{s_m} * \frac{n_m}{n}$$

Équations 7

avec s la pente de la SU (en $m.m^{-1}$), s_m la pente moyenne de l'ensemble des SU (en $m.m^{-1}$), n le coefficient de rugosité de la SU (en $s.m^{-1/3}$), n_m le coefficient de rugosité moyen de l'ensemble des SU (en $s.m^{-1/3}$), et C_u et D_u respectivement la célérité et diffusivité moyenne sur l'ensemble des SU (respectivement en $m.s^{-1}$ et $m^2.s^{-1}$).

2.1.2.2. Ecoulements dans un bief

De même que la propagation du ruissellement diffus sur les SU, la lame d'eau à propager dans un RS a plusieurs origines : elle est issue de la somme des écoulements amont provenant des RS, RE, GU et SU amont. Le modèle néglige les pertes en eau des biefs liés i) à l'évapotranspiration (Croft, 1948), ii) au stockage d'eau dans les berges (Chen and Chen, 2003) ou ii) à l'infiltration vers la nappe (Osman and Bruen, 2002).

L'écoulement dans un bief est propagé en utilisant le modèle de l'onde diffusante (Moussa and Bocquillon, 1996) selon une approche comparable à la propagation du ruissellement diffus sur la SU (cf. Chapitre 5-2.1.2.1 Ruissellement diffus

sur les unités de surface). L'équation de l'onde diffusante est résolue par un produit de convolution. Le noyau de convolution est identique (Équation 6), si ce n'est que la distance d entre la SU considérée et l'élément aval est remplacée par la longueur l du bief (en m).

2.1.3. Evapotranspiration

L'évapotranspiration simulée par le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs est calculée de manière différente selon que la SU soit non-agricole ou agricole. Par ailleurs, le pas de temps de simulation est différent selon qu'il s'agisse de l'évapotranspiration sur les SU non-agricoles (simulation au pas de temps du modèle défini par l'utilisateur) ou agricoles (simulation à un pas de temps journalier).

2.1.3.1. Evapotranspiration d'une unité de surface non-agricole

L'évapotranspiration d'une SU non-agricole est calculée sur la base des formalismes de SWAT (Neitsch *et al.*, 2011). L'évapotranspiration potentielle de Penman, *i.e.* calculée via la formule de Penman (1948), est décomposée en évaporation et transpiration potentielle. Ces valeurs potentielles correspondent aux valeurs d'évaporation et de transpiration simulées en l'absence de stress hydrique. La transpiration potentielle est calculée sur la base des formalismes de Ritchie (1972) : l'évapotranspiration potentielle de Penman est pondérée par le LAI (Brisson *et al.*, 1998) (Équation 8). L'évaporation potentielle correspond à la différence entre évapotranspiration potentielle et transpiration potentielle (Équation 9). L'évaporation et la transpiration réelle sont ensuite calculées en fonction de l'évaporation et de la transpiration potentielles ainsi que du stock d'eau dans le sol.

La transpiration potentielle est donc estimée à partir de l'équation suivante (Neitsch *et al.*, 2011) :

$$TR_p(t_i) = \frac{PET(t_i) * LAI}{3}$$

Équation 8

avec TR_p la transpiration potentielle du couvert (en m), PET l'évapotranspiration potentielle de Penman (en m), et LAI l'indice de surface foliaire (en $m^2.m^{-2}$). A noter, la transpiration potentielle ne peut pas être supérieure à l'évapotranspiration simulée, c'est pourquoi la valeur de LAI est bornée à 3. Cette transpiration potentielle est utilisée pour calculer E_p , l'évaporation potentielle (en m), selon la formule suivante :

$$E_p(t_i) = PET(t_i) - TR_p(t_i)$$

Équation 9

Les flux d'évaporation réelle puis de transpiration réelle sont ensuite calculés, en prenant en compte la discrétisation verticale du sol (cf. Chapitre 5-1.1.1 L'unité de surface (SU)).

L'évaporation réelle s'effectue sur les premiers 0.5 m de sol. Elle est calculée sur chaque couche de sol comprise dans ces 0.5 m de sol selon les Équations 10, en prenant en compte une majoration si le stock d'eau de la couche excède le

stock d'eau à la capacité au champ (SW_{FC} , en m). En outre, elle est limitée à $0.8 * SW_{ly}(t_i)$ afin de simuler l'effet des forces de capillarité (*i.e.* de tension) qui limitent la quantité d'eau évaporée (Schindler and Müller, 2006). La lame totale réellement évaporée sur la SU (notée E , en m) est la somme des lames d'eau évaporées de chaque couche.

$$E_{ly}(t_i) = E_p(t_i) * \frac{thk_{ly}}{thk_{ly} + \exp(2.374 - 0.00713 * thk_{ly})}$$

$$E_{ly}(t_i) = E_{ly}(t_i) * \exp\left(\frac{2.5 * (SW_{ly}(t_i) - SW_{FC,ly}(t_i))}{SW_{FC,ly}(t_i)}\right), \text{ si } SW_{ly}(t_i) > SW_{FC,ly}(t_i)$$

Équations 10

avec thk_{ly} l'épaisseur de la couche (en m) et ly l'indice de la couche simulée (sans unité). En cas de dépassement du stock d'eau restant dans la couche de sol, l'évaporation est limitée au stock d'eau dans la couche de sol.

La transpiration réelle s'effectue sur la profondeur des racines. Elle est calculée sur chaque couche de sol comprise jusqu'à la profondeur maximale de sol atteinte par les racines (notée z_{max} , en m) selon les Équations 11. La transpiration réelle est quasi-égale à la transpiration potentielle calculée précédemment, excepté lorsque le stock d'eau de la couche de sol est proche du stock d'eau au point de flétrissement permanent. Cet état proche du point de flétrissement permanent est caractérisé dans le modèle comme un état où le stock d'eau dans le sol est inférieur au quart du stock d'eau à capacité au champ. Dans ce cas particulier, pour prendre en compte le fait que plus le potentiel hydrique est faible (*i.e.* tension élevée), plus la transpiration est générée difficilement (Nobel, 2005), la transpiration réelle simulée est diminuée en fonction du stock d'eau de la couche de sol, de l'évaporation réelle simulée et du stock d'eau à la capacité au champ. La lame totale réellement transpirée sur la SU (notée TR , en m) est la somme des lames d'eau transpirées de chaque couche :

$$TR_{ly}(t_i) = \frac{TR_p(t_i)}{1 - \exp(-10)} * \left(1 - \exp\left(-10 * \frac{thk_{ly}}{z_{max}}\right)\right)$$

$$TR_{ly}(t_i) = TR_{ly}(t_i) * \exp\left(0.5 * \left(\frac{4 * (SW_{ly}(t_i) - E_{ly}(t_i))}{SW_{FC,ly}(t_i)} - 1\right)\right), \text{ si } SW_{ly}(t_i) < 0.25 * SW_{FC,ly}$$

Équations 11

avec z_{max} la profondeur atteinte par les racines (en m). Cette transpiration réelle est vérifiée pour qu'elle ne soit pas supérieure au stock d'eau de la couche de sol, une fois l'évaporation prélevée et la percolation effectuée. En cas de dépassement du stock d'eau restant dans la couche de sol, la transpiration est limitée au stock d'eau dans la couche de sol, une fois l'évaporation prélevée.

2.1.3.2. Evaporation d'une unité de surface agricole

Pour une SU agricole, l'évaporation et la transpiration sont simulées de façon disjointe, selon le stade de croissance du couvert cultivé. Dans cette section, seule l'évaporation sera abordée. La transpiration, qui dépend en partie de l'état de développement de la culture, est abordée dans la partie « 2.3. Modèle de culture de l'unité de surface agricole ».

L'évaporation est calculée selon les formalismes d'AqYield, formalismes proches de ceux présentés dans le rapport FAO-56 (Allen *et al.*, 1998). L'évaporation y est ainsi calculée selon l'évapotranspiration potentielle de Penman, mais aussi selon un indice de croissance des plantes et un indice de stress hydrique du sol (Ai and Ma, 2020). L'indice de stress hydrique du sol est calculé à partir d'une fonction de pédotransfert basée sur l'évolution de l'humidité dans l'horizon superficiel du sol et sur le taux d'argile dans le sol (Therond and Villerd, 2020) :

$$E(t_i) = PET(t_i) * \max\left(1 - \frac{Kc(t_{i-1})}{1.1}; 0\right) * \left(\frac{SurfWC(t_{i-1})}{SurfWC_{max}(t_i)} * \frac{1}{1 + 0.02 * Clay} + 1 - \frac{1}{1 + 0.02 * Clay}\right)^3$$

Équation 12

avec t_{i-1} le temps au pas de temps précédent (en s), Kc l'indice de croissance de la plante (sans unité) (cf. Chapitre 5-2.2.2.3 Indice de croissance des cultures), $SurfWC$ l'eau disponible dans l'horizon superficiel du sol (en m), $SurfWC_{max}$ le réservoir utilisable de l'horizon superficiel du sol (en m), et $Clay$ le taux d'argile dans le sol (en %).

2.1.4. Percolation dans le sol

La percolation dans le sol entre la base du sol de la SU et la GU est modélisée différemment selon le type de SU (agricole ou non-agricole). Par ailleurs, le pas de temps de simulation est différent selon qu'il s'agisse de la percolation sur les SU non-agricole (simulation au pas de temps du modèle défini par l'utilisateur) ou agricole (simulation à un pas de temps journalier).

2.1.4.1. Percolation dans le sol d'une unité de surface non-agricole

Le modèle de percolation sur les zones non-agricoles utilise les formalismes de « SWAT », avec pour principe que l'eau percolée est l'eau gravitaire, c'est à dire l'eau contenue dans la porosité du sol au-delà de la capacité au champ (Neitsch *et al.*, 2011). La percolation à la base de chaque couche de sol est alors dépendante de la conductivité hydraulique de la couche de sol, du temps et de l'eau gravitaire contenue dans le sol (Pisinaras *et al.*, 2014) selon l'expression suivante :

$$\text{Si } SW_{ly}(t_i) > SW_{FC,ly}(t_i),$$

$$\text{alors } \Omega_{perc_{ly}}(t_i) = (SW_{ly}(t_i) - SW_{FC,ly}(t_i)) * \left(1 - \exp\left(-\frac{\Delta t}{\frac{SW_{S,ly}(t_i) - SW_{FC,ly}(t_i)}{K_{S,ly}(t_i)}}}\right)\right)$$

$$\text{Sinon } \Omega_{perc_{ly}}(t_i) = 0$$

Équations 13

avec Ω_{perc} la lame d'eau percolée sur la durée du pas de temps considéré (en m) et SW_{ly} le stock d'eau dans le sol après infiltration ou percolation depuis la couche supérieure. La percolation à la base du sol correspond à la percolation de la couche de sol la plus profonde.

2.1.4.2. Percolation dans le sol d'une unité de surface agricole

Le modèle de percolation sur les zones cultivées repose sur les formalismes du modèle AqYield (Constantin *et al.*, 2015). A la différence des SU non-agricoles, la percolation est calculée sur l'ensemble de l'horizon du sol. La percolation qui s'y produit résulte d'un bilan en eau qui prend en compte l'état d'humidité du sol, après prise en compte des flux entrants (*i.e.* infiltration dans le sol), sortants (*i.e.* évapotranspiration) et stockés dans le sol :

$$\begin{aligned} \text{Si } TotalWC(t_{i-1}) + I(t_i) - E(t_i) - TR(t_i) > TotalWC_{max}, \\ \Omega_{perc}(t_i) = TotalWC(t_{i-1}) + I(t_i) - E(t_i) - TR(t_i) - TotalWC_{max} \\ \text{Sinon } \Omega_{perc_{ly}}(t_i) = 0 \end{aligned}$$

Équations 14

avec $TotalWC$ l'eau disponible pour la plante entre la surface du sol et la profondeur maximale de sol (en m) et $TotalWC_{max}$ le réservoir utilisable entre la surface du sol et la profondeur maximale de sol (en m).

Contrairement à la percolation sous les unités de surface non-agricoles, (cf. Chapitre 5-2.1.4.1 Percolation dans le sol d'une unité de surface non-agricole), les temps de transferts de l'eau dans le sol ne sont pas pris en compte : en fonction du résultat du bilan hydrique précédent, la totalité de l'eau en excès par rapport à la capacité au champ est percolée, indépendamment de la conductivité hydraulique.

2.1.5. Ecoulement de nappe

Le modèle simule le volume d'eau dans chaque GU du bassin versant ainsi que l'écoulement de base de la rivière, c'est-à-dire le flux d'eau de chaque GU vers l'élément du réseau hydrographique (RS) auquel la GU est connectée. Le modèle ne prend pas en compte l'évapotranspiration à laquelle peuvent être soumises les nappes (Groeneveld *et al.*, 2007). Le volume d'eau dans la GU ramené à sa surface varie en fonction des flux entrants provenant de la percolation à la base du sol des SU (agricoles et non-agricoles) et du flux sortant sous la forme de l'écoulement de la GU vers le RS. Les flux percolés sont intégrés dès lors qu'ils sont produits sur les SU, *i.e.* à chaque pas de temps pour la percolation des SU non-agricole, et une fois par jour pour les SU agricoles :

$$S_{GU}(t_i) = S_{GU}(t_{i-1}) + \sum_{j=1}^{n_{SU}} \Omega_{perc_j}(t_i) - \frac{Qb(t_i) * \Delta t}{A_{GU}}$$

Équation 15

avec S_{GU} le volume d'eau dans la GU ramené à sa surface (m), n_{SU} le nombre de SU connectées à la GU (sans unité), j l'indice de la SU connectée à la GU (sans unité), Qb le débit de base (en $m^3.s^{-1}$) et A_{GU} l'aire de la GU (en m^2).

Le débit de base de la GU vers le RS, noté Qb , est calculé en supposant une relation sous forme de loi puissance entre débit de base et volume d'eau dans la GU (Kirchner, 2009) :

$$Qb(t_i) = A_{GU} * \left(Qref_{GU} * \left(\frac{S_{GU}(t_{i-1}) - Sref_{GU}}{A} \right)^B \right)$$

Équation 16

avec $Qref_{GU}$ un débit spécifique de base pris comme référence (en $m^3.s^{-1}.m^{-2}$), $Sref_{GU}$ la lame d'eau dans la GU en deçà de laquelle le débit de base est nul (en m) et A et B des paramètres empiriques, caractéristiques du fonctionnement de la GU (respectivement en m et sans unité).

A noter, bien que le pas de temps de simulation soit différent selon qu'il s'agisse de la percolation sur les SU non-agricoles (simulation au pas de temps du modèle défini par l'utilisateur) ou agricole (simulation à un pas de temps journalier), le modèle d'écoulement de nappe fonctionne au pas de temps fixé par l'utilisateur. Le modèle récupère ainsi la totalité des flux d'eau percolés dès qu'ils sont produits.

2.2. Modèle agronomique

Le modèle agronomique a pour objectif de simuler l'ensemble des processus agronomiques à la surface des SU agricoles. Par processus agronomiques, il est entendu l'ensemble des mécanismes biophysiques et décisionnels qui participent au développement des couverts cultivés et à la production de biomasse agricole. Ce modèle agronomique est composé d'un modèle biophysique de culture et d'un modèle décisionnel. Le modèle de culture, appliqué sur une SU agricole, a pour objectif de simuler la croissance, le stress hydrique, la transpiration des couverts cultivés, et le rendement des cultures à la récolte. Ces variables sont estimées selon les formalismes du modèle « AqYield » (Constantin *et al.*, 2015), à partir des caractéristiques physiologiques du couvert, des conditions météorologiques, et des propriétés et conditions hydriques du sol. Le modèle décisionnel (Murgue *et al.*, 2014) simule les itinéraires techniques qui sont pratiqués sur les cultures qui se succèdent sur la SU agricole. L'ensemble de ces mécanismes, détaillés dans les parties ci-après, sont simulés dans le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs à un pas de temps journalier, considérant qu'un pas de temps journalier apparaît plus adapté à la dynamique des processus représentés par le modèle. Pour ce faire, l'ensemble des flux entrants (*i.e.* l'infiltration) ainsi que les variables de forçage climatique (précipitation et évapotranspiration potentielle de Penman) sont cumulé tout au long de la journée et intégré au modèle agronomique en fin de journée.

2.2.1. Processus hydriques

Les processus hydriques dans le sol des SU agricoles (remontées par capillarité et transpiration des cultures) sont fonction des propriétés de l'eau du sol (réserve utile des plantes, eau disponible dans le sol et propriétés hydriques de l'horizon superficiel du sol). L'ensemble de ces propriétés et processus est détaillé dans les sections suivantes.

2.2.1.1. Réserve utile des plantes

La réserve utile, $RootAWC_{max}$, est calculée à chaque pas de temps en fonction de la profondeur du sol atteinte par les racines. Son calcul dépend donc de la dynamique de croissance racinaire des plantes cultivées, qui n'est pas simulée de

manière identique par le modèle avant et après que la période de floraison de la plante cultivée ait été atteinte. Avant la floraison, la réserve utile dépend de l'échelle de végétation, des caractéristiques de la plante et des caractéristiques du sol. Une fois la floraison atteinte, cette réserve utile évolue en fonction de la température, des caractéristiques de la plante et du sol :

$$RootAWC_{max}(t_i) = Vscale(t_{i-1}) * \frac{SumTflo}{\frac{SumTroot}{StrucCoeff}}, \text{ avant floraison}$$

$$RootAWC_{max}(t_i) = RootAWC_{max}(t_{i-1}) + 0.5 * \frac{T_m(t_i)}{\frac{SumTroot}{StrucCoeff}}, \text{ à partir de la floraison}$$

Équations 17

avec T_m la température moyenne de l'air (en °C), $SumTroot$ la somme de degrés jour pour faire croître les racines de 1 mm (en °C), $StrucCoeff$ le coefficient de qualité de la structure du sol (sans unité), $SumTflo$ la somme de degrés jour pour atteindre la floraison (en °C). L'occurrence de la floraison est mesurée par la variable $Vscale$ (échelle de végétation) (cf. Chapitre 5-2.2.2.1 Echelle de végétation).

2.2.1.2. Eau disponible dans le sol

L'eau disponible dans le sol est distinguée selon qu'elle concerne la plante, l'horizon travaillé du sol ou bien l'ensemble du profil de sol.

La variation de l'eau disponible dans le sol pour la plante, $RootWC$, est simulée sur la base d'un simple calcul de bilan hydrique. Elle dépend donc des entrées (infiltration) et des sorties (évaporation, transpiration) mais aussi de la capacité du réservoir sol (réserve utile, $RootAWC_{max}$) et de la profondeur du travail du sol. En effet, le travail du sol a pour conséquence d'augmenter la porosité et l'infiltration en modifiant l'état de compaction du sol (Ahuja *et al.*, 1998; Lipiec *et al.*, 2006), ce qui est utile pour augmenter le stockage d'eau possible par le sol.

Le calcul de l'eau disponible dépend donc de trois cas de figure :

- 1) si la profondeur racinaire est inférieure à la profondeur de labour, l'eau disponible est calculée sur la profondeur de labour :

$$\text{Si } |RootAWC_{max}(t_i) - TillWC_{max}(t_i)| \leq 0.1 :$$

$$RootWC(t_i) = TillWC(t_i)$$

- 2) en période de croissance racinaire :

$$\text{Sinon si } RootAWC_{max}(t_i) > RootAWC_{max}(t_{i-1}) :$$

$$RootWC(t_i) = RootWC(t_{i-1}) + I(t_i) - EVP(t_i) - TR(t_i)$$

$$+ (RootAWC_{max}(t_i) - RootAWC_{max}(t_{i-1})) * \left(\frac{TotalWC(t_{i-1}) - RootWC(t_{i-1})}{TotalWC_{max} - RootWC_{max}(t_{i-1})} \right)$$

- 3) dans les autres cas, c'est-à-dire une fois la profondeur racinaire maximum atteinte :

$$\text{Sinon } RootWC(t_i) = RootWC(t_{i-1}) + I(t_i) - E(t_i) - TR(t_i)$$

Équations 18

avec $TillWC_{max}$ le réservoir utilisable entre la surface du sol et la profondeur maximum de sol travaillé (en m), $TillWC$ l'eau disponible pour la plante entre la surface du sol et la profondeur maximum de sol travaillé (en m).

L'eau disponible entre la surface du sol et la profondeur maximum de sol travaillé, $TillWC$, va dépendre de l'évapotranspiration et des apports en eau à la surface du sol :

$$TillWC(t_i) = TillWC(t_{i-1}) + I(t_i) - E(t_i) - TR(t_i)$$

Équation 19

Cette quantité d'eau est bornée au maximum par le réservoir utilisable entre la surface du sol et la profondeur maximum de sol travaillé, $TillWC_{max}$, atteinte lorsqu'un travail du sol vient d'être effectué et que le sol est à capacité au champ.

L'eau disponible entre la surface du sol et la profondeur maximale de sol, $TotalWC$ (en m), résulte d'un bilan hydrologique qui prend en compte l'humidité du sol au pas de temps précédent, l'eau infiltrée dans le sol de la SU agricole (I , en m), l'évaporation (E , en m), et la transpiration (TR , en m) :

$$TotalWC = TotalWC(t_{i-1}) + I(t_i) - E(t_i) - TR(t_i)$$

Équation 20

2.2.1.3. Propriétés hydriques de l'horizon superficiel du sol

Généralement, l'eau disponible pour la plante dans l'horizon superficiel du sol varie plus rapidement que sur le reste du profil de sol. Ces variations sont principalement dues aux phénomènes d'évaporation, qui ne concernent que la surface du sol (Garg *et al.*, 2015), mais aussi aux effets du travail du sol qui modifie les propriétés à la surface du sol (il augmente le réservoir utilisable et les capacités d'infiltration) (e.g. Benjamin, 1993; Gicheru *et al.*, 2004; Lipiec *et al.*, 2006).

Le modèle considère donc que le réservoir utilisable de l'horizon superficiel du sol, $SurfWC_{max}$, va varier en fonction de l'état de tassement du sol. Lorsqu'un travail du sol est effectué, le réservoir utilisable dans l'horizon superficiel atteint son maximum. Dans ce cas, $SurfWC_{max}$ est déterminée en multipliant la porosité efficace par la profondeur maximale de l'horizon superficiel du sol (i.e. 6 cm). Suite à ce travail du sol $SurfWC_{max}$ va être modifiée par les paramètres du sol, afin de simuler la perte de réservoir utilisable due au tassement du sol en surface consécutif à une pluie ou une irrigation. Dans cet autre cas, on a :

$$SurfWC_{max}(t_i) = SurfWC_{max}(t_{i-1}) * \left(1 - \frac{P(t_i) + Irr(t_i)}{Clay^2}\right)$$

Équation 21

L'évolution de l'eau disponible pour la plante dans l'horizon superficiel du sol, $SurfWC$, est prise en compte par le modèle en considérant le bilan hydrologique du sol et l'effet de tassement global de l'ensemble du profil de sol (cf. Chapitre 5-2.2.1.2 Eau disponible dans le sol) :

$$SurfWC(t_i) = SurfWC(t_{i-1}) + I(t_i) - E(t_i) + \left(Cap_{coeff}(t_i) * \left(\frac{TillWC(t_{i-1})}{TillWC_{max}} - \frac{SurfWC(t_{i-1})}{SurfWC_{max}(t_{i-1})} \right) \right)$$

$$SurfWC(t_i) = SurfWC(t_i) + \frac{(TillWC(t_{i-1}) - SurfWC(t_{i-1})) * (SurfWC_{max}(t_i) - SurfWC_{max}(t_{i-1}))}{TillWC_{max} - SurfWC_{max}(t_{i-1})}, \text{ si}$$

$$SurfWC_{max}(t_i) \leq SurfWC_{max}(t_{i-1})$$

Équations 22

avec Cap_{coeff} le coefficient de capillarité (sans unité) décrit dans la section suivante.

2.2.1.4. Remontées par capillarité

Dans le modèle, les remontées par capillarité du sol sont influencées par le travail du sol et par la quantité d'eau infiltrée dans le sol. Alors qu'elles sont minimales dans un sol qui vient d'être travaillé, ces flux vont ensuite augmenter à mesure que de l'eau s'infiltré dans le sol jusqu'à ce qu'un nouveau travail du sol soit effectué.

Cette évolution de la capillarité est représentée par un coefficient de capillarité, noté Cap_{coeff} . Le jour où le travail du sol est effectué, sa valeur est nulle. A l'inverse, lorsque les remontées par capillarité sont maximales, ce coefficient est égal à 1. L'évolution de ce coefficient de capillarité au cours du temps est fonction de la quantité d'eau infiltrée à la surface du sol (Constantin *et al.*, 2015) :

$$Cap_{coeff}(t_i) = Cap_{coeff}(t_{i-1}) + \max\left(0.0; (1 - Cap_{coeff}(t_{i-1}))\right) * \frac{I(t_{i-1})}{50}$$

Équation 23

Ce coefficient sert par la suite au calcul des flux de remontée capillaire, notés Cap :

$$Cap(t_i) = Cap_{coeff}(t_i) * \frac{TillWC(t_{i-1})}{TillWC_{max}} - \frac{SurfWC(t_{i-1})}{SurfWC_{max}(t_{i-1})}$$

Équation 24

Le flux de capillarité est utilisé pour corriger l'eau disponible des couches de surface et travaillée du sol. Il n'y a pas de flux de capillarité provenant de la zone sous-racinaire. L'eau disponible dans l'horizon superficiel du sol ($SurfWC$) est donc augmentée par ces flux de capillarité.

2.2.1.5. Transpiration des cultures

Comme pour l'évaporation, le formalisme est proche de celui présenté dans le rapport FAO-56 (Allen *et al.*, 1998). Dans le modèle, la transpiration est calculée en utilisant l'évapotranspiration potentielle de Penman, l'indice de croissance des

plantes et un indice de stress hydrique selon l'Équation 25. Lorsque la culture atteint la maturité, la transpiration est généralement quasi nulle (Sacks and Kucharik, 2011; Siddique *et al.*, 1990). Ainsi, la transpiration n'est calculée que jusqu'à ce que la culture atteigne la maturité :

$$TR(t_i) = ((PET(t_i) - E(t_i)) * Kc(t_{i-1})) * IRsh(t_{i-1})$$

Équation 25

avec $IRsh$ l'indice de disponibilité de l'eau dans le sol (sans unité, cf. 2.2.2.2 Indice de disponibilité de l'eau dans le sol).

Comme pour l'évaporation, la transpiration des SU dont le sol est labouré est augmentée conformément aux observations d'Aboudrare *et al.* (2006) et Sang *et al.* (2016) selon l'Équation 26 :

$$TR_w(t_i) = TR(t_i) * \frac{TillWC(t_{i-1})}{RootWC(t_{i-1})}$$

Équation 26

avec TR_w la lame d'eau transpirée en cas de travail du sol (en m).

2.2.2. Croissance et gestion de la culture

2.2.2.1. Echelle de végétation

L'échelle de végétation d'une culture, notée $Vscale$ (sans unité), est une variable du temps indiquant le stade de développement de la culture par rapport au stade de floraison. Dans le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs, comme dans le modèle STICS (Brisson *et al.*, 2003), ce développement de la culture est contrôlé par la somme des températures moyennes journalières comprises entre T_{base} et T_{max} (appelée somme de degrés-jour) :

$$Vscale(t_i) = Vscale(t_{i-1}) + \frac{\max(\min(T_m(t_i); T_{max}) - T_{base}; 0)}{SumTflo}$$

Équation 26

avec T_{max} la température de l'air à la surface de la SU au-delà de laquelle il n'y a plus d'impact sur le développement de la plante (en °C) et T_{base} la température minimale à la surface de la SU nécessaire pour que la plante poursuive son développement (en °C).

L'échelle de végétation croît donc dans le temps, jusqu'à ce que la plante soit récoltée. Un cas particulier concerne l'état à la floraison, pour lequel l'échelle de végétation est égale à 1. Cette échelle de végétation influence de nombreuses autres variables (e.g. transpiration, eau disponible, etc.). A noter, pendant la période hivernale, l'effet de limitation de croissance, tel que décrit dans Therond and Villerd (2020), est pris en compte. Par souci de simplification, cet effet n'est pas détaillé dans ce manuscrit.

2.2.2.2. Indice de disponibilité de l'eau dans le sol

Selon son état de stress hydrique, la plante peut diminuer la quantité d'eau qu'elle transpire en fermant ses stomates (cf. Chapitre 2-1.2.2 Transpiration des cultures). Cela se produit généralement l'été, lorsque la ressource en eau dans le sol est déficitaire par rapport aux besoins en eau des cultures.

Dans MHYDAS-Small-Reservoirs, l'effet induit par la fermeture des stomates est représenté par un indice de disponibilité de l'eau dans le sol, noté $IRsh$ (sans unité), qui sert dans le calcul de la transpiration (cf. Chapitre 5-2.2.1.5 Transpiration des cultures) et de l'indice de croissance de la culture (cf. Chapitre 5-2.2.2.3 Indice de croissance des cultures). Plus les stomates sont ouverts, plus cet indice se rapproche de 1. Dans le cas contraire, plus la disponibilité en eau du sol est faible, plus cet indice tend vers 0. Cet indice prend en compte l'évolution de l'eau disponible dans le sol pour la plante par rapport au dernier pas de temps simulé, la composition du sol en argile qui influence fortement les forces de rétention de l'eau dans le sol (e.g. Leeper and Uren, 1993), et l'état de croissance de la culture qui influence les forces de succions de l'eau du sol par la culture. A noter, $AqYield$ ne prend pas en compte dans ce calcul l'eau de l'horizon superficiel du sol (i.e. moins de 6 cm de profondeur), dont l'eau disponible est très variable, et dont la variation est considérée comme peu influente sur la fermeture des stomates :

$$IRsh(t_i) = 1 - \left| 1 - \frac{RootWC(t_i) - SurfWC(t_i)}{RootAWC_{max}(t_{i-1}) - SurfWC_{max}(t_{i-1})} \right|^{\frac{120}{Clay+15} * Csto^{Vscale(t_{i-1})}}$$

Équation 27

avec $Csto$ un coefficient représentant l'effet de la fermeture des stomates sur le stress hydrique de la plante (sans unité).

2.2.2.3. Indice de croissance des cultures

Les indices de croissance sont couramment utilisés pour évaluer l'état de développement des couverts cultivés et simuler leurs rendements. Andresen *et al.* (1989) qui ont étudié les rendements du maïs, ont utilisé le concept d'un indice de croissance basé sur la culture, le sol et le climat (température, évapotranspiration, durée d'ensoleillement), ainsi que sur l'influence de l'application de fertilisant azoté. D'autres auteurs ont simulé le développement des couverts cultivés en utilisant des données concernant des variables environnementales que sont la température, la disponibilité en eau, le sol et les itinéraires techniques (e.g. Greene and Maxwell, 2007; Tsuji *et al.*, 1994).

MHYDAS-Small-Reservoirs utilise un indice aux concepts similaires à celui proposé par Andresen *et al.* (1989), mais qui néglige l'effet d'intrant azoté. Le développement du couvert végétal cultivé est modélisé sur la base d'un indice de croissance de la plante cultivée, calculé chaque jour à partir du semis et jusqu'à l'arrivée à maturation. Cet indice, noté Kc (sans unité), est fonction de l'espèce cultivée, de ses caractéristiques, de la durée d'ensoleillement et de la température. Au pas de temps t_i , l'indice de croissance $Kc(t_{i-1})$ est incrémenté de $\Delta Kc(t_i)$, lequel est calculé différemment selon la position par rapport à la floraison :

$$\Delta Kc(t_i) = \frac{T_m(t_i)}{1000} * DayL(t_i) * 3 * IRsh(t_i) * Cvig * (Vscale(t_i))^{1.5}, \text{ avant floraison}$$

$$\Delta Kc(t_i) = \frac{T_m(t_i)}{1000} * (-2) * \left(\frac{Vscale(t_i)-1}{\frac{SumTmat}{SumTflo}-1} \right)^{2.5}, \text{ après floraison}$$

Équations 28

avec $DayL$ la durée d'ensoleillement (en s), $Cvig$ le potentiel de croissance de la plante (sans unité) fixé selon le type de culture et $SumTmat$ la somme de degrés jours pour arriver à maturation physiologique (en °C) fixée selon le type de culture. Les modèles qui utilisent ce principe d'indice de croissance utilisent pour la plupart un concept de vitesse de croissance maximale (e.g. Pearson *et al.*, 2008), ceci afin de prendre en compte le fait que, même dans des conditions optimales, la vitesse de croissance de la plante est limitée. Dans MHYDAS-Small-Reservoirs, cette variation de l'indice de croissance $\Delta Kc(t_i)$ est bornée par la vitesse de croissance maximale de la plante $\Delta Kc_{max}(t_i)$, définie en fonction de la durée d'ensoleillement, de la température, de l'indice de croissance maximum de la plante et de l'indice de satisfaction hydrique (Therond and Villerd, 2020) :

$$\Delta Kc_{max}(t_i) = \frac{T_m(t_i)}{1000} * DayL(t_i) * 3 * IRsh(t_i) * (Kc_{max} - Kc(t_{i-1}))$$

Équation 29

avec Kc_{max} l'indice de croissance maximum de la plante (sans unité). A noter, la plante, une fois à maturation, ne croît plus : son indice de croissance Kc est alors borné à son indice de croissance maximum Kc_{max} .

2.2.2.4. Itinéraires techniques

Les itinéraires techniques correspondent à l'enchaînement d'opérations techniques qui sont généralement décidées en fonction des conditions climatiques (e.g. précipitations, températures) et de l'état du sol qui en découle (e.g. Abdulai, 2018; Chartzoulakis and Bertaki, 2015; Han *et al.*, 2020; Shahzad and Abdulai, 2020). Des conditions climatiques non clémentes peuvent entraîner un report dans la réalisation d'une opération technique. De ces opérations techniques découlent un certain nombre de pratiques (semis, irrigation, travail du sol, récolte), chaque pratique pouvant faire appel à une ou plusieurs opérations techniques (cf. Chapitre 2-1.3 Itinéraires techniques).

Le modèle décisionnel de MHYDAS-Small-Reservoirs permet de simuler sur chaque SU agricole l'effet d'un certain nombre de pratiques (semis, irrigations, travail du sol, récolte). La prise de décision des différentes opérations techniques reprend les formalismes utilisés dans le modèle Maelia tout en étant adaptés pour permettre leur discrétisation à la résolution de la SU. En effet, le modèle Maelia (Gaudou *et al.*, 2016; Lardy *et al.*, 2016; Therond *et al.*, 2014) définit les règles d'irrigation à une résolution proche de l'exploitation agricole. MHYDAS-Small-Reservoirs étant un modèle spatialement distribué, l'ensemble des flux d'eau entre RE ou RS dans lesquels prélever et SU à irriguer est discrétisé pour chaque SU et RE.

Chacune des pratiques prise en compte dans le modèle décisionnel est détaillée ci-après, une seule opération technique pouvant être menée par jour selon l'ordre de priorité défini ci-dessous :

- **Le travail du sol** : Le travail du sol est mis en place pendant la période de travail du sol (fenêtre temporelle) lorsque l'eau disponible dans le sol est propice. Cette décision dépend du type de sol, des conditions climatiques (pluie cumulée antérieure) et des conditions hydriques du sol (eau disponible dans l'ensemble du profil de sol) ;
- **Le semis** : Le semis est effectué pendant la période de semis (fenêtre temporelle), qui varie selon le type de culture et la classe de précocité de la culture. Il est réalisé si les conditions climatiques (précipitations cumulée antérieure et température minimale) et hydriques du sol (eau disponible dans l'ensemble du profil de sol) sont favorables ;
- **La récolte** : La récolte peut être effectuée sous deux conditions. D'une part, elle peut être effectuée lorsque la culture est mature (dépend de l'échelle de végétation de la culture). D'autre part, elle peut avoir lieu avant, suite à de mauvaises conditions météorologiques (précipitations cumulées antérieures), qui pourraient entraîner des dommages aux cultures ;
- **L'irrigation** : Les jours où l'irrigation est nécessaire sont simulés en fonction des conditions météorologiques (précipitations cumulées antérieures et prévues), du besoin en eau des cultures au regard de leur état de stress hydrique, d'une période d'irrigation définie (fenêtre temporelle) et du temps écoulé depuis la dernière irrigation. Pour qu'une irrigation ait lieu, il faut ainsi que le temps écoulé depuis la dernière irrigation soit au moins égal à l'intervalle minimum entre deux irrigations définies. Dans le modèle, l'occurrence de l'irrigation est conditionnée par la disponibilité des ressources en eau (cf. Chapitre 5-2.3.2.2 Répartition de la quantité d'eau prélevée entre unité de surface). Lorsqu'un jour est simulé comme jour d'irrigation, la demande de l'agriculteur en eau pour l'irrigation d'une SU correspond à la dose à apporter pour le type de culture et le type de sol de cette SU. La dose d'irrigation par type de sol et type de culture est un paramètre d'entrée du modèle.

Les paramètres régissant le déclenchement de ces opérations culturales sont donc spécifiques de chaque culture, de chaque sol et de chaque itinéraire technique.

2.2.3. Estimation des rendements des cultures

Comme de nombreux modèles (e.g. Hanks, 1983; Hanway, 1963; Linderson *et al.*, 2007; Quemada *et al.*, 2013; Stewart *et al.*, 1977), MHYDAS-Small-Reservoirs relie les rendements au stress hydrique de la plante. Ce stress hydrique va avoir un effet différent sur le rendement suivant le moment auquel il survient par rapport au stade phénologique du couvert cultivé (e.g. Andresen *et al.*, 2001, 1989; Yonts *et al.*, 2018).

MHYDAS-Small-Reservoirs associe à chaque type de culture un rendement potentiel, qui peut être diminué du fait d'un stress hydrique de la culture qui survient avant la phase de maturité. Le rendement potentiel et le stress hydrique sont utilisés pour déterminer le rendement à la récolte (Constantin *et al.*, 2015). Ce stress hydrique est représenté par le rapport entre la transpiration théorique maximale et la transpiration réelle. Il utilise donc la fonction suivante pour calculer le rendement (*Yield*, en t.ha⁻¹) :

$$Yield(t_i) = \left(1 - \delta * \left(1 - \frac{\sum TR(t_i)}{\sum TR_{max}(t_i)} \right)^2 \right) * Yield_{max}$$

Équation 30

avec δ un coefficient de la fonction de production du rendement (sans unité), TR_{max} la transpiration maximale simulée du couvert cultivé lors d'une disponibilité en eau optimale (en m) et $Yield_{max}$ le rendement potentiel maximal défini pour le couvert cultivé (en t.ha⁻¹) (cf. Chapitre 2-1.2.4 Production de biomasse). TR_{max} est défini comme la transpiration de la culture pour un indice de disponibilité de l'eau dans le sol $IRsh$ égal à 1 (i.e. disponibilité optimale de l'eau du sol pour la culture) (cf. Chapitre 5-2.2.1.5 Transpiration des cultures).

2.3. Hydrologie des retenues et gestion des prélèvements associés

2.3.1. Hydrologie des retenues

Cette section est structurée en sous-section dont la première détaille la modélisation du fonctionnement hydrologique global des retenues, et les suivantes détaillent trois éléments spécifiques aux retenues (taux d'évaporation à la surface d'un plan d'eau, débit minimum à l'aval et surface en eau de la retenue).

2.3.1.1. Fonctionnement hydrologique des retenues

Comme la plupart des modèles représentant les retenues le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs est basé sur une approche de bilan hydrologique de la retenue qui calcule, à chaque pas de temps, le volume d'eau dans chaque retenue en fonction des principaux flux entrants et sortants de la retenue. Le flux entrant est composé du débit amont ($UpstreamQ$, en m³.s⁻¹) et de l'intégralité de la pluie qui tombe à la surface de la retenue et sur ses berges (P , en m). Ce flux entrant est fonction de l'agencement réel du paysage : le ruissellement amont qui participe au remplissage des RE est dépendant du ruissellement généré sur chaque SU amont, ou de l'écoulement du RS amont. En fonction de ce flux entrant, l'eau sera soit stockée dans la retenue (V_{RE} , en m³), soit écoulee à l'aval (Q , en m³.s⁻¹), ou bien participera aux flux d'évaporation (E_{RE} , en m³) et de prélèvement (W , en m³) de la retenue.

Deux cas sont distingués : soit il n'y a pas assez d'eau dans la retenue pour satisfaire la demande en eau pour l'irrigation et l'évaporation, soit le volume d'eau est suffisant. Le bilan hydrologique dans la retenue est effectué selon ces deux Équations 31 :

$$\text{Si } V_{RE}(t_{i-1}) + P(t_i) * A_{RE,max}(t_i) + UpstreamQ(t_i) * \Delta t \leq A_{RE}(t_i) * E_{RE,P}(t_i) + W(t_i),$$

alors $E_{RE}(t_i) = V_{RE}(t_{i-1}) + P(t_i) * A_{RE,max}(t_i) + UpstreamQ(t_i) * \Delta t - W(t_i)$ et $V_{RE}(t_i) = 0$

$$\text{Si } V_{RE}(t_{i-1}) + P(t_i) * A_{RE,max}(t_i) + UpstreamQ(t_i) * \Delta t > A_{RE}(t_i) * E_{RE,P}(t_i) + W(t_i),$$

alors $E_{RE}(t_i) = A_{RE}(t_i) * E_{RE,P}(t_i)$ et

$$V_{RE}(t_i) = (UpstreamQ(t_i) - Q(t_i)) * \Delta t + P(t_i) * A_{RE,max}(t_i) - E_{RE}(t_i) - W(t_i) + V_{RE}(t_{i-1})$$

Équations 31

avec $A_{RE,max}$ l'aire de la retenue lorsqu'elle est à sa capacité maximale (en m²), A_{RE} la surface en eau de la retenue (en m²) et $E_{RE,P}$ le taux d'évaporation à la surface d'un plan d'eau (en m) (cf. Chapitre 5-2.3.1.2 Taux d'évaporation à la surface d'un plan d'eau).

Pour les retenues déconnectées du réseau hydrographique, le débit à l'aval Q est calculé à partir de la relation $Q(t_i) = \frac{Overflow(t_i)}{\Delta t}$, prenant seulement en compte le volume débordé (*Overflow*, en m³) si la capacité maximale de stockage de la retenue est dépassée. Cependant, pour les retenues connectées au réseau hydrographique, ce débit à l'aval de la retenue est composée du débit minimum réglementaire à conserver à l'aval avant de pouvoir remplir la retenue (Q_{min} , en m³.s⁻¹) et du volume débordé de la retenue si la capacité maximale de stockage de la retenue est dépassée. Dans le cas où le débit entrant dans la retenue est inférieur à ce débit minimum, la totalité du débit provenant du RS amont connecté à la retenue ($UpstreamQ_{RS}$, en m³.s⁻¹) est relâchée à l'aval :

$$Q(t_i) = \frac{Overflow(t_i)}{\Delta t} + \min(Q_{min} ; UpstreamQ_{RS}(t_i))$$

Équation 32

2.3.1.2. Taux d'évaporation à la surface d'un plan d'eau

L'évaporation à la surface d'un plan d'eau est calculée en utilisant un taux d'évaporation qui correspond à la quantité d'eau évaporée par unité de surface (e.g. Allen *et al.*, 1998; Craig, 2008; Fuentes *et al.*, 2020; Neitsch *et al.*, 2011). MHYDAS-Small-Reservoirs utilise une relation de proportionnalité avec l'évapotranspiration potentielle de Penman pour déterminer le taux d'évaporation à la surface d'un plan d'eau :

$$E_{RE,P}(t_i) = PET(t_i) * \eta$$

Équation 33

avec η un coefficient de conversion de l'évapotranspiration potentielle de Penman en taux d'évaporation à la surface d'un plan d'eau (sans unité). Ce coefficient η a une forte variabilité qui dépend du pas de temps, de la saison (été, hiver...), des conditions aérodynamiques au-dessus du plan d'eau, des différences de conditions météorologiques entre zone de mesure et zone d'étude et des conditions hydrodynamiques au sein du plan d'eau (Fuentes *et al.*, 2020; McJannet *et al.*, 2013).

Le taux d'évaporation à la surface d'un plan d'eau sert à calculer le volume réellement évaporé de la RE en prenant en compte la surface en eau (cf. Chapitre 5-2.3.1.3 Surface en eau de la retenue).

2.3.1.3. Surface en eau de la retenue

La surface en eau de la retenue est déduite d'une relation bathymétrique, correspondant à une relation entre la surface et le volume de la retenue. Elle a notamment une forte influence sur la quantité d'eau évaporée à la surface d'un plan d'eau (e.g. Blavoux *et al.*, 1962; Boyd, 1985) : c'est donc un paramètre essentiel à prendre en compte dans la modélisation du fonctionnement des retenues. Toutefois, les formes des retenues sont généralement assez complexes. De nombreuses

études ont donc essayé de relier la superficie en eau au volume d'eau dans la retenue, à l'aide de différentes formules mathématiques (e.g. Gal *et al.*, 2016).

La formule utilisée dans le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs est basée sur les travaux de Liebe *et al.* (2005). Dans leur étude, ils ont considéré qu'une retenue avait la forme d'une demi-pyramide coupée en deux par la diagonale. Ainsi, ils ont pu déterminer la relation entre l'aire et le volume de la retenue suivante :

$$V_{RE}(t_i) = \log\left(\frac{1}{6}\right) + \log\left(\frac{1}{f}\right) + \frac{3}{2} * \log(A_{RE}(t_i))$$

Équation 34

Dans MHYDAS-Small-Reservoirs, cette relation a été utilisée pour relier le volume et la surface de la retenue à l'instant t_i (notée $A_{RE}(t_i)$, en m²) au volume dans la retenue et à la surface lorsqu'elle est remplie à sa capacité maximale :

$$V_{RE}(t_i) - V_{RE,max}(t_i) = \log\left(\frac{1}{6}\right) + \log\left(\frac{1}{f}\right) + \frac{3}{2} * \log(A_{RE}(t_i)) - \left(\log\left(\frac{1}{6}\right) + \log\left(\frac{1}{f}\right) + \frac{3}{2} * \log(A_{RE,max}(t_i)) \right)$$

Équation 35

En simplifiant cette équation, on obtient :

$$A_{RE}(t_i) = 10^{\frac{\log(V_{RE}(t_i)) - \log\left(\frac{1}{6}\right) - \left(\log(V_{RE,max}) - \log\left(\frac{1}{6}\right) - \frac{3}{2} * \log(A_{RE,max})\right) * \frac{2}{3}}{\frac{3}{2}}}$$

Équation 36

avec $V_{RE,max}$ la capacité maximale de la retenue (en m³) et $A_{RE,max}$ l'aire de la retenue lorsqu'elle est à sa capacité maximale (en m²).

2.3.1.4. Débit minimal à l'aval

La législation impose de conserver dans chaque bief un débit minimal après prélèvement au moins égal à un pourcentage du débit moyen interannuel du cours d'eau. Ce débit minimum s'applique : i) aux biefs, dans lesquels on ne peut prélever que l'écoulement au-delà de ce débit minimum, ou ii) aux retenues connectées au réseau hydrographique, qui ne peuvent se remplir qu'avec la part de l'écoulement au-delà de ce débit minimum (cf. Chapitre 2-2.2.2 Volume restitué à l'aval). Cette législation impose de connaître le débit moyen interannuel de chaque cours d'eau qui sert au prélèvement ou qui sert à alimenter les retenues dans le cas de retenues connectées. Ce débit n'est pourtant généralement pas connu, faute de stations de mesure des débits (i.e. station hydrométrique) spatialisées sur l'ensemble des biefs du réseau hydrographique. Pour reconstituer ce débit en un point du réseau, une relation de proportionnalité est souvent utilisée

entre l'aire et le débit au point de la station hydrométrique la plus proche et l'aire drainée en ce point du réseau (e.g. Andréassian *et al.*, 2012; Lebecherel *et al.*, 2015; Pool *et al.*, 2017; Worthington *et al.*, 2019).

Dans le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs, le débit moyen interannuel en un point du réseau est déduit du débit moyen interannuel à la station hydrométrique la plus proche en considérant que les débits spécifiques moyens interannuels sont identiques aux deux points considérés. Ainsi, le débit dans un bief du bassin versant (Q_{mod} , en $m^3.s^{-1}$) est égal à :

$$Q_{mod} = \frac{Q_{mod,obs}}{A_{drain,obs}} * A_{drain}$$

Équation 37

avec $Q_{mod,obs}$ le débit moyen à la station hydrométrique (en $m^3.s^{-1}$), $A_{drain,obs}$ l'aire drainée au point de la station hydrométrique (en m^2) et A_{drain} l'aire drainée au point du réseau considéré (en m^2). Un pourcentage fixé en paramètre de ce débit moyen ainsi déterminé est ensuite pris pour servir de débit minimum (Q_{min} , en $m^3.s^{-1}$).

Comme l'ont souligné Lebecherel *et al.* (2015), cette méthode est valable si les pluies diffèrent peu entre la zone de mesure et la zone non jaugée. Une méthode pour s'en assurer est d'utiliser deux bassins versants dont l'un englobe l'autre, qui auront ainsi des pluies similaires.

2.3.2. Gestion des prélèvements

2.3.2.1. Ordre de priorité donnés aux points de prélèvement

Deux types de ressources en eau utilisées pour l'irrigation sont représentés dans le modèle : les biefs (*i.e.* RS) et les retenues (*i.e.* RE). Concernant la gestion des ressources, de nombreux auteurs ont souligné que l'intérêt personnel de l'utilisateur primait souvent dans les choix d'utilisation de la ressource (e.g. Luce and Raiffa, 1957; Thibaut and Kelley, 1959; Van Vugt, 2002) : lorsqu'un des agriculteurs a le choix entre sa propre retenue et une ressource collective, la ressource collective est souvent utilisée en priorité.

Sur la base de ces travaux et observations, dans le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs, les prélèvements s'effectuent en priorité sur les points de prélèvement (*i.e.* WP) associés à des biefs de cours d'eau. Si le débit dans le bief est insuffisant pour satisfaire l'ensemble de la demande en eau estimée par l'agriculteur des unités de surface agricole qu'il irrigue, un prélèvement complémentaire s'effectue sur les points de prélèvement associés à des retenues.

Lorsqu'une unité de surface est irriguée par plusieurs points de prélèvement associés à des retenues, le prélèvement s'effectue par défaut selon un ordre aléatoire fixé par le modèle en début de simulation. Cet ordre ainsi défini est invariant durant toute la durée de la simulation. D'autres options ont aussi été intégrées au modèle, pour prendre en compte des habitudes des agriculteurs (cf. Chapitre 2-2.2.5 Prélèvements agricoles), tel qu'un prélèvement dans la retenue la plus grande qu'ils possèdent. Ces options n'ont toutefois pas été testées dans le cadre de cette thèse.

2.3.2.2. Répartition de la quantité d'eau prélevée entre unité de surface

Lorsque l'on cherche à prélever de l'eau pour irriguer des cultures, deux cas de figure peuvent se présenter. Soit il y a assez d'eau dans la ressource qui sert au prélèvement pour satisfaire l'ensemble de la demande en eau estimée par l'agriculteur sur les SU qu'elle irrigue ; l'ensemble des prélèvements, noté W , équivalents à la demande totale en eau de l'agriculteur peut alors être satisfait. Soit la ressource qui sert au prélèvement n'a pas suffisamment d'eau pour satisfaire la demande en eau estimée par l'agriculteur; il faut alors répartir la ressource disponible selon des règles de partage entre les SU. Les prélèvements correspondent alors à la totalité du volume prélevable dans la ressource. On a donc ces deux cas intégrés au modèle MHYDAS-Small-Reservoirs :

$$\text{Si } \sum_{j=1}^{n_{SU}} IrrNeed_j(t_i) \leq V_{RE}(t_{i-1}) - V_{RE,min},$$

$$\text{alors } W(t_i) = \sum_{j=1}^{n_{SU}} IrrNeed_j(t_i)$$

$$\text{Si } \sum_{j=1}^{n_{SU}} IrrNeed_j(t_i) > V_{RE}(t_{i-1}) - V_{RE,min},$$

$$\text{alors } W(t_i) = V_{RE}(t_{i-1}) - V_{RE,min}$$

Équations 38

avec $V_{RE,min}$ le volume minimum au-delà duquel les prélèvements ne sont plus possibles soit dans la retenue (*i.e.* volume culot) soit dans le bief (*i.e.* débit minimum) relié au point de prélèvement considéré (en m³) et $IrrNeed$ la demande de l'agriculteur en eau pour l'irrigation de l'unité de surface agricole (en m³). A noter, la demande en eau d'irrigation estimée par l'agriculteur sur la SU agricole, notée $IrrNeed$ et utilisée dans les Équations 38, est spécifique du point de prélèvement considéré, c'est-à-dire qu'elle résulte d'une demande éventuellement supérieure diminuée de l'éventuelle irrigation permise par d'autres points de prélèvement. Dans le modèle, le calcul des volumes irrigués pour chaque SU s'effectue au prorata de la demande associée à la SU et du volume disponible dans la ressource (RE ou RS). Le volume prélevé est donc réparti selon l'Équation 39 suivante :

$$Irr(t_i) = \frac{\frac{IrrNeed_j(t_i)}{\sum_{j=1}^{n_{SU}} IrrNeed_j(t_i)} * W_j(t_i)}{A_{SU,j}} + Irr_{j,other}(t_i)$$

Équation 39

avec $Irr_{j,other}$ l'éventuelle irrigation déjà satisfaite par un prélèvement dans une autre ressource (en m³).

3. Données d'entrée-sortie du modèle

Le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs s'appuie sur différents types de données, notamment des variables de forçage et des conditions initiales pour simuler des variables. L'ensemble de ces données en entrée et en sortie du modèle sont décrites dans les sections suivantes.

PARTIE 2 : DEVELOPPEMENT ET VERIFICATION NUMERIQUE DU MODELE MHYDAS-SMALL-RESERVOIRS

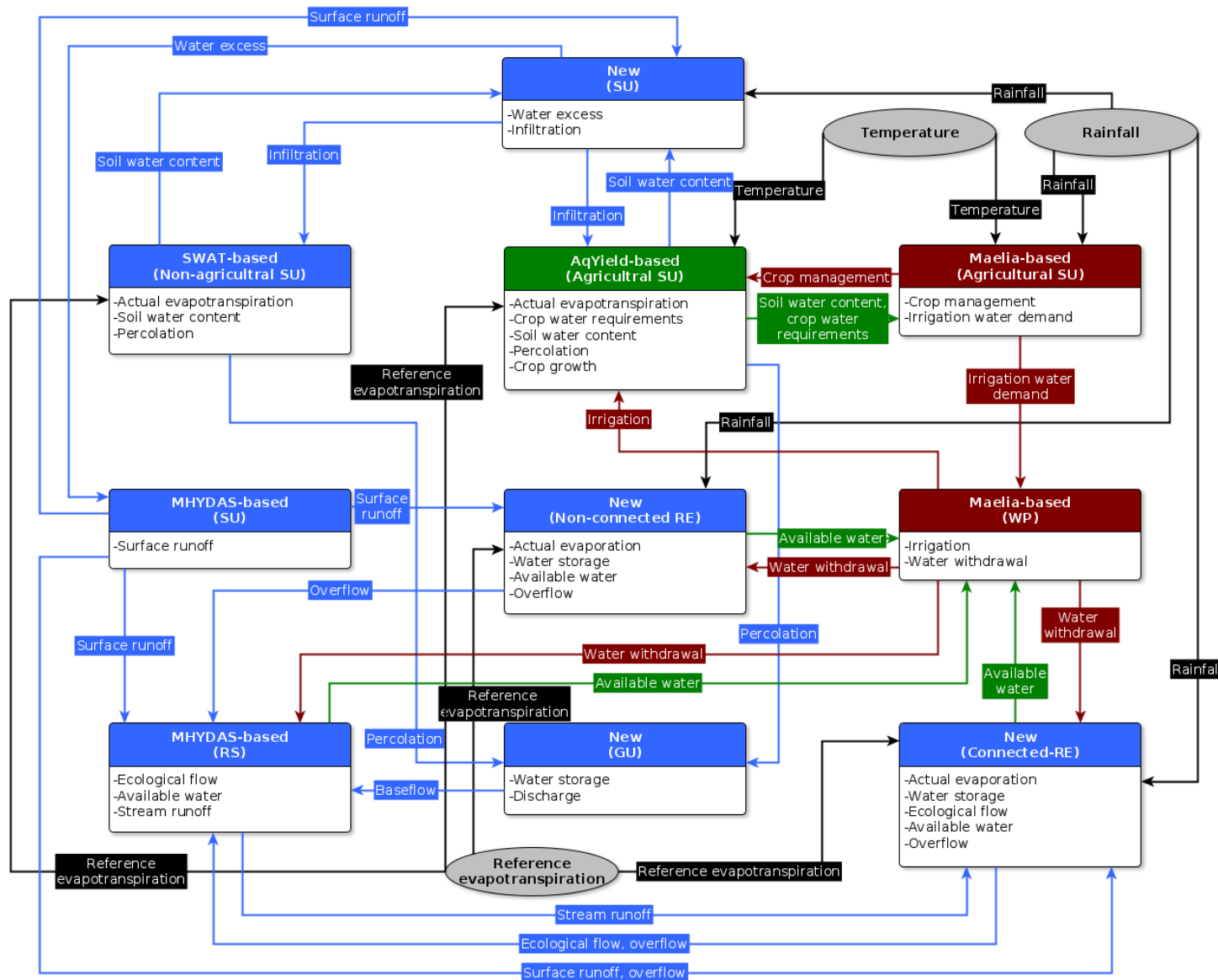


Figure 23 : Schéma des différents modèles (boîtes colorées), des flux simulés (lignes noires, bleues, vertes ou rouges) et des variables d'état (cercles gris) dans MHYDAS-Small-Reservoirs. Les flèches noires, bleues, vertes et rouges correspondent aux échanges de variables colorées selon leur type respectivement variables de forçage climatique, variables hydrologiques, variables du agronomiques et variables de gestion des cultures et de l'eau. Pour chacun des modèles, les flux simulés sont listés dans la case correspondante. Les cercles gris représentent les variables de forçage en entrée du modèle. La couleur des boîtes indique le type de modèle selon qu'il soit hydrologique (en bleu), agronomique (en vert) ou de gestion des cultures et de l'eau (en rouge)

3.1. Variables de forçage

Dans le modèle, un seul type de variable de forçage existe : les variables climatiques (Figure 23). Ces variables, incluant la précipitation, l'évapotranspiration de Penman (1948) et la température, sont spatialisées sur le bassin versant à la résolution spatiale de la SU. La résolution temporelle des températures est journalière car elles sont utilisées uniquement pour simuler les itinéraires techniques et la croissance des cultures. Concernant les variables régissant l'évapotranspiration et les précipitations, la résolution temporelle peut être plus fine, de journalière à horaire voire infra-horaire, en fonction de la précision attendue sur le modèle hydrologique, en particulier en période de crue. Certaines variables de forçage climatique sont également spatialisées pour les RE : la précipitation et l'évapotranspiration de Penman, données à une résolution temporelle journalière jusqu'à infra-horaire. A noter, la résolution temporelle des variables de forçage doit être inférieure ou égale au pas de temps de simulation du modèle qui l'utilise.

3.2. Paramètres du modèle

Les paramètres du modèle sont soit globaux (*i.e.* un paramètre unique attribué à l'ensemble du bassin versant), soit spatialisés (*i.e.* un paramètre défini pour chacune des unités spatiales). Le choix de déterminer si l'un des paramètres du modèle doit être spatialisé ou global dépend principalement de sa nature (*e.g.* numérique, physique, géométrique) et de sa variabilité spatiale. Les sections suivantes décrivent les paramètres selon qu'ils prennent une valeur globale pour l'ensemble du bassin versant ou une valeur spécifique pour chaque unité spatiale.

Tableau 7 : Paramètres intrinsèques spatialisées selon les différents types d'unités spatiales dans MHYDAS-Small-Reservoirs. Le numéro du simulateur, le type d'unité, le type de modèle et le paramètre concerné sont listés. Le type de modèle réfère au type de modèle intégré, à savoir hydrologique (Hydrol.), de culture (Culture) ou de gestion des cultures et de l'eau (Gestion)

Nb.	Type d'unité	Type de modèle	Paramètres
8	SU	Gestion	Matériel d'irrigation (-)
8	SU	Gestion	Séquence de culture (-)
10, 11	WP	Gestion	Liste des SU agricoles irriguées par WP (-)
10, 11	WP	Gestion	RE assignée aux WP pour l'irrigation (-)
8, 9	SU	Gestion	Itinéraires techniques (-)
8, 13	SU	Culture et Hydrol.	Type d'occupation du sol (-)
12, 13	SU	Culture et Hydrol.	Réservoir utilisable de l'ensemble du profil de sol (m)
12, 13	SU	Hydrol.	Densité apparente du sol (kg.m ⁻³)
12, 15	RE	Hydrol.	Coefficient d'évaporation (-)
12, 15	RE	Hydrol.	Volume culot (% de la capacité totale)
12, 14, 15	RS et SU	Hydrol.	Manning (m.s ⁻¹)
12, 13	SU	Hydrol.	Conductivité hydraulique à saturation (m.s ⁻¹)
12	SU	Hydrol.	Coefficient de courbe de partage infiltration/ruissellement (-)
12	SU	Hydrol.	Capacité maximale d'infiltration (m.s ⁻¹)
13	SU	Hydrol.	Profondeur racinaire moyenne des SU non-agricoles (m)
13	SU	Hydrol.	Teneur en argile du sol (%)
13	SU	Hydrol.	Epaisseur du sol (m)
14	GU	Hydrol.	Débit de référence (m ² .s ⁻¹)
14	GU	Hydrol.	Hauteur d'eau dans la GU pour le débit de référence (m)
14	GU	Hydrol.	Paramètre diviseur (m)
14	GU	Hydrol.	Paramètre puissance (-)

3.2.1. Paramètres spatialisés

Les paramètres spatialisés concernent i) le sol (caractéristiques intrinsèques du sol ou liées à son usage), ii) les fonctions de propagation du ruissellement, ou bien iii) les itinéraires techniques qui varient en fonction des paramètres du sol et de la culture et, pour l'irrigation, du matériel utilisé (Tableau 7).

3.2.2. Paramètres globaux

Ces paramètres peuvent être regroupés selon cinq types (Tableau 8). Le premier type correspond à des paramètres agronomiques des cultures. Bien qu'ils soient susceptibles d'être variables pour une même culture (e.g. Alvarez and Arias, 2004), le modèle ne permet pas dans sa version actuelle de spatialiser ce type de paramètres. Ces paramètres agronomiques sont donc définis par type de culture. Le deuxième type concerne des paramètres associés à la législation qui sont définis globalement, indépendamment de chaque ouvrage tel que le pourcentage du débit moyen annuel à conserver au minimum dans un cours d'eau. Le troisième type correspond à des paramètres spécifiques à la station hydrométrique utilisés pour déterminer le débit minimum à l'aval de chaque bief. Le quatrième type regroupe l'ensemble des paramètres moyens sur l'ensemble du bassin versant (célérité et diffusivité moyenne). Le cinquième type regroupe un paramètre numérique utilisé dans le calcul du noyau d'Hayami qui définit la précision du volume à propager (Chahinian, 2004; Moussa *et al.*, 2010).

Tableau 8 : Propriétés non spatialisées selon les différents types d'unités spatiales dans MHYDAS-Small-Reservoirs. Le numéro du simulateur, le type d'unité, le type de modèle et le paramètre concerné sont listés. Le type de modèle réfère au type de modèle intégré, à savoir hydrologique (Hydrol.), de culture (Culture) ou de gestion des cultures et de l'eau (Gestion)

Nb.	Type d'unité	Type de modèle	Paramètres
8, 12	SU	Culture et Gestion	Somme de degrés jours du semis à la maturité (°C)
7	RS, RE	Hydrol.	Débit annuel moyen mesuré à la station hydrométrique (m ³ .s ⁻¹)
7	RS, RE	Hydrol.	Aire drainée à la station hydrométrique (m ²)
12	SU	Culture	Rendement potentiel (t.ha ⁻¹)
12	SU	Culture	Coefficient d'évapotranspiration des zones cultivées (-)
12	SU	Culture	Coefficient de croissance racinaire (mm.j ⁻¹)
8, 12	SU	Culture et Gestion	Potentiel de croissance (mm.j ⁻¹)
12	SU	Culture	Somme de degrés jours du semis à la floraison (°C)
12, 15	RE et RS	Hydrol.	Pourcentage du module interannuel à conserver au minimum dans un cours d'eau (%)
12, 15	RS et SU	Hydrol.	Célérité moyenne (m ² .s ⁻¹)
12, 15	RS et SU	Hydrol.	Diffusivité moyenne (m.s ⁻¹)
12, 15	RS et SU	Hydrol.	Nombre d'itération de calcul du noyau d'Hayami (-)

3.3. Conditions initiales

Les conditions initiales sont les valeurs de l'ensemble des variables d'état du modèle au commencement de la simulation. Dans MHYDAS-Small-Reservoirs, ces conditions initiales sont constituées des valeurs des variables associées à l'état hydrique des ressources en eau dans les RE et les GU, mais aussi à l'humidité dans les sols des SU (Tableau 9). Ces conditions initiales sont définies pour chaque SU, RE et GU.

Tableau 9 : Conditions initiales du modèle MHYDAS-Small-Reservoirs. Le numéro du simulateur, le type d'unité, le type de modèle et la condition initiale sont listés. Le type de modèle réfère au type de modèle intégré, à savoir hydrologique (Hydrol.), de culture (Culture) ou de gestion des cultures et de l'eau (Gestion)

Nb.	Type d'unité	Type de modèle	Condition initiale
12	SU	Culture et Hydrol.	Humidité initiale du sol (% de la réserve utile)
14	GU	Hydrol.	Hauteur d'eau initiale (m)
12, 15	RE	Hydrol.	Volume initial (m ³)

3.4. Variables simulées

Le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs permet de simuler un ensemble de variables qui se rapportent à l'hydrologie, à l'agronomie et aux opérations de gestion de l'eau et des cultures qui en découlent. Au total, le modèle fournit 29 variables, spatialisées à la résolution de l'unité spatiale (SU, RS, RE, GU ou WP) (Tableau 10 et Figure 23).

Tableau 10 : Variables simulées par le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs. Le numéro du simulateur, le type d'unité, le type de modèle, la variable et son pas de temps de production sont listés. Le type de modèle réfère au type de modèle intégré, à savoir hydrologique (Hydrol.), de culture (Culture) ou de gestion des cultures et de l'eau (Gestion). Les variables d'intérêt sont indiquées en italiques, les autres variables étant des variables de couplage. Le pas de temps de production des variables est indiqué selon qu'il soit imposé (journalier) ou défini par l'utilisateur

Nb.	Type d'unité	Modèle	Variable	Pas de temps
9, 12	SU	Culture	Espèce cultivée	Journalier
12	SU	Culture	Echelle de végétation	Journalier
9, 12	SU	Culture	Eau disponible pour les plantes (m)	Journalier
9, 12	SU	Culture	Eau disponible accessible par travail du sol (m)	Journalier
12	SU	Culture	Eau disponible dans l'horizon de surface du sol (m)	Journalier
9, 12	SU	Culture	Coefficient de capillarité	Journalier
12	SU	Culture	Indice de disponibilité de la ressource en eau dans le sol	Journalier
12	SU	Culture	<i>Rendements agricoles (t.ha⁻¹)</i>	Journalier
12, 13	SU	Culture	<i>Hauteur d'eau évapotranspirée à la surface du sol (m)</i>	Journalier (agricole) Défini (non-agricole)
10	WP	Gestion	Ordre de priorisation des prélèvements	Journalier
9	SU	Gestion	<i>Demande en eau des espèces cultivées estimée par l'agriculteur exprimée en hauteur d'eau (m)</i>	Journalier
11	SU	Gestion	<i>Hauteur d'eau irriguée (m)</i>	Journalier
9	SU	Gestion	Application d'un travail du sol (oui/non)	Journalier
12	SU	Hydrol.	Hauteur d'eau non infiltrée dans le sol (m)	Défini
12	SU	Hydrol.	Hauteur d'eau infiltrée à la surface du sol (m)	Défini
12, 13	SU	Hydrol.	<i>Stock d'eau disponible dans le sol exprimée en hauteur (m)</i>	Journalier (agricole) Défini (non-agricole)
12, 13	SU	Hydrol.	Hauteur d'eau percolée à la base du sol (m)	Journalier (agricole) Défini (non-agricole)
12	SU	Hydrol.	Débit ruisselé à l'aval (m ³ .s ⁻¹)	Défini
16	RE	Hydrol.	Surface en eau (m ²)	Défini
1	RE	Hydrol.	Hauteur d'eau potentiellement évaporée d'un plan d'eau (m)	Défini
12, 15	RE	Hydrol.	<i>Volume d'eau évaporé à la surface du plan d'eau (m³)</i>	Défini
11	RE	Hydrol.	Volume d'eau prélevé pour l'irrigation (m ³)	Défini
12, 15	RE	Hydrol.	<i>Volume d'eau stocké (m³)</i>	Défini
12, 15	RE	Hydrol.	Débit écoulé à l'aval (m ³ .s ⁻¹)	Défini
14	GU	Hydrol.	Niveau en eau (m)	Défini
14	GU	Hydrol.	Débit d'écoulement de base (m ³ .s ⁻¹)	Défini
11	RS	Hydrol.	Volume d'eau prélevée pour l'irrigation (m ³)	Défini
15	RS	Hydrol.	Hauteur d'eau dans le RS (m)	Défini
15	RS	Hydrol.	<i>Débit écoulé à l'aval (m³.s⁻¹)</i>	Défini

La majeure partie de ces variables caractérise l'état de la SU, qu'elle soit agricole ou non-agricole (17 variables). Parmi ces 17 variables, 5 définissent des flux hydrologiques (e.g. infiltration, prélèvement, percolation, ruissellement, etc.), 9 l'état agronomique (e.g. l'échelle de végétation, les rendements) et les 3 restantes les opérations de gestion de l'eau et des cultures à la surface de la SU (i.e. irrigation, travail du sol). Indépendamment de ces variables qui caractérisent les SU, 6 autres variables sont caractéristiques du fonctionnement hydrologique de la RE, 3 du fonctionnement hydrologique du RS, 2 du fonctionnement hydrologique de la GU, et 1 des opérations de gestion de l'eau et des cultures menées dans la gestion des prélèvements au niveau des WP.

La majeure partie des variables caractéristiques de l'état hydrologique des SU est simulée à un pas de temps défini par l'utilisateur (e.g. horaire, journalier, 5 mn), l'agronomie et les opérations de gestion de l'eau et des cultures qui en découlent donnant des variables à un pas de temps journalier. Concernant les variables caractéristiques du fonctionnement hydrologique des RE, RS et GU, elles sont toutes produites au pas de temps défini par l'utilisateur. Concernant les opérations de gestion de l'eau et des cultures menées au niveau des WP, les variables sont données au pas de temps journalier.

4. Conclusion

Le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs permet de représenter les processus hydrologiques, agricoles et d'utilisation et de gestion de l'eau, grâce au couplage de trois types de modèles : i) agronomiques, d'après AqYield (Constantin *et al.*, 2015), ii) hydrologiques, sur la base des formalismes de MHYDAS (Moussa *et al.*, 2002) complétés par d'autres modèles (e.g. SWAT) et par des modèles spécialement développés pour MHYDAS-Small-Reservoirs et iii) d'un modèle de gestion des cultures et de l'eau décrit par Murgue *et al.* (2014). Ce couplage permet de simuler des variables d'intérêt d'un point de vue hydrologique (e.g. volume dans les retenues, débits dans les cours d'eau) avec des variables d'intérêt d'un point de vue agronomique (rendement, quantité d'eau irriguée). Ces variables doivent permettre de mieux comprendre les effets des retenues sur l'agriculture, les décisions de gestion de l'eau mais aussi l'hydrologie.

Ce choix de couplage a amené à effectuer des adaptations. Afin que le modèle hydrologique permette une simulation à pas de temps défini par l'utilisateur (en général sub-journalier), tout en respectant le pas de temps journalier du modèle de culture et d'utilisation des flux d'eau, des opérations d'agrégation ou de désagrégation de variables ont été mises en place. Ces opérations permettent de gérer les différences de pas de temps d'appréhension des processus (cf. Chapitre 5-2.1.5 Ecoulement de nappe et Chapitre 5-2.2 Modèle agronomique). En outre, MHYDAS-Small-Reservoirs discerne les flux amont-aval entre les parcelles. De fait, les formalismes du modèle de culture AqYield ont été adaptés afin de prendre en compte le ruissellement des parcelles amont.

L'ensemble du développement numérique et de la vérification informatique et logiciel menée sur MHYDAS-Small-Reservoirs est présenté dans le chapitre suivant.

Chapitre 6 : Développement et vérification informatique et logiciel

Le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs, qui résulte d'un couplage de modèles pour la plupart existants, a été développé sur une plateforme de simulation qui a nécessité le réencodage et l'adaptation de modèles existants. Les principes de ce développement numérique sont présentés dans une première partie. Compte-tenu des possibles erreurs lors de ce réencodage et de ces adaptations, le modèle a fait l'objet de vérifications informatiques et logiciels qui seront présentées dans une seconde partie.

1. Développement numérique du modèle

Le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs, appelé dans une première version DAHM-Reservoirs, a été développé sur la plateforme OpenFLUID (Fabre *et al.*, 2020, 2013, 2010) qui facilite la construction de modèles en permettant un couplage séquentiel de blocs de codes appelés « simulateurs ». Ce couplage est assuré par l'échange entre simulateurs de variables simulées, qui varient dans l'espace et le temps. La structure du domaine spatial est gérée à l'aide d'un graphique où les nœuds sont les unités spatiales (ici les SU, RS, RE, WP) et les arêtes sont ces relations entre les unités spatiales (liens hydrologiques ou agronomiques).

MHYDAS-Small-Reservoirs est composé de 16 simulateurs, dont les fonctions et les modèles auxquels ils se rapportent sont décrits dans le Tableau 11. L'ensemble des simulateurs codés pour MHYDAS-Small-Reservoirs ont été écrits dans le langage de programmation C++, choisi pour sa compatibilité avec de nombreux systèmes d'exploitation (Ubuntu, Windows...) (Shammas, 1995). De plus, il offre la possibilité d'une programmation orientée objet (attributs et fonctions définis par type d'objet), et est comparable à C en termes de syntaxe, de performance et de portabilité (Jordan, 1990).

L'ensemble des simulateurs du modèle fonctionne selon un ordre de traitement donné dans la première colonne du Tableau 11. Outre les simulateurs 1 à 6 qui produisent les variables de forçage, le simulateur 7 qui produit un paramètre, le débit minimum à l'aval, et le simulateur 16 qui détermine la surface en eau des RE, la simulation s'effectue selon trois grandes étapes. Lors de la première étape, les flux d'eau à la surface des SU et RE déconnectées sont simulés (simulateurs 8 à 13). Cette étape mobilise également la simulation des prélèvements. Lors de la seconde étape, ce sont les flux d'eau associés aux GU qui sont simulés, afin notamment de déterminer le débit de base qui sera propagé dans les biefs (simulateur 14). Lors de la dernière étape, ce sont les flux d'eau associés aux RE connectées et aux RS qui sont simulés. Cet ordre définit le schéma global du fonctionnement du modèle.

Tableau 11 : Liste des simulateurs qui constituent MHYDAS-Small-Reservoirs, de leur fonction et caractéristiques. Le numéro de traitement, le nom du simulateur, le type de modèle, le type d'unité, les principales variables simulées et le nombre de lignes de chaque simulateur constituant MHYDAS-Small-Reservoirs sont décrits. Le type de modèle réfère au type de modèle intégré, à savoir hydrologique (Hydrol.), de culture (Culture) ou de gestion des cultures et de l'eau (Gestion)

Nb.	Nom du simulateur	Type de modèle	Type d'unité	Variables principales simulées	Nb. de lignes
1	water.atm-surf.evapotranspiration-su.files	Culture	SU	Evapotranspiration potentielle	306
2	water.atm-surf.evaporation-re.files	Hydrol.	RE	Taux d'évaporation à la surface d'un plan d'eau	314
3	water.atm-surf.rain-su.files	Hydrol.	SU	Précipitations	292
4	water.atm-surf.rain-re.files	Hydrol.	RE	Précipitations	313
5	energy.atm-surf.T.temperature	Culture	SU	Température moyenne	311
6	energy.atm-surf.T.temperature-min	Culture	SU	Température minimale	312
7	water.surf.ecological-flow-rs-re.mean-annual-discharge	Gestion	RE	Débit minimum	360
8	decision.farm-plot.maelia	Culture et Gestion	SU	Décision d'itinéraire technique (jour de semis, jour de travail du sol, jour de récolte, jour d'irrigation et quantité d'eau demandée pour irriguer)	2 023
9	decision.application.maelia	Culture et Gestion	SU	Application d'itinéraire technique (jour de semis, jour de travail du sol, jour de récolte, jour d'irrigation et quantité d'eau demandée pour irriguer)	426
10	decision.abstraction-point.maelia	Gestion	WP	Ordre de priorité pour l'irrigation	529
11	water.surf.application-irrigation-wp.prorata-water-demand	Culture et Gestion	WP	Volume prélevable pour l'irrigation Demande totale d'eau d'irrigation Eau prélevée Irrigation	860
12	water-crop.surf-uz.runoff-infiltration-transfer-su-storage-non-connected-re.dahm-reservoirs	Culture et Hydrol.	SU	Infiltration Croissance des cultures Evapotranspiration Percolation Ruissellement de surface Stock d'eau dans l'ensemble du profil de sol Besoin en eau des cultures	4 197
			RE	Débordement Stock d'eau Evaporation	
13	water.surf-uz.percolation-evapotranspiration-su.soil-phase-swat	Hydrol.	SU	Evapotranspiration Percolation	1 448
14	water.surf-sz.storage-baseflow-gu.kirchner	Hydrol.	GU	Stock d'eau Débit et écoulement de base	756
15	water.surf.transfer-rs-storage-connected-re.hayami-water-balance	Hydrol.	RS	Écoulement	1 300
			RE	Écoulement aval Stock d'eau Evaporation	
16	water.surf.variable-surface-re.bathymetric-relation	Hydrol.	RE	Surface en eau	399

2. Vérification informatique du modèle

Des problèmes peuvent survenir dans l'implémentation informatique d'un modèle numérique. Ces problèmes sont classés selon deux types : systématique (survient à chaque pas de temps) ou bien aléatoire (survient à des pas de temps spécifiques) (Hura and Docken, 1990; Thacker *et al.*, 2005, 2004). L'objectif de la vérification numérique menée sur le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs est double.

D'une part, elle vise à vérifier le déterminisme du modèle, *i.e.* la reproductibilité des résultats lors de simulations successives. Un test de déterminisme a donc été élaboré, afin de vérifier que le modèle donnait systématiquement les mêmes variables en sortie pour une configuration du modèle définie.

D'autre part, elle vise à vérifier l'adéquation entre résultats simulés et concepts de base qui ont été utilisés dans le modèle. Deux tests ont ainsi servi à s'assurer que les principes du modèle sont bien représentés, et que les aspects mathématiques sont justes : le test élémentaire, qui sert à vérifier la correspondance entre résultat théorique et résultat simulé, et le test de conservation des volumes d'eau simulés sur l'ensemble du bassin versant.

L'ensemble des caractéristiques de ces tests, *i.e.* leurs objectifs ou principes, leur méthode d'application et leurs résultats sont donnés dans les sections suivantes.

2.1. Déterminisme du modèle

2.1.1. Principe

Le déterminisme du modèle est assuré quand des simulations répétées avec une paramétrisation, des conditions initiales et des conditions aux limites inchangées aboutissent aux mêmes valeurs simulées. Dans ses travaux, Milroy (2019) a expliqué que les modèles qui servent à simuler le fonctionnement environnemental (*i.e.* des océans, rivières, paysages, etc.) sont difficiles à vérifier du fait de la complexité et la longueur du code et des machines sur lesquelles le test est lancé. Il propose donc d'utiliser un test de déterminisme pour repérer d'éventuels changements dans les variables produites, notamment les variables décimales. Ces tests sont ainsi des indicateurs de reproductibilité sur de longs intervalles de temps, ceci permettant de signaler des erreurs dans l'implémentation du code informatique (Easterbrook and Johns, 2009).

Dans son application à MHYDAS-Small-Reservoirs, le test de déterminisme a été réalisé directement sur l'ensemble du modèle en partant du principe que si le déterminisme complet est vérifié, alors on le vérifie pour chacun des simulateurs. Les sections suivantes traitent donc de la méthode et des résultats de ce test lors de son application à MHYDAS-Small-Reservoirs.

2.1.2. Méthode d'application au modèle

Le test de déterminisme s'effectue en simulant de manière successive la même configuration et en comparant les variables en sortie de modèle afin d'identifier d'éventuelles erreurs d'effacement de variable. Outre ces problèmes d'effacement de variables ponctuels, une seconde vérification a été menée sur la précision des variables produites pour repérer si des variables perdaient en précision au cours de la simulation, que ce soit sur un ou plusieurs pas de temps. En lançant la simulation sur un nombre suffisamment important de tests dans des conditions réelles, on peut ainsi obtenir un nombre de situations considérées comme suffisamment diversifiées pour qu'une erreur de ce type puisse survenir au cours de la simulation.

Le test numérique du déterminisme du modèle MHYDAS-Small-Reservoirs a été établi sur un sous-bassin versant de 3,43 km² du sud-ouest du Gélon, présenté ci-après (cf. [Chapitre 7](#)). Cette représentation numérique du sous bassin versant est composée de 341 SU, 112 RS, 13 RE, 1 WP et 69 GU aux caractéristiques variées, issues de bases de

données réelles. A noter, le nombre de GU a été défini comme volontairement important pour augmenter le nombre de variables associées aux nappes.

En ce qui concerne les conditions initiales, le choix a été fait d'initialiser les valeurs de stockage de l'eau dans les sols de chaque SU et GU identiques pour tous les éléments. Le stock d'eau ramené à la surface dans les GU a été fixé arbitrairement à 200 mm et l'humidité du sol des SU à 80 % de la capacité au champ. Ces valeurs importantes d'humidité du sol et de volume d'eau stocké sont caractéristiques d'un bassin versant dans un état hydrique proche de la saturation, ce qui a permis de s'assurer de la présence d'un flux d'eau entre le maximum d'éléments du bassin. Seules les retenues sont initialement vides.

Le test a consisté à comparer entre eux les résultats de 1 000 simulations successives, qui ont intégré l'ensemble des processus hydrologiques, agronomiques et des itinéraires techniques associés sur le sous bassin versant. L'ensemble des variables de MHYDAS-Small-Reservoirs (cf. Chapitre 5-3.4 Variables simulées) a donc été simulé. Parmi ces variables, seuls les stocks d'eau dans les GU et RE, l'humidité du sol des SU (qu'elles soient agricoles ou non-agricoles) ainsi que les flux d'eau en transfert à la surface des SU et RS ont été analysés. Ce choix a été fait considérant que ces 5 variables sont dépendantes des valeurs des 24 autres. L'objectif du test a été de vérifier que sur ces 5 variables simulées, il n'y avait aucune différence entre les variables issues du premier test pris comme référence et celles des 999 tests suivants, à la précision de variable près, *i.e.* à la décimale près. Cinq années hydrologiques successives ont été simulées, intégrant des rotations culturales. Ces variables n'ont été analysées qu'à une échelle globale (*i.e.* pour l'ensemble du bassin versant).

Ce test a été complété par une analyse visuelle des résultats, afin de s'assurer que le modèle n'engendre pas de variables aberrantes (*i.e.* variables qui seraient toujours nulles, et donc mal initialisées).

2.1.3. Résultats et discussion

A l'issue du test, l'ensemble des stocks d'eau dans les GU, SU et RE et les flux en transfert à la surface des SU et RS étaient identiques pour l'ensemble des 1 000 simulations effectuées. Sur cette base, on peut en déduire qu'aucune erreur d'effacement n'a pu être détectée à aucun moment des 5 années simulées. En outre, aucune de ces variables n'a pris de valeur aberrante au cours de la simulation : les variables sont bien initialisées, et évoluent bien au cours du temps. Le modèle est donc déterministe, c'est-à-dire que pour chaque groupe de variables et paramètres en entrée du modèle correspond bien une seule et unique combinaison de variables en sortie, même après plusieurs simulations successives.

2.2. Tests élémentaires

2.2.1. Objectifs généraux des tests élémentaires

Les modèles qui utilisent des représentations orientés éléments sont constitués d'éléments de base qui interagissent continuellement entre eux et avec leur environnement (Favre *et al.*, 2007). Les tests élémentaires, fondamentaux en programmation, consistent en des tests automatisés et simples (Beck, 1999) qui permettent de vérifier les éléments de base du modèle. Ainsi, toute erreur découverte en testant l'ensemble des éléments d'un modèle peut être découverte via des tests élémentaires (Bannour, 2012).

Dans, OpenFLUID les « simulateurs » précédemment définis (cf. Chapitre 6-1 Développement numérique du modèle) sont des groupes de lignes de code permettant de simuler un ou plusieurs processus. Des tests propres à ces simulateurs ou groupe de simulateur ont donc été développés afin de tester une partie des simulateurs indépendamment des autres.

Dans MHYDAS-Small-Reservoirs, ces tests ont été mis en œuvre sur un nombre limité de pas de temps (*i.e.* généralement moins d'un mois) et d'éléments du paysage (*i.e.* RE, SU, AP, GU et RS inférieur à une dizaine), regroupant un ou plusieurs simulateurs développés lorsque les résultats d'un simulateur sont liés aux résultats d'un autre simulateur. Par exemple, le simulateur du fonctionnement de la nappe (cf. Chapitre 5-1 Développement numérique du modèle) peut être testé de manière individuelle ou groupée avec les simulateurs de percolation sur les SU. Le test d'un simulateur de manière individuelle permet de cibler directement d'éventuelles erreurs de code interne au simulateur. Le test groupé permet de vérifier les échanges de variables entre simulateurs.

La détection d'erreur repose sur la comparaison de valeurs simulées par le modèle avec les valeurs théoriques attendues, pour une même configuration définie. Ces valeurs théoriques ont été obtenues selon deux méthodes différentes. La première correspond à une résolution algébrique des équations ayant servies à élaborer les simulateurs. Par exemple, pour le simulateur de la hauteur d'eau dans la nappe et du débit de base qui en découle calculé d'après les équations de Kirchner, les résultats théoriques servant de comparaison sont issus d'une résolution algébrique des équations de Kirchner (2009). La seconde utilise les résultats simulés par le modèle initial ayant servi à coder le simulateur sous MHYDAS-Small-Reservoirs. Par exemple, le simulateur 12 (Tableau 11), qui reprend les formalismes du modèle de culture AqYield, a été vérifié en utilisant les résultats obtenu à l'aide du modèle d'origine AqYield, déjà validé dans de précédents travaux (*e.g.* Constantin *et al.*, 2015; Tribouillois *et al.*, 2018).

Un exemple sera donné dans la partie suivante pour le simulateur d'application de la décision d'irrigation en fonction du volume prélevable dans le RS ou la RE.

2.2.2. Présentation d'un test élémentaire

Le test élémentaire des simulateurs de définition de l'ordre d'irrigation, d'application de la décision d'irrigation et de calcul des flux d'eau associés aux RE connectées et aux RS est présenté. L'ordre d'irrigation défini par le premier simulateur est utilisé par le second qui, en fonction du volume prélevable dans le RS ou la RE, définit les volumes d'eau à prélever. Ce test sert à vérifier que les prélèvements respectent bien les règles définies de respect du débit minimum à l'aval, mais aussi et les capacités techniques définies (*i.e.* volume culot). Ce test élémentaire combine les simulateurs 10, 11 et 15 (Tableau 11) qui fonctionnent ensemble afin de donner un résultat.

Ce test a plusieurs objectifs, permettant de vérifier à la fois :

- Les liens entre WP et le RE ou le RS dans lequel il prélève (*i.e.* liens hydrologiques) ;
- Les liens entre le WP et la SU à irriguer (*i.e.* liens agronomiques) ;
- Les quantités d'eau prélevée et irriguée ;
- L'échange de variable entre ces deux simulateurs ;

- La bonne conversion d'unité entre quantité d'eau prélevée (en m³) et lame d'eau souhaitée et utilisée pour l'irrigation de la SU (en m) ;
- Qu'aucun prélèvement n'est effectué dans une ressource non assignée à un WP.

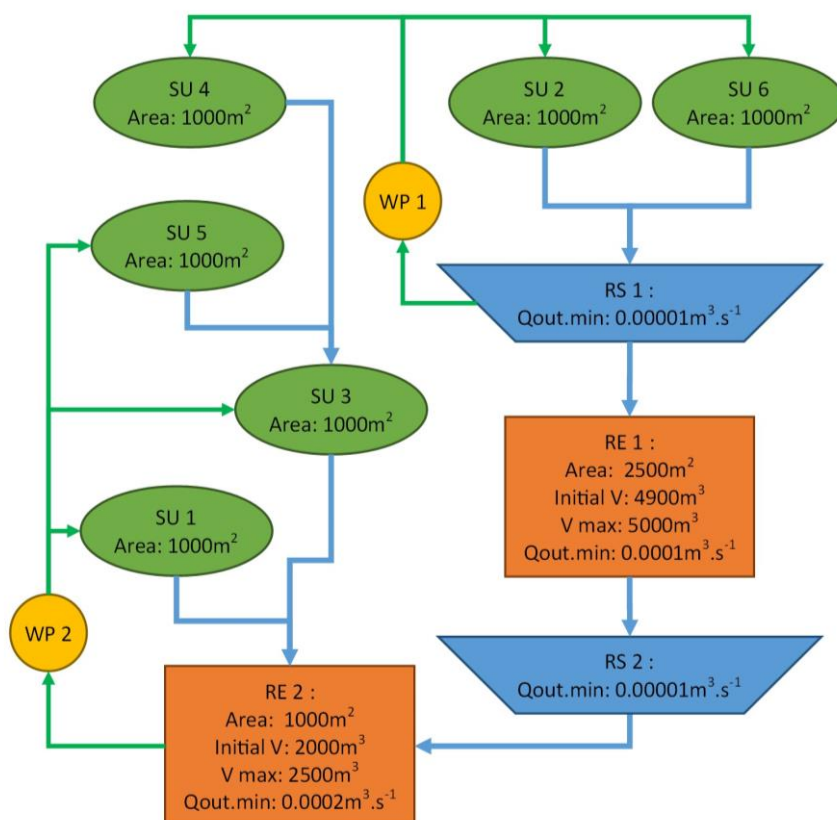


Figure 24 : Schéma des unités spatiales et des flux d'eau entre ces unités pour le test élémentaire des simulateurs de définition de l'ordre d'irrigation ainsi que d'application de la décision d'irrigation

Le test est composé de deux RE, d'un RS, de deux WP et de six SU, dont les flux d'eau possibles entre eux et les caractéristiques sont représentés sur la Figure 24. Il est mené sur une période de 6 jours. Des variables de forçage sont définies pour chacun des éléments du bassin :

- Précipitations sur toutes les RE : 0.01 m.jour⁻¹ ;
- Evaporation pour toutes les RE : 0.002 m.jour⁻¹ ;
- Ruissellement sur toutes les SU : 0.005 m.jour⁻¹ ;
- Demande en eau d'irrigation de l'agriculteur pour toutes les SU : 0.005 m.jour⁻¹.

Un volume culot a été pris en compte sur les RE comme égal à 25 % de la capacité maximale de stockage de la retenue, soit égal à 1250 m³ dans RE 1 et 625 m³ dans RE 2.

2.2.3. Résultats et discussion

Le Tableau 12 donne les variables théoriques attendues en résultat de simulation obtenues sur la base de résolution algébrique des équations. Ce tableau répertorie uniquement les évolutions des stocks d'eau des ressources dans

lesquelles prélever (en débit pour le RS et en volume pour la RE) et les débits prélevés pour l'irrigation, notés Q_{abstract} . Un temps de transfert dans les biefs volontairement long a été choisi, ce qui explique la première valeur de débit simulé dans le RS égale à 0 dans le tableau (l'écoulement se stabilise au bout de deux jours avec les paramètres utilisés).

Tableau 12 : Variables théoriques pour le test des simulateurs d'effet de l'irrigation

Date	Q in RS 1 (m ³ .s ⁻¹)	V in RE 2 (m ³)	Q _{abstract} in RS 1 (m ³ .s ⁻¹)	Q _{abstract} in RE 2 (m ³ .s ⁻¹)
Journée 1	0.0	2017.7	0.0	3.47*10 ⁻⁶
Journée 2	0.579*10 ⁻⁴	2035.4	0.0	3.47*10 ⁻⁶
Journée 3	1.123*10 ⁻⁴	2053.1	3.47*10 ⁻⁶	3.47*10 ⁻⁶
Journée 4	1.123*10 ⁻⁴	2070.8	3.47*10 ⁻⁶	3.47*10 ⁻⁶
Journée 5	1.123*10 ⁻⁴	2088.5	3.47*10 ⁻⁶	3.47*10 ⁻⁶
Journée 6	1.123*10 ⁻⁴	2109.7	3.47*10 ⁻⁶	3.47*10 ⁻⁶

Lors de la mise en œuvre du test, trois situations caractéristiques de la réalisation ou non de prélèvements dans un RS ou une RE ont été vérifiées. La première concerne un volume suffisant d'eau pour satisfaire l'ensemble des prélèvements. C'est le cas pour la RE 2 qui, en considérant un volume culot de 625 m³, a un volume suffisant pour pouvoir y prélever. C'est également le cas dans RS 1 à partir du troisième pas de temps. La deuxième concerne une absence de volume d'eau, ce qui empêche de prélever. Cette situation est observable sur RS 1, qui a un débit nul le jour 1 simulé, entraînant une absence de prélèvements dans ce bief à ce pas de temps. Une troisième situation caractéristique survient le deuxième jour de simulation : bien qu'il y ait un débit sortant du RS (égal à 0.579*10⁻⁵ m³.s⁻¹), ce dernier est insuffisant par rapport au débit minimum réglementaire à conserver à l'aval (fixé à 1.000*10⁻⁵ m³.s⁻¹). Aucun prélèvement n'y est donc effectué.

Tableau 13 : Débits prélevé, entrant et sortant simulés du RS 1

Pas de temps	Q _{abstract} in RS 1 (m ³ .s ⁻¹)	Q _{entrant} in RS 1 (m ³ .s ⁻¹)	Q _{sortant} in RS 1 (m ³ .s ⁻¹)
Journée 1	0.0	1.158*10 ⁻⁴	0.0
Journée 2	0.0	1.158*10 ⁻⁴	0.579*10 ⁻⁵
Journée 3	3.47*10 ⁻⁶	1.158*10 ⁻⁴	1.123*10 ⁻⁴
Journée 4	3.47*10 ⁻⁶	1.158*10 ⁻⁴	1.123*10 ⁻⁴
Journée 5	3.47*10 ⁻⁶	1.158*10 ⁻⁴	1.123*10 ⁻⁴
Journée 6	3.47*10 ⁻⁶	1.158*10 ⁻⁴	1.123*10 ⁻⁴

Le Tableau 13 et le Tableau 14 reprennent l'ensemble des flux auxquels sont soumis le RS 1 et la RE 2, deux unités spatiales utilisées pour l'irrigation. Ce tableau renseigne sur le fait que les bilans hydrologiques de ces deux éléments sont bouclés : le flux d'eau entrant est égal au flux d'eau sortant moins le flux d'eau stocké. Ces tests ont en outre permis de vérifier les différents concepts utilisés dans le modèle.

Premièrement, le modèle a permis de vérifier le respect du débit minimum à l'aval. Concernant RE 2, il est important de noter que comme le modèle considère que la RE 2 doit laisser passer uniquement un flux d'eau minimum amont provenant du réseau hydrographique avant de se remplir par l'eau des biefs (cf. Chapitre 5-2.3.1.4 Débit minimal à l'aval), elle ne se remplit la première journée que via l'écoulement sur les SU. Entre les jours 3 et 5, RE 2 ne rejette à l'aval que l'équivalent du débit minimum à l'aval de RE 1 : cela est dû au fait que la RE 1 à l'amont de RE 2 se remplit et ne laisse donc passer à l'aval que l'équivalent de son débit minimum. Ensuite, la RE 1 étant pleine le jour 5, le Q_{sortant} augmente pour atteindre le débit minimum à l'aval de RE 2 le jour 6. Par conséquent, la RE 2 se remplit plus vite à partir du jour 6. Concernant

RS1, une obligation similaire de débit minimum à conserver dans le cours d'eau ne permet pas d'y prélever les jours 1 et 2, faute de débit suffisant. Cependant, à partir du jour 3 ce débit minimum est dépassé, ce qui permet d'y effectuer les prélèvements demandés.

Tableau 14 : Volumes prélevé, stocké, précipité, évaporé, entrant depuis le bief RS 2 et sortant simulés de la RE 2

Pas de temps	Q _{abstract} in RE 2 (m ³ .s ⁻¹)	V _{stocké} in RE 2 (m ³)	V _{pluie} in RE 2 (m ³)	V _{évaporé} in RE 2 (m ³)	Q _{entrant} in RE 2 (m ³ .s ⁻¹)	Q _{sortant} in RE 2 (m ³ .s ⁻¹)
Journée 1	3.47*10 ⁻⁶	2017.7	10.0	2.0	0.0	0.0
Journée 2	3.47*10 ⁻⁶	2035.4	10.0	2.0	2.895*10 ⁻⁵	2.895*10 ⁻⁵
Journée 3	3.47*10 ⁻⁶	2053.1	10.0	2.0	7.895*10 ⁻⁵	7.895*10 ⁻⁵
Journée 4	3.47*10 ⁻⁶	2070.8	10.0	2.0	1.000*10 ⁻⁴	1.000*10 ⁻⁴
Journée 5	3.47*10 ⁻⁶	2088.5	10.0	2.0	1.185*10 ⁻⁴	1.185*10 ⁻⁴
Journée 6	3.47*10 ⁻⁶	2109.7	10.0	2.0	2.404*10 ⁻⁴	2.000*10 ⁻⁴

Deuxièmement, le test a permis de vérifier la concordance entre les volumes irrigués sur les SU agricoles et les volumes prélevés dans les RS et RE. Pour les SU 1, 3 et 5, toutes d'une surface de 1 000 m² alimentées par la RE 2, il est de 0.1 mm.jour⁻¹ dès le jour 1 (soit ramené en débit 3.47*10⁻⁶ m³.s⁻¹). Pour les SU 2, 4 et 6 par contre, cette alimentation de 0.1 mm.jour⁻¹ débute le jour 3. On a donc un volume prélevé dans les RE et RS qui correspond aux volumes irrigués sur les SU. De plus, on constate que les liens définis entre WP et SU sont bien respectés.

L'ensemble des tests élémentaires ont donc permis de vérifier que : i) chaque simulateur conserve effectivement les volumes d'eau (*i.e.* respect du principe de continuité amont/aval, pas de création ou de perte de flux d'eau inexplicée), ii) les formalismes qui ont servis à construire ces « simulateurs » sont cohérents avec la théorie, iii) les simulateurs sont correctement couplés dans le temps et l'espace. Ce test n'a pas permis d'identifier de problèmes systématique ou aléatoire dans le code du modèle qui conduiraient à une mauvaise simulation des processus théoriques.

2.3. Conservation des volumes d'eau

La vérification de la conservation des volumes d'eau déjà effectuée indépendamment pour chaque simulateur a été poursuivie avec l'ensemble du modèle MHYDAS-Small-Reservoirs, sur une longue période de simulation et avec des données réelles.

2.3.1. Principe

Le principe de conservation des volumes d'eau, également appelé équation de continuité, est l'un des principes fondamentaux en hydrologie. Ce principe se caractérise par ce que Weldemichael (2016) a appelé l'erreur de divergence dans la conservation des volumes. Cette erreur résulte d'un problème de bilan hydrologique lorsqu'on considère flux entrants, variation de stockage d'eau et flux sortants (Figure 25) (*e.g.* Hasholt and Mernild, 2004; Mernild *et al.*, 2017). Cette erreur peut par exemple être due à des difficultés de résolution de l'équation de transfert ce qui induit des problèmes de calcul de l'eau stockée et des flux sortants. L'erreur dépend donc de la méthode numérique implémentée.

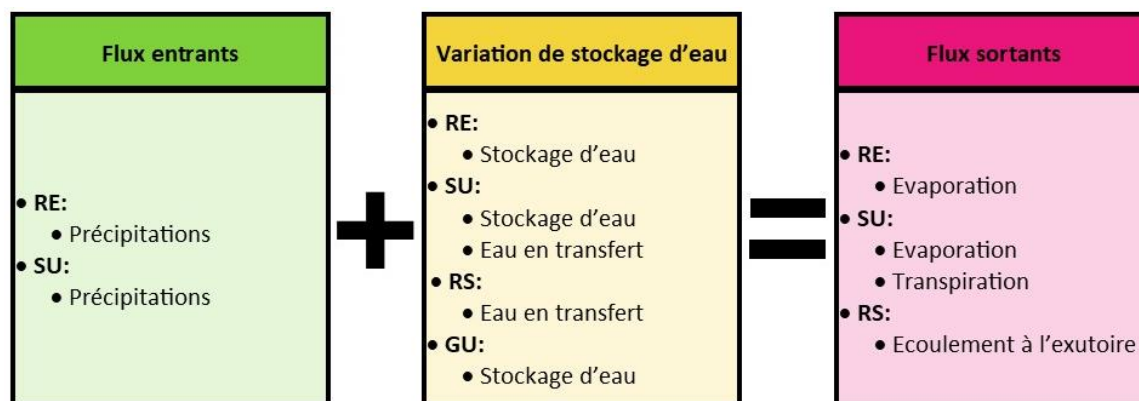


Figure 25 : Schéma du fonctionnement du simulateur de vérification des bilans hydrologiques du modèle MHYDAS-Small-Reservoirs. A gauche en vert sont regroupés les flux entrants, au milieu en jaune l'ensemble des flux stockés et en rouge l'ensemble des flux sortants que le test de vérification de la conservation des volumes considère. L'addition des flux entrant et variations de stock éventuelles doivent correspondre aux flux sortants du bassin

La façon dont est respectée la conservation des volumes d'eau par un modèle est donc un moyen d'identifier la marge d'erreur du bilan hydrologique du modèle et ainsi connaître la fiabilité du modèle (Beven, 2001; Mernild *et al.*, 2010). De plus, cela permet de vérifier la continuité des liens amont-aval : si elle n'est pas respectée, tout ou partie de l'eau d'un bassin versant peut ne pas ruisseler jusqu'à l'exutoire, entraînant un problème de conservation des volumes. Konikow (2001) a expliqué que cette erreur dans le bilan de masse des modèles simulant les flux d'eau ne doit pas dépasser 0.1 % du bilan hydrique. Toutefois, ils expliqueront également que bien qu'une erreur de bilan massique fournisse la preuve d'une mauvaise solution numérique, un bilan massique parfait en lui-même ne prouve pas qu'une solution vraie ou précise a été obtenue ou que le modèle est valable : un bilan massique parfait peut cacher des erreurs du modèle.

Dans MHYDAS-Small-Reservoirs le codage de l'ensemble des équations a été vérifié par les tests élémentaires. Aussi, des erreurs de conservation de masse indiqueraient des erreurs de couplages entre simulateurs.

2.3.2. Application

Dans MHYDAS-Small-Reservoirs, cette conservation des volumes a été vérifiée à partir du bilan hydrologique global (*i.e.* sur l'ensemble du bassin), comprenant les flux d'eau entrants, sortants et stockés.

Sont considérés comme flux entrants dans le modèle, la précipitation sur les SU et RE. Les flux stockés sont composés quant à eux des variations des volumes d'eau dans les RE, des variations des hauteurs d'eau dans les GU, de l'eau disponible dans l'ensemble du profil de sol des SU, ainsi que des flux en transfert à la surface du bassin dans les RS et SU. Sont considérés comme flux sortants l'écoulement à l'exutoire du bassin au niveau du RS exutoire, l'évaporation à la surface des RE ainsi que l'évapotranspiration simulée à la surface des SU. Son principe est schématisé dans la Figure 25.

Cette vérification a été effectuée en même temps que le test de déterminisme du modèle, sur le même sous-bassin versant du Gélon de 3,43 km² dont les caractéristiques sont données dans la partie « 2.1.2 Méthode d'application au modèle ».

Le modèle a simulé à un pas de temps journalier l'ensemble des 5 années en respectant le bilan hydrologique chaque jour pour l'ensemble des 536 unités spatiales considérées. A l'échelle annuelle, l'erreur est de moins de $2.71 \cdot 10^{-5}$ % des flux entrants, négligeable par rapport à la limite de 0.1% des flux entrants fixée par Konikow (2001). Cette faible erreur valide donc les couplages spatiaux et temporels des simulateurs mis en œuvre dans MHYDAS-Small-Reservoirs.

3. Conclusion

MHYDAS-Small-Reservoirs a nécessité le réencodage de modèles existants au sein de la plateforme OpenFLUID en vue de leur couplage. Comme de nombreux problèmes peuvent survenir dans l'implémentation informatique d'un modèle numérique, ce réencodage a été suivi de tests de vérification informatique et logiciel. Les tests effectués n'ont pas permis d'identifier d'erreurs informatiques ou logicielles dans le modèle. Les tests élémentaires et de conservation des volumes ont vérifié la cohérence entre les résultats théoriques et les résultats simulés par le modèle. Le test de déterminisme a permis de vérifier que, d'une simulation à l'autre, l'ensemble des variables du modèle était bien effacé.

Ces tests ne permettent pas de valider le modèle mais constituent un préalable nécessaire à la validation du modèle. Une évaluation physique du modèle MHYDAS-Small-Reservoirs a été conduite sur un cas d'étude réel. Cette application du modèle à un cas d'étude réel est présentée dans la partie suivante.

Partie 3 : Application du modèle MHYDAS-Small-Reservoirs

L'application du modèle MHYDAS-Small-Reservoirs sur un bassin versant avec retenues vise à évaluer la capacité du modèle à simuler le fonctionnement hydrologique et agronomique observé de ce type de bassin. Toutefois, cette application a nécessité de disposer de données adaptées à la mise en œuvre du modèle.

L'objectif de cette partie est d'évaluer le modèle sur un site d'étude choisi afin de valider les choix conceptuels du modèle et plus précisément les couplages.

Un état des lieux des attendus pour le site d'étude a permis d'aboutir à la sélection d'un bassin versant qui correspondait aux objectifs d'évaluation des résultats agro-hydrologiques du modèle : le bassin versant du Gélon ([Chapitre 7](#)). Ce bassin versant a fait l'objet d'investigations afin de compléter ou vérifier les bases de données existantes. Une représentation numérique du site d'étude ainsi qu'une paramétrisation du modèle MHYDAS-Small-Reservoirs pour une application sur ce site d'étude ont été réalisées ([Chapitre 8](#)). Faute de données disponibles, les conditions initiales du modèle ont été déterminées par la méthode de warm-up. A cet effet, une analyse de cette méthode a été réalisée ([Chapitre 9](#)). La méthode de « warm-up » a également fait l'objet de discussions, notamment sur l'incertitude des conditions initiales ainsi déterminées. Enfin, l'application proprement dite du modèle au bassin versant du Gélon a été mise en œuvre, sur la base des paramètres et conditions initiales précédemment déterminés ([Chapitre 10](#)).

Chapitre 7 : Présentation du site d'étude, le bassin versant du Gélon

Pour mettre en œuvre le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs sur un territoire, un certain nombre de données doivent être disponibles. Généralement, les données sur les retenues et leur usage font défaut. En effet, ces données sont souvent complexes à obtenir en raison du grand nombre de propriétaires de retenues différents (Carluer *et al.*, 2016). Ainsi, en France, il n'existe pas à notre connaissance de base de données nationale sur les retenues.

Dans le cadre du projet « OFB-Retenues », une partie des données utiles à la mise en œuvre du modèle MHYDAS-Small-Reservoirs avait été récupérée sur le bassin versant de l'Arrats par Marie Estienne et avait fait l'objet d'un rapport (2017). Le choix de ce bassin versant a été justifié notamment par sa densité de retenues relativement importante, de 1,35 retenues par km², et parce que la CACG, partenaire du projet, disposait de données de débit sur ce bassin versant, notamment à l'aval du bassin, sur la commune de Saint-Antoine. Toutefois, l'Arrats, un bassin versant de méso-échelle (Niehoff *et al.*, 2002; Tekleab *et al.*, 2015) de 620 km² affluent de la Garonne, présente une contrainte pour en faire un cas d'application du modèle : ses débits sont alimentés en amont par un barrage, le barrage de l'Astarac, qui sert à soutenir le débit de la rivière et à satisfaire les usages agricoles de l'eau en période estivale (Estienne, 2016). Cette alimentation en eau à l'amont : i) impose d'avoir accès à des données supplémentaires (*i.e.* débits à l'aval immédiat du barrage), ii) impose d'intégrer au modèle la possibilité pour un bief d'être alimenté en eau par une ressource externe au bassin, et iii) rend de plus difficile de simuler des débits cohérents dans le cas de simulation de situations. De plus, dans l'objectif d'évaluer le modèle, nous souhaitons pour des raisons pragmatiques de temps de prétraitement des données et de calcul appliquer le modèle à un bassin versant plus petit.

Ces considérations nous ont amenés à sélectionner comme site d'étude un sous-bassin de l'Arrats. Les critères de choix de ce site sont présentés dans une première section, puis les caractéristiques (hydroclimatiques, physiques, agricoles et

de réseaux de retenues) ainsi que les données qui y sont disponibles et celles acquises dans le cadre de la thèse sont présentées dans les sections suivantes.

1. Critères de choix du site d'étude

Un certain nombre de critères doivent être satisfaits pour pouvoir mettre en œuvre MHYDAS-Small-Reservoirs sur un territoire d'étude (cf. Chapitre 5-3 Données d'entrée-sortie du modèle). Ces critères sont : i) la disponibilité des données nécessaires à la mise en œuvre du modèle, et ii) la possibilité de pouvoir simuler et analyser les effets cumulés des retenues d'eau, qui est l'objectif de la thèse. Au total, le choix du site d'étude doit satisfaire quatre conditions.

La première condition est que le site d'étude doit être un bassin versant avec un important réseau de retenues, avec une densité de retenues relativement importante, des connexions au réseau hydrographique variées (retenues connectées ou déconnectées), et des usages variés (incluant des retenues inutilisées et des retenues utilisées pour l'irrigation agricole).

La deuxième condition est que les données concernant les caractéristiques des retenues soient disponibles. Ces données sont souvent limitées et peu de territoires possèdent une base de données spatialisée, qui répertorie les caractéristiques des retenues (e.g. aire, capacité), leur usage (e.g. agricole, non utilisée ou autre usage) et leur méthode de remplissage (e.g. ruissellement sur les parcelles, alimentation par un bief du réseau hydrographique). Il était également nécessaire, pour les retenues dont l'usage est agricole, de connaître les parcelles qu'elles irriguent.

La troisième condition est de disposer de données sur les itinéraires techniques menés par les agriculteurs et sur la croissance des cultures, tenant compte du type de sol. Les itinéraires techniques sont fonction de décisions des agriculteurs qui sont elles-mêmes dépendantes du type de sol, du matériel disponible et de l'état de sa culture (cf. Chapitre 2-1.3 Itinéraires techniques). Ces règles, qui dépendent souvent de l'orientation technico-économique de chaque exploitation et du contexte local (filères présentes par exemple) doivent être déterminées localement.

La dernière condition est que la taille du bassin versant ne dépasse pas quelques dizaines de km². Ce choix a été motivé par deux raisons. D'une part, cela permet une vérification des données intégrées au modèle plus poussée (liens amont-aval, vérification des attributs, etc.). D'autre part, cela diminue les temps de calcul et de paramétrisation du modèle distribué élaboré. Ainsi, ce bassin versant de taille restreinte permet de mettre en œuvre dans un temps limité le modèle et une analyse plus rapide des résultats du modèle. En outre, le temps d'implémentation de situations contrastées, étape finale de cette thèse, est plus restreint, car le nombre de paramètres à modifier est moins important.

Hormis la condition sur la taille, ces conditions sont réunies sur le bassin de l'Arrats. En effet :

- Dans le cadre du projet « OFB-Retenues », le département du Gers (France) avait été identifié comme disposant d'une base de données sur les retenues répertoriant leur surface mais aussi leur capacité, leur usage et leur connexion au réseau hydrographique. De plus, des travaux menés par l'UMR AGIR sur le bassin Adour-Garonne (incluant le bassin versant de l'Arrats) ont permis d'estimer la capacité des retenues. D'autres travaux de l'UMR AGIR ont permis d'identifier les parcelles susceptibles d'être irriguées.

- Dans le cadre du projet « OFB-Retenues », les systèmes de culture ont fait l'objet d'enquêtes sur l'Arrats, qui ont permis de déduire des règles génériques de décision prises par les agriculteurs, notamment en ce qui concerne l'irrigation (Akakpo, 2016).
- Les paramètres de croissance des cultures ont été déterminés pour le sud-ouest de la France, dans le cadre du développement du modèle AqYield (Constantin *et al.*, 2015), ce qui permettait une mise en œuvre facilitée du modèle.

Le site d'étude s'est donc limité à un sous-bassin du bassin versant de l'Arrats de quelques dizaines de km², taille de bassin qualifiée de petite par Tekleab *et al.* (2015). Le bassin versant du Gélon a été retenu. C'est un bassin versant d'une vingtaine de km² (19,8 km²) qui se jette dans l'Arrats à l'ouest de la commune de Tournecoupe (N 43°51'46" E 0°48'20") (Figure 26). Il est situé à l'est du département du Gers (France). Il a pour avantage de disposer d'un réseau hydrographique et d'un réseau de retenues suffisamment complexe pour être intéressant dans l'étude des effets cumulés des retenues.

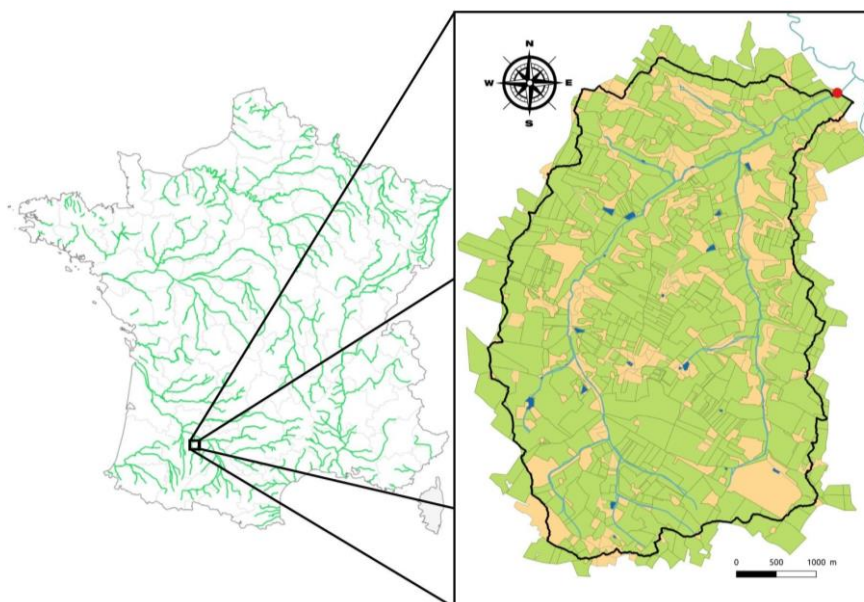


Figure 26 : Positionnement du bassin versant du Gélon. En vert sont représentées les zones cultivées, en jaune les zones non cultivées et en bleu les retenues d'eau. Le point rouge désigne l'exutoire défini du bassin versant

Les caractéristiques hydroclimatiques, physiques, agricoles et des réseaux de retenues du Gélon ainsi que les données disponibles sont détaillées dans les sections suivantes.

2. Caractéristiques hydroclimatiques et physiques

2.1. Géomorphologie, sol et géologie

Contrairement à l'Arrats (Estienne, 2017), le régime naturel de la rivière du Gélon et de l'ensemble de ses affluents est pluvial, *i.e.* uniquement alimenté par les précipitations. D'une longueur de 7,8 km, le Gélon a 8 affluents alimentés par des sources (Figure 27). Son plus grand affluent, le ruisseau de la Saudroue à l'est du bassin, a une longueur de 4,7 km (Agence de l'Eau *et al.*, 2014). La longueur des autres cours d'eau du bassin ne dépasse pas 1,5 km (Tableau 15).

Tableau 15 : Caractéristiques des cours d'eau du Gélon

Classe	Toponyme	Longueur
5	Ruisseau du Gélon	7783 m
6	Ruisseau de la Saudroue	4744 m
7	Affluent de la Saudroue	986 m
6	Affluent Gélon Nord-Est	1348 m
6	Affluent Gélon Nord	1129 m
6	Affluent Gélon Ouest	1293 m
6	Affluent Gélon Sud-Ouest	1466 m
6	Affluent Gélon Sud	1088 m
7	Sous-affluent du Gélon Sud	465 m

Le bassin du Gélon est légèrement vallonné : les altitudes sont comprises entre 100 m et 200 m (Figure 27), plus élevées dans la partie sud, proche des Pyrénées (Figure 26). Les pentes moyennes sur le bassin sont de 0.11 m.m^{-1} (IGN, 2017).

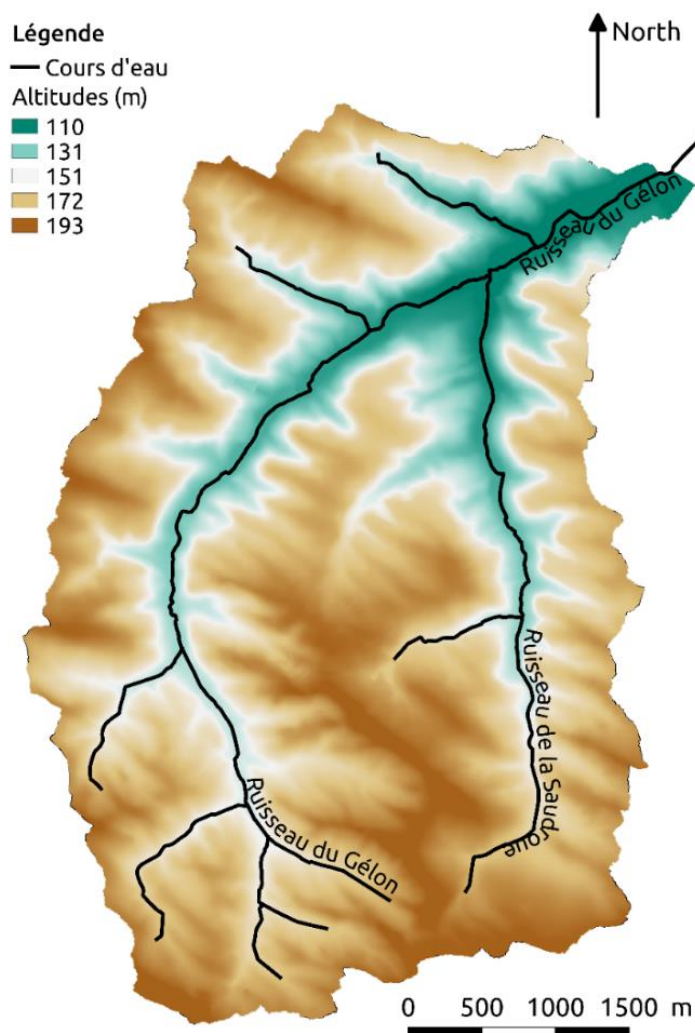


Figure 27 : Altitudes et cours d'eau du Gélon

Le bassin versant du Gélon est composé de neuf types de sols aux caractéristiques proches, qui suivent globalement le réseau hydrographique (Figure 28).

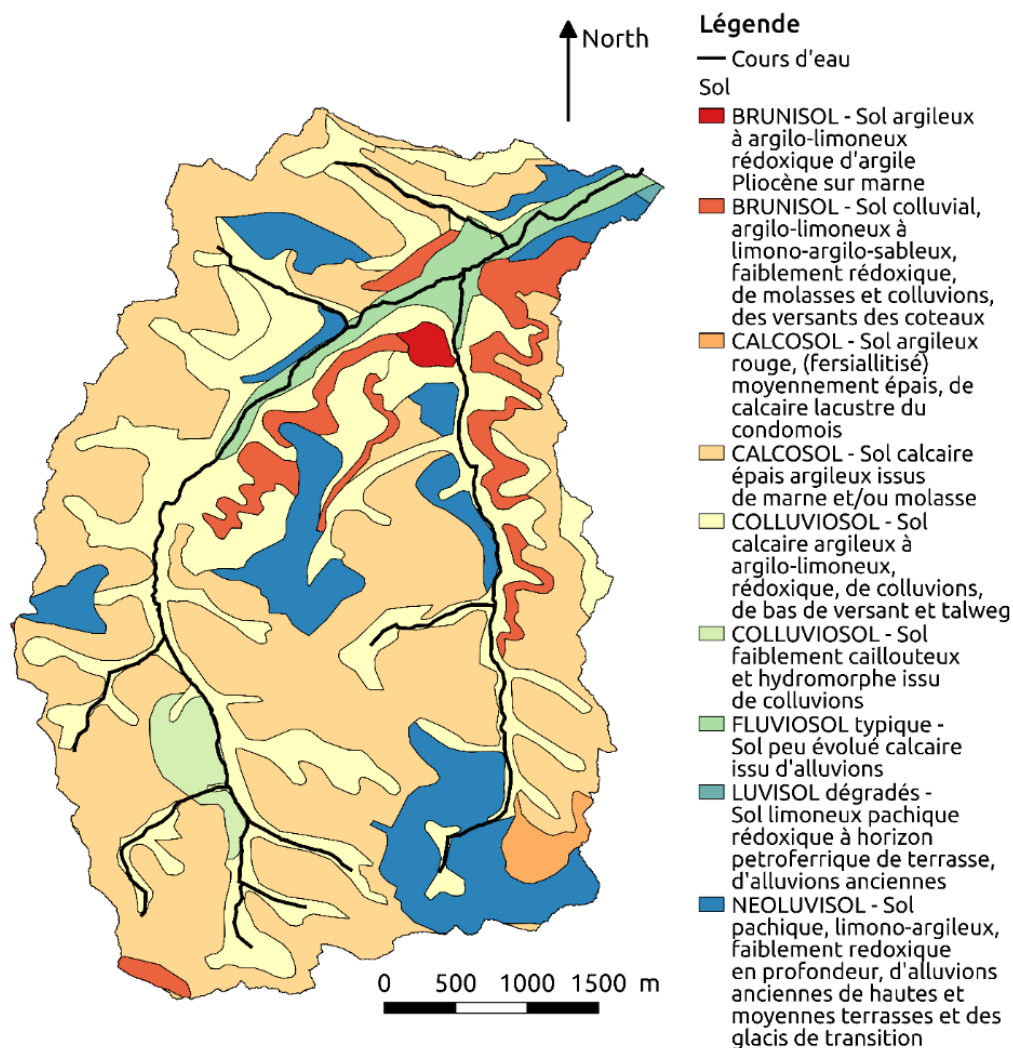


Figure 28 : Les différents types de sol du Gélon

L'ensemble des sols du Gélon, qui est situé sur le bassin Aquitain, est à prédominance argilo-limoneuse selon le triangle de texture du sol publié par l'USDA (d'après Groenendyk *et al.*, 2015) : le pourcentage d'argile dans le sol oscille entre 29 et 40 %, le pourcentage de sable entre 15 et 37 % et le pourcentage de limon entre 25 et 53 % (Tableau 16). On trouve plus rarement des sols argileux limoneux fins (*i.e.* Neoluvisol, Fluviosol, Brunisol argileux), en grande partie au nord-est du bassin versant, dans les zones proches de l'exutoire, mais aussi au centre et à l'extrême sud-est, sud et ouest du bassin versant. En conséquence, à l'échelle du bassin versant, les sols sont moyennement infiltrant, avec des conductivités hydrauliques à saturation proches de 10^{-6} m.s^{-1} , et une réserve utile moyenne estimée entre 85 et 128 mm d'après les travaux d'Al Majou *et al.* (2007).

Conjugué à une absence de nappe profonde, ces caractéristiques du sol entraînent, selon Cavailé et BRGM (1968), une forte densité du réseau hydrographique sur le Gélon : de nombreuses sources aux débits faibles et irréguliers alimentent les cours d'eau du bassin. Ainsi, les cours d'eau du bassin versant sont généralement intermittents, avec des périodes d'assec entre juillet et septembre.

Tableau 16 : Caractéristiques de l'ensemble des sols du Gélon (d'après Party et al., 2016). A noter, certaines caractéristiques du sol (i.e. humidité du sol au point de flétrissement, à capacité au champ, et à saturation et réserve utile) notées en italique sont issues de fonctions de pédotransfert détaillées en [Annexe 2](#)

Type de sol	Brunisol argileux	Colluvisol calcaire argileux	Calcosol calcaire	Neoluvisol limoneux-argileux	Colluvisol peu caillouteux	Fluvisol calcaire	Brunisol colluvial	Calcosol argileux rouge	Luvisol dégradé
Profondeur (m)	0.8	0.8	0.675	1	0.8	0.9	0.8	0.8	1.2
Argile (% massique)	38	33	37	29	36	32	31	40	31
Limon (% massique)	50	40	40	51	31	53	32	25	45
Sable (% massique)	12	27	23	20	33	15	37	35	24
Éléments grossiers (% massique)	5	9	2	8	18	0	33	10	13
Taux de matière organique (% massique)	1.1	1.4	1.2	2.6	1.3	2.0	1.4	1.8	2.3
Conductivité hydraulique à saturation (m/s)	1.24*10 ⁻⁶	1.42*10 ⁻⁶	1.93*10 ⁻⁶	9.31*10 ⁻⁷	3.41*10 ⁻⁶	7.58*10 ⁻⁷	3.25*10 ⁻⁶	4.53*10 ⁻⁶	7.49*10 ⁻⁷
Densité apparente (kg.m ³)	1561.46	1615.11	1564.03	1583.79	1495.82	1644.44	1486.42	1432.66	1627.45
Humidité du sol au point de flétrissement (m ³ /m ³)	0.238	0.210	0.230	0.182	0.215	0.210	0.181	0.230	0.202
Humidité du sol à capacité au champ (m ³ /m ³)	0.353	0.319	0.339	0.306	0.313	0.338	0.266	0.328	0.308
Humidité du sol à saturation (m ³ /m ³ de sol)	0.411	0.391	0.410	0.402	0.436	0.379	0.439	0.459	0.386
Réserve utile (mm pour 1m de sol)	115	109	110	124	98	128	85	98	106

2.2. Climat

Le bassin versant du Gélon est soumis à un climat océanique. Ce climat, tempéré à doux, se caractérise par des printemps pluvieux et des étés chauds et secs (Battude *et al.*, 2017). Ainsi, à l'échelle annuelle, la précipitation moyenne est de 674.9 mm, l'évapotranspiration potentielle de 904.9 mm et la température moyenne de 13.5°C sur la période 1989-2015. Les caractéristiques de ces années mesurées sont représentées sur la Figure 29 et Figure 30. Durant cette période, on peut noter une variabilité importante de la pluviométrie d'environ 400 mm. L'évapotranspiration potentielle est à l'inverse plus stable, avec une variation de seulement 250 mm. La variabilité de la température sur la période est de 9.8°C sur les températures minimales et de 6.4°C sur les températures maximales. La température moyenne est plus stable, avec une variation de 2.1°C.

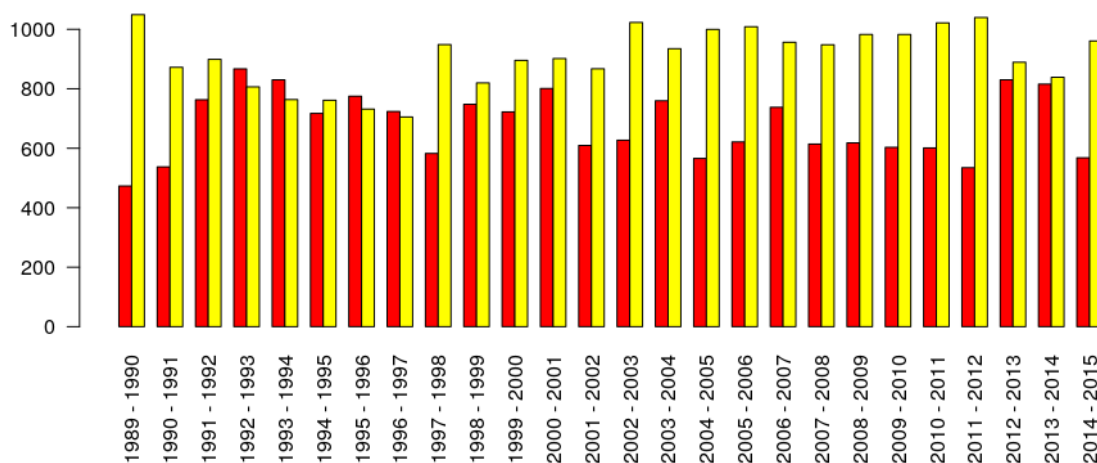


Figure 29 : Evolutions des précipitations (en rouge) et de l'évapotranspiration potentielle calculée via la formule de Penman (en jaune), par année hydrologique débutée en septembre, d'après les données SAFRAN (Durand et al., 1993)

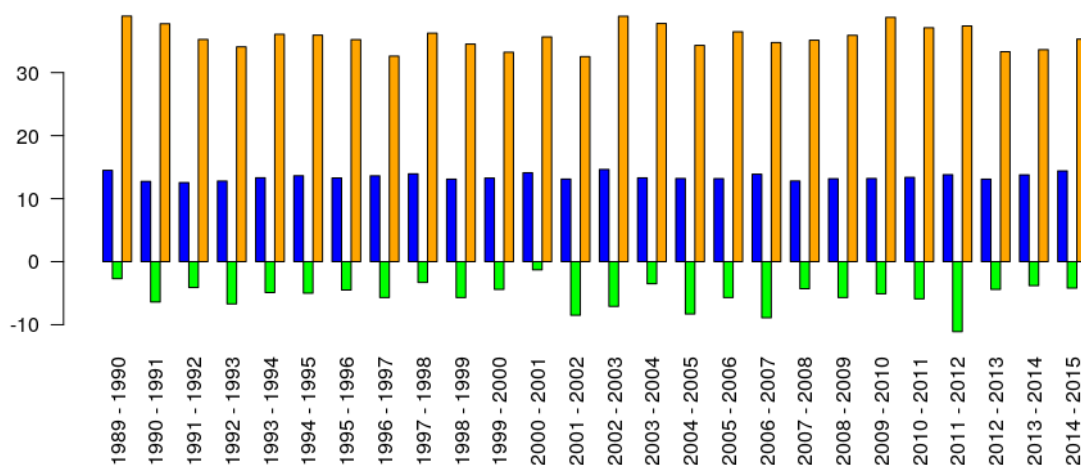


Figure 30 : Evolutions des températures moyenne journalière (en bleu), minimales (en vert) et maximale (en orange) par année hydrologique débutée en septembre, d'après les données SAFRAN (Durand et al., 1993)

L'évapotranspiration potentielle mensuelle évolue de manière saisonnière et cyclique, avec des baisses pendant la période hivernale (au plus bas en janvier) et des remontées pendant la période estivale (pic en juillet) (Figure 31). La dynamique est similaire en ce qui concerne la température (Figure 32). Toutefois, concernant la précipitation, la situation est plus homogène : la précipitation mensuelle moyenne se situe aux environs de 56,3 mm, avec en moyenne peu de variation d'un mois à l'autre (Figure 33). Toutefois, il peut arriver des mois extrêmement secs (10,2 mm précipités en moyenne des mois les plus secs mesurés) ou humides (136,9 mm précipités en moyenne des mois les plus humides mesurés).

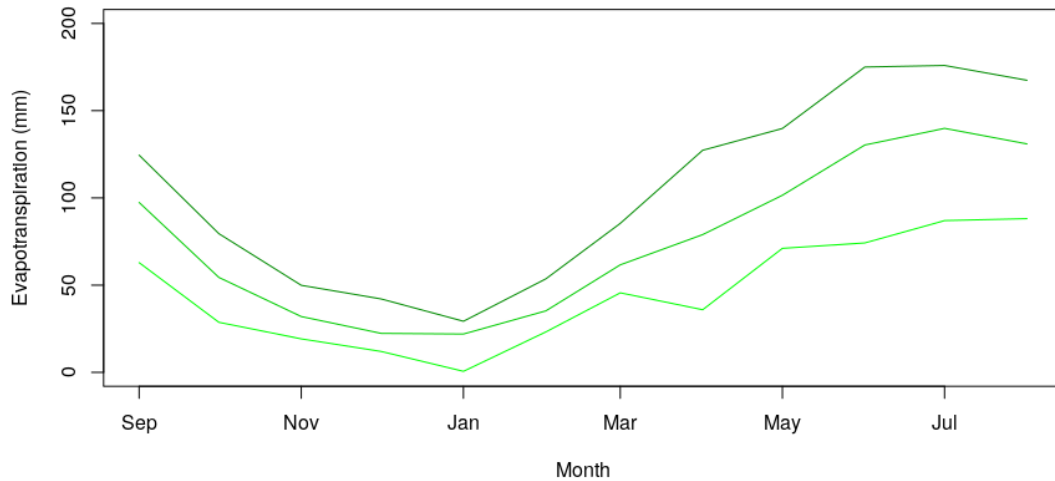


Figure 31 : Evapotranspiration potentielle mensuelle moyenne (en vert), minimale (en vert clair) et maximale (en vert foncé) basée sur les chroniques d'observation sur la période 1989-2016

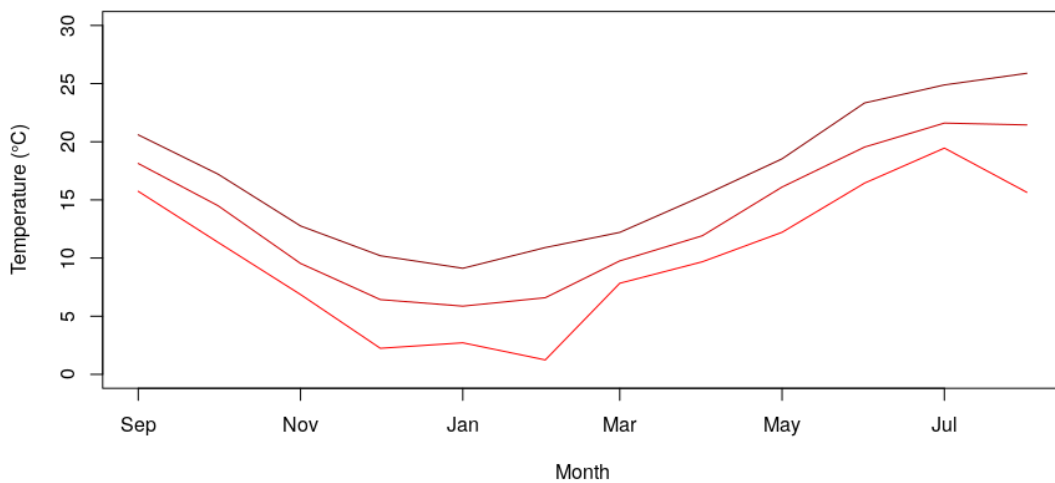


Figure 32: Température mensuelle moyenne (en rouge), minimale (en rouge clair) et maximale (en rouge foncé) basée sur les chroniques d'observation sur la période 1989-2016

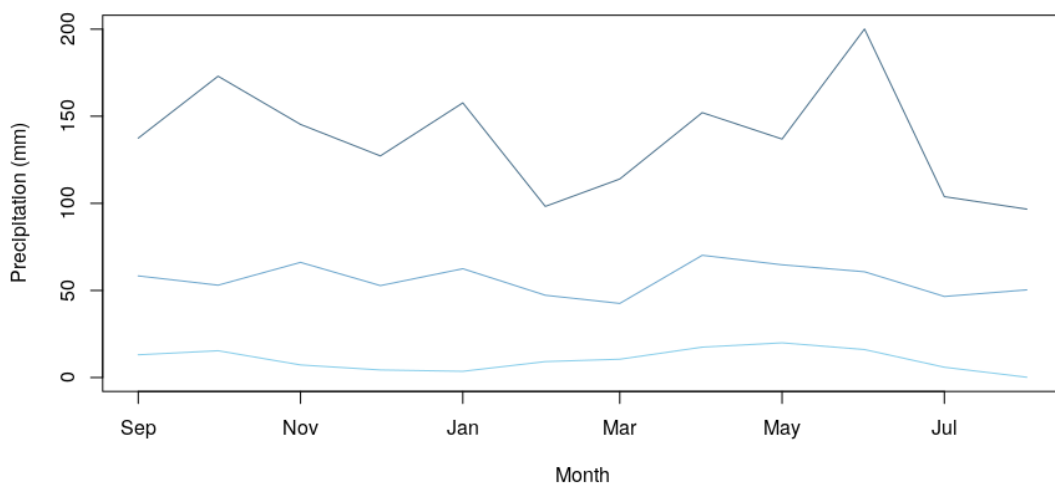


Figure 33 : Précipitation mensuelle moyenne (en bleu), minimale (en bleu clair) et maximale (en bleu foncé) basée sur les chroniques d'observation sur la période 1989-2016

2.3. Hydrologie

La chronique du débit moyen journalier à l'exutoire du Gélon de septembre 2018 à 2020 est présentée sur la Figure 34. Selon cette chronique, sur le Gélon, le commencement de l'année hydrologique a été défini au 1^{er} septembre, mois qui correspond généralement à la reprise de l'écoulement. Cette définition est utilisée dans la suite du manuscrit pour désigner une année hydrologique. Globalement, les années hydrologiques du 09/2018 au 09/2019 et du 09/2019 au 09/2020 présentent des caractéristiques climatiques variables. Ces années se caractérisent par des températures moyennes annuelle respectivement de 13.2°C et 14.2°C, des températures minimales journalières respectivement de -2.0°C et 0.6°C, des températures maximales journalières respectivement de 30.2°C et 29.0°C et une pluviométrie annuelle respectivement de 570.6 mm et 762.2 mm. En conséquence, ces deux années présentent une hydrologie variable, avec toutefois des similitudes dans les débits de pointe. On constate ainsi que les débits de pointe atteints les deux années sont entre 0.004 et 0.005 m.j⁻¹ maximum. Cependant, la récurrence d'événements pluvieux de forte intensité est différente d'une année à l'autre : l'année hydrologique 2018-2019, un seul événement de pluie début février a entraîné des débits supérieurs à 0.002 m.j⁻¹. A contrario, en 2019-2020, cinq événements pluvieux en décembre, mars et mai ont entraîné des débits supérieurs à 0.002 m.j⁻¹. Concernant les faibles débits, dès fin juin sur le Gélon en 2018-2019 le Gélon connaissait des assecs, tandis qu'en 2019-2020, les débits étaient encore de près de 1.6*10⁻⁴ m.j⁻¹ le 10 juillet. Un tel niveau avait été atteint pour la dernière fois en mai l'année hydrologique 2018-2019.

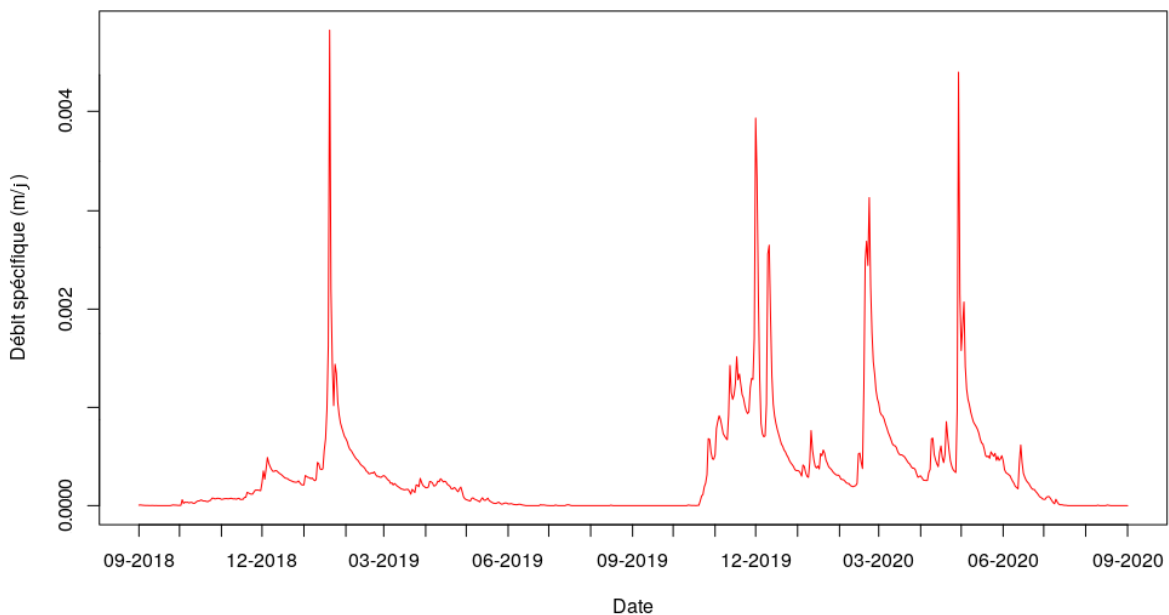


Figure 34 : Débits spécifiques journaliers mesurés à l'exutoire du Gélon de septembre 2018 à juillet 2020

Ne disposant pas de données de débit sur le Gélon, l'objectif a été de reconstituer les débits du Gélon à partir de ceux de l'Arrats. Pour s'assurer de la correspondance entre les deux, une comparaison des débits de l'Arrats et du Gélon a été effectuée à partir des débits de l'année hydrologique 2018-2019, pour des raisons de disponibilité de données.

Lorsque l'on effectue une comparaison des débits spécifiques journaliers mesurés entre le 14/09/18 et le 13/09/19, on note une similarité entre les débits mesurés sur l'Arrats à Saint-Antoine et le Gélon (Figure 35). La dynamique observée est la même, avec des pics de débits observés en décembre et en février, et des débits plus faibles de mai à novembre.

Cependant, les valeurs de débits spécifiques atteintes lors des pics de débits sont moins importantes sur l'Arrats que sur le Gélon et à l'inverse les débits spécifiques d'étiage sont plus faibles sur le Gélon que sur l'Arrats, en particulier entre mai et novembre. En conséquence, le coefficient de corrélation de Pearson, noté r , est de 0.83, synonyme d'une corrélation moyenne, le coefficient de détermination R^2 appliqué à la période est de 0.70, le critère de Nash appliqué à la période est de 0.57, tandis que le critère de Nash appliqué aux racines carrées des débits est de 0.47. En termes de lame d'eau, on note que la lame d'eau écoulée à l'exutoire de l'Arrats à Saint-Antoine est supérieure de 33.3 % à celle observée sur le Gélon (86,9 mm sur l'Arrats contre 65.2 mm sur le Gélon).

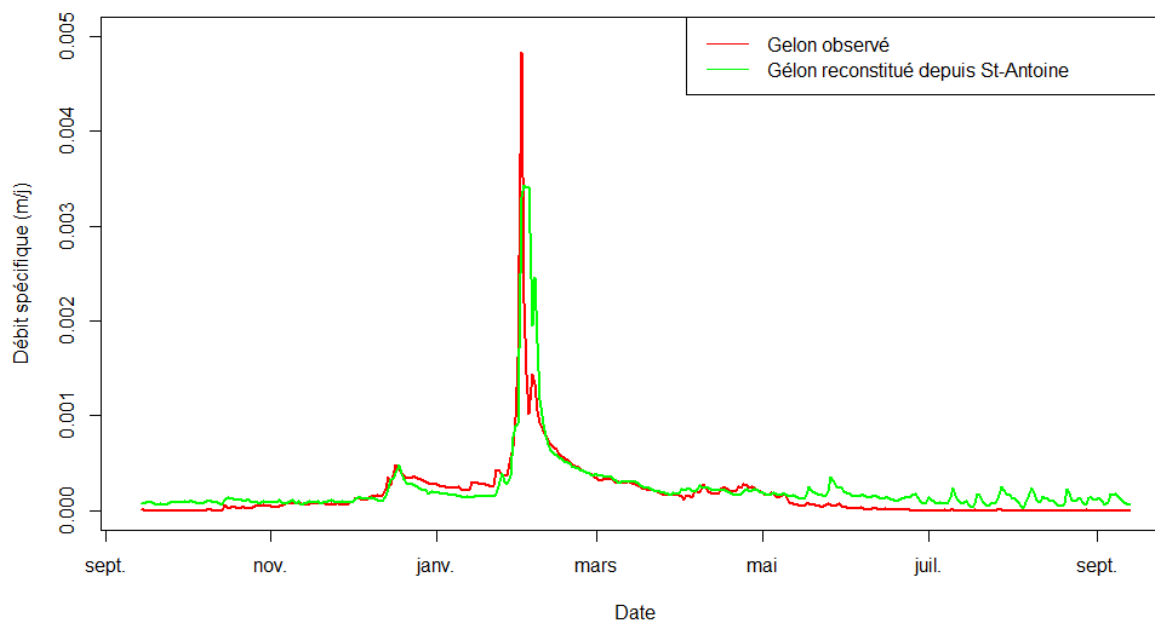


Figure 35 : Débits spécifiques journaliers mesurés sur le Gélon et l'Arrats pour l'année hydrologique 2018-2019

Cependant, cette comparaison des débits spécifiques journaliers entre l'Arrats et le Gélon met en évidence une différence significative de dynamique lors des pics de débit (Figure 35). Cela s'explique par la différence de dynamique de transfert : le bassin versant du Gélon étant beaucoup plus petit que le bassin versant de l'Arrats, sa dynamique est plus réactive que sur l'Arrats, où les temps de transfert depuis l'amont du bassin versant jusqu'à l'exutoire sont généralement plus longs. Par conséquent, lors de crues, les pics de débit sont souvent moins importants sur l'Arrats en termes de débit spécifique, mais la durée de la crue est plus longue.

L'ensemble des débits observés par mois sont répertoriés dans le Tableau 17. On observe un écart relatif des débits de St-Antoine et du Gélon plus important pendant la période estivale. Cet écart s'explique par la présence d'un barrage sur l'Arrats. Entre juin et octobre, les lâchers du barrage représentent une partie importante du débit observé à Saint-Antoine. En effet, durant la période estivale, des lâchers d'eau sont effectués au niveau de ce barrage pour soutenir les débits d'étiage tout en permettant l'irrigation sur le bassin versant de l'Arrats.

Tableau 17 : Débits spécifiques moyens journaliers pour chaque mois de l'année hydrologique 2018-2019 débutée au 14 octobre, mesurés sur le Gélon, sur l'Arrats à Saint-Antoine et sur l'Arrats à l'amont de Saint-Antoine, en sortie de barrage

Période	Gélon (m/j)	St Antoine (m.j ⁻¹)	Barrage (m.j ⁻¹)	Ecart relatif St-Antoine/Gélon (%)	Ecart relatif St-Antoine/Barrage (%)
Septembre	1.11*10 ⁻⁶	9.59*10 ⁻⁵	1.01*10 ⁻⁴	+8546.12 %	-5.19 %
Octobre	2.25*10 ⁻⁵	9.81*10 ⁻⁵	7.08*10 ⁻⁵	+335.82 %	+27.83 %
Novembre	6.68*10 ⁻⁵	9.06*10 ⁻⁵	5.78*10 ⁻⁵	+35.53 %	+36.17 %
Décembre	2.61*10 ⁻⁴	2.17*10 ⁻⁴	6.66*10 ⁻⁵	-16.76 %	+69.30 %
Janvier	3.69*10 ⁻⁴	2.55*10 ⁻⁴	1.90*10 ⁻⁴	-31.02 %	+25.43 %
Février	9.01*10 ⁻⁴	1.13*10 ⁻³	6.80*10 ⁻⁴	+25.01 %	+39.63 %
Mars	2.53*10 ⁻⁴	2.70*10 ⁻⁴	1.70*10 ⁻⁴	+6.65 %	+37.02 %
Avril	2.10*10 ⁻⁴	2.13*10 ⁻⁴	1.48*10 ⁻⁴	+1.35 %	+30.58 %
Mai	9.61*10 ⁻⁵	1.90*10 ⁻⁴	1.41*10 ⁻⁴	+97.51 %	+25.67 %
Juin	1.56*10 ⁻⁵	1.39*10 ⁻⁴	1.28*10 ⁻⁴	+791.88 %	+8.52 %
Juillet	2.31*10 ⁻⁶	1.17*10 ⁻⁴	1.42*10 ⁻⁴	+4935.80 %	-22.17 %
Août	2.14*10 ⁻⁷	1.17*10 ⁻⁴	1.22*10 ⁻⁴	+54373.55 %	-4.92 %

Ce phénomène entraîne donc, pour les quantiles de débits les plus faibles, de 0 à 50, des écarts relatifs du débit reconstitué par rapport au débit observé qui sont supérieures à 100% (Tableau 18) : à l'étiage, les débits spécifiques de l'Arrats sont systématiquement plus forts que ceux du Gélon. Pour les quantiles de débit les plus forts (de 60 à 100), la concordance est meilleure (écarts inférieurs à 30 %).

Tableau 18 : Quantiles de débit spécifiques observés sur le Gélon et l'Arrats avec écart relatif pour l'année hydrologique 2018-2019

Quantile	Q _{spécifique} sur le Gélon	Q _{spécifique} à St-Antoine	Ecart relatif
0 %	0.0 m/j	2.73*10 ⁻⁵ m/j	-
10 %	0.0 m/j	7.73*10 ⁻⁵ m/j	-
20 %	7.58*10 ⁻⁷ m/j	9.10*10 ⁻⁵ m/j	+11910.31 %
30 %	7.70*10 ⁻⁶ m/j	1.06*10 ⁻⁴ m/j	+1279.93 %
40 %	3.74*10 ⁻⁵ m/j	1.31*10 ⁻⁴ m/j	+251.08 %
50 %	6.93*10 ⁻⁵ m/j	1.52*10 ⁻⁴ m/j	+119.36 %
60 %	1.55*10 ⁻⁴ m/j	1.73*10 ⁻⁴ m/j	+11.99 %
70 %	2.15*10 ⁻⁴ m/j	1.99*10 ⁻⁴ m/j	-7.32 %
80 %	2.78*10 ⁻⁴ m/j	2.43*10 ⁻⁴ m/j	-12.60 %
90 %	3.74*10 ⁻⁴ m/j	3.68*10 ⁻⁴ m/j	-1.68 %
100 %	4.83*10 ⁻³ m/j	3.44*10 ⁻³ m/j	-28.84 %

Une étude plus approfondie des périodes du 01/11/18 au 31/05/19 a été effectuée, période où le débit spécifique mesuré sur le Gélon et sur l'Arrats correspond le mieux et où l'influence des lâchers d'eau du barrage sur l'Arrats est la plus faible. Les quantiles de débits spécifiques observés sur le Gélon et l'Arrats sur cette période sont donnés en [Annexe 3](#). L'écart est seulement de 8,7 % entre les débits spécifiques cumulés sur la période, avec une lame d'eau écoulée à l'exutoire de 69,5 mm mesurée sur l'Arrats et une lame d'eau de 63,9 mm mesurée à l'exutoire du Gélon. Le critère de Nash appliqué aux débits et aux racines carrées des débits est bon, respectivement de 0.54 et 0.72, ce qui permet de valider la reconstitution des débits du Gélon à partir de ceux de Saint-Antoine. Sur cette période, les débits spécifiques sont concordants, en particulier pour les débits dans la gamme de valeur 8,6*10⁻⁵ m.j⁻¹ à 1.0*10⁻³ m.j⁻¹ (Figure 35). Toutefois, pour les débits en dehors de ces valeurs, les écarts relatifs peuvent être plus importants, en particulier pour les forts débits de février et les faibles débits de mi-mai. Cette observation se retrouve sur la Figure 36, où l'écart journalier entre débit reconstitué et débit observé est présenté entre novembre et mai, où l'on observe des écarts plus importants en février et mai.

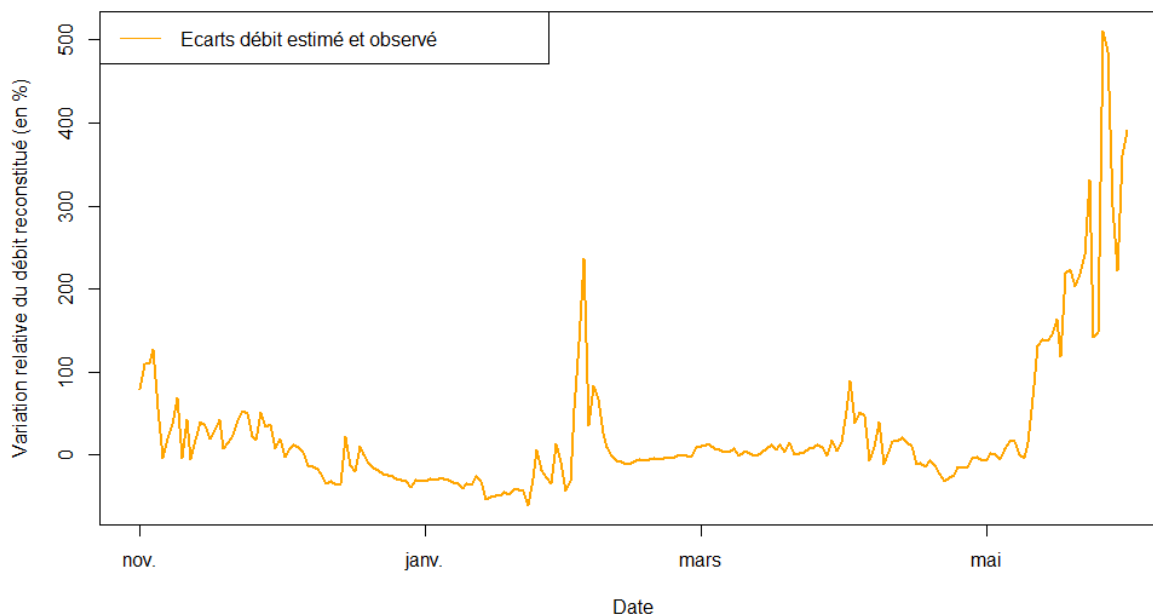


Figure 36 : Evolution de l'écart relatif du débit spécifique reconstitué par rapport au débit spécifique observé entre l'Arrats à Saint-Antoine et le Gélon (en %) en fonction du temps

Partant de ces observations, les débits ont été reconstitués sur la base de l'écoulement quotidien des cours d'eau pour toute l'année hydrologique 2014-2015, en excluant les débits de novembre à mai et les débits en-deçà de $8,6 \cdot 10^{-5} \text{ m.j}^{-1}$. La lame d'eau ainsi reconstituée à l'exutoire pour l'année hydrologique 2018-2019 en tenant compte de ces contraintes est de 68.7 mm, la lame d'eau écoulée observée à l'exutoire est de 63.3 mm, soit un écart de 8.5 %. Le critère de Nash appliqué au débit est de 0.53, le critère de Nash appliqué aux racines carrées des débits de 0.71, le R^2 est de 0.68. Les caractéristiques des quantiles de débit pour ces données sélectionnées sont données dans le Tableau 19.

Tableau 19 : Quantiles de débit spécifiques observés sur le Gélon et l'Arrats avec écart relatif pour la période du 01/11/18 au 31/05/19

Quantile	$Q_{\text{spécifique}}$ sur le Gélon	$Q_{\text{spécifique}}$ à St-Antoine	Ecart relatif
0 %	$3.89 \cdot 10^{-5} \text{ m/j}$	$8.72 \cdot 10^{-5} \text{ m/j}$	-124.30 %
10 %	$6.71 \cdot 10^{-5} \text{ m/j}$	$1.08 \cdot 10^{-4} \text{ m/j}$	-61.49 %
20 %	$8.60 \cdot 10^{-5} \text{ m/j}$	$1.48 \cdot 10^{-4} \text{ m/j}$	-72.24 %
30 %	$1.62 \cdot 10^{-4} \text{ m/j}$	$1.66 \cdot 10^{-4} \text{ m/j}$	-2.78 %
40 %	$1.97 \cdot 10^{-4} \text{ m/j}$	$1.83 \cdot 10^{-4} \text{ m/j}$	6.88 %
50 %	$2.34 \cdot 10^{-4} \text{ m/j}$	$2.06 \cdot 10^{-4} \text{ m/j}$	12.07 %
60 %	$2.64 \cdot 10^{-4} \text{ m/j}$	$2.29 \cdot 10^{-4} \text{ m/j}$	13.34 %
70 %	$2.99 \cdot 10^{-4} \text{ m/j}$	$2.81 \cdot 10^{-4} \text{ m/j}$	5.83 %
80 %	$3.65 \cdot 10^{-4} \text{ m/j}$	$3.54 \cdot 10^{-4} \text{ m/j}$	2.94 %
90 %	$5.56 \cdot 10^{-4} \text{ m/j}$	$5.05 \cdot 10^{-4} \text{ m/j}$	9.13 %
100 %	$4.83 \cdot 10^{-3} \text{ m/j}$	$3.44 \cdot 10^{-3} \text{ m/j}$	28.84 %

3. Caractéristiques agricoles

3.1. Usage des terres

L'usage des terres sur le Gélon par les agriculteurs a été étudié sur les années 2015 à 2017 (Tableau 20). Près des trois quarts de la surface du bassin (73.8 %, soit 585 parcelles) ont été utilisés en moyenne durant cette période pour la production agricole (Tableau 20). Les 26.2 % de surface restante sont recouverts majoritairement de zones non exploitées

(e.g. friches, zones humides) pour 16.2 %, de forêts (3.7 %), mais aussi de zones d'habitat dispersé (4.5 %). Le bassin se caractérise en effet par la présence de deux hameaux, Cadeilhan au centre du bassin et Bajonnette au sud, qui regroupent près de 250 personnes (INSEE, 2017). Enfin, une proportion plus faible de la surface du territoire (entre 2.6 et 0.9 %) est en gel de culture, avec une variabilité qui dépend en partie des rotations de cultures (e.g. Crabb *et al.*, 1998; Firbank *et al.*, 2003).

Tableau 20 : Surfaces occupées par les différents usages des terres sur le bassin versant du Gélou pour les années 2015 à 2017

	2015 (ha)	2016 (ha)	2017 (ha)	2015 (%)	2016 (%)	2017 (%)
Aires cultivées						
Céréales à paille	616.5 ha	728.3 ha	641.2 ha	31.2 %	36.9 %	32.5 %
Tournesol	496.8 ha	407.9 ha	403.1 ha	25.2 %	20.7 %	20.4 %
Soja	108.7 ha	106.2 ha	220.1 ha	5.5 %	5.4 %	11.1 %
Prairies temporaires	91.7 ha	101.2 ha	82.8 ha	4.6 %	5.1 %	4.2 %
Prairies permanentes	41.7 ha	38.5 ha	38.7 ha	2.1 %	1.9 %	2.0 %
Sorgho	31.7 ha	13.1 ha	11.2 ha	1.6 %	0.7 %	0.6 %
Maïs	24.7 ha	12.8 ha	18.6 ha	1.3 %	0.6 %	0.9 %
Maraîchage	15.1 ha	20.1 ha	22.2 ha	0.8 %	1.0 %	1.1 %
Vergers	7.6 ha	7.6 ha	6.2 ha	0.4 %	0.4 %	0.3 %
Colza	6.7 ha	38.8 ha	12.9 ha	0.3 %	2.0 %	0.7 %
Vignes	0.2 ha	0.2 ha	0.2 ha	<0.1 %	<0.1 %	<0.1 %
Aires non-cultivées						
Gel de culture	51.5 ha	18.3 ha	36.1 ha	2.6 %	0.9 %	1.8 %
Autres zones naturelles	320.0 ha	320.0 ha	320.0 ha	16.2 %	16.2 %	16.2 %
Habitat éparse	88.6 ha	88.6 ha	88.6 ha	4.5 %	4.5 %	4.5 %
Forêt	73.4 ha	73.4 ha	73.4 ha	3.7 %	3.7 %	3.7 %

Sur le bassin versant, la succession de cultures « blé-tournesol » est majoritaire (ce qui est reflété par les surfaces reportées dans le Tableau 20 et la Figure 37). Sur la période étudiée, quatre classes de cultures se partagent la majorité (91 %) de la surface cultivée du bassin versant : les céréales à pailles (entre 31.2 et 36.9 % de la surface du bassin, classe qui regroupe blé, orge, triticale et avoine), le tournesol (entre 20.4 et 25 % du bassin), la classe « soja » qui regroupe les cultures de soja, pois, petit-pois, lin et lentille (entre 5.5 et 11.1 % du bassin), et les prairies temporaires (entre 4.2 et 5.1 % du bassin). D'autres cultures sont présentes sur le bassin mais sur des surfaces plus faibles : maïs, maraîchage, sorgho, colza, prairie permanentes. Une partie importante du bassin versant est en agriculture biologique (Giffone, 2019).

La majeure partie des cultures sont annuelles, avec une surface qui varie significativement d'une année sur l'autre selon les rotations culturales choisies par les agriculteurs (e.g. sorgho, maïs, colza, soja). Toutefois, une partie non négligeable de ces cultures sont pérennes (Damas *et al.*, 2007; Puginier, 2011), avec des surfaces qui évoluent peu au cours du temps (i.e. vignes, vergers et prairies permanentes) (Tableau 20).

La Figure 37 représente les parcelles du bassin versant pour les années 2015, 2016 et 2017. D'une part, elle permet de se rendre compte que les parcelles sont de tailles variées, entre 694 m² et 392 646 m², les plus grandes parcelles se situant au Sud du bassin versant. Ces parcelles les plus grandes sont généralement celles pour lesquelles la variabilité dans les espèces cultivées est la moins importante : elles sont le plus souvent recouvertes par des céréales à paille ou du tournesol.

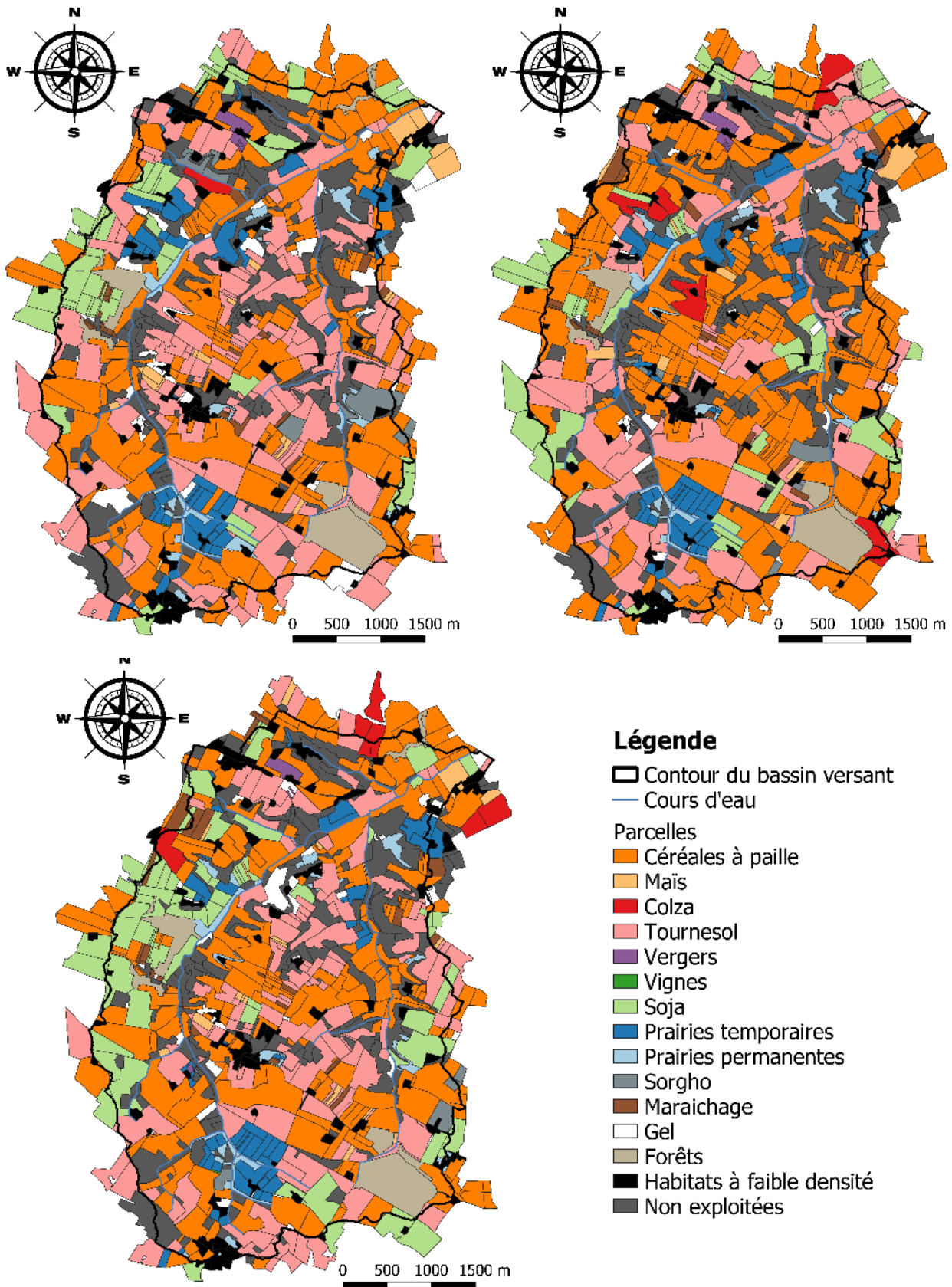


Figure 37 : Cartographie des différentes classes de cultures présentes à la résolution de la parcelle sur le Gélon pour les années 2015 (en haut à gauche), 2016 (en haut à droite) et 2017 (en bas à gauche)

Une enquête menée auprès des agriculteurs par Akakpo (2016) sur l'Arrats a fait ressortir les habitudes d'irrigation des agriculteurs pour chaque culture ([Annexe 4](#)). Une partie des cultures sont pluviales non irriguées (tournesol, prairies permanentes et vignobles). Les autres cultures sont irriguées de manière systématique (principalement le maïs et le soja), ou bien lorsque les conditions climatiques sont particulièrement sèches (céréales à pailles, prairies temporaires, maraîchage, colza et vergers). Ces enquêtes ont aussi indiqué que les agriculteurs irriguent généralement leur parcelle avec une dose de 30 mm, excepté pour le colza qui n'est irrigué qu'une fois au semis avec une demi-dose (*i.e.* 15 mm).

Excepté pour le colza, l'irrigation débute généralement lorsque la culture est proche de la floraison et se termine une fois la culture à maturité. Ainsi, les prairies temporaires peuvent être irriguées d'avril à mi-mai, les céréales à paille de mi-mai à mi-juin, le maïs de mi-mai à mi-septembre, les cultures maraîchères de mi-mai à mi-octobre, le soja et les vergers de juin à septembre et le colza en septembre ([Annexe 4](#)).

3.2. Rendements des cultures

Les données de rendements disponibles sont des moyennes sur l'ensemble du département du Gers. Ces rendements sont représentés sur la Figure 38. La variabilité des rendements est assez importante d'une année à l'autre, avec des variations de la valeur maximale par rapport à la valeur minimale de 36.9 % pour le tournesol, 38.9 % pour le colza, 42.1 % pour le blé (moyenne blé tendre et blé dur), 48.6 % pour le maïs (moyenne irrigué et non irrigué), 65.5 % pour le sorgho et 78.4 % pour le soja (Figure 38). En moyenne depuis 2000, les rendements observés dans le Gers sont de 53.5 t.ha⁻¹ pour le blé (moyenne blé tendre et blé dur), 90.45 t.ha⁻¹ pour le maïs grain (irrigué ou non), 56.45 t.ha⁻¹ pour le sorgho, 28.3 t.ha⁻¹ pour le colza, 21.7 t.ha⁻¹ pour le tournesol et 25.5 t.ha⁻¹ pour le soja.

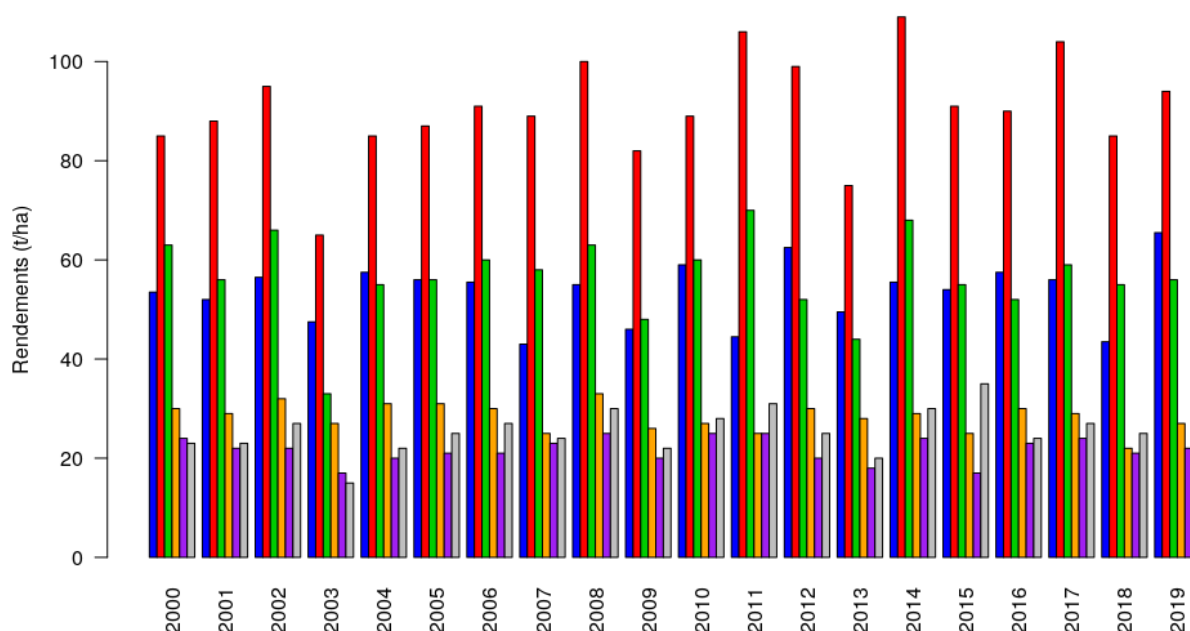


Figure 38 : Rendements agricoles moyens observés dans le Gers par année. Sont représentés les rendements du blé (moyenne tendre et dur, en bleu), du maïs (moyenne irrigué ou non, en rouge), du sorgho (en vert), du colza (en orange), du tournesol (en violet) et du soja (en gris)

4. Caractéristiques des retenues

Le bassin du Gélon compte 25 retenues d'eau (soit 1.28 retenues par km²) de capacité variable (100 à 30 000 m³) (Figure 39). La capacité moyenne de ces retenues est de 8 272 m³. Parmi ces retenues, près de la moitié (10) sont connectées au réseau hydrographique, les retenues restantes (15) étant déconnectées du réseau hydrographique. L'ensemble des retenues connectées a une capacité maximale de stockage de 89 600 m³ et les retenues déconnectées de 117 200 m³, soit 206 800 m³ au total. L'aire maximale de la retenue (Figure 40) a aussi une forte variabilité, avec la retenue la plus large (11 645.6 m²) du bassin versant 50 fois plus grande que la plus petite (233.2 m²). Au total, la surface des retenues représente 7.1 ha (soit 0.4 % de la surface du bassin).

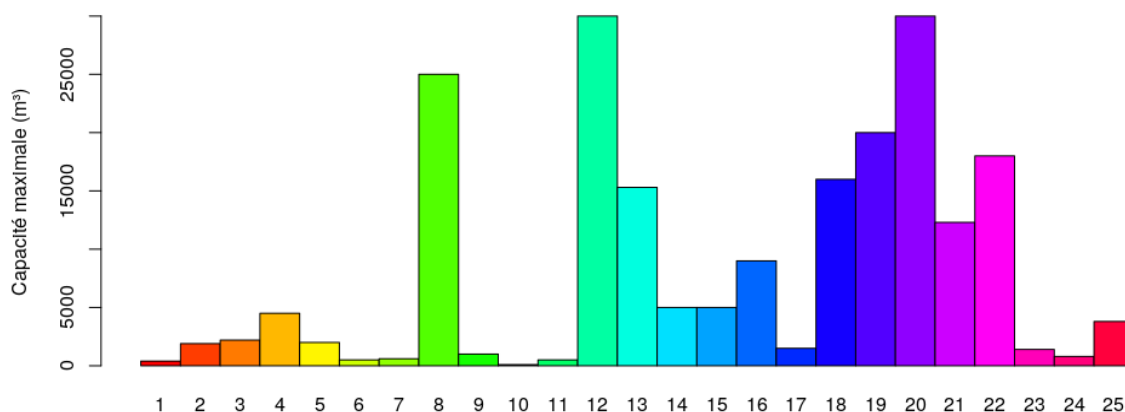


Figure 39 : Capacité maximale de stockage d'eau dans les 25 retenues du bassin versant du Gélon

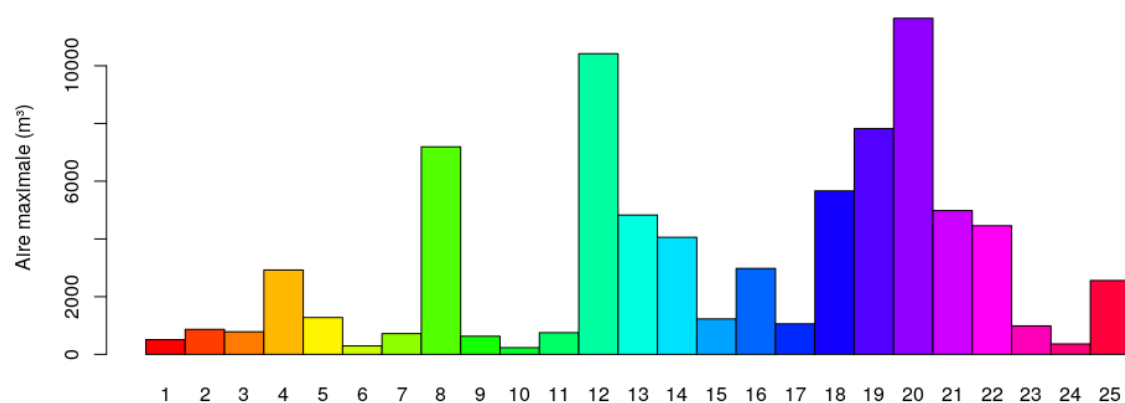


Figure 40 : Aire maximale des 25 retenues du bassin versant du Gélon

L'aire contributive d'une retenue est définie comme l'aire en amont susceptible de contribuer au remplissage de la retenue par ruissellement diffus ou écoulement de rivière. La retenue la plus à l'aval du bassin versant (RE 7) a une aire contributive plus de 3 000 fois supérieure à la retenue la plus à l'amont du bassin versant (RE 11) (Figure 41).

Sur ce bassin, il n'y a pas de corrélation claire entre capacité de la retenue et aire contributive (Figure 42) : la retenue 9 par exemple, qui est une retenue connectée située sur le Gélon, a la troisième aire contributive la plus importante du bassin mais fait partie des plus petites retenues. A l'inverse, la retenue 20 est l'une des deux retenues à la plus importante capacité, mais fait partie des retenues avec une des aires contributives la plus faible. Ainsi, bien qu'elles aient la même

capacité maximale de stockage d'eau (500 m³), la retenue 11 a beaucoup plus de probabilité de se remplir, son aire contributive étant grande au regard de sa capacité de stockage, que la retenue 6.

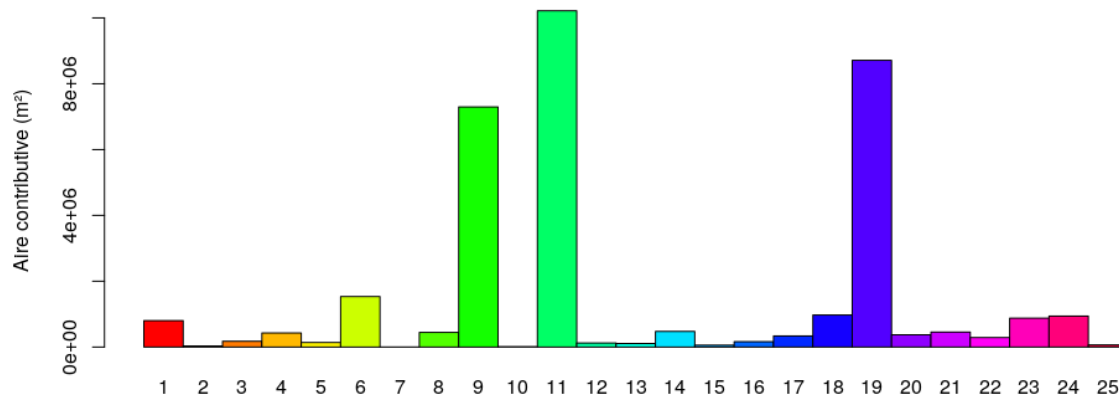


Figure 41 : Aire contributive des 25 retenues du bassin du Gélon

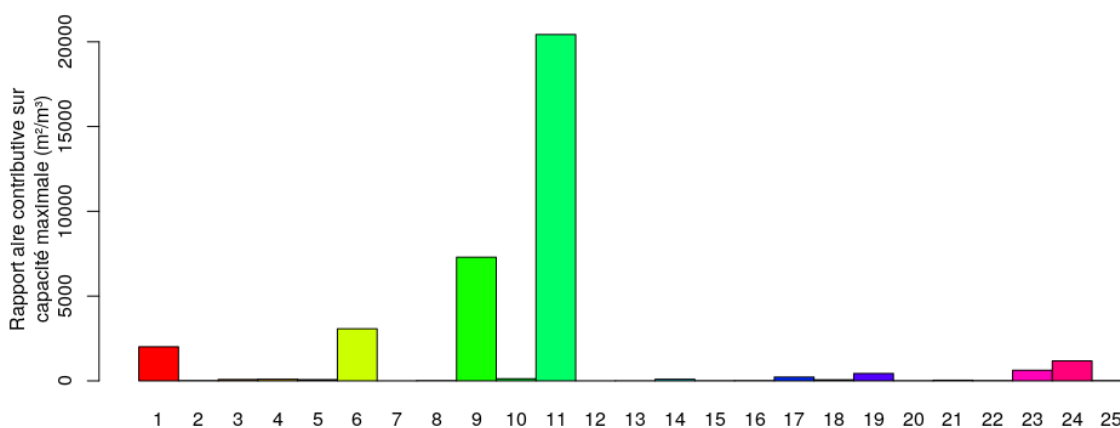


Figure 42 : Rapport aire contributive sur capacité maximale des 25 retenues du bassin du Gélon

5. Données et bases de données génériques disponibles

5.1. Réseau hydrographique

Les données concernant le réseau hydrographique sont issues de la base de données Carthage (Agence de l'Eau *et al.*, 2014). Ces données répertorient l'ensemble des cours d'eau présents sur le bassin versant, identifiés à l'échelle 1 : 50 000^e.

5.2. Débits

Les débits à l'exutoire du Gélon ne font l'objet de mesure que depuis le 14/09/2018 (cf. Chapitre 7-6.1 Débits du Gélon). Une méthode de reconstitution des débits passés du Gélon a donc été mise en place, basée sur le débit spécifique journalier mesuré sur un cours d'eau tributaire du Gélon : l'Arrats (cf. Chapitre 7-2.3 Hydrologie).

La station hydrométrique sur l'Arrats, localisée sur la commune de Saint-Antoine (CACG, 2020), fait partie du réseau national hydrométrique français et est la plus proche du Gélon. Cette station mesure les débits à un pas de temps horaire.

5.3. Climat

Les données climatiques sont issues de la base de données SAFRAN de MétéoFrance (Durand *et al.*, 1993). Il s'agit de données interpolées disponibles sous la forme de données distribuées pour la France entière selon des mailles de 8 km * 8 km. La précipitation et la température sont données pour chaque maille à l'échelle temporelle horaire et l'évapotranspiration potentielle calculée via la formule de Penman (1948) à l'échelle temporelle journalière. Les données disponibles pour le Gélon couvrent la période du 01/01/1989 jusqu'au 01/08/2016, le Gélon étant recouvert par deux mailles (Figure 43).

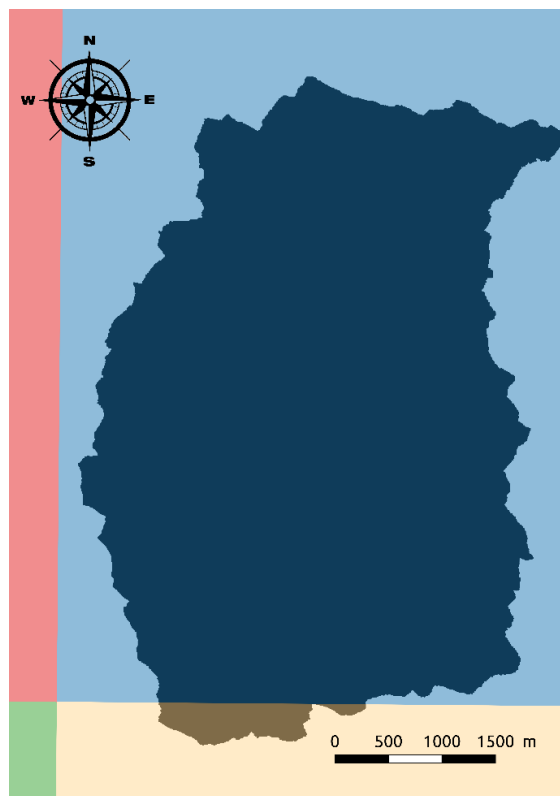


Figure 43 : Maillages SAFRAN et bassin versant du Gélon. Chaque maille a un coloris différent (Durand *et al.*, 1993)

5.4. Géomorphologie, sol et géologie

Les données concernant les propriétés des sols sont extraites du Référentiel Régional Pédologique (Party *et al.*, 2016). Ces données sont disponibles à une échelle 1 : 250 000^e.

Le MNT utilisé pour déterminer les altitudes est issu du référentiel à grande échelle de l'IGN à une résolution de 5 m (IGN, 2017). Cette résolution fine permet de discrétiser précisément les chemins de l'eau sur le bassin versant, à une échelle adaptée à la modélisation souhaitée.

5.5. Usage des terres

Les données sur les couverts cultivés sont issues du Référentiel Parcellaire Graphique dit « RPG » (IGN, 2015), à la résolution 1 : 5 000^e. Ce référentiel, à l'échelle de la parcelle depuis 2015, est réactualisé chaque année. Il sert de référence à l'instruction des aides de la Politique Agricole Commune (PAC).

Les données pour les couverts non cultivés sont issues de télédétection, d'après la base de données Corine Land Cover (MTES, 2012) à la résolution 1 : 100 000^e. Ces données regroupent le type d'occupation du sol identifié par analyse de vues aériennes.

5.6. Rendements des cultures

Les données de rendements des cultures utilisées sont disponibles à l'échelle régionale (DRAAF Occitanie, 2020). Ces rendements, récupérés auprès des coopératives agricoles, sont moyennés par année civile et par type de culture depuis 2000 à l'échelle départementale.

5.7. Retenues

Les données concernant les retenues ont été obtenues via la base de données OUGC-DDT-CACG (Estienne, 2017). Cette base de données, disponible à l'échelle du département du Gers, répertorie l'ensemble des retenues, leur statut (e.g. déconnectée ou connectée au réseau hydrographique), leur volume, leur aire et leur éventuel usage (e.g. agricole, soutien d'étiage, alimentation en eau potable). A noter, les retenues dont l'usage n'était pas spécifié (i.e. retenues qui ne sont ni utilisées pour l'irrigation, ni pour aucun autre usage) ont été considérées comme des retenues où, actuellement, aucun prélèvement n'est effectué, mais qui pourraient être utilisées pour l'irrigation agricole.

Ces données ont été complétées par i) des analyses de prises de vues aériennes à l'échelle 1 : 25 000^e (IGN, 2016) pour déterminer les surfaces des retenues, ii) des mesures in situ en vue d'améliorer l'estimation du volume d'eau dans la retenue et iii) des enquêtes auprès d'une partie des agriculteurs par Giffone (2019) afin de connaître celles qui sont réellement utilisées pour l'irrigation.

6. Données et informations acquises en complément

6.1. Débits du Gélon

Pour les besoins de la thèse, afin de s'assurer de la similarité entre les chroniques de débit de l'Arrats et du Gélon, le Gélon a été instrumenté afin de connaître ses débits et donc son régime hydrologique. Une station de mesure des hauteurs d'eau à l'exutoire du Gélon (Figure 26) a été mise en place le 14/09/2018 avec un pas de temps d'acquisition de 10 mn (Figure 44). Des acquisitions supplémentaires sont néanmoins réalisées si la variation de hauteur dépasse 5 mm, afin d'étudier plus en détail la dynamique en période de crue et de décrue. Ces données récoltées sont télétransmises toutes les heures, ce qui permet une disposition des données quasi-instantanée, utile car le Gélon est un site d'étude distant de 320 km par rapport à Montpellier.

Pour estimer le débit à partir de la hauteur, une courbe de tarage a été établie. Pour cela, des relevés de la section mouillée et de la vitesse de l'eau en utilisant un courantomètre ont été effectués pour 5 campagnes de mesures. Cette courbe de tarage a été ajustée à partir de l'ensemble des points hauteur-débit (Figure 45).

La courbe de tarage déduite a pour équation :

$$Q(t) = 3.9698 * 10^{-6} * h(t_i)^{1.7886}$$

Équation 40



Figure 44 : Photographie de la station de mesure des débits mise en place à l'exutoire du Gélon avec à gauche l'échelle limnimétrique pour la lecture à l'œil nu du niveau d'eau et à droite la sonde immergée qui télétransmet les hauteurs d'eau mesurées

Avec Q le débit déterminé (en $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), t_i l'indice du pas de temps en cours (sans unité) et h la hauteur d'eau par rapport au fond du cours d'eau (en mm). Pour évaluer l'erreur d'approximation des débits via cette courbe, le coefficient de détermination R^2 a été utilisé. La valeur obtenue de 0.99 indique une bonne corrélation des résultats. Toutefois, il est important de noter qu'au-delà de 580 mm (soit un débit de $0.35 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), la courbe de tarage extrapole les débits, ce qui correspond à 3.2 % des hauteurs enregistrées depuis sa mise en place.

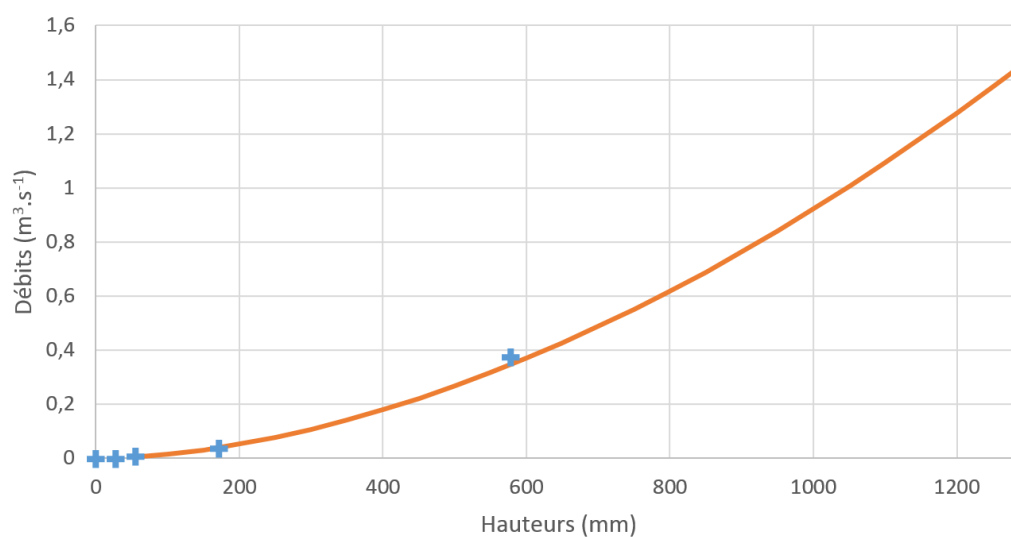


Figure 45 : Courbe de tarage hauteur-débit à l'exutoire du Gélon déterminée à partir de relevés de vitesse par courantomètre à des niveaux d'eau spécifiques. Les hauteurs d'eau sont représentées en millimètres par rapport au fond du cours d'eau. Les points bleus représentent les relations hauteur-débit pour chacune des 5 campagnes de mesure. La courbe orange représente la courbe de jaugeage déduite

6.2. Météorologie du Gélon

Complémentairement à ces données hydrologiques, au même endroit que la station de mesure de débit à l'exutoire du Gélon ont été placés un pluviomètre et un thermomètre (Figure 26). Cette station de mesure des températures et des précipitations a été mise en place le 14/09/2018 avec un pas de temps d'acquisition de 10 mn (Figure 46). Comme les débits, ces données sont télétransmises toutes les heures. Ces mesures sur le Gélon ont permis de resituer les caractéristiques climatiques des années hydrologiques mesurées depuis septembre 2018 par rapport aux données plus anciennes de l'Arrats issues de la base de données SAFRAN, disponible des années hydrologiques 1989-1990 à 2014-2015.



Figure 46 : Photographie de la station de mesure des températures et des précipitations mise en place à l'exutoire du Gélon avec à droite le pluviomètre et en haut à gauche le thermomètre qui est au-dessus de la station qui permet de télétransmettre l'ensemble des données mesurées

6.3. Usages actuels et futurs des retenues

6.3.1. Usages actuels

Sur le bassin versant du Gélon, aucun prélèvement ne s'effectue directement en rivière. De plus, il n'apparaît pas que des prélèvements soient effectués dans des aquifères. Ces deux particularités peuvent être reliées : i) à la nature géologique du bassin versant, avec seulement de petits aquifères (cf. Chapitre 7-2.1 Géomorphologie, sol et géologie) ce qui empêche de disposer d'une ressource en eau suffisante dans les aquifères, et ii) aux caractéristiques de l'écoulement des cours d'eau, intermittent, qui ne permet pas d'irriguer pendant la période d'étiage. Ainsi, tous les prélèvements sont effectués dans des retenues connectées ou déconnectées du réseau hydrographique.

Les 13 retenues exploitées sont utilisées pour l'irrigation des cultures (Tableau 21) : aucune retenue exploitée n'est utilisée pour un autre usage. Des enquêtes de terrain menées en 2019 par Giffone (2019), ingénieur d'étude sur le projet en accompagnement de la thèse, ont montré que les 12 autres retenues n'étaient généralement pas exploitées car ce sont

pour la plupart d'anciennes retenues agricoles laissées à l'abandon pour des raisons diverses (e.g. non connaissance du propriétaire, coût d'entretien trop important, cultures qu'elles servaient à irriguer abandonnées).

Tableau 21 : Liste des caractéristiques des retenues d'eau du Gélon. Pour les retenues utilisées pour l'irrigation, leur aire irriguée est indiquée issue d'analyses de prises de vues aériennes (IGN, 2016), du cadastre et de mesures in situ

RE	Aire _{max} (m ²)	Profondeur _{max} (m)	Aire contributive (m ²)	Périmètre (m)	Pente (m/m)	Capacité _{max} (m)	Aire irriguée (m ²)
1	512.2	0.8	803076.4	89.6	0.112	400.0	-
2	866.2	2.4	34102.6	122.2	0.245	1900.0	-
3	783.0	3.1	177462.3	107.3	0.361	2200.0	-
4	2922.4	1.6	427541.6	244.1	0.082	4500.0	-
5	1276.8	1.6	139662.8	135.9	0.147	2000.0	-
6	292.6	1.7	1535261.8	72.0	0.295	500.0	-
7	719.7	0.9	3337.4	97.4	0.116	600.0	-
8	7191.0	4.0	444490.1	380.9	0.131	25000.0	-
9	627.2	1.6	7294748.6	108.2	0.185	1000.0	-
10	233.2	0.0	12176.5	75.6	0.069	100.0	-
11	752.7	0.7	10215381.5	123.6	0.071	500.0	-
12	10418.7	3.2	124219.0	497.6	0.080	30000.0	739416
13	4827.1	3.3	107806.7	323.4	0.128	15300.0	321484
14	4057.5	1.0	474938.5	260.6	0.048	5000.0	148410
15	1227.2	4.2	58507.4	131.5	0.399	5000.0	306188
16	2977.3	2.6	163498.8	229.8	0.141	9000.0	393241
17	1059.5	1.4	337189.2	123.4	0.142	1500.0	282483
18	5666.3	3.2	974900.2	337.6	0.118	16000.0	329033
19	7823.7	2.8	8711073.0	361.8	0.097	20000.0	389554
20	11645.6	3.2	372249.2	474.3	0.084	30000.0	209903
21	4981.7	2.5	455648.7	319.6	0.098	12300.0	212346
22	4457.8	4.9	290401.3	290.6	0.211	18000.0	259505
23	988.1	1.5	877438.8	127.9	0.147	1400.0	347405
24	361.7	2.4	941107.8	86.1	0.348	800.0	400838
25	2559.3	1.5	65035.0	249.4	0.075	3800.0	-

Les 13 retenues utilisées pour l'irrigation sont pour la majorité les retenues avec les capacités les plus importantes (parmi elle, 10 ont une capacité supérieure à 5 000 m³), leur capacité moyenne étant de 12 638 m³ (Tableau 21). Au total, la capacité cumulée de ces 13 retenues du bassin est 164 300 m³ (Tableau 21). Ces retenues sont majoritairement proches des cours d'eau, au centre du bassin versant (Figure 47). Parmi elles, 6 sont connectées à un cours d'eau à l'amont. En estimant qu'une retenue peut irriguer l'exploitation agricole sur laquelle elle est placée dans un rayon de 500 m limité par les routes, des haies ou des parcelles qui appartiennent à d'autres exploitations, on peut estimer que ces retenues permettent d'irriguer environ 29 % de la surface agricole cultivée du bassin (Figure 47).

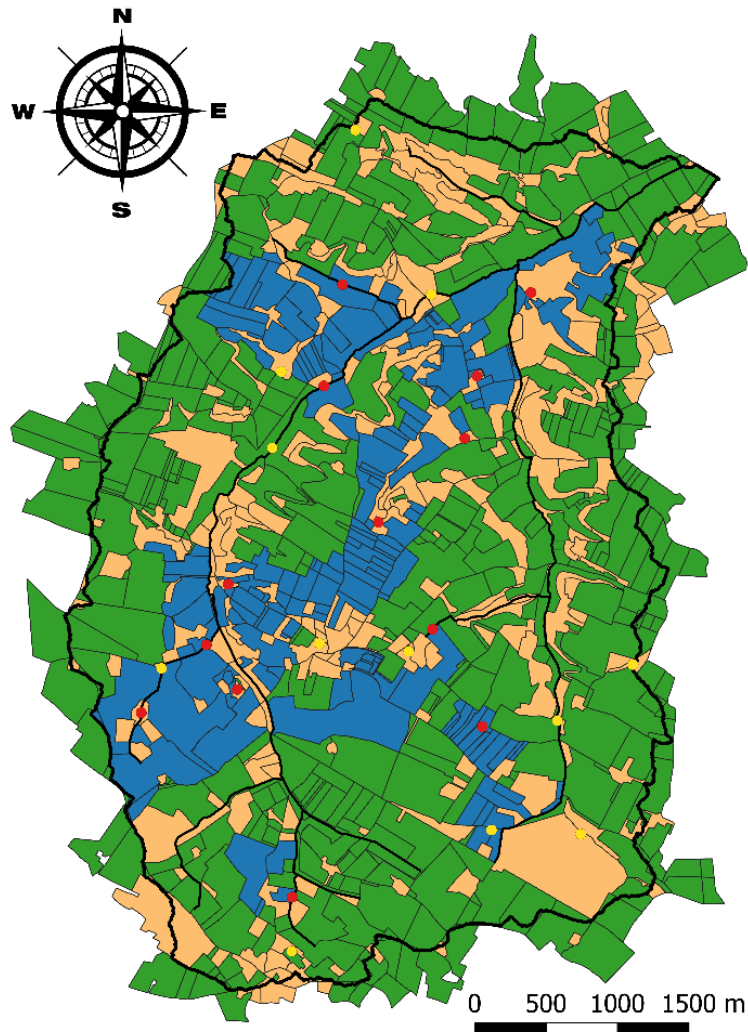


Figure 47 : Représentation des parcelles cultivées irrigables (en bleu) et non irriguées (en vert), des parcelles non cultivées (en orange), des retenues exploitées pour l'irrigation des cultures (en rouge) et des retenues non exploitées (en jaune) du bassin versant du Gélon

6.3.2. Usages futurs plausibles

Une enquête a été menée à l'automne 2019 par Giffone (2019) auprès des agriculteurs du Gélon afin de connaître la façon dont ils envisageaient l'utilisation des retenues dans le futur. Dix-sept agriculteurs qui cultivent environ 58% de la surface cultivée du Gélon ont été enquêtés. Parmi eux, 5 sont irrigants. Il résulte de cette enquête que deux classes d'agriculteurs se dessinent dans ce bassin.

La première classe correspond à des agriculteurs en agriculture biologique (5 agriculteurs), qui cultivent en général, en complément des cultures traditionnelles (e.g. orge, blé, tournesol), des pois chiches, de l'ail ou du lin pour les revendre sur les marchés locaux. Ces agriculteurs sont inquiets en ce qui concerne le changement climatique, et voient les retenues comme un moyen d'augmenter ou pérenniser les rendements sur ces cultures à haut potentiel. L'idée est donc d'utiliser les retenues pour capter l'eau et ne pas la perdre : ils se montrent donc intéressés par l'irrigation. La plupart sont des agriculteurs irrigants mais une partie préférerait adapter son système de culture au stress hydrique présent et à venir plutôt que d'augmenter l'irrigation. Il est important de noter qu'il s'agit pour la plupart d'agriculteurs relativement éloignés de l'âge de la retraite.

La deuxième classe concerne des agriculteurs généralement en agriculture conventionnelle (12 agriculteurs) qui utilisent leurs terres pour cultiver des grandes cultures (blé-orge-tournesol). Ce type d'agriculteur, majoritaire, ne souhaite généralement pas se lancer dans de nouveaux systèmes de cultures et de nouveaux investissements. Pour la plupart peu inquiets face au changement climatique, ils ne souhaitent pas dans leur grande majorité créer de nouvelles retenues. En effet, pour la plupart, ce sont des agriculteurs proches de la retraite, qui ne ressentent pas le besoin de modifier leurs modes de gestion des cultures.

Les résultats de ces enquêtes montrent qu'à ce jour, la proportion d'agriculteurs en agriculture conventionnelle semble dominer. Ces agriculteurs utilisent peu les retenues. Cependant, il reste des incertitudes quant à l'évolution de l'irrigation sur le bassin versant car les agriculteurs les plus jeunes, diversifiant leurs cultures, n'excluent pas dans le futur d'augmenter les prélèvements pour sécuriser voire augmenter leur production de biomasse. Il est donc possible que le réseau de retenues se maintienne ou se développe, par un nombre et/ou des capacités des retenues exploitées accrues, et génère une augmentation des besoins en eau pour l'irrigation sur le Gélon.

7. Conclusion

La définition des critères de choix du site d'étude a permis de sélectionner un bassin versant, le Gélon. Ce bassin versant dispose de caractéristiques intéressantes en termes de réseau de retenues, d'hydrologie, et d'agronomie. En outre, l'ensemble des bases de données disponibles sur le Gélon permet de disposer de l'ensemble des données nécessaires pour pouvoir mettre en œuvre le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs. Cependant, il s'agit de données « brutes », avec un format parfois inadapté pour pouvoir mettre en œuvre le modèle. Le chapitre suivant s'attachera à expliquer comment ces données ont été implémentées au modèle.

Chapitre 8 : Implémentation du modèle

Implémenter un modèle demande d'intégrer au modèle les données du paysage dans un format spécifique qui dépend du modèle et de ses attendus (Clark *et al.*, 2015). L'implémentation de MHYDAS-Small-Reservoirs sur le Gélon a suivi deux grandes étapes. La première partie a consisté à définir les caractéristiques de la période de simulation, pour laquelle des données étaient disponibles (cf. 1 Période de simulation). La deuxième a visé à proposer une segmentation du paysage adaptée à la période de simulation (cf. 2 Représentation spatiale). Ces choix de période et de segmentation ont amené à définir la paramétrisation du modèle (cf. 3 Paramétrisation du modèle).

1. Période de simulation

Le choix de la période simulée s'est effectué en considérant deux contraintes en rapport avec :

- La disponibilité des données, notamment concernant les couverts cultivés sur les parcelles agricoles. Dans MHYDAS-Small-Reservoirs, la représentation explicite des parcelles culturales par le biais des SU agricoles nécessite de disposer d'une couche d'informations géographiques avec la position et les limites des parcelles culturales. Ces limites peuvent varier selon les rotations culturales. Ces rotations sont accessibles à partir du RPG constitué tous les ans mais diffusé avec 2 ans de délai. Pour les RPG antérieurs à 2015, les données étaient définies à la résolution du regroupement de parcelle (*i.e.* îlot). Depuis 2015, les données sont définies à la résolution de la parcelle culturale. Bien qu'une méthode de reconstitution des rotations développées à l'UMR Agir permette de reconstituer les rotations culturales et les aires associées pour les RPG antérieurs à 2015, cette méthode ne permet pas de séparer explicitement lesdites zones. Ainsi, au démarrage de la thèse, seul le couvert cultivé de l'année 2015 (IGN, 2015) était disponible.
- La limitation du temps d'analyse des résultats du modèle. Un modèle distribué génère de fait d'importantes bases de données (cf. Chapitre 3-1.1.3 Modèles distribués). Analyser ces données peut demander un temps conséquent. Afin d'effectuer une analyse approfondie des résultats du modèle dans l'espace et le temps, une seule année hydrologique a été simulée.

Le modèle a donc été appliqué à l'année hydrologique 2014-2015.

2. Représentation spatiale

La segmentation du bassin versant du Gélon a été menée en trois étapes. La première est la délimitation des unités spatiales parcelles (SU), retenues (RE), biefs du réseau hydrographique (RS) et des liens hydrologiques entre ces unités. La deuxième étape est la délimitation des unités spatiales nappe (GU) et de leurs liens hydrologiques avec les RS et SU. La troisième étape est l'identification parmi les RE de celles utilisées pour l'irrigation et la définition des liens agronomiques. Cette étape a permis de déterminer les unités WP et les liens agronomiques entre SU qu'elles irriguent et les RE dans lesquels elles servent à prélever. L'ensemble de ces étapes sont présentées ci-après.

2.1. Détermination des SU, RE et RS et de leurs liens hydrologiques

2.1.1. Présentation de la méthode et des données requises

La subdivision du paysage en SU, RE, RS et les liens hydrologiques entre ces différents types d'unités ont été obtenus grâce à un outil de représentation numérique des paysages, GroovScape, en développement au LISAH au moment de

son application sur le Gélon. GroovScape est une évolution de l'outil de représentation numérique des paysages GeoMHYDAS (Lagacherie *et al.*, 2010) qui intègre plus d'objets du paysage et notamment les retenues. Il est donc adapté pour produire des segmentations pour MHYDAS-Small-Reservoirs. Pour segmenter le Gélon, GroovScape a nécessité les données d'entrée suivantes :

- Le MNT (Modèle Numérique de Terrain) au format « .tiff », qui fournit des données sur les altitudes et sert à déterminer les pentes sur un bassin versant et les chemins de l'eau ;
- Un fichier shapefile « .shp » des parcelles ;
- Un fichier « .shp » du réseau hydrographique ;
- Un fichier « .shp » des retenues ;
- Un fichier « .shp » contenant la position de l'exutoire du bassin versant.

Chaque unité de surface (SU) étant considérée comme homogène (e.g. même type de sol, type d'utilisation du sol et direction de drainage), GroovScape permet de :

- Diviser une parcelle en autant de SU qu'il le faut pour avoir une direction d'écoulement unique par SU ;
- Découper le réseau hydrographique en RS en fonction des limites des SU en bordure de bief ;
- Déterminer et qualifier les liens hydrologiques entre les unités spatiales de type RE, RS et SU, en définissant un arbre orienté selon la topographie.

2.1.2. Prétraitement des données

L'application de GroovScape sur le bassin versant du Gélon a été faite en collaboration avec l'ingénieure d'étude contractuelle qui a réalisé les développements informatiques de GroovScape, Ekaterina Zadonina. Un premier examen des données disponibles sur le Gélon a fait apparaître un besoin de prétraitements pour créer les shapefiles requis pour GroovScape, avec une qualité suffisante, en particulier pour la couche parcellaire. Le shapefile parcellaire est issu de l'intersection de couches provenant du RPG pour les zones agricoles et de Corine Land Cover (CLC) pour les zones non agricoles, après leur traitement tel que détaillés ci-dessous.

La couche du RPG 2015 est à la résolution de la parcelle mais comporte des objets du paysage non prise en compte par MHYDAS-Small-Reservoirs. Aussi les traitements sur cette couche ont concerné :

- La suppression des haies et talus. Ces structures ont été intégrées aux surfaces des parcelles adjacentes dans le cas où i) ces haies et talus étaient de forme longiligne en bordure de parcelle, ii) les supprimer impliquait un déplacement de la limite de parcelle inférieure à 10 m, et iii) cela impliquait un agrandissement de la parcelle inférieure à 1/8^e de sa surface initiale. Dans le cas contraire, ces structures ont formé des parcelles considérées comme couvert non-agricole.
- L'identification des parcelles déclarées comme surface d'intérêt écologique ou en jachère de 2015 à 2017 pour les étiqueter en parcelles non-agricoles.
- La délimitation des parcelles culturales entre 2015 et 2017 afin d'intégrer les rotations des cultures sur la période et les éventuels changements de limite de parcelle culturale qui en découlent. Ce redécoupage a été effectué à partir des RPG 2015, 2016 et 2017, diffusés à la résolution de la parcelle.

La couche d'occupation du sol issue du Corine Land Cover a une résolution spatiale plus grossière (1 : 100 000^e) (MTES, 2012) que celle du RPG (1 : 5 000^e) (Cantelaube and Carles, 2015). Un travail d'analyse de prises de vues aérienne a été mené pour augmenter la précision des limites de classes du Corine Land Cover (*i.e.* limites entre zone d'habitat, forêts et zones non exploitées), et intégrer certaines limites entre éléments du paysage (*i.e.* réseau routier, limite de forêts, présence de cours d'eau). En outre, lors de ce travail, les deux couches ont été rendues jointives, *i.e.* avec les mêmes limites de parcelle. Deux types de parcelles ne pouvant se superposer, la présence d'une parcelle du RPG a primé sur la présence d'une parcelle issue du Corine Land Cover.

Le shapefile de réseau hydrographique, issu de la base de données Carthage (Agence de l'Eau *et al.*, 2014), a également été ponctuellement corrigé selon les limites de parcelles définies dans le shapefile parcellaire.

Chacun des fichiers shapefile a été complété à partir de données issues des bases de données (cf. Chapitre 7-5 Données et bases de données génériques disponibles) pour faciliter la paramétrisation des objets du paysage vers leurs unités spatiales :

- Au fichier « .shp » des parcelles a été ajouté onze attributs concernant les paramètres de sol des parcelles (*i.e.* densité apparente, réserve utile calculée sur l'ensemble du profil de sol, conductivité hydraulique à saturation, capacité d'infiltration maximale, pourcentage d'argile, profondeur de sol), les caractéristiques d'écoulement (*i.e.* coefficient de Manning), les caractéristiques d'utilisation du sol (*i.e.* rotation culturale, identifiant Corine Land Cover), les caractéristiques des cultures (*i.e.* profondeur racinaire maximale) et les caractéristiques de l'équipement d'irrigation.
- Au fichier « .shp » du réseau hydrographique a été ajouté deux attributs concernant la hauteur des berges du cours d'eau et le coefficient de Manning.
- Au fichier « .shp » des retenues a été ajouté deux attributs concernant la capacité maximale de la retenue et son aire maximale.

2.1.3. Application au bassin versant du Gélon

L'outil GroovScape a été appliqué sur le Gélon en utilisant : i) un MNT à une résolution de 5 m (IGN, 2017), ii) les couches de parcelles et de réseau hydrographique telles que décrites ci-dessus représentées respectivement sous forme de polygones et de polygones, iii) une couche de retenue résultant d'un croisement de données issues de la BD OUGC-DDT-CACG (Estienne, 2017), d'analyses de prises de vues aériennes (IGN, 2016) et de mesures in situ (cf. Chapitre 7-5.7 Retenues) représentant les retenues sous forme de polygone, et iv) une couche positionnant l'exutoire sous forme de point, réalisée à la main. L'outil a été paramétré pour redécouper les parcelles de plus de 1 000 m² si elles présentent plusieurs exutoires. Ce choix a été raisonné de sorte à limiter le nombre total de SU pour des raisons de temps de calcul tout en limitant l'hétérogénéité en termes de surface des SU, afin que la paramétrisation et les concepts du modèle hydrologique restent cohérents. En sortie de GroovScape, différents fichiers intégrables à MHYDAS-Small-Reservoirs ont été produits :

- Un fichier « SU.shp », une couche vectorielle de polygones qui intègre les parcelles redécoupées et les attributs de la couche initiale précédemment définis. A ces attributs s'ajoutent les caractéristiques géométriques et

- topologiques (e.g. aire, unité aval, distance entre le centre de gravité de la SU considérée et le centre de gravité de l'unité spatiale à l'aval, pente, position) calculées par GroovScape. A noter, si une SU est recouverte par une retenue, l'aire de la SU calculée par GroovScape est diminuée par l'aire de la retenue qui la recouvre ;
- Un fichier « RS.shp », une couche vectorielle de polygones, qui définit les biefs du réseau hydrographique en fonction de leurs limites naturelles (source de cours d'eau, confluences, exutoire du bassin). En plus des attributs de la couche initiale, s'ajoutent les attributs calculés par GroovScape que sont la largeur du cours d'eau ou les caractéristiques géométriques et topologiques (e.g. aire contributive, unité aval, longueur, pente, position). A noter, la relation proposée par Wilkerson *et al.* (2014) a été utilisée dans GroovScape pour déterminer la largeur du cours d'eau selon l'aire contributive ;
 - Un fichier « RE.shp », une couche vectorielle de points, qui décrit les retenues du bassin versant et leurs attributs issus de la couche initiale. A ces attributs s'ajoutent l'aire contributive et l'unité aval, calculés par GroovScape.

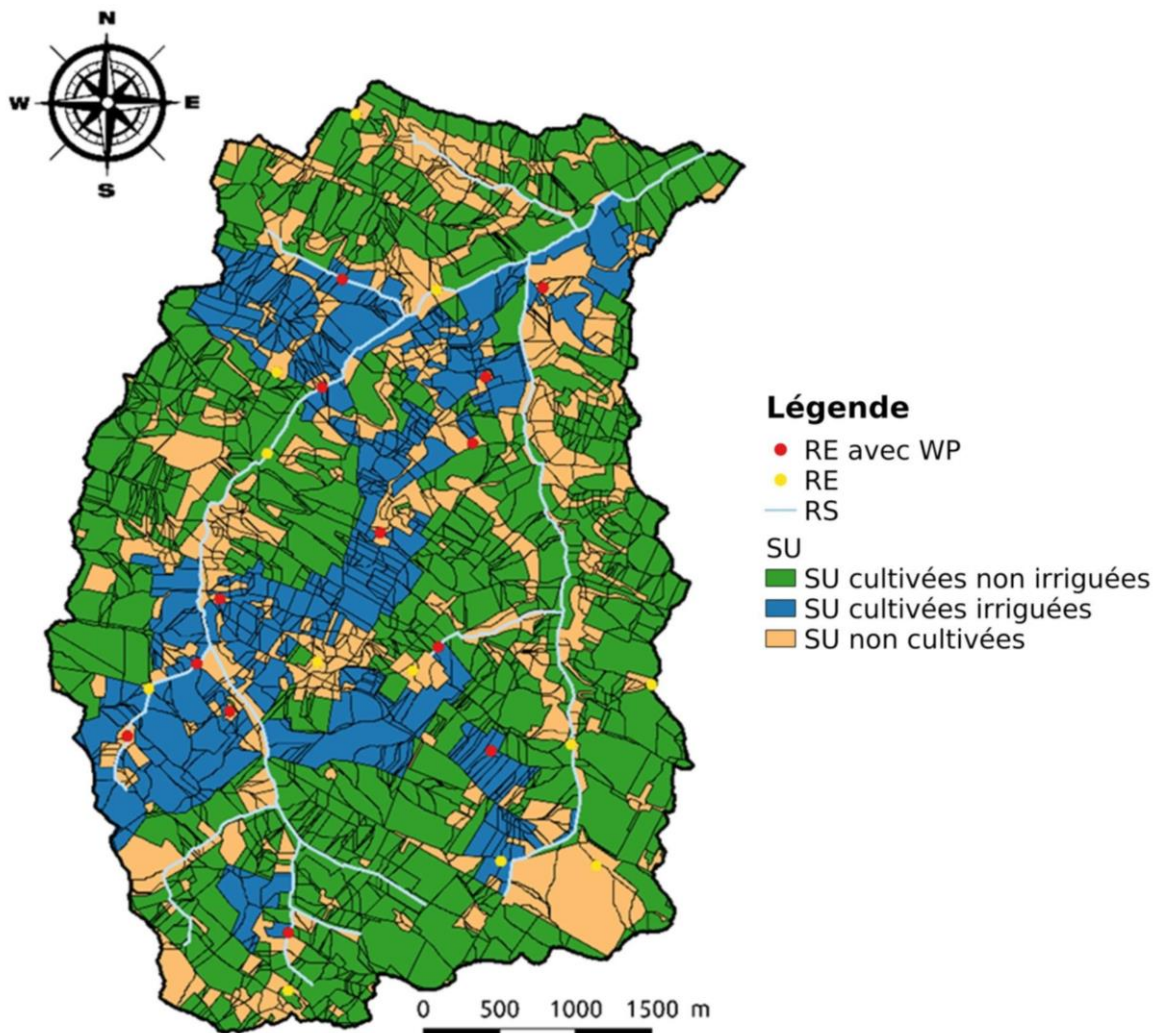


Figure 48 : Présentation des SU, RS, RE et WP qui composent le Gélon

Au final, la segmentation du bassin versant comprend 25 retenues (RE), 365 biefs (RS) et 2 402 unités de surface (SU), parmi lesquelles 736 sont non-agricoles et 1 666 sont agricoles (Figure 48).

2.2. Détermination des GU et de leurs liens hydrologiques

Les unités de nappe (GU), non produites par GroovScape, ont été délimitées en considérant les trois hypothèses suivantes compatibles avec la présence de nappes superficielles sur le bassin versant et la faiblesse des données hydrogéologiques disponibles :

- Aucun échange ne s'effectue avec des aquifères en limite de bassin versant : hydrologie de surface et en profondeur ont le même exutoire et la même empreinte géographique ;
- Chaque nappe a un seul et unique exutoire défini selon le gradient des pentes de surface ;
- Les exutoires des unités de nappe sont des RS qui se situent juste avant les confluences entre cours d'eau ou au niveau de l'exutoire.

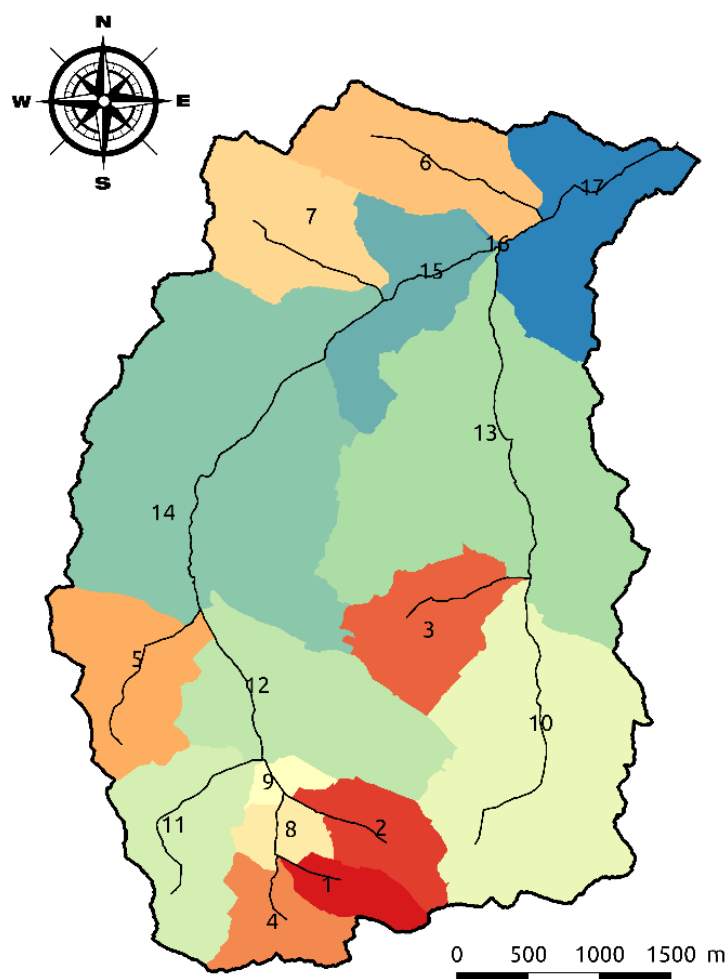


Figure 49 : Présentation des GU reconstituées sur le Gélon. Chaque GU est représentée par une couleur différente

Un script, BoogieScape, a été développé pour l'occasion par Jean-Christophe Fabre, ingénieur de recherche au LISAH. BoogieScape délimite les GU de l'amont vers l'aval, en fonction des RS exutoires de nappe définis. Toutes les unités SU ou RE qui s'y jette directement (*i.e.* parcelle jouxtant le bief) ou indirectement (*i.e.* parcelles dont le ruissellement diffus finit par rejoindre le bief désigné) sont connectées à cette GU, sauf si elles se jettent déjà dans une GU plus à l'amont.

L'application de BoogieScape sur le Gélon produit une couche vectorielle de polygones comportant 17 GU (Figure 49). Leur taille est extrêmement variable, de 0.4 ha à 388.4 ha. Les informations mises à disposition sur la zone d'étude n'ont pas permis de valider cette hypothèse de segmentation.

2.3. Détermination des WP et de leurs liens agronomiques

La construction des points de prélèvements a fait l'objet d'un travail spécifique. Bien que la base de données de la CACG-OUGC-DDT, complétée par des relevés in situ définissent la liste des retenues utilisées pour l'irrigation agricole (cf. Chapitre 7-6.3.1 Usages actuels), elle ne renseigne pas sur la localisation des parcelles qui peuvent être irriguées.

La liste des parcelles irrigables a donc été obtenue par croisement d'informations sur le périmètre des exploitations agricoles données par le RPG (IGN, 2015), avec la liste des retenues utilisées pour l'irrigation agricole (base de données de la CACG-OUGC-DDT) en utilisant les hypothèses suivantes : i) une retenue utilisée pour l'irrigation irrigue uniquement l'exploitation agricole sur laquelle elle se trouve, ii) un agriculteur peut irriguer ses parcelles dans un rayon de 500 m autour d'une retenue, et iii) la présence de discontinuités (*i.e.* routes ou parcelles qui appartiennent à d'autres exploitations) entre une parcelle et une retenue empêche son irrigation.

Les points de prélèvements ont donc été établis aux coordonnées des retenues utilisées pour l'irrigation (Figure 48). Les liens agronomiques relient chaque retenue utilisée pour l'irrigation à son point de prélèvements ainsi que du point de prélèvements aux parcelles irrigables par la retenue ainsi définie.

3. Paramétrisation du modèle

La paramétrisation du modèle MHYDAS-Small-Reservoirs a été une étape importante de ces travaux de thèse. Cela s'explique notamment par la diversité des paramètres hydrologiques, agronomiques et de gestion des cultures et de l'eau nécessaires au modèle (cf. Chapitre 5-2 Processus modélisés).

Autant que possible, les paramètres correspondant à des propriétés fonctionnelles ont été déterminés à partir des bases de données disponibles, de mesures et d'observations faites sur le terrain ou de travaux antérieurs issus de la littérature. Pour autant, 7 paramètres ont été obtenus par calage. Les sections suivantes détaillent la paramétrisation i) du modèle de culture, ii) du modèle de gestion des cultures et de l'eau, et iii) du modèle hydrologique.

3.1. Modèle de culture

Le modèle de culture comprend des paramètres relatifs à la plante et des paramètres relatifs au sol. Les paramètres ont été fixés d'après la paramétrisation de Constantin *et al.* (2015) (Tableau 22 et Tableau 23) qui a été établie d'après des expérimentations menées sur plusieurs sites du sud-ouest de la France. Cette paramétrisation portant sur des cultures et contextes proches de ceux du Gélon, elle a donc été considérée comme adaptée pour le Gélon.

Dans MHYDAS-Small-Reservoirs, le RPG (IGN, 2015), qui caractérise l'utilisation des sols, a servi à paramétrer les rotations culturales utilisées dans le modèle de culture. Cependant, le nombre de cultures répertoriés dans le RPG (IGN, 2015) (cf. Chapitre 7-3.1 Usage des terres) est important (près de 300 cultures différentes). Afin de limiter les coûts de mise en œuvre et ainsi faciliter son application, le modèle de culture utilise des données simplifiées, où les cultures sont regroupées par classe (Leenhardt *et al.*, 2015). A chaque classe est associé un groupe de paramètres spécifiques. Sur la

base des travaux de Leenhardt *et al.* (2015), les cultures ont donc été regroupées en différentes classes. Ainsi, la classe de culture « soja » inclut à la fois les cultures de soja, mais aussi de pois, petit-pois, lin et lentilles. De même, la classe de culture « céréales à paille » regroupe le blé, l'orge, l'avoine et le triticale. Enfin, la classe « maraîchage » inclut toutes les cultures maraîchères, principalement composées d'ail, de fraises, de courges et d'oignons.

Tableau 22 : Caractéristiques des cultures [BD d'AqYield, d'après Constantin *et al.* (2015)]. Les rendements potentiels ont été adaptés sur la base des rendements maximums observés depuis 2000 dans le Gers (DRAAF Occitanie, 2020). A noter, seuls les paramètres des grandes cultures sont représentés

Espèce cultivée	Mais	Tournesol	Céréales à paille	Colza	Soja	Sorgo
Rendement potentiel (t.ha ⁻¹)	13.5	2.5	6.5	3.2	2.1	10
Température min de croissance (°C)	6	4.8	0	0	5	6
Température max de croissance (°C)	24	25	22	22	24	24
Somme de degrés jours à la levée (°C)	80	80	143	132	209	80
Somme de degrés jours à floraison (°C)	1050	1120	1300	1200	1900	850
Somme de degrés jours à maturité (°C)	2040	1720	2015	1860	2945	1750
Effet de retard de croissance hivernal	1	0.3	0.3	0.2	1	1
Somme de degrés jours pour croître les racines de 1 mm (°C)	10	10	9	9	10	9
Potentiel de croissance	0.98	1.17	1	1	0.9	0.72
Indice de croissance max	1.16	1.15	1.15	1.15	1.25	1.2
Effet de fermeture des stomates sur le stress hydrique	1	2	1	1	1	1
Coefficient de forme de la fonction de production	2.8	2	1.5	2.1	2.1	2.4

Le modèle agronomique utilise ses propres classes de sols, dont dépendent les itinéraires techniques et le développement des cultures. Etant donné les caractéristiques des classes de sol prédéfinies dans le modèle agronomique et les caractéristiques réelles des sols du Gélon issues du Référentiel Régional Pédologique (Party *et al.*, 2016), il ressort que les paramètres de sol du Gélon sont proches d'une classe de sol du modèle agronomique en particulier. Les paramètres de sol utilisés par le modèle agronomique ont donc été fixés sur la base de cette unique classe de sol pour l'ensemble du bassin versant (Tableau 23).

Tableau 23 : Paramètres du sol du modèle de culture sur le Gélon (BD d'AqYield, Constantin *et al.* (2015)). A titre indicatif, la fonction de pédotransfert d'AqYield (cf. [Annexe 2](#)) a été appliquée pour donner les hauteurs de réservoir utilisable caractéristiques du sol, données en italique

Paramètres du sol utilisé par le modèle de culture	
Profondeur (m)	0.8
Horizon de travail superficiel du sol (m)	0.06
Horizon de travail moyen du sol (m)	0.12
Horizon de travail profond du sol (m)	0.3
Argile (% massique)	30
Eléments grossiers (% massique)	10
Matière organique (% massique)	1.6
Coefficient structural	0.9
<i>Réservoir utilisable si sol travaillé profond, notée $TotalWC_{max}$ (mm pour 1m de sol)</i>	161
<i>Réservoir utilisable accessible par travail profond du sol, notée $TillWC_{max}$ (mm pour 1m de sol)</i>	60

3.2. *Modèle d'itinéraires techniques*

La paramétrisation des itinéraires techniques a été effectuée sur la base d'enquêtes menées sur le territoire de l'Arrats, ou plus spécifiquement du Gélon. Ces enquêtes ont permis de connaître à la fois les modalités des itinéraires techniques mis en place, mais aussi de préciser les équipements agricoles utilisés notamment pour l'irrigation ([Annexe 4](#)).

Sur l'Arrats, les différents itinéraires techniques mis en place par les agriculteurs ont été étudiés en détail via des enquêtes (cf. Chapitre 7-3.1 Usage des terres), menées préalablement à la thèse dans le cadre du projet « OFB-Retenues ». Ces enquêtes ont permis de définir les déterminants qui entrent en jeu dans la réalisation d'un itinéraire technique (Akakpo, 2016). Ces itinéraires techniques ont été établis selon le type de culture, pour pouvoir être intégrés au modèle de gestion de l'eau et des cultures ([Annexe 4](#)). Par exemple, les céréales à paille peuvent être semées à deux périodes différentes : de mi-octobre à mi-novembre ou bien de mi-novembre à fin novembre. Dans ces deux cas, l'exigence de ressuyage du sol varie : cette exigence, plus importante en première période, diminue en seconde période quand l'agriculteur risque de ne pas pouvoir semer si ses exigences sont trop importantes. Cette exigence de ressuyage du sol, qui dépend des conditions climatiques, est donc évaluée de deux façons différentes selon la période. Si les céréales à paille sont semées lors de la première période, la pluviométrie cumulée pendant 5 jours doit être en-dessous de 15 mm tandis que si le semis s'effectue pendant la seconde période en novembre, la pluviométrie cumulée pendant 3 jours doit être en-dessous de 10 mm.

Sur le Gélon, les enquêtes menées ont permis de définir le type de matériel utilisé par les agriculteurs pour l'irrigation (Giffone, 2019). Ainsi, en majorité, il est utilisé un système d'enrouleur de 25 m, qui permet d'irriguer par aspersion (cf. Chapitre 2-1.3.3 L'irrigation). Par défaut et ne connaissant pas précisément l'ensemble des équipements d'irrigation du bassin versant, c'est donc ce système qui a été considéré pour l'ensemble du bassin versant dans la paramétrisation du modèle dans le cadre de cette thèse ([Annexe 4](#)).

3.3. *Modèle hydrologique*

3.3.1. Paramètres issus de bases de données

Un certain nombre de données du modèle hydrologique est issue de bases de données existantes :

- Cinq paramètres caractéristique du sol des SU (*i.e.* densité apparente, réserve utile calculée sur l'ensemble du profil de sol, conductivité hydraulique à saturation, capacité maximale d'infiltration, pourcentage d'argile, profondeur de sol) sont issus du Référentiel Régional Géologique (Party *et al.*, 2016). Pour chaque SU, ces caractéristiques sont issues des caractères dominants de la parcelle culturale d'origine ;
- Un paramètre de sol des SU, la réserve utile, a été déterminée d'après les travaux de Parisot (2017) en utilisant les données du Référentiel Régional Géologique (Party *et al.*, 2016) ([Annexe 2](#)) ;
- Un paramètre caractéristique de l'utilisation du sol des SU non agricoles, l'identifiant Corine Land Cover, est issu du RPG (IGN, 2015). Il sert à déterminer le LAI ;
- Deux paramètres caractéristiques des retenues, la capacité maximale et l'aire, ont été obtenus en croisant les données issues de la BD OUGC-DDT-CACG (Estienne, 2017), d'analyses de prises de vues aériennes (IGN, 2016) et de mesures in situ ;

- Deux paramètres caractéristiques de la station hydrométrique de Saint-Antoine (CACG, 2020) : l'aire drainée au point de la station hydrométrique (620 km²) et le débit moyen interannuel mesuré à la station hydrométrique ($7.33 \cdot 10^{-2} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$).

3.3.2. Paramètres fixés sur la base de précédentes études

Faute de données spécifiques sur le Gélon, les paramètres listés dans le Tableau 24 ont été déterminés à dire d'expert ou à partir de la littérature.

Tableau 24 : Paramètres du modèle fixés sur la base de précédentes études. La nature du paramètre, la valeur fixée ainsi que la source de donnée utilisée sont données

Nature du paramètre	Valeur fixée	Source de donnée
Profondeur racinaire maximale des plantes en zones de prairies, en zone abandonnées ou faiblement urbanisée (Équations 11)	0.8 m	Moreno <i>et al.</i> (2013)
Profondeur racinaire des zones forestière (Équations 11)	Profondeur maximale du profil de sol	Algayer <i>et al.</i> (2020), Lewis & Burgy (1964)
Coefficient de conversion de l'évapotranspiration potentielle de Penman en taux d'évaporation à la surface d'un plan d'eau (Équation 30)	0.6	Valeur moyenne issue de la littérature
Volume culot des retenues (Équations 31)	25 % de la capacité maximale de la retenue	Therond and Villerd (2020)
Débit minimum réglementaire à conserver à l'aval d'une retenue avant de pouvoir la remplir Équation 32)	10 % du débit moyen interannuel	LEMA (2006)
Stock d'eau du sol qui correspond à l'humidité résiduelle (Équation 1)	0.005 m	Valeur moyenne issue de la littérature
Coefficient de Manning appliqué aux SU (Équations 7)	0.10 s.m ^{-1/3}	Chow (1959)
Coefficient de Manning appliqué aux RS (Équations 7)	0.05 s.m ^{-1/3}	Chow (1959)
Diffusivité moyenne appliqué aux SU et aux RS (Équations 7)	500 m ² .s ⁻¹	Valeur moyenne issue de la littérature
Célérité moyenne appliquée aux SU (Équations 7)	0.045 m.s ⁻¹	Valeur moyenne issue de la littérature
Célérité moyenne appliquée aux RS (Équations 7)	0.49 m.s ⁻¹	Valeur moyenne issue de la littérature
Nombre d'itération dans le calcul du noyau d'Hayami (Équation 5)	100	Moussa <i>et al.</i> (2002)

3.3.3. Paramètres issus d'un calage fruste

Certains paramètres n'ont pas pu être déterminés en utilisant des résultats de la bibliographie parce qu'ils sont soit spécifiques au site, soit peu décrits dans la littérature. Ces paramètres ont donc fait l'objet d'un calage.

3.3.3.1. Calage sur la base des courbes de récession des débits

Deux des quatre paramètres du modèle de nappes (Équation 16) ont fait l'objet d'un calage sur la base des débits mesurés en 2018-2019 pendant les phases de récession : le débit de base de référence (noté $Q_{ref_{GU}}$) et le volume d'eau dans la GU ramené à sa surface pris comme référence (noté $S_{ref_{GU}}$).

Le débit spécifique de base de référence de la GU a été fixée à $5.365 \cdot 10^{-8} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$, le débit spécifique de base maximum observé lorsque la nappe est en charge.

Le volume d'eau dans la GU ramené à sa surface pris comme référence a été fixé à 0. On considère en effet que dès que la nappe est en charge par rapport à ce niveau, l'écoulement de base s'effectue.

3.3.3.2. Calage sur la base des débits à l'exutoire

Cinq autres paramètres ont fait l'objet d'un calage sur la base des débits à l'exutoire : i) deux des quatre paramètres hydrologiques de la nappe, le paramètre diviseur (A) et le paramètre exponentiel (B) (Équation 16), pour conserver la possibilité d'ajuster le débit de base des nappes lors du calage, et ii) trois paramètres de la fonction de partage infiltration-ruissellement, un coefficient de correction de la conductivité hydraulique à saturation ($coeffK_s$)², un coefficient reliant la conductivité hydraulique à saturation à la capacité maximale d'infiltration d'un sol ($coeffK_s to I_{max}$)³, et le paramètre de forme de la courbe de partage infiltration-ruissellement (λ) (Équation 1).

Un calage fruste de ces 5 paramètres sur les débits a été mis en place conjointement à la méthode de détermination des conditions initiales (cf. [Chapitre 9](#)). Seules trois valeurs pour chaque paramètre ont été testées afin d'évaluer une large gamme de contexte d'écoulement (très infiltrant à très ruisselant) tout en limitant le nombre de simulations.

Ce calage approximatif est issu d'un plan d'expérience factoriel complet de ces 5 paramètres sur trois niveaux (Faivre *et al.*, 2013; Lee *et al.*, 2013). Ces trois niveaux sont fixés sur la valeur minimale, maximale, et moyenne de chaque paramètre. Les bornes minimales et maximales des paramètres ont été définies en fonction de travaux ultérieurs, complétées par des analyses des courbes de récession du débit de l'Arrats en ce qui concerne les paramètres de nappe (Tableau 25). Le plan complet, soit 243 jeux de paramètres, a été simulé.

Tableau 25 : Paramètres spatialisés à caler sur les débits. Le numéro du simulateur, le type d'unité, la description du paramètre à caler et les valeurs minimales, maximales et médianes testées ainsi que les sources de données dont sont issues ces valeurs sont listés

Nb.	Type d'unité	Paramètres	Valeurs min.	Valeurs méd.	Valeurs max.	Sources de données
14	GU	Paramètre diviseur (A , en m)	0.05	0.15	0.25	Kirchner (2009), analyse des courbes de récession des débits
14	GU	Paramètre exponentiel (B , sans unité)	1.32	5.66	10.0	
12	SU	Coefficient correcteur de K_s ($coeffK_s$, sans unité)	0.01	0.1	1.0	Mishra <i>et al.</i> (2003), Fernández-Pato <i>et al.</i> (2016), Party <i>et al.</i> (2016)
12	SU	Coefficient de forme de la courbe infiltration-ruissellement (λ , sans unité)	0.00001	0.500005	1.0	
12	SU	Coefficient de détermination de I_{max} à partir de K_s ($coeffK_s to I_{max}$, sans unité)	1.1	50.55	100.0	

Le calage a été effectué sur l'ensemble de l'année hydrologique 2014-2015. Les conditions initiales des RE et RS ont été fixées en utilisant une méthode de « warm-up » (cf. [Chapitre 9](#)). Les conditions initiales des GU ont été fixées d'après l'analyse des courbes de débits de l'Arrats, à 0.005 m pour le stock d'eau initial dans l'ensemble des GU. Exceptés pour l'évapotranspiration et la percolation dans le sol des SU agricoles, le pas de temps de simulation du modèle hydrologique

² Le paramètre $coeffK_s$ a été introduit pour corriger $iniK_s$, la conductivité hydraulique à saturation issue du Référentiel Régional Géologique (Party *et al.*, 2016) par l'équation $K_s = coeffK_s * iniK_s$.

³ Le paramètre $coeffK_s to I_{max}$ a été introduit pour déterminer la capacité maximale d'infiltration d'un sol, qui n'a pas été mesurée sur le Gélon, en utilisant l'équation $I_{max} = coeffK_s to I_{max} * K_s$.

(cf. Chapitre 5-2.1 Processus hydrologiques) est horaire, en lien avec la rapidité de ces processus. Pour l'évapotranspiration, la percolation ainsi que l'ensemble des processus agronomiques des SU agricoles, le pas de temps de simulation est journalier (cf. Chapitre 5-2.2 Modèle agronomique).

Afin de sélectionner le meilleur jeu de paramètres pour simuler l'hydrologie et le fonctionnement des cultures, le modèle a été évalué sur sa capacité à reproduire les débits à l'exutoire et les rendements des cultures. Pour les débits, la qualité de l'ajustement a été évaluée avec i) le critère de Nash-Sutcliffe (Nash and Sutcliffe, 1970) calculé directement sur les débits (NSE_Q) et sur la racine carré des débits pour diminuer la sensibilité aux hauts débits ($NSE_{\sqrt{Q}}$) comme décrit dans le [Chapitre 10](#), ii) la lame d'eau annuelle écoulée à l'exutoire et iii) la dynamique globale (analyse visuelle).

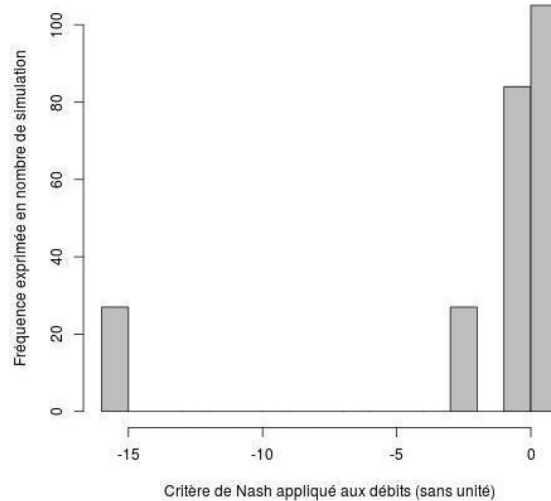


Figure 50 : Histogramme de la répartition des critères de Nash appliqués aux débits (NSE_Q) à l'exutoire du Gélon en fonction de leur fréquence d'apparition

La distribution des NSE_Q et $NSE_{\sqrt{Q}}$ sur les débits considérés comme fiables (cf. Chapitre 7-2.3 Hydrologie), respectivement montrée Figure 50 et Figure 51, met en avant une variabilité de NSE_Q plus importante que pour $NSE_{\sqrt{Q}}$. Les valeurs oscillent entre -15.93 et 0.63 pour NSE_Q en fonction des valeurs de paramètres choisies et entre -6.36 et 0.62 pour $NSE_{\sqrt{Q}}$. En outre, la répartition est moins inégale des valeurs de $NSE_{\sqrt{Q}}$ que pour NSE_Q . Pour NSE_Q , il y a une absence de valeurs sur l'intervalle]-15 : -3] et]-2:-1], mais plus de la moitié des simulations ont un NSE_Q supérieur à 0. Pour $NSE_{\sqrt{Q}}$, il y a une absence de valeurs sur l'intervalle]-6 : -4.5] et]-0.5 : 0], mais plus du quart des simulations ont un $NSE_{\sqrt{Q}}$ supérieur à 0.5.

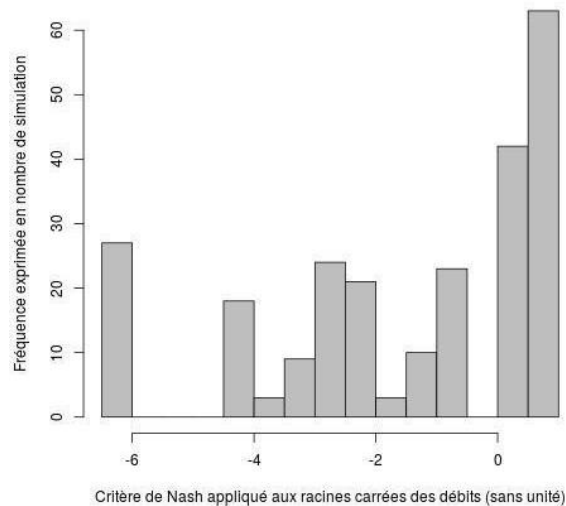


Figure 51 : Histogramme de la répartition des critères de Nash appliqués aux racines carrées des débits ($NSE_{\sqrt{Q}}$) à l'exutoire du Gélon en fonction de leur fréquence d'apparition

Le meilleur jeu de paramètres correspond à des valeurs moyennes pour le coefficient $coeffK_s to I_{max}$ du sol des SU (50.55) et le coefficient λ du sol des SU (0.500005) et aux valeurs minimales pour le coefficient $coeffK_s$ du sol des SU (0.01), le paramètre diviseur A des GU (0.05) et le paramètre exponentiel B des GU (1.32). La qualité de cet ajustement est présentée et discutée dans le [Chapitre 10](#).

4. Conclusion

L'implémentation de MHYDAS-Small-Reservoirs sur le Gélon a pu être réalisée en dérivant la plupart des paramètres de bases de données accessibles.

Toutefois, les conditions initiales, par essence tributaire de la date de démarrage de la simulation, n'ont pas pu être déterminées a priori à partir de base de données ou d'observations. Elles ont été déterminées à l'aide d'une approche de « warm-up », telle que décrite dans le chapitre suivant.

Chapitre 9 : Détermination des conditions initiales

Les conditions initiales du modèle représentent l'état initial du bassin versant à partir duquel les simulations sont réalisées. Dans le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs, les conditions initiales sont constituées par trois familles de variables : l'eau disponible dans l'ensemble du profil de sol exprimée en hauteur d'eau de chaque SU, le stock d'eau dans chaque GU et le volume d'eau dans chaque RE (Tableau 9). Dans l'implémentation du modèle MHYDAS-Small-Reservoirs, il s'agit donc de fixer la valeur de ces variables, le 1^{er} Septembre 2014, pour l'ensemble des unités spatiales concernées du bassin versant du Gélon.

De façon générale, les conditions initiales sont soit globales à l'échelle du bassin versant, *i.e.* une seule variable moyenne représente l'ensemble des états initiaux du bassin (*e.g.* Wijesekara *et al.*, 2012), soit distribuées au sein du bassin versant (*e.g.* Finney *et al.*, 1979; Hallema *et al.*, 2013; Moreno *et al.*, 2013), ce qui permet une prise en compte de la variabilité spatiale des conditions initiales. MHYDAS-Small-Reservoirs étant un modèle numérique distribué, l'enjeu est de pouvoir prendre en compte cette variabilité. En effet, les conditions initiales peuvent fortement varier selon la localisation sur le bassin versant (Hingray *et al.*, 2014; Tahiri *et al.*, 2018). Toutefois, sur le Gélon, ces conditions initiales n'ont jamais fait l'objet de mesure, et ne sont donc pas connues. Ce chapitre présente la méthode de détermination des conditions initiales mise en place avec le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs pour les simulations du bassin versant du Gélon.

1. Méthode de détermination numérique des conditions initiales

1.1. Etat de l'art des différentes méthodes existantes

Fixer les conditions initiales dans un modèle en l'absence de données est un problème récurrent. Les méthodes généralement employées sont numériques et peuvent être classées selon quatre types.

Un premier type de méthode consiste à fixer la condition initiale lorsqu'elle est à un état spécifique qui peut être connu sur la base de résolutions d'équations (*e.g.* Jacquir *et al.*, 2007). Auriault (1971) démontra ainsi qu'il est possible de déterminer la condition initiale d'humidité dans un sol qui est à capacité au champ en résolvant des équations fonction des caractéristiques de sol. Toutefois, en hydrologie appliquée, cette méthode peut rarement être utilisée, le sol n'étant pas toujours à un état spécifique qui peut être résolu par équation.

Un deuxième type de méthode proposée par Finney *et al.* (1979), qui ont travaillé sur la qualité de l'eau, est une méthode basée sur des valeurs aléatoires. Les conditions initiales sont ainsi fixées aléatoirement, en utilisant des lois de distribution de probabilité empiriques ou connues. Toutefois, cette méthode néglige l'éventualité d'une structuration spatiale des conditions initiales. De plus, dû à leur caractère aléatoire, ces valeurs déterminées sont plus ou moins éloignées des valeurs réelles.

Un troisième type de méthode de détermination numérique consiste à déterminer la condition initiale en utilisant l'état actuel connu, et des données mesurées entre l'état initial et l'état actuel (Köksal and Tokad, 1978). Par exemple, s'agissant d'un sol, connaissant l'humidité actuelle et l'évolution des flux du sol entrants (*e.g.* infiltration depuis la surface) et sortants (*e.g.* évapotranspiration, percolation) entre le moment pris comme condition initiale et l'actuel, on peut reconstituer la condition initiale. Cette méthode suppose d'importantes chroniques de données sur l'évolution des flux d'eau, indisponibles sur le Gélon.

Un dernier type de méthode est appelée méthode du « warm-up » (Tahiri *et al.*, 2018). Cette méthode peut servir à : i) déterminer des conditions initiales dans le cas où elles n'ont pas été mesurées, ii) affiner la précision de données de conditions initiales observées, ou iii) déterminer des conditions initiales difficilement voire non-observables (DeChant, 2014). Aujourd'hui, cette méthode est largement utilisée dans les travaux en hydrologie.

C'est cette dernière méthode que nous avons choisie pour déterminer les conditions initiales des simulations. Les aspects théoriques de la méthode ainsi que son application sur le bassin versant du Gélon sont discutés dans les sections suivantes.

1.2. La méthode de « warm-up »

L'approche « warm up » consiste à simuler l'état hydrologique d'un bassin versant pendant un temps suffisamment long pour parvenir à un état d'équilibre, dans lequel la dérive est minimale dans l'état du modèle ou dans les variables pronostiquées (Ajami *et al.*, 2014a; Cosgrove *et al.*, 2003). L'approche « warm-up » nécessite de déterminer la durée au bout de laquelle les valeurs des variables qui servent de conditions initiales au modèle se stabilisent, pour une configuration définie (Yang *et al.*, 1995) (Figure 52) : cette durée est appelée durée de « spin-up » (Ajami *et al.*, 2014a; Keh-Chia, 2018; Rahman *et al.*, 2016a), littéralement « temps de démarrage ».

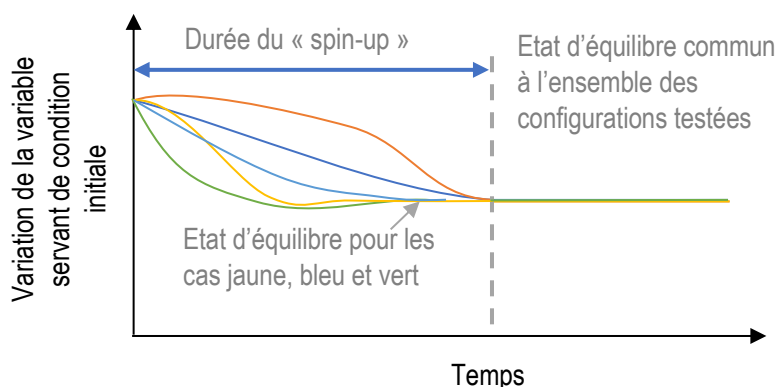


Figure 52 : Schéma de l'évolution de la valeur des conditions initiales lors d'un « warm-up » lors de simulations récursives d'une même année hydrologique pour différents jeux de paramètres représentés par des courbes de couleur différente

Dans la majorité des études actuelles, les conditions initiales déterminées par « warm-up » sont ensuite utilisées pour caler ou valider le modèle. Toutefois, l'effet de l'incertitude des paramètres à caler qui servent au « warm-up » sur les valeurs des conditions initiales déterminées sont rarement analysées. Ainsi, bien qu'il ait été démontré que la durée du « spin-up » et les conditions initiales issues d'un « warm-up » sont dépendantes de la paramétrisation du modèle (Ajami *et al.*, 2014a; Kaminski *et al.*, 2006), le « warm-up » est généralement exclu du plan d'expérience du calage et de l'analyse de sensibilité. Il y a donc besoin d'analyser plus finement les conditions initiales issues d'un « warm-up » pour différentes valeurs de paramètres à caler.

Pour déterminer le moment où l'état simulé du bassin versant a atteint l'équilibre, il est nécessaire de déterminer i) un ou des indicateurs d'état du bassin versant, et ii) un seuil de variations temporelles de cet indicateur sur une période donnée, seuil en deçà duquel l'équilibre est considéré atteint. L'indicateur d'état est constitué le plus souvent d'une ou plusieurs

variables globales (le plus souvent le débit à l'exutoire, ou le stock d'eau dans la nappe ou le sol de l'ensemble du bassin versant) (e.g. Ajami *et al.*, 2014a; Daggupati *et al.*, 2015; Yang *et al.*, 1995). Par exemple, Rihani *et al.* (2010) a utilisé la variation du volume stocké global à l'échelle du bassin versant. Il n'existe pas de consensus sur le ou les indicateurs les plus pertinents (Ajami *et al.*, 2014a; Shrestha and Houser, 2010; Yang *et al.*, 1995). De même, il n'y a pas consensus sur le seuil de variations temporelles et la période considérée pour estimer que l'état d'équilibre est atteint. Par exemple, Yang *et al.* (1995) a défini l'état d'équilibre comme atteint lorsque les simulations de l'année n+1 sont identiques à celles de l'année n. Lorsque l'on applique un « warm-up » à plusieurs années de chroniques climatiques, cet équilibre peut être complexe à observer, en raison du bruit provoqué par les variations naturelles du climat. Une méthode pour s'en affranchir est d'utiliser des simulations récursives (Ajami *et al.*, 2014a), le plus souvent sur la base d'une année hydrologique répétée plusieurs fois (e.g. Ajami *et al.*, 2014b; Shrestha and Houser, 2010). L'état d'équilibre peut alors être détecté en utilisant : i) un seuil de variations normalisées sur l'année de la variable d'intérêt (e.g. Rihani *et al.*, 2010), ou ii) un seuil de variations de la variable d'intérêt entre le début et la fin de l'année hydrologique étudiée (Kollet and Maxwell, 2008; Rahman *et al.*, 2016a).

1.3. Objectifs du « warm-up » sur le bassin versant du Gélon

L'application de la méthode de « warm-up » pour déterminer les conditions initiales a été l'opportunité dans le cadre de la thèse de traiter quatre principales questions en lien avec cette méthode: i) comment varie la durée du spin-up en fonction du seuil de variation choisi ?, ii) quelle est la dépendance de la durée du spin-up vis-à-vis de la variable globale sélectionnée (débit vs. stock d'eau vs évapotranspiration) pour évaluer l'atteinte de l'état d'équilibre ?, iii) est-ce qu'un état d'équilibre atteint sur des variables globales garantit que l'équilibre est atteint pour toutes les unités spatiales du bassin versant ?, et iv) est-ce que la durée de « spin-up » et la valeur des conditions initiales sont dépendantes de la valeur des paramètres à caler ?

L'ensemble de ces questions a amené à proposer une méthode de « warm-up » spécifique qui a été mise en place en utilisant les données du bassin versant du Gélon.

2. Analyse de la méthode de « warm-up » mise en place

La démarche globale de « warm-up » mise en place est composée de deux étapes. La première étape a consisté à définir la paramétrisation et les variables de forçage utilisées dans les simulations. La seconde étape a été le choix des indicateurs d'état du bassin versant, les seuils de variation et la période considérée pour évaluer la durée de « spin-up ». Ces deux étapes sont détaillées dans les sections ci-après.

2.1. Paramétrisation et variables de forçage climatique

Outre les paramètres fixés d'après la bibliographie (cf. Chapitre 8-3 Paramétrisation du modèle), le « warm-up » a été effectué avec des valeurs extrêmes et médianes pour 5 des paramètres devant être calés (cf. Chapitre 8-3.3.3.2 Calage sur la base des débits à l'exutoire). Au total, 243 simulations ont été menées couvrant l'ensemble des combinaisons des 5 paramètres à caler (Tableau 25).

Ces différents paramètres sont à l'origine d'un partage ruissellement et infiltration différent. Chaque jeu de paramètre permet de classer le fonctionnement simulé du bassin versant selon une typologie à deux catégories, i) « Infiltrant », qui

génère beaucoup d'infiltration mais peu de ruissellement, ou ii) « Ruisselant », qui génère beaucoup de ruissellement mais peu d'infiltration. A cela s'ajoute une troisième catégorie, « Evaluation », qui correspond à la simulation avec le meilleur jeu de paramètre testé (cf. Chapitre 8-3.3.3.2 Calage sur la base des débits à l'exutoire). Sur la base de cette typologie, trois simulations ont été sélectionnées, dont les caractéristiques sont données dans le Tableau 26.

Tableau 26 : Caractéristiques des trois simulations utilisées pour l'étude des indicateurs distribués. Les 5 paramètres à caler utilisés dans ces simulations sont décrits. La quantité d'écoulement de base produite par rapport au débit observé à l'exutoire pendant le « warm-up » est exprimée pour les trois simulations

Type de simulation	A (m)	B (sans unité)	coeff K_s (sans unité)	coeff K_s to I_{max} (sans unité)	λ (sans unité)	$\frac{Q_{Baseflow}}{Q_{Outlet}}$ (%)
Infiltrant	0.25	5.66	0.01	50.55	0.00001	95.4%
Ruisselant	0.05	5.66	1.0	1.1	0.1	42.2%
Evaluation	0.05	1.32	0.01	50.55	0.500005	94.3%

La période ainsi que les variables de forçage utilisées pour la mise en œuvre du « warm-up » ont ensuite été déterminées. Ainsi, les données de forçage climatique pour l'année hydrologique 2013-2014 ont été utilisées dans une simulation réursive sur une période de 25 ans, en faisant l'hypothèse comme Sarkar *et al.* (2019) et Abou Rafee *et al.* (2019) d'un assolement constant identique à l'assolement observé en 2014-2015. Utiliser un assolement constant permet de limiter le nombre de données nécessaires et les temps de calcul mais repose sur l'hypothèse tacite que les changements d'assolement antérieurs ont un effet limité sur la valeur des conditions initiales.

S'agissant des conditions initiales en début de « warm-up », le stock d'eau dans les GU a été fixé à 0.140 m d'après l'analyse des courbes de récession des débits observées au début de l'année hydrologique 2013-2014. Pour l'humidité du sol dans les SU et le volume d'eau dans les RE, nous nous sommes basés sur les conclusions d'études antérieures montrant que la durée de spin-up est d'autant plus courte que les conditions initiales en début de warm-up correspondent à des stocks d'eau importants (Rahman *et al.*, 2016b). Par conséquent, le stock d'eau disponible dans le sol des SU exprimé en hauteur d'eau a été fixé à la réserve utile du sol (*i.e.* sol à capacité au champ) et les RE considérées comme remplies, à leur capacité maximale.

2.2. Protocole de détermination de la durée du « spin-up »

Concernant les indicateurs du fonctionnement du bassin versant choisis, dans la littérature, c'est généralement la condition initiale elle-même qui sert d'indicateur pour détecter la durée du « spin-up ». Dans cette application au bassin versant du Gélon, différents indicateurs ont ainsi été testés pour définir la durée du « spin-up », analysés de manière globale à l'échelle du bassin versant (Tableau 27). Outre le volume d'eau total stocké dans le bassin versant (englobant stock d'eau dans les SU, RE et GU), d'autres termes du bilan hydrologique du bassin versant ont été choisis (lame d'eau évapotranspirée et lame d'eau annuelle écoulée à l'exutoire).

Seuls trois indicateurs distribués à la résolution de l'unité spatiale ont été analysés qui concernent le stock d'eau disponible dans l'ensemble du profil de sol des SU (exprimé en hauteur d'eau), le stock d'eau dans les GU (exprimé en hauteur d'eau) et le volume d'eau stocké pour les RE (Tableau 27). En raison du nombre important de simulations (243), les indicateurs distribués à la résolution de l'unité spatiale ne seront analysés que pour trois simulations sélectionnées en

fonction de l'apport par écoulement de base dans la lame d'eau annuelle écoulée à l'exutoire (Tableau 26). L'état d'équilibre a été considéré atteint quand le seuil de variation des indicateurs considérés est inférieur au seuil choisi pour respectivement 80 % et 100 % du nombre d'unités spatiales (SU, GU, RE). Ce choix a été fait pour évaluer si le délai de stabilisation était homogène au sein d'un type d'unité spatiale.

Tableau 27 : Indicateurs utilisés pour la détection de la fin du « spin-up ». Les d'indicateurs sont classés selon leur type (i.e. basé sur les conditions initiales ou les autres termes du bilan hydrologique) et leur échelle (globale ou distribuée)

Type d'indicateur	Indicateurs à l'échelle globale	Indicateurs à l'échelle distribuée
Basés sur les conditions initiales	Lame d'eau stockée	Eau disponible dans l'ensemble du profil de sol exprimée en hauteur d'eau
		Stock d'eau dans la nappe exprimé en hauteur d'eau
		Volume d'eau dans les retenues
Basés sur les autres termes du bilan hydrologique	Lame d'eau évapotranspirée	/
	Lame d'eau à l'exutoire	/

Concernant les seuils de variation qui sont utilisés pour déterminer la durée de « spin-up » (cf. Chapitre 9-1.2 La méthode de « warm-up »), utiliser un seuil normalisé sur l'année aurait engendré un volume trop important de données dans le cas de son application à une échelle distribuée. En effet, toutes les variables auraient dû être conservées à un pas de temps journalier, ce qui représente un volume important de données qui risque d'allonger la durée de simulation. C'est donc un seuil basé sur la différence relative de valeur d'une variable d'une année hydrologique à l'autre qui a été étudiée. Quatre seuils de variation ont été considérés : 20 %, 10 %, 5 % et 1 % (Tableau 28).

Tableau 28 : Liste des différents seuils de variations utilisés selon l'échelle (globale ou distribuée)

Seuil de variation à l'échelle globale	Seuil de variation à l'échelle distribuée	
	Pour 80% des unités spatiales	Pour 100% des unités spatiales
20%	20%	20%
10%	10%	10%
5%	5%	5%
1%	1%	1%

3. Résultats

3.1. Délai de stabilisation à l'échelle globale

A l'échelle globale, les variables qui servent de conditions initiales au modèle se stabilisent en règle générale relativement vite (i.e. en 1 an) (Figure 53). Toutefois, pour certains jeux de paramètres, la durée de « spin-up » est beaucoup plus importante que pour d'autres jeux de paramètres. Cette différence de durée de « spin-up » s'observe particulièrement lorsque le seuil de variation est le plus fin, à 1 %. Dans ce cas, la durée maximale de « spin-up » peut atteindre 17 ans, contre 1 an pour les durées les plus courtes.

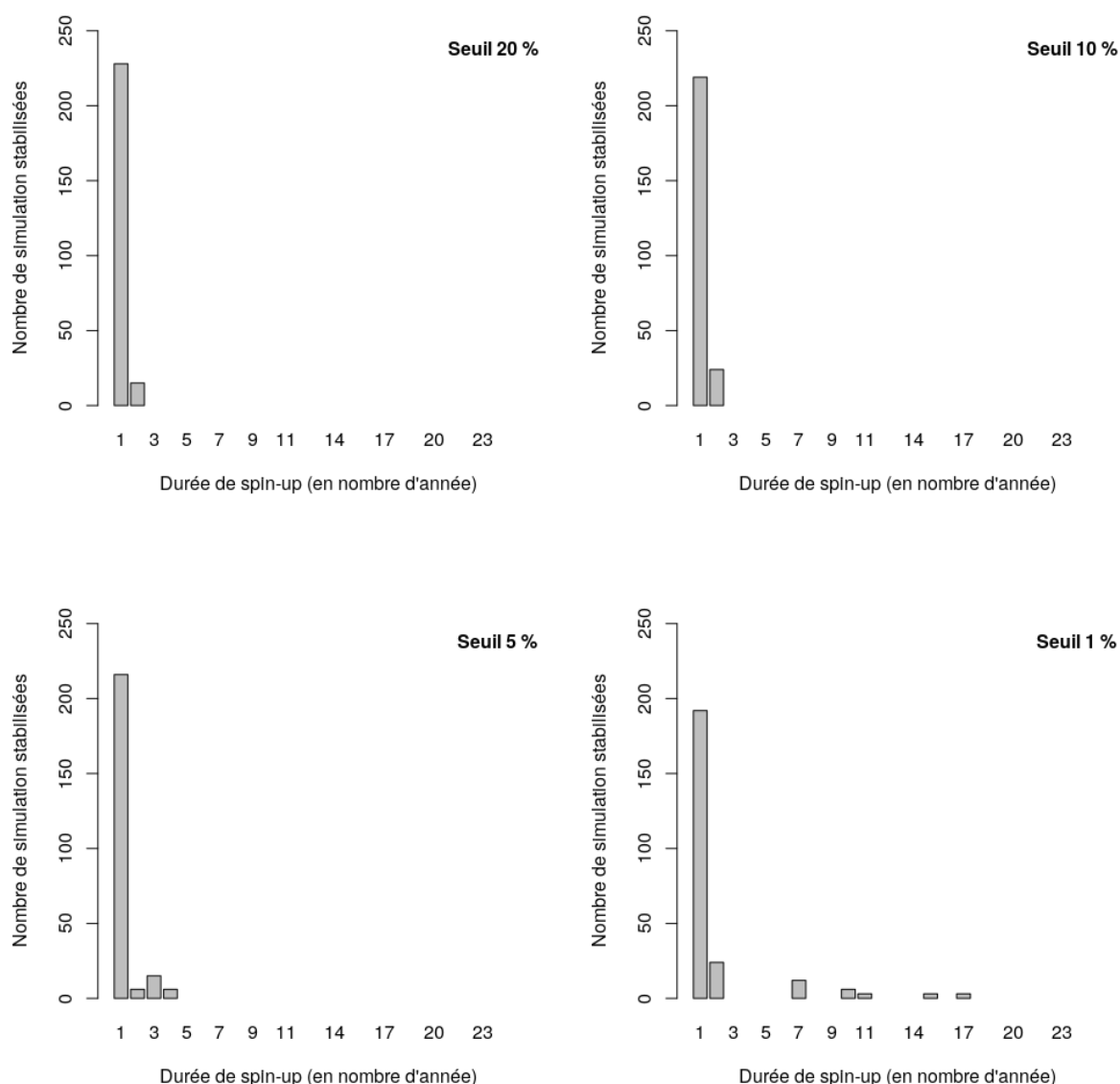


Figure 53 : Nombre de simulations stabilisées en fonction de la durée du « spin-up » (en années) considérant l'indicateur global de la quantité d'eau stockée sur le bassin versant et le seuil de variation. Les seuils de variation sont fixés respectivement à 20 %, 10 %, 5 % et 1 %, de gauche à droite et de haut en bas

De plus, passer d'un seuil de variation à l'échelle globale de 20 % (Figure 53a) à 1 % (Figure 53d) induit une augmentation importante de la durée maximum de « spin-up ». Cette durée maximum de « spin-up » passe ainsi de 2 ans avec un seuil de variation de 20 % à 17 ans lorsque le seuil de variation est de 1 %. Toutefois, il est important de souligner que, d'après une analyse des résultats, ce n'est pas parce qu'une simulation a une durée de « spin-up » plus longue lorsqu'on impose un seuil de 20 % que cette même simulation aura la durée de « spin-up » la plus longue lorsqu'on impose un seuil de 1 %.

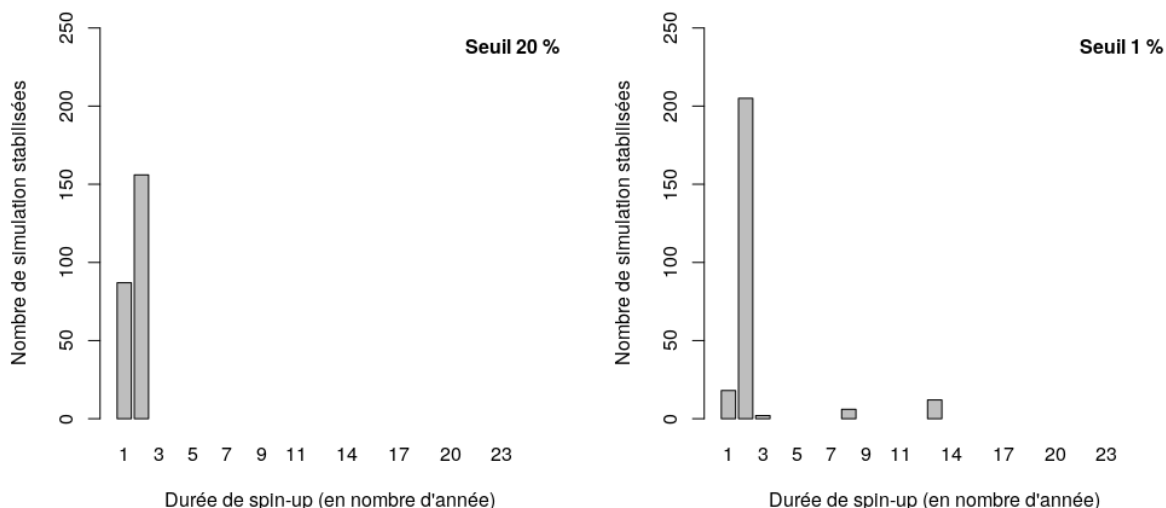


Figure 54 : Nombre de simulations stabilisées en fonction du délai de stabilisation (en années) considérant l'indicateur global du débit à l'exutoire du bassin versant. Le graphe « a » correspond à un seuil de variation à l'échelle globale fixé à 20% et « b » à un seuil fixé à 1%

La durée de « spin-up » n'est pas la même selon que l'on se base sur la quantité d'eau stockée sur l'ensemble du bassin versant (Figure 53), sur les débits à l'exutoire (Figure 54) ou sur l'évapotranspiration simulée (Figure 55). Par exemple, pour la majeure partie des simulations, lorsqu'on fixe le seuil à 20%, le débit à l'exutoire a une durée de « spin-up » plus longue (2 ans) que les stocks d'eau (1 an). Lorsque l'on abaisse ce seuil à 1%, les débits à l'exutoire et l'évapotranspiration simulée conservent cette tendance, et ont une durée de « spin-up » en majorité plus longue (2 ans) que la quantité d'eau stockée à l'échelle du bassin versant (1 an). Toutefois, la durée maximum de « spin-up » est plus courte si l'on considère le débit à l'exutoire et l'évapotranspiration que si l'on considère les stocks d'eau. Ainsi, avec un seuil de variation fixé à 1%, la durée de « spin-up » maximale des débits à l'exutoire est de 13 ans, contre 17 ans pour les stocks d'eau. Cette durée maximale atteint seulement 4 ans pour l'évapotranspiration. En règle générale, sur les trois indicateurs choisis, la durée de stabilisation est donc plus courte lorsqu'on regarde l'évapotranspiration, et plus longue lorsqu'on regarde les stocks d'eau dans le sol.

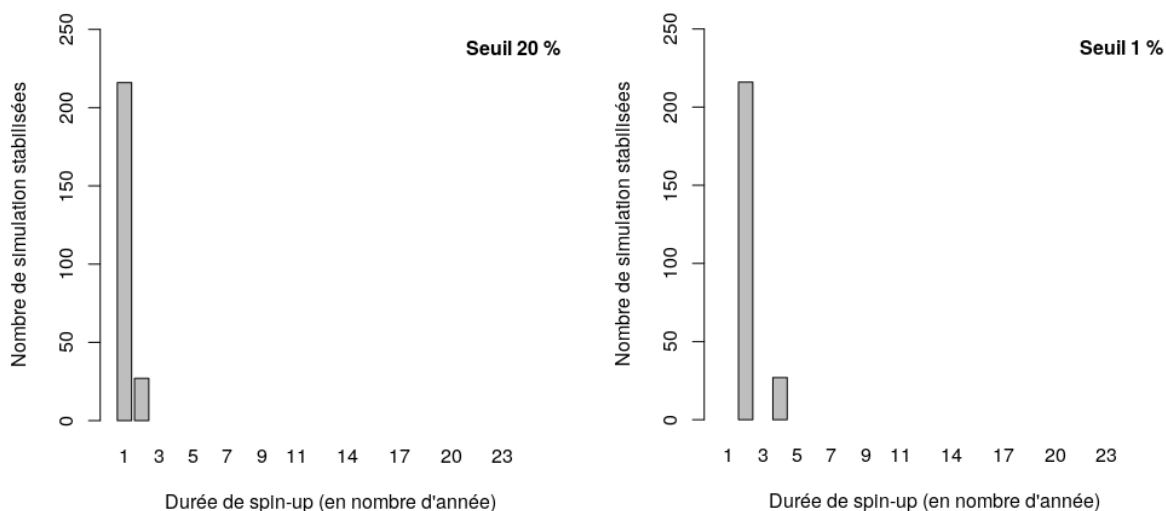


Figure 55 : Nombre de simulations stabilisées en fonction du délai de stabilisation (en années) considérant l'indicateur global de l'évapotranspiration sur le bassin versant. Le graphe « a » correspond à un seuil de variation à l'échelle globale fixé à 20% et « b » à un seuil fixé à 1%.

Le coefficient de variation de Pearson, mesure relative de dispersion utilisée pour mesurer la dispersion en pourcentage de la moyenne, a été calculé pour l'ensemble des résultats. Le coefficient de variation obtenu la dernière année du warm-up est de 12.1 % sur les stocks d'eau, 27.2 % sur les débits et 20.1 % par rapport à la moyenne de l'étendue sur l'évapotranspiration potentielle. Excepté pour le seuil fixé à 20 % pour les stocks d'eau, l'ensemble des seuils de variation (1 %, 5 % et 10 %) sont bien inférieurs à la variation globale des indicateurs choisis. Les seuils de variation 1 %, 5 % et 10 % choisis sont donc cohérents.

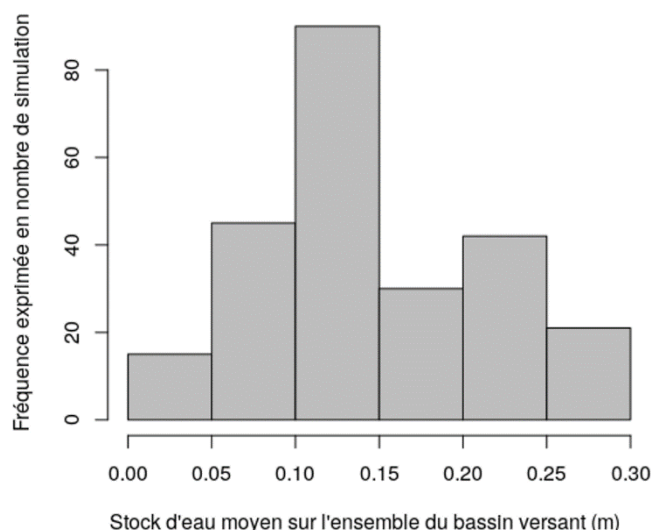


Figure 56 : Stocks d'eau moyens sur l'ensemble du bassin versant (m) obtenus à l'issue du warm-up en fonction de leur fréquence d'apparition

Enfin, concernant les valeurs des conditions initiales obtenues en fin de warm-up, on observe des variations importantes (Figure 56). Ainsi, en considérant l'ensemble des 243 simulations effectuées, on obtient à l'échelle globale un stock d'eau de 0.146 m, avec un écart type de 0.069 m et une variance de 0.005 m². On retrouve 50 % des valeurs dans l'intervalle [0.101 ; 0.201] m. La majorité des simulations donnent des valeurs de stock d'eau moyen qui se répartissent autour de l'intervalle [0.100 ; 0.150] m. A l'inverse, c'est au niveau des extrêmes que l'on retrouve le moins de valeurs, entre [0.000 ; 0.050] m et entre [0.250 ; 0.300] m.

3.2. Etude de la spatialisation des valeurs obtenues

En analysant les résultats à la résolution de l'unité spatiale, on observe que le type d'unité considéré a une importance majeure sur la durée du « spin-up ». Ainsi, le volume d'eau dans les retenues (Tableau 29) ou la hauteur d'eau dans les nappes (Tableau 30) peuvent avoir des durées de « spin-up » nettement plus longues (jusqu'à 23 ans) que l'humidité dans le sol des parcelles (Tableau 31), dont la durée de « spin-up » est plutôt stable, n'excédant pas 5 ans.

Un point important à souligner est l'effet du seuil de variation. Comme attendu d'après les résultats à l'échelle globale, pour le stock d'eau disponible dans l'ensemble du profil de sol des SU (sol des parcelles), le stock d'eau des GU (nappes) et le volume d'eau dans les RE (retenues), plus le seuil de variation est bas, plus la durée de « spin-up » est longue. Ainsi, la simulation « Infiltrant » a une durée de « spin-up » du volume d'eau stocké dans les retenues qui peut être multipliée par 6 en fonction du seuil choisi. L'effet est identique pour la simulation « Evaluation ». Toutefois, dans le cas particulier de la simulation « Ruisselant », cette durée de stabilisation varie peu sur les retenues en fonction du seuil choisi, mais

varie beaucoup plus sur les nappes, où cette durée peut être multipliée par près de 8. L'explication réside dans les niveaux d'eau dans les nappes : dans la simulation « Ruisselant » il y a peu d'infiltration, ce qui entraîne des niveaux dans les nappes plus faibles. A l'inverse, pour la simulation « Infiltrant », c'est le ruissellement diffus qui diminue, ce qui entraîne de faibles humidités des sols et volumes d'eau dans les retenues. Ainsi, un seuil de 1 % avec une faible quantité d'eau représente une plus faible variabilité considérée comme acceptable.

Tableau 29 : Evolution de la durée de « spin-up » du volume en eau dans les RE analysée à l'échelle de l'unité spatiale en fonction du seuil de variation défini et du nombre d'unités qui doivent remplir la condition. Ces résultats sont donnés pour chacune des trois simulations « Ruisselant », « Evaluation » et « Infiltrant »

Seuil de variation	Type de simulation					
	Infiltrant		Evaluation		Ruisselant	
	Pour 80% des unités spatiales	Pour 100% des unités spatiales	Pour 80% des unités spatiales	Pour 100% des unités spatiales	Pour 80% des unités spatiales	Pour 100% des unités spatiales
20%	2 ans	3 ans	2 ans	3 ans	1 an	2 ans
10%	2 ans	3 ans	2 ans	3 ans	1 an	5 ans
5%	2 ans	11 ans	2 ans	8 ans	2 ans	5 ans
1%	2 ans	18 ans	2 ans	17 ans	2 ans	5 ans

Tableau 30 : Evolution de la durée de « spin-up » du stock d'eau dans les GU analysée à l'échelle de l'unité spatiale en fonction du seuil de variation défini et du nombre d'unités spatiales qui doivent remplir la condition. Ces résultats sont donnés pour chacune des trois simulations « Ruisselant », « Evaluation » et « Infiltrant »

Seuil de variation	Type de simulation					
	Infiltrant		Evaluation		Ruisselant	
	Pour 80% des unités spatiales	Pour 100% des unités spatiales	Pour 80% des unités spatiales	Pour 100% des unités spatiales	Pour 80% des unités spatiales	Pour 100% des unités spatiales
20%	1 an	1 an	2 ans	2 ans	2 ans	2 ans
10%	2 ans	2 ans	2 ans	2 ans	2 ans	4 ans
5%	2 ans	2 ans	2 ans	2 ans	2 ans	6 ans
1%	2 ans	2 ans	2 ans	5 ans	2 ans	23 ans

Tableau 31 : Evolution de la durée de « spin-up » de l'eau disponible dans l'ensemble du profil de sol des SU analysée à l'échelle de l'unité spatiale en fonction du seuil de variation défini et du nombre d'unités spatiales qui doivent remplir la condition. Ces résultats sont donnés pour chacune des trois simulations « Ruisselant », « Evaluation » et « Infiltrant »

Seuil de variation	Type de simulation					
	Infiltrant		Evaluation		Ruisselant	
	Pour 80% des unités spatiales	Pour 100% des unités spatiales	Pour 80% des unités spatiales	Pour 100% des unités spatiales	Pour 80% des unités spatiales	Pour 100% des unités spatiales
20%	2 ans	2 ans	2 ans	2 ans	2 ans	5 ans
10%	2 ans	2 ans	2 ans	2 ans	2 ans	5 ans
5%	2 ans	2 ans	2 ans	2 ans	2 ans	5 ans
1%	2 ans	2 ans	2 ans	2 ans	2 ans	5 ans

En ce qui concerne le stock d'eau disponible dans l'ensemble du profil de sol, le seuil de variation a peu d'influence : peu importe la valeur du seuil, la durée de stabilisation est identique. Seul le nombre d'unités spatiales qui doit remplir la condition a une importance pour la simulation « Ruisselant », où l'on passe de 2 à 5 ans lorsque l'on passe de 80 à 100 % des unités qui doivent remplir la condition.

Concernant les valeurs des conditions initiales obtenues à l'issue du « spin-up », on observe une similitude dans la distribution spatiale et dans les valeurs obtenues entre la simulation « Infiltrant » et « Evaluation » pour l'eau dans le sol

des SU (Figure 57). Toutefois, le stock d'eau déterminé dans la nappe dans la situation « Evaluation » se rapproche plus de la simulation « Ruisselant » qui produit plus de ruissellement diffus, et donc une eau disponible dans l'ensemble du profil de sol et des stock d'eau dans les nappes plus faibles (Figure 58). Ainsi, pour les nappes, bien que pour les simulations « Ruisselant » (Figure 58a) et « Infiltrant » (Figure 58c) les valeurs moyennes obtenues respectivement sont de 0.020 m et de 0.150 m, pour la simulation « Evaluation » (Figure 58b) cette valeur moyenne est de 0.003 m. L'ensemble des données statistiques sont décrites dans le Tableau 32.

Tableau 32 : Statistiques des conditions initiales du stock d'eau dans les GU obtenues à l'issue du « spin-up » pour chacune des trois simulations « Ruisselant », « Evaluation » et « Infiltrant »

Simulation	Ruisselant	Evaluation	Infiltrant
Moyenne	0.0201 m	0.0032 m	0.1508 m
Ecart type	0.0031 m	0.0012 m	0.0053 m
Minimum	0.0087 m	0.0003 m	0.1391 m
Maximum	0.0238 m	0.0054 m	0.1606 m
Médiane	0.0204 m	0.0033 m	0.1506 m

A l'issue du « warm-up », les conditions initiales obtenues peuvent avoir une importante variabilité spatiale. Cette grande variabilité est encore plus visible pour les sols (Figure 57) : pour la simulation « Evaluation » et « Infiltrant » (Figure 57b et c), la différence entre valeur maximale et valeur minimale est respectivement de 0.0857 m et 0.0849 m tandis que pour la simulation « Ruisselant » (Figure 57a) cette valeur est de 0.1149 m. L'ensemble des données statistiques sont décrites dans le Tableau 33.

Tableau 33 : Statistiques des conditions initiales des stocks d'eau disponible dans l'ensemble du profil de sol des SU obtenus à l'issue du « spin-up » pour chacune des trois simulations « Ruisselant », « Evaluation » et « Infiltrant »

Simulation	Ruisselant	Evaluation	Infiltrant
Moyenne	0.0498 m	0.0763 m	0.0765 m
Ecart type	0.0277 m	0.0289 m	0.0289 m
Minimum	0.0086 m	0.0384 m	0.0392 m
Maximum	0.1235 m	0.1241 m	0.1241 m
Médiane	0.0378 m	0.0634 m	0.0640 m

Il ne semble pas il y avoir de relation entre la position de l'unité spatiale sur le bassin versant et la valeur de la condition initiale obtenue à l'issue du « warm-up », excepté pour les RE (Figure 57). Pour les RE, c'est à l'ouest du bassin versant que l'on retrouve les RE avec les volumes d'eau les plus faibles tandis que c'est au centre du bassin versant que l'on retrouve les RE les plus remplies.

Une analyse des 686 SU qui ont un stock d'eau disponible supérieur à 0.060 m dans la simulation « Ruisselant » a été menée afin de comprendre pourquoi ces SU avaient un stock d'eau plus important que les autres. Il s'agit pour 631 d'entre-elles de SU agricoles. Deux facteurs l'expliquent. D'une part, parmi ces SU, 509 sont cultivées en blé, gel ou colza. A l'issue du warm-up, en août, ces SU ont donc des sols nus, le blé et le colza ayant déjà été récolté. Il n'y a donc plus de transpiration des couverts cultivés sur ces sols pendant l'été, ce qui explique les plus importants stocks d'eau dans le sol de ces SU. D'autre part, il s'agit pour 285 d'entre elles de SU irriguées. L'irrigation permet de maintenir des stocks d'eau dans le sol plus importants. Par ailleurs, concernant les 55 SU non-agricoles concernées, il s'agit pour la plupart de SU

en bas de versant, de type prairies, zones abandonnées ou faiblement urbanisées. Ces SU plus à l'aval profite des phénomènes de réinfiltration du ruissellement diffus provenant des SU amont.

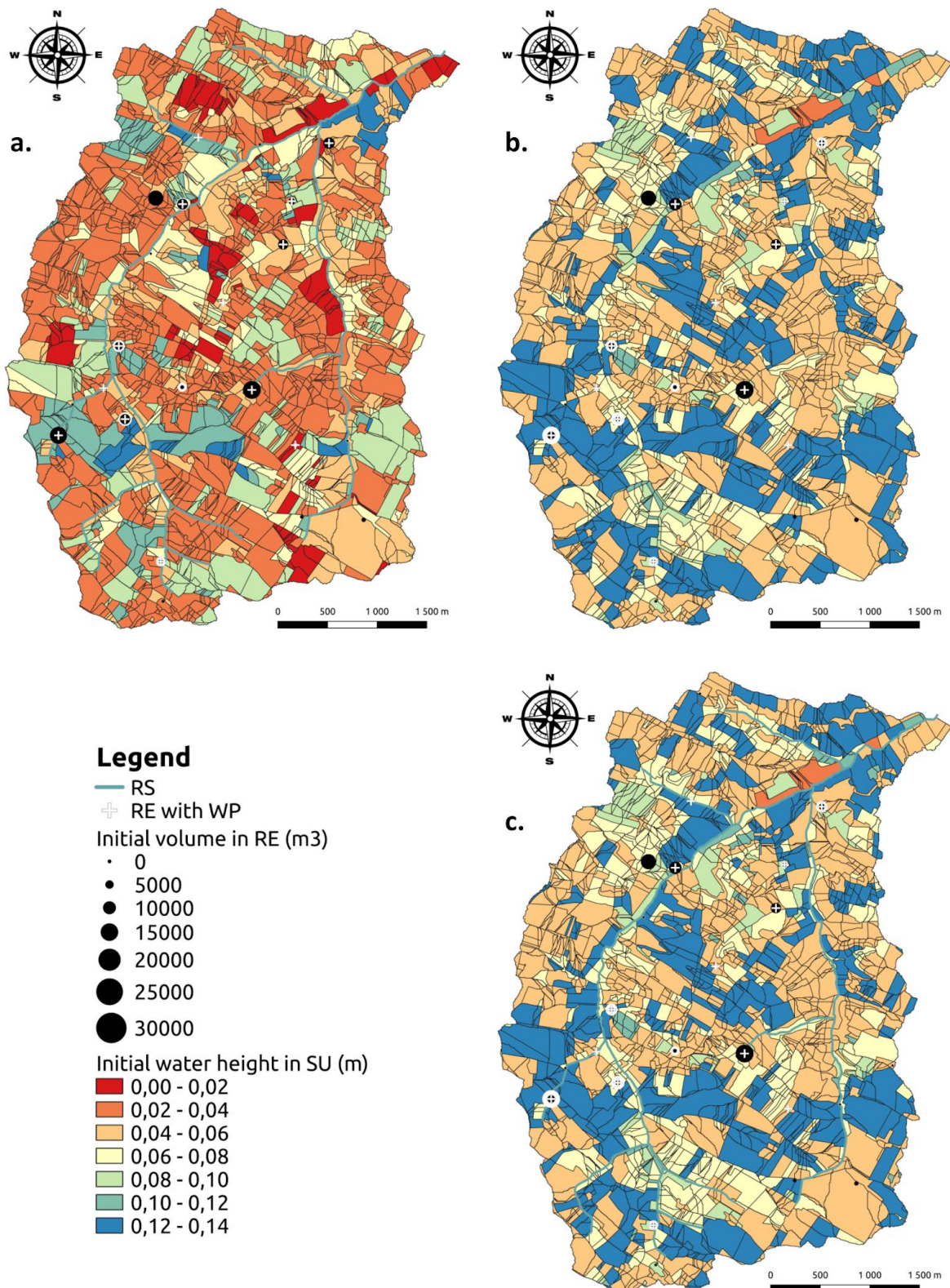


Figure 57 : Eau dans le sol des SU exprimée en hauteur d'eau (en m) et volume en eau dans les RE (en m³) à l'issue du « spin-up » pour trois simulations différentes : ruisselant (a), évaluation (b) et infiltrant (c). Chacune de ces simulations est caractérisée par des durées de « spin-up » différentes (respectivement 23 ans, 22 ans et 18 ans). Pour les RE, le volume en eau est indiqué au regard de sa capacité montrée par un rond blanc

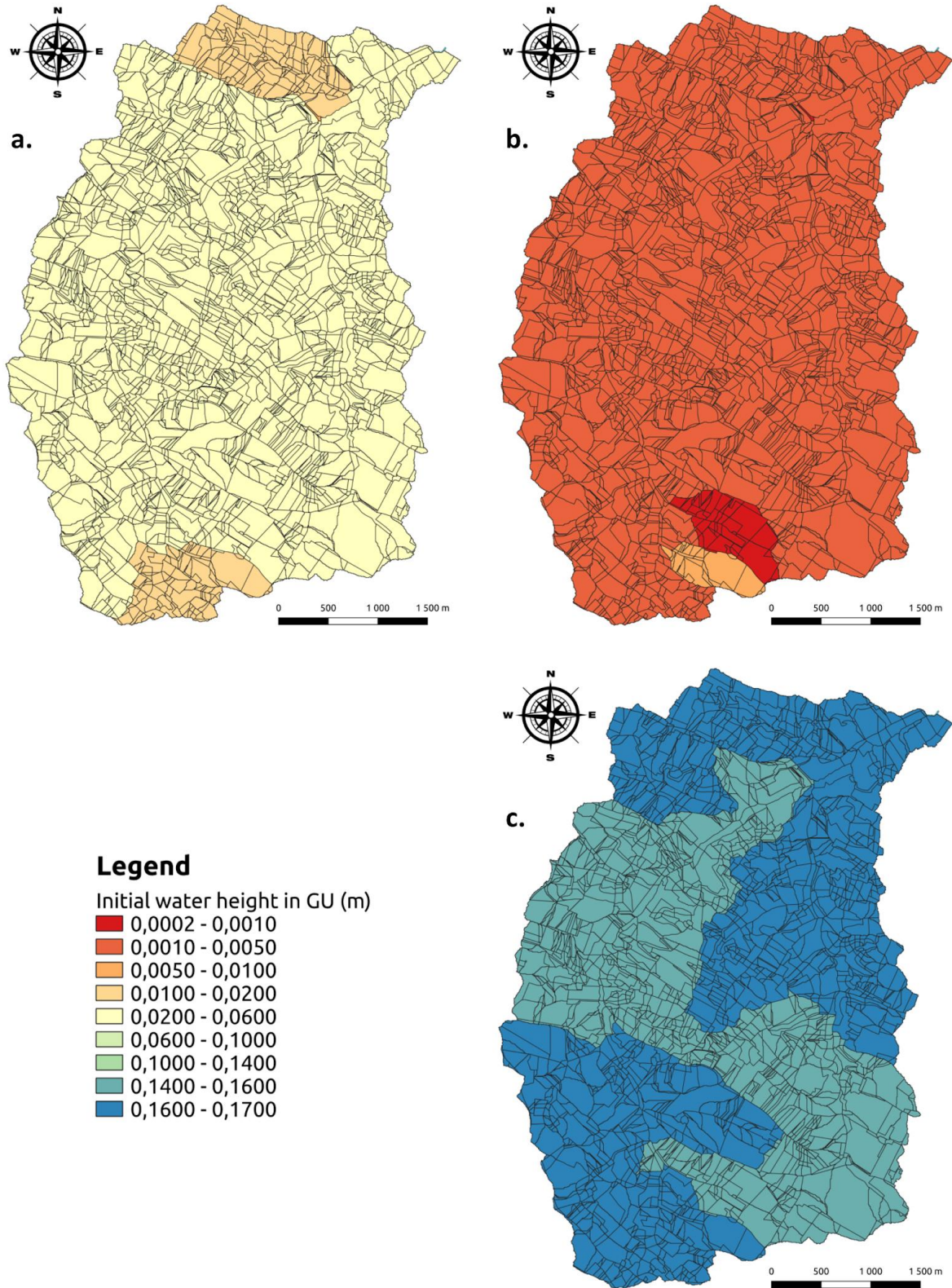


Figure 58 : Stock d'eau dans les GU exprimé en hauteur d'eau (en m) à l'issue du « spin-up » pour trois simulations différentes : ruisselant (a), évaluation (b) et infiltrant (c). Chacune de ces simulations est caractérisée par des durées de « spin-up » différentes (respectivement 23 ans, 22 ans et 18 ans)

Plus spécifique aux retenues, on n'observe pas de relation entre le fait qu'une retenue soit utilisée pour l'irrigation et la valeur de la condition initiale obtenue (Figure 57) : certaines retenues utilisées pour l'irrigation peuvent être déterminées comme pleines à l'issue du « warm-up ». A l'inverse, des retenues peuvent être quasi vides alors qu'elles ne sont pas utilisées pour l'irrigation.

4. Discussion sur la méthode et les valeurs obtenues

Les résultats présentés dans la partie précédente ont permis de répondre à un grand nombre des questions initialement posées lors de la mise en place d'une méthode de « warm-up ». Ils ont ainsi permis quatre constatations différentes.

Premièrement, la durée de « spin-up » dépend principalement de la variable choisie comme indicateur d'état du bassin versant. Pour les indicateurs à l'échelle globale du bassin versant, le stock d'eau du bassin (Figure 53) met le plus de temps à se stabiliser comparé à la lame d'eau à l'exutoire (Figure 54) et à l'évapotranspiration (Figure 55). D'une part, cela s'explique par la réactivité des processus : l'évapotranspiration est plus réactive au climat, notamment à l'évapotranspiration potentielle et à la précipitation, que le stock d'eau du bassin versant. Elle peut ainsi être stabilisée bien avant le stock d'eau du bassin versant. D'autre part, la condition choisie pour évaluer la fin de « warm-up » peut aussi être limitante. Pour rappel, dans cette application, la condition de stabilité repose sur le fait que la variable en début d'année hydrologique soit égale à la variable en fin d'année hydrologique. Comme cela correspond généralement à des périodes où le ruissellement diffus est quasi-nul au 1^{er} septembre, ce sont également les périodes où le débit à l'exutoire est le plus en lien avec le débit de base des nappes. Ainsi, la stabilité des débits à l'exutoire est essentiellement reliée à la stabilité de l'écoulement de base et non à celle des autres unités de stockage de l'eau telles que les retenues. Pour les indicateurs à l'échelle distribuée, les stocks d'eau dans les sols se stabilisent plus rapidement (< 5 ans) que le volume d'eau dans les retenues (jusqu'à 18 ans) ou la hauteur d'eau dans les nappes (jusqu'à 23 ans). Cela s'explique par les différentes interactions qui se produisent entre ces différents stocks d'eau. La hauteur d'eau dans la nappe dépend des flux de percolation, eux-mêmes dépendant du stock d'eau dans les sols. Le stock d'eau dans les retenues dépend du ruissellement diffus et pour les retenues connectées du débit des cours d'eau. Ce débit des cours d'eau dépend du débit de base de la nappe, lui-même corrélé à la hauteur d'eau dans la nappe. Par incidence, il faut que les stocks d'eau dans le sol soient stabilisés avant que la hauteur d'eau dans la nappe et le volume d'eau dans les retenues puisse se stabiliser.

Deuxièmement, le choix du seuil de variation considéré comme tolérable qui sert à déterminer la durée du « spin-up » est important. Cela peut mener à déterminer des durées nettement différentes. Ainsi, plus le seuil de variation considéré comme tolérable est faible, plus la durée de stabilisation sera longue, autant à l'échelle globale que locale (Figure 53, Tableau 29 et Tableau 30). Toutefois, on n'observe pas de corrélation simple entre la valeur du seuil prise et l'allongement de la durée de « spin-up » : passer d'un seuil fixé à 20 % à 10 % a un faible effet sur la durée de « spin-up » (Figure 53a et b) tandis que passer d'un seuil fixé à 5 % à 1 % a un effet plus important (Figure 53c et d). La définition de ce seuil est donc importante lorsque l'on souhaite diminuer la durée du « spin-up », utile notamment pour les modèles à temps de calculs longs.

Troisièmement, on observe que pour un même seuil de variation, la durée de « spin-up » déterminée est plus importante lorsque l'on utilise un indicateur prenant en compte la variabilité spatiale des conditions initiales (Tableau 30) qu'un indicateur global (Figure 53). Pour un seuil de variation fixé à 1 %, avec un indicateur à l'échelle distribuée, cette durée

atteint 22 ans pour les retenues et 23 ans pour les nappes sur les 3 simulations étudiées. Avec un indicateur global, cette durée atteint 17 ans sur le stock d'eau global du bassin versant sur les 243 simulations étudiées. Cela renseigne sur deux choses. D'une part, utiliser un indicateur sur le stock d'eau global du bassin donne plus de poids aux flux d'eau dans les nappes et les sols, en raison des plus importants volumes d'eau stockés qu'ils représentent par rapport aux retenues. Ainsi, la variabilité des flux d'eau dans les retenues n'est quasiment pas prise en compte en utilisant cet indicateur global. D'autre part, utiliser un indicateur global sur le stock d'eau peut créer des effets de compensation entre stock d'eau qui peuvent perturber l'identification de la durée de « spin-up ». En effet, un stock d'eau global ne dissocie pas le stock d'eau du sol du stock d'eau de la nappe. Lorsque de l'eau percole dans le sol une année et se retrouve l'année suivante dans la nappe, le stock d'eau global ne change pas. Par contre, à la résolution de l'unité spatiale, ni l'état de stabilité du sol ni celui de la nappe ne sont atteints. Un état de stabilité global ne garantit donc pas un état de stabilité local.

Quatrièmement, la valeur des paramètres a un effet important à la fois sur la durée de « spin-up » mais aussi sur les conditions initiales ainsi déterminées. Pour un même seuil fixé à 1 % de variation, la durée de « spin-up » peut être sensiblement différente, de 1 an à 17 ans à l'échelle globale (Figure 56) et de 2 ans à 23 ans à l'échelle locale de la nappe selon le jeu de paramètres utilisé (Tableau 30). Chaque jeu de paramètres induit donc des durées de « spin-up » différentes, qu'on se base sur un indicateur global comme local. De plus, un point intéressant relevé à l'échelle locale est que selon la valeur des paramètres, ce ne sera pas forcément le même type de condition initiale qui mettra du temps à se stabiliser. Ainsi, dans les simulations « Infiltrant » et « Evaluation », c'est le volume d'eau dans les retenues qui met le plus de temps à se stabiliser (Tableau 29), tandis que dans la simulation « Ruisselant », c'est la nappe (Tableau 30). Dans cette application, ce sont donc les unités qui en relatif reçoivent le moins d'eau qui mettent le plus de temps à se stabiliser. Concernant les valeurs déterminées, on observe une diversité des conditions initiales obtenues. Cette diversité se retrouve aussi bien via des indicateurs globaux (Figure 56) que locaux (Figure 57 et Figure 58). Selon les paramètres utilisés, on peut ainsi déterminer un sol de SU près de 5 fois plus humide (extrait d'une comparaison de la Figure 57a et b). A l'échelle globale, cette variabilité se retrouve, avec des stocks d'eau qui peuvent être 14 fois plus importants selon les paramètres choisis (Figure 56). En règle générale, il semblerait que la durée de « spin-up » soit plus longue lorsque les jeux de paramètres choisis induisent des conditions initiales plus sèches (Tableau 29, Tableau 30, Figure 57a et c et Figure 58a et c). Ces résultats rejoignent ceux de Rahman *et al.* (2016a) qui ont remarqué que la durée de « spin-up » était globalement plus courte en contexte humide que sec.

5. Conditions initiales retenues

Dans l'application sur le Gélon, il a été considéré une durée de « spin-up » de 23 ans, qui est une durée supérieure au nombre d'années maximum pour atteindre la stabilité pour un seuil fixé à 1% à l'échelle globale (Figure 53). De plus, cette condition apparaissait suffisante car elle garantit que la simulation « Evaluation » soit dans des conditions de stabilité à l'échelle de l'unité spatiale, avec un seuil de variation inférieur à 1 % pour 100 % des unités de la simulation.

6. Conclusion

On observe une grande variabilité de la durée du « spin-up » en fonction des seuils, indicateurs et paramètres choisis. Cet « état d'équilibre », où il n'y a plus de persistance de l'effet de la condition initiale dans les prévisions (DeChant, 2014),

reste complexe à définir et dépend avant tout du seuil que l'on considère comme tolérable. Il n'en reste pas moins qu'il doit être considéré en fonction des enjeux liés au modèle à utiliser (*e.g.* modèle distribué ou global, résultats analysés à la résolution de l'élément du bassin versant ou à la résolution du bassin versant dans son ensemble), mais aussi qu'il doit tenir compte des contraintes techniques liées au modèle (*i.e.* durée de simulation).

Il est important de souligner que la méthode de « warm-up » employée reste associée à de nombreuses questions. Ainsi, il est impossible à l'aide des résultats obtenus dans le cadre de cette thèse d'évaluer l'effet d'un seuil de variation relatif tel qu'il a été utilisé (*i.e.* l'écart entre valeur simulées en début et en fin d'année hydrologique) par rapport à l'utilisation d'un seuil normalisé (*e.g.* valeur moyenne sur l'ensemble de l'année hydrologique). De futures applications du modèle sont nécessaires pour répondre à cette question d'intérêt. En tous les cas, il résulte de cette analyse qu'il est important, lorsque des paramètres sont à caler dans un modèle, d'effectuer le « warm-up » conjointement au calage, comme l'ont précédemment recommandé Ajami *et al.* (2014a).

Ce « warm-up » a permis d'avoir des valeurs de condition initiale spatialement distribuées à utiliser dans MHYDAS-Small-Reservoirs. Toutefois, cette méthode n'a été utilisée que pour déterminer les conditions initiales des SU et RE. Les hauteurs d'eau dans les GU, bien qu'incluses dans le « warm-up », ont été fixées après analyse des courbes de débit. L'obtention de ces conditions initiales a permis la phase suivante de ces travaux de thèse, qui consistent au calage et à l'évaluation du modèle sur le bassin versant du Gélon. Cette étape sera décrite dans le chapitre suivant.

Chapitre 10 : Evaluation du modèle agro-hydrologique distribué

MHYDAS-Small-Reservoirs est constitué de différents modèles agro-hydrologiques qui ont déjà fait individuellement l'objet de validation. Le modèle de culture AqYield a été appliqué sur différents sites du sud-ouest de la France par Constantin *et al.* (2015). Les modèles hydrologiques utilisés ont été validés notamment sur : i) leur capacité à reproduire de façon distribuée les débits pour MHYDAS (*e.g.* Hallema *et al.*, 2013; Moussa *et al.*, 2002), ii) leur capacité à simuler les flux d'eau dans le sol à un pas de temps horaire pour SWAT (*e.g.* Brighenti *et al.*, 2019), et iii) leur capacité à simuler le fonctionnement des nappes pour le modèle de Kirchner (2009).

Ce chapitre vise à valider les choix conceptuels du modèle MHYDAS-Small-Reservoirs en évaluant sa capacité à reproduire le comportement hydrologique et agronomique du Gélon. Pour rappel, l'évaluation a été conduite sur l'année hydrologique 2014-2015, avec le modèle discrétisé, paramétré et initié comme décrit dans le [Chapitre 8](#) et le [Chapitre 9](#), en utilisant le meilleur jeu de paramètre (*cf.* Chapitre 8-3 Paramétrisation du modèle). Excepté pour l'évapotranspiration et la percolation dans le sol des SU agricoles, le pas de temps de simulation du modèle hydrologique (*cf.* Chapitre 5-2.1 Processus hydrologiques) est horaire, en lien avec la dynamique des autres processus hydrologiques (*e.g.* genèse du ruissellement, propagation du ruissellement). Pour l'évapotranspiration, la percolation ainsi que l'ensemble des processus agronomiques des SU agricoles, le pas de temps de simulation est journalier (*cf.* Chapitre 5-2.2 Modèle agronomique).

Trois sections composent ce chapitre. La première porte sur les critères d'évaluation du modèle utilisés, la seconde sur les résultats de cette évaluation et la dernière sur la discussion de ces résultats.

1. Critères d'évaluation

L'évaluation du modèle a suivi deux étapes.

La première a consisté à évaluer la capacité du modèle à simuler des variables globales annuelles pour lesquelles des données de référence étaient disponibles pour l'étude de cas, à savoir la lame d'eau annuelle écoulée à l'exutoire et le rendement des cultures. La lame d'eau annuelle écoulée à l'exutoire simulée sera comparée à la lame d'eau annuelle écoulée observée en utilisant l'erreur relative exprimée en pourcentage (PBIAS). Pour rappel, sur le Gélon, les débits ont été reconstitués pour l'année hydrologique 2014-2015 (*cf.* Chapitre 7-2.3 Hydrologie). Le PBIAS mesure la tendance moyenne des données simulées à être plus grandes ou plus petites que les débits reconstitués (Gupta *et al.*, 1999). La valeur optimale de PBIAS est de 0.0, les valeurs de faible amplitude indiquant une simulation de modèle précise. En outre, le rendement sera comparé en utilisant un critère d'erreur moyenne basé sur la valeur absolue des différences relatives de rendement pondéré par la surface cultivée sur le bassin versant en utilisant la relation suivante :

$$Error_{Yield} = \frac{\sum_{i=1}^n (|Yield_{i,sim} - Yield_{i,obs}| * A_i)}{\sum_{i=1}^n (A_i)}$$

Équation 41

avec $Error_{Yield}$ l'erreur moyenne sur les rendements (en %), n la culture considérée, $Yield_{i,sim}$ le rendement simulé par le modèle de la culture n considérée (en t.ha⁻¹), $Yield_{i,obs}$ le rendement de référence observé de la culture n considérée (en t.ha⁻¹) et A_n l'aire totale cultivée de la culture n sur le bassin versant (en m²).

La deuxième a visé à analyser la capacité du modèle à simuler finement les débits journaliers du Gélon d'une part en analysant visuellement la concordance entre la dynamique observée et simulée, d'autre part en utilisant le critère de Nash-Sutcliffe (Nash and Sutcliffe, 1970), calculé comme suit :

$$NSE_Q = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_i - \underline{Q}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (Q_i - \bar{Q}_i)^2}$$

Équation 42

où NSE_Q est le critère de Nash-Sutcliffe appliqué au débit à l'exutoire du Gélon, Q_i est le débit de référence qui correspond au débit du Gélon reconstitué en suivant la méthode précédemment décrite (cf. Chapitre 7-2.3 Hydrologie) au $i^{\text{ème}}$ pas de temps, \bar{Q}_i est le débit moyen de référence et \underline{Q}_i est le débit simulé au $i^{\text{ème}}$ pas de temps. Plus la valeur est proche de 1, plus la qualité de la simulation est élevée. L'efficacité en considérant la racine carrée du débit, désignée par $NSE_{\sqrt{Q}}$, a également été calculée puisqu'elle attribue un poids élevé aux faibles valeurs de débits, le NSE_Q étant très sensible aux débits élevés (Oudin *et al.*, 2006; Pushpalatha *et al.*, 2012).

2. Résultats

2.1. Hydrologie

A l'échelle du bassin versant pour l'année hydrologique 2014-2015, le bilan hydrologique simulé est positif, puisque 11.8 mm issus de la précipitation ont été stockés. La majeure partie des 570.7 mm précipités est perdue par évapotranspiration (435.7 mm), et dans une plus faible proportion écoulee à l'exutoire (120.6 mm). A noter, l'irrigation représente une lame d'eau à l'échelle du bassin versant de 3.6 mm, soit 24.8 mm en ramenant le volume irrigué uniquement aux surfaces des parcelles irrigables.

La Figure 59 représente le débit quotidien simulé du Gélon et le débit quotidien reconstitué à l'exutoire du Gélon. Une analyse visuelle confirme que la dynamique simulée est représentative de la dynamique reconstituée sur le Gélon. Toutefois, il y a une surestimation des débits de pointe du mois de mai et des débits de récession et une sous-estimation des bas débits au mois d'octobre et novembre.

Les valeurs de l'ensemble des critères d'évaluation hydrologique du modèle sont listées dans Tableau 34. Le débit simulé à l'exutoire du bassin versant pour l'année hydrologique 2014/2015 est 24.7 % plus important que le débit reconstitué à l'exutoire. Les critères NSE_Q et $NSE_{\sqrt{Q}}$ appliquées au débit journalier simulé ont donné des résultats respectivement de 0.59 et 0.65 sur l'ensemble de l'année hydrologique. Sur la base des travaux de Saleh *et al.* (2000), qui a considéré qu'un critère NSE entre 0.54 et 0.65 signifie une simulation adéquate, la performance du modèle MHYDAS-Small-Reservoirs sur le débit journalier est correcte. L'écart sur la lame d'eau annuelle, inférieur à 25 %, est également satisfaisant (Moriasi *et al.*, 2015).

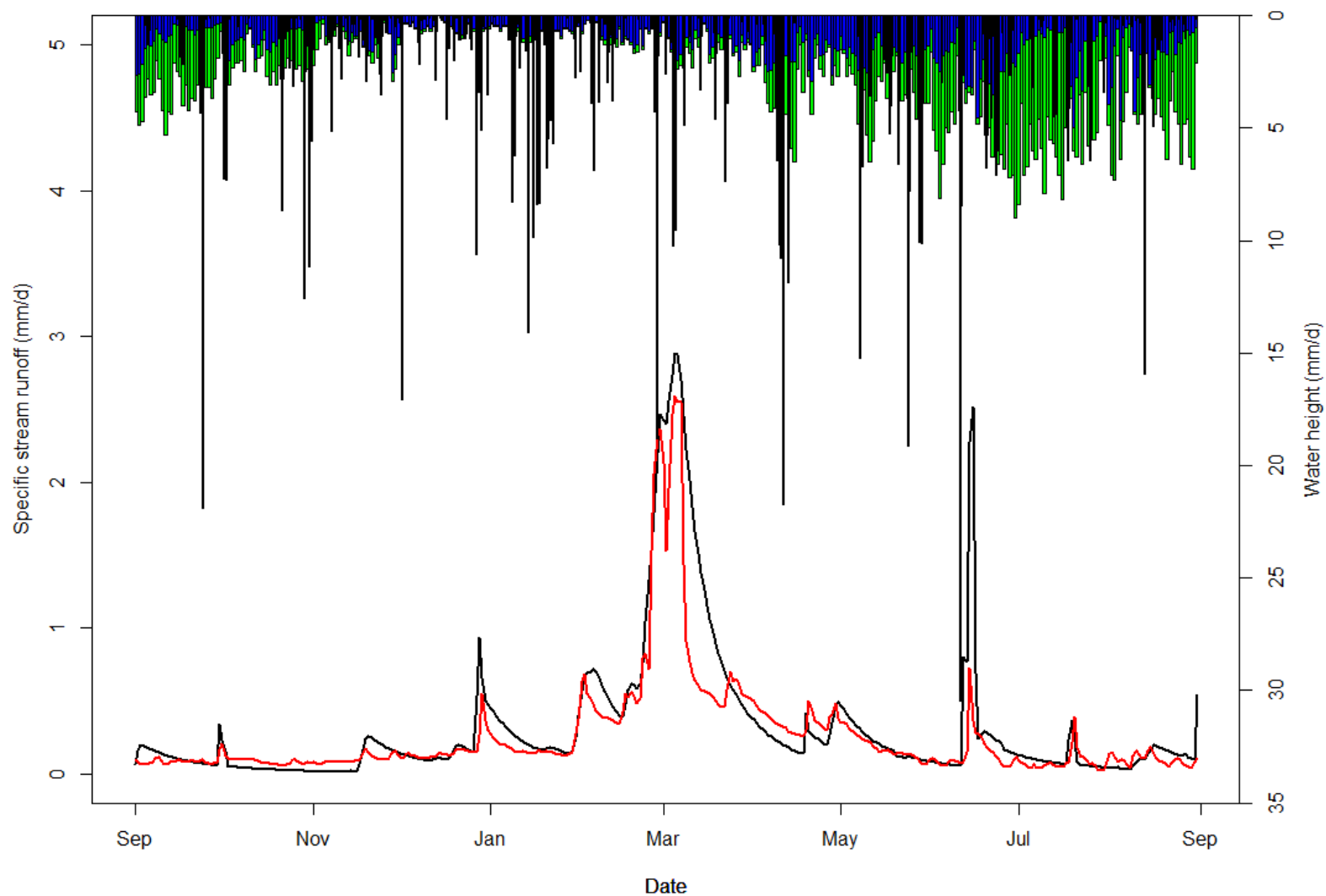


Figure 59 : Débit journalier simulé (en noir) et de référence (en rouge) exprimé en débit spécifique journalier (mm/jour) à l'exutoire du Gélon pour l'année hydrologique 2014-2015. La pluviométrie journalière (barres noires), l'évapotranspiration potentielle journalière (barres vertes) et l'évapotranspiration réelle simulée journalière (barres bleu) sont aussi représentées (en mm) sur l'axe secondaire des ordonnées

Tableau 34 : Comparaison des différents critères d'évaluation hydrologique du modèle

Période	Lame d'eau observée à l'exutoire	Lame d'eau simulée à l'exutoire	Ecart lame d'eau observée/simulée à l'exutoire (PBIAS)	NSE_Q	$NSE_{\sqrt{Q}}$
Année hydrologique	96.6 mm	120.6 mm	+24.7 %	0.59	0.65
Novembre à mai, avec débit $>8.6 \cdot 10^{-2} \text{ mm.j}^{-1}$	79.7 mm	97.6 mm	+22.4 %	0.70	0.74

En ce qui concerne les jours entre novembre et mai où le débit spécifique dépasse $8.6 \cdot 10^{-2} \text{ mm.j}^{-1}$, pour lesquels les données de référence du débit sont considérées comme fiables (cf. Chapitre 7-2.3 Hydrologie), les valeurs de NSE_Q et de $NSE_{\sqrt{Q}}$ calculées sont respectivement de 0.70 et de 0.74 (Tableau 34). Ces valeurs supérieures à 0.65 signifient de très bons résultats du modèle non seulement pour les hauts débits, en termes de NSE_Q (Saleh *et al.*, 2000), mais aussi pour les bas débits, en termes de $NSE_{\sqrt{Q}}$ (Oudin *et al.*, 2006). Au cours de cette période, le débit simulé à l'exutoire est 22.4 % plus élevé que le débit de référence reconstitué à l'exutoire. L'écart sur les débits, toujours légèrement inférieur à 25 %, est satisfaisant (Moriassi *et al.*, 2015). Sur la base de ces critères et des différences entre la simulation et la référence, le modèle appliqué au bassin versant du Gélon donne des simulations acceptables, voire bonnes, de l'hydrologie.

2.2. Rendements des cultures

Le Tableau 35 résume les rendements des cultures simulés par le modèle pour le Gélon d'une part et observés au niveau du département du Gers d'autre part. En considérant toutes les cultures, la valeur absolue des différences relatives de rendement pondéré par la surface cultivée sur le bassin versant du Gélon est de 21.1 %, ce qui est quasi-acceptable puisque Cabelguenne *et al.* (1990) et Constantin *et al.* (2015) ont considéré qu'une différence de 20 % entre les rendements observés et simulés était acceptable. Ce niveau de performance résulte d'une part de la bonne performance du modèle dans la simulation des rendements de tournesol et de sorgho et d'autre part des faibles performances de simulation de rendement pour le soja, le colza, le maïs et les céréales à paille. Cependant, les rendements des cultures les moins bien simulés (soja, maïs, colza) ne concernent qu'une faible proportion des surfaces cultivées.

Tableau 35 : Rendement des cultures observé sur le département du Gers et simulé sur le bassin versant du Gélon, pour les grandes cultures (qui représentent 86.1 % des couverts cultivés du bassin du Gélon). Le rendement observé sur le département du Gers a été calculé sur la base des données collectées en 2015 par la DRAAF Occitanie (2020), en utilisant la part des aires irriguées et non-irriguées observée sur le bassin versant du Gélon

Espèces	Rendements observés sur le département du Gers (t.ha ⁻¹)	Rendements simulés (t.ha ⁻¹)	Différence relative de rendements (%)	Aire cultivée (%)
Soja	3.50	2.21	-36.9 %	7.28 %
Tournesol	1.70	1.46	-14.1 %	33.28 %
Colza	2.5	3.30	32.0 %	0.45 %
Sorgho	5.5	5.84	6.2 %	2.12 %
Maïs	8.4	5.42	-35.5 %	1.65 %
Céréales à paille	5.4	6.70	24.1 %	41.30 %

3. Discussion

3.1. Limites de la méthode

Les simulations réalisées sur le bassin versant du Gélon avec MHYDAS-Small-Reservoirs démontrent la capacité du modèle à simuler de manière satisfaisante et cohérente l'hydrologie et les rendements des cultures. Cependant, qu'il s'agisse de variables hydrologiques ou agricoles, on note des écarts entre données de référence et simulées qui peuvent avoir au moins trois sources potentielles.

Une première source potentielle est l'incertitude des données utilisées pour paramétrer et évaluer le modèle. Concernant les données sur les retenues utilisées pour l'irrigation, Giffone (2019) n'a pas pu enquêter l'ensemble des agriculteurs. Pour les retenues non enquêtées, c'est donc la base de données OUGC-DDT-CACG qui a été utilisée. Ces données peuvent avoir évoluées. En effet, dans son recensement des parcelles irrigables menées sur l'Arrats, Estienne (2017) a expliqué que les données de la base de données OUGC-DDDT-CACG utilisée pour définir les retenues utilisées pour l'irrigation n'avaient pas été actualisées depuis 2009 : entre temps, de nouvelles retenues ont pu être nouvellement utilisées ou au contraire abandonnées. Des données plus récentes actualisées doivent permettre d'améliorer la paramétrisation du modèle. En outre, les débits et rendements de référence utilisés pour évaluer le modèle ont été approximés faute de mesures spécifiques disponibles pour le bassin versant du Gélon. De plus, afin de pouvoir appliquer le modèle sur le Gélon, des choix de traitement des données ont été fait, sans qu'il soit impossible d'évaluer leurs effets (cf. Chapitre 8-2.1.2 Prétraitement des données). Ces éléments ont inévitablement généré des incertitudes dont il convient de tenir compte pour cette évaluation. Par ailleurs, la sous-estimation des débits de pointe reconstitués par rapport à ceux mesurés sur le Gélon (cf. Chapitre 7-2.3 Hydrologie) pourrait expliquer la sous-estimation des débits de pointe simulés par rapport aux débits de référence. Travailler sur des débits moins incertains est nécessaire pour analyser plus finement la capacité du modèle à simuler l'hydrologie. Enfin, en ce qui concerne le rendement des cultures, les données de référence utilisées correspondent aux rendements moyens annuels des cultures observés par année calendaire dans le département du Gers, d'une superficie de 6 200 km², soit plus de 300 fois celle du bassin versant du Gélon. Compte tenu de la variabilité spatiale et annuelle habituelle du rendement des cultures, même à l'échelle locale, comme le révèlent Stafford *et al.* (1996), la variabilité du rendement dans le Gers devrait être assez élevée. Les rendements réels des cultures dans le bassin versant du Gélon au cours de la période de simulation sont donc susceptibles de différer des rendements moyens dans le Gers. Une connaissance plus précise de ces rendements sur le Gélon est nécessaire pour mieux analyser la capacité du modèle à simuler les rendements.

Une deuxième source potentielle de différence entre les valeurs de simulation et les données de référence est l'approche de paramétrisation adoptée privilégiant la détermination des paramètres à partir de base de données. Pour les 5 paramètres dont les valeurs n'ont pu être dérivées des bases de données, seules trois valeurs ont été testées. Une exploration plus conséquente de l'espace des paramètres lors du calage aurait certainement amélioré les résultats du modèle, comme l'ont déjà démontré de nombreuses études de modélisation hydrologique (*e.g.* Beven and Binley, 1992; Hallema *et al.*, 2013). De fait, différentes études menées sur AqYield et sur le modèle MHYDAS ont montré qu'il était pertinent de caler certains paramètres (*e.g.* le paramètre de célérité utilisé pour propager le ruissellement diffus et l'écoulement, un paramètre puissance de la fonction de calcul de l'évaporation fixé dans AqYield) (Chahinian, 2004;

Tribouillois *et al.*, 2018). Toutefois, pour être pertinent, ce calage doit être basé sur des données de référence de haute qualité, c'est-à-dire des séries historiques spécifiques au bassin versant. De plus, mener un exercice de calage plus important peut amener des difficultés avec MHYDAS-Small-Reservoirs en raison des temps de calcul importants associés au modèle. La mise en œuvre des 243 simulations utilisées pour le calage a nécessité plus de 20 jours de calcul avec un ordinateur utilisant un microprocesseur Quad-Core de 2.90 GHz, avec une RAM de 128 GB et un CPU de 32-bits. Pour rappel, dans cette application, chaque simulation correspond à une durée simulée de 25 ans, la simulation intégrant une période de « warm-up ». Sous la même configuration, effectuer 10 000 simulations reviendrait à une durée simulée de 833 jours soit un peu plus de 2 ans. Mener une exploration plus conséquente de l'espace des paramètres lors du calage amène ainsi à revoir i) la méthode de détermination des conditions initiale mise en place, afin de limiter au plus les temps de calcul du modèle et ii) le matériel de calcul utilisé, un seul ordinateur pouvant ne pas être suffisant pour mener une telle analyse.

La dernière source potentielle de différence entre les simulations et les données de référence pourrait résulter de choix conceptuels. Des processus majeurs ont pu être ignorés ou mal représentés dans le modèle, notamment l'échange retenues-nappes. Bouteffeha (2014b) a montré que cet échange pouvait avoir un effet important sur la dynamique des retenues. En outre, les enquêtes menées sur le Gélon auprès des agriculteurs ont confirmé cette importance, de nombreuses retenues étant positionnées sur source ou bien présentant des problèmes d'infiltration vers la nappe (Giffone, 2019). Dans des applications futures, il pourrait être intéressant d'évaluer plus précisément le lien qu'il existe entre la nappe et les retenues sur le Gélon. D'autres processus pourraient être mal représentés tels que la percolation vers les aquifères profonds ou la remontée capillaire des eaux souterraines à travers le sol (*e.g.* André *et al.*, 2005; Cabaret, 2011; Ferrant *et al.*, 2014). En raison des caractéristiques de sol et des nappes sur le Gélon (*cf.* Chapitre 7-2.1 Géomorphologie, sol et géologie), ces processus n'ont pas été considérés dans le modèle, considérant que sur le Gélon ces phénomènes sont négligeables eu égard des faibles capacités des nappes. Pour autant, la prise en compte des remontées capillaires a été nécessaire pour permettre une meilleure simulation des débits sur un bassin versant voisin du Gélon, l'Auradé (Ferrant *et al.*, 2011). Mieux quantifier ces processus et leur importance est donc nécessaire pour les applications futures du modèle. Par ailleurs, concernant la croissance des cultures, MHYDAS-Small-Reservoirs n'a pas tenu compte des effets des parasites ou des maladies. Cette non prise en compte, issue des formalismes sur lesquels s'appuie AqYield, entraîne automatiquement à surestimer les rendements simulés des cultures (Constantin *et al.*, 2015). Toutefois, prendre en compte de nouveaux processus dans MHYDAS-Small-Reservoirs accroîtrait également le nombre de paramètres et nécessiterait aussi de nouvelles données pour pouvoir évaluer lesdits processus.

Pour résumer, aucune des données disponibles utilisées pour évaluer MHYDAS-Small-Reservoirs sur le bassin versant du Gélon n'invalide les choix conceptuels du modèle. Il faut rappeler que le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs couple des modèles qui ont été précédemment validés. L'évaluation menée dans le cadre de cette thèse permet donc principalement de valider les couplages spatiaux et temporels réalisés. Toutefois, l'intégration des retenues au modèle est un élément nouveau qui aurait besoin, lors d'applications futures, d'être validé de manière plus fine. Par exemple, il a été démontré que l'évaporation à la surface des retenues était un terme important de leur bilan hydrologique, et que le coefficient de conversion de l'évapotranspiration potentielle de Penman en évaporation potentielle de la surface du plan d'eau pouvait fortement varier (*e.g.* Alemaw *et al.*, 2016; Boyd, 1985). Afin de permettre de valider les formalismes utilisés

pour simuler l'hydrologie des retenues, un suivi d'une ou plusieurs variables associées aux retenues (e.g. évaporation, volume d'eau) est nécessaire. Pouvoir valider l'intégration au modèle des formalismes associés aux retenues, bien qu'ils soient issus de modèles existants, est donc un prérequis important pour augmenter la confiance dans les résultats du modèle.

3.2. Perspectives

L'évaluation entamée durant cette thèse mériterait d'être prolongée selon les quatre directions détaillées ci-dessous.

En premier lieu, elle peut être menée en poursuivant l'analyse des débits à l'exutoire et des rendements des cultures. A cet effet, la station de mesure des débits mise en place à l'exutoire du Gélon est toujours active. Deux années hydrologiques complètes ont ainsi déjà été acquises, qui ont des pluviométries variables (570.6 mm en 2018-2019 et 762 mm en 2019-2020). De même, des jaugeages continuent d'être régulièrement programmés afin de préciser la courbe de tarage à l'exutoire du Gélon. Utiliser ces données amène cependant à revoir la segmentation du paysage effectuée, en utilisant un assolement différent. Concernant les rendements, deux méthodes sont envisagées pour accéder à des données de meilleure qualité. D'une part, ce serait d'utiliser des données de rendements directement récupérés auprès des agriculteurs, sur la base d'enquêtes. Des contacts déjà engagés avec les agriculteurs dans le cadre de cette thèse pourraient permettre de mettre en place plus facilement ce type d'enquête. D'autre part, ce serait d'utiliser des données de rendements récupérés auprès des coopératives agricoles, qui sont chargées de collecter et transférer les productions agricoles. Toutefois, dans ces deux cas, cela entraînerait un travail de récupération de données plus important car ce sont des données difficilement accessibles, qui nécessitent souvent des déplacements sur le terrain.

En deuxième lieu, l'évaluation pourrait être effectuée sur d'autres données de validation. Ferrant *et al.* (2014) ont par exemple utilisé des données d'évapotranspiration mesurées par covariance des turbulences pour valider l'évapotranspiration simulée par le modèle SWAT. Chen *et al.* (2018) ont utilisé des lysimètres pour valider la simulation des effets de l'irrigation sur le stock d'eau du sol. De telles mesures seraient complémentaires des mesures de débit et de rendement utilisées, en permettant notamment de valider les stocks d'eau dans les sols et l'évapotranspiration simulée. Cependant, l'ajout d'instruments de mesure induira un coût d'investissement et d'entretien plus important.

En troisième lieu, au-delà de cette évaluation basée sur des variables globales ou mesurées en un point, l'exutoire, un des enjeux associés au modèle MHYDAS-Small-Reservoirs est de permettre de valider la distribution des résultats du modèle. Les résultats actuels ne permettent qu'une validation partielle du modèle, qui ne permet pas de vérifier la capacité du modèle à simuler la variabilité interne du bassin versant, ce qui est pourtant un essentiel pour valider un modèle distribué (Moussa *et al.*, 2007). Pour combler ce manque, deux types de données sont envisagés pour poursuivre l'évaluation du modèle. Le premier type est constitué de mesures effectuées in situ. A cet effet, deux retenues ont été équipées récemment par des capteurs afin de mesurer leur taux de remplissage. Le deuxième type est des données de télédétection. La télédétection constitue une opportunité pour acquérir des données distribuées avec une haute résolution spatiale et une fréquence temporelle élevée. Par exemple, des données d'observation par satellite d'humidité du sol (Puissant *et al.*, 2019), du niveau d'eau dans les retenues (Potter, 2006), ou d'estimation de l'évapotranspiration (Allies, 2018) pourraient aussi permettre une meilleure validation du modèle sur le Gélon. L'humidité du sol est maintenant fourni dans certaines régions à une résolution intra-parcellaire (0,2 ha) tous les 6 jours par les satellites Sentinel-1 et Sentinel-2

(Puissant *et al.*, 2019) et pourrait donc être utilisée pour évaluer la distribution spatiale simulée par le modèle de l'humidité du sol. Cependant, cette méthode demande des traitements d'images spécifiques pour pouvoir comparer les résultats observés par télédétection aux résultats simulés par le modèle.

En quatrième lieu, les contextes d'application du modèle pourraient être étendus à d'autres zones d'étude, mieux instrumentées, afin de poursuivre la validation du modèle. Le bassin versant du Gélon a été choisi principalement pour sa densité de retenues et pour la complexité de son réseau de retenues, ce qui constituait un atout important pour présenter les avantages d'un modèle distribué à la résolution spatiale de l'élément du paysage pour étudier les effets distribués des retenues. Cependant, la simulation du fonctionnement hydrologique des retenues n'a pas pu être évaluée, faute de données disponibles. Différentes applications sur d'autres territoires pourraient permettre une meilleure validation du modèle. Par exemple, le bassin versant expérimental de l'Auradé, situé à 40 km au sud-est du Gélon, pourrait être utilisé. D'une faible superficie (3,2 km²), il comporte deux retenues (Boutet, 2019) et est équipé d'une station de mesure des débits et du climat. Etant proche du Gélon, les caractéristiques des couverts cultivés intégrées à AqYield pourraient être utilisées sur ce site. Toutefois, cela nécessiterait d'enquêter sur les caractéristiques des retenues. Un autre exemple serait l'application de MHYDAS-Small-Reservoirs sur le bassin versant de Kamech, un bassin versant Tunisien de 2,6 km² équipé de stations de mesures hydrologiques et climatiques (Bouteffeha, 2014a). Ce bassin versant a une unique retenue à l'exutoire qui présente l'avantage de faire l'objet d'un suivi. Cependant, pour appliquer le modèle en dehors du Sud-Ouest de la France, il sera nécessaire de paramétrer en conséquence le modèle de culture et les systèmes de culture associés.

4. Conclusion

L'évaluation du modèle MHYDAS-Small-Reservoirs réalisée montre de bonnes performances du modèle qui mériteront d'être confirmées par la suite. Les débits et les rendements simulés sont, malgré les incertitudes, cohérents avec ce qui est attendu d'après les données observées disponibles.

Cette évaluation même partielle est suffisante pour poursuivre l'exploration des potentialités du modèle. La partie suivante consiste en une application du modèle à des situations contrastées, afin d'illustrer et d'explorer ses potentialités.

Partie 4 : Etude des potentialités du modèle

L'objectif de cette partie est de présenter les avantages du modèle MHYDAS-Small-Reservoirs pour pouvoir évaluer l'effet des retenues dans différentes situations d'un bassin versant en termes de conditions climatiques, de réseau de retenue et d'assolement. Le [Chapitre 11](#) présente la mise en œuvre du modèle pour quelques situations différentes du bassin versant du Gélon (cf. [Chapitre 8](#)). Ce chapitre présentera les principaux résultats concernant les effets des retenues, notamment en analysant les résultats contre-intuitifs que l'analyse des résultats du modèle a permis d'identifier. Les apports de la modélisation agro-hydrologique distribuée au regard des enjeux liés aux effets des retenues seront discutés sur la base de ces différents éléments.

Chapitre 11 : Mise en œuvre du modèle dans des situations contrastées

Ce chapitre a pour objectif d'analyser la capacité du modèle à simuler les effets cumulés des retenues sur l'hydrologie et sur le fonctionnement agronomique du bassin versant du Gélon, en considérant neuf situations différentes. La prise en compte de situations alternatives à la situation courante est fréquemment utilisée dans la gestion de l'eau afin d'étudier les conséquences de changements de système de culture, de modes de gestion paysagère ou de modes de gestion de l'eau (e.g. Allain *et al.*, 2018; Leenhardt *et al.*, 2012). Dans cette thèse, la construction de ces situations alternatives nous a amené à modifier la représentation spatiale du Gélon et les variables de forçage climatique utilisées dans le modèle pour la situation courante (cf. [Chapitre 8](#)).

Nous avons étudié l'effet cumulé des retenues sur les variables agronomiques (e.g. rendements par culture), de gestion des cultures et de l'eau (e.g. volume irrigué) et hydrologiques (e.g. évapotranspiration, lame d'eau à l'exutoire, variation de stock d'eau). L'ensemble de ces variables a été analysé à l'échelle annuelle, mais aussi pour une partie d'entre elles à une échelle mensuelle voire journalière afin d'illustrer les différents types de résultats qu'il est possible d'obtenir avec MHYDAS-Small-Reservoirs. Les résultats issus des simulations de ces différentes situations (situations alternatives et situation courante servant de référence) sur ces différentes variables sont discutés dans ce chapitre en présentant une partie des effets des retenues.

1. Justification et description des situations

L'état actuel du bassin versant simulé pour l'année hydrologique 2014-2015 est considéré comme situation de référence. Cet état est simulé en utilisant un calage légèrement différent de la simulation qui a servi à évaluer le modèle (cf. [Chapitre 10](#)). Cette différence de calage s'explique par le fait que la simulation des différentes situations a été réalisée avant que nous ne finalisions l'évaluation du modèle. Par manque de temps, il n'a pas été possible de reprendre l'ensemble des situations. Le calage utilisé dans ce chapitre améliore le critère PBIAS sur la lame d'eau annuelle simulée à l'exutoire mais a pour effet de dégrader les critères NSE_Q et $NSE_{\sqrt{Q}}$. Ses caractéristiques sont données en [Annexe 5](#). Les autres situations à simuler ont été choisies en considérant les enjeux associés aux retenues des bassins versants agricoles.

Un des enjeux de gestion des retenues est de connaître l'effet actuel des retenues sur l'hydrologie, en particulier sur le régime hydrologique des rivières, et sur les rendements agricoles. Nous avons donc considéré des situations du bassin sans aucune retenue. L'effet cumulé des retenues actuelles a alors été analysé par différence entre i) les situations avec le réseau de retenues actuel et l'utilisation actuelle des retenues, et ii) les situations sans retenue.

Une des questions posées par les gestionnaires porte sur l'opportunité et l'intérêt d'exploiter des retenues existantes mais actuellement non exploitées, avant d'en créer de nouvelles (cf. Chapitre 1-3.2 Elaborer une politique de gestion des ouvrages). Ceci a d'ailleurs été confirmé sur le Gélon, où un futur plausible serait l'augmentation des prélèvements, notamment par l'exploitation des retenues actuellement délaissées (cf. Chapitre 7-6.3.2 Usages futurs plausibles). Un troisième type de situations a donc été d'envisager que l'ensemble des retenues d'eau soit exploité pour irriguer des cultures.

Tableau 36 : Caractéristiques des retenues, des cultures et des surfaces irriguées des situations simulées sur le bassin versant du Gélon. Entre parenthèses sont donnés les noms des situations.

Configuration spatiale / Année climatique	Cultures et retenues actuelles (-)	Cultures actuelles mais sans retenues (Sans-RE)	Cultures de maïs irrigué et toutes les retenues exploitées (Toutes-RE)
Année « Référence » 2014-2015 (Pluie : 571 mm, ETO : 961 mm, Température moyenne : 14.5°C) (Référence)	25 retenues, dont 13 utilisées pour l'irrigation Aire cultivée : céréales à paille (617 ha), tournesol (497 ha), autres cultures (327 ha, incluant 25 ha maïs), surface en gel de culture (52 ha)	Zéro retenues Aire cultivée : céréales à paille (617 ha), tournesol (497 ha), autres cultures (327 ha, incluant 25 ha maïs), surface en gel de culture (52 ha)	23 retenues toutes utilisées pour l'irrigation Aire cultivée : 1067 ha maïs, autres cultures (405 ha), surface en gel de culture (21 ha)
Année « Sèche » 1989-1990 (Pluie : 473 mm, ETO : 1049 mm, Température moyenne : 14.5°C) (Sèche)	Surface irriguée : céréales à paille (213 ha), soja (16 ha), maïs (14 ha), colza (7 ha), sorgho (3 ha), autres cultures (35 ha)	Pas de surface irriguée	Surface irriguée : maïs uniquement (1056 ha)

Le recours aux retenues est justifié par leur capacité à réguler l'effet de la variabilité climatique, et particulièrement de la variabilité des précipitations (cf. Chapitre 1-2.1 Réguler les débits extrêmes) sur le rendement des cultures en sécurisant l'accès à la ressource en eau (cf. Chapitre 1-1.1 Sécuriser l'accès à la ressource en eau face à la variabilité climatique). Evaluer les effets des retenues dans différentes conditions climatiques, qu'elles soient plus humides comme plus sèches, apparaît comme un enjeu de gestion important. Ceci nous a amené à considérer différentes situations climatiques.

Au final, nous avons considéré 9 situations qui résultent du croisement entre 3 configurations de réseaux de retenues (actuelle, sans retenue et toutes exploitées) et d'occupations du sol (actuelle ou modifiée quand les retenues sont toutes exploitées) avec 3 années climatiques (Tableau 36) :

- La situation « Référence » représente la situation simulée sur la base des données de l'année hydrologique 2014-2015 ([Annexe 5](#)). Dans cette situation, seules 13 des 25 retenues sont utilisées pour l'irrigation. La majorité du bassin versant est cultivée pour la production de céréales à paille. La grande majorité des surfaces considérées comme irriguées sont donc les surfaces en céréales à paille, qui représentent 74% des surfaces

irriguées (Tableau 36) et qui ne sont irriguées qu'occasionnellement de mi-mai à mi-juin lorsque les conditions climatiques sont particulièrement sèches ;

- La situation « Sans-RE » correspond à la situation « Référence » mais sans retenues, et donc sans irrigation, et avec les conditions climatiques de l'année 2014-2015 ;
- La situation « Toutes-RE » correspond à la situation « Référence » mais avec une utilisation de l'ensemble des retenues du bassin versant pour n'irriguer que des parcelles de maïs. L'occupation du sol est donc modifiée. Les conditions climatiques utilisées sont celles de l'année 2014-2015. ;
- La situation « Sèche » correspond à la situation « Référence » mais en utilisant les données climatiques de l'année pluviométrique la plus sèche mesurée sur le Gélon ;
- La situation « Sans-RE-Sèche » vise à évaluer l'effet de la suppression des 25 retenues du bassin versant pour un climat sec. Elle combine les caractéristiques climatiques de la situation « Sèche » avec la configuration spatiale de la situation « Sans-RE » ;
- La situation « Toutes-RE-Sèche » vise à évaluer l'effet de l'exploitation des 25 retenues du bassin versant pour irriguer du maïs sous climat sec. Elle combine les caractéristiques climatiques de la situation « Sèche » avec la configuration spatiale de la situation « Toutes-RE » ;
- La situation « Humide » correspond à la situation « Référence » mais en utilisant les données climatiques de l'année hydrologique la plus humide mesurée sur le Gélon
- La situation « Sans-RE-Humide » vise à évaluer l'effet de la suppression des 25 retenues du bassin versant pour un climat humide. Elle combine les caractéristiques climatiques de la situation « Humide » avec la configuration spatiale de la situation « Sans-RE » ;
- La situation « Toutes-RE-Humide » vise à évaluer l'effet de l'exploitation des 25 retenues du bassin versant pour irriguer du maïs sous climat humide. Elle combine les caractéristiques climatiques de la situation « Humide » avec la configuration spatiale de la situation « Toutes-RE ».

Toutes ces situations ont été construites sur la base des conditions initiales déterminées par « warm-up » en simulant successivement l'année hydrologique 2013-2014 (cf. [Chapitre 9](#)). La paramétrisation pour ce « warm-up » utilise les paramètres précédemment déterminés par calage, connaissance experte ou analyse de la bibliographie (cf. Chapitre 8-3 Paramétrisation du modèle), excepté pour les valeurs des paramètres calés sur le débit à l'exutoire qui sont données en [Annexe 5](#).

2. Construction des situations

2.1. Conditions climatiques sèche et humide

Deux situations climatiques ont été construites, pour évaluer l'effet du climat sur le réseau de retenues. Ces situations correspondent à l'année la plus sèche et la plus humide en termes de précipitations annuelles mesurées depuis 1989 sur le bassin versant du Gélon.

L'année climatique sèche est l'année hydrologique 1989-1990. La précipitation annuelle (473 mm) est 17 % inférieure à l'année hydrologique de référence 2014-2015. La température moyenne est la même que pour l'année de référence (14,5 °C) et l'évapotranspiration potentielle (1049 mm) supérieure de 9 % par rapport à l'année de référence (Tableau 36).

L'année hydrologique 1992-1993 est l'année climatique la plus humide enregistrée sur le Gélon. La précipitation annuelle (867 mm) est 52 % plus élevée que l'année hydrologique de référence 2014-2015. La température moyenne (12,8 °C) est plus froide que celle de l'année de référence de 12 % et l'évapotranspiration potentielle (806 mm) plus faible de 16 % par rapport à l'année de référence (Tableau 36).

2.2. *Assolement et réseau de retenues*

Des modifications d'assolement ont été considérées en lien avec les changements envisagés dans le réseau de retenues. Bien que la subdivision du paysage en SU et RS reste la même (Figure 48 et Figure 49), les unités spatiales de type RE et WP ont été modifiées, de même que les liens agronomiques et l'attribut de rotation culturale des SU.

La situation « Sans RE » considère qu'il n'y a pas de retenues sur le bassin versant. Par conséquent, les prélèvements pour l'irrigation ne sont pas simulés dans cette situation, toutes les cultures étant considérées comme pluviales. Les SU conservent l'assolement de l'année hydrologique 2014-2015, *i.e.* une surface cultivée majoritairement recouverte de céréales à paille et de tournesol (cf. Chapitre 7-3.1 Usage des terres). La surface des RE a été attribuée aux SU limitrophes.

A contrario, la situation « Toutes RE » suppose que les 25 retenues du bassin versant existant actuellement sont toutes utilisées pour irriguer du maïs. Cette situation alternative a été construite en considérant que toutes les SU agricoles dans un rayon de 500 m autour de chaque RE ont pour assolement du maïs et que ces SU agricoles en maïs sont irriguées. Cette situation ne prend donc plus en compte les contours actuels des exploitations agricoles pour établir les liens entre RE et SU à irriguer. La situation « Toutes RE » diffère donc de la situation « Référence » en termes de nombre de retenues utilisées pour l'irrigation, de nombre de parcelles irriguées et d'occupation du sol. Cependant, en dehors de ces changements, toutes les autres SU du bassin versant restent identiques à celles de la situation « Référence ». Concernant les cultures irriguées, on passe ainsi d'une situation « Référence » où la surface irriguée est majoritairement composée de céréales à paille irriguées occasionnellement de mi-mai à mi-juin lorsque les conditions climatiques sont particulièrement sèches, à une situation « Toutes RE » où la surface irriguée est composée à 100 % de maïs irrigué de manière quasi systématique de mi-mai à mi-septembre (Tableau 36).

3. Résultats des situations simulées

Deux types de variables sont présentés, des variables à l'échelle du bassin versant et des variables spatialement distribuées.

3.1. *Bilan hydrologique et rendements à l'échelle du bassin versant*

Les termes du bilan hydrologique annuel du bassin versant dans toutes les situations (cf. Chapitre 11-1 Justification et description des situations) sont indiqués dans le Tableau 37.

Tableau 37 : Bilan hydrologique du bassin versant simulé pour les neuf situations. Les situations « Référence », « Sans-RE » et « Toutes-RE » sont appliquées à l'année hydrologique 2014-2015. Les situations « Sèche » et « Humide » et leurs déclinaisons sont appliquées respectivement aux années climatiques 1989-1990 et 1992-1993 mais avec le parcellaire de 2014-2015. Toutes les grandeurs correspondent à des volumes par unité de surface, exprimés en mm. Pour l'évapotranspiration, les valeurs entre parenthèses correspondent à l'évapotranspiration potentielle (en mm). Pour l'irrigation, les valeurs entre parenthèses indiquent la moyenne annuelle des volumes irrigués sur les parcelles irrigables (mm). Les variations de stock considèrent le stock d'eau total dans le bassin versant (retenue, sol et nappe)

Situations	ETR simulée (ET0)	Pluie	Lame d'eau à l'exutoire	Variation de stock	Irrigation
Référence	436.4 (960.7)	570.7	102.8	+31.5	4.2 (28.9)
Sans-RE	433.8 (960.7)	570.7	104.6	+32.1	0.0 (0.0)
Toutes-RE	473.9 (960.7)	570.7	97.0	-0.1	7.1 (13.3)
Sèche	423.0 (1049.4)	473.0	53.7	-3.7	3.1 (21.3)
Sèche-Sans-RE	420.0 (1049.4)	473.0	54.0	-1.0	0.0 (0.0)
Sèche-Toutes-RE	435.0 (1049.4)	473.0	64.6	-26.6	5.9 (11.1)
Humide	491.3 (806.3)	867.0	339.9	+35.8	2.3 (15.8)
Humide-Sans-RE	490.0 (806.3)	867.0	342.8	+34.2	0.0 (0.0)
Humide-Toutes-RE	522.1 (806.3)	867.0	336.6	+8.3	12.1 (22.7)

3.1.1. Irrigation

Les quantités totales d'irrigation simulées se classent par ordre décroissant « Humide-Toutes-RE », « Toutes-RE », « Sèche-Toutes-RE », « Référence », « Sèche » et « Humide », les trois situations restantes (« Sans-RE », « Sèche-Sans-RE » et « Humide-Sans-RE ») se caractérisant par l'absence de volume prélevé. Ce classement s'explique de trois façons. Premièrement, les trois situations « Toutes-RE » considèrent à la fois une plus grande surface irriguée du bassin versant mais aussi un volume prélevable plus abondant constitué par l'eau stockée dans l'ensemble des retenues. Grâce aux retenues nouvellement ajoutées, le volume d'eau prélevable dans les retenues utilisées pour l'irrigation est en moyenne sur l'année hydrologique + 18 % plus important dans la situation « Sèche-Toutes-RE » par rapport à « Humide ». En conséquence, à climat égal, le volume irrigué augmente nettement lorsque l'on augmente le nombre de retenues utilisées pour l'irrigation du maïs (+ 426 % sous la situation « Humide-Toutes-RE » par rapport à la situation « Humide », + 90 % sous la situation « Sèche-Toutes-RE » par rapport à la situation « Sèche » et + 69 % sous la situation « Toutes-RE » par rapport à la situation « Référence ») (Tableau 37). Deuxièmement, les trois situations « Sans-RE » ne considèrent pas de prélèvements, donc aucun apport d'irrigation n'est simulé. Troisièmement, selon les résultats de simulation, la pluviométrie a un rôle important dans le volume irrigué. La situation « Humide », en raison d'une pluviométrie abondante, entraîne, par rapport aux situations « Référence » et « Sèche » des prélèvements d'eau et un volume irrigué plus faibles dus au faible stress hydrique des cultures. Sous climat sec, la demande en eau ne peut pas être entièrement satisfaite par la retenue. En moyenne annuelle, les volumes d'eau prélevables dans les retenues utilisées pour l'irrigation sont plus bas de -7 % dans la situation « Sèche » par rapport à « Référence ». Sur la période de juin à août, le volume prélevable dans les retenues utilisées pour l'irrigation est en moyenne plus bas de -18 % dans la situation « Sèche » par rapport à « Référence ». Bien que la demande en eau pour l'irrigation soit élevée, les volumes irrigués simulés sont plus faibles dans la situation « Sèche » que la situation « Référence » car les volumes d'eau dans les retenues ne permettent pas d'irriguer plus.

La moyenne annuelle des volumes irrigués sur les parcelles irrigables ne présente pas le même classement. Par ordre décroissant, on a ainsi les situations « Référence », « Humide-Toutes-RE », « Sèche », « Humide », « Toutes-RE » et

« Sèche-Toutes-RE ». Ce classement différent s'explique par la taille de la surface irriguée, qui est 3,7 fois plus importante pour les 3 situations « Toutes-RE » que pour les situations « Référence », « Sèche » et « Humide ». Même si la demande en eau est plus importante pour les 3 situations « Toutes-RE » en raison de la demande en eau des parcelles en maïs, excepté pour la situation « Humide-Toutes-RE » le volume prélevable dans les retenues est trop faible pour couvrir l'augmentation de la surface irriguée (Tableau 37). Le résultat particulier de la situation « Humide-Toutes-RE » s'explique par la pluviométrie et donc des stocks d'eau dans les retenues plus importants dans cette situation. Grâce à cette pluviométrie, en moyenne annuelle, le volume prélevable dans les retenues utilisées pour l'irrigation dans la situation « Humide-Toutes-RE » est + 42 %, + 33 % et + 10 % plus importante par rapport respectivement aux situations « Sèche », « Référence » et « Humide ». Ce volume prélevable plus important permet d'augmenter nettement la quantité d'irrigation totale simulée dans la situation « Humide-Toutes-RE », ce qui permet de plus importants volumes irrigués sur les parcelles irrigables.

3.1.2. Evapotranspiration

L'évapotranspiration simulée sur l'ensemble du bassin versant (Tableau 37) renseigne l'effet principal des retenues : à climat identique, l'évapotranspiration simulée pour les situations « Toutes-RE » est supérieure à celle simulée pour les situations « Sans-RE ». La construction et la mise en exploitation des retenues augmentent donc l'évapotranspiration dans un bassin versant.

Afin de mieux comprendre cet effet, les lames d'eau évapotranspirées simulées rapportées selon leur aire d'expression ont été comparées.

A l'échelle annuelle, l'évapotranspiration simulée à la surface des parcelles agricoles et non-agricoles présente des similitudes (Figure 60) : la différence est généralement inférieure à 10 %. En revanche, l'écart entre l'évapotranspiration simulée à la surface des parcelles et évaporation à la surface des retenues est généralement supérieur à 10 %. L'évaporation simulée à la surface des retenues (463 mm en situation « Référence ») est supérieure à l'évapotranspiration à la surface des parcelles agricoles et non agricoles (respectivement 437 et 433 mm en situation « Référence »), sauf pour les situations « Humides », « Humides-Toutes-RE » et « Toutes-RE ». Pour ces trois situations particulières, cela s'explique par i) la faible évapotranspiration potentielle de la situation « Humide » (qui est plus basse de - 16 % par rapport à « Référence »), ii) le faible volume en eau simulé dans les retenues l'été dû aux prélèvements pour la situation « Toutes-RE » (qui est plus bas de - 46 % par rapport à « Référence » à la mi-juin) ce qui, comme pour « Humides-Toutes-RE », limite l'évaporation estivale simulée, et iii) l'augmentation de l'irrigation qui augmente l'évapotranspiration estivale à la surface des couverts cultivés en maïs pour les situations « Toutes-RE » (qui est supérieur de + 32 % par rapport à « Référence » de juin à août) et « Humides-Toutes-RE ».

En outre, à l'échelle annuelle on observe que pour un même climat, utiliser des retenues augmente l'évapotranspiration simulée à la surface des parcelles agricoles (Figure 60). Ainsi, dans les situations « Référence » et « Toutes-RE », l'évapotranspiration à la surface des parcelles agricoles est augmentée respectivement par + 1 % et + 12 % par rapport à la situation « Sans-RE ». Ce résultat traduit l'effet de l'irrigation, qui augmente l'évapotranspiration simulée lorsque les cultures sont irriguées.

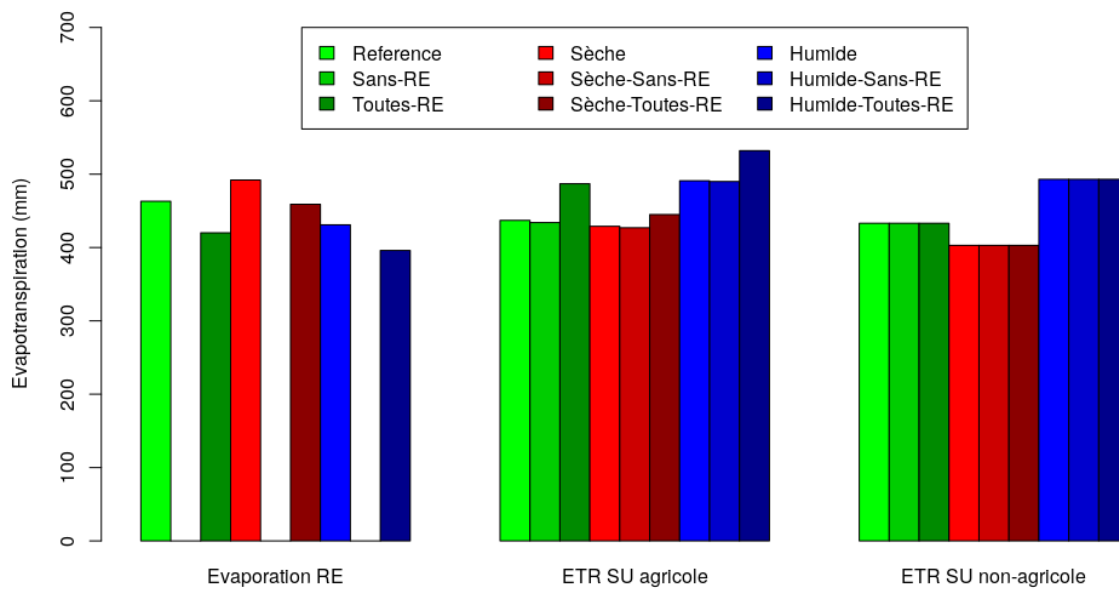


Figure 60 : Évapotranspiration annuelle simulée en mm sur le bassin versant en fonction de la situation (en année civile). L'évaporation à la surface de la retenue (à gauche), l'évapotranspiration à la surface des parcelles agricoles (au milieu) ou l'évapotranspiration à la surface des terres non-agricoles (à droite) sont distinguées

A l'échelle mensuelle, l'évapotranspiration simulée à la surface des SU et l'évaporation simulée à la surface des RE est généralement minimale entre décembre et janvier, et maximale entre juin et septembre (Figure 61). Toutefois, en situation « Sèche-Toutes-RE », la période où l'évaporation simulée sur les RE est maximale est décalée en raison d'un volume d'eau et donc une surface en eau plus faible dans les retenues. Ce faible volume d'eau est notamment la conséquence des prélèvements pour l'irrigation, qui débutent généralement mi-mai sur le Gélon (cf. Chapitre 7-3.1 Usage des terres). Cette faible surface en eau a pour effet de limiter l'évaporation à la surface de la retenue, qui diminue après le mois de mai. A noter, dans la majorité des cas, l'évapotranspiration simulée à la surface des parcelles non-agricoles atteint son maximum souvent plus tard dans l'année qu'à la surface des parcelles agricoles.

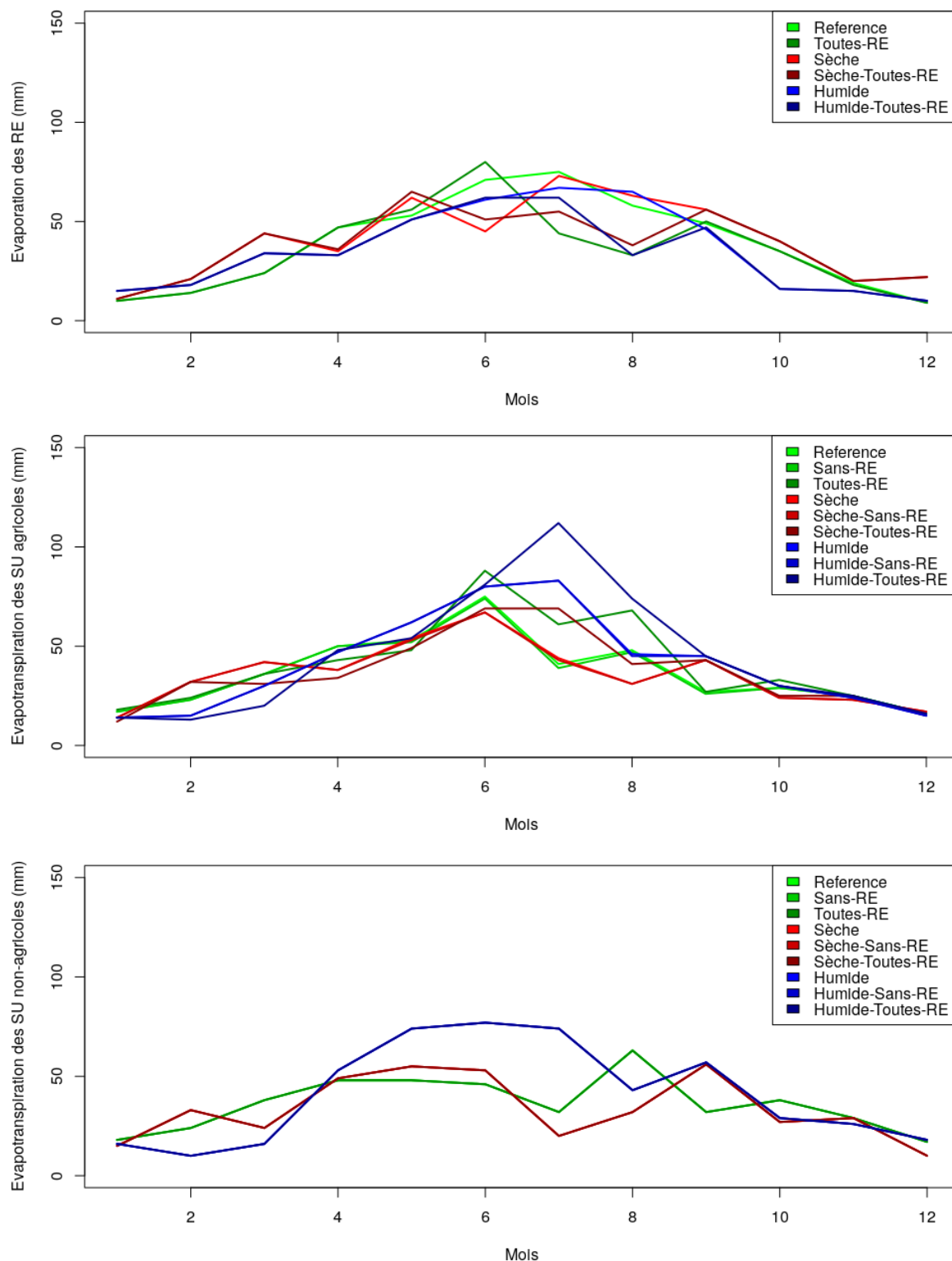


Figure 61 : Évapotranspiration mensuelle simulée en mm sur le bassin versant en fonction de la situation et du mois (en année civile). L'évaporation à la surface de la retenue (en haut), l'évapotranspiration à la surface des parcelles agricoles (au milieu) ou l'évapotranspiration à la surface des terres non-agricoles (en bas) sont distinguées

3.1.3. Stocks d'eau

Entre le début et la fin de l'année hydrologique, le stock d'eau total dans le bassin versant diminue lorsqu'on utilise des retenues pour tous les climats sauf humide (Tableau 37). Cette diminution s'explique principalement par deux facteurs conjugués :

- Les prélèvements diminuent le volume d'eau stocké dans les retenues à la fin de l'été sur le bassin versant. Lorsque dans le modèle, les situations « Sans-RE » et « Sèche-Sans-RE » induisent une absence de prélèvement pour l'irrigation, cet effet de diminution disparaît. Par incidence, le stock d'eau total dans le bassin versant reste important en fin d'été. A l'inverse, l'augmentation des prélèvements des situations « Toutes-RE » et « Sèche-Toutes-RE » diminue le volume d'eau stocké dans les retenues en fin d'année hydrologique. Alors que la baisse entre le début et la fin de l'année hydrologique du volume d'eau stockée dans les retenues est de - 11 % dans la situation « Référence », cette baisse est de - 54 % dans la situation « Toutes-RE ». Par incidence, dans la situation « Toutes-RE », le stock d'eau total dans le bassin versant diminue plus.
- L'évaporation à la surface d'une retenue est en général plus importante de 10 % que l'évapotranspiration à la surface d'une parcelle, qu'elle soit agricole ou non-agricole (cf. Chapitre 11-3.1.2 Evapotranspiration). Remplacer une surface de parcelle par une surface en eau induit donc une augmentation de l'évapotranspiration à la surface du bassin versant. En conséquence, même en l'absence de prélèvement, l'épuisement du stock d'eau est plus rapide lorsque l'eau est stockée dans une retenue que dans un sol. Ainsi, contrairement au volume d'eau stockée dans les retenues dans la situation « Référence », dans la situation « Sans-RE », le stock d'eau dans le sol progresse de + 4 % entre le début et la fin de l'année hydrologique.

Lorsque le climat est humide, les retenues induisent une baisse du stock d'eau total dans le bassin versant si toutes les retenues sont exploitées (- 76 % dans la situation « Humide-Toutes-RE » par rapport à « Humide-Sans-RE ») mais au contraire une augmentation de la quantité d'eau stockée dans les conditions d'utilisation actuelles des retenues (+5 % dans la situation « Humide » par rapport à « Humide-Sans-RE »). Ce dernier résultat s'explique par le climat : l'évapotranspiration potentielle est plus faible pour ce climat et les pluies plus abondantes. De fait, l'évaporation des retenues est diminuée par rapport à un climat sec ou de référence (cf. Chapitre 11-3.1.2 Evapotranspiration) et les prélèvements sont également diminués du fait de la plus faible demande en eau pour l'irrigation. En conséquence, sous climat humide l'effet de stockage permis par les retenues est supérieur à l'effet d'augmentation de l'évaporation qu'elles entraînent. Il en résulte entre le début et la fin de l'année hydrologique un volume d'eau dans les retenues en augmentation de + 11 %, tandis que le stock d'eau dans le sol a la même dynamique dans les situations « Humide » et « Humide-Sans-RE » (- 7 % entre le début et la fin de l'année hydrologique). Par incidence, le stock d'eau total dans le bassin versant augmente dans la situation « Humide » par rapport à « Humide-Sans-RE ».

3.1.4. Volume écoulé à l'exutoire

Indépendamment des effets cumulés des retenues, les résultats reflètent le contrôle de la lame d'eau écoulée à l'exutoire par la précipitation. Plus la précipitation est importante, plus la lame d'eau annuelle écoulée à l'exutoire simulée augmente. Cette lame d'eau écoulée à l'exutoire est la plus élevée dans les 3 situations « Humide » et à l'inverse la plus faible dans les 3 situations « Sèche » (respectivement +231 % et -48% par rapport à la situation « Référence »).

Pour le climat de référence et le climat humide, l'effet cumulé des retenues correspond à une réduction faible des écoulements des cours d'eau, aussi bien en considérant l'exploitation actuelle des retenues qu'une exploitation de l'ensemble des retenues pour irriguer du maïs. La variation de la lame d'eau écoulée à l'exutoire de la situation « Sans-RE » par rapport à « Toutes-RE », avec une diminution de -7 %, est supérieure à la variation de la situation « Référence » par rapport à « Sans-RE », avec une diminution de -2 %. Dans les conditions climatiques humides, la variation suit la même tendance mais de manière moins marquée avec une baisse de -2 % de « Humide-Toutes-RE » par rapport à « Humide-Sans-RE » et avec une baisse de -1 % de « Humide » par rapport à « Humide-Sans-RE ». Le fait que l'effet cumulé des retenues sous ces deux climats entraîne une baisse de la lame d'eau écoulée à l'exutoire vient du fait que l'évapotranspiration simulée augmente lorsque l'on crée des retenues et encore plus lorsque l'on modifie l'assolement par du maïs qui est irrigué. De fait, dans ces deux cas, une plus grande partie de la pluie repart vers l'atmosphère, sans s'écouler à l'exutoire.

En climat sec, les retenues ont un effet cumulé marqué par une légère baisse des écoulements quand on considère le réseau actuel (situations « Sèche ») et une forte augmentation si l'ensemble des retenues est exploité pour l'irrigation du maïs (comparaison des situations « Sèche-Sans-RE » et « Sèche-Toutes-RE »). En effet, la situation « Sèche-Toutes-RE » génère plus d'écoulement que les situations « Sèche-Sans-RE » et « Sèche » (+20 % dans les deux cas). Ce résultat contre-intuitif s'explique en grande partie par une augmentation des flux percolés qui sont 40.1 % plus élevés dans la situation « Sèche-Toutes-RE » que « Sèche » pendant la période de mai à août. Cette percolation plus importante va engendrer une recharge et donc un écoulement de base des nappes plus important, qui va ensuite alimenter les cours d'eau. Cette augmentation de la percolation est la résultante de deux phénomènes conjugués qui favorisent l'infiltration lors d'une pluie. D'une part, le maïs n'a pas la même temporalité dans le cycle de végétation que les céréales à paille qui sont majoritaires sur le bassin versant du Gélon dans les situations « Référence », « Sèche » et « Humide ». Pour rappel, alors que sur le Gélon, le maïs est semé entre mi-mars et mi-mai et récolté entre août et novembre, les céréales à paille sont généralement semées en octobre-novembre et récoltées en juin-juillet ([Annexe 4](#)). Ainsi, d'octobre à juin, le maïs a globalement besoin de moins d'eau que les céréales à paille, le colza ou le sorgho, ce qui entraîne à cette période une évapotranspiration moins importante lorsque le maïs est majoritaire sur le bassin versant (situation « Sèche-Toutes-RE ») que lorsqu'il est minoritaire (situation « Sèche ») (Figure 61). Cette plus faible évapotranspiration favorise la percolation dans le sol à cette période pour les 3 situations « Toutes-RE ». D'autre part, cela s'explique par l'effet conjugué de l'irrigation aux pluies. Sur un sol humidifié par l'irrigation, la quantité d'eau infiltrée dans le sol percole plus facilement car le sol est plus proche de la capacité au champ que dans le cas sans irrigation. Comme l'irrigation est plus soutenue pour le maïs des situations « Sèche-Toutes-RE », cette irrigation facilite la percolation dans le sol lors de pluie.

Un autre résultat important concerne la variabilité des effets des retenues selon la période simulée. La comparaison des débits spécifiques mensuels simulés dans les cours d'eau (Figure 62) a permis de constater que les effets des retenues sur le débit spécifique mensuel à l'exutoire du bassin versant diffèrent d'un mois et d'une situation à l'autre. Par exemple, bien que les variations annuelles de lame d'eau écoulée à l'exutoire des situations « Sans-RE » et « Toutes-RE » par rapport à la situation « Référence » s'élèvent respectivement à +2 % et -6 % (Tableau 37), les variations mensuelles sont respectivement de +6 % et -3 % en juillet 2015 et de +4 % et -14 % en décembre 2014. Ainsi, bien que l'on note sur

l'ensemble de l'année une augmentation du débit pour la situation « Sans-RE » et une baisse pour la situation « Toutes-RE », ces variations de débit sont plus ou moins accentuées selon les mois.

3.1.5. Rendements

Le rendement des cultures varie à la fois entre les cultures d'une même situation et entre les différentes situations (Tableau 38).

Tableau 38 : Rendement ($t.ha^{-1}$) et production (t) simulés sur le bassin versant du Gélon considérant les neuf situations simulées. Les variations de rendement (%) sont données comparativement à la situation « Référence »

Situation/Espèce cultivée	Soja	Tournesol	Colza	Sorgho	Maïs	Céréales à paille
Référence	2.21 $t.ha^{-1}$ 240 t	1.45 $t.ha^{-1}$ 720 t	3.30 $t.ha^{-1}$ 22 t	5.84 $t.ha^{-1}$ 185 t	5.43 $t.ha^{-1}$ 134 t	6.70 $t.ha^{-1}$ 4 131 t
Sans-RE	1.99 $t.ha^{-1}$ (-10.0%) 216 t	1.45 $t.ha^{-1}$ (0.0%) 720 t	3.30 $t.ha^{-1}$ (0.0%) 22 t	5.79 $t.ha^{-1}$ (-0.9%) 184 t	3.42 $t.ha^{-1}$ (-37.0%) 84 t	6.70 $t.ha^{-1}$ (0.0%) 4 131 t
Toutes-RE	1.99 $t.ha^{-1}$ (-10.0%) 119 t	1.47 $t.ha^{-1}$ (+1.4%) 213 t	-	-	4.78 $t.ha^{-1}$ (-12.0%) 5 100 t	6.70 $t.ha^{-1}$ (0.0%) 1 048 t
Sèche	0.92 $t.ha^{-1}$ (-58.4%) 100 t	1.47 $t.ha^{-1}$ (+1.4%) 730 t	3.29 $t.ha^{-1}$ (-0.3%) 22 t	6.01 $t.ha^{-1}$ (+2.9%) 191 t	2.22 $t.ha^{-1}$ (-59.1%) 55 t	6.67 $t.ha^{-1}$ (-0.4%) 4 112 t
Sèche-Sans-RE	0.73 $t.ha^{-1}$ (-67.0%) 79 t	1.47 $t.ha^{-1}$ (+1.4%) 730 t	3.29 $t.ha^{-1}$ (-0.3%) 22 t	5.99 $t.ha^{-1}$ (+2.6%) 190 t	0.00 $t.ha^{-1}$ (-100.0%) 0 t	6.67 $t.ha^{-1}$ (-0.4%) 4 112 t
Sèche-Toutes-RE	0.73 $t.ha^{-1}$ (-67.0%) 44 t	1.48 $t.ha^{-1}$ (+2.1%) 214 t	-	-	0.79 $t.ha^{-1}$ (-85.5%) 843 t	6.67 $t.ha^{-1}$ (-0.4%) 1 043 t
Humide	3.13 $t.ha^{-1}$ (+41.6%) 340 t	2.46 $t.ha^{-1}$ (+69.7%) 1 222 t	3.29 $t.ha^{-1}$ (-0.3%) 22 t	6.88 $t.ha^{-1}$ (+17.8%) 218 t	9.48 $t.ha^{-1}$ (+74.6%) 234 t	6.69 $t.ha^{-1}$ (-0.1%) 4 124 t
Humide-Sans-RE	3.07 $t.ha^{-1}$ (+38.9%) 333 t	2.46 $t.ha^{-1}$ (+69.7%) 1 222 t	3.29 $t.ha^{-1}$ (-0.3%) 22 t	6.87 $t.ha^{-1}$ (+17.6%) 218 t	8.64 $t.ha^{-1}$ (59.1%) 212 t	6.69 $t.ha^{-1}$ (-0.1%) 4 124 t
Humide-Toutes-RE	3.07 $t.ha^{-1}$ (+38.9%) 184 t	2.47 $t.ha^{-1}$ (+70.3%) 358 t	-	-	9.76 $t.ha^{-1}$ (+79.7%) 10 413 t	6.69 $t.ha^{-1}$ (-0.1%) 1 046 t

Dans les situations « Sans-RE » et « Toutes-RE », la plupart des rendements des cultures ne sont pas très différents de ceux de la situation « Référence » (< 2 %). Cela s'explique par le fait que les cultures pluviales de la situation « Référence » restent des cultures non irriguées dans ces deux situations (*i.e.* tournesol) et que les cultures qui ne peuvent plus être irriguées dans la situation « Sans-RE » sont des cultures qui étaient déjà peu irriguées dans la situation « Référence » (*i.e.* le colza, le sorgho et les céréales à paille). Seuls les rendements des cultures fortement irriguées pendant l'été, à savoir le soja et le maïs, diminuent nettement dans la situation « Sans-RE » (- 10 % pour le soja et - 37 % pour le maïs). Dans la situation « Toutes-RE », où toutes les surfaces irriguées ont été converties en parcelles de maïs, le rendement des cultures de maïs a également diminué (-12 %). Dans cette situation, l'augmentation de la demande totale en eau résultant de l'augmentation des surfaces de maïs irriguées entraîne une baisse des apports d'eau d'irrigation et consécutivement une baisse des rendements du maïs par rapport à la « Référence » (-54 %). Cela s'explique par le fait

que l'augmentation du volume d'eau prélevable dans les retenues pour l'irrigation ne suffit pas à satisfaire l'augmentation de la demande en eau consécutive à l'augmentation de la surface de maïs irriguée.

Dans la situation « Sèche », les rendements sont restés constants ou même ont légèrement augmenté pour le colza, le sorgho, les céréales à paille et le tournesol (variation : < 3 %), quatre cultures occasionnellement irriguées. La distribution temporelle des précipitations annuelles et de l'évapotranspiration potentielle au cours de l'année prise pour la situation « Sèche » est autant, voire légèrement plus, favorable aux quatre cultures ci-dessus que les conditions climatiques de la « Référence ». Dans la situation « Humide », l'augmentation des précipitations induit une augmentation des rendements des cultures de + 70 % pour le tournesol et de + 18 % pour le sorgho par rapport à la situation « Référence ». Toutefois, aucune différence significative n'a été observée pour le colza et les céréales à paille (<1 %) en raison de la similitude dans la répartition des précipitations entre la situation « Humide » et la situation « Référence » pendant la saison de culture.

En situation « Sèche » les rendements ont fortement diminué pour les deux cultures les plus sensibles au stress hydrique: le maïs (- 58%) et le soja (- 59%). Dans le cas du maïs, le modèle simule même des rendements nuls en l'absence d'irrigation (situation « Sèche-Sans-RE »). Ces résultats s'expliquent par une eau disponible dans le sol pour la plante trop faible pour que la plante puisse se développer et parvenir à maturité. Toutefois, les rendements du maïs sont près de 3 fois plus élevés avec l'assolement actuel (situation « Sèche ») que si la part de maïs cultivée sur le bassin versant augmente (situation « Sèche-Toutes-RE »). Cela s'explique par le fait qu'en été, la surface du bassin qui est irriguée en maïs et soja est plus de 35 fois plus petite dans la situation « Sèche » par rapport à « Sèche-Toutes-RE ». En conséquence l'été, lorsque seules ces deux cultures peuvent être irriguées, cette surface plus petite permet de mieux répondre à la demande en irrigation. Il en résulte une augmentation de la moyenne annuelle des volumes irrigués sur les parcelles irrigables de + 92 % dans la situation « Sèche » par rapport à « Sèche-Toutes-RE » (Tableau 37).

Dans les conditions climatiques humides, le rendement de soja et dans une plus forte mesure celui du maïs sont impactés par l'irrigation. Les rendements simulés de maïs sont plus importants de + 10 % avec l'usage actuel des retenues (situation « Humide ») que sans retenues (situation « Humide-Sans-RE »). Lorsque le nombre de retenues utilisées pour l'irrigation et la part d'assolement en maïs augmentent (situation « Humide-Toutes-RE »), les rendements du maïs augmentent mais dans une faible proportion (environ + 13 % par rapport à la situation « Humide-Sans-RE »). Cette faible augmentation des rendements lorsque l'on utilise les retenues pour l'irrigation montre bien que même si l'irrigation permet de meilleurs rendements des cultures, cet effet de l'irrigation reste limité.

3.2. Variables spatialement distribuées

Le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs permet de simuler chaque processus à la résolution de l'unité spatiale (*i.e.* bief, retenue, parcelle, nappe). Nous avons choisi quatre variables qui illustrent l'intérêt de cette résolution. Concernant les biefs, le débit le long du réseau hydrographique a été analysé. En effet, il s'agit d'une variable fréquemment étudiée dans les études qui cherchent à évaluer les effets des retenues (cf. Chapitre 2-4.1.1 Flux hydrologiques), qui peut servir d'élément de comparaison avec les études précédentes. Concernant les parcelles, c'est la demande en eau d'irrigation et la variabilité spatiale des rendements qui est présentée. La demande en eau d'irrigation est en effet un indicateur important des besoins en eau tels qu'ils sont estimés par l'agriculteur, indépendamment de la ressource disponible. La variabilité spatiale des rendements à la résolution de la parcelle caractérise la production de biomasse des cultures (cf. Chapitre 2-

1.2.4 Production de biomasse). Concernant les retenues, l'étude du taux de remplissage, variable propre au fonctionnement hydrologique d'une retenue, a été effectuée.

3.2.1. Débit le long du réseau hydrographique

Pour rappel, le débit est simulé dans MHYDAS-Small-Reservoirs sur l'ensemble du réseau hydrographique à la résolution du bief (RS). Cela permet d'évaluer et comparer la variabilité des débits au sein du bassin versant. Ainsi, la Figure 62 illustre, pour deux mois à l'hydrologie contrastée (décembre 2014, qui correspond au mois des premiers pics de crue et juillet 2015 qui correspond à l'un des mois d'étiage) (cf. Chapitre 10-2 Résultats), les différences de débit mensuel le long du réseau hydrographique de deux situations (« Sans-RE » et « Toutes-RE ») par rapport à la situation « Référence ». Elle met en évidence deux éléments majeurs.

Le premier est que la variation de la lame d'eau annuelle écoulée à l'exutoire peut masquer la grande variabilité des débits le long du réseau hydrographique. La comparaison de la situation « Sans-RE » avec la « Référence » indique que sur la plupart des biefs du réseau hydrographique, le débit est plus important dans la situation « Sans-RE » sur les deux mois analysés (Figure 62). Ce résultat était attendu en raison de l'interception par les retenues des eaux de ruissellement sur les parcelles et des écoulements des cours d'eau. Toutefois, certains biefs, ou branches du réseau hydrographique, peuvent avoir des dynamiques différentes. Par exemple, en juillet, dans la branche ouest, délimitée par A et B dans la Figure 62, les débits de la situation « Sans-RE » sont inférieurs (-15 %) à ceux de la situation « Référence ». Inversement, en juillet, les débits des cours d'eau sont diminués sur la majorité du réseau hydrographique dans la situation « Toutes-RE », excepté pour la même branche ouest du réseau hydrographique délimitée par A et B, où des valeurs plus élevées (+9 %) ont été simulées. Ce résultat, au premier abord contre-intuitif, s'explique par deux principaux résultats. D'une part, par l'absence d'irrigation dans le cadre de la situation « Sans-RE » (Tableau 37). En effet, le sud-ouest du bassin versant est particulièrement bien irrigué dans la situation « Référence », avec de nombreuses parcelles en blé irriguées entre mi-mai et mi-juin (Figure 63). Cette irrigation augmente le stock d'eau dans le sol dans les situations « Référence » par rapport à la situation « Sans-RE ». Par conséquent, la percolation de mai à juin est facilitée par l'irrigation, ce qui facilite la recharge de nappe et entraîne de plus hauts niveaux de nappe en juillet. Cela se traduit par des écoulements de base des nappes pour la GU 8 (Figure 48) qui sont + 8 % plus élevés dans la situation « Référence » par rapport à la situation « Sans-RE ». Ce plus haut niveau des nappes induit un débit de base et donc un écoulement dans le réseau hydrographique plus important. D'autre part, ce résultat contre-intuitif s'explique par l'augmentation de la surface irriguée dans la situation « Toutes-RE » et du nombre de retenues utilisées pour l'irrigation qui entraîne une augmentation du volume prélevable de + 26 %. Cette irrigation a le même effet sur la percolation que décrit précédemment mais sur une plus grande surface. Ainsi, la GU 1 (Figure 48), à la surface de laquelle aucune parcelle n'est irriguée dans la situation « Référence » (Figure 63) et dont les débits de base sont donc les mêmes entre les situations « Sans-RE » et « Référence », a des débits de base augmentés de + 5 % dans la situation « Toutes-RE » par rapport à « Référence ». Dans ces deux cas, ce phénomène est limité à une petite partie du bassin versant. En effet, dans le reste du bassin versant, le volume prélevable dans les retenues pour les prélèvements est inférieur à la demande en eau d'irrigation simulée. L'humidité du sol dans la situation « Toutes-RE » reste alors en moyenne sur le bassin versant inférieure à celle de la situation « Référence ». Ainsi, à l'échelle du bassin versant, le débit des cours d'eau est légèrement modifié par ces changements et est plutôt contrôlé

par l'augmentation de l'évapotranspiration simulée due aux cultures de maïs qui fait augmenter l'évapotranspiration simulée de + 68 % en juillet entre « Référence » et « Toutes-RE » (Figure 61).

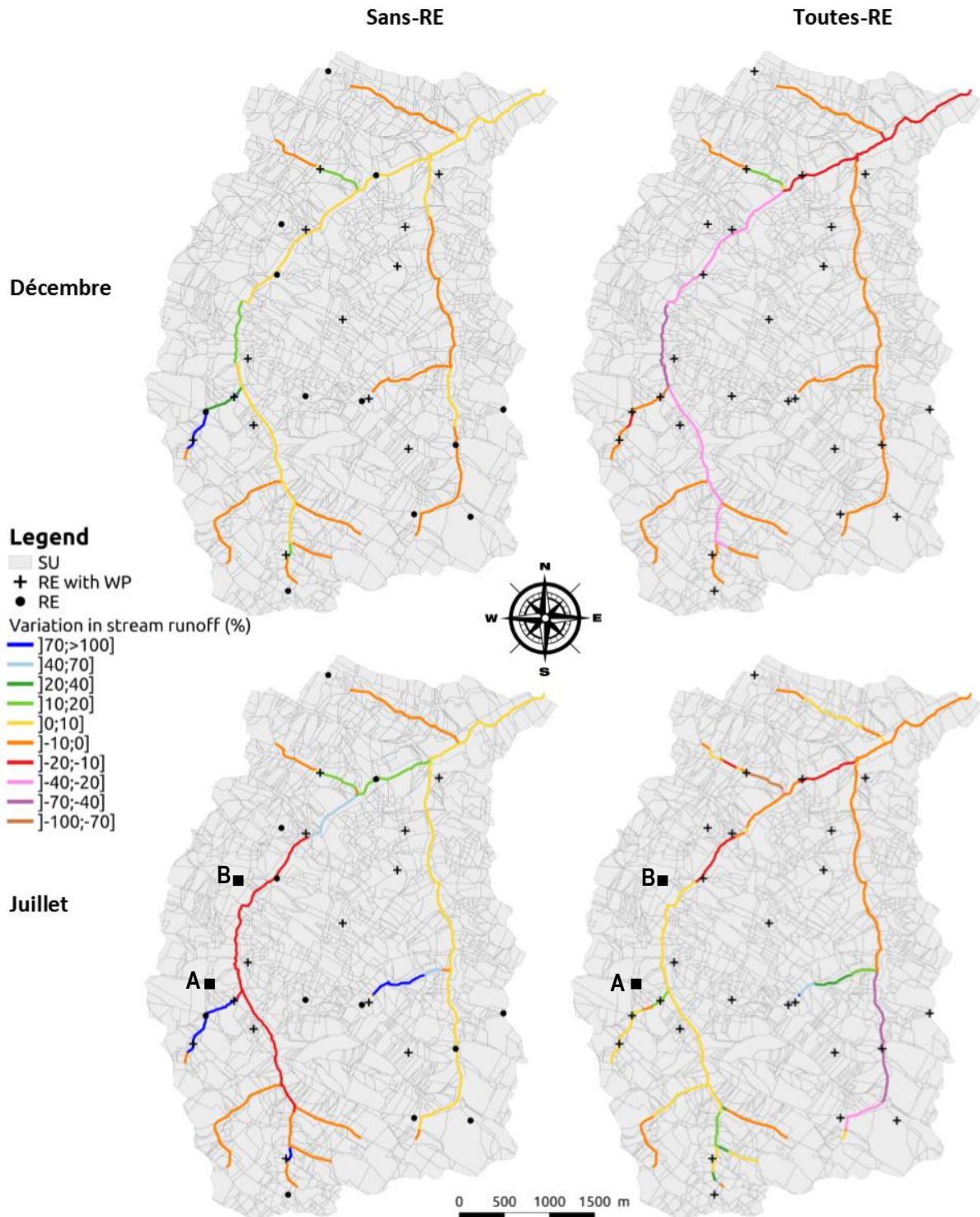


Figure 62 : Variations de débit le long du réseau hydrographique pour deux mois (décembre 2014 et juillet 2015) et deux situations (« Sans-RE » et « Toutes-RE »). Les variations sont données en % et calculées entre les débits mensuels moyens simulés dans chacune des situations et la situation « Référence ». Dans la situation « Sans-RE », les unités de retenue (RE) et les unités de point de prélèvement (WP) représentées sont celles de la situation « Référence ». Les carrés noirs A et B délimitent la branche ouest du réseau hydrographique

Deuxièmement, l'effet simulé d'une retenue sur les écoulements peut varier fortement le long du réseau hydrographique et être localement très différent de l'effet global à l'échelle du bassin versant (Figure 62) selon si la retenue est connectée ou non au réseau hydrographique et si elle est utilisée ou non pour l'irrigation. Les retenues déconnectées et connectées mais non utilisées pour l'irrigation ont généralement un effet plus faible sur les débits des biefs, avec une réduction de débit généralement inférieure à - 10 %, que les retenues connectées utilisées pour l'irrigation. Pour ces dernières, la réduction de débit, variable selon la position de la retenue, est de plus de - 70 % pour les affluents les plus amont mais moins de - 10 % dans les biefs proches de l'exutoire.

3.2.2. Demande en eau d'irrigation

La demande en eau d'irrigation présente une variabilité spatiale et temporelle, comme le montre la Figure 63, où la demande en eau d'irrigation est représentée pour deux situations (« Référence » et « Toutes-RE ») et deux mois (juin et août). Deux éléments marquants ressortent de cette comparaison.

Le premier élément marquant est le lien entre la variabilité spatiale au sein du bassin versant de la demande d'irrigation simulée et la distribution spatiale des cultures, dont les besoins en eau diffèrent. Dans la situation « Référence », des parcelles irrigables de maïs ou soja, avec une demande en eau jusqu'à 120 mm, coexistent avec des parcelles irrigables cultivées en céréales à paille, marquées par une demande de seulement 30 mm voire nulle. Cette variabilité spatiale diffère d'une situation à l'autre. Dans la situation « Référence », bien qu'un grand nombre de parcelles soit irrigable, beaucoup de cultures ne nécessitent pas d'irrigation en juin comme en août. En effet, sur le Gélon, le tournesol (non irrigué) et le blé (irrigué que jusqu'à la mi-juin lorsque les conditions climatiques sont particulièrement sèches) sont majoritaires, ce qui fait que le modèle simule une demande en eau d'irrigation nulle pour ces parcelles dans les conditions climatiques de l'année « Référence ». A l'inverse, dans la situation « Toutes-RE », l'ensemble des parcelles irriguées sont en maïs, culture plus exigeante en eau et donc plus irriguée. Ainsi, dès lors que le stock d'eau du sol accessible par la plante est insuffisant et que c'est la période d'irrigation du maïs, une demande en eau d'irrigation est simulée pour l'ensemble des parcelles de maïs. En conséquence, la surface avec une demande en eau élevée lors des mois les plus chauds de l'année, notamment en août, est considérablement plus grande dans la situation « Toutes-RE » que pour « Référence ».

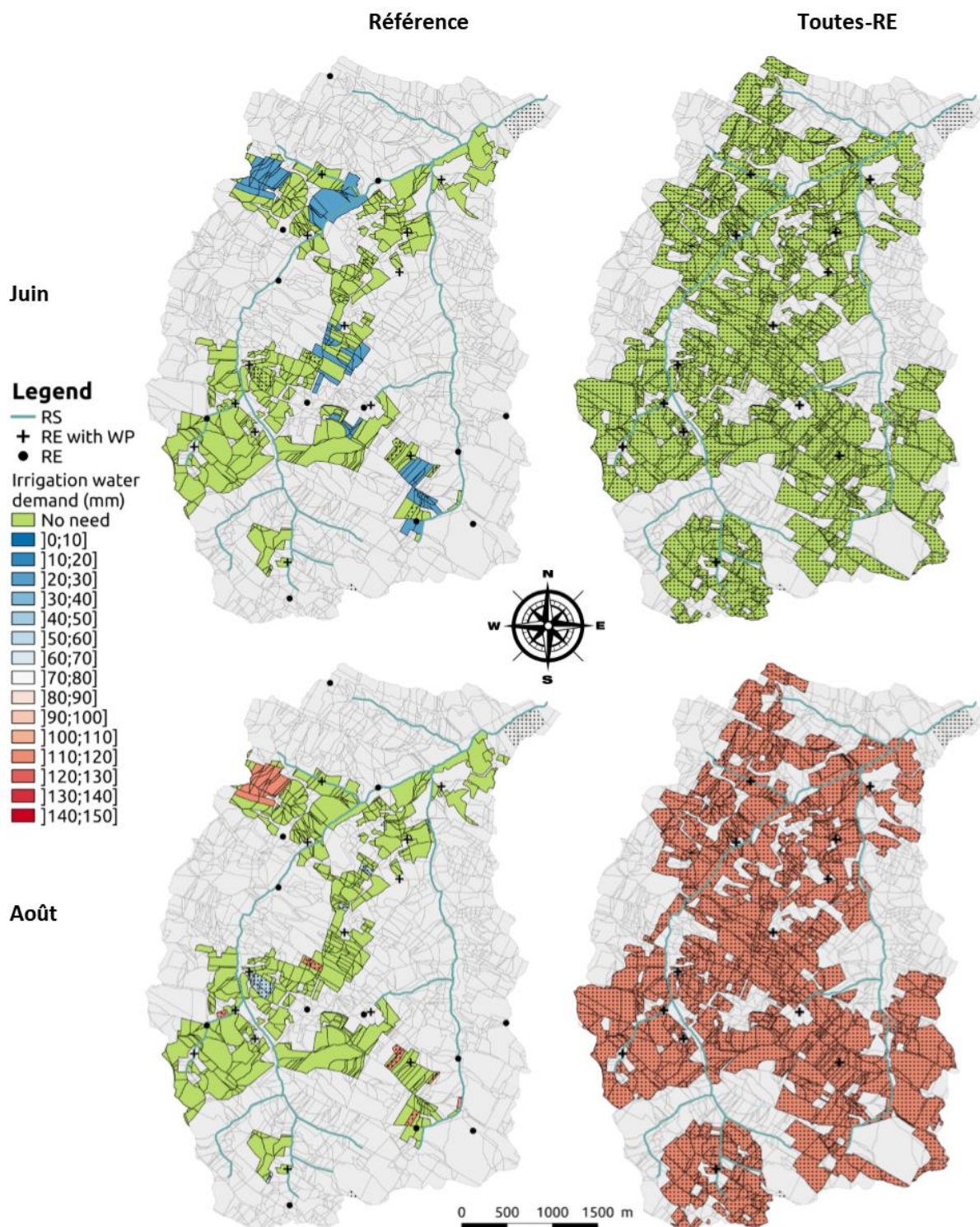


Figure 63 : Demande en eau d'irrigation mensuelle simulée en juin 2015 et août 2015 dans les situations « Référence » et « Toutes-RE ». Les SU non irriguées sont indiquées en gris. Les SU agricoles irrigables sans demande d'eau sont indiquées en vert. Les différentes couleurs, du bleu foncé au rouge, indiquent une demande en eau d'irrigation faible à élevée. Les lignes bleues sont les RS, les croix noires sont les RE avec WP, et les points noirs sont les RE sans WP. Les parcelles cultivées en maïs sont figurées par une trame de pointillés noirs

Le deuxième élément marquant est la variabilité spatiale de la demande en fonction de la position de la parcelle. En août, dans la situation « Toutes-RE », la demande en eau pour l'irrigation des parcelles de maïs est entre 120 et 150 mm, et entre 60 et 120 mm pour la situation « Référence ». Cette différence s'explique par trois phénomènes conjugués. Le

premier est la répartition temporelle et spatiale des prélèvements. Alors que dans la situation « Référence », la surface avec une demande en eau est limitée à quelques parcelles irrigables en maïs ou en soja, pour la situation « Toutes-RE » cette demande concerne l'ensemble des parcelles irrigables en maïs en août. Ainsi, dans la situation « Toutes-RE », la demande en eau d'irrigation simulée est trop importante au regard des volumes d'eau prélevables dans les retenues. La conséquence est une limitation de l'irrigation : les lames d'eau irriguées simulées sont trop faibles pour satisfaire le besoin en eau des cultures, ce qui fait que même après une irrigation, la demande en eau simulée reste importante. Le deuxième élément d'explication est la variabilité du volume prélevable. Alors que certaines parcelles peuvent être fréquemment irriguées, d'autres ne peuvent pas l'être du fait d'un volume prélevable dans les retenues trop faible. En conséquence, pour la situation « Référence », la demande en eau pour l'irrigation de parcelles insuffisamment irriguées est plus importante que celle des parcelles fréquemment irriguées. Dans la situation « Référence », les parcelles de maïs insuffisamment irriguées ont donc une demande en eau proche de 120 mm, tandis que les parcelles fréquemment irriguées ont une demande en eau proche de 60 mm. Le troisième est la position de la parcelle cultivée, qui va influencer les phénomènes de réinfiltration des eaux de ruissellement d'une parcelle à une autre. Ainsi, une parcelle à l'amont recevra peu ou pas de ruissellement de parcelles amont tandis qu'une parcelle à l'aval en recevra beaucoup plus. Par conséquent, la demande en eau d'irrigation sera plus faible sur les parcelles les plus à l'aval. Ainsi, en août, dans la situation « Référence », ce sont essentiellement les parcelles les plus à l'amont qui ont une demande en eau et généralement plus élevée que les parcelles à l'aval (Figure 62).

3.2.3. Variabilité des rendements

Pour une même culture, les rendements simulés sur le Gélon varient plus ou moins entre les différentes parcelles. La Figure 64 représente ainsi, uniquement pour la situation « Référence », les rendements moyen, minimum et maximum des parcelles pour chacune des cultures. On distingue deux cas particuliers concernant les rendements.

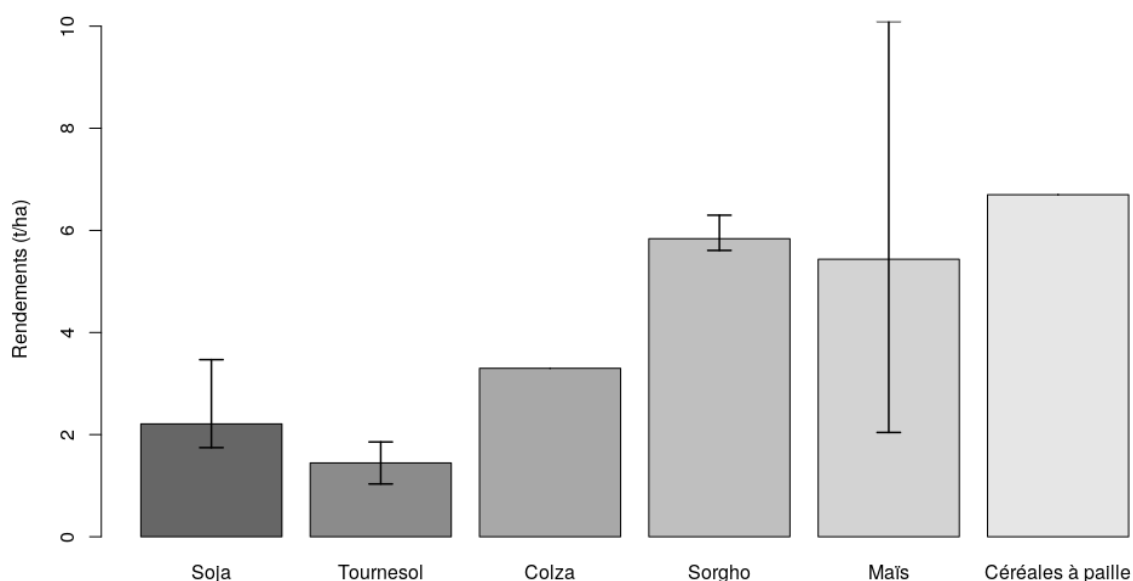


Figure 64 : Rendements par culture (en $t \cdot ha^{-1}$) pour la situation « Référence ». Sont indiqués les rendements moyens simulés sur le bassin versant du Gélon du soja, du tournesol, du colza, du sorgho, du maïs et des céréales à paille. Les intervalles représentent l'écart avec la valeur maximale et minimale. A noter, pour le colza comme pour les céréales à paille, cet intervalle est nul

D'une part, pour les cultures qui sont généralement non irriguées (*i.e.* tournesol) ou peu irriguées (*i.e.* colza, sorgho, céréales à paille), les rendements varient peu sur le bassin versant, peu importe la parcelle considérée. Pour les céréales à paille comme le colza, la différence entre rendement parcellaire minimal et maximal est quasi nulle (*i.e.* coefficient de variation $< 0.1\%$). Pour le sorgho comme le tournesol, ces rendements varient plus sur le bassin versant (le coefficient de variation est respectivement de 2.8% et 10.4%). Cette plus forte variabilité pour le tournesol s'explique par le fait que même si sur le bassin versant du Gélon il s'agit d'une culture qui est rarement irriguée car les conditions climatiques le nécessitent rarement, elle n'en reste pas moins sensible au stress hydrique, en particulier durant sa période de floraison comme l'ont souligné Erdem et Delibas (2003). Cette variabilité des rendements s'explique alors par les phénomènes de réinfiltration des eaux de ruissellement d'une parcelle à une autre, qui favorisent l'accès à la ressource en eau pour les parcelles de tournesol les plus à l'aval. Ainsi, les parcelles qui reçoivent le plus de ruissellement ou qui ont une eau disponible dans le sol pour la plante plus importante ont de meilleurs rendements. Lorsque l'on simule les rendements, il est donc important de prendre en compte les effets du ruissellement et de l'écoulement au sein du bassin versant.

D'autre part, pour les cultures habituellement irriguées (*i.e.* soja et maïs), cette variabilité des rendements est plus importante. Ainsi, pour le soja, le coefficient de variation sur les rendements atteint $+ 24.8\%$. Pour le maïs, plus sensible au stress hydrique estival que le soja, ce coefficient de variation appliqué aux rendements est plus important, de $+ 61.9\%$.

3.2.4. Taux de remplissage de chaque type de retenues

Le taux de remplissage des retenues, rapport entre le volume d'eau stocké et la capacité de chaque retenue, révèle également une forte variabilité spatiale et temporelle (Figure 65). Cette constatation s'explique par i) l'exploitation ou non de la retenue pour l'irrigation des cultures, ii) le type de culture irriguée, qui conditionne la demande en irrigation et donc les prélèvements, iii) l'aire contributive de la retenue, iv) la connexion de la retenue au réseau hydrographique et v) la distribution spatiale des cultures irriguées.

Qu'une retenue soit utilisée ou non pour l'irrigation est le premier facteur de variation du taux de remplissage des retenues : lorsqu'elles ne sont pas utilisées à des fins d'irrigation (courbes bleue et rouge de la Figure 65 b), les retenues restent presque pleines tout au long de l'année, qu'elles soient connectées ou déconnectées.

Le type de culture irriguée à partir de la retenue est le deuxième facteur. Dans la situation « Référence », où différents types de cultures sont irrigués, le niveau des retenues diminue d'abord en juin pour irriguer les céréales à paille, les cultures maraîchères et le soja, puis de juillet à septembre, lorsque le maïs et le soja sont irrigués (courbes orange, verte, grise et noire de la Figure 65 b). La demande en eau pour l'irrigation de ces cultures et les prélèvements dans les retenues qui en découlent sont donc répartis dans le temps, ce qui facilite la réalimentation en eau des retenues par le ruissellement diffus et l'écoulement des cours d'eau après des précipitations intenses, comme celles de mai et juin (Figure 65). Dans la situation « Toutes-RE », où toutes les parcelles irriguées sont cultivées en maïs, la diminution en juin n'est donc logiquement pas observée (toutes les lignes colorées dans la Figure 65c), mais est plus brutale lorsque débute la période d'irrigation du maïs. En effet, la demande d'irrigation est concentrée dans le temps (*i.e.* pendant la période d'irrigation du maïs, de juillet à septembre), ce qui limite les possibilités de reconstitution des stocks d'eau des retenues. Par conséquent, dès la mi-juillet, après deux irrigations, le taux moyen de remplissage des retenues dans la situation « Toutes-RE » est près de moitié moins important que dans la situation « Référence ».

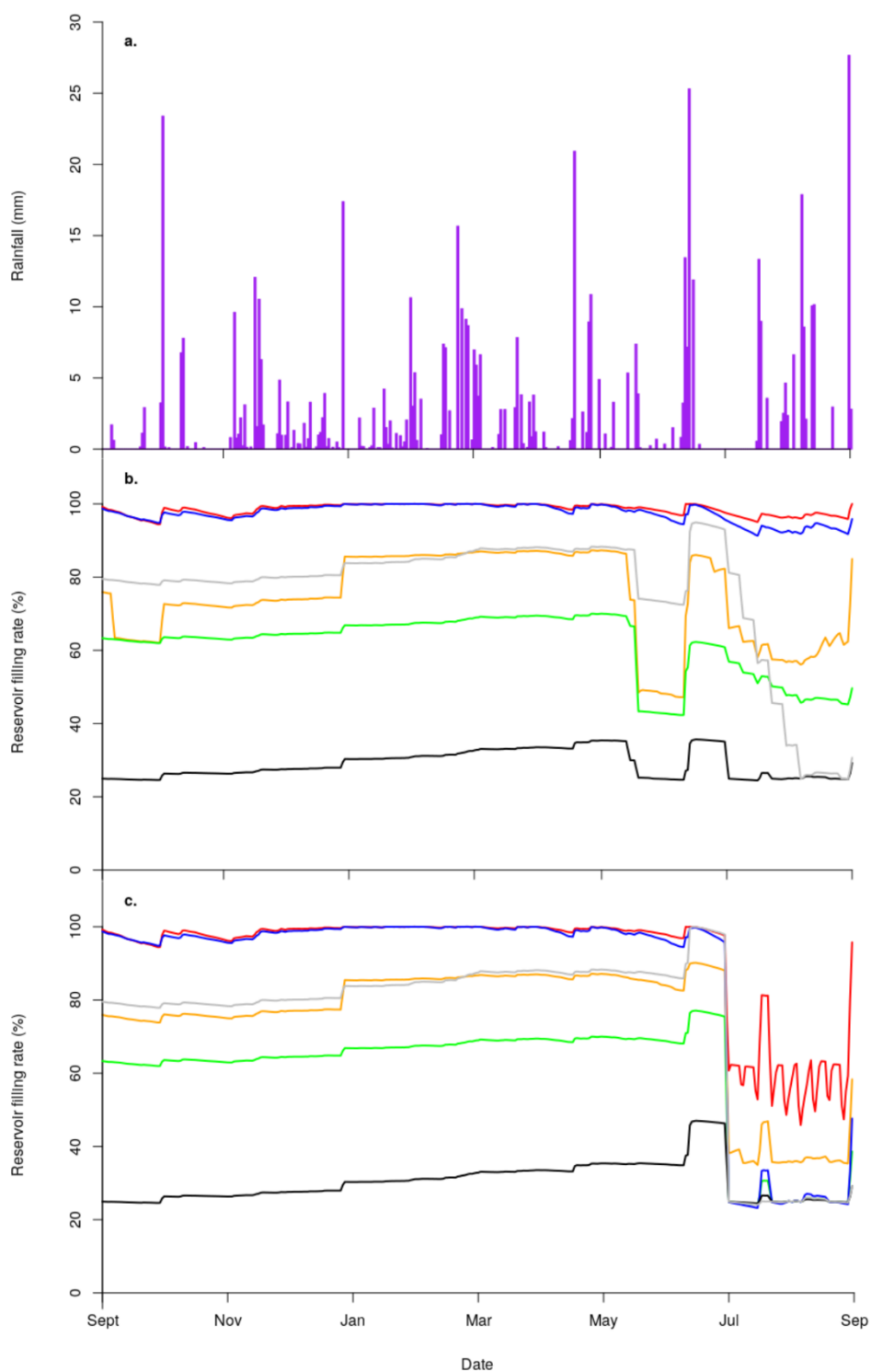


Figure 65 : Précipitations journalières (a) et taux de remplissage pour différents groupes de retenues (en pourcentage de leur capacité volumétrique maximale) dans les situations « Référence » (b) et « Toutes-RE » (c). Les groupes de retenues sont : les 6 RE connectées utilisées pour l'irrigation (orange), les 4 RE connectées non utilisées (dans la situation de référence) pour l'irrigation (rouge), les 7 RE déconnectées utilisées pour l'irrigation (vert) et les 8 RE déconnectées non-utilisées (dans la situation de référence) pour l'irrigation (bleu). En outre, le taux de remplissage spécifique de deux RE déconnectées utilisées pour l'irrigation (en noir et gris) est également tracé

Le troisième facteur est l'aire contributive de la retenue, comme l'illustre la différence entre deux retenues déconnectées utilisées pour l'irrigation (lignes noire et grise dans la Figure 65 b et c). Dans un cas (la ligne noire), l'aire contributive n'est

pas assez grande pour remplir la retenue pendant la période de ruissellement de surface, et la retenue reste presque vide toute l'année quelle que soit la situation. Elle se remplit donc lentement, d'octobre à mai, et n'atteint jamais plus de 35 % de sa cote maximale, fin mai. Dans le second cas (la ligne grise), l'aire contributive est suffisamment grande pour amener à un taux de remplissage élevé, comme l'indique le taux de remplissage élevé de la retenue lors des précipitations de la fin juin. En conséquence, le niveau de remplissage de la retenue est plus élevé dès septembre. L'eau stockée atteint donc plus de 85 % de la cote maximale de la retenue fin mai.

Le type de connexion au réseau hydrographique, connectée ou déconnectée, est un quatrième facteur expliquant les différences de taux de remplissage. Lorsque la demande en eau d'irrigation est élevée, comme c'est le cas dans la situation « Toutes-RE », les retenues connectées (lignes rouge et orange de la Figure 65b et c) bénéficient de flux d'eau plus importants et plus réguliers pour se remplir du fait du ruissellement de surface et de l'écoulement du bief qui les alimentent (lui-même alimenté par la nappe), tandis que les retenues déconnectées bénéficient de flux plus faibles conditionnés à l'occurrence de pluies car elles ne reçoivent que le ruissellement de surface (lignes bleues et vertes des Figure 65b et 65c).

Le dernier facteur est la distribution spatiale des cultures irriguées. Sur le bassin versant du Gélon, le colza est cultivé en 2015 sur une seule parcelle au nord (parcelle rouge de la Figure 37). Cette parcelle peut être irriguée par la retenue connectée la plus au nord du bassin versant (Figure 47). Le colza a des besoins en eau en décalé comparativement aux autres cultures, n'étant irrigué qu'à l'automne, lors du semis. En septembre, on remarque pour la situation « Référence » une baisse du taux de remplissage des retenues connectées utilisées pour l'irrigation (ligne orange de la Figure 65) qui n'est pas visible sur le taux de remplissage des retenues déconnectées utilisée pour l'irrigation (ligne verte de la Figure 65c). Cette baisse du taux de remplissage se traduit par un prélèvement uniquement dans la retenue connectée la plus au nord du bassin versant pour irriguer le colza. Les autres retenues conservent ainsi leurs niveaux stables.

Il est important de noter que ce classement des facteurs de variation du taux de remplissage des retenues résulte de l'analyse des résultats simulés dans les situations « Référence » et « Toutes-RE » (Figure 65). Des situations avec une représentation spatiale différente sont susceptibles de ne pas donner un classement identique.

4. Discussion

Les enseignements d'un point de vue opérationnel à tirer de ces résultats sont à considérer avec prudence en raison du fait que i) les simulations sont faites sur des situations caricaturales et simplistes, ii) la variabilité climatique a été à peine considérée, et iii) l'analyse des effets sur les régimes hydrologiques doit être approfondie (notamment sur la fréquence et l'intensité des étiages). Un résultat illustrant cette prudence à avoir est celui lié à l'augmentation des débits en climat sec dans la situation « Toutes-RE » par rapport à « Sans-RE ». Bien que ce résultat soit contre intuitif, il est surtout obtenu dans une situation peu réaliste dans la mesure où dans cette situation le volume prélevable dans les retenues ne permet pas de répondre à la demande en eau pour l'irrigation, ce qui aboutit à des rendements très faibles du maïs. Considérant ces précautions, les résultats font ressortir quatre éléments majeurs associés aux retenues.

Premièrement, l'irrigation permise par les retenues a un effet majeur sur les rendements simulés. Cet effet est dépendant de la culture. D'une part, pour les cultures irriguées, cela induit une plus forte variation des rendements. Ainsi, les

rendements simulés du maïs et du soja sont augmentés de plus de 10 % sous le climat de « Référence », grâce à l'irrigation permise par les retenues. D'autre part, l'effet est quasi nul sur les céréales à paille, cultures rarement irriguées. Cette différence de résultat s'explique par la sensibilité au stress hydrique qui varie selon les cultures (*e.g.* Kirda *et al.*, 1995) et par la stratégie d'irrigation simulée. Le maïs et le soja sont particulièrement sensibles au stress hydrique pendant la période estivale, période où le maïs est entre sa phase de croissance et de floraison. Cette période estivale se caractérise par de faibles précipitations et une forte demande évaporatoire qui induit une forte évaporation (Figure 59). Les rendements de ces cultures sont donc plus faibles lorsque ces cultures sont conduites uniquement en pluvial que lorsqu'elles sont irriguées : l'irrigation diminue le stress hydrique ce qui impacte fortement à la hausse les rendements de ces cultures. A l'inverse, les céréales à paille, sensibles au stress hydrique en hiver et au printemps, ont des rendements plus stables grâce à une pluviométrie plus régulière et abondante à cette période (Figure 65). L'irrigation, qui ne débute pour les céréales à paille qu'à partir de mi-mai, est donc rarement déclenchée sur ces parcelles. Ainsi, l'irrigation permise par les retenues entraîne une augmentation quasi nulle des rendements des céréales à paille.

Deuxièmement, dans la majorité des situations simulées, le réseau de retenues actuel et l'usage pour l'irrigation qu'il en est fait actuellement entraîne une baisse des débits annuels relativement faible à l'exutoire (entre -2 % sous un climat actuel et -1 % sous un climat humide ou sec). Ces observations sont conformes aux précédents résultats (*e.g.* Gutteridge and Gutteridge, 1987; Ockenden, 1982; Teoh, 2003). Toutefois, cette baisse est moins importante que la baisse moyenne constatée sur les débits par la plupart des auteurs, de l'ordre de 13 % (Habets *et al.*, 2018) (cf. Chapitre 2-4.1.1 Flux hydrologiques). Trois explications sont à apporter à cette différence. La première explication réside dans le fait que nous avons considérée dans les simulations que la gestion des retenues connectées respecte un débit minimum à l'aval, à l'inverse de la plupart des études existantes (*e.g.* De Araújo and Medeiros, 2013; Martínez *et al.*, 2013). Ce débit, obligation réglementaire en France (cf. Chapitre 2-2.2.2 Volume restitué à l'aval), peut modifier les conclusions sur l'effet des retenues, permettant que les débits soient conservés dans les biefs à l'aval les périodes sèches. Cette hypothèse forte n'est pas systématiquement vérifiée, différentes études menées en France ont montré que les retenues connectées en travers de cours d'eau ne respectaient pas toujours ce débit minimum réglementaire (*e.g.* SAGE Neste et Rivières de Gascogne, 2019; SIGAL, 2019; SMBVA, 2013; SMEAG, 2017). Des simulations en l'absence de débit minimum pourraient donc être utiles pour positionner les résultats simulés par MHYDAS-Small-Reservoirs par rapport à ceux de la littérature. La seconde explication viendrait du contexte climatique dans lequel les effets des retenues ont été évalués. Comparativement à certains sites d'études, le climat du Gélon peut être relativement humide. Ainsi, l'étude de Kennon (1966), qui a constaté des baisses de débits dû aux retenues en climat sec de -27 % et -12 % en climat humide (cf. Chapitre 2-4.1.1 Flux hydrologiques), a été menée sur un bassin versant d'une pluviométrie moyenne annuelle de 635 mm, soit 89 % de la pluviométrie moyenne annuelle du Gélon. Pour pouvoir comparer ces résultats d'effet des retenues sur les débits, il est donc nécessaire d'étudier leurs effets sur des zones aux climats similaires. La dernière explication serait liée à la configuration du réseau de retenues. Sur le Gélon, la capacité de stockage de retenues par unité de surface est ainsi relativement importante ($10\,444\text{ m}^3.\text{km}^{-2}$) si l'on compare aux sites d'étude d'autres auteurs tels que Habets *et al.* (2014), qui ont étudié l'effet d'une capacité de stockage par unité de surface des retenues de $1\,400\text{ m}^3.\text{km}^{-2}$ sur le bassin versant du Layon. D'après les travaux d'Habets *et al.* (2018), le Gélon se situerait ainsi parmi les bassins versants avec un faible nombre d'ouvrage par unité de surface, mais à forte capacité de stockage par unité de surface, et aurait un effet sur les

débites plus faible (- 2 %) que ceux observés pour des réseaux de retenues avec des densités d'ouvrage et de stockage similaires (Figure 66). Toutefois, l'absence d'étude avec un réseau de retenues aux caractéristiques proches de celles du réseau de retenues sur le Gélon rend difficile la comparaison des résultats simulés sur le Gélon avec ceux de ces différentes études.

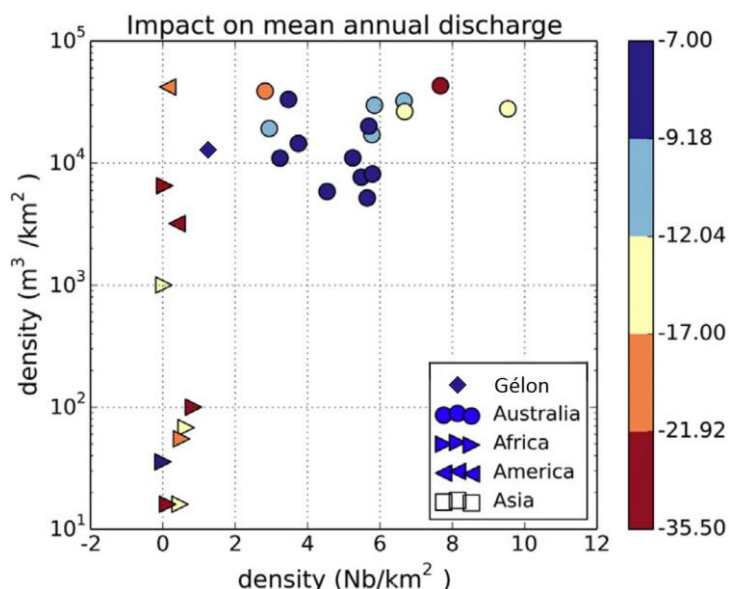


Figure 66 : Effets cumulés des retenues estimés sur les débits dans de précédentes études répertoriées par Habets et al. (2018) en fonction de la densité d'ouvrage exprimée en nombre d'ouvrage par unité de surface (Nb/km^2) et de la capacité de stockage des retenues par unité de surface ($\text{m}^3.\text{km}^2$). Ces effets sont exprimés en pourcentage de variation de la lame écoulée avec retenue par rapport à une situation sans retenue selon l'échelle de couleur donnée sur la droite. Sur la figure a été ajouté l'effet simulé sur le Gélon

Troisièmement, le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs permet d'apporter des réponses aux questions scientifiques sur les effets des retenues sur l'évapotranspiration. De nombreuses études ont cherché à déterminer si l'évaporation à la surface d'une retenue est plus faible ou plus forte que celle de la surface d'emprise de la retenue si cette surface était avec un couvert naturel (e.g. Bharati et al., 2008; Brasil and Medeiros, 2020; Ignatius and Rasmussen, 2016). Cette question peut être analysée avec MHYDAS-Small-Reservoirs à une résolution temporelle notamment mensuelle et selon le type d'unité spatiale (i.e. parcelle agricole, parcelle non-agricole ou retenue) afin d'évaluer l'effet des retenues sur ce terme du bilan hydrologique (Figure 60 et Figure 61). La simulation de situations a montré que même si dans tous les cas l'évapotranspiration à la surface du bassin versant est augmentée lorsque l'on utilise les retenues, cette augmentation n'est pas uniquement due à l'évaporation à la surface des retenues. En effet, cette augmentation est aussi due à l'augmentation de l'évapotranspiration à la surface des parcelles cultivées irriguées. L'irrigation augmente ainsi l'évapotranspiration estivale des parcelles agricoles (Figure 61) de manière non négligeable. A contrario, lorsque les retenues sont très utilisées pour l'irrigation, elles se retrouvent relativement vides. Cette faible surface en eau entraîne une faible évaporation à la surface des retenues, notamment pour les situations « Toutes-RE » et « Humides-Toutes-RE ». Il en résulte une faible évaporation notamment l'été, lorsque l'évapotranspiration potentielle est maximale. Lorsque l'on étudie les effets des retenues sur l'évapotranspiration, il faut donc analyser non seulement l'évaporation à la surface des retenues mais aussi l'évapotranspiration à la surface des parcelles cultivées irriguées.

Quatrièmement, l'effet simulé sur les débits à l'exutoire du réseau de retenue actuel et de l'usage qu'il en est fait actuellement (situations « Référence », « Humide » et « Sèche ») est beaucoup plus faible que l'effet simulé sur les débits si l'ensemble des retenues étaient utilisées pour l'irrigation et que les prélèvements dans les retenues augmentaient (situations « Toutes-RE », « Toutes-RE-Humide », « Toutes-RE-Sèche »). Ces effets ne sont pas linéaires, et dépendent majoritairement du climat. Ce résultat est particulièrement important à prendre en compte lors d'une politique de réhabilitation des retenues à des fins d'irrigation (cf. Chapitre 1-3.2 Elaborer une politique de gestion des ouvrages). Même si lorsque des retenues sont peu ou pas utilisées leurs effets peuvent être faibles, une augmentation de leur utilisation pour irriguer les cultures peut accroître leurs effets. En outre, ce résultat sur une situation caricaturale met en exergue le fait que la modification d'assolement et des quantités prélevées qui peut être induite par les retenues a un effet sur les débits qu'il est important de quantifier et de prendre en compte dans les études.

5. Conclusion

La mise en œuvre de MHYDAS-Small-Reservoirs sur des situations contrastées du Gélon montre que ce modèle est capable de représenter l'effet d'une retenue comme d'un réseau de retenues sur l'hydrologie du bassin versant et les rendements de cultures. Cette sensibilité du modèle est due à trois de ses caractéristiques. Premièrement, à sa capacité à représenter et simuler le fonctionnement des retenues incluant son usage agricole, lui-même dépendant des comportements des agriculteurs et de la croissance des cultures. Deuxièmement à son caractère dynamique (notamment prise en compte des variations météorologiques au cours de la journée et d'un jour à l'autre). Troisièmement, à sa capacité à prendre en compte la variabilité spatiale du bassin versant (*e.g.* sols, cultures, retenues).

Les résultats de simulation de situations contrastées ont montré que l'effet des conditions climatiques (*i.e.* pluviométrie et évapotranspiration) est majoritaire par rapport à l'effet de l'utilisation de retenues pour l'irrigation. Cette différence d'effet est aussi bien constatée sur lame d'eau écoulée à l'exutoire tout comme les rendements des cultures.

L'effet des retenues est majeur sur les rendements des cultures qu'elles permettent d'irriguer. En outre, bien que l'effet d'une utilisation actuelle des retenues ait un effet limité sur les débits, une utilisation plus soutenue des retenues pour l'irrigation a des conséquences plus importantes sur les débits à l'exutoire. Enfin, il est important de noter que la capacité de stockage d'un réseau de retenue est limitée et qu'augmenter la demande en irrigation peut diminuer la satisfaction des besoins en eau des cultures et entraîner par incidence une baisse des rendements des cultures irriguées. Outre sur l'hydrologie, les retenues ont donc des effets importants sur l'agronomie et la gestion de l'eau et des cultures qu'il est nécessaire de prendre en compte lorsque l'on souhaite identifier l'ensemble des effets des retenues.

Ces différentes conclusions nous ont amenés à rédiger l'article scientifique soumis dans la revue *Environmental Modelling & Software* présenté en [Annexe 6](#).

Conclusion générale et perspectives

Ces travaux de thèse visaient à développer un modèle distribué représentant les principaux éléments d'un bassin versant agricole (parcelle, bief, retenue, nappe) et couplant les principaux processus agronomiques et hydrologiques en jeu dans le bassin. Cette conclusion s'articule autour de trois points. Le premier est la description des principaux résultats issus de ces travaux de thèses qui répondent à cet objectif. Le second point est consacré à la présentation d'éléments de discussion sur les effets cumulés des retenues des bassins versants agricoles. Enfin, le troisième point est la discussion des possibles perspectives qu'ouvre ce nouveau modèle pour évaluer les effets des retenues.

Principaux résultats

Ces travaux de thèse ont permis le développement de MHYDAS-Small-Reservoirs, un modèle distribué qui permet de simuler les effets cumulés des retenues dans les bassins versants agricoles. MHYDAS-Small-Reservoirs apporte deux intérêts majeurs par rapport aux modèles existants. D'une part, ce modèle permet de représenter les différentes unités spatiales (parcelle, retenue, nappe et bief) qui composent un bassin versant agricole. Les effets des retenues peuvent ainsi être analysés à la résolution de chacune de ces unités spatiales. D'autre part, MHYDAS-Small-Reservoirs intègre les processus et les interactions entre les processus agronomiques, hydrologiques et de gestion de l'eau et des cultures. Il est donc capable de simuler les effets des réseaux de retenues sur l'hydrologie, tout en prenant en compte les effets induits par les retenues sur l'utilisation de l'eau pour l'irrigation ou par d'éventuels changements de systèmes de culture. Cette particularité a permis de faire ressortir des effets des retenues sur le Gélon qui se distingue des résultats des modèles existants. La contrepartie de cette représentation d'un fonctionnement hydrologique et agricole à la résolution de l'élément du bassin versant est qu'il demande d'avantage de données notamment concernant l'agronomie et les itinéraires techniques. En outre, les temps de calculs peuvent être importants en particulier lors de l'application à des bassins versants de grande taille. Eu égard aux données et aux temps de calcul nécessaires au modèle, il semble raisonnable de se limiter aux bassins versants de « petite taille » (< 100 km²). MHYDAS-Small-Reservoirs, de par cette limitation, est donc complémentaire aux modèles existants type Maelia (Therond and Villerd, 2020) qui permettent de simuler les effets des retenues sur les bassins versants de plus grande taille (plusieurs centaines de km²). MHYDAS-Small-Reservoirs peut ainsi être utilisé pour identifier des effets locaux que les autres modèles ne permettent pas de détecter.

Le développement de ce nouveau modèle a nécessité une évaluation du modèle portant sur deux variables différentes. Cette évaluation est ainsi relativement originale puisqu'elle a porté sur les rendements des cultures et les débits à l'exutoire, en utilisant pour les débits deux indicateurs d'écart dont l'un est spécifique aux faibles débits et l'autre spécifique aux forts débits. En outre, la paramétrisation utilisée repose en grande partie sur l'utilisation de bases de données nationales, ce qui rend la méthode applicable à de nombreux bassins versants français. Le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs a pu être appliqué sur le bassin versant du Gélon, un bassin situé dans le Gers caractérisé par une forte capacité de stockage d'eau dans son réseau de retenues. Les résultats simulés par le modèle ont montré sa capacité à bien simuler le fonctionnement hydrologique du bassin versant, que ce soit les débits de crues comme les débits d'étiage, et à simuler de manière satisfaisante des rendements.

La simulation de situations contrastées a permis de présenter les potentialités du modèle. Ces résultats ont montré que le modèle est capable : i) de simuler les effets d'une irrigation limitée sur les cultures en raison du manque d'eau dans les retenues, ii) de simuler l'évolution au cours du temps des variables associées notamment à l'hydrologie (e.g. stock d'eau dans les retenues, débit des cours d'eau) mais aussi à l'agronomie (rendement) et à la gestion des cultures et de l'eau (e.g. demande en eau d'irrigation) à un pas de temps journalier, iii) de simuler des effets contre-intuitifs liés à la gestion des retenues et aux changements d'assolement sous des climats différents, qu'ils soient globaux pour l'ensemble du bassin versant ou plus locaux, iv) de simuler des effets différents selon que la retenue soit connectée ou non au réseau hydrographique et selon sa position sur le bassin versant, et v) de moduler la demande en irrigation des cultures selon la culture.

L'ensemble de ces résultats a permis d'apporter des éléments de réponse concernant les différents effets cumulés des retenues, et sur les éléments essentiels à prendre en compte lorsqu'on étudie ces effets.

Effets cumulés des retenues

Premièrement, l'irrigation a un poids important dans les résultats sur les effets des retenues. L'irrigation modifie i) le bilan hydrologique du bassin versant en augmentant la percolation dans le sol et l'évapotranspiration des parcelles agricoles, ii) le bilan hydrologique des retenues en raison des prélèvements que l'irrigation induit, et iii) les rendements des cultures du bassin versant, améliorés par l'irrigation. Pour autant, l'irrigation ne peut pas être considérée comme un flux fixe, sans variation dans le temps, comme la considère certains modèles en utilisant une variable de forçage pour la représenter. En fonction des assolements, de la ressource en eau disponible pour les plantes, du nombre de retenues utilisées pour l'irrigation et du climat, l'irrigation varie. En outre, l'irrigation varie dans l'espace, et cette variation est essentielle à prendre en compte car elle est à l'origine d'effets locaux qui ne peuvent pas être identifiés lorsque l'on fixe une dose d'irrigation identique pour l'ensemble du bassin versant. Comme expliqué par Carlier *et al.* (2016), peu de travaux ont étudié les effets de l'irrigation permise par les retenues sur les flux d'eau d'un bassin versant. Cette application a démontré que l'irrigation est la résultante de processus agronomiques, hydrologiques et de gestion des cultures et de l'eau qu'il faut prendre en compte lorsque l'on étudie les effets cumulés des retenues.

Deuxièmement, les effets de réinfiltration d'une parcelle à l'autre et du ruissellement diffus qui alimente les retenues est un point important qu'il est nécessaire de prendre en compte lorsqu'on veut étudier les effets cumulés des retenues. Les résultats ont montré que cet effet était particulièrement visible sur la demande en eau d'irrigation, plus faible sur les parcelles aval, demande qui conditionne les prélèvements dans les retenues. En outre, ce ruissellement diffus est particulièrement important pour comprendre et quantifier les effets des retenues les plus à l'amont, et notamment celles qui sont déconnectées et en cascade. Ce ruissellement, qui dépend également des plantes cultivées, est un élément déterminant du bilan hydrologique des retenues déconnectées. Il est nécessaire de prendre en compte les liens amont-aval entre retenues quand on souhaite modéliser et analyser les effets des retenues. Pourtant, Habets *et al.* (2018) ont montré que de nombreux modèles numériques utilisent des méthodes de représentation des retenues qui n'intègrent pas les liens amont-aval entre les retenues. De nombreux modèles utilisés pour évaluer les effets des retenues représentent les retenues sous une forme agrégée, mais comme l'ont souligné Hughes and Mantel (2010) l'effet de cette agrégation

sur l'hydrologie simulée est mal connu. En utilisant une représentation distribuée des retenues, le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs a démontré l'utilité d'une vision distribuée des effets des retenues.

Troisièmement, le rendement des cultures est la variable la plus sensible aux effets de l'irrigation permise par les retenues, en particulier pour les cultures couramment irriguées type maïs ou soja. Il est important de prendre en compte l'effet de l'irrigation permise par les retenues sur les rendements, d'autant que l'irrigation est envisagée dans le futur pour répondre aux besoins en eau des cultures et soutenir ainsi leurs rendements (Vörösmarty *et al.*, 2000). La plupart des modèles hydrologiques existant ne simulent pas les rendements. La simulation des rendements par MHYDAS-Small-Reservoirs donne une indication sur la production de biomasse, qui est un élément essentiel sur les bassins versants agricoles (*e.g.* Skaggs *et al.*, 1994). En effet, la finalité pour l'Homme est d'augmenter la production de biomasse des cultures de ces bassins, ce que les retenues permettent via l'irrigation. Il est donc nécessaire d'inclure les effets des retenues sur les rendements, qui sont complémentaires aux effets des retenues sur l'hydrologie. En outre, comme il a été repéré sur le Gélon dans le cadre de cette thèse, ces rendements connaissent une variabilité importante sur un bassin versant, qui dépend notamment de l'irrigation et donc de la retenue dans laquelle les prélèvements pour l'irrigation sont effectués. Le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs, en permettant de spatialiser les rendements sur le bassin versant, permet de distinguer cette variabilité.

Ces résultats ont démontré l'utilité du modèle MHYDAS-Small-Reservoirs pour évaluer les effets des retenues. Ce nouveau modèle ouvre en outre de nombreuses perspectives, à plus ou moins long terme.

Perspectives d'application :

Perspectives à court terme :

Le modèle développé a été appliqué au bassin versant du Gélon qui, au démarrage de la thèse, ne disposait d'aucune mesure in situ de l'hydrologie, du climat ou des rendements. Cette contrainte a amené à développer des méthodes pour reconstituer des chroniques de débit ou les rendements. Mais ces méthodes sont empreintes d'incertitudes. A court terme, une perspective consiste donc à améliorer la validation du modèle, comme il a déjà été souligné précédemment (cf. Chapitre 10-3.2 Perspectives). Cette validation est sur des variables observées soit en un point du bassin versant, soit en plusieurs points du bassin versant.

Concernant la validation du modèle sur des variables observées en un point du bassin, le modèle pourrait être appliqué soit à nouveau sur le Gélon mais avec des données de meilleure qualité, soit sur un bassin où les débits et les rendements sont mieux connus, tel que sur un bassin versant expérimental. Une application est ainsi envisagée sur le bassin versant de l'Auradé, proche du Gélon, qui dispose de retenues et de stations de mesures du débit et du climat (Ferrant *et al.*, 2014, 2011) mais qui a un réseau de retenues peu développé. D'autres applications du modèle, sur des bassins versants à l'international avec un climat différent sont également envisagées. Une application sur un bassin versant tunisien, Kamech, qui dispose d'une retenue qui a déjà fait l'objet d'études (Bouteffeha, 2014) est également envisagée. Pouvoir valider MHYDAS-Small-Reservoirs sur différents bassins versants permettrait de valider le modèle sur des données de meilleure qualité, tout en permettant de vérifier la généralité de ses résultats dans des contextes d'application différents.

Concernant la question de la validation du modèle sur des variables observées en plusieurs points du bassin, il serait intéressant de poursuivre ce travail dans des études ultérieures. L'utilisation de trois types de données différents pourrait être envisagée afin d'améliorer cette validation. Le premier type est des données de télédétection. La quantité d'eau dans le sol, fournie par les satellites Sentinel 1 et 2 (Puissant *et al.*, 2019), pourrait être utilisée pour évaluer la capacité du modèle à simuler l'eau dans le sol de manière distribuée. L'évapotranspiration, fournie par image satellite à une résolution de 500 m tous les 8 jours (Alliès, 2018), pourrait être mise à profit pour évaluer la capacité du modèle à simuler l'évapotranspiration sur le bassin versant du Gélon. Le second type est des données issues de mesures effectuées directement sur les retenues, ce qui permettrait de surcroît de valider la dynamique simulée des retenues. Bien que la majorité des modèles numériques utilisent un bilan hydrologique pour simuler le fonctionnement des retenues (*e.g.* Payan *et al.*, 2008; Ragab *et al.*, 2001; Ramireddygari *et al.*, 2000), le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs utilise des formalismes dont certains sont nouveaux. Le modèle développé permet ainsi de simuler le débit minimum en sortie d'ouvrage, ce qui n'avait pas été pris en compte par les précédents modèles. En outre, ce modèle utilise certains des formalismes existants, mais qui ont été développés pour des contextes potentiellement différents et n'ont pas fait l'objet d'une paramétrisation spécifique. Il serait donc utile dans de prochaines applications de valider le modèle de simulation de la dynamique des retenues. En ce sens, les mesures de niveau d'eau acquises dans deux retenues du bassin versant du Gélon pourraient permettre de mieux valider les résultats simulés par le modèle. Le troisième type de données utilisables est des données issues de connaissances expertes des gestionnaires de retenues sur le bassin versant du Gélon. L'enquête menée sur le Gélon a montré que les gestionnaires avaient une bonne connaissance de l'évolution des niveaux d'eau dans leurs retenues, qui leur sert à définir leur stratégie de prélèvement dans les retenues. Une confrontation des résultats simulés par le modèle aux expériences des gestionnaires des retenues sur le bassin versant pourrait permettre d'asseoir la validité des résultats simulés par le modèle.

Perspectives à moyen terme :

A moyen terme, une analyse de sensibilité des résultats du modèle est envisagée, afin de mieux comprendre les effets des différents paramètres qu'il intègre et les limites du modèle. L'enjeu de cette analyse est multiple.

Un premier objectif à moyen terme est de pouvoir évaluer l'effet d'un changement de paramétrisation du modèle afin de permettre d'améliorer ses résultats. Par exemple, Tribouillois *et al.* (2018) ont proposé une nouvelle paramétrisation du modèle de culture AqYield. Cette paramétrisation diffère notamment d'un coefficient utilisé pour calculer l'évapotranspiration. Evaluer l'effet de ce changement de paramètre sur les résultats du modèle est essentiel pour la suite de l'application du modèle. En outre, dans le modèle, l'évaporation potentielle à la surface d'une retenue est fonction de l'évapotranspiration potentielle de Penman multiplié par un coefficient fixé à 0.6 sur la base d'une valeur moyenne issue de la littérature. Martinez Alvarez *et al.* (2009, 2007), qui ont travaillé sur des petites retenues sur un bassin versant en Espagne, ont montré que ce coefficient pouvait varier de 0.64 à 1.26. Il est donc intéressant de voir l'effet d'un coefficient plus important. Enfin, dans l'application du modèle au bassin versant du Gélon, les caractéristiques du sol utilisées par le modèle de culture ont été considérées comme uniformes. Estimer l'effet de la variabilité spatiale des propriétés des sols, et notamment de la réserve utile, sur les résultats du modèle est important pour les applications futures du modèle. A cet effet, une analyse de sensibilité du modèle a déjà été envisagée dans le cadre de cette thèse. Un protocole a déjà été

établi pour effectuer une analyse de sensibilité globale, couvrant l'ensemble des valeurs possibles qui peuvent être prises par chacun des paramètres. Une telle analyse doit également permettre de définir les limites d'application du modèle.

Un second objectif à moyen terme est de pouvoir évaluer l'effet de choix de modélisation de l'hydrologie des retenues. Dans l'application du modèle au Gélon, l'infiltration des retenues vers la nappe ou à travers les berges de la retenue a été négligée, faute de pouvoir la quantifier. Pourtant, le modèle permet, en utilisant une conductivité hydraulique donnée, de prendre en compte l'infiltration à la base de la retenue. Effectuer une analyse de sensibilité à ce choix de non représentation des effets de l'infiltration est important pour évaluer l'effet de l'intégration des processus d'infiltration. Par ailleurs, dans l'application au Gélon, il a été considéré que l'ensemble des retenues respectaient un volume culot et, pour les retenues connectées au réseau hydrographique, un débit réservé. En France, l'obligation de débit minimum à l'aval des retenues n'est pas encore respectée partout sur le territoire (e.g. SAGE Neste et Rivières de Gascogne, 2019; SIGAL, 2019; SMBVA, 2013; SMEAG, 2017). Il pourrait être intéressant d'étudier l'effet d'une modification de ce débit minimum, avec une conséquence attendue au regard des différentes études (e.g. Deitch *et al.*, 2013; Malveira *et al.*, 2012) qu'il augmente l'intensité et la durée d'étiage. En outre, le volume culot a été fixé dans le cadre de cette thèse d'après la valeur de référence prise dans Maelia (Therond and Villerd, 2020). Il pourrait être intéressant d'analyser l'effet de ce paramètre.

Un dernier objectif à moyen terme serait d'analyser l'effet de changement de paramétrisation dans les règles d'irrigation. Dans l'application sur le Gélon, les volumes prélevés dans les retenues ont été répartis sur les parcelles à irriguer en fonction de la demande en eau de l'agriculteur. Ainsi, lorsqu'une demande en eau est simulée sur une parcelle de maïs et une parcelle de blé, les deux parcelles sont irriguées, sans priorisation de l'irrigation d'une parcelle par rapport à une autre. Pour autant, dans une telle situation, l'agriculteur choisit généralement de prioriser l'irrigation de certaines de ses parcelles au détriment d'autres. Evaluer l'effet de ces choix dans le cadre d'une analyse de sensibilité est donc important pour les applications futures du modèle.

Perspectives à long terme :

Lorsque la validation sera améliorée et que le modèle sera mieux compris grâce aux résultats d'une analyse de sensibilité, le modèle pourra être utilisé pour répondre aux questions que posent les retenues utilisées pour l'irrigation dans les bassins versants agricoles.

La poursuite de l'analyse des effets des retenues dans des situations contrastées pourra être étendue. Les applications du modèle effectuées dans le cadre de cette thèse ont montré qu'il était tout aussi bien utilisable dans des situations différentes d'usage des retenues (e.g. nombre de retenues exploitées pour l'irrigation différent, assolement différent), que dans des conditions climatiques variées ou des configurations et caractéristiques de réseaux de retenues différentes (e.g. différences de capacités des retenues, de connexion au réseau hydrographique, ou de position des retenues). Cette discussion est d'autant plus importante que les enquêtes menées sur le Gélon ont montré qu'un nombre important d'agriculteurs songeait à faire évoluer ses assolements et potentiellement le nombre de retenues utilisées pour l'irrigation. Le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs, de par la diversité des processus et des situations qu'il permet de simuler, pourrait répondre aux besoins de connaissance sur les effets des retenues dans ces différents contextes.

L'analyse des effets des retenues sur les débits pourra être étendue. Dans le cadre de cette thèse, les variations de débit ont uniquement été étudiées à un pas de temps mensuel voire annuel, sans étudier les effets spécifiques lors des périodes de crues et d'étiages. Pourtant, les retenues ont un effet sur la durée et l'intensité des crues (e.g. Dendy, 1974; Jeníček, 2008) et sur l'étiage (e.g. Hughes and Mantel, 2010; Nathan and Lowe, 2012; Thompson, 2012). Il pourrait être intéressant de poursuivre l'analyse des résultats du modèle sur les débits afin de répondre aux questions concernant la capacité des petites retenues à lutter contre les inondations et à soutenir les débits d'étiage.

Le modèle pourrait être utilisé pour répondre aux questions sur les effets des retenues sur l'érosion, la physico-chimie des eaux et la biodiversité qui dépendent de processus et de conditions locales (e.g. écoulement des cours d'eau, etc.). De par la complexité de ces phénomènes dans des contextes avec retenues, il reste de nombreuses interrogations sur les effets cumulés des retenues sur ces phénomènes (Carluer *et al.*, 2016) auxquelles MHYDAS-Small-Reservoirs pourrait permettre de répondre. En effet, le modèle hydrologique MHYDAS sur lequel il est basé a fait l'objet de multiples adaptations pour simuler les phénomènes d'érosion (Gumiere *et al.*, 2014, 2011; Hould-Gosselin *et al.*, 2016; Rousseau, 2013) et de diffusion des pesticides (Bouvet *et al.*, 2012) dans des contextes sans retenues. Intégrer à MHYDAS-Small-Reservoirs ces phénomènes d'érosion et de physico-chimie en s'appuyant sur ces précédents travaux est une poursuite intéressante à mener.

A plus long terme, le modèle pourrait être utilisé pour répondre aux questions économiques associées aux retenues. De nombreuses questions entourent les retenues sur leur coût, notamment d'entretien (Faulkner *et al.*, 2008; Poussin *et al.*, 2015), comparativement aux bénéfices qu'elles permettent (e.g. Evans *et al.*, 2012). Dans certaines situations, le stockage d'eau dans les retenues peut être moins intéressant économiquement qu'un stockage d'eau dans les nappes (e.g. Bharati *et al.*, 2008). Il reste difficile d'évaluer dans leur ensemble les bénéfices économiques apportés par une retenue car ils sont multiples. D'une part elles augmentent et sécurisent les rendements des cultures et d'autre part elles participent à diversifier les assolements. L'application de MHYDAS-Small-Reservoirs, qui permet de quantifier ces effets, peut permettre d'apporter des réponses quant aux bénéfices ou pertes éventuelles qu'une retenue entraîne sur l'agriculture.

Dans le cadre de l'élaboration d'une politique de gestion des retenues à l'échelle du bassin versant, le modèle pourrait apporter des éléments quant à l'opportunité de créer une retenue. Le modèle rend possible de localiser les zones du bassin versant où la demande en eau est la plus forte et les zones les plus favorables au remplissage des retenues, ce qui peut guider les choix d'implantation de retenues. En outre, les situations testées avec MHYDAS-Small-Reservoirs dans le cadre de cette thèse sont caricaturales, et ne reflètent pas des évolutions forcément souhaitées du bassin versant. Des échanges avec les gestionnaires de l'eau et des retenues, devraient permettre de construire des situations plus cohérentes avec les évolutions souhaitées par les gestionnaires des retenues et les agriculteurs, utiles pour définir des stratégies d'adaptation (e.g. Carroget *et al.*, 2017). Ces échanges pourraient ainsi permettre aux réseaux de retenues d'être plus résilients et de limiter leurs effets.

Bibliographie

- Abdulai, A., 2018. Simon Brand Memorial Address: The challenges and adaptation to climate change by farmers in Sub-Saharan Africa. *Agrekon* 57, 28–39. <https://doi.org/10.1080/03031853.2018.1440246>
- Abe, D.S., Matsumura-Tundisi, T., Rocha, O., Tundisi, J.G., 2003. Denitrification and bacterial community structure in the cascade of six reservoirs on a tropical river in Brazil. *Hydrobiologia* 504, 67–76. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008509.47900.fc>
- Abou Rafee, S.A., Uvo, C.B., Martins, J.A., Domingues, L.M., Rudke, A.P., Fujita, T., Freitas, E.D., 2019. Large-Scale Hydrological Modelling of the Upper Paraná River Basin. *Water* 11, 882. <https://doi.org/10.3390/w11050882>
- Aboudrare, A., Debaeke, P., Bouaziz, A., Chekli, H., 2006. Effects of soil tillage and fallow management on soil water storage and sunflower production in a semi-arid Mediterranean climate. *Agricultural Water Management* 83, 183–196. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2005.12.001>
- Académie Française, 2019. Dictionnaire de l'Académie française, 9th ed. Adolphe Wahlen, France.
- Acharya, C.L., Bandyopadhyay, K.K., Hati, K.M., 2018. Mulches: Role in Climate Resilient Agriculture ☆, in: Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11654-9>
- Acharya, C.L., Hati, K.M., Bandyopadhyay, K.K., 2005. Mulches, in: *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Elsevier, pp. 521–532. <https://doi.org/10.1016/B0-12-348530-4/00250-2>
- Acheampong, D., Balana, B.B., Nimoh, F., Abaidoo, R.C., 2018. Assessing the effectiveness and impact of agricultural water management interventions: the case of small reservoirs in northern Ghana. *Agricultural Water Management* 209, 163–170. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.07.009>
- Agence de l'Eau, French Ministry of the Environment, SANDRE, IGN, 2014. BD CarTHAgE.
- Agence de l'Eau Seine-Normandie, BRGM, 2020. Caractéristiques principales des nappes : les paramètres hydrodynamiques (définitions) [WWW Document]. Système d'information pour la gestion des eaux souterraines en seine-Normandie. URL <http://sigessn.brgm.fr/spip.php?article313#:~:text=Porosit%C3%A9%20totale%20faible,La%20porosit%C3%A9%20efficace,parle%20alors%20de%20porosit%C3%A9%20C2%AB%20ouverte%20C2%BB> (accessed 7.16.20).
- Ahuja, L.R., Fiedler, F., Dunn, G.H., Benjamin, J.G., Garrison, A., 1998. Changes in Soil Water Retention Curves Due to Tillage and Natural Reconsolidation. *Soil Science Society of America Journal* 62, 1228–1233. <https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200050011x>
- Ai, P., Ma, Y., 2020. Estimation of Evapotranspiration of a Jujube/Cotton Intercropping System in an Arid Area Based on the Dual Crop Coefficient Method. *Agriculture* 10. <https://doi.org/10.3390/agriculture10030065>
- Ajami, H., Evans, J.P., McCabe, M.F., Stisen, S., 2014b. Technical Note: Reducing the spin-up time of integrated surface water–groundwater models. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 18, 5169–5179. <https://doi.org/10.5194/hess-18-5169-2014>
- Ajami, H., McCabe, M.F., Evans, J.P., Stisen, S., 2014a. Assessing the impact of model spin-up on surface water-groundwater interactions using an integrated hydrologic model. *Water Resour. Res.* 50, 2636–2656. <https://doi.org/10.1002/2013WR014258>
- Akakpo, K., 2016. Caractérisation des pratiques de prélèvements des agriculteurs dans leurs ressources en eau (Mémoire de Master). INRAE, Toulouse.
- Akasaka, M., Takamura, N., 2012. Hydrologic connection between ponds positively affects macrophyte α and γ diversity but negatively affects β diversity. *Ecology* 93, 967–973. <https://doi.org/10.1890/11-0879.1>
- Al Majou, H., Bruand, A., Duval, O., Cousin, I.I., 2007. Comparaison de fonctions de pédotransfert nationales et européennes pour prédire les propriétés de rétention en eau des sols. *Etude et Gestion des Sols* 14, 103–116.
- Alahiane, N., Elmouden, A., Aithhaj, A., Boutaleb, S., 2016. Small dam reservoir siltation in the Atlas Mountains of Central Morocco: analysis of factors impacting sediment yield. *Environ Earth Sci* 75, 1035. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5795-y>
- Albani, M.C., Coupland, G., 2010. Comparative Analysis of Flowering in Annual and Perennial Plants, in: *Current Topics in Developmental Biology*. Elsevier, pp. 323–348. [https://doi.org/10.1016/S0070-2153\(10\)91011-9](https://doi.org/10.1016/S0070-2153(10)91011-9)
- Albergel, J., 2008. Place des petits barrages dans la mobilisation des eaux de surface et dans la lutte contre l'érosion au Maghreb et au Moyen-Orient, in: Roose, E., Albergel, J., De Noni, G., Laouina, A., Sabir, M. (Eds.), *Efficacité de la gestion de l'eau et de la fertilité des sols en milieux semi-arides : actes de la session 7 organisée par le réseau E-GCES au sein de la conférence ISCO de Marrakech (Maroc)*, AS.Actualité Scientifique. AUF, Montréal, pp. 35–47.

- Albergel, J., Collinet, J., Pépin, Y., Zante, P., Nasri, S., Boufaroua, M., Droubi, A., Merzouk, A., 2005. The sediment budgets of hill reservoirs in small catchments in North Africa and the Middle East, in: *Sediment Budgets : Proceedings of Symposium S1, Publication - AISH*. Presented at the AISH Scientific Assembly, AISH, Wallingford, pp. 323–331.
- Albergel, J., Rejeb, N., 1997. Les lacs collinaires en Tunisie : enjeux, contraintes et perspectives. *Comptes-Rendus de l'Académie d'Agriculture de France* 83, 77–88; 101–104.
- Alemaw, B.F., Keaitse, E.O., Chaoka, T.R., 2016. Management of Water Supply Reservoirs under Uncertainties in Arid and Urbanized Environments. *JWARP* 08, 990–1009. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2016.811080>
- Algayer, B., Lagacherie, P., Lemaire, J., 2020. Adapting the available water capacity indicator to forest soils: An example from the Haut-Languedoc (France). *Geoderma* 357, 113962. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113962>
- Alibardi, L., Cossu, R., 2018. 6.1 - Leachate Generation Modeling, in: Cossu, R., Stegmann, R. (Eds.), *Solid Waste Landfilling*. Elsevier, pp. 229–245. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-407721-8.00013-9>
- Allain, S., Plumecocq, G., Leenhardt, D., 2018. Spatial aggregation of indicators in sustainability assessments: Descriptive and normative claims. *Land Use Policy* 76, 577–588. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.02.038>
- Allan, J.D., Erickson, D.L., Fay, J., 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *FRESHW. BIOL.* 37, 149–161. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.d01-546.x>
- Allen, R., Pereira, L., Raes, D., Smith, M., 1998. *FAO Irrigation and drainage paper*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations 26–40.
- Allies, A., 2018. Estimation de l'évapotranspiration par télédétection spatiale en Afrique de l'Ouest : vers une meilleure connaissance de cette variable clé pour la région.
- Althoff, D., Rodrigues, L.N., da Silva, D.D., 2019a. Evaluating Evaporation Methods for Estimating Small Reservoir Water Surface Evaporation in the Brazilian Savannah. *Water* 11, 1942. <https://doi.org/10.3390/w11091942>
- Althoff, D., Rodrigues, L.N., da Silva, D.D., Bazame, H.C., 2019b. Improving methods for estimating small reservoir evaporation in the Brazilian Savanna. *Agricultural Water Management* 216, 105–112. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.01.028>
- Alvarez, A., Arias, C., 2004. Technical efficiency and farm size: a conditional analysis. *Agricultural Economics* 30, 241–250. <https://doi.org/10.1111/j.1574-0862.2004.tb00192.x>
- Amegashie, B., Quansah, C., Agyare, A., Bonsu, M., Odai, S., 2012. On-Site Effects and Cost of Fertility Erosion from Five Small Reservoir Catchments in the Upper East Region of Ghana. *Jnl Sci Tech* 32, 78–93. <https://doi.org/10.4314/just.v32i2.10>
- Amitrano, D., Martino, G., Iodice, A., Mitidieri, F., Papa, M., Riccio, D., Ruello, G., 2014. Sentinel-1 for Monitoring Reservoirs: A Performance Analysis. *Remote Sensing* 6, 10676–10693. <https://doi.org/10.3390/rs61110676>
- Anderson, M.P., Woessner, W.W., Hunt, R.J., 2015a. Model Dimensionality and Setting Boundaries, in: Anderson, M.P., Woessner, W.W., Hunt, R.J. (Eds.), *Applied Groundwater Modeling (Second Edition)*, Chapter 4. Academic Press, San Diego, pp. 117–180. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-091638-5.00004-3>
- Anderson, M.P., Woessner, W.W., Hunt, R.J., 2015b. Modeling Purpose and Conceptual Model, in: Anderson, M.P., Woessner, W.W., Hunt, R.J. (Eds.), *Applied Groundwater Modeling (Second Edition)*, Chapter 2. Academic Press, San Diego, pp. 27–67. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-091638-5.00002-X>
- Anderson, M.P., Woessner, W.W., Hunt, R.J., 2015c. More on Sources and Sinks, in: *Applied Groundwater Modeling*. Elsevier, pp. 257–301. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-091638-5.00006-7>
- André, L., Franceschi, M., Pouchan, P., Atteia, O., 2005. Using geochemical data and modelling to enhance the understanding of groundwater flow in a regional deep aquifer, Aquitaine Basin, south-west of France. *Journal of Hydrology* 305, 40–62. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.08.027>
- Andréassian, V., Lerat, J., Le Moine, N., Perrin, C., 2012. Neighbors: Nature's own hydrological models. *Journal of Hydrology* 414–415, 49–58. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.10.007>
- Andreini, M., Andah, W., Balazs, C., Boelee, E., Cecchi, P., Huber-Lee, A., Liebe, J., Rodrigues, L., Senzanje, A., Steenhuis, T., van de Giesen, N., 2005. Small Multi-purpose Reservoir Ensemble Planning: Innovative Methods. Presented at the Challenge Program Africa Project Meeting, Entebbe, Uganda, p. 14.
- Andresen, J.A., Alagarswamy, G., Rotz, C.A., Ritchie, J.T., LeBaron, A.W., 2001. Weather Impacts on Maize, Soybean, and Alfalfa Production in the Great Lakes Region, 1895-1996. *Agron. J.* 93, 1059–1070. <https://doi.org/10.2134/agronj2001.9351059x>
- Andresen, J.A., Dale, R.F., Fletcher, J.J., Preckel, P.V., 1989. Prediction of County-Level Corn Yields Using an Energy-Crop Growth Index. *Journal of Climate* 2, 48–56. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(1989\)002<0048:POCLCY>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(1989)002<0048:POCLCY>2.0.CO;2)

- Anurogo, W., Lubis, M.Z., Brajawidagda, U., Mufida, M.K., Pamungkas, D.S., Arjasakusuma, S., Prihantarto, W.J., 2019. Suitable small farm reservoir development planning for drought disaster risk management of agricultural land using remote sensing and GIS, in: Wibowo, S.B., Rimba, A.B., A. Aziz, A., Phinn, S., Sri Sumantyo, J.T., Widyasamratri, H., Arjasakusuma, S. (Eds.), . Presented at the Sixth Geoinformation Science Symposium, SPIE, Yogyakarta, Indonesia, p. 29. <https://doi.org/10.1117/12.2548859>
- Arp, C.D., Schmidt, J.C., Baker, M.A., Myers, A.K., 2007. Stream geomorphology in a mountain lake district: hydraulic geometry, sediment sources and sinks, and downstream lake effects. *Earth Surf. Process. Landforms* 32, 525–543. <https://doi.org/10.1002/esp.1421>
- Assemblée Nationale, 2003. Régime général et gestion de la ressource, Environmental Code.
- Auriault, J.-L., 1971. Determination of initial conditions of consolidation problems in saturated soil. *Comptes Rendus Hebdomadaires Des Séances De L'Academie Des Sciences, Serie A* 272, 1659–1661.
- Ayantunde, A.A., Cofie, Olufunke., Barron, J., 2018. Multiple uses of small reservoirs in crop-livestock agro-ecosystems of Volta basin: Implications for livestock management. *Agricultural Water Management* 204, 81–90. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.04.010>
- Ayantunde, A.A., Karambiri, M., Yameogo, V., Cofie, O.O., 2016. Multiple uses of small reservoirs in crop-livestock agro-ecosystems of the Volta River Basin with an emphasis on livestock management (IWMI Working Paper No. 171), International Water Management Institute (IWMI). International Water Management Institute (IWMI), Colombo, Sri Lanka. <https://doi.org/10.5337/2016.215>
- Balderama, O.F., 2010. Development of a decision support system for small reservoir irrigation systems in rainfed and drought prone areas. *Water Science and Technology* 61, 2779–2785. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.193>
- Bandara, M., 1982. Effect of Drought on the Livelihood of Peasant Families In the Dry Zone of Sri Lanka: A Study of the Mahapotana Korale in the North Central Province. *Climatological Notes*.
- Banerjee, M., Mukherjee, J., Ray, S., 2017. A Review on Reservoir System and Its Ecology in Indian Perspective. *Proc Zool Soc* 70, 5–20. <https://doi.org/10.1007/s12595-016-0165-z>
- Bannour, B., 2012. Symbolic analysis of scenario based timed models for component based systems : Compositionality results for testing (Thèse de Doctorat). Ecole centrale Paris, Paris.
- Barackman, M., Brusseau, M.L., 2002. Groundwater sampling, in: Artiola, J.F., Pepper, I.L., Brusseau, Mark L. (Eds.), *Environmental Monitoring and Characterization*, Chapter 8. Academic Press, Burlington, pp. 121–139. <https://doi.org/10.1016/B978-012064477-3/50010-2>
- Bärberi, P., 2019. Ecological weed management in Sub-Saharan Africa: Prospects and implications on other agroecosystem services, in: *Advances in Agronomy*. Elsevier, pp. 219–264. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2019.01.009>
- Baskin, C.C., Baskin, J.M., 2014. Germination Ecology of Plants with Specialized Life Cycles and/or Habitats, in: *Seeds*. Elsevier, pp. 869–1004. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-416677-6.00011-1>
- Basson, G.R., 2009. Management of siltation in existing and new reservoirs (General Report No. 89), Proc. of the 23rd Congress of the Int. Commission on Large Dams CIGB-ICOLD.
- Basu, N.B., Van Meter, K., 2014. Sustainability of Groundwater Resources, in: Ahuja, S. (Ed.), *Comprehensive Water Quality and Purification*, 4.3. Elsevier, Waltham, pp. 57–75. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-382182-9.00062-1>
- Battude, M., Al Bitar, A., Brut, A., Tallec, T., Huc, M., Cros, J., Weber, J.-J., Lhuissier, L., Simonneaux, V., Demarez, V., 2017. Modeling water needs and total irrigation depths of maize crop in the south west of France using high spatial and temporal resolution satellite imagery. *Agricultural Water Management* 189, 123–136. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.04.018>
- Beck, K., 1999. *Extreme Programming Explained: Embrace Change (1st Edition)*, First edition. ed. Addison-Wesley Professional, United States.
- Bedford, B.L., Preston, E.M., 1988. Developing the scientific basis for assessing cumulative effects of wetland loss and degradation on landscape functions: Status, perspectives, and prospects. *Environmental Management* 12, 751–771. <https://doi.org/10.1007/BF01867550>
- Bellocchi, G., Rivington, M., Donatelli, M., Matthews, K., 2010. Validation of biophysical models: issues and methodologies. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30, 109–130. <https://doi.org/10.1051/agro/2009001>
- Ben Slimane, A., Raclot, D., Evrard, O., Sanaa, M., Lefevre, I., Le Bissonnais, Y., 2016. Relative Contribution of Rill/Interrill and Gully/Channel Erosion to Small Reservoir Siltation in Mediterranean Environments. *Land Degrad. Develop.* 27, 785–797. <https://doi.org/10.1002/ldr.2387>
- Benjamin, J.G., 1993. Tillage effects on near-surface soil hydraulic properties. *Soil and Tillage Research* 26, 277–288. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(93\)90001-6](https://doi.org/10.1016/0167-1987(93)90001-6)

- Benkeblia, N., Tennant, D.P.F., Jawandha, S.K., Gill, P.S., 2011. Preharvest and harvest factors influencing the postharvest quality of tropical and subtropical fruits, in: *Postharvest Biology and Technology of Tropical and Subtropical Fruits*. Elsevier, pp. 112–142e. <https://doi.org/10.1533/9780857093622.112>
- Benzaghta, M.A., Mohamad, T.A., 2009. Evaporation from reservoir and reduction methods: An overview and assessment study, in: *International Engineering Convention*. Damascus, Syria and Medinah, Kingdom of Saudi Arabia, p. 8.
- Bergkamp, G., McCartney, M., Dugan, P., McNeely, J., Acreman, M., 2000. Dams, ecosystem functions and environmental restoration (No. Thematic Review II.1). World Commission on Dams, Cape Town.
- Bérit-Débat, C., 2016. Réserves en eau pour l'agriculture, Sénat : Débats parlementaires.
- Beven, K., 2012. *Rainfall-runoff modelling: the primer*, 2. ed. ed. Wiley-Blackwell, Chichester. <https://doi.org/10.1002/9781119951001>
- Beven, K., 2001. On hypothesis testing in hydrology. *Hydrol. Process.* 15, 1655–1657. <https://doi.org/10.1002/hyp.436>
- Beven, K., Binley, A., 1992. The future of distributed models: Model calibration and uncertainty prediction. *Hydrol. Process.* 6, 279–298. <https://doi.org/10.1002/hyp.3360060305>
- Bharati, L., Rodgers, C., Erdenberger, T., Plotnikova, M., Shumilov, S., Vlek, P., Martin, N., 2008. Integration of economic and hydrologic models: Exploring conjunctive irrigation water use strategies in the Volta Basin. *Agricultural Water Management* 95, 925–936. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2008.03.009>
- Bhattacharya, A., 2019. Water-Use Efficiency Under Changing Climatic Conditions, in: *Changing Climate and Resource Use Efficiency in Plants*. Elsevier, pp. 111–180. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816209-5.00003-9>
- Bhattacharyya, R., Kundu, S., Pandey, S.C., Singh, K.P., Gupta, H.S., 2008. Tillage and irrigation effects on crop yields and soil properties under the rice–wheat system in the Indian Himalayas. *Agricultural Water Management* 95, 993–1002. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2008.03.007>
- Bhuyan, B., Rajak, P., 2019. Natural Beverages of Assam and its Ethno Medicinal Value, in: *Natural Beverages*. Elsevier, pp. 73–105. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816689-5.00003-1>
- Biarnès, A., Bailly, J.S., Boissieux, Y., 2009. Identifying indicators of the spatial variation of agricultural practices by a tree partitioning method: The case of weed control practices in a vine growing catchment. *Agricultural Systems* 99, 105–116. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2008.10.002>
- Biemans, H., Haddeland, I., Kabat, P., Ludwig, F., Hutjes, R.W.A., Heinke, J., von Bloh, W., Gerten, D., 2011. Impact of reservoirs on river discharge and irrigation water supply during the 20th century. *Water Resour. Res.* 47. <https://doi.org/10.1029/2009WR008929>
- Biglarbeigi, P., 2019. A Climate Change Framework for Global Appraisal of Reservoir Performance and National Adaptive Capacity (PhD Thesis). Ulster University, Northern Ireland.
- Biswas, P.S., Rashid, Md.M., Khatun, H., Yasmeen, R., Biswas, J.K., 2019. Scope and Progress of Rice Research Harnessing Cold Tolerance, in: *Advances in Rice Research for Abiotic Stress Tolerance*. Elsevier, pp. 225–264. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814332-2.00011-3>
- Bjorneberg, D.L., 2013. *Irrigation | Methods*, in: *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier, p. B9780124095489053000. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.05195-2>
- Blanchet, S., Rey, O., Etienne, R., Lek, S., Loot, G., 2010. Species-specific responses to landscape fragmentation: implications for management strategies. *Evolutionary Applications* 3, 291–304. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2009.00110.x>
- Blavoux, B., Dussart, B., Maneglier, H., Salvetti, C., 1962. La région du Léman au point de vue hydrométéorologique. *Le Globe. Revue genevoise de géographie* 102, 49–68. <https://doi.org/10.3406/globe.1962.3490>
- Blevins, R.L., Frye, W.W., 1993. Conservation Tillage: An Ecological Approach to Soil Management, in: *Advances in Agronomy*. Elsevier, pp. 33–78. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60590-8](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60590-8)
- Boast, C.W., Simmons, F.W., 2005. Evaporation of water from bare soil, in: Hillel, D. (Ed.), *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Elsevier, Oxford, pp. 494–502. <https://doi.org/10.1016/B0-12-348530-4/00358-1>
- Bocchiola, D., Soncini, A., 2019. Water Resources Modeling and Prospective Evaluation in the Indus River Under Present and Prospective Climate Change, in: *Indus River Basin*. Elsevier, pp. 17–56. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812782-7.00002-3>
- Boelee, E., Cecchi, P., Koné, A., International Water Management Institute, 2009. Health impacts of small reservoirs in Burkina Faso. International Water Management Institute, Colombo, Sri Lanka.
- Bonnefoy, A., 2013. Modélisation des pratiques agricoles en vue de l'évaluation des impacts hydrologiques de scénarios d'évolution des techniques d'entretien du sol dans un bassin versant méditerranéen (Rapport de stage). Ecole Nationale du Genie de l'Eau et de l'Environnement, Montpellier.
- Bontemps, C., Couture, S.S., 2002. Irrigation water demand for the decision maker. *Environment and Development Economics* 7, 643–657.

- Bosch, N.S., Allan, J.D., 2008. The influence of impoundments on nutrient budgets in two catchments of Southeastern Michigan. *Biogeochemistry* 87, 325–338. <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9187-6>
- Bouteffeha, M., 2014a. Echanges hydrologiques surface-souterrain induits par une retenue collinaire en milieu méditerranéen : quantification et analyse.
- Bouteffeha, M., 2014b. Echanges hydrologiques surface-souterrain induits par une retenue collinaire en milieu méditerranéen : quantification et analyse.
- Boutet, A.C., 2019. Évaluation de la contribution des parcelles agricoles de petits bassins versants au risque de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface par analyse multicritère : bassin versant expérimental d'Auradé (Master's Thesis). Ingénieur agronome, Bordeaux Sciences Agro.
- Bouvy, M., Molica, R., De Oliveira, S., Marinho, M., Beker, B., 1999. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. *Aquatic Microbial Ecology* 20, 285–297.
- Boyd, C.E., 1985. Pond Evaporation. *Transactions of the American Fisheries Society* 114, 299–303. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1985\)114<299:PE>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1985)114<299:PE>2.0.CO;2)
- Brasil, P., Medeiros, P., 2020. NeStRes – Model for Operation of Non-Strategic Reservoirs for Irrigation in Drylands: Model Description and Application to a Semiarid Basin. *Water Resour Manage* 34, 195–210. <https://doi.org/10.1007/s11269-019-02438-x>
- Brebbia, C.A. (Ed.), 2011. River basin management VI: papers presented at the 6th International Conference on River Basin Management, held in Riverside, California, WIT transactions on ecology and the environment. Presented at the International Conference on River Basin Management, WIT Press [u.a.], Southampton.
- Brighenti, T.M., Bonumá, N.B., Srinivasan, R., Chaffe, P.L.B., 2019. Simulating sub-daily hydrological process with SWAT: a review. *Hydrological Sciences Journal* 64, 1415–1423. <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1642477>
- Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussi re, F., Cabidoche, Y.M., Cellier, P., Debaeke, P., Gaudill re, J.P., H nault, C., Maraux, F., Seguin, B., Sinoquet, H., 2003. An overview of the crop model stics. *European Journal of Agronomy* 18, 309–332. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00110-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00110-7)
- Brisson, N., Itier, B., L'Hotel, J.C., Lorendeau, J.Y., 1998. Parameterisation of the Shuttleworth-Wallace model to estimate daily maximum transpiration for use in crop models. *Ecological Modelling* 107, 159–169. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(97\)00215-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(97)00215-9)
- Brisson, N., King, D., Nicoulaud, B., Ruget, F., Ripoche, D., Darthout, R., 1992. A crop model for land suitability evaluation a case study of the maize crop in France. *European Journal of Agronomy* 1, 163–175. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(14\)80066-X](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(14)80066-X)
- Brozovi c, N., Young, R., 2014. Design and Implementation of Markets for Groundwater Pumping Rights, in: Easter, K.W., Huang, Q. (Eds.), *Water Markets for the 21st Century, Global Issues in Water Policy*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 283–303. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9081-9_15
- Bruand, A., Duval, O., Gaillard, H., Darthout, R., Jamagne, M., 1996. Variabilité des propriétés de rétention en eau des sols : importance de la densité apparente. *Etude et Gestion des Sols* 31, 27–40.
- Brust, G.E., 2019. Management Strategies for Organic Vegetable Fertility, in: *Safety and Practice for Organic Food*. Elsevier, pp. 193–212. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812060-6.00009-X>
- Butts, M.B., Hoest-Madsen, J., Refsgaard, J.C., 2003. Hydrologic Forecasting, in: *Encyclopedia of Physical Science and Technology*. Elsevier, pp. 547–566. <https://doi.org/10.1016/B0-12-227410-5/00325-2>
- Caballero, Y., Voirin-Morel, S., Habets, F., Noilhan, J., LeMoigne, P., Lehenaff, A., Boone, A., 2007. Hydrological sensitivity of the Adour-Garonne river basin to climate change: HYDROLOGICAL SENSITIVITY OF THE AG BASIN. *Water Resour. Res.* 43. <https://doi.org/10.1029/2005WR004192>
- Cabaret, O., 2011. Physical characterisation and numerical approach of the role of aquitards in a multilayered aquifer system - Application to the tertiary north-aquitain complex system (Theses). Université Michel de Montaigne - Bordeaux III, Bordeaux.
- Cabelguenne, M., Jones, C.A., Marty, J.R., Dyke, P.T., Williams, J.R., 1990. Calibration and validation of EPIC for crop rotations in southern France. *Agricultural Systems* 33, 153–171. [https://doi.org/10.1016/0308-521X\(90\)90078-5](https://doi.org/10.1016/0308-521X(90)90078-5)
- CACG, 2020. Chroniques de débits hydrologiques journaliers de 2012   2019, Données hydrologiques. Ministère de l'Agriculture, Occitanie.
- Calumpong, H.P., Fonseca, M.S., 2001. Seagrass transplantation and other seagrass restoration methods, in: *Global Seagrass Research Methods*. Elsevier, pp. 425–443. <https://doi.org/10.1016/B978-044450891-1/50023-2>
- Campoli, C., von Korff, M., 2014. Genetic Control of Reproductive Development in Temperate Cereals, in: *Advances in Botanical Research*. Elsevier, pp. 131–158. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-417162-6.00005-5>

- Campos, J.N.B., 2010. Modeling the Yield–Evaporation–Spill in the Reservoir Storage Process: The Regulation Triangle Diagram. *Water Resour Manage* 24, 3487–3511. <https://doi.org/10.1007/s11269-010-9616-x>
- Cantelaube, P., Carles, M., 2015. Le Registre Parcellaire Graphique : des données géographiques pour décrire la couverture du sol agricole. *Cahier des Techniques de l'INRA* 58–64.
- Cao, M., Zhou, H., Zhang, C., Zhang, A., Li, H., Yang, Y., 2011. Research and application of flood detention modeling for ponds and small reservoirs based on remote sensing data. *Sci. China Technol. Sci.* 54, 2138–2144. <https://doi.org/10.1007/s11431-011-4450-9>
- Carluer, N., Babut, M., Belliard, J., Bernez, I., Burger-Leenhardt, D., Dorioz, J.-M., Douez, O., Dufour, S., Grimaldi, C., Habets, F., Le Bissonnais, Y., Molénat, J., Rollet, A.-J., Rosset, V., Sauvage, S., Usseglio-Polatera, P., Leblanc, B., 2016. Expertise scientifique collective sur l'impact cumulé des retenues. France.
- Carpenter, S.R., Lathrop, R.C., 2014. Phosphorus loading, transport and concentrations in a lake chain: a probabilistic model to compare management options. *Aquatic Sciences* 76, 145–154. <https://doi.org/10.1007/s00027-013-0324-5>
- Carroget, A., Perrin, C., Sauquet, É., Vidal, J.-P., Chazot, S., Rouchy, N., Chauveau, M., 2017. Explore 2070 : quelle utilisation d'un exercice prospectif sur les impacts des changements climatiques à l'échelle nationale pour définir des stratégies d'adaptation ? *Sciences Eaux & Territoires Numéro* 22, 4. <https://doi.org/10.3917/set.022.0004>
- Carter, M.R., McKyes, E., 2005. Cultivation and tillage, in: *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Elsevier, pp. 356–361. <https://doi.org/10.1016/B0-12-348530-4/00514-2>
- Carter, P.G., Johannsen, C.J., 2017. Site-Specific Soil Management☆, in: *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier, p. B978012409548910497X. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10497-X>
- Cavaillé, A., BRGM, 1968. Notice de la carte géologique de Beaumont-de-Lomagne.
- Cavin, R.M., Butler, D.R., 2016. Animal Hazards—Their Nature and Distribution, in: *Biological and Environmental Hazards, Risks, and Disasters*. Elsevier, pp. 153–180. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-394847-2.00011-5>
- Cecchi, P., Arfi, R., Berger, C., 2005. Cyanobactéries, potentiel toxique et ressources en eau du Burkina Faso. *IRD ; MNHM, Ouagadougou*.
- Češljarić, G., Stevović, S., 2015. Small reservoirs and their sustainable role in fires protection of forest resources. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 47, 496–503. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.03.071>
- Çetin, L.T., Freebairn, A.C., Jordan, P.W., Huider, B.J., 2009. A model for assessing the impacts of farm dams on surface waters in the WaterCAST catchment modelling framework. Presented at the 18th World IMACS / MODSIM Congress, Cairns, Australia, pp. 3478–3484.
- Chahinian, N., 2004. Paramétrisation multi-critère et multi-échelle d'un modèle hydrologique spatialisé de crue en milieu agricole (Thèse de Doctorat). Université de Montpellier, Montpellier.
- Chamila Jayashantha, D.L., 2011. Restoration of Small Tank Cascades: Environmentally Sustainable approach to Develop Irrigation infrastructure In Dry Zone Sri Lanka. *Rajagiri Journal of Social Development* 2, 7–26.
- Chang, L.-C., Chang, F.-J., 2009. Multi-objective evolutionary algorithm for operating parallel reservoir system. *Journal of Hydrology* 377, 12–20. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.07.061>
- Charles, S., Bravo de la Parra, R., Mallet, J.-P., Persat, H., Auger, P., 1998. A density dependent model describing *Salmo trutta* population dynamics in an arborescent river network. Effects of dams and channelling. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series III - Sciences de la Vie* 321, 979–990. [https://doi.org/10.1016/S0764-4469\(99\)80053-5](https://doi.org/10.1016/S0764-4469(99)80053-5)
- Chartzoulakis, K., Bertaki, M., 2015. Sustainable Water Management in Agriculture under Climate Change. *Agriculture and Agricultural Science Procedia* 4, 88–98. <https://doi.org/10.1016/j.aaspro.2015.03.011>
- Chen, W., Nover, D., He, B., Yuan, H., Ding, K., Yang, J., Chen, S., 2018. Analyzing inundation extent in small reservoirs: A combined use of topography, bathymetry and a 3D dam model. *Measurement* 118, 202–213. <https://doi.org/10.1016/j.measurement.2018.01.042>
- Chen, Xi, Chen, Xunhong, 2003. Stream water infiltration, bank storage, and storage zone changes due to stream-stage fluctuations. *Journal of Hydrology* 280, 246–264. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(03\)00232-4](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00232-4)
- Chen, Y., Barzee, T.J., Zhang, R., Pan, Z., 2019. Citrus, in: *Integrated Processing Technologies for Food and Agricultural By-Products*. Elsevier, pp. 217–242. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814138-0.00009-5>
- Chen, Y., Zhang, D., Sun, Y., Liu, X., Wang, N., Savenije, H.H.G., 2005. Water demand management: A case study of the Heihe River Basin in China. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 30, 408–419. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2005.06.019>
- Chitata, T., Mugabe, F.T., Kashaigili, J.J., 2014. Estimation of Small Reservoir Sedimentation in Semi-Arid Southern Zimbabwe. *JWARP* 06, 1017–1028. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2014.611096>

- Choi, J.-Y., Kim, S.-K., Hong, S.-W., Jeong, K.-S., La, G.-H., Joo, G.-J., 2013. Zooplankton Community Distribution and Food Web Structure in Small Reservoirs: Influence of Land Uses around Reservoirs and Kittoral Aquatic Plant on Zooplankton. *KJEE* 46, 332–342. <https://doi.org/10.11614/KSL.2013.46.3.332>
- Chow, V.T., 1959. *Open-channel hydraulics*, First edition. ed. McGraw-Hill, New York.
- Clark, M.P., Nijssen, B., Lundquist, J.D., Kavetski, D., Rupp, D.E., Woods, R.A., Freer, J.E., Gutmann, E.D., Wood, A.W., Gochis, D.J., Rasmussen, R.M., Tarboton, D.G., Mahat, V., Flerchinger, G.N., Marks, D.G., 2015. A unified approach for process-based hydrologic modeling: 2. Model implementation and case studies. *Water Resources Research* 51, 2515–2542. <https://doi.org/10.1002/2015WR017200>
- Clarke, A., Mac Nally, R., Bond, N., Lake, P.S., 2008. Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. *Freshwater Biology* 53, 1707–1721. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02041.x>
- Collinson, N.H., Biggs, J., Corfield, A., Hodson, M.J., Walker, D., Whitfield, M., Williams, P.J., 1995. Temporary and permanent ponds: An assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological Conservation* 74, 125–133. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)00021-U](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00021-U)
- Conservation Districts, National Association of Conservation Districts, Wildlife Habitat Council, 1998. *Water conservation. Backyard Conservation* 4.
- Constantin, J., Willaume, M., Murgue, C., Lacroix, B., Therond, O., 2015. The soil-crop models STICS and AqYield predict yield and soil water content for irrigated crops equally well with limited data. *Agricultural and Forest Meteorology* 206, 55–68. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.02.011>
- Cooper, C.M., Knight, S.S., 1990. Nutrient trapping efficiency of a small sediment detention reservoir. *Agricultural Water Management* 18, 149–158. [https://doi.org/10.1016/0378-3774\(90\)90027-V](https://doi.org/10.1016/0378-3774(90)90027-V)
- Cosgrove, B.A., Lohmann, D., Mitchell, K.E., Houser, P.R., Wood, E.F., Schaake, J.C., Robock, A., Sheffield, J., Duan, Q., Luo, L., Higgins, R.W., Pinker, R.T., Tarpley, J.D., 2003. Land surface model spin-up behavior in the North American Land Data Assimilation System (NLDAS). *J. Geophys. Res.* 108, 8845–8864. <https://doi.org/10.1029/2002JD003316>
- Courault, D., Jacob, F., Benoit, V., Weiss, M., Marloie, O., Hanocq, J.F., Fillol, E., Olioso, A., Dedieu, G., Gouaux, P., Gay, M., French, A., 2009. Influence of agricultural practices on micrometeorological spatial variations at local and regional scales. *International Journal of Remote Sensing* 30, 1183–1205. <https://doi.org/10.1080/01431160802459551>
- Crabb, J., Firbank, L., Winter, M., Parham, C., Dauven, A., 1998. Set-aside landscapes: farmer perceptions and practices in England. *Landscape Research* 23, 237–254. <https://doi.org/10.1080/01426399808706543>
- Craig, I.P., 2008. Loss of storage water through evaporation with particular reference to arid and semi-arid zone pastoralism in Australia, *Water Smart Pastoral Production™ Project Literature Reviews*. Desert Knowledge CRC, Alice Springs, N.T.
- Cresswell, D., 1991. *Integrated management of farm dams in the Barossa Valley*. Engineering and Water Supply Department, Adelaide.
- Croft, A.R., 1948. Water loss by stream surface evaporation and transpiration by riparian vegetation. *Trans. AGU* 29, 235. <https://doi.org/10.1029/TR029i002p00235>
- Croley, T.E., He, C., 2006. Watershed Surface and Subsurface Spatial Intraflows Model. *Journal of Hydrologic Engineering* 11, 12–20. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(2006\)11:1\(12\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(2006)11:1(12))
- Culler, R.C., Hadley, R.F., Schumm, S.A., 1961. *Hydrology of the Upper Cheyenne River Basin (US Geological Survey No. 1531)*. U.S. Department of the Interior, Geological Survey, Washington, D. C.
- Daggupati, P., Pai, N., Ale, S., R. Douglas-Mankin, K., W. Zeckoski, R., Jeong, J., B. Parajuli, P., Saraswat, D., A. Youssef, M., 2015. A Recommended Calibration and Validation Strategy for Hydrologic and Water Quality Models. *Transactions of the ASABE* 58, 1705–1719. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10712>
- Dakova, S., 2004. Low flow and drought spatial analysis. Presented at the BALWOIS: Abstracts, Ministry of Environment and Physical Planning, Macedonia, The Former Yugoslav Republic of, p. 438.
- Damas, O., Le Bellec, F., Solvar, F., Tournebize, R.R., Ozier Lafontaine, H., 2007. Les plantes de couverture en verger, in: *La production fruitière intégrée en Guadeloupe, La production fruitière intégrée en verger en Guadeloupe : intégration de la biodiversité dans les systèmes de culture*. Vieux-Habitants, Guadeloupe, France.
- Darras, T., Raynaud, F., Borrell Estupina, V., Kong-A-Siou, L., Van-Exter, S., Vayssade, B., Johannet, A., Pistre, S., 2015. Neural network modeling and geochemical water analyses to understand and forecast karst and non-karst part of flash floods (case study on the ⚠Lez⚠ river, Southern France). *Proc. IAHS* 369, 43–48. <https://doi.org/10.5194/piahs-369-43-2015>
- De Araújo, J., Medeiros, P., 2013. Impact of dense reservoir networks on water resources in semiarid environments. *AJWR* 17. <https://doi.org/10.7158/W12-023.2013.17.1>

- De Araújo, J.C., Bronstert, A., 2016. A method to assess hydrological drought in semi-arid environments and its application to the Jaguaribe River basin, Brazil. *Water International* 41, 213–230. <https://doi.org/10.1080/02508060.2015.1113077>
- De Araújo, J.C., Güntner, A., Bronstert, A., 2006. Loss of reservoir volume by sediment deposition and its impact on water availability in semiarid Brazil. *Hydrol. Sci. J.* 51, 157–170.
- De Fraiture, C., Kouali, G.N., Sally, H., Kabre, P., 2014. Pirates or pioneers? Unplanned irrigation around small reservoirs in Burkina Faso. *Agricultural Water Management* 131, 212–220. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2013.07.001>
- De Graaff, M.-A., Hornslein, N., Throop, H.L., Kardol, P., van Diepen, L.T.A., 2019. Effects of agricultural intensification on soil biodiversity and implications for ecosystem functioning: A meta-analysis, in: *Advances in Agronomy*. Elsevier, pp. 1–44. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2019.01.001>
- De Greef, J.A., Caubergs, R., Verbelen, J.P., Moereels, E., 1976. Phytochrome-Mediated inter-organ dependence and rapid transmission of the light stimulus, in: *Light and Plant Development*. Elsevier, pp. 295–316. <https://doi.org/10.1016/B978-0-408-70719-0.50024-3>
- De Meester, L., Declerck, S., Stoks, R., Louette, G., Van De Meutter, F., De Bie, T., Michels, E., Brendonck, L., 2005. Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 15, 715–725. <https://doi.org/10.1002/aqc.748>
- Debaeke, P., Cabelguenne, M., Hilaire, A., Raffailac, D., 1998. Crop management systems for rainfed and irrigated sunflower (*Helianthus annuus*) in south-western France. *J. Agric. Sci.* 131, 171–185. <https://doi.org/10.1017/S0021859698005747>
- DeChant, C.M., 2014. Quantifying the Impacts of Initial Condition and Model Uncertainty on Hydrological Forecasts (No. Paper 1797), Dissertations and Theses. Portland State University, Portland, USA. <https://doi.org/10.15760/etd.1797>
- Deitch, M.J., Merenlender, A.M., Feirer, S., 2013. Cumulative Effects of Small Reservoirs on Streamflow in Northern Coastal California Catchments. *Water Resour Manage* 27, 5101–5118. <https://doi.org/10.1007/s11269-013-0455-4>
- Dendy, F.E., 1974. Sediment Trap Efficiency of Small Reservoirs. *Transactions of the ASAE* 17, 898–901. <https://doi.org/10.13031/2013.36994>
- Devia, G.K., Ganarsi, B.P., Dwarakish, G.S., 2015. A Review on Hydrological Models. *Aquatic Procedia* 4, 1001–1007. <https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2015.02.126>
- Dharmasena, P.B., 1994. Conservation farming practices for small reservoir watersheds: a case study from Sri Lanka. *Agroforest Syst* 28, 203–212. <https://doi.org/10.1007/BF00704756>
- Díaz-Pérez, J.C., 2019. Transpiration, in: *Postharvest Physiology and Biochemistry of Fruits and Vegetables*. Elsevier, pp. 157–173. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813278-4.00008-7>
- Diskin, M.H., Nazimov, N., 1995. Linear reservoir with feedback regulated inlet as a model for the infiltration process. *Journal of Hydrology* 172, 313–330. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02709-X](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02709-X)
- Dodds, W.K., Whiles, M.R., 2020. Properties of Water, in: Dodds, W.K., Whiles, M.R. (Eds.), *Freshwater Ecology (Third Edition)*. Academic Press, pp. 21–48. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813255-5.00002-8>
- Doré, T., 2010. *L'agronomie aujourd'hui*. Quae, Versailles.
- Dornbush, M.E., von Haden, A.C., 2017. Intensified Agroecosystems and Their Effects on Soil Biodiversity and Soil Functions, in: *Soil Health and Intensification of Agroecosystems*. Elsevier, pp. 173–193. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805317-1.00008-7>
- Dotaniya, M.L., Aparna, K., Dotaniya, C.K., Singh, M., Regar, K.L., 2019. Role of Soil Enzymes in Sustainable Crop Production, in: *Enzymes in Food Biotechnology*. Elsevier, pp. 569–589. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813280-7.00033-5>
- Downing, J.A., Prairie, Y.T., Cole, J.J., Duarte, C.M., Tranvik, L.J., Striegl, R.G., McDowell, W.H., Kortelainen, P., Caraco, N.F., Melack, J.M., Middelburg, J.J., 2006. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnology and Oceanography* 51, 2388–2397. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.5.2388>
- DRAAF Occitanie, 2020. French Annual Agricultural Statistics - Areas, yields and production from 2000 to 2019 by department of Occitanie for cereals, oilseeds and protein crops (Statistique Agricole Annuelle (SAA) - Surfaces, rendements et production de 2000 à 2019 par département d'Occitanie des céréales, oléagineux, protéagineux).
- Dubeux, J.C.B., Sollenberger, L.E., 2020. Chapter 4 - Nutrient cycling in grazed pastures, in: Rouquette, M., Aiken, G.E. (Eds.), *Management Strategies for Sustainable Cattle Production in Southern Pastures*. Academic Press, pp. 59–75. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814474-9.00004-9>

- Dubreuil, P., Girard, G., 1973. Influence of a Very Large Number of Small Reservoirs on the Annual Flow Regime of a Tropical Stream, in: Ackermann, W.C., White, G.F., Worthington, E.B., Ivens, J.L. (Eds.), *Geophysical Monograph Series, Man-Made Lakes: Their Problems and Environmental Effects*. American Geophysical Union, Washington, D. C., pp. 295–299. <https://doi.org/10.1029/GM017p0295>
- Dunne, T., Leopold, L.B., 1978. *Water in environmental planning*, 1st edition. ed. Freeman, New York, NY.
- Durand, Y., Brun, E., Merindol, L., Guyomarc'h, G., Lesaffre, B., Martin, E., 1993. A meteorological estimation of relevant parameters for snow models. *A. Glaciology*. 18, 65–71. <https://doi.org/10.1017/S0260305500011277>
- Easter, K.W., Palanisami, K., 1986. *Tank Irrigation In India And Thailand: An Example Of Common Property Resource Management (Staff Papers No. 13888)*. University of Minnesota, Department of Applied Economics, Minnesota. <https://doi.org/10.22004/ag.econ.13888>
- Easterbrook, S.M., Johns, T.C., 2009. Engineering the Software for Understanding Climate Change. *Computing in Science & Engineering* 11, 65–74. <https://doi.org/10.1109/MCSE.2009.193>
- Eilander, D., Annor, F., Iannini, L., van de Giesen, N., 2014. Remotely Sensed Monitoring of Small Reservoir Dynamics: A Bayesian Approach. *Remote Sensing* 6, 1191–1210. <https://doi.org/10.3390/rs6021191>
- Erdem, T., Delibas, L., 2003. Yield response of sunflower to water stress under tekirdag conditions. *Helia* 26, 149–157. <https://doi.org/10.2298/HEL0338149E>
- Erkan, M., Dogan, A., 2019. Harvesting of Horticultural Commodities, in: *Postharvest Technology of Perishable Horticultural Commodities*. Elsevier, pp. 129–159. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813276-0.00005-5>
- Essegbey, G.O., Barnabas, A., Nutsukpo, D., Oppong-Boadi, K.Y., Benefo, D., 2012. *Ghana - Technology needs assessment report*. Technology Needs Assessment Project, Ghana.
- Estienne, M., 2017. *Caractérisation agronomique et hydrologique du bassin versant de l'Arrats (Projet AFB-Retenu 2016-2018)*. INRA Centre de Recherche de Toulouse, UMR AGIR, Toulouse.
- European Court of Auditors., 2016. *Le système d'identification des parcelles agricoles :un instrument utile pour déterminer l'admissibilité des terres agricoles malgré une gestion encore perfectible*. Rapport spécial n° 25, 2016. (Special report No. 25). Publications Office, Luxembourg.
- Evans, A.E.V., Giordano, M., Clayton, T., 2012. Investing in agricultural water management to benefit smallholder farmers in Ethiopia. *AgWater Solutions Project country synthesis report (Synthesis report No. IWMI Working Paper 152)*. International Water Management Institute (IWMI)., Colombo, Sri Lanka. <https://doi.org/10.5337/2012.215>
- Evans, L., 2018. Bioremediation Techniques for Agricultural Pollutants, in: *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier, p. B978012409548911259X. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11259-X>
- Evans, R.O., Cassel, D., Sneed, R., 1991. *Soil, water, and crop characteristics important to irrigation scheduling*. AG-North Carolina Agricultural Extension Service, North Carolina State University 8.
- Fabre, J.-C., Louchart, X., Colin, F., Dagès, C., Moussa, R., Rabotin, M., Raclot, D., Lagacherie, P., Voltz, M., 2010. OpenFLUID : a software environment for modelling fluxes in landscapes, in: *International Conference on Integrative Landscape Modelling*. Presented at the LandMod 2010, Quae ; INRA ; CIRAD, Montpellier, pp. 1–13.
- Fabre, J.-C., Rabotin, M., Crevoisier, D., Libres, A., Dagès, C., Moussa, R., Lagacherie, P., Raclot, D., Voltz, M., 2013. OpenFLUID: an open-source software environment for modelling fluxes in landscapes, in: *EGU General Assembly Conference Abstracts*. Presented at the EGU General Assembly, Vienna, pp. EGU2013-8821.
- Fabre, J.-C., Thöni, A., Crevoisier, D., 2020. OpenFLUID [WWW Document]. OpenFLUID: modelling fluxes in landscapes. URL <https://www.openfluid-project.org/> (accessed 9.1.20).
- Fagan, W.F., 2002. Connectivity, fragmentation, and extinction risk in dendritic populations. *Ecology* 83, 3243–3249. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[3243:CFAERI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[3243:CFAERI]2.0.CO;2)
- Fahad, S., Adnan, M., Hassan, S., Saud, S., Hussain, S., Wu, C., Wang, D., Hakeem, K.R., Alharby, H.F., Turan, V., Khan, M.A., Huang, J., 2019. Rice Responses and Tolerance to High Temperature, in: *Advances in Rice Research for Abiotic Stress Tolerance*. Elsevier, pp. 201–224. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814332-2.00010-1>
- Faivre, A., Gaston, C., Le Gall, P., 2007. Symbolic Model Based Testing for Component Oriented Systems, in: *Petrenko, A., Veanes, M., Tretmans, J., Grieskamp, W. (Eds.), Testing of Software and Communicating Systems*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 90–106.
- Faivre, R., Bruchou, C., Couteau, J., Dumoulin, N., Faure, T., Ioss, B., Lehuta, S., Mahévas, S., Makowski, D., Monod, H., Poussin, B., Ramat, E., Richard, H., Rouan, L., Soulié, J.-C., Wang, J., 2013. Sensitivity analysis and model exploration: application to natural and environmental sciences (Analyse de sensibilité et exploration de modèles: application aux sciences de la nature et de l'environnement), Editions Quae. ed.

- Faulkner, J.W., Steenhuis, T., van de Giesen, N., Andreini, M., Liebe, J.R., 2008. Water use and productivity of two small reservoir irrigation schemes in Ghana's upper east region. *Irrig. and Drain.* 57, 151–163. <https://doi.org/10.1002/ird.384>
- Fawcett, R.S., 2008. Environmental Benefits of Triazine Use in Conservation Tillage, in: *The Triazine Herbicides*. Elsevier, pp. 519–526. <https://doi.org/10.1016/B978-044451167-6.50036-2>
- Feng, J., Huang, H., Yin, Y., Zhang, K., 2019. Comprehensive security risk factor identification for small reservoirs with heterogeneous data based on grey relational analysis model. *Water Science and Engineering* 12, 330–338. <https://doi.org/10.1016/j.wse.2019.12.009>
- Fentaw, F., Melesse, A.M., Hailu, D., Nigussie, A., 2019. Chapter 10 - Precipitation and streamflow variability in Tekeze River basin, Ethiopia, in: Melesse, A.M., Abteu, W., Senay, G. (Eds.), *Extreme Hydrology and Climate Variability*. Elsevier, pp. 103–121. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815998-9.00010-5>
- Fernández-Pato, J., Caviedes-Voullième, D., García-Navarro, P., 2016. Rainfall/runoff simulation with 2D full shallow water equations: Sensitivity analysis and calibration of infiltration parameters. *Journal of Hydrology* 536, 496–513. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.03.021>
- Ferrant, S., Gascoin, S., Veloso, A., Salmon-Monviola, J., Claverie, M., Rivalland, V., Dedieu, G., Demarez, V., Ceschia, E., Probst, J.-L., Durand, P., Bustillo, V., 2014. Agro-hydrology and multi-temporal high-resolution remote sensing: toward an explicit spatial processes calibration. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 18, 5219–5237. <https://doi.org/10.5194/hess-18-5219-2014>
- Ferrant, S., Oehler, F., Durand, P., Ruiz, L., Salmon-Monviola, J., Justes, E., Dugast, P., Probst, A., Probst, J.-L., Sanchez-Perez, J.-M., 2011. Understanding nitrogen transfer dynamics in a small agricultural catchment: Comparison of a distributed (TNT2) and a semi distributed (SWAT) modeling approaches. *Journal of Hydrology* 406, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.05.026>
- Ferrari, S., Point, P. (Eds.), 2003. *Eau et littoral: préservation et valorisation de la ressource dans les espaces insulaires*, Editions Karthala et Université de la Réunion. ed. Karthala ; Université de la Réunion, Paris, Saint-Denis.
- Finch, H.J.S., Samuel, A.M., Lane, G.P.F., 2014a. Plants, in: *Lockhart & Wiseman's Crop Husbandry Including Grassland*. Elsevier, pp. 3–26. <https://doi.org/10.1533/9781782423928.1.3>
- Finch, H.J.S., Samuel, A.M., Lane, G.P.F., 2014b. Cropping techniques, in: *Lockhart & Wiseman's Crop Husbandry Including Grassland*. Elsevier, pp. 193–217. <https://doi.org/10.1533/9781782423928.2.193>
- Finney, B.A., Bowles, D.S., Windham, M.P., 1979. *Random Differential Equations in Water Quality Modeling* (No. Paper 491), Water Quality Series. Utah State University, Utah, USA.
- Firbank, L.G., Smart, S.M., Crabb, J., Critchley, C.N.R., Fowbert, J.W., Fuller, R.J., Gladders, P., Green, D.B., Henderson, I., Hill, M.O., 2003. Agronomic and ecological costs and benefits of set-aside in England. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 95, 73–85. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00169-X](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00169-X)
- Fowe, T., Karambiri, H., Paturel, J.-E., Poussin, J.-C., Cecchi, P., 2015. Water balance of small reservoirs in the Volta basin: A case study of Boura reservoir in Burkina Faso. *Agricultural Water Management* 152, 99–109. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.01.006>
- Fowler, K., Morden, R., Lowe, L., Nathan, R., 2015. Advances in assessing the impact of hillside farm dams on streamflow. *Australasian Journal of Water Resources* 19, 96–108. <https://doi.org/10.1080/13241583.2015.1116182>
- Frankham, R., Ballou, J.D., Briscoe, D.A., 2002. *Introduction to conservation genetics*, 7. print. ed. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Freeman, M.C., Pringle, C.M., Jackson, C.R., 2007. Hydrologic Connectivity and the Contribution of Stream Headwaters to Ecological Integrity at Regional Scales1: Hydrologic Connectivity and the Contribution of Stream Headwaters to Ecological Integrity at Regional Scales. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 43, 5–14. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00002.x>
- Fuentes, I., van Ogtrop, F., Vervoort, R.W., 2020. Long-term surface water trends and relationship with open water evaporation losses in the Namoi catchment, Australia. *Journal of Hydrology* 584, 124714. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124714>
- Fulkerson, W.J., Lowe, K.F., Hume, D.E., 2017. Forages and Pastures: Perennial Forage and Pasture Crops—Establishment and Maintenance ☆, in: *Reference Module in Food Science*. Elsevier, p. B9780081005965218000. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100596-5.21852-0>
- Gal, L., Grippa, M., Hiernaux, P., Peugeot, C., Mougin, E., Kergoat, L., 2016. Changes in lakes water volume and runoff over ungauged Sahelian watersheds. *Journal of Hydrology* 540, 1176–1188. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.07.035>

- Galéa, G., Vasquez-Paulus, B., Renard, B., Breil, P., 2005. L'impact des prélèvements d'eau pour l'irrigation sur les régimes hydrologiques des sous-bassins du Tescou et de la Séoune (bassin Adour-Garonne, France). *rseau* 18, 273–305. <https://doi.org/10.7202/705560ar>
- Gallego-Elvira, B., Baille, A., Martin-Gorriç, B., Maestre-Valero, J.F., Martínez-Alvarez, V., 2011. Energy balance and evaporation loss of an irrigation reservoir equipped with a suspended cover in a semiarid climate (south-eastern Spain). *Hydrol. Process.* 25, 1694–1703. <https://doi.org/10.1002/hyp.7929>
- Garg, A., Leung, A.K., Ng, C.W.W., 2015. Comparisons of soil suction induced by evapotranspiration and transpiration of *S. heptaphylla*. *Can. Geotech. J.* 52, 2149–2155. <https://doi.org/10.1139/cgj-2014-0425>
- Garg, V., Jothiprakash, V., 2010. Modeling the Time Variation of Reservoir Trap Efficiency. *J. Hydrol. Eng.* 15, 1001–1015. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000273](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000273)
- Gauchere, Cédric, Giboire, N., Viaud, V., Houet, T., Baudry, J., Burel, F., 2006. A domain-specific language for patchy landscape modelling: The Brittany agricultural mosaic as a case study. *Ecological Modelling* 194, 233–243. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.10.026>
- Gaudou, B., Sibertin-Blanc, C., Therond, O., Amblard, F., Auda, Y., Arcangeli, J.-P., Balestrat, M., Charron, M.-H., Gondet, E., Hong, Y., Lardy, R., Louail, T., Mayor, E., Panzoli, D., Sauvage, S., Sánchez Pérez, J., Taillandier, P., Nguyen, V., Vavasseur, M., Mazzega, P., 2016. The MAELIA multi-agent platform for integrated assessment of low-water management issues. MABS 2013-14th International Workshop on Multi-Agent-Based Simulation.
- Ge, S., Gorelick, S.M., 2015. HYDROLOGY, FLOODS AND DROUGHTS | Groundwater and Surface Water, in: North, G.R., Pyle, J., Zhang, F. (Eds.), *Encyclopedia of Atmospheric Sciences (Second Edition)*. Academic Press, Oxford, pp. 209–216. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-382225-3.00171-7>
- Gicheru, P., Gachene, C., Mbuvi, J., Mare, E., 2004. Effects of soil management practices and tillage systems on surface soil water conservation and crust formation on a sandy loam in semi-arid Kenya. *Soil and Tillage Research* 75, 173–184. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(03\)00161-2](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(03)00161-2)
- Giffone, V., 2019. Note de synthèse : Enquête du bassin versant du Gélon. INRAE, Montpellier.
- Gill, K.S., Gajri, P.R., Chaudhary, M.R., Baldev, S., 1996. Tillage, mulch and irrigation effects on corn (*Zea mays* L.) in relation to evaporative demand. *Soil and Tillage Research* 39, 213–227. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(96\)01061-6](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(96)01061-6)
- Gimenez, C., Orgaz, F., Fereres, E., 1997. Productivity in Water-Limited Environments: Dryland Agricultural Systems, in: *Ecology in Agriculture*. Elsevier, pp. 117–143. <https://doi.org/10.1016/B978-012378260-1/50005-1>
- Glendenning, C.J., van Ogtrop, F.F., Mishra, A.K., Vervoort, R.W., 2012. Balancing watershed and local scale impacts of rain water harvesting in India—A review. *Agricultural Water Management* 107, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.01.011>
- Goldbach, A., Kuttler, W., 2015. Turbulent Heat Fluxes above a Suburban Reservoir: A Case Study from Germany. *Journal of Hydrometeorology* 16, 244–260. <https://doi.org/10.1175/JHM-D-13-0159.1>
- Gooding, R.M., Baulch, H.M., 2017. Small Reservoirs as a Beneficial Management Practice for Nitrogen Removal. *J. Environ. Qual.* 46, 96–104. <https://doi.org/10.2134/jeq2016.07.0252>
- Goonetilleke, A., Lampard, J.-L., 2019. Chapter 3 - Stormwater Quality, Pollutant Sources, Processes, and Treatment Options, in: Sharma, A.K., Gardner, T., Begbie, D. (Eds.), *Approaches to Water Sensitive Urban Design*. Woodhead Publishing, pp. 49–74. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812843-5.00003-4>
- Gorgoglione, A., Crisci, M., Kayser, R.H., Chreties, C., Collischonn, W., 2019. A New Scenario-Based Framework for Conflict Resolution in Water Allocation in Transboundary Watersheds. *Water* 11, 1174. <https://doi.org/10.3390/w11061174>
- Green, M., Weatherhead, E.K., 2014. A critical comparison of using a probabilistic weather generator versus a change factor approach; irrigation reservoir planning under climate change. *Journal of Water and Climate Change* 5, 13–24. <https://doi.org/10.2166/wcc.2013.073>
- Greene, J.S., Maxwell, E., 2007. Climatic impacts on winter wheat in Oklahoma and potential applications to climatic and crop yield prediction. *Int J Biometeorol* 52, 117–126. <https://doi.org/10.1007/s00484-007-0104-9>
- Groenendyk, D.G., Ferré, T.P.A., Thorp, K.R., Rice, A.K., 2015. Hydrologic-Process-Based Soil Texture Classifications for Improved Visualization of Landscape Function. *PLoS ONE* 10, e0131299. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0131299>
- Groeneveld, D.P., Baugh, W.M., Sanderson, J.S., Cooper, D.J., 2007. Annual groundwater evapotranspiration mapped from single satellite scenes. *Journal of Hydrology* 344, 146–156. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.07.002>
- Guegen, M., 2013. Contribution à l'évaluation des impacts des retenues collinaires et des plans d'eau d'irrigation sur les ressources en eau et les milieux aquatiques du Morbihan (Rapport d'étude). Observatoire Départemental de l'Environnement du Morbihan, Vannes, France.

- Gumiere, S., Delattre, L., Le Bissonnais, Y., Cheviron, B., Ben Slimane, A., Raclot, D., 2014. Multi-scale Calibration and Validation of MHYDAS-Erosion for A Small Mediterranean Vineyard Catchment: A Case Study. *rseau* 27, 21–36. <https://doi.org/10.7202/1021980ar>
- Gumiere, S.J., Raclot, D., Cheviron, B., Davy, G., Louchart, X., Fabre, J.-C., Moussa, R., Bissonnais, Y.L., 2011. MHYDAS-Erosion: a distributed single-storm water erosion model for agricultural catchments. *Hydrological Processes* 25, 1717–1728. <https://doi.org/10.1002/hyp.7931>
- Gunapala, K.G.M.J.W., Abeysingha, N.S., 2019. Chemical Retention Function of Thaula Area of Small Reservoir; A Case Study in Ulankulama Tank, Anuradhapura, Sri Lanka. *Resources and Environment* 09, 49–57. <https://doi.org/10.5923/j.re.20190903.01>
- Güntner, A., 2002. Large-scale hydrological modelling in the semi-arid North-East of Brazil (PhD Thesis). University of Potsdam, Potsdam.
- Güntner, A., Bronstert, A., 2004. Representation of landscape variability and lateral redistribution processes for large-scale hydrological modelling in semi-arid areas. *Journal of Hydrology* 297, 136–161. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.04.008>
- Güntner, A., Krol, M.S., Araújo, J.C.D., Bronstert, A., 2004. Simple water balance modelling of surface reservoir systems in a large data-scarce semiarid region / Modélisation simple du bilan hydrologique de systèmes de réservoirs de surface dans une grande région semi-aride pauvre en données. *Hydrological Sciences Journal* 49, 10. <https://doi.org/10.1623/hysj.49.5.901.55139>
- Gupta, H.V., Sorooshian, S., Ogou Yapo, P., 1999. Status of Automatic Calibration for Hydrologic Models: Comparison with Multilevel Expert Calibration. *Journal of Hydrologic Engineering* 4, 135–143. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(1999\)4:2\(135\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(1999)4:2(135))
- Gutteridge, H., Gutteridge, D., 1987. Farm dams in catchments study.
- Habets, F., Molénat, J., Carluer, N., Douez, O., Leenhardt, D., 2018. The cumulative impacts of small reservoirs on hydrology: A review. *Science of The Total Environment* 643, 850–867. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.188>
- Habets, F., Philippe, E., Martin, E., David, C.H., Leseur, F., 2014. Small farm dams: impact on river flows and sustainability in a context of climate change. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 18, 4207–4222. <https://doi.org/10.5194/hess-18-4207-2014>
- Habi, M., Morsli, B., 2011. Contraintes et perspectives des retenues collinaires dans le Nord-Ouest algérien. *Science et changements planétaires / Sécheresse* 22, 49–56. <https://doi.org/10.1684/sec.2011.0293>
- Hafif, B., Murni, A.M., 2012. Small farm reservoir as a supplemental irrigation source for crops planted on marginal land. *Agrivita.J.Agr.Sci* 34, 44–49. <https://doi.org/10.17503/Agrivita-2012-34-1-p044-049>
- Hallegatte, S., 2009. Strategies to adapt to an uncertain climate change. *Global Environmental Change* 19, 240–247. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.12.003>
- Hallema, D.W., Moussa, R., Andrieux, P., Voltz, M., 2013. Parameterization and multi-criteria calibration of a distributed storm flow model applied to a Mediterranean agricultural catchment. *Hydrol. Process.* 27, 1379–1398. <https://doi.org/10.1002/hyp.9268>
- Han, C., Zhang, B., Han, S., 2021. Quantitative effects of changes in agricultural irrigation on potential evaporation. *Hydrological Processes* 35, e14057. <https://doi.org/10.1002/hyp.14057>
- Han, G., Wang, J., Pan, Y., Huang, N., Zhang, Z., Peng, R., Wang, Z., Sun, G., Liu, C., Ma, S., Song, Y., Pan, Z., 2020. Temporal and Spatial Variation of Soil Moisture and Its Possible Impact on Regional Air Temperature in China. *Water* 12, 1807. <https://doi.org/10.3390/w12061807>
- Hanks, R.J., 1983. Yield and Water-Use Relationships: An Overview, in: Taylor, H.M., Jordan, W.R., Sinclair, T.R. (Eds.), ASA, CSSA, and SSSA Books. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, Madison, WI, USA, pp. 393–411. <https://doi.org/10.2134/1983.limitationstoefficientwateruse.c24>
- Hanway, J.J., 1963. Growth Stages of Corn (*Zea mays*, L.)¹. *Agron. J.* 55, 487–492. <https://doi.org/10.2134/agronj1963.00021962005500050024x>
- Harrison, J.A., Maranger, R.J., Alexander, R.B., Giblin, A.E., Jacinthe, P.-A., Mayorga, E., Seitzinger, S.P., Sobota, D.J., Wollheim, W.M., 2009. The regional and global significance of nitrogen removal in lakes and reservoirs. *Biogeochemistry* 93, 143–157. <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9272-x>
- Hasholt, B., Mernild, S.H., 2004. Estimation of water balance in and around the Mittivakkat Glacier basin, Ammassalik Island, Southeast Greenland, in: IAHS Publication. Presented at the Northern Research Basins Water Balance, IASH Press, Wallingford, UK, pp. 129–142.
- Hazen, R., 1956. Economics of Stream Flow Regulation. *Journal (American Water Works Association)* 48, 761–767.

- Helweg, O.J., Sharma, P.N., 1983. Optimum design of small reservoirs (tanks). *Water Resources Research* 19, 881–885. <https://doi.org/10.1029/WR019i004p00881>
- Henry, R., 1999. Heat budgets, thermal structure and dissolved oxygen in Brazilian reservoirs, in: Leiden : Backhuys Publisher (Ed.), *Theoretical Reservoir Ecology and Its Applications*, Leiden: Backhuys. International Institute of Ecology Ann Arbor, pp. 125–151.
- Hernández, M.S., Carrillo, M., Barrera, J., Fernández-Trujillo, J.P., 2011. Camu-camu (*Myrciaria dubia* Kunth McVaugh), in: *Postharvest Biology and Technology of Tropical and Subtropical Fruits*. Elsevier, pp. 352–375e. <https://doi.org/10.1533/9780857092762.352>
- Hickcox, D.H., 1980. Water rights, allocation, and conflicts in the Tongue river basin, southeastern Montana. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 16, 797–803. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1980.tb02490.x>
- Hillel, D., 2005. Water harvesting, in: Hillel, Daniel (Ed.), *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Elsevier, Oxford, pp. 264–270. <https://doi.org/10.1016/B0-12-348530-4/00306-4>
- Hingray, B., Picouet, C., Musy, A., 2014. *Hydrology: a science for engineers*. CRC Press/Science Publ, Boca Raton, Fla.
- Hoang, L., Schneiderman, E.M., Moore, K.E.B., Mukundan, R., Owens, E.M., Steenhuis, T.S., 2017. Predicting saturation-excess runoff distribution with a lumped hillslope model: SWAT-HS. *Hydrological Processes* 31, 2226–2243. <https://doi.org/10.1002/hyp.11179>
- Honek, D., Michalková, M.Š., Smetanová, A., Sočuvka, V., Velísková, Y., Karásek, P., Konečná, J., Némětová, Z., Danáčková, M., 2020. Estimating sedimentation rates in small reservoirs - Suitable approaches for local municipalities in central Europe. *Journal of Environmental Management* 261, 109958. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109958>
- Horrocks, R.D., Vallentine, J.F., 1999. Water relations and irrigation, in: *Harvested Forages*. Elsevier, pp. 225–242. <https://doi.org/10.1016/B978-012356255-5/50034-1>
- Horton, R.E., 1933. The Rôle of infiltration in the hydrologic cycle. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 14, 446–460. <https://doi.org/10.1029/TR014i001p00446>
- Hould-Gosselin, G., Rousseau, A.N., Gumiere, S.J., Hallema, D.W., Ratté-Fortin, C., Thériault, G., Bochove, E. van, 2016. Modeling the sediment yield and the impact of vegetated filters using an event-based soil erosion model—a case study of a small Canadian watershed. *Hydrological Processes* 30, 2835–2850. <https://doi.org/10.1002/hyp.10817>
- Hughes, D.A., Mantel, S.K., 2010. Estimating the uncertainty in simulating the impacts of small farm dams on streamflow regimes in South Africa. *Hydrological Sciences Journal* 55, 578–592. <https://doi.org/10.1080/02626667.2010.484903>
- Hunt, C.E., 1988. *Down by the river: the impact of federal water projects and policies on biological diversity*, Island Press. ed. Island Pr, Washington, DC.
- Hura, G.S., Docken, E., 1990. PROLOG in distributed systems: An overview. *Microelectronics Reliability* 30, 639–648. [https://doi.org/10.1016/0026-2714\(90\)90165-J](https://doi.org/10.1016/0026-2714(90)90165-J)
- Ibáñez, A., Díaz, E., Ollero, A., Acín, V., Granado, D., 2013. Channel response to multiple damming in a meandering river, middle and lower Aragón River (Spain). *Hydrobiologia* 712, 5–23. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1490-0>
- Iglesias, A., Garrote, L., 2015. Adaptation strategies for agricultural water management under climate change in Europe. *Agricultural Water Management* 155, 113–124. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.03.014>
- IGN, 2017. DEM RGE ALTI 5m.
- IGN, 2016. Prises de vues aériennes dématérialisée.
- IGN, 2015. Registre Parcellaire Graphique.
- Ignatius, A., Stallins, J.A., 2011. Assessing Spatial Hydrological Data Integration to Characterize Geographic Trends in Small Reservoirs in the Apalachicola-Chattahoochee-Flint River Basin. *Southeastern Geographer* 51, 371–393. <https://doi.org/10.1353/sgo.2011.0028>
- Ignatius, A.R., Jones, J.W., 2017. High resolution water body mapping for SWAT evaporative modelling in the Upper Oconee watershed of Georgia, USA. *Hydrological Processes* 32, 51–65. <https://doi.org/10.1002/hyp.11398>
- Ignatius, A.R., Rasmussen, T.C., 2016. Small reservoir effects on headwater water quality in the rural-urban fringe, Georgia Piedmont, USA. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 8, 145–161. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2016.08.005>
- INSEE, 2017. Recensement de la population municipale 2017.
- Jackson, C.R., Pringle, C.M., 2010. Ecological Benefits of Reduced Hydrologic Connectivity in Intensively Developed Landscapes. *BioScience* 60, 37–46. <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.1.8>

- Jackson, R., 2016. Viticulture, in: Reference Module in Food Science. Elsevier, p. B9780081005965030000. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100596-5.02871-7>
- Jackson, R.S., 2008. Vineyard Practice, in: Wine Science. Elsevier, pp. 108–238. <https://doi.org/10.1016/B978-012373646-8.50007-X>
- Jackson, R.S., 2003. Grapes, in: Encyclopedia of Food Sciences and Nutrition. Elsevier, pp. 2957–2967. <https://doi.org/10.1016/B0-12-227055-X/00570-8>
- Jacquir, S., Binczak, S., Bilbault, J.-M., 2007. Analytical determination of initial conditions leading to firing in nerve fibers. *Int. J. Bifurcation Chaos* 17, 3697–3701. <https://doi.org/10.1142/S0218127407019597>
- Jalota, S.K., Vashisht, B.B., Sharma, S., Kaur, S., 2018. Chapter 4 - Climate Change and Groundwater, in: Jalota, S.K., Vashisht, B.B., Sharma, S., Kaur, S. (Eds.), *Understanding Climate Change Impacts on Crop Productivity and Water Balance*. Academic Press, pp. 149–181. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809520-1.00004-5>
- Jarvis, W.T., 2008. Strategies for Groundwater Resources Conflict Resolution and Management, in: Darnault, C.J.G. (Ed.), *Overexploitation and Contamination of Shared Groundwater Resources*, NATO Science for Peace and Security Series. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 393–414. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6985-7_19
- Jayatilaka, C.J., Sakthivadivel, R., Shinogi, Y., Makin, I.W., Witharana, P., 2003. A simple water balance modelling approach for determining water availability in an irrigation tank cascade system. *Journal of Hydrology* 273, 81–102. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00360-8](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00360-8)
- Jeníček, M., 2008. Modelling the effect of small reservoirs on flood regime in the Chomutovka river basin, in: Brilly, M., Šraj, M. (Eds.), *XXIVth Conference of the Danubian Countries on the Hydrological Forecasting and Hydrological Bases of Water Management*. Slovenian National Committee for the IHP Unesco, Ljubljana, pp. 2–4.
- Jing, L., Stephansson, O., 2007. Discrete Fracture Network (DFN) Method, in: Jing, L., Stephansson, O. (Eds.), *Developments in Geotechnical Engineering*, 10. Elsevier, pp. 365–398. [https://doi.org/10.1016/S0165-1250\(07\)85010-3](https://doi.org/10.1016/S0165-1250(07)85010-3)
- Joannon, A., Bro, E., Thenail, C., Baudry, J., 2008. Crop patterns and habitat preferences of the grey partridge farmland bird. *Agron. Sustain. Dev.* 28, 379–387. <https://doi.org/10.1051/agro:2008011>
- Joannon, A., Souchère, V., Martin, P., Papy, F., 2006. Reducing runoff by managing crop location at the catchment level, considering agronomic constraints at farm level. *Land Degrad. Dev.* 17, 467–478. <https://doi.org/10.1002/ldr.714>
- Johnson, P.T., Olden, J.D., Vander Zanden, M.J., 2008. Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6, 357–363. <https://doi.org/10.1890/070156>
- Joly, P., Miaud, C., Lehmann, A., Grolet, O., 2001. Habitat Matrix Effects on Pond Occupancy in Newts. *Conservation Biology* 15, 239–248. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2001.99200.x>
- Jones, M.P., Hunt, W.F., 2010. Effect of Storm-Water Wetlands and Wet Ponds on Runoff Temperature in Trout Sensitive Waters. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 136, 656–661. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0000227](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000227)
- Jónsson, J.Ö.G., Davíðsdóttir, B., Nikolaidis, N.P., 2017. Valuation of Soil Ecosystem Services, in: *Advances in Agronomy*. Elsevier, pp. 353–384. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2016.10.011>
- Jordan, D., 1990. Implementation benefits of C++ language mechanisms. *Commun. ACM* 33, 61–64. <https://doi.org/10.1145/83880.84460>
- Kaminski, T., Giering, R., Voßbeck, M., 2006. Efficient Sensitivities for the Spin-Up Phase, in: Bücker, M., Corliss, G., Naumann, U., Hovland, P., Norris, B. (Eds.), *Automatic Differentiation: Applications, Theory, and Implementations*, Lecture Notes in Computational Science and Engineering. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg, pp. 285–293. https://doi.org/10.1007/3-540-28438-9_25
- Kang, M., Park, S., 2014. Modeling water flows in a serial irrigation reservoir system considering irrigation return flows and reservoir operations. *Agricultural Water Management* 143, 131–141. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.07.003>
- Karlsson, M.G., Heins, R.D., 1992. Begonias, in: *Introduction to Floriculture*. Elsevier, pp. 409–427. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-437651-9.50021-X>
- Katsi, L., Siwadi, J., Guzha, E., Makoni, F.S., Smits, S., 2007. Assessment of factors which affect multiple uses of water sources at household level in rural Zimbabwe – A case study of Marondera, Murehwa and Uzumba Maramba Pfungwe districts. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 32, 1157–1166. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2007.07.010>
- Keh-Chia, Y., 2018. Scour and Erosion IX: Proceedings of the 9th International Conference on Scour and Erosion (ICSE 2018), November 5-8, 2018, Taipei, Taiwan. CRC Press, Tapei, Taiwan.

- Keller, A., Sakthivadivel, R., Seckler, D., 2000. Water scarcity and the role of storage in development, IWMI Research Report. ed. International Water Management Institute, Colombo.
- Kelly, V.J., 2001. Influence of reservoirs on solute transport: a regional-scale approach. *Hydrological Processes* 15, 1227–1249. <https://doi.org/10.1002/hyp.211>
- Kennon, F.W., 1966. Hydrologic effects of small reservoirs in Sandstone Creek Watershed, Beckham and Roger Mills Counties, western Oklahoma (USGS Numbered Series No. 1839), Water Supply Paper. USA. <https://doi.org/10.3133/wsp1839C>
- Kim, D., Eum, H.-I., Kaluarachchi, J.J., Chun, J.A., 2019. A sensitivity-based analysis for managing storage capacity of a small agricultural reservoir under drying climate. *Agricultural Water Management* 213, 410–418. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.10.040>
- Kirchner, J.W., 2009. Catchments as simple dynamical systems: Catchment characterization, rainfall-runoff modeling, and doing hydrology backward. *Water Resour. Res.* 45. <https://doi.org/10.1029/2008WR006912>
- Kirda, C., Kanber, R., Tulucu, K., 1995. Yield response of cotton, maize, soybean, sugar beet, sunflower and wheat to deficit irrigation. Morocco.
- Kirkham, M.B., 2005. Field Capacity, Wilting Point, Available Water, and the Non-Limiting Water Range, in: *Principles of Soil and Plant Water Relations*. Elsevier, pp. 101–115. <https://doi.org/10.1016/B978-012409751-3/50008-6>
- Köksal, M., Tokad, Y., 1978. Determination of initial conditions in active RLC networks. *Int. J. Circ. Theor. Appl.* 6, 5–11. <https://doi.org/10.1002/cta.4490060103>
- Kollet, S.J., Maxwell, R.M., 2008. Capturing the influence of groundwater dynamics on land surface processes using an integrated, distributed watershed model. *Water Resour. Res.* 44. <https://doi.org/10.1029/2007WR006004>
- Konikow, L., 2001. Use of numerical models to simulate groundwater flow and transport, in: *Environmental Isotopes in the Hydrological Cycle: Principles and Applications*. International Atomic Energy Agency, Vienna, pp. 75–116.
- Kononova, O.N., Fefilova, E.B., 2018. Planktonic Fauna of Small Reservoirs in the Komi Republic. *Inland Water Biol* 11, 245–254. <https://doi.org/10.1134/S1995082918030070>
- Korbéogo, G., 2020. Framing the Fluidity of Water Management Conflicts in the Bagré Irrigation Scheme, Burkina Faso. *Water Alternatives* 13, 70–92.
- Kouhpeima, A., Asghar Hashemi, S.A., Feiznia, S., Ahmadi, H., 2010. Using Sediment Deposited in Small Reservoirs to Quantify Sediment Yield in Two Small Catchments of Iran. *JSD* 3, p133. <https://doi.org/10.5539/jsd.v3n3p133>
- Kozłowski, T.T., Pallardy, S.G., 1997a. Seed Germination and Seedling Growth, in: *Growth Control in Woody Plants*. Elsevier, pp. 14–72. <https://doi.org/10.1016/B978-012424210-4/50002-4>
- Kozłowski, T.T., Pallardy, S.G., 1997b. Environmental Regulation of Vegetative Growth, in: *Growth Control in Woody Plants*. Elsevier, pp. 195–322. <https://doi.org/10.1016/B978-012424210-4/50005-X>
- Kpadonou, B.A.R., Barbier, B., Wellens, J., Sauret, E., Zangré, B.V.C.A., 2015. Water conflicts in tropical watersheds: hydroeconomic simulations of water sharing policies between upstream small private irrigators and downstream large public irrigation schemes in Burkina Faso. *Water International* 40, 1021–1039. <https://doi.org/10.1080/02508060.2015.1086876>
- Kratz, T., Webster, K., Bowser, C., Maguson, J., Benson, B., 1997. The influence of landscape position on lakes in northern Wisconsin. *Freshwater Biology* 37, 209–217. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00149.x>
- Krol, M.S., de Vries, M.J., van Oel, P.R., de Araújo, J.C., 2011. Sustainability of Small Reservoirs and Large Scale Water Availability Under Current Conditions and Climate Change. *Water Resour Manage* 25, 3017–3026. <https://doi.org/10.1007/s11269-011-9787-0>
- Krol, M.S., De Vries, M.J., van Oel, P.R., de Araújo, J.C., 2010. Effects of small reservoirs on large scale water availability. Presented at the International Congress on Environmental Modelling and Software, Brigham Young University BYU ScholarsArchive, Ottawa, Ontario, Canada, p. 8.
- Kubota, C., 2016. Growth, Development, Transpiration and Translocation as Affected by Abiotic Environmental Factors, in: Kozai, T., Niu, G., Takagaki, M. (Eds.), *Plant Factory*. Academic Press, San Diego, pp. 151–164. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-801775-3.00010-X>
- Ladaniya, M.S., 2008. Harvesting, in: *Citrus Fruit*. Elsevier, pp. 215–VIII. <https://doi.org/10.1016/B978-012374130-1.50010-3>
- Ladson, A., 2019. Using WSUD to Restore Predevelopment Hydrology, in: Sharma, A.K., Gardner, T., Begbie, D. (Eds.), *Approaches to Water Sensitive Urban Design*, Chapter 10. Woodhead Publishing, pp. 209–228. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812843-5.00010-1>
- Lagacherie, P., Rabotin, M., Colin, F., Moussa, R., Voltz, M., 2010. Geo-MHYDAS: A landscape discretization tool for distributed hydrological modeling of cultivated areas. *Computers & Geosciences* 36, 1021–1032. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2009.12.005>

- Laker, M.C., Nortjé, G.P., 2019. Review of existing knowledge on soil crusting in South Africa, in: *Advances in Agronomy*. Elsevier, pp. 189–242. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2019.01.002>
- Laloui, L., Rotta Loria, A.F., 2020. Analytical modelling of transient heat transfer, in: Laloui, L., Rotta Loria, A.F. (Eds.), *Analysis and Design of Energy Geostructures*, Chapter 9. Academic Press, pp. 409–456. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816223-1.00009-6>
- Lamichhane, J.R., Messéan, A., Ricci, P., 2019. Research and innovation priorities as defined by the Ecophyto plan to address current crop protection transformation challenges in France, in: *Advances in Agronomy*. Elsevier, pp. 81–152. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2018.11.003>
- Landsberg, J., Sands, P., 2011. Hydrology and Plant Water Relations, in: *Terrestrial Ecology*. Elsevier, pp. 185–219. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374460-9.00007-X>
- Lane, E.W., 1953. Some aspects of reservoir sedimentation. *Irrigation and Power Journal* 10, 3–14.
- Laraque, A., 1991. Comportements hydrochimiques des “açudes” du Nordeste brésilien semi-aride : évolutions et prévisions pour un usage en irrigation (PhD Thesis). Université Montpellier II-Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier.
- Lardy, R., Truche, C., Therond, O., 2016. Modelling small agricultural dams dynamics into the MAELIA multi-agent platform, in: Sauvage, S., Sanchez-Perez, J.-M., Rizzoli, A. (Eds.), *Stream A: Integrated environmental modelling : A multidisciplinary approach for innovative applications*. Presented at the Environmental Modelling & Software, Toulouse, pp. 330–337.
- Larousse, 2017. Dictionnaire, 23e édition. ed. Larousse, DL, Paris.
- Lasage, R., Aerts, J.C.J.H., Verburg, P.H., Sileshi, A.S., 2015. The role of small scale sand dams in securing water supply under climate change in Ethiopia. *Mitig Adapt Strateg Glob Change* 20, 317–339. <https://doi.org/10.1007/s11027-013-9493-8>
- Le Chevalier, Y., Rosenwald, F., 2012. Des surfaces irrigables en baisse à partir de 2000. *Agreste Primeur* 4.
- Le Quesne, T., Kendy, E., Derek, W., 2010. The Implementation Challenge, Report 2010. WWF.
- Le Roux, J., Morgenthal, T., Malherbe, J., Pretorius, D., Sumner, P., 2008. Water erosion prediction at a national scale for South Africa. *Water SA* 34, 305–314.
- Lebecherel, L., Andreassian, V., Office national de l'eau et des milieux aquatiques (France), 2015. Connaître les débits des rivières: quelles méthodes d'extrapolation lorsqu'il n'existe pas de station de mesures permanentes ?, Novembre 2015. ed. Comprendre pour agir. ONEMA, Vincennes.
- Lee, H.N., 2008. Radionuclides: Their Biogeochemical Cycles and the Impacts on the Biosphere, in: Jørgensen, S.E., Fath, B.D. (Eds.), *Encyclopedia of Ecology*. Academic Press, Oxford, pp. 2966–2975. <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00757-6>
- Lee, Y., Filliben, J.J., Micheals, R.J., Jonathon Phillips, P., 2013. Sensitivity analysis for biometric systems: A methodology based on orthogonal experiment designs. *Computer Vision and Image Understanding* 117, 532–550. <https://doi.org/10.1016/j.cviu.2013.01.003>
- Leenhardt, D., Lemaire, P., 2002. Estimating the spatial and temporal distribution of sowing dates for regional water management. *Agricultural Water Management* 55, 37–52. [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(01\)00183-4](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(01)00183-4)
- Leenhardt, D., Rizzo, D., Therond, O., 2015. Modélisation des éléments clefs d'un territoire irrigué (Rapport final No. Thème 1-Action 43). INRAE, France.
- Leenhardt, D., Therond, O., Cordier, M.-O., Gascuel-Oudou, C., Reynaud, A., Durand, P., Bergez, J.-E., Clavel, L., Masson, V., Moreau, P., 2012. A generic framework for scenario exercises using models applied to water-resource management. *Environmental Modelling & Software* 37, 125–133. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.03.010>
- Leenhardt, D., Voltz, M., Barreteau, O. (Eds.), 2020. L'eau en milieu agricole : Outils et méthodes pour une gestion intégrée et territoriale. éditions Quae. <https://doi.org/10.35690/978-2-7592-3124-9>
- Leeper, G.W., Uren, N.C., 1993. *Soil science: an introduction*, 5. ed. ed. Melbourne University Press, Carlton, Vic.
- Lehner, B., Liermann, C.R., Revenga, C., Vörösmarty, C., Fekete, B., Crouzet, P., Doll, P., Endejan, M., Frenken, K., Magome, J., Nilsson, C., Robertson, J.C., Rödel, R., Sindorf, N., Wisser, D., 2011. High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9, 494–502. <https://doi.org/10.1890/100125>
- LEMA, 2006. Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques, Loi n°2006-1772.
- Leonard, J., Andrieux, P., 1998. Infiltration characteristics of soils in Mediterranean vineyards in Southern France. *CATENA* 32, 209–223. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(98\)00049-6](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(98)00049-6)
- Leopold, L.B., 1960. Ecological systems and the water resources (Report No. 414D), Circular. Washington, D.C. <https://doi.org/10.3133/cir414D>

- Leteinturier, B., Herman, J.L., Longueville, F. de, Quintin, L., Oger, R., 2006. Adaptation of a crop sequence indicator based on a land parcel management system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112, 324–334. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.07.011>
- Lévite, H., Sally, H., 2002. Linkages between productivity and equitable allocation of water. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 27, 825–830. [https://doi.org/10.1016/S1474-7065\(02\)00071-2](https://doi.org/10.1016/S1474-7065(02)00071-2)
- Lewis, D.C., Burgy, R.H., 1964. The Relationship between oak tree roots and groundwater in fractured rock as determined by tritium tracing. *J. Geophys. Res.* 69, 2579–2588. <https://doi.org/10.1029/JZ069i012p02579>
- Lewis, M.R., 1937. The rate of infiltration of water in irrigation-practice. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 18, 361–368. <https://doi.org/10.1029/TR018i002p00361>
- Ley, T.W., Stevens, R.G., Topielec, R.R., Neibling, W.H., 1994. *Soil Water Monitoring & Measurement, A Pacific Northwest Publication NW0475*. ed, PNW (Series). Washington State University Cooperative Extension, Washington State University.
- Liebe, J., van de Giesen, N., Andreini, M., 2005. Estimation of small reservoir storage capacities in a semi-arid environment. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 30, 448–454. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2005.06.011>
- Lima Neto, I.E., Wiegand, M.C., de Araújo, J.C., 2011. Sediment redistribution due to a dense reservoir network in a large semi-arid Brazilian basin. *Hydrological Sciences Journal* 56, 319–333. <https://doi.org/10.1080/02626667.2011.553616>
- Linderson, M., Iritz, Z., Lindroth, A., 2007. The effect of water availability on stand-level productivity, transpiration, water use efficiency and radiation use efficiency of field-grown willow clones. *Biomass and Bioenergy* 31, 460–468. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2007.01.014>
- Lipiec, J., Kuś, J., Słowińska-Jurkiewicz, A., Nosalewicz, A., 2006. Soil porosity and water infiltration as influenced by tillage methods. *Soil and Tillage Research* 89, 210–220. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.07.012>
- Liu, C., Su, W., Yang, Y., 2012. Impacts of climate change on the runoff and estimation on the future climatic trends in the headwater regions of the Yellow River. *Journal of Arid Land Resources and Environment* 26, 97–101.
- Liu, Y., Yang, W., Yu, Z., Lung, I., Yarotski, J., Elliott, J., Tiessen, K., 2014. Assessing Effects of Small Dams on Stream Flow and Water Quality in an Agricultural Watershed. *J. Hydrol. Eng.* 19, 05014015. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001005](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001005)
- Lobb, D.A., 2008. Soil Movement by Tillage and Other Agricultural Activities, in: *Encyclopedia of Ecology*. Elsevier, pp. 3295–3303. <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00832-6>
- Lowe, L., Nathan, R., Morden, R., 2005. Assessing the impact of farm dams on streamflows, Part II: Regional characterisation. *Water Resources Research* 41, 13–26. <https://doi.org/10.1080/13241583.2005.11465260>
- Luce, R.D., Raiffa, H., 1957. *Games and decisions: Introduction and critical survey.*, Games and decisions: Introduction and critical survey. Wiley, Oxford, England.
- Macé, K., Morlon, P., Munier-Jolain, N., Quéré, L., 2007. Time scales as a factor in decision-making by French farmers on weed management in annual crops. *Agricultural Systems* 93, 115–142. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2006.04.007>
- Madani, B., Mirshekari, A., Imahori, Y., 2019. Physiological Responses to Stress, in: *Postharvest Physiology and Biochemistry of Fruits and Vegetables*. Elsevier, pp. 405–423. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813278-4.00020-8>
- Mafongoya, P.L., Sileshi, G.W., 2020. Indices to identify and quantify ecosystem services in sustainable food systems, in: *The Role of Ecosystem Services in Sustainable Food Systems*. Elsevier, pp. 43–71. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816436-5.00003-2>
- Mahmood, K., 1987. *Reservoir sedimentation: impact, extent, and mitigation (Technical Paper No. WTP71)*, World Bank Technical Paper. The World Bank, Washington, D. C.
- Majagi, S., Vijaykumar, K., 2009. Ecology and abundance of zooplankton in Karanja reservoir. *Environ Monit Assess* 152, 451–458. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0329-z>
- Malveira, V.T.C., Araújo, J.C. de, Güntner, A., 2012. Hydrological Impact of a High-Density Reservoir Network in Semiarid Northeastern Brazil. *J. Hydrol. Eng.* 17, 109–117. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000404](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000404)
- Maneta, M.P., Torres, M., Wallender, W.W., Vosti, S., Kirby, M., Bassoi, L.H., Rodrigues, L.N., 2009. Water demand and flows in the São Francisco River Basin (Brazil) with increased irrigation. *Agricultural Water Management* 96, 1191–1200. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.03.008>
- Mark Hanna, H., Quick, G.R., 2019. Grain Harvesting Machinery, in: *Handbook of Farm, Dairy and Food Machinery Engineering*. Elsevier, pp. 157–174. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814803-7.00008-7>

- Martens, D.A., 2005. Denitrification, in: Hillel, D. (Ed.), *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Elsevier, Oxford, pp. 378–382. <https://doi.org/10.1016/B0-12-348530-4/00138-7>
- Martí, E., Fisher, S.G., Schade, J.D., Grimm, N.B., 2000. 4 - Flood Frequency and Stream–Riparian Linkages in Arid Lands, in: Jones, J.B., Mulholland, P.J. (Eds.), *Streams and Ground Waters*. Academic Press, San Diego, pp. 111–136. <https://doi.org/10.1016/B978-012389845-6/50005-3>
- Martínez, A., Larrañaga, A., Basaguren, A., Pérez, J., Mendoza-Lera, C., Pozo, J., 2013. Stream regulation by small dams affects benthic macroinvertebrate communities: from structural changes to functional implications. *Hydrobiologia* 711, 31–42. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1459-z>
- Martínez Alvarez, V., González-Real, M.M., Baille, A., Martínez, J.M.M., 2007. A novel approach for estimating the pan coefficient of irrigation water reservoirs. *Agricultural Water Management* 92, 29–40. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2007.04.011>
- Martínez Alvarez, V., Leyva, J.C., Maestre Valero, J.F., Górriz, B.M., 2009. Economic assessment of shade-cloth covers for agricultural irrigation reservoirs in a semi-arid climate. *Agricultural Water Management* 96, 1351–1359. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.04.008>
- Massuel, S., Perrin, J., Mascre, C., Mohamed, W., Boisson, A., Ahmed, S., 2014. Managed aquifer recharge in South India: What to expect from small percolation tanks in hard rock? *Journal of Hydrology* 512, 157–167. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.02.062>
- Mathieu, C., Lozet, J., 2011. *Dictionnaire encyclopédique de science du sol: avec index Anglais - Français/ Clément Mathieu, Jean Lozet*. Lavoisier [u.a.], Paris.
- Maton, L., Leenhardt, D., Bergez, J.-E., 2007. Geo-referenced indicators of maize sowing and cultivar choice for better water management. *Agron. Sustain. Dev.* 27, 377–386. <https://doi.org/10.1051/agro:2007018>
- Maxwell, R.M., Putti, M., Meyerhoff, S., Delfs, J.-O., Ferguson, I.M., Ivanov, V., Kim, J., Kolditz, O., Kollet, S.J., Kumar, M., Lopez, S., Niu, J., Paniconi, C., Park, Y.-J., Phanikumar, M.S., Shen, C., Sudicky, E.A., Sulis, M., 2014. Surface-subsurface model intercomparison: A first set of benchmark results to diagnose integrated hydrology and feedbacks. *Water Resour. Res.* 50, 1531–1549. <https://doi.org/10.1002/2013WR013725>
- Mbinji, J., 2010. *Climate Change and Performance of Small Reservoirs in the Upper East Region of Ghana* (Thesis Submitted to the Faculty of Social Sciences). Lun University, Sweden.
- McCartney, M.P., Smakhtin, V.U., 2010. *Water storage in an era of climate change: addressing the challenge of increasing rainfall variability*. Blue paper (Report). International Water Management Institute., Sri Lanka.
- McCool, D.K., Williams, J.D., 2008. Soil Erosion by Water, in: *Encyclopedia of Ecology*. Elsevier, pp. 3284–3290. <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00296-2>
- McGloin, R., McGowan, H., McJannet, D., Burn, S., 2014. Modelling sub-daily latent heat fluxes from a small reservoir. *Journal of Hydrology* 519, 2301–2311. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.10.032>
- McJannet, D.L., Cook, F.J., Burn, S., 2013. Comparison of techniques for estimating evaporation from an irrigation water storage. *Water Resour. Res.*, American Geophysical Union 49, 1415–1428. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20125>
- Mdemu, M., Laube, W., Barry, B., 2010. Temporal water productivity of tomato irrigated from a small reservoir and hand-dug-wells in dry season cropping in the Upper East Region, Ghana. *Zeitschrift für Bewässerungswirtschaft* 45, 75–93.
- Meinzen-Dick, R., Markelova, H., Moore, K., 2010. *The Role of Collective Action and Property Rights in Climate Change Strategies*. Policy Brief.
- Meldgaard, T., Nielsen, E.E., Loeschcke, V., 2003. Fragmentation by weirs in a riverine system: A study of genetic variation in time and space among populations of European grayling (*Thymallus thymallus*) in a Danish river system. *Conservation Genetics* 4, 735–747. <https://doi.org/10.1023/B:COGE.0000006115.14106.de>
- Merfield, C.N., 2019. Integrated Weed Management in Organic Farming, in: *Organic Farming*. Elsevier, pp. 117–180. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813272-2.00005-7>
- Mernild, S.H., Liston, G.E., Hiemstra, C., Wilson, R., 2017. The Andes Cordillera. Part III: glacier surface mass balance and contribution to sea level rise (1979-2014): GLACIER SURFACE MASS BALANCE AND CONTRIBUTION TO SEA LEVEL RISE. *Int. J. Climatol.* 37, 3154–3174. <https://doi.org/10.1002/joc.4907>
- Mernild, S.H., Liston, G.E., Steffen, K., Chylek, P., 2010. Meltwater flux and runoff modeling in the ablation area of Jakobshavn Isbræ, West Greenland. *J. Glaciol.* 56, 20–32. <https://doi.org/10.3189/002214310791190794>
- Miller, D.H. (Ed.), 1977a. Percolation from Ecosystems, in: *International Geophysics*, Chapter XIV. Academic Press, pp. 373–391. [https://doi.org/10.1016/S0074-6142\(08\)60492-1](https://doi.org/10.1016/S0074-6142(08)60492-1)
- Miller, D.H. (Ed.), 1977b. Groundwater and its Outflows into Local Ecosystems, in: *International Geophysics*, Chapter XV. Academic Press, pp. 392–422. [https://doi.org/10.1016/S0074-6142\(08\)60493-3](https://doi.org/10.1016/S0074-6142(08)60493-3)
- Milroy, D.J., 2019. *Climate Model Quality Assurance Through Consistency Testing and Error Source Identification*.

- Minear, J.T., Kondolf, G.M., 2009. Estimating reservoir sedimentation rates at large spatial and temporal scales: A case study of California: TECHNICAL NOTE. *Water Resour. Res.* 45. <https://doi.org/10.1029/2007WR006703>
- Ministère des affaires étrangères, Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (France), Groupe de recherche et d'échanges technologiques (Paris), 2009. Mémento de l'agronome. Editions Quae, Paris.
- Mioduszewski, W., 1998. Reconstruction of retention capacity of small river basins as a protection measure against floods and droughts. *International Agrophysics* 12, 259–269.
- Mishra, S.K., Tyagi, J.V., Singh, V.P., 2003. Comparison of infiltration models. *Hydrol. Process.* 17, 2629–2652. <https://doi.org/10.1002/hyp.1257>
- Mohan, P.J.J.C., Wesley, S.G., Ramya, S., Alaguchamy, N., Kalayanasundaram, M., Jayakumararaj, R., 2009. Correlation between the Diversity Manifestation and Phytoplankton Productivity in Pechiparai Reservoir, Kanyakumari District, Tamil Nadu, India. *Ethnobotanical Leaflets* 2009, 316–319.
- Montoroi, J.-P., Grünberger, O., Nasri, S., 2002. Groundwater geochemistry of a small reservoir catchment in Central Tunisia. *Applied Geochemistry* 17, 1047–1060. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00076-8](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00076-8)
- Montpetit, E., 2000. Europeanization and domestic politics: Europe and the development of a French environmental policy for the agricultural sector. *Journal of European Public Policy* 7, 576–592. <https://doi.org/10.1080/13501760050165370>
- Moradkhani, H., Sorooshian, S., 2008. General Review of Rainfall-Runoff Modeling: Model Calibration, Data Assimilation, and Uncertainty Analysis, in: Sorooshian, S., Hsu, K.-L., Coppola, E., Tomassetti, B., Verdecchia, M., Visconti, G. (Eds.), *Hydrological Modelling and the Water Cycle*, Water Science and Technology Library. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 1–24. https://doi.org/10.1007/978-3-540-77843-1_1
- Moreno, H.A., Vivoni, E.R., Gochis, D.J., 2013. Limits to Flood Forecasting in the Colorado Front Range for Two Summer Convection Periods Using Radar Nowcasting and a Distributed Hydrologic Model. *Journal of Hydrometeorology* 14, 1075–1097. <https://doi.org/10.1175/JHM-D-12-0129.1>
- Moriasi, D.N., Gitau, M.W., Pai, N., Daggupati, P., 2015. Hydrologic and Water Quality Models: Performance Measures and Evaluation Criteria. *Trans. ASABE* 58, 1763–1785. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10715>
- Morris, J., Barron, J., 2014. *Agricultural Water Management Technology Expansion and Impact on Crop Yields in Northern Burkina Faso (1980-2010): A Review*, Stockholm Environment Institute. ed. CGIAR Challenge Program on Water and Food, Burkina Faso.
- Mottet, A., Ladet, S., Coqué, N., Gibon, A., 2006. Agricultural land-use change and its drivers in mountain landscapes: A case study in the Pyrenees. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 114, 296–310. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.11.017>
- Moussa, R., 1996. Analytical Hayami solution for the diffusive wave flood routing problem with lateral inflow. *Hydrological Processes* 10, 1209–1227. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(199609\)10:9<1209::AID-HYP380>3.0.CO;2-2](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(199609)10:9<1209::AID-HYP380>3.0.CO;2-2)
- Moussa, R., Bocquillon, C., 1996. Algorithms for solving the diffusive wave flood routing equation. *Hydrological Processes* 10, 105–123. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(199601\)10:1<105::AID-HYP304>3.0.CO;2-P](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(199601)10:1<105::AID-HYP304>3.0.CO;2-P)
- Moussa, R., Chahinian, N., Bocquillon, C., 2007. Distributed hydrological modelling of a Mediterranean mountainous catchment – Model construction and multi-site validation. *Journal of Hydrology* 337, 35–51. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.01.028>
- Moussa, R., Colin, F., Dagès, C., Fabre, J.-C., Lagacherie, P., Louchart, X., Rabotin, M., Raclot, D., Voltz, M., 2010. Distributed hydrological modelling of farmed catchments (MHYDAS): assessing the impact of man-made structures on hydrological processes, in: *LandMod 2010 : International Conference on Integrative Landscape Modelling*. Quae ; INRA ; CIRAD, Montpellier, p. 14.
- Moussa, R., Voltz, M., Andrieux, P., 2002. Effects of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events. *Hydrol. Process.* 16, 393–412. <https://doi.org/10.1002/hyp.333>
- MTES, 2013. *Guide juridique pour la construction de retenues* (No. Edition 2013). Ministry of Ecological and Solidarity Transition, France.
- MTES, 2012. *CORINE Land Cover*.
- Mulligan, A.E., Charette, M.A., Tamborski, J.J., Moosdorf, N., 2019. Submarine Groundwater Discharge, in: Cochran, J.K., Bokuniewicz, H.J., Yager, P.L. (Eds.), *Encyclopedia of Ocean Sciences* (Third Edition). Academic Press, Oxford, pp. 108–119. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11482-4>
- Murgue, C., 2014. *Quelles distributions spatiales des systèmes de culture pour limiter l'occurrence des crises de gestion quantitative de l'eau ? Une démarche de conception évaluation sur le territoire irrigué de l'Aveyron aval* (Thèse de doctorat). Université de Toulouse, Toulouse.

- Murgue, C., Lardy, R., Vavasseur, M., Leenhardt, D., Therond, O., 2014. Fine spatio-temporal simulation of cropping and farming systems effects on irrigation withdrawal dynamics within a river basin, in: *International Environmental Modelling and Software Society (IEMSs): Agro-Ecosystem Modeling for Spatial Solutions to Watershed Conundrums*. San Diego, CA, USA, pp. 1817–1824.
- Mustapha, M.K., 2009. Problems, Challenges and Management of Small, Shallow Tropical African Reservoirs—A Case Study of Oyun Reservoir, Offa, Nigeria. *International Journal of Lakes* Number 2, 163–174.
- Mwaura, F., Mavuti, K.M., Wamicha, W.N., 2002. Biodiversity characteristics of small high-altitude tropical man-made reservoirs in the Eastern Rift Valley, Kenya. *Lakes Reserv Res Manage* 7, 1–12. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1770.2002.00162.x>
- Namara, R.E., Hope, L., Sarpong, E.O., De Fraiture, C., Owusu, D., 2014. Adoption patterns and constraints pertaining to small-scale water lifting technologies in Ghana. *Agricultural Water Management* 131, 194–203. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2013.08.023>
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10, 282–290. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)
- Nassopoulos, H., Dumas, P., Hallegatte, S., 2012. Adaptation to an uncertain climate change: cost benefit analysis and robust decision making for dam dimensioning. *Climatic Change* 114, 497–508. <https://doi.org/10.1007/s10584-012-0423-7>
- Nathan, R., Jordan, P., Morden, R., 2005. Assessing the impact of farm dams on streamflows, Part I: Development of simulation tools. *Australasian Journal of Water Resources* 9, 1–12. <https://doi.org/10.1080/13241583.2005.11465259>
- Nathan, R., Lowe, L., 2012. The Hydrologic Impacts of Farm Dams. null 16, 75–83. <https://doi.org/10.7158/13241583.2012.11465405>
- Neal, B., Nathan, R.J., Schreider, S., Jakeman, A.J., 2002. Identifying the Separate Impact of Farm Dams and Land Use Changes on Catchment Yield. *Australasian Journal of Water Resources* 5, 165–176. <https://doi.org/10.1080/13241583.2002.11465202>
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiriny, J.R., Williams, J.R., 2011. Soil & Water Assessment Tool - Theoretical Documentation, Version 2009. ed, Texas Water Resources Institute Technical Report. Texas A&M University System, Texas, USA.
- Nichols, S., Norris, R., Maher, W., Thoms, M., 2006. Ecological Effects of Serial Impoundment on the Cotter River, Australia. *Hydrobiologia* 572, 255–273. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-0995-6>
- Niehoff, D., Fritsch, U., Bronstert, A., 2002. Land-use impacts on storm-runoff generation: scenarios of land-use change and simulation of hydrological response in a meso-scale catchment in SW-Germany. *Journal of Hydrology* 267, 80–93. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00142-7](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00142-7)
- Nieto, H.J., Brondo, M.A., Gonzalez, J.T., 1968. Critical Periods of the Crop Growth Cycle for Competition from Weeds. *International Journal of Pest Management: Part C* 14, 159–166. <https://doi.org/10.1080/05331856809432576>
- Nilsson, C., 2005. Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems. *Science* 308, 405–408. <https://doi.org/10.1126/science.1107887>
- Nobel, P.S., 2005. *Physicochemical and Environmental Plant Physiology*, 3rd Edition. ed. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-520026-4.X5000-8>
- Nyadzi, E., Nyamekye, A.B., Werners, S.E., Biesbroek, R.G., Dewulf, A., Slobbe, E.V., Long, H.P., Termeer, C.J.A.M., Ludwig, F., 2018. Diagnosing the potential of hydro-climatic information services to support rice farming in northern Ghana. *NJAS - Wageningen Journal of Life Sciences* 86–87, 51–63. <https://doi.org/10.1016/j.njas.2018.07.002>
- Oblinger, J.A., Moysey, S.M.J., Ravindrinath, R., Guha, C., 2010. A pragmatic method for estimating seepage losses for small reservoirs with application in rural India. *Journal of Hydrology* 385, 230–237. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.02.023>
- Ockenden, A.P., 1982. The effect of farm dams on flows in the North Para River / by A.P. Ockenden, V. Kotwicki. Engineering and Water Supply Dept, Adelaide.
- Ogilvie, A., Belaud, G., Massuel, S., Mulligan, M., Le Goulven, P., Calvez, R., 2016. Assessing Floods and Droughts in Ungauged Small Reservoirs with Long-Term Landsat Imagery. *Geosciences* 6, 42. <https://doi.org/10.3390/geosciences6040042>
- Oh, K., Yu, I., Kim, H., Kim, S., Kim, L., Jeong, S., 2015. Drought assessment based on real-time drought index. *Desalination and Water Treatment* 53, 3111–3117. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.922311>
- Olesen, J.E., Børgesen, C.D., Elsgaard, L., Palosuo, T., Rötter, R.P., Skjelvåg, A.O., Peltonen-Sainio, P., Börjesson, T., Trnka, M., Ewert, F., Siebert, S., Brisson, N., Eitzinger, J., van Asselt, E.D., Oberforster, M., van der Fels-Klerx,

- H.J., 2012. Changes in time of sowing, flowering and maturity of cereals in Europe under climate change. *Food Additives & Contaminants: Part A* 29, 1527–1542. <https://doi.org/10.1080/19440049.2012.712060>
- Ongwenyi, G.S., Kithia, S.M., Denga, F.O., 1993. An overview of soil erosion and sedimentation problems in Kenya, in: *Sediment Problems: Strategies for Monitoring, Prediction and Control*. Presented at the 4th joint IAMAP-IAHS assembly, IAHS Publication, Yokohama, Japan, pp. 217–224.
- Osman, Y.Z., Bruen, M.P., 2002. Modelling stream–aquifer seepage in an alluvial aquifer: an improved loosing-stream package for MODFLOW. *Journal of Hydrology* 264, 69–86. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00067-7](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00067-7)
- Oudin, L., Andréassian, V., Mathevet, T., Perrin, C., Michel, C., 2006. Dynamic averaging of rainfall-runoff model simulations from complementary model parameterizations. *Water Resour. Res.* 42. <https://doi.org/10.1029/2005WR004636>
- Oweis, T.Y., Taimah, A.Y., 1996. Evaluation of a small basin water-harvesting system in the arid region of Jordan. *Water Resour Manage* 10, 21–34. <https://doi.org/10.1007/BF00698809>
- Pallardy, S.G., 2008. Transpiration and Plant Water Balance, in: *Physiology of Woody Plants*. Elsevier, pp. 325–366. <https://doi.org/10.1016/B978-012088765-1.50013-0>
- Pandey, S., 2019. The Role of Irrigation for Food Security and Sustainability, in: *Encyclopedia of Food Security and Sustainability*. Elsevier, pp. 142–146. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100596-5.22173-2>
- Papy, F., BOIFFIN, J., DOUYER, C., 1988. Influence des systèmes de culture sur les risques d'érosion par ruissellement concentré. II. Evaluation des possibilités de maîtrise du phénomène dans les exploitations agricoles. *Agronomie* 8, 745–756.
- Parisot, A., 2017. Projet de fin d'étude de formation ingénieur agronome spécialisation Qualité de l'Environnement et Gestion des Ressources (QEGR) : Caractérisation des paramètres hydriques du sol (Rapport de Master). CACG Castanet et Ecolab Ensat, Occitanie, France.
- Park, H.J., Kim, W.-Y., Pardo, J.M., Yun, D.-J., 2016. Molecular Interactions Between Flowering Time and Abiotic Stress Pathways, in: *International Review of Cell and Molecular Biology*. Elsevier, pp. 371–412. <https://doi.org/10.1016/bs.ircmb.2016.07.001>
- Party, J.-P., Muller, N., Vauthier, Q., Rigou, L., Toutain, B., Lehmann, S., Laroche, B., Guiesse, M., 2016. Référentiel Régional Pédologique de Midi-Pyrénées : Département du Gers. <https://doi.org/10.6096/70324>
- Passioura, J.B., Angus, J.F., 2010. Improving Productivity of Crops in Water-Limited Environments, in: *Advances in Agronomy*. Elsevier, pp. 37–75. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(10\)06002-5](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(10)06002-5)
- Passy, P., Garnier, J., Billen, G., Fesneau, C., Tournebize, J., 2012. Restoration of ponds in rural landscapes: Modelling the effect on nitrate contamination of surface water (the Seine River Basin, France). *Science of The Total Environment* 430, 280–290. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.04.035>
- Paustian, K., 2014. Soil: Carbon Sequestration in Agricultural Systems, in: *Encyclopedia of Agriculture and Food Systems*. Elsevier, pp. 140–152. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52512-3.00093-0>
- Payan, J.-L., Perrin, C., Andréassian, V., Michel, C., 2008. How can man-made water reservoirs be accounted for in a lumped rainfall-runoff model? *Water Resour. Res.* 44, 1–11. <https://doi.org/10.1029/2007WR005971>
- Payen, J., Faurès, J.-M., Vallée, D., 2012. Small reservoirs and water storage for smallholder farming : The case for a new approach, *Agriculture Water Management Business Proposal Document*. Food and Agriculture Organization (FAO), Rome, Italy.
- Payero, J.O., Tarkalson, D.D., Irmak, S., Davison, D., Petersen, J.L., 2008. Effect of irrigation amounts applied with subsurface drip irrigation on corn evapotranspiration, yield, water use efficiency, and dry matter production in a semiarid climate. *Agricultural Water Management* 95, 895–908. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2008.02.015>
- Pearson, C.J., Bucknell, D., Laughlin, G.P., 2008. Modelling crop productivity and variability for policy and impacts of climate change in eastern Canada. *Environmental Modelling & Software* 23, 1345–1355. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.02.008>
- Peck, D.E., 2016. *Climate Variability and Water Dependent Sectors: Impacts and Potential Adaptations*, 1st ed. Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781315751146>
- Penman, H.L., 1948. Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proc. R. Soc. Lond. A* 193, 120–145. <https://doi.org/10.1098/rspa.1948.0037>
- Pennak, R.W., Rosine, W.N., 1976. Distribution and Ecology of Amphipoda (Crustacea) in Colorado. *American Midland Naturalist* 96, 324. <https://doi.org/10.2307/2424073>
- Perret, S., Le Gal, P.-Y., 1999. Analyse des pratiques, modélisation et aide à la décision dans le domaine de l'irrigation [Cas de la gestion d'une retenue collinaire collective à la Réunion]: Cas de la gestion d'une retenue collinaire collective à la Réunion. *ecoru* 254, 6–11. <https://doi.org/10.3406/ecoru.1999.5132>
- Perrin, C., Michel, C., Andréassian, V., 2003. Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. *Journal of Hydrology* 279, 275–289. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(03\)00225-7](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00225-7)

- Perrin, J., Ferrant, S., Massuel, S., Dewandel, B., Maréchal, J.C., Aulong, S., Ahmed, S., 2012. Assessing water availability in a semi-arid watershed of southern India using a semi-distributed model. *Journal of Hydrology* 460–461, 143–155. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.07.002>
- Petrakis, C., 2006. Olive Oil Extraction, in: Boskou, D. (Ed.), *Olive Oil (Second Edition)*, 9. AOCS Press, pp. 191–223. <https://doi.org/10.1016/B978-1-893997-88-2.50013-4>
- Petrucci, G., Bonhomme, C., 2014. The dilemma of spatial representation for urban hydrology semi-distributed modelling: Trade-offs among complexity, calibration and geographical data. *Journal of Hydrology* 517, 997–1007. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.06.019>
- Pisinaras, V., Wei, Y., Barring, L., Gemtzi, A., 2014. Conceptualizing and assessing the effects of installation and operation of photovoltaic power plants on major hydrologic budget constituents. *Science of The Total Environment* 493, 239–250. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.132>
- Poff, N.L., Zimmerman, J.K.H., 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows: Review of altered flow regimes. *Freshwater Biology* 55, 194–205. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02272.x>
- Poirel, A., Vindimian, E., Garric, J., 1994. Gestion des vidanges des réservoirs mesures prises pour la protection de l'environnement et retour d'expériences sur une soixantaine de vidanges, in: 18^{ème} congrès des grands barrages. Presented at the Commission Internationale des grands barrages, Durban, pp. 321–349.
- Pond, S., Cameron, S., 2003. Tissue culture : Artificial Seeds, in: *Encyclopedia of Applied Plant Sciences*. Elsevier, pp. 1379–1388. <https://doi.org/10.1016/B0-12-227050-9/00217-9>
- Pool, S., Vis, M.J.P., Knight, R.R., Seibert, J., 2017. Streamflow characteristics from modeled runoff time series – importance of calibration criteria selection. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 21, 5443–5457. <https://doi.org/10.5194/hess-21-5443-2017>
- Porto, P., Walling, D.E., Callegari, G., 2011. Using 137Cs measurements to establish catchment sediment budgets and explore scale effects. *Hydrological Processes* 25, 886–900. <https://doi.org/10.1002/hyp.7874>
- Potter, K.W., 2006. Small-scale, spatially distributed water management practices: Implications for research in the hydrologic sciences. *Water Resour. Res.* 42. <https://doi.org/10.1029/2005WR004295>
- Potts, W.M., 2003. Towards the development of species-specific fish production models for small reservoirs in southern Africa (PhD Thesis). Rhodes University, Rhodes, South Africa.
- Poussin, J.-C., Renaudin, L., Adogoba, D., Sanon, A., Tazen, F., Dogbe, W., Fusillier, J.-L., Barbier, B., Cecchi, P., 2015. Performance of small reservoir irrigated schemes in the Upper Volta basin: Case studies in Burkina Faso and Ghana. *Water Resources and Rural Development* 6, 50–65. <https://doi.org/10.1016/j.wrr.2015.05.001>
- Pringle, C., 2003. What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? *Hydrol. Process.* 17, 2685–2689. <https://doi.org/10.1002/hyp.5145>
- Puech, T., Schott, C., Mignolet, C., 2020. Characterising the diversity and spatial differentiation of crop managements at a regional scale. *European Journal of Agronomy* 120, 126112. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126112>
- Puginier, V., 2011. Analyse de la variabilité des rendements dans un terroir viticole de Vaucluse. Stage SupAgro, 2^è année. Institut National d'Etudes Supérieures Agronomiques de Montpellier (Montpellier SupAgro), Montpellier, FRA.
- Puissant, A., Sellé, A., Baghdadi, N., Thierion, V., Bris, A.L., Roujean, J., 2019. The 'urban' component of the French Land Data and Services Centre (THEIA), in: 2019 Joint Urban Remote Sensing Event (JURSE). Presented at the 2019 Joint Urban Remote Sensing Event (JURSE), IEEE, Vannes, France, pp. 1–4.
- Pushpalatha, R., Perrin, C., Moine, N.L., Andréassian, V., 2012. A review of efficiency criteria suitable for evaluating low-flow simulations. *Journal of Hydrology* 420–421, 171–182. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.11.055>
- Quemada, M., Baranski, M., Nobel-de Lange, M.N.J., Vallejo, A., Cooper, J.M., 2013. Meta-analysis of strategies to control nitrate leaching in irrigated agricultural systems and their effects on crop yield. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 174, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.04.018>
- Raeymaekers, J.A.M., Raeymaekers, D., Koizumi, I., Geldof, S., Volckaert, F.A.M., 2009. Guidelines for restoring connectivity around water mills: a population genetic approach to the management of riverine fish. *Journal of Applied Ecology* 46, 562–571. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01652.x>
- Ragab, R., Austin, B., Moidinis, D., 2001. The HYDROMED model and its application to semi-arid Mediterranean catchments with hill reservoirs 1: The rainfall-runoff model using a genetic algorithm for optimisation. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 5, 543–553. <https://doi.org/10.5194/hess-5-543-2001>
- Rahbeh, M., Chanasyk, D., Miller, J., 2013. Modelling the effect of irrigation on the hydrological output from a small prairie watershed. *Canadian Water Resources Journal* 38, 280–295. <https://doi.org/10.1080/07011784.2013.849856>

- Rahman, M.M., Lu, M., Kyi, K.H., 2016a. Seasonality of hydrological model spin-up time: a case study using the Xinanjiang model. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.* 1–22. <https://doi.org/10.5194/hess-2016-316>
- Rahman, M.M., Lu, M., Kyi, K.H., 2016b. Interactive comment on “Seasonality of hydrological model spin-up time: a case study using the Xinanjiang model,” in: *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.* Presented at the European Geosciences Union (EGU), Viennes, p. 2. <https://doi.org/10.5194/hess-2016-316-RC1>
- Rai, R.K., Singh, V.P., Upadhyay, A., 2017. Soil Analysis, in: *Planning and Evaluation of Irrigation Projects*. Elsevier, pp. 505–523. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811748-4.00017-0>
- Raju, K., 1985. Recharge through percolation tanks and subsurface dykes, India, in: *Proceedings of a Seminar on Artificial Recharge of Groundwater Held. Ahmadabad, India*, p. 12.
- Ramireddygar, S.R., Sophocleous, M.A., Koelliker, J.K., Perkins, S.P., Govindaraju, R.S., 2000. Development and application of a comprehensive simulation model to evaluate impacts of watershed structures and irrigation water use on streamflow and groundwater: the case of Wet Walnut Creek Watershed, Kansas, USA. *Journal of Hydrology* 236, 223–246. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00295-X](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00295-X)
- Ramirez-Vallejo, J., 2011. Managing Agricultural Water, in: *Treatise on Water Science*. Elsevier, pp. 129–151. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53199-5.00011-7>
- Ramke, H.-G., 2018. 8.2 - Collection of Surface Runoff and Drainage of Landfill Top Cover Systems, in: Cossu, R., Stegmann, R. (Eds.), *Solid Waste Landfilling*. Elsevier, pp. 373–416. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-407721-8.00019-X>
- Reitan, O., Thingstad, P., 1999. Responses of birds to damming - A review of the influence of lakes, dams and reservoirs on bird ecology. *Ornis Norvegica* 22, 3–37.
- Riaz, M., Arif, M.S., Ashraf, M.A., Mahmood, R., Yasmeen, T., Shakoob, M.B., Shahzad, S.M., Ali, M., Saleem, I., Arif, M., Fahad, S., 2019. A Comprehensive Review on Rice Responses and Tolerance to Salt Stress, in: *Advances in Rice Research for Abiotic Stress Tolerance*. Elsevier, pp. 133–158. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814332-2.00007-1>
- Richter, B.D., Braun, D.P., Mendelson, M.A., Master, L.L., 1997. Threats to Imperiled Freshwater Fauna. *Conservation Biology* 11, 1081–1093. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96236.x>
- Ridier, A., Chaib, K., Roussy, C., 2016. A Dynamic Stochastic Programming model of crop rotation choice to test the adoption of long rotation under price and production risks. *European Journal of Operational Research* 252, 270–279. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2015.12.025>
- Rihani, J.F., Maxwell, R.M., Chow, F.K., 2010. Coupling groundwater and land surface processes: Idealized simulations to identify effects of terrain and subsurface heterogeneity on land surface energy fluxes: COUPLING GROUNDWATER AND LAND SURFACE PROCESSES. *Water Resour. Res.* 46. <https://doi.org/10.1029/2010WR009111>
- Ritchie, J.T., 1972. Model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. *Water Resour. Res.* 8, 1204–1213. <https://doi.org/10.1029/WR008i005p01204>
- Rodrigues, L.N., Liebe, J., 2013. Small reservoirs depth-area-volume relationships in Savannah Regions of Brazil and Ghana. *Water Resources and Irrigation Management-WRIM*, FAO of the UN 1, 1–10.
- Rodrigues, L.N., Sano, E.E., Steenhuis, T.S., Passo, D.P., 2012. Estimation of Small Reservoir Storage Capacities with Remote Sensing in the Brazilian Savannah Region. *Water Resour Manage* 26, 873–882. <https://doi.org/10.1007/s11269-011-9941-8>
- Rosenberry, D.O., Winter, T.C., Buso, D.C., Likens, G.E., 2007. Comparison of 15 evaporation methods applied to a small mountain lake in the northeastern USA. *Journal of Hydrology* 340, 149–166. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.03.018>
- Rounsevell, M.D.A., Annetts, J.E., Audsley, E., Mayr, T., Reginster, I., 2003. Modelling the spatial distribution of agricultural land use at the regional scale. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 95, 465–479. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00217-7](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00217-7)
- Rousseau, A.N., 2013. The influence of alley cropping systems on soil water dynamics and soil erosion in a changing climate - Rapport R-1441. Québec.
- Roy, S.J., Collins, N.C., Munns, R., 2016. Abiotic Stress Genes and Mechanisms in Wheat, in: *Encyclopedia of Food Grains*. Elsevier, pp. 393–397. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-394437-5.00230-8>
- Rozos, E., Efstratiadis, A., Nalbantis, I., Koutsoyiannis, D., 2004. Calibration of a semi-distributed model for conjunctive simulation of surface and groundwater flows / Calage d'un modèle semi-distribué pour la simulation conjointe d'écoulements superficiels et souterrains. *Hydrological Sciences Journal* 49, 5. <https://doi.org/10.1623/hysj.49.5.819.55130>

- Sacks, W.J., Kucharik, C.J., 2011. Crop management and phenology trends in the U.S. Corn Belt: Impacts on yields, evapotranspiration and energy balance. *Agricultural and Forest Meteorology* 151, 882–894. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2011.02.010>
- SAGE Neste et Rivières de Gascogne, 2019. Dossier de consultation pour la définition du périmètre : Une vallée pyrénéenne, sept vallées gasconnes, des territoires étroitement liés dans leur gestion durable de l'eau (Rapport de phase préliminaire). Conseil départemental du Gers, Gers, France.
- Saha, P.P., Zeleke, K., Hafeez, M., 2019. Chapter 15 - Impacts of land use and climate change on streamflow and water balance of two sub-catchments of the Murrumbidgee River in South Eastern Australia, in: Melesse, A.M., Abtew, W., Senay, G. (Eds.), *Extreme Hydrology and Climate Variability*. Elsevier, pp. 175–190. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815998-9.00015-4>
- Salazar, S., Francés, F., Komma, J., Blume, T., Francke, T., Bronstert, A., Blöschl, G., 2012. A comparative analysis of the effectiveness of flood management measures based on the concept of "retaining water in the landscape" in different European hydro-climatic regions. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 12, 3287–3306. <https://doi.org/10.5194/nhess-12-3287-2012>
- Saleh, A., G. Arnold, J., W. Gassman, P., M. Hauck, L., D. Rosenthal, W., R. Williams, J., M. S. McFarland, A., 2000. Application of SWAT for the upper North Bosque River watershed. *Transactions of the ASAE* 43, 1077–1087. <https://doi.org/10.13031/2013.3000>
- Sally, H., Léville, H., Cour, J., 2011. Local Water Management of Small Reservoirs: Lessons from Two Case Studies in Burkina Faso. *Water Alternatives* 4, 365–382.
- Sang, X., Wang, D., Lin, X., 2016. Effects of tillage practices on water consumption characteristics and grain yield of winter wheat under different soil moisture conditions. *Soil and Tillage Research* 163, 185–194. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.06.003>
- Sanz-Urbe, J.R., Yusianto, Menon, S.N., Peñuela, A., Oliveros, C., Husson, J., Brando, C., Rodriguez, A., 2017. Postharvest Processing—Revealing the Green Bean, in: *The Craft and Science of Coffee*. Elsevier, pp. 51–79. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803520-7.00003-7>
- Sarkar, S., Yonce, H.N., Keeley, A., Canfield, T.J., Butcher, J.B., Paul, M.J., 2019. Integration of SWAT and HSPF for Simulation of Sediment Sources in Legacy Sediment-Impacted Agricultural Watersheds. *J Am Water Resour Assoc* 55, 497–510. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12731>
- Saulino, H.H., Leite-Rossi, L.A., Trivinho-Strixino, S., 2017. The effect of small reservoirs on chironomid diversity and trait composition in Savanna streams: evidence for Serial Discontinuity Concept. *Hydrobiologia* 793, 109–119. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3013-2>
- Sawunyama, T., Senzanje, A., Mhizha, A., 2006. Estimation of small reservoir storage capacities in Limpopo River Basin using geographical information systems (GIS) and remotely sensed surface areas: Case of Mzingwane catchment. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 31, 935–943. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2006.08.008>
- Scherer, H.W., 2005. Fertilizers and fertilization, in: *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Elsevier, pp. 20–26. <https://doi.org/10.1016/B0-12-348530-4/00229-0>
- Schindler, U., Müller, L., 2006. Simplifying the evaporation method for quantifying soil hydraulic properties. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 169, 623–629. <https://doi.org/10.1002/jpln.200521895>
- Schoop, P., 1998. Computer-aided model system N-PROG® for estimating the requirements of nitrogen, crop yields and post-harvest nitrogen residues with respect to ecological parameters, economic and crop management factors, in: *Nitrogen, the Confer-N-s*. Elsevier, pp. 531–538. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-043201-4.50078-2>
- Schvartz, C., Muller, J.-C., Decroux, J., Comité français d'étude et de développement de la fertilisation raisonnée, 2005. *Guide de la fertilisation raisonnée: grandes cultures et prairies*, Environnement Agricole. France agricole, Paris.
- Sebillote, M., 1977. *Agronomie et agriculture, document pour l'enseignement de la 1ère année de la chaire d'agronomie*. INAPG.
- Shahzad, M.F., Abdulai, A., 2020. Adaptation to extreme weather conditions and farm performance in rural Pakistan. *Agricultural Systems* 180, 102772. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102772>
- Shakir, A., Ghosh, N.C., Ranvir, S., 2012. Quantification of potential groundwater recharge from recharge pond in small watershed. *Indian Journal of Agricultural Sciences* 82, 835–840.
- Shammas, N.C., 1995. *C/C++ mathematical algorithms for scientists & engineers*. McGraw-Hill, New York.
- Sharma, M.L., Hughes, M.W., 1985. Groundwater recharge estimation using chloride, deuterium and oxygen-18 profiles in the deep coastal sands of Western Australia. *Journal of Hydrology* 81, 93–109. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(85\)90169-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(85)90169-6)
- Sharma, P.N., Helweg, O.J., 1984. Problems with Traditional Small Reservoir Irrigation Systems in the Semi Arid Tropics. *Transactions of the ASAE* 27, 1451–1454. <https://doi.org/10.13031/2013.32986>

- Shinogi, Y., Makin, I.W., Witharana, D.D.P., 1998. Simulation of the water balance in a dry zone tank cascade, in: *Planning and Managing Water Resource Systems*. Presented at the National Water Conference on Status and Future Directions of Water Research in Sri Lanka, International Water Management Institute (IMI), BMICH, Colombo, Sri Lanka, pp. 1–21.
- Shrestha, R., Houser, P., 2010. A heterogeneous land surface model initialization study. *J. Geophys. Res.* 115, D19111. <https://doi.org/10.1029/2009JD013252>
- Shrestha, R.R., 2009. The Role of Water Storage in Adaptation to Climate Change in the HKH Region. *Rainwater Harvesting and Groundwater Recharge for Water Storage in the Kathmandu Valley*, International Centre for Integrated Mountain Development (ICIMOD) 27–30.
- Siddique, K., Tennant, D., Perry, M., Belford, R., 1990. Water use and water use efficiency of old and modern wheat cultivars in a Mediterranean-type environment. *Aust. J. Agric. Res.* 41, 431. <https://doi.org/10.1071/AR9900431>
- SIGAL, 2019. *SAGE Alagnon : Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (PAGD)*. Syndicat Interdépartemental de Gestion de l'Alagnon (SIGAL), Massiac, France.
- Sinclair, T.R., Seligman, N., 2000. Criteria for publishing papers on crop modeling. *Field Crops Research* 68, 165–172. [https://doi.org/10.1016/S0378-4290\(00\)00105-2](https://doi.org/10.1016/S0378-4290(00)00105-2)
- Singh, J., Awasthi, M., Sharma, R., 2004. Quantification of Percolation from Percolation Tank. *Journal of Soil and Water Conservation India* 3, 128–132.
- Singh, V.P., Yu, F.X., 1990. Derivation of Infiltration Equation Using Systems Approach. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 116, 837–858. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(1990\)116:6\(837\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(1990)116:6(837))
- Sitterson, J., Knightes, C., Parmar, R., Wolfe, K., Avant, B., Muche, M., 2018. An overview of rainfall-runoff model types, in: *International Congress on Environmental Modelling and Software*. Presented at the 9th International Congress on Environmental Modelling and Software, Brigham Young University BYU ScholarsArchive, Ft. Collins, Colorado, USA, p. 10.
- Skaggs, R.W., Brevé, M.A., Gilliam, J.W., 1994. Hydrologic and water quality impacts of agricultural drainage*. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 24, 1–32. <https://doi.org/10.1080/10643389409388459>
- SMBVA, 2013. *Plan d'Aménagement et de Gestion Durable du SAGE Armançon (PAGD)*. Syndicat Mixte du Bassin Versant de l'Armançon (SMBVA), Tonnerre, France.
- SMEAG, 2017. *SAGE Vallée de la Garonne - Cadre stratégique (Document stratégique)*. Syndicat Mixte d'Etudes et d'Aménagement de la Garonne, Toulouse, France.
- Smith, S.V., Renwick, W.H., Bartley, J.D., Buddemeier, R.W., 2002. Distribution and significance of small, artificial water bodies across the United States landscape. *Science of The Total Environment* 299, 21–36. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00222-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00222-X)
- Snakin, V., Prisyazhnaya, A., Kovacslang, E., 2001. Environmental processes and soil liquid phase, in: *Soil Liquid Phase Composition*. Elsevier, pp. 244–260. <https://doi.org/10.1016/B978-044450675-7/50008-3>
- Søballe, D.M., Kimmel, B.L., Kennedy, R.H., Gaugust, R.F., 1992. Reservoir, in: Hackney, C.T., Adams, S.M., Martin, W.H. (Eds.), *Biodiversity of the Southeastern United States*. Wiley, New York, pp. 421–474.
- Solanki, P., Singh, S., Sharma, I.V., Mathur, R., 2011. Fish fauna of Sanjay Sagar reseirvoir of district Guna (MP). *Biological Forum, An International Journal* 3, 44–45.
- Sommer, M., Wehrhan, M., Zipprich, M., Weller, U., 2008. Assessment of Soil Landscape Variability, in: *Perspectives for Agroecosystem Management*. Elsevier, pp. 351–373. <https://doi.org/10.1016/B978-044451905-4.50015-5>
- Srivastava, L.M., 2002. Photoperception and Signaling, in: *Plant Growth and Development*. Elsevier, pp. 665–716. <https://doi.org/10.1016/B978-012660570-9/50170-2>
- Stafford, J.V., Ambler, B., Lark, R.M., Catt, J., 1996. Mapping and interpreting the yield variation in cereal crops. *Computers and Electronics in Agriculture* 14, 101–119. [https://doi.org/10.1016/0168-1699\(95\)00042-9](https://doi.org/10.1016/0168-1699(95)00042-9)
- Stéfanon, M., Schindler, S., Drobinski, P., de Noblet-Ducoudré, N., D'Andrea, F., 2014. Simulating the effect of anthropogenic vegetation land cover on heatwave temperatures over central France. *Clim. Res.* 60, 133–146. <https://doi.org/10.3354/cr01230>
- Stewart, J.I., Hagan, R.M., Pruitt, W.O., Danielson, R.E., Franklin, W.T., Hanks, R.J., Riley, J.P., Jackson, E.B., 1977. Optimizing crop production through control of water and salinity levels in the soil (No. Paper 67). Utah Water Research Laboratory - College of Engineering, USA.
- Stewart, R.D., Bhaskar, A.S., Parolari, A.J., Herrmann, D.L., Jian, J., Schifman, L.A., Shuster, W.D., 2019. An analytical approach to ascertain saturation-excess versus infiltration-excess overland flow in urban and reference landscapes. *Hydrological Processes* 33, 3349–3363. <https://doi.org/10.1002/hyp.13562>
- Stocker, T., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M.M.B., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P., 2014. *Climate change 2013: the physical science basis ; Working Group I contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge Univ. Press, New York, NY.

- Straskraba, M., Tundisi, J.G., 1999. Reservoir Water Quality Management, Guidelines of Lake Management. International Lake Environment Committee, Shiga, Japan.
- Sudhakar, P., Latha, P., Reddy, P.V., 2016. Other drought-tolerant traits, in: Phenotyping Crop Plants for Physiological and Biochemical Traits. Elsevier, pp. 53–60. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804073-7.00006-5>
- Swamy, K.R.M., Veere Gowda, R., 2006. Leek and shallot, in: Handbook of Herbs and Spices. Elsevier, pp. 365–389. <https://doi.org/10.1533/9781845691717.3.365>
- Tahiri, A., Ladeveze, D., Chiron, P., Archimede, B., 2018. Improving the characterization of initial conditions for streamflow prediction using a precipitation reconstruction algorithm. IFAC-PapersOnLine, 1st IFAC Workshop on Integrated Assessment Modelling for Environmental Systems IAMES 2018 51, 19–24. <https://doi.org/10.1016/j.ifacol.2018.06.193>
- Tainter, J.A., 2004. Sociopolitical Collapse, Energy and, in: Encyclopedia of Energy. Elsevier, pp. 529–543. <https://doi.org/10.1016/B0-12-176480-X/00009-7>
- Takeuchi, K., Sivaarhithkul, V., 1995. Assessment of effectiveness of the use of inflow forecasts to reservoir management. IAHS Publication, Proceedings of a Boulder Symposium 231.
- Tarboton, K.C., Schulze, R.E., 1991. The ACRU modelling system for large catchment water resources management, in: IAHS-AISH Publ, IAHS-AISH Publication. Presented at the Hydrology for the water management of large river basins. International symposium. General Assembly of the International Union of Geodesy and Geophysics (20), International Association of Hydrological Sciences, Wallingford, United Kingdom, pp. 219–232.
- Teferi, M., 2013. The ecology of the riverine Garra species (Teleostei, Cypriniformes) in reservoirs of the semi-arid highlands of northern Ethiopia: temporal dynamics of feeding activity. *IW* 3, 331–340. <https://doi.org/10.5268/IW-3.3.572>
- Teferi, M., Declerck, S.A.J., De Bie, T., Lemmens, P., Gebrekidan, A., Asmelash, T., Dejenie, T., Gebrehiwot, K., Bauer, H., Deckers, J.A., Snoeks, J., De Meester, L., 2014. Strong effects of occasional drying on subsequent water clarity and cyanobacterial blooms in cool tropical reservoirs. *Freshw Biol* 59, 870–884. <https://doi.org/10.1111/fwb.12312>
- Tekleab, S., Uhlenbrook, S., Savenije, H.H.G., Mohamed, Y., Wenninger, J., 2015. Modelling rainfall–runoff processes of the Chemoga and Jedeb meso-scale catchments in the Abay/Upper Blue Nile basin, Ethiopia. *Water* 60, 2029–2046. <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1032292>
- Teoh, K.S., 2003. Estimating the impact of current farm dams development on the surface water resources of the Onkaparinga River Catchment (No. DWLBC 2002/22). Government of South Australia, Adelaide, Australia.
- Thacker, B.H., Doebling, S.W., Hemez, F.M., Anderson, M.C., Pepin, J.E., Rodriguez, E.A., 2004. Concepts of Model Verification and Validation (General and miscellaneous No. LA–14167), Nuclear fuel cycle and fuel materials. United States.
- Thacker, B.H., Riha, D.S., Nicoletta, D.P., Hudak, S., Huyse, L., Francis, L., Pepin, J.E., Rodríguez, E.A., 2005. Uncertainty Quantification for Structural Dynamics and Model Validation Problems. Presented at the Conference Proceedings of the Society for Experimental Mechanics Series, USA, pp. 1–13.
- Thenail, C., Joannon, A., Capitaine, M., Souchère, V., Mignolet, C., Schermann, N., Di Pietro, F., Pons, Y., Gaucherel, C., Viaud, V., Baudry, J., 2009. The contribution of crop-rotation organization in farms to crop-mosaic patterning at local landscape scales. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 131, 207–219. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.01.015>
- Therond, O., Sibertin-Blanc, C., Lardy, R., Gaudou, B., Balestrat, M., Hong, Y., Louail, T., Nguyen, V.B., Panzoli, D., Sánchez-Pérez, J.-M., Sauvage, S., Taillandier, P., Vavasseur, M., Mazzega, P., 2014. Integrated modelling of social-ecological systems: The MAELIA high-resolution multi-agent platform to deal with water scarcity problems, in: 7. International Congress on Environmental Modelling and Software (IEMSs 2014), Proceedings of the 7th International Congress on Environmental Modelling and Software, June 15-19, San Diego, California, USA. International Environmental Modelling and Software Society (iEMSs), San Diego, Californie, United States, p. 2386 p.
- Therond, O., Villerd, J., 2020. Modelling of socio-Agro-Ecological system for Landscape Integrated Assessment [WWW Document]. Documentation plateforme Maelia. URL <http://maelia-platform.inra.fr/accueil/contributeurs/> (accessed 5.6.20).
- Thibaut, J.W., Kelley, H.H., 1959. The social psychology of groups., The social psychology of groups. John Wiley, Oxford, England.
- Thomas, B., Steidl, J., Dietrich, O., Lischeid, G., 2011. Measures to sustain seasonal minimum runoff in small catchments in the mid-latitudes: A review. *Journal of Hydrology* 408, 296–307. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.07.045>

- Thompson, J.C., 2012. Impact and Management of Small FarmDams in Hawke's Bay, New Zealand (Thesis of Doctor of Philosophy in Physical Geography). Victoria university of Wellington, Wellington.
- Thoms, M.C., Walker, K.F., 1993. Channel changes associated with two adjacent weirs on a regulated lowland alluvial river. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 8, 271–284. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450080306>
- Tóth, G., Kismányoky, T., Kassai, P., Hermann, T., Fernandez-Ugalde, O., Szabó, B., 2020. Farming by soil in Europe: status and outlook of cropping systems under different pedoclimatic conditions. *PeerJ* 8, e8984. <https://doi.org/10.7717/peerj.8984>
- Tribouillois, H., Constantin, J., Willaume, M., Brut, A., Ceschia, E., Tallec, T., Beaudoin, N., Therond, O., 2018. Predicting water balance of wheat and crop rotations with a simple model: AqYield. *Agricultural and Forest Meteorology* 262, 412–422. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.07.026>
- Trimble, S.W., Wilson, B., Herschy, R., Dargahi, B., Chanson, H., Herschy, R.W., Herschy, R.W., Albergel, J., Rao, V.V.S.G., Carmack, E., Filatov, N., Gronskaya, T., Rummyantsev, V.A., Kondratyev, S.A., Izmaylova, A.V., Saltankin, V.P., 2012. Reservoir Sedimentation, in: Bengtsson, L., Herschy, R.W., Fairbridge, R.W. (Eds.), *Encyclopedia of Lakes and Reservoirs*, Encyclopedia of Earth Sciences Series. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 628–649. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4410-6_215
- Tsuji, G.Y., Uehara, G., Balas, S. (Eds.), 1994. DSSAT: decision support system for agrotechnology transfer., 3rd version. ed. International Benchmark Sites Network for Agrotechnology Transfer : International Consortium for Agricultural Systems Application : University of Hawaii, Hawaii.
- Tuan, P.A., Sun, M., Nguyen, T.-N., Park, S., Ayele, B.T., 2019. Molecular mechanisms of seed germination, in: *Sprouted Grains*. Elsevier, pp. 1–24. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811525-1.00001-4>
- Tukimat, N.N., Harun, S., 2014. Optimization of water supply reservoir in the framework of climate variation. *International Journal of Software Engineering and its Applications* 8, 361–378. <https://doi.org/10.14257/ijseia.2014.8.3.33>
- USGS, 2020. Watersheds and Drainage Basins [WWW Document]. USGS : Science for a changing world. URL https://www.usgs.gov/special-topic/water-science-school/science/watersheds-and-drainage-basins?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects (accessed 1.13.21).
- Vaidya, R.A., 2009. The Role of Water Storage in Adaptation to Climate Change in the HKH Region. *Water Storage: A strategy for climate change adaptation in the Himalayas*, International Centre for Integrated Mountain Development (ICIMOD) 10–13.
- Van de Giesen, N., Winston, A., Andreini, M., Barry, B., Jung, G., Kunstmann, H., Laube, W., Laux, P., Liebe, J., 2008. Adapting to climate change in the Volta Basin, West Africa. *Curr. Sci.*
- Van Meter, K.J., Steiff, M., McLaughlin, D.L., Basu, N.B., 2016. The socioecohydrology of rainwater harvesting in India: understanding waterstorage and release dynamics across spatial scales. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 20, 2629–2647. <https://doi.org/10.5194/hess-20-2629-2016>
- van Oel, P.R., Krol, M.S., Hoekstra, A.Y., de Araújo, J.C., 2008. The impact of upstream water abstractions on reservoir yield: the case of the Orós Reservoir in Brazil. *Hydrology* 53, 857–867. <https://doi.org/10.1623/hysj.53.4.857>
- Van Vugt, M., 2002. Central, Individual, or Collective Control?: Social Dilemma Strategies for Natural Resource Management. *American Behavioral Scientist* 45, 783–800. <https://doi.org/10.1177/0002764202045005004>
- Vänninen, I., 2005. Alternatives to pesticides in fruit and vegetable cultivation, in: *Improving the Safety of Fresh Fruit and Vegetables*. Elsevier, pp. 293–330. <https://doi.org/10.1533/9781845690243.2.293>
- Vargas Gil, S., Haro, R., Oddino, C., Kearney, M., Zuza, M., Marinelli, A., March, G.J., 2008. Crop management practices in the control of peanut diseases caused by soilborne fungi. *Crop Protection* 27, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2007.03.010>
- Venkatesan, V., Balamurugan, R., Krishnaveni, M., 2012. Establishing Water Surface Area-Storage Capacity Relationship of Small Tanks Using SRTM and GPS. *Energy Procedia* 16, 1167–1173. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2012.01.186>
- Venot, J.-P., de Fraiture, C., Nti Acheampong, E., 2012. Revisiting dominant notions: a review of costs, performance and institutions of small reservoirs in sub-Saharan Africa. International Water Management Institute. <https://doi.org/10.22004/ag.econ.137587>
- Venot, J.-P., Krishnan, J., 2011. Discursive framing: Debates over small reservoirs in the Rural South. *Water Alternatives* 4, 316.
- Vericat, D., Batalla, R.J., 2006. Sediment transport in a large impounded river: The lower Ebro, NE Iberian Peninsula. *Geomorphology* 79, 72–92. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2005.09.017>
- Verstraeten, G., Prosser, I.P., 2008. Modelling the impact of land-use change and farm dam construction on hillslope sediment delivery to rivers at the regional scale. *Geomorphology* 98, 199–212. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.12.026>

- Vieux, B.E., 2008. Distributed Hydrologic Modeling, in: Shekhar, S., Xiong, H. (Eds.), *Encyclopedia of GIS*. Springer US, Boston, MA, pp. 250–254. https://doi.org/10.1007/978-0-387-35973-1_317
- Vogel, E., Meyer, R., 2018. Climate Change, Climate Extremes, and Global Food Production—Adaptation in the Agricultural Sector, in: Zommers, Z., Alverson, K. (Eds.), *Resilience*, 3. Elsevier, pp. 31–49. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811891-7.00003-7>
- 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. <https://doi.org/10.1126/science.289.5477.284>
- Walker, S., Jowitt, P.W., Bunch, A.H., Pettigrew, G.S., Stoker, T.A., Harrison, R.L., Marshall, C.T., 1993. Development of a decision support system for drought management within North West Water. *Journal of the Chartered Institution of Water and Environmental Management* 7, 295–303.
- Wang, X., Komatsu, S., 2017. Improvement of Soybean Products Through the Response Mechanism Analysis Using Proteomic Technique, in: *Advances in Food and Nutrition Research*. Elsevier, pp. 117–148. <https://doi.org/10.1016/bs.afnr.2016.12.006>
- Ward, J.V., Stanford, J., 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems, in: T.D.I. & S. M. Bartell (Ed.), . Presented at the Dynamics of lotic ecosystems, Ann Arbor Science, Michigan, pp. 29–42.
- Wauchope, R.D., 1978. The Pesticide Content of Surface Water Draining from Agricultural Fields—A Review. *J. environ. qual.* 7, 459–472. <https://doi.org/10.2134/jeq1978.00472425000700040001x>
- We Are Water Fundation, 2019. Small reservoirs, a chance for life [WWW Document]. We are water. URL https://www.wearewater.org/en/small-reservoirs-a-chance-for-life_318992
- Weibel, F.P., Alföldi, T., 2007. Improving the quality and shelf life of fruit from organic production systems, in: *Handbook of Organic Food Safety and Quality*. Elsevier, pp. 330–352. <https://doi.org/10.1533/9781845693411.3.330>
- Weldemichael, M.Y., 2016. Integrated numerical modelling applying stratiform hydrogeological conceptual model, Sardon catchment study site, Spain (Mémoire de Master). University of Twente, Netherlands.
- Wetzel, R.G., 2001. Water economy, in: WETZEL, R.G. (Ed.), *Limnology* (Third Edition). Academic Press, San Diego, pp. 43–48. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-057439-4.50008-3>
- Wibberley, J., 1996. A brief history of rotations, economic considerations and future directions. *Aspects of Applied Biology* (United Kingdom) 1, 1–10.
- Wiche, G.J., Holmes, R.R., 2016. Chapter 13 - Streamflow Data, in: Adams, T.E., Pagano, T.C. (Eds.), *Flood Forecasting*. Academic Press, Boston, pp. 371–398. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-801884-2.00013-X>
- Wijesekara, G.N., Gupta, A., Valeo, C., Hasbani, J.-G., Qiao, Y., Delaney, P., Marceau, D.J., 2012. Assessing the impact of future land-use changes on hydrological processes in the Elbow River watershed in southern Alberta, Canada. *Journal of Hydrology* 412–413, 220–232. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.04.018>
- Wilkerson, G.V., Kandel, D.R., Perg, L.A., Dietrich, W.E., Wilcock, P.R., Whiles, M.R., 2014. Continental-scale relationship between bankfull width and drainage area for single-thread alluvial channels. *Water Resour. Res.* 50, 919–936. <https://doi.org/10.1002/2013WR013916>
- Willers, J.L., Jallas, E., McKinion, J.M., Seal, M.R., Turner, S., 2009. Precision Farming, Myth or Reality: Selected Case Studies from Mississippi Cotton Fields, in: Papajorgji, P. (Ed.), *Advances in Modeling Agricultural Systems*. Springer US, Boston, MA, pp. 243–272. https://doi.org/10.1007/978-0-387-75181-8_12
- Wisser, D., Frolking, S., Douglas, E.M., Fekete, B.M., Schumann, A.H., Vörösmarty, C.J., 2010. The significance of local water resources captured in small reservoirs for crop production – A global-scale analysis. *Journal of Hydrology* 384, 264–275. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.07.032>
- Wofford, J.E.B., Gresswell, R.E., Banks, M.A., 2005. Influence of barriers to movement on within-watershed genetic variation of coastal cutthroat trout. *Ecological Applications* 15, 628–637. <https://doi.org/10.1890/04-0095>
- Wolf, A.T., 2007. Shared Waters: Conflict and Cooperation. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 32, 241–269. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.32.041006.101434>
- Worthington, T.A., Brewer, S.K., Vieux, B., Kennen, J., 2019. The accuracy of ecological flow metrics derived using a physics-based distributed rainfall–runoff model in the Great Plains, USA. *Ecohydrology* 12. <https://doi.org/10.1002/eco.2090>
- Wycoff, R.L., Singh, U.P., 1976. Preliminary hydrologic desing of small flood detention reservoirs. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 12, 337–349. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1976.tb02683.x>
- Xiao, Y., Mignolet, C., Mari, J.-F., Benoît, M., 2014. Modeling the spatial distribution of crop sequences at a large regional scale using land-cover survey data: A case from France. *Computers and Electronics in Agriculture* 012, 51–63.
- Yamamoto, S., Morita, K., Koizumi, I., Maekawa, K., 2004. Genetic Differentiation of White-Spotted Charr (*Salvelinus leucomaenis*) Populations After Habitat Fragmentation: Spatial–Temporal Changes in Gene Frequencies. *Conservation Genetics* 5, 529–538. <https://doi.org/10.1023/B:COGE.0000041029.38961.a0>

- Yang, H., Zehnder, A., 2001. China's Regional Water Scarcity and Implications for Grain Supply and Trade. *Environ Plan A* 33, 79–95. <https://doi.org/10.1068/a3352>
- Yang, X., Lu, X.X., 2014. Estimate of cumulative sediment trapping by multiple reservoirs in large river basins: An example of the Yangtze River basin. *Geomorphology* 227, 49–59. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.01.014>
- Yang, Z.-L., Dickinson, R.E., Henderson-Sellers, A., Pitman, A.J., 1995. Preliminary study of spin-up processes in land surface models with the first stage data of Project for Intercomparison of Land Surface Parameterization Schemes Phase 1(a). *J. Geophys. Res.* 100, 16553. <https://doi.org/10.1029/95JD01076>
- Yonts, C.D., Haghverdi, A., Reichert, D.L., Irmak, S., 2018. Deficit irrigation and surface residue cover effects on dry bean yield, in-season soil water content and irrigation water use efficiency in western Nebraska high plains. *Agricultural Water Management* 199, 138–147. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.12.024>
- Yu, Z., 2015. Hydrology, Floods and Droughts | Modeling and Prediction, in: *Encyclopedia of Atmospheric Sciences*. Elsevier, pp. 217–223. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-382225-3.00172-9>
- Zaefarian, F., Rezvani, M., 2016. Soybean (*Glycine max* [L.] Merr.) Production Under Organic and Traditional Farming, in: *Environmental Stresses in Soybean Production*. Elsevier, pp. 103–129. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-801535-3.00005-X>
- Zagatto, P., Aragão, M., Carvalho, M. do C., Souza, R., 1997. Manual de orientação em casos de florações de algas tóxicas: um problema ambiental e de saúde pública. São Paulo: CETESB 14, 1–24.
- Zhang, C., Peng, Y., Chu, J., Shoemaker, C.A., Zhang, A., 2012. Integrated hydrological modelling of small- and medium-sized water storages with application to the upper Fengman Reservoir Basin of China. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 16, 4033–4047. <https://doi.org/10.5194/hess-16-4033-2012>
- Zomlot, Z., Verbeiren, B., Huysmans, M., Batelaan, O., 2015. Spatial distribution of groundwater recharge and base flow: Assessment of controlling factors. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 4, 349–368. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.07.005>

Annexe 1 : Glossaire des différents termes utilisés dans les processus du modèle

Abréviation	Description	Unité
δ	Coefficient de la fonction de production du rendement	-
ΔKc	Vitesse de croissance de la plante	-
ΔKc_{max}	Vitesse de croissance maximale de la plante	-
Δt	Durée du pas de temps	s
λ	Paramètre de forme de la courbe de partage infiltration-ruissellement	-
η	Coefficient de conversion de l'évapotranspiration potentielle de Penman en taux d'évaporation à la surface d'un plan d'eau	-
Ω_{perc}	Percolation dans le sol	m
Φ_{eff}	Porosité efficace du profil de sol	%
ρ_b	Densité apparente	kg.L ⁻¹
τ	Opérateur du produit de convolution	s
A	Paramètre diviseur de l'équation de Kirchner	m
A_{drain}	Aire drainée au point du réseau considéré	m ²
$A_{drain,obs}$	Aire drainée au point de la station hydrométrique	m ²
A_{GU}	Aire de la GU	m ²
A_{RE}	Aire de la RE	m ²
$A_{RE,max}$	Aire de la RE lorsqu'elle est à sa capacité maximale	m ²
A_{SU}	Aire de la SU	m ²
B	Paramètre puissance de l'équation de Kirchner	-
C	Célérité de l'onde	m.s ⁻¹
Cap	Coefficient de capillarité	-
$Clay$	Taux d'argile dans le sol	%
$coeffK_s$	Coefficient de correction de la conductivité hydraulique à saturation	-
$coeffK_s to I_{max}$	Coefficient reliant la conductivité hydraulique à saturation à la capacité maximale d'infiltration d'un sol	-
$Csto$	Coefficient représentant l'effet de fermeture des stomates	-
C_u	Célérité moyenne	m.s ⁻¹
$Cvig$	Potentiel de croissance de la plante	-
D	Diffusivité de l'onde	m ² .s ⁻¹
d	Distance entre le centre de gravité de la SU considérée et le centre de gravité de l'unité spatiale à l'aval	m
$DayL$	Durée d'ensoleillement	s
D_u	Diffusivité moyenne	m ² .s ⁻¹
E	Evaporation réelle simulée	m
$E_{RE,p}$	Taux d'évaporation à la surface d'un plan d'eau	m
E_{RE}	Volume évaporé réel simulé de la RE	m ³
f_c	Capacité d'infiltration d'un sol au pas de temps courant	m/s
$Gravel$	Taux de gravier dans le sol	%
I	Lame d'eau infiltrée	m
I_{max}	Capacité maximale d'infiltration	m/s
$iniK_s$	Conductivité hydraulique à saturation initialement paramétrée	m/s
Irr	Lame d'eau irriguée	m
$Irr_{j,other}$	Irrigation éventuelle déjà satisfaite par un prélèvement dans une autre ressource	m ³
$IrrNeed$	Demande en eau pour l'irrigation estimé par l'agriculteur de l'unité de surface agricole	m ³
$IRsh$	Indice de disponibilité de l'eau dans le sol	-
j	Indice de l'unité de surface simulée	-
K	Lame d'eau convoluée avec le noyau d'Hayami	m
Kc	Indice de croissance de la plante	-
Kc_{max}	Indice de croissance maximum de la plante	-

K_s	Conductivité hydraulique à saturation	m/s
l	Longueur du bief	m
LAI	Indice de surface foliaire	m ² .m ⁻²
ly	Indice de la couche simulée	-
n	Coefficient de rugosité	s.m ^{-1/3}
n_m	Coefficient de rugosité moyen de l'ensemble des SU	s.m ^{-1/3}
n_{SU}	Nombre de SU connectées à l'amont de l'unité spatiale considérée	-
Overflow	Volume débordé de la RE	m ³
P	Lame d'eau précipité	m
PET	Evapotranspiration potentielle de Penman	m
Q	Débit de ruissellement à l'aval de l'unité spatiale	m ³ .s ⁻¹
Qb	Débit de base à l'exutoire de la GU	m ³ .s ⁻¹
Q_{min}	Débit minimum réglementaire à conserver à l'aval avant de pouvoir remplir la RE	m ³ .s ⁻¹
Q_{mod}	Débit moyen calculé en un point du bassin versant non jaugé	m ³ .s ⁻¹
Q_{mod,obs}	Débit moyen observé à la station hydrométrique	m ³ .s ⁻¹
Q_{ref GU}	Débit spécifique de base pris comme référence	m ³ .s ⁻¹ .m ⁻²
R	Ruissellement vers les unités aval	m
R(t - τ)	Excès d'eau à propager	m
RootAWC_{max}	Réserve utile entre la surface du sol et la profondeur atteinte par les racines	m
RootWC	Eau disponible dans le sol pour la plante entre la surface du sol et la profondeur atteinte par les racines	m
s	Pente	m.m ⁻¹
S_{GU}	Volume d'eau dans la GU ramené à sa surface	m
s_m	Pente moyenne	m.m ⁻¹
S_{ref GU}	Volume d'eau dans la GU ramené à sa surface pris comme référence	m
StrucCoeff	Coefficient de qualité de la structure du sol des SU agricoles	-
SumTflo	Somme de degrés jour pour atteindre la floraison	°C
SumTmat	Somme de degrés jours pour arriver à maturation physiologique	°C
SumTroot	Somme de degrés jour pour faire croître les racines de 1 mm des cultures des SU agricoles	°C
SurfWC	Eau disponible dans l'horizon superficiel de sol	m
SurfWC_{max}	Réservoir utilisable dans l'horizon superficiel du sol	m
SW	Stock d'eau dans le sol	m
SW_{FC}	Stock d'eau du sol qui correspond à la capacité au champ	m
SW_R	Stock d'eau du sol qui correspond à l'humidité résiduelle	m
SW_S	Stock d'eau du sol qui correspond à l'humidité à saturation	m
SW_{WP}	Stock d'eau du sol qui correspond au point de flétrissement permanent	m
T_{base}	Température minimale nécessaire pour que la plante poursuive son développement	°C
t_i	Indice du pas de temps courant	-
t_{i-1}	Indice du pas de temps précédent	-
TillWC	Eau disponible pour la plante entre la surface du sol et la profondeur maximum de sol travaillé	m
TillWC_{max}	Réservoir utilisable entre la surface du sol et la profondeur maximum de sol travaillé	m
thk	Epaisseur de sol	m
T_m	Température moyenne de l'air	°C
T_{max}	Température de l'air au-delà de laquelle il n'y a plus d'impact sur le développement de la culture	°C
TotalWC	Eau disponible pour la plante entre la surface du sol et la profondeur maximale de sol	m
TotalWC_{max}	Réservoir utilisable entre la surface du sol et la profondeur maximale de sol	m
TR	Transpiration réelle simulée du couvert végétal	m
TR_{max}	Transpiration maximale simulée du couvert cultivé lors d'une disponibilité en eau optimale	m
TR_p	Transpiration potentielle du couvert	m
TR_w	Transpiration réelle simulée du couvert végétal en cas de travail du sol	m

<i>UpstreamQ</i>	Débit des unités spatiales amont	$m^3.s^{-1}$
<i>UpstreamQ_{RS}</i>	Débit provenant du RS amont	$m^3.s^{-1}$
<i>V_{RE}</i>	Volume d'eau dans la RE	m^3
<i>V_{RE,min}</i>	Volume minimum au-delà duquel les prélèvements ne sont plus possibles soit dans la retenue (<i>i.e.</i> volume culot) soit dans le bief (<i>i.e.</i> débit minimum)	m^3
<i>V_{RE,max}</i>	Capacité maximale de la RE	m^3
<i>Vscale</i>	Echelle de végétation des cultures des SU agricole	-
<i>W</i>	Volume d'eau à prélever pour l'irrigation dans la ressource, qu'elle soit retenue ou bief	m^3
<i>Yield</i>	Rendement des cultures à la récolte	$t.ha^{-1}$
<i>Yield_{max}</i>	Rendement potentiel maximal défini pour le couvert cultivé	$t.ha^{-1}$
<i>Z_{max}</i>	Profondeur maximale du sol atteinte par les racines	m
<i>Z_{total}</i>	Profondeur du sol	m

Annexe 2 : Fonctions de pédotransfert utilisées dans le calcul des paramètres de sol

Humidité au point de flétrissement :

$$\theta_{WP} = 0.4 * \frac{Clay * \rho_b}{100}$$

Équation 43

Avec θ_{WP} l'humidité au point de flétrissement permanent (en $m^3.m^{-3}$), *Clay* la quantité d'argile dans le sol (en % massique) et ρ_b la densité apparente (en $kg.m^{-3}$). Le stock d'eau du sol qui correspond au point de flétrissement permanent (SWC_{WP} , en m) est donc égal à :

$$SWC_{WP} = \theta_{WP} * z$$

Équation 44

avec z la profondeur de sol (en m fixé à un mètre de sol).

Humidité à capacité au champ :

La capacité au champ du sol est calculée en utilisant une fonction de pédotransfert pour estimer l'humidité au potentiel de force 2,0 (qui correspond au potentiel à capacité au champ) et au potentiel de force 4,2 (qui correspond au potentiel au point de flétrissement) (Bruand *et al.*, 1996; Parisot, 2017). Ces deux valeurs sont estimées pour chacune des couches qui composent le sol, avec des différences selon la position de la couche par rapport à la surface. Elles servent, en les combinant, à déterminer la réserve utile exprimée en humidité du sol, qui sera ensuite utilisée pour calculer la capacité au champ.

Pour l'estimation du potentiel de force 2,0, les fonctions de pédotransfert suivantes sont utilisées, selon que l'on soit ou non sur la strate supérieure de sol :

$$\theta_{2,0} = 0.0204 + (0.0027 * Clay) + (0.0014 * Silts) + (0.0041 * OC) + (0.0676 * \rho_b)$$

$$\theta_{2,0} = 0.4272 + (0.0031 * Clay) + (0.0011 * Silts) - (0.0023 * OC) - (0.1564 * \rho_b)$$

Équation 45

Avec $\theta_{2,0}$ l'humidité du sol au potentiel de force 2,0 (en mm/cm), *Clay* la quantité d'argile dans le sol (en % massique), *Silts* la quantité de limons dans le sol (en % massique), *OC* la quantité de matière organique dans le sol (en % massique) et ρ_b la densité apparente (en $kg.m^{-3}$). Pour estimer le potentiel de force 4,2, les fonctions de pédotransfert suivantes ont été utilisées, selon que l'on soit ou non sur la strate supérieure de sol :

$$\theta_{4,2} = -0.0737 + (0.0038 * Clay) + (0.0002 * Silts) + (0.0020 * OC) + (0.0672 * \rho_b)$$

$$\theta_{4,2} = -0.0379 + (0.0045 * Clay) + (0.0004 * Silts) + (0.00001 * OC) + (0.0453 * \rho_b)$$

Équation 46

Ces fonctions sont issues des travaux d'Al Majou *et al.* (2007), avec $\theta_{4,2}$ l'humidité du sol au potentiel de force 4,2 (en mm/cm), *Clay* la quantité d'argile dans le sol (en % massique), *Silts* la quantité de limons dans le sol (en % massique), *OC* la quantité de matière organique dans le sol (en % massique) et ρ_b la densité apparente (en kg.m⁻³). La réserve utile est ainsi déterminée, selon respectivement que le sol soit ou non calcaire :

$$\theta_{AWC} = \frac{(\theta_{2,0} - \theta_{4,2}) * \left(1 - \frac{CE}{200}\right)}{10}$$

$$\theta_{AWC} = \frac{(\theta_{2,0} - \theta_{4,2}) * \left(1 - \frac{CE}{100}\right)}{10}$$

Équation 47

Avec θ_{AWC} la réserve utile exprimée en humidité du sol (en m³.m⁻³) et *CE* la quantité d'éléments grossiers dans le sol (en % massique). Dans SWAT, cette réserve utile sert au calcul de la capacité au champ avec :

$$\theta_{FC} = \theta_{WP} + \theta_{AWC}$$

Équation 48

Avec θ_{FC} l'humidité du sol à capacité au champ (en m³.m⁻³), θ_{WP} l'humidité du sol au point de flétrissement permanent (en m³.m⁻³) et θ_{AWC} la réserve utile exprimée en l'humidité du sol (en m³.m⁻³). Le stock d'eau du sol qui correspond à la capacité au champ (SWC_{FC} , en m) est donc égal à :

$$SWC_{FC} = \theta_{FC} * z$$

Équation 49

avec *z* la profondeur de sol (en m).

Humidité à saturation :

$$\theta_S = 1.0 - \frac{\rho_b}{\rho_s}$$

Équation 50

Avec θ_{SAT} l'humidité du sol à saturation (en m³.m⁻³), ρ_b la densité apparente (en kg.m⁻³) et ρ_s la densité d'une phase solide fixée à 2650 (en kg.m⁻³). Le stock d'eau du sol qui correspond à l'humidité à saturation (SWC_S , en m) est donc égale à :

$$SWC_S = \theta_S * z$$

Équation 51

avec z la profondeur de sol (en mm).

Réservoir utilisable :

Parcelles non-agricole :

$$TotalWC_{max} = (\theta_{FC} - \theta_{WP}) * z$$

Équation 52

Avec $TotalWC_{max}$ le réservoir utilisable dans l'ensemble du profil de sol (en m), θ_{SAT} l'humidité du sol à saturation (en $m^3.m^{-3}$), θ_{PF} l'humidité du sol au point de flétrissement (en $m^3.m^{-3}$) et z la profondeur de sol (en m).

Parcelles agricole :

Pour calculer les différents réservoirs utilisables, il a été utilisé le concept de porosité efficace (notée Φ_{eff} , en %) (Constantin *et al.*, 2015), qui représente le volume d'eau gravitaire par unité de volume du milieu poreux (Agence de l'Eau Seine-Normandie and BRGM, 2020). Cette porosité est calculée en utilisant une fonction de pédotransfert basée sur les caractéristiques pédologiques du sol :

$$\Phi_{eff} = \left(1 - \frac{Gravel}{100}\right) * \left(12 + 39 * \frac{Clay}{100} - 64 * \left(\frac{Clay}{100}\right)^2\right)$$

Équation 53

Avec $Gravel$ le taux de gravier dans le sol de la SU (en %).

Ce paramètre utilisé dans le calcul du réservoir utilisable entre la surface du sol et la profondeur maximum de sol travaillée, notée $TillAWC_{max}$, en multipliant la porosité efficace par la profondeur entre la surface du sol et la profondeur maximum de sol travaillée. Les autres réservoirs utilisables utilisées par le modèle de culture utilisent ce même type de calcul. $TotalAWC_{max}$, $RootAWC_{max}$ et $SurfAWC_{max}$ sont donc déterminées en multipliant cette porosité efficace respectivement par la profondeur entre la surface du sol et la profondeur maximale de sol, par la profondeur entre la surface du sol et la profondeur atteinte par les racines et par la profondeur de l'horizon superficiel du sol.

Annexe 3 : Quantiles de débits spécifiques observés sur le Gélon et l'Arrats avec écart relatif pour la période du 01/11/18 au 31/05/19

Quantile	Q _{spécifique} sur le Gélon	Q _{spécifique} à St-Antoine	Ecart relatif
0 %	5.67*10 ⁻⁵ m/j	6.80*10 ⁻⁵ m/j	-19.94 %
10 %	7.27*10 ⁻⁵ m/j	1.02*10 ⁻⁵ m/j	-40.16 %
20 %	1.54*10 ⁻⁴ m/j	1.48*10 ⁻⁴ m/j	-3.93 %
30 %	1.83*10 ⁻⁴ m/j	1.68*10 ⁻⁴ m/j	-7.79 %
40 %	2.13*10 ⁻⁴ m/j	1.85*10 ⁻⁴ m/j	-13.22 %
50 %	2.44*10 ⁻⁴ m/j	2.09*10 ⁻⁴ m/j	-14.35 %
60 %	2.77*10 ⁻⁴ m/j	2.31*10 ⁻⁴ m/j	-16.68 %
70 %	3.19*10 ⁻⁴ m/j	2.98*10 ⁻⁴ m/j	-6.65 %
80 %	3.73*10 ⁻⁴ m/j	3.67*10 ⁻⁴ m/j	-1.76 %
90 %	5.68*10 ⁻⁴ m/j	5.36*10 ⁻⁴ m/j	-5.69 %
100 %	4.83*10 ⁻³ m/j	3.44*10 ⁻³ m/j	-28.84 %

Annexe 4 : Liste des conditions amenant à un itinéraire technique spécifique en fonction des espèces cultivées

Les itinéraires techniques sont définis dans le modèle MHYDAS-Small-Reservoirs en fonction du type de sol et du type d'espèces cultivées. A noter, dans le tableau, "O" correspond à "Oui", "N" correspond à "Non", "W1" correspond à l'horizon de travail superficiel du sol (*i.e.* 6 premiers centimètres du sol), "W2" correspond à l'horizon de travail moyen du sol (12 premiers centimètres du sol) et "W3" à la profondeur maximale atteinte par travail du sol (*i.e.* 30 centimètres de profondeur du sol)

Espèce cultivée	Céréales à paille	Colza	Soja	Sorgho	Tournesol	Mais
Matériel d'irrigation	Enrouleur 25 mètres					
Culture hivernale	O	O	N	O	N	N
Nombre de sous-période de semis	2	1	1	2	2	2
Début du semis par sous-période (jour julien)	283	244	105	283	79	91
	320			320	121	105
Fin du semis par sous-période (jour julien)	319	273	135	319	120	104
	334			334	171	135
Durée au-dessus de la température min pour semer (nb de jours)					3	7
					3	3
Température minimale pour semer (°C)					5	3
					5	3
Durée en-dessous de la pluie max pour semer (nb de jours)	5				3	7
	3				3	5
Hauteur de pluie max pour semer (mm)	15				15	10
	10				10	10
Humidité du sol max pour semer (% de la réserve utile)	100				100	90
	100				100	105
Couche jusqu'à laquelle le semis a un effet	W1	W1	W1	W1	W1	W1
	W1			W1	W1	
Intervalle min entre deux irrigations (nb de jours)	7	30	7	7		
Dose d'irrigation (mm)	30	15	30	30		
Nombre de sous-période d'irrigation	2	1	1	2		
Début de l'irrigation par sous-période (jour julien)	135	244	152	135		
Fin de l'irrigation par sous-période (jour julien)	166	263	258	166		
Stade physiologique de démarrage d'irrigation (sans unité)	0.8	0.01	0.45	0.8		
	1.1			1.1	1.1	
Stade physiologique d'interruption d'irrigation (sans unité)	0.95	0.02	1.4	0.95		
	1.3			1.3	2.5	
Durée en-dessous de la pluie cumulée max pour irriguer (nb de jours)	7	7	7	7		
	7			7	7	
Hauteur de pluie cumulée max pour irriguer (mm)	25	15	30	25		
	25			25	30	
Durée en-dessous de la pluie max journalière pour irriguer (nb de jours)	3	3	3	3		
	3			3	2	
Hauteur de pluie journalière max pour irriguer (mm)	10	10	15	10		
	15			15	15	
Durée en-dessous de la pluie prévue max pour irriguer (nb de jours)	7	7	3	7		
	7			7	2	
Hauteurs de pluie prévue max pour irriguer (mm)	15	15	20	15		
	10			10	20	

**ANNEXE 4 : LISTE DES CONDITIONS AMENANT A UN ITINERAIRE TECHNIQUE SPECIFIQUE EN FONCTION
DES ESPECES CULTIVEES**

Humidité max du sol pour irriguer (% de la réserve utile)	75	100	75	75		50
	75			75		75
Durée max du report de l'irrigation après de fortes pluies (nb de jours)	7	30	7	7		7
Nombre de sous-période de récolte	2	2	2	2	2	3
Début de la récolte par sous-période (jour julien)	161	152	274	161	213	283
	201	182	289	201	244	305
						315
Fin de la récolte par sous-période (jour julien)	200	181	288	200	243	304
	211	196	304	211	273	314
						315
Stade physiologique de démarrage de récolte (sans unité)	1.75	1.75	1.75	1.75	1.75	2.6
	1.65	1.6	1.6	1.65	1.6	2.5
						2.2
Durée en-dessous de la pluie cumulée max pour récolter (nb de jours)	3	3	3	3	3	3
	1	1	2	1	1	2
						2
Hauteur de pluie cumulée max pour récolter (mm)	10	10	10	10	10	20
	15	15	15	15	15	25
						25
Humidité max du sol pour récolter (% de la réserve utile)	100	100	80	100	100	80
	110	110	100	110	110	90
						1
Couche jusqu'à laquelle la récolte a un effet	W1	W1	W1	W1	W1	W1
	W1	W1	W1	W1	W1	W1
						W1
Nombre de sous-période de préparation du sol	2	1	2	2	2	2
Début de la préparation du sol par sous-période (jour julien)	274	232	288	274	288	288
	305		319	305	319	319
Fin de la préparation du sol par sous-période (jour julien)	304	242	318	304	318	318
	319		334	319	334	334
Durée en-dessous de la pluie cumulée max pour préparer le sol (nb de jours)	3		3	3	3	3
	2		2	2	2	2
Hauteur de pluie cumulée max pour préparer le sol (mm)	10		10	10	10	10
	10		10	10	10	10
Humidité max du sol pour préparer le sol (% de la réserve utile)	100		110	100	100	100
	115		120	115	115	115
Couche jusqu'à laquelle la préparation du sol a un effet	W2	W2	W3	W2	W3	W3
	W2		W3	W2	W3	W3

Annexe 5 : Paramétrisation du modèle utilisée pour la construction de situations contrastées

La paramétrisation du modèle utilisée pour l'évaluation du modèle utilisée est légèrement différente. Cette paramétrisation permet d'améliorer le critère PBIAS sur la lame d'eau annuelle simulée à l'exutoire, mais détériore les critères NSE_Q et $NSE_{\sqrt{Q}}$. Il s'agit donc d'une simulation plus équilibrée, puisque l'ensemble des indicateurs est dans des valeurs acceptables. Les rendements simulés sont quasi-identiques.

Le groupe de paramètres sélectionné correspond à des valeurs médianes pour le coefficient $coeffK_s to I_{max}$ du sol des SU (50.55) et le paramètre exponentiel B des GU (5.66). Cependant, le coefficient $coeffK_s$ du sol des SU (0.01), le paramètre diviseur A des GU (0.05) ainsi que le coefficient λ du sol des SU (1.0) prennent des valeurs extrêmes, respectivement minimales, minimales et maximales.

Tableau 39 : Caractéristiques de la simulation utilisée pour l'étude des simulations contrastées. Les 5 paramètres à caller utilisées dans cette simulation sont décrits. La quantité d'écoulement de base produite par rapport au débit observé à l'exutoire pendant de « warm-up » est renseignée.

Type de simulation	A (m)	B (sans unité)	$coeffK_s$ (sans unité)	$coeffK_s to I_{max}$ (sans unité)	λ (sans unité)	$\frac{Q_{Baseflow}}{Q_{Outlet}}$ (%)
Evaluation	0.05	5.66	0.01	50.55	1.0	95.1%

A l'échelle du bassin versant pour l'année hydrologique 2014-2015, caractérisée par une température moyenne de 14.5°C et une évapotranspiration potentielle de 970.7 mm, le bilan hydrologique simulé est positif, puisque 31.5 mm issus de la précipitation ont été stockés. La majeure partie des 570.7 mm précipités est perdue par évapotranspiration (436.4 mm), et dans une plus faible proportion écoulée à l'exutoire (102.8 mm). A noter, l'irrigation représente une lame d'eau à l'échelle du bassin versant de 4.2 mm, soit 28.9 mm lorsqu'on fait la moyenne annuelle des volumes irrigués sur les parcelles irrigables.

La Figure 67 représente le débit quotidien simulé du Gélon et le débit quotidien reconstitué à l'exutoire du Gélon. Une analyse visuelle confirme que la dynamique simulée est représentative de la dynamique reconstituée sur le Gélon. Toutefois, il y a une surestimation des débits de pointe du mois de mai et une sous-estimation des bas débits au mois d'octobre et novembre.

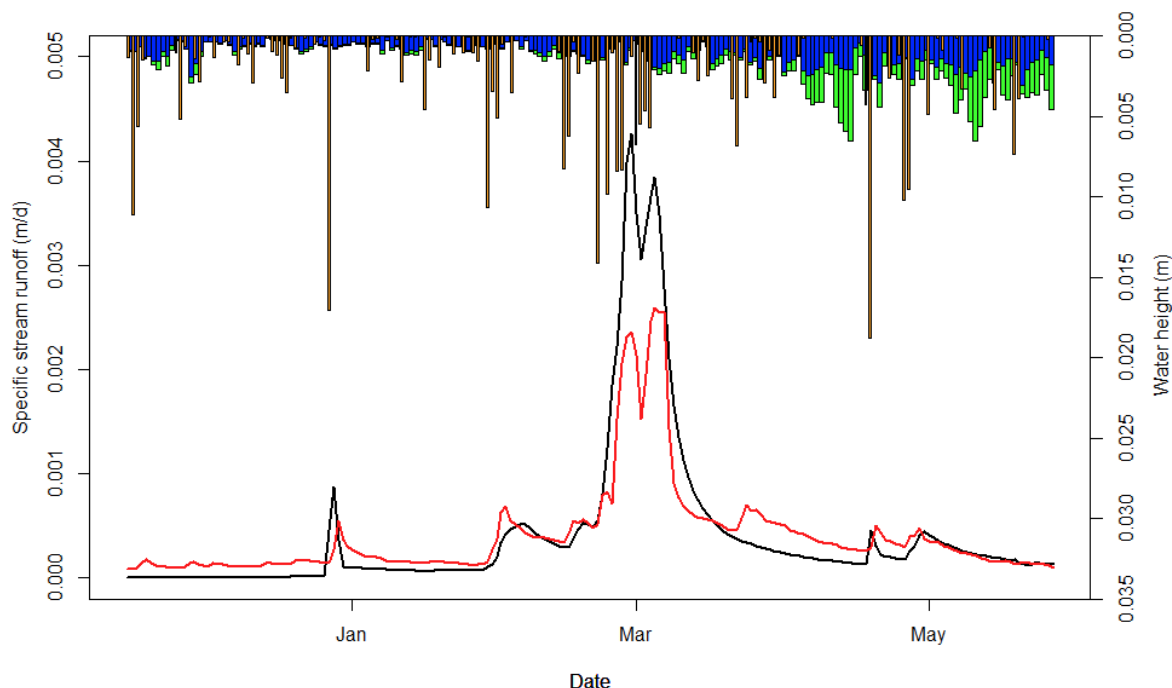


Figure 67 : Débit journalier simulé (en noir) et de référence (en rouge) exprimé en débit spécifique (m/jour) à l'exutoire du Gélon pour l'année hydrologique 2014-2015. La pluviométrie journalière (en orange), l'évapotranspiration potentielle journalière (en vert) et l'évapotranspiration simulée journalière (en bleu) sont aussi représenté (en m) sur l'axe secondaire des ordonnées

Les valeurs de l'ensemble des critères d'évaluation hydrologique du modèle sont listées dans Tableau 40. Le débit simulé à l'exutoire du bassin versant pour l'année hydrologique 2014/2015 est 6.4 % plus important que le débit reconstitué à l'exutoire. Les critères NSE_Q et $NSE_{\sqrt{Q}}$ appliquées au débit journalier simulé ont donné des résultats respectivement de 0.32 et 0.26 sur l'ensemble de l'année hydrologique. Sur la base de la synthèse effectuée par Moriasi *et al.* (2015), qui a considéré qu'un critère NSE en-deça de 0.36 signifiait une simulation non-satisfaisante, la performance du modèle MHYDAS-Small-Reservoirs à simuler le débit spécifique journalier n'est pas satisfaisante. L'écart sur les débits, inférieur à 10 %, est très bon (Moriasi *et al.*, 2015).

Tableau 40: Comparaison des différents critères d'évaluation hydrologique du modèle

Période	Lame d'eau observée à l'exutoire	Lame d'eau simulée à l'exutoire	Ecart lame d'eau observée/simulée à l'exutoire (PBIAS)	NSE_Q	$NSE_{\sqrt{Q}}$
Année hydrologique	96.6 mm	102.8 mm	+6.4 %	0.32	0.26
Novembre à mai, avec débit $>8.6 \cdot 10^{-2} \text{ mm.j}^{-1}$	79.7 mm	82.6 mm	+3.3 %	0.47	0.47

En ce qui concerne les jours où le débit dépasse $8.6 \cdot 10^{-2} \text{ mm.j}^{-1}$ entre novembre et mai, pour lesquels les données de référence du débit sont considérées comme fiables (cf. Chapitre 7-2.3 Hydrologie), les valeurs de NSE_Q et de $NSE_{\sqrt{Q}}$ calculées sont toutes deux de 0.47 (Tableau 40). Ces valeurs supérieures à 0.40 signifient des résultats satisfaisant du modèle non seulement pour les hauts débits, en termes de NSE_Q (Moriasi *et al.*, 2015; Skaggs *et al.*, 1994), mais aussi pour les bas débits, en termes de $NSE_{\sqrt{Q}}$ (Oudin *et al.*, 2006). Au cours de cette période, le débit simulé à l'exutoire est

+ 3.3 % plus élevé que le débit de référence reconstitué à l'exutoire. L'écart sur les débits, toujours inférieur à 10 %, est très bon (Moriassi *et al.*, 2015). Sur la base de ces critères et des différences entre la simulation et la référence, le modèle appliqué au bassin versant du Gélon donne des simulations correctes de l'hydrologie.

Le Tableau 41 résume les rendements des cultures simulés par le modèle pour le Gélon d'une part et observés au niveau du département du Gers d'autre part. En considérant toutes les cultures, la valeur absolue des différences relatives de rendement pondéré par la surface cultivée sur le bassin versant du Gélon est de 21.4 %, ce qui est quasi-acceptable puisque Cabelguenne *et al.* (1990) et Constantin *et al.* (2015) ont considéré qu'une différence de 20 % entre les rendements observés et simulés était acceptable. Ce niveau de performance résulte d'une part de la bonne performance du modèle dans la simulation des rendements de tournesol et de sorgho et d'autre part des faibles performances de simulation de rendement pour le soja, le colza, le maïs et les céréales à paille. Cependant, les rendements des cultures les moins bien simulés (soja, maïs, colza) ne concernent qu'une faible proportion des surfaces cultivées.

Tableau 41 : Rendement des cultures observé sur le département du Gers et simulé sur le bassin versant du Gélon, pour les grandes cultures (qui représentent 86.1 % des couverts cultivés du bassin du Gélon). Le rendement observé sur le département du Gers a été calculé sur la base des données collectées en 2015 par la DRAAF Occitanie (2020), en utilisant la part des aires irriguées et non-irriguées observées sur le bassin versant du Gélon

Espèces	Rendements observés sur le département du Gers (t.ha ⁻¹)	Rendements simulés (t.ha ⁻¹)	Différence relative de rendements (%)	Aire cultivée (%)
Soja	3.5	2.21	-37 %	7.28 %
Tournesol	1.7	1.45	-15 %	33.28 %
Colza	2.5	3.30	+32 %	0.45 %
Sorgho	5.5	5.84	+6 %	2.12 %
Maïs	8.4	5.43	+35 %	1.65 %
Céréales à paille	5.4	6.70	+24 %	41.30 %

Annexe 6 : Article soumis dans Environmental Modelling & Software intitulé « A new agro-hydrological catchment model to assess the cumulative impact of small reservoirs »

Ci-joint à ce manuscrit une copie de l'article soumis dans Environmental Modelling & Software le 12 juillet 2021.

1 A new agro-hydrological catchment model to assess the cumulative impact of 2 small reservoirs

3 Nicolas Lebon^{1,2}, Cécile Dagès¹, Delphine Burger-Leenhardt², Jérôme Molénat¹

4 ¹LISAH, Univ Montpellier, INRAE, Institut Agro, IRD, 2 Place Pierre Viala, 34000 Montpellier, France

5 ²AGIR, Toulouse University, INRAE, INPT, INP-EI PURPAN, 24 Chemin de Borde-Rouge, 31326 Castanet
6 Tolosan Cedex, France

7 Correspondence: Jérôme Molénat, LISAH, Univ Montpellier, INRAE, Institut Agro, IRD, 2 Place Pierre Viala,
8 34000 Montpellier, France (email: jerome.molenat@inrae.fr; phone: +33 6 87 38 37 08)

9

10 Highlights:

- 11 • We present an agro-hydrological catchment model considering small reservoirs
- 12 • Catchment elements (reservoir, plot, stream reach, etc.) are explicitly represented
- 13 • The model satisfactorily simulates hydrological and agricultural variables and fluxes
- 14 • Local and cumulative impacts of small reservoirs are simulated
- 15 • One of the goals of the model is to gain insight into the causes of the impacts

16

17 **Abstract:** Small-reservoir development is a challenging issue in agricultural catchments facing water scarcity. An
18 integrated, new and original agro-hydrological model considering small reservoirs, MHYDAS-Small-Reservoirs, is
19 presented. The model explicitly represents relevant spatial scales (plot, small-reservoir, stream reach,
20 groundwater, and catchment scales) and the agronomic and hydrological links between these scales at which
21 agriculture-hydrology interactions occur. After numerical verification, the model is evaluated by applying it to a 19-
22 km² catchment. The model satisfactorily simulates the annual stream runoff (within 6%) and [daily stream runoff](#)
23 [\(Nash efficiency=0.47\)](#) but tends to overestimate the crop yield (+21%). Simulations, one under actual basin
24 [conditions and one under virtual conditions](#), were carried out. This highlighted the potential of the model to predict

25 [the local and cumulative impacts of small reservoirs](#). Hence, MHYDAS-Small-Reservoirs is a promising model for
26 land use planning and water management of agricultural catchments containing small reservoirs.

27

28

29 **Keywords:** small reservoirs, crop, plot, farmer decisions, agricultural water management

30

31 **Introduction**

32 The frequency of droughts has been increasing worldwide in many arid and semi-arid regions ([East Asia, Africa,](#)
33 [Australia, and the Mediterranean basin](#)) and temperate regions, such as Western Europe ([Spinoni et al., 2013](#)).
34 Drought occurrences may increase in the future due to climate change ([Sheffield and Wood, 2008](#)) and
35 anthropogenic pressures on water resources ([Vörösmarty et al., 2000](#)). Droughts induce severe consequences
36 [notably](#) on hydrology and agriculture ([Van Loon, 2015, Malakoff and Sugden, 2020](#)). In agricultural catchments,
37 small reservoirs are considered by water managers and farmers as a potential way to adapt agricultural practices
38 to drought occurrences (e.g., [Rodrigues et al., 2012; Malveira et al., 2012; Albergel et al., 2005; Essegbey et al.,](#)
39 [2012](#)). [Previous global studies have shown the often-overlooked potential of small water storage to increase](#)
40 [water and food security. Small water storage or a soft-path approach would avoid the construction of large,](#)
41 [capital intensive, and environmentally damaging water infrastructure. Previous studies estimated that irrigation](#)
42 [with small reservoirs can globally feed an additional 800 million people under current climate conditions \(Rosa et](#)
43 [al., 2020a\) and an additional 300 million people under a 3°C warmer climate \(Rosa et al., 2020b\). Most of these](#)
44 [studies are global and cannot account for many local site-specific variables.](#)

45 Small reservoirs are reservoirs whose storage capacity does not exceed 10^6 m^3 ([Habets et al., 2018](#)). By
46 intercepting and storing surface, subsurface and stream runoff during high-flow periods, they constitute an
47 alternative water resource for crop irrigation purposes during drought periods. As a consequence, the number of
48 small reservoirs has multiplied in recent decades in many regions worldwide, and their spatial density may
49 exceed 5 small reservoirs per km^2 ([Habets et al., 2018](#)). However, the increase in small reservoirs may impose

50 antagonistic impacts. As a positive effect, small reservoirs represent an alternative resource required to maintain
51 crop yields (Biemans et al., 2011; Wisser et al., 2010). As a negative effect, [each small reservoir may have a](#)
52 [local hydrological effect on its nearby environment, such as modifying the groundwater-surface exchanges or](#)
53 [reducing the stream flow. The reservoirs taken as a whole \(the reservoir network\) may also induce a cumulative](#)
54 [effect](#). Hydrological modifications, [especially local modifications](#), may induce ecological, biogeochemical and
55 geomorphological disturbances in catchments and the ecosystems they support (Habets et al., 2018).

56 Small reservoirs in an agricultural catchment enhance the interactions between hydrology and agriculture,
57 [particularly through crop water needs and farmers' decisions on crop management and water withdrawals for](#)
58 [irrigation](#) (Figure 1). The elucidation and prediction of the hydrological and agricultural impacts of small reservoirs
59 require the articulation of the different spatial scales involved in these interactions:

- 60 i. the agricultural plot, where farmers decide cropping practices, where crop growth occurs and where
61 water is partitioned between evaporation, transpiration, runoff and infiltration
- 62 ii. the small reservoir, which, on the one hand, is related to its upstream hydrological drained area and
63 downstream catchment area and, on the other hand, to each irrigated plot
- 64 iii. the catchment, which integrates hydrological effects, especially those on stream runoff and
65 groundwater.

66 These different scales are linked by hydrological processes (surface runoff, stream runoff, groundwater recharge,
67 etc.) and crop and agricultural water management operations (water withdrawal operations from reservoirs and
68 irrigation applications).

69 Numerical modelling is a widely adopted approach to better understand and predict small-reservoir impacts. Most
70 of the models dedicated to this aim are based on hydrological catchment models. Among these hydrological
71 models, few explicitly consider the plot scale [at which management operations are conducted](#). The spatial
72 representation of reservoirs can be explicit (Deitch et al., 2013; Nathan et al., 2005), statistical (e.g., Çetin et al.,
73 2009; Güntner et al., 2004; Nathan et al., 2005; Zhang et al., 2012) or global (e.g., Habets et al., 2014; Perrin et
74 al., 2012; Tarboton and Schulze, 1991). [The explicit spatial representation has the advantage of simulating both](#)
75 [local and cumulative hydrological impacts of the reservoir networks \(Deitch et al., 2013; Nathan et al., 2005\)](#).

76 Regarding the representation of crop growth, very few models couple crop and hydrological models (e.g., Neitsch
77 et al., 2011; Therond et al., 2014). Most models simply represent crop growth through functional parameters (e.g.,
78 leaf area and crop development coefficient) or forcing variables (transpiration fluxes), while other models neglect
79 this aspect. The interaction between crop growth and hydrological processes is thus not considered. Water
80 withdrawal from reservoirs and the irrigation amount applied to crops can be modelled depending on both crop
81 water requirements and water availability (Murgue et al., 2014; Neitsch et al., 2011). However, certain models
82 consider constant irrigation amounts over given periods (e.g., Hughes and Mantel, 2010), while others do not
83 consider crop irrigation (e.g., Rousseau et al., 2013). With the exception of very few catchment models (e.g.,
84 Therond et al., 2014), farmer decisions on crop and agricultural water management are not represented in
85 catchment models dedicated to agricultural catchments containing small reservoirs. Finally, to our knowledge,
86 very few, if any, of these models simultaneously consider the various spatial scales (plot, reservoir, and
87 catchment), [the water dynamics in small reservoirs in relation to water withdrawals](#) and the agronomic and
88 hydrological links between these scales at which agriculture-hydrology interactions occur.

89 [We developed a new distributed agro-hydrological model named MHYDAS-Small-Reservoirs. This model is](#)
90 [designed for agricultural catchments containing small reservoirs dedicated to irrigation.](#) It simulates the
91 interactions between the hydrological behaviour of the catchment, crop growth and farmer decisions related to the
92 management of crops and reservoirs. [MHYDAS-Small-Reservoirs is based on the coupling of three already](#)
93 [proven models: i\) the catchment-scale distributed MHYDAS hydrological model \(Moussa et al., 2002\), ii\) the plot-](#)
94 [scale crop model AqYield \(Constantin et al., 2015\) that includes yield calculation and iii\) a plot and reservoir-scale](#)
95 [farmer's decision model \(Murgue et al. 2014\), without any name, that represents the farmer decisions related to](#)
96 [crop and water reservoir management. The latter two have already been used in a water management model,](#)
97 [Maelia, \(Therond et al., 2014\), which has been applied to water resource catchments of 1000-10,000 km² with](#)
98 [reservoirs dedicated to irrigation \(e.g., Aveyron catchment in France, Allain et al., 2018\). The spatial](#)
99 [representation used for MHYDAS-Small-Reservoirs combines landscape objects \(e.g., plot, reservoir\) at the](#)
100 [catchment scale and is based on that of MHYDAS, fully described in Lagacherie et al \(2010\). This representation](#)
101 [proves to be particularly effective for simulating surface hydrology \(e.g., Hallema et al., \), erosion \(e.g., Gumière](#)
102 [et al., 2011\) or pesticide transfer \(e.g., Bouvet et al., 2010\) in small to medium agricultural catchments. The main](#)

103 novelty of this model is thus the explicit representation of the relevant spatial scales (plot, reservoir, and
104 catchment) and the links between these scales involved in hydrology-agriculture interactions. [MHYDAS-Small-
105 Reservoirs](#) is intended to be used in catchments of 10-100 km² to understand and estimate the local and
106 cumulative effects of small reservoirs on the hydrology of catchments, especially stream runoff, and on crop
107 production.

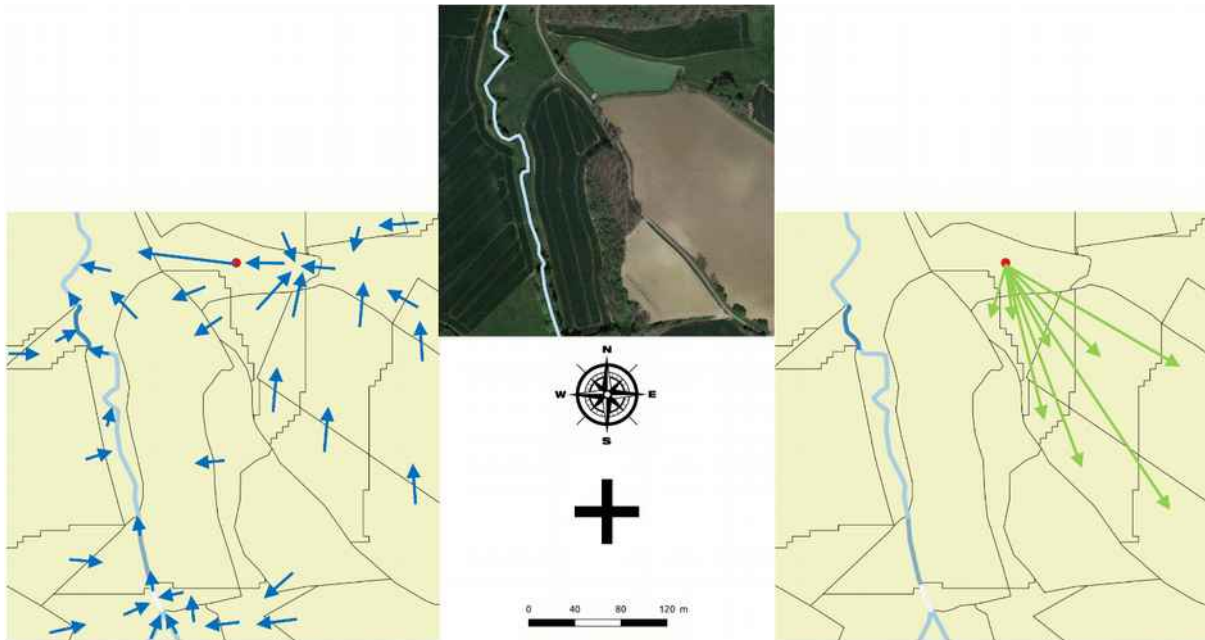
108 The objective of this paper is fourfold. First, it describes the principles of MHYDAS-Small-Reservoirs in terms of
109 catchment spatial segmentation and the modelling of hydrological processes, crop growth and farmer
110 management practices of crops and reservoirs. Second, it demonstrates the numerical and computing
111 consistency of the model. Third, it demonstrates the capacity of the model to represent the hydrological and
112 agricultural functioning of an agricultural catchment containing small reservoirs, via an application to a real case
113 study (the Gélon catchment, France). Fourth, it investigates the feasibility of model application in the examination
114 of the hydrological and agricultural impacts of catchment situations in terms of the density of reservoirs dedicated
115 to irrigation.

116 **1. Model description**

117 **1.1 Spatial segmentation**

118 The catchment is segmented in spatially homogeneous units according to the principles adopted for MHYDAS
119 model representation (Moussa et al., 2002) [and fully described and discussed in Lagacherie et al. \(2010\)](#), as
120 shown in Figure 1.

121



122

123 **Figure 1:** Spatial segmentation of the MHYDAS-Small-Reservoirs model. Top: satellite view of a catchment area
 124 including one non-connected reservoir *used for irrigation*, agricultural plots and hydrographic network (blue line).
 125 Bottom: spatial segmentation in MHYDAS-Small-Reservoirs of this catchment area. The polygons delimited by
 126 the black lines are entire or partial plots called surface units (SUs). The blue lines represent the reach segment
 127 units (RSs). The red *dot indicates* a non-connected reservoir unit (RE). The water transfer between plots is
 128 indicated by arrows. Water transfer is the result of hydrological processes (the hydrological links are marked in
 129 blue in the left *map*) or water withdrawal to irrigate crops (the agronomical links are marked in green in the right
 130 *map*).

131 Four spatial unit types, corresponding to the physical elements of a catchment, are explicitly represented in
 132 MHYDAS-Small-Reservoirs (Figure 1):

- 133 • The surface unit (SU) represents a homogeneous spatial entity in terms of its properties (soil and land
 134 use) corresponding to one sub-part of a *real* plot with a uniform water flow direction. Therefore, depending on the
 135 topography, a real agricultural or non-agricultural plot may be represented in the model as a unique SU or several
 136 SUs. The SU boundaries are determined by overlapping three geographical layers: the plot map, the flow
 137 direction map derived from the topography and the soil map (Lagacherie et al., 2010). An agricultural SU is
 138 dedicated to crop cultivation and can be irrigated. Non-agricultural SUs are plots with non-cultivated vegetation,

139 such as forests, moors or natural pastures, or non-vegetated plots (e.g., urban areas, bare rock areas, and sand
140 areas).

141 • The water reservoir unit (RE) represents a reservoir that [can eventually be used for irrigation](#). The RE
142 directly connected upstream to a certain reach of the hydrographic network is hereafter called a connected RE.
143 [This type of RE is filled by surface runoff from upstream SUs, stream runoff from upstream RSs, and direct](#)
144 [rainfall. In some countries, a minimum flow prescribed by environmental regulations has to be released](#)
145 [downstream](#). The RE not connected upstream to a reach is hereafter called a non-connected RE. [Unlike a](#)
146 [connected RE, a non-connected RE is not filled by stream runoff from upstream RSs, and a minimum flow has](#)
147 [not been prescribed to be released downstream](#).

148 • The groundwater unit (GU) represents a [hillslope](#) shallow aquifer characterised by a subsurface
149 saturated flow following the structure of the hydrological catchment. Each GU is therefore derived from the
150 topography considered to identify the flow direction. [Each GU discharges in a single specific reach segment](#)
151 [\(RS\)](#).

152 • The reach segment unit (RS) represents a section of the hydrographic network between water sources,
153 confluence points, and connected RE or SU boundaries. RSs are connected to comprise the hydrographic
154 network. [An RS can be used for irrigation purposes](#).

155 These [four](#) spatial unit types differ in their shape and geometrical properties (Table 1). SUs and GUs are
156 polygons whose boundaries are fixed based on the topography and anthropogenic discontinuities (plots,
157 vegetation cover, etc.). RSs are linear elements, while REs are represented by points.

158 **Table 1:** Main geometrical properties of the spatial unit types in MHYDAS-Small-Reservoirs. The flow distance
159 between any two units corresponds to the distance between the centroids of these two units.

	Surface Unit (SU)	Reservoir Unit (RE)	Reach Segment Unit (RS)	Groundwater Unit (GU)
Geometrical properties	Flow distance (m)	Position (x,y,z)	Position (x,y,z)	Position (x,y,z)
	Position (x,y,z)	Volume capacity (m ³)	Slope (m/m)	Area (m ²)
	Slope (m/m)	Maximum water surface (m ²)	Length (m)	
	Area (m ²)		Width (m) Height (m)	

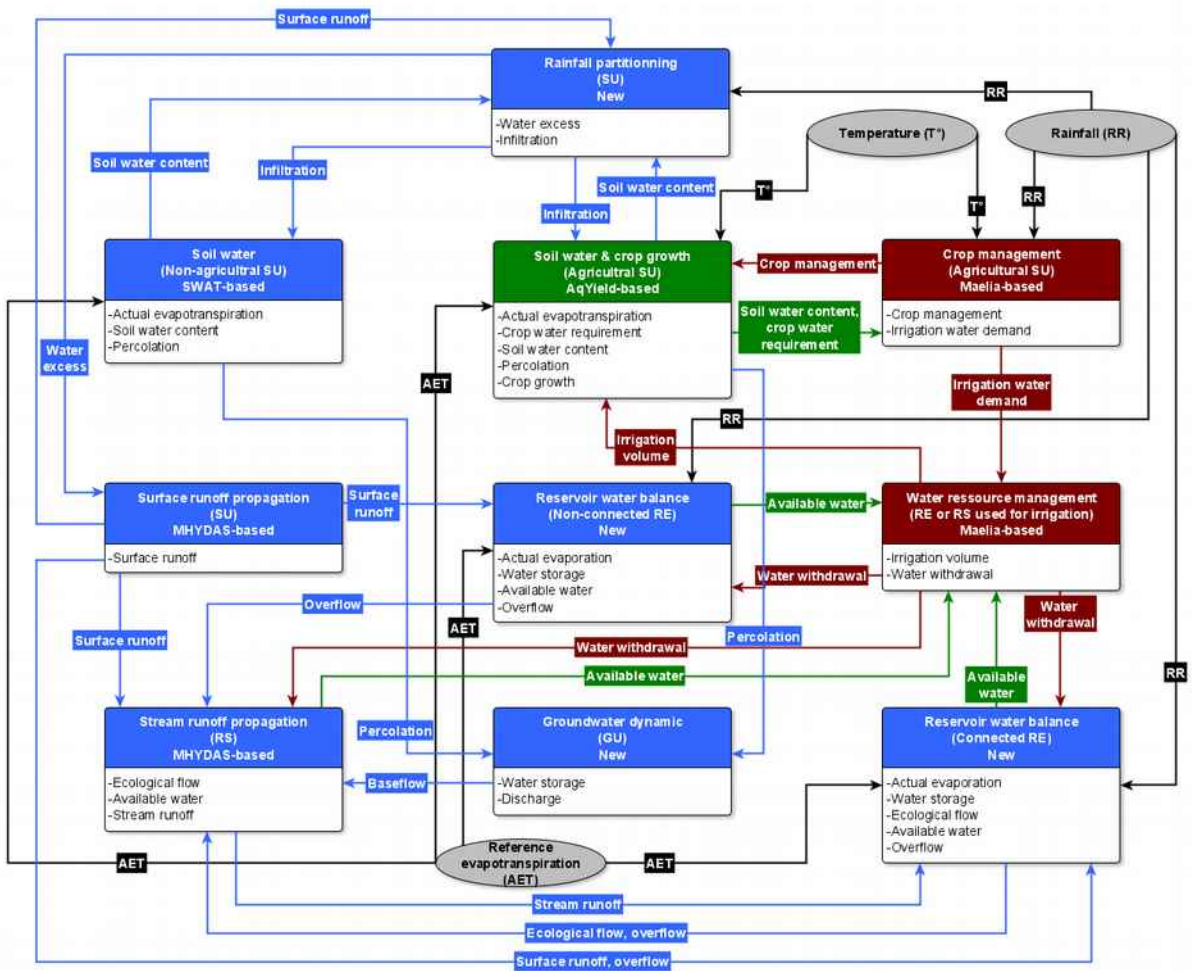
		Volume-to-surface ratio (m ³ /m ²)		
--	--	--	--	--

160 These units are linked by two types of relations:

161 • Hydrological links correspond to the water flows caused by a hydrological process, such as surface
162 runoff, stream runoff, drainage, and groundwater discharge. To establish a hydrological link between SUs, REs
163 and RSs, it is assumed that surface water (surface and stream runoff) flows along the steepest slope to a
164 downstream spatial unit (RE, RS or SU). Every GU is linked to its upstream SUs and downstream RS.

165 • Agronomic links correspond to the water transfer from a water resource (RE or RS) to an irrigated SU. A
166 water resource can be linked to one or several SUs.

167 In the three following sections, the hydrological, crop growth and crop and agricultural withdrawal management
168 models are described. The equations are shown for the new model developed specifically for the MHYDAS-
169 Small-Reservoir model.



170

171 **Figure 2:** Diagram of the different components of the MHYDAS-Small-Reservoirs model (coloured boxes),
 172 simulated flows (black, green, blue or red lines) and state variables (grey circles). The black, blue, green and red
 173 arrows correspond to the exchanged variables between the model's components coloured according to their type
 174 of climate forcing variables, hydrological variables, agronomic variables and crop and water management
 175 variables, respectively. For each model, the simulated flows are listed in the corresponding box. The grey circles
 176 represent the input variables. The colour of the boxes indicates the type of model's component according to
 177 whether it is hydrological (blue), agronomic (green), or crop and water management (red)

178 1.2 Hydrological processes

179 The fluxes and state variables associated with the following hydrological processes are calculated for each spatial
 180 unit corresponding to one of the physical elements (SU, RS, RE, or GU) and at each time step. The time step can
 181 range from 1 s to 1 d for all simulated hydrological processes, except for the percolation and evapotranspiration
 182 of agricultural SUs, which are simulated at a daily time step.

183 1.2.1 Water excess, infiltration, percolation and soil water content

184 The water excess is the fraction of the water inputs (i.e., rainfall, irrigation or upstream runoff) that does not
 185 infiltrate and runs off along the soil surface. Infiltration is the water input fraction infiltrating into the soil. The water
 186 input distribution between infiltration and water excess is simulated by considering the soil infiltration capacity
 187 concept. The maximum infiltration rate is equal to the infiltration capacity. The soil infiltration capacity varies over
 188 time depending on the temporal variations in the soil water content. A power law is adopted to relate the soil
 189 infiltration capacity and soil water content:

$$190 \quad f_p(t_i) = (I_{max} - K_s) * \left(\frac{SW_s - SW(t_i)}{SW_s - SW_r} \right)^\lambda + K_s$$

191

192 Equation 1

193 where f_p is the soil infiltration capacity (m/s), t_i is the current time index, K_s is the mean saturated hydraulic
 194 conductivity (m/s) over the full soil depth, I_{max} is the maximum soil infiltration capacity (m/s), SW_s and SW_r are the
 195 soil water storage capacities (m) considering the total soil porosity and the water-filled soil porosity at the residual
 196 water content, respectively, SW is the available water storage (m) and λ is a shape parameter (-).

197 In the soil, the percolation, evaporation and transpiration are considered the main drivers of the soil water
 198 dynamics. The soil water dynamics modelling differs between agricultural and non-agricultural SUs. In agricultural
 199 SUs, the soil is divided in three homogeneous layers, following the AqYield model formalisms (Constantin et al.
 200 2015). The effect of tillage on soil is simulated by decreasing the water storage capacity of the top soil layer every
 201 day after the tillage. The soil water balance is calculated at a daily time step by simulating the soil water content,

202 crop transpiration, soil evaporation and percolation. In non-agricultural SUs, Soil and Water Assessment Tool
203 (SWAT) model formalisms are adopted, with the principle that percolation in soil occurs as soon as the soil water
204 content exceeds the retention capacity (Neitsch et al., 2011). The soil is divided into several layers for which the
205 water content is calculated by considering evapotranspiration, infiltration and percolation. These SWAT
206 formalisms are adapted for use at the sub-daily time scale, as they are not very sensitive to time scale changes
207 (Brighenti et al., 2019; Maharjan et al., 2013). Regardless of the type of the SU (agricultural and non-agricultural),
208 the water flows downward from one layer once the soil water content in the layer reaches the soil water capacity.
209 The simulated percolation flux along the soil base of any SU, whether agricultural or non-agricultural, contributes
210 to the simulated recharge of the GU connected to the SU.

211 1.2.2 Surface and stream runoff

212 Surface and stream runoff are simulated with the diffusive wave equation solved by the Hayami kernel method
213 assuming a unidirectional flow to represent runoff routing as described by Moussa and Bocquillon (1996). Surface
214 runoff corresponds to the downslope propagation of the water excess. Surface runoff flows downstream from an
215 SU to another SU, an RS or an RE, depending on the spatial segmentation. Stream runoff is simulated at every
216 time step in every RS considering the upstream flow from any connected SUs, RSs, REs and GUs to the given
217 RS. The simulated stream runoff from an RS or RE flows into either a downstream RS or downstream RE. Every
218 RS connected RE or RS used for irrigation is characterised by a user-defined parameter called minimum flow
219 used, denoted Q_{\min} ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), to model the withdrawals (see section 1.4.2 Management of the withdrawal from
220 water resources). The minimum flow is a floor threshold introduced to represent the minimum flow imposed by
221 water regulation laws to maintain the ecological quality of the stream. Any water withdrawal can be performed in
222 the stream only if the stream runoff does not fall below this floor threshold.

223 1.2.3 Evapotranspiration

224 In regard to the agricultural SUs, the actual evapotranspiration (AET) is the sum of the actual crop transpiration
225 and actual soil evaporation. The AET is calculated at a daily time step based on the soil surface water content,
226 reference evapotranspiration (ET₀), and soil clay content (Constantin et al., 2015; Therond and Villerd, 2020).
227 The actual crop transpiration depends on the crop growth and soil water content (please refer to section 1.3, Crop

228 growth). Regarding the non-agricultural SUs, the AET is calculated at each time step according to SWAT
 229 formalisms (Neitsch et al., 2011) based on ET₀, soil characteristics (e.g., bulk density, wilting point, and
 230 thickness), soil water content and the fixed leaf area index depending on the given land use.

231 1.2.4 Groundwater recharge and stream baseflow

232 The groundwater unit (GU) recharge is the sum of the percolation fluxes from all the upstream SUs connected to
 233 the GU. The groundwater discharge from a GU to its connected reach stream (RS) is calculated with a power-law
 234 storage-discharge function (Kirchner, 2009) as follows:

$$235 \quad Q_{b_{GU}}(t_i) = A_{GU} * \left(Q_{ref_{GU}} * \left(\frac{S_{GU}(t_{i-1}) - S_{ref_{GU}}}{a} \right)^B \right)$$

236 Equation 2

237 where $Q_{b_{GU}}$ is the GU discharge ($m^3 \cdot s^{-1}$); t_i and t_{i-1} are the current and previous time index, respectively; $Q_{ref_{GU}}$ is
 238 the reference specific discharge of GU ($m \cdot s^{-1}$); A_{GU} is the surface area of GU (m^2); S_{GU} is the water storage in the
 239 GU by area unit (m); $S_{ref_{GU}}$ is a reference water storage by area unit (m); and a (m) and B (-) are characteristic
 240 parameters of the GU.

241 The groundwater discharge from a GU to an RS represents the stream baseflow.

242 1.2.5 Water dynamics in reservoirs

243 The water volume dynamics in reservoirs are simulated at each time step based on a water balance. Inflows
 244 include i) the surface runoff from upstream SUs, ii) the stream runoff from upstream RSs to a connected RE and
 245 iii) the direct rainfall volume. The latter is calculated as the product of the rainfall rate and the reservoir maximum
 246 water surface. The infiltration through the reservoir bed is not considered. Outflows may include i) minimum flow,
 247 ii) overflow, iii) evaporation volume and iv) water withdrawal for crop irrigation.

248

$$V_{RE}(t_i) = (Q_{REup}(t_i) - Q_{REout}(t_i)) * (t_i - t_{i-1}) + R(t_i) * A_{REmax} - E(t_i) * A_{RE}(t_i) - W(t_i) + V_{RE}(t_{i-1})$$

249 Equation 3

250 where V_{RE} is the water volume of the reservoir (m^3); t_i and t_{i-1} are the current and previous time indexes,
 251 respectively; Q_{REup} is the runoff from the upstream spatial units ($m^3.s^{-1}$); Q_{REout} is the discharge released by the
 252 reservoir ($m^3.s^{-1}$); E is the evaporation over the time step (m); R is the rainfall over the time step (m); A_{REmax} and
 253 A_{RE} are the maximum surface area and the water surface area of the reservoir, respectively (m^2); and W is the
 254 withdrawal volume (m^3). Following the conclusion of numerous studies about reservoir evaporation (Lowe et al.,
 255 2009; McJannet et al., 2013;), the evaporation is assumed to be proportional by a factor k to the reference
 256 evapotranspiration, ET_0 , such as $E=k.ET_0$.

257 The released discharge is simulated differently between the non-connected and the connected reservoirs. A non-
 258 connected reservoir is generally not equipped with a discharge control system and releases water only when it is
 259 full. Consequently, the released discharge is modelled as the water volume, $V_{RExceed}$, exceeding the reservoir
 260 storage capacity, such as $Q_{REout} = V_{RExceed} / (t_i - t_{i-1})$. When the water volume is lower than the storage capacity, the
 261 released discharge is simulated as zero. Following water regulation rules in some countries, a connected
 262 reservoir has to be equipped with a control system to release a minimum flow, considered an ecological flow.
 263 When the upstream runoff to the reservoir exceeds the minimum flow, a discharge equivalent to the regulatory
 264 minimum flow has to be released. When the upstream runoff is lower than the minimum flow, the equivalent of all
 265 the upstream runoff has to be released. In accordance to these regulatory and management rules, the released
 266 discharge for a connected reservoir, Q_{REout} , is simulated as follows:

$$267 \quad Q_{REout}(t_i) = \frac{V_{RExceed}}{t_i - t_{i-1}} + \min(Q_{min}; Q_{REup}(t_i))$$

268 Equation (4)

269 **1.3 Crop growth**

270 The crop growth is calculated only in agricultural SUs at daily time steps based on the principles of the AqYield
271 crop model (Constantin et al., 2015). Crop growth, both aerial and root, controls crop transpiration and crop yield.

272 The crop aerial development is simulated using a crop coefficient representing foliar growth. Crop coefficient
273 dynamics are a function of crop transpiration, development stage (phenology), and various parameters specific to
274 a given species. Globally, the crop coefficient increases until the flowering stage and then declines until the
275 harvesting stage. Crop development stages, particularly the flowering and maturity stages, are simulated based
276 on the concept of growing degree days, with threshold values of the growing degree days and parameters
277 specific to each species and cultivar precocity class.

278 The actual crop transpiration is calculated with an empirical function of the maximum transpiration and soil water
279 available to roots. The maximum transpiration depends on the crop coefficient and ET_0 minus soil evaporation.

280 The soil water available to roots varies as a function of root growth. Root growth depends on the cumulative daily
281 effective temperature, a species root-growth coefficient and a reduction coefficient linked to the soil structure.

282 The crop yield is calculated at harvest as a function of the potential yield, locally defined for a species or cultivar
283 precocity class, and the water satisfaction index defined as the ratio of the actual crop transpiration to the
284 maximum crop transpiration during the cropping season.

285 **1.4 Crop and agricultural withdrawal management**

286 **1.4.1 Crop management**

287 The model simulates farmer management decisions at daily time steps and for every agricultural SU. The
288 decisions are related to several practices (tillage, sowing, harvesting and irrigation), but only one practice,
289 respecting a given priority order, is operated each day. Technical interventions are simulated over a given user-
290 defined period of the year. Within this window period, the exact dates of technical operations and amounts of
291 water applied to crops are determined according to decision rules based on crop growth and development
292 characteristics, soil type and water content, and weather conditions. These rules, the priority order between
293 practices, and the window period for each practice and crop may be adjusted to the context via a user-defined set

294 of parameters. The thusly simulated technical operations modify the other model variables. Tillage operations
 295 affect the soil structure and thus the soil water content capacity. The sowing and harvesting dates determine the
 296 start and end, respectively, of crop cycles. Irrigation decisions trigger water withdrawal operations from REs or
 297 RSs and influence the SU soil water content and thus the crop growth and crop yield. The irrigation demand by
 298 the farmer depends on the crop water requirement according to its development stage but also accounts for
 299 equipment constraints through a minimum delay between two irrigations.

300 Complementary to the presentation of Murgue et al. (2014), [Appendix A](#) details the simulation rules applied to
 301 farmer management decisions.

302 1.4.2 Management of the withdrawal from water resources

303 Management of water withdrawal for irrigation purposes is modelled at a daily time step for each water resource
 304 dedicated to irrigation, with RS being first withdrawn, then RE. This approach prioritizes stream water as a
 305 resource used for irrigation.

306 The total irrigation water demand on a given resource (RE or RS) is determined as the sum of the daily farmer's
 307 irrigation demand for all irrigable agricultural SUs linked to that resource. If the available water in the resource is
 308 larger than the total irrigation water demand, the water demand is satisfied by the water withdrawal, and the
 309 irrigation volume provided to each SU is equal to its demand. Otherwise, the withdrawal volume corresponds to
 310 the available water volume in the resource, and the irrigation volume applied to each SU is proportionally reduced
 311 compared to the water demands.

$$W(t_i) = \min(V_{WR}(t_{i-1}) - V_{WRmin}; \sum_{j=1}^{n_{SU}} IrrDem_j(t_i))$$

312

313

Equation 5

314 where W is the water withdrawal from the resource (m^3); V_{WR} is the water volume in the resource (m^3); V_{WRmin} is the
 315 minimum water volume (m^3) of the resource below which any withdrawal is never performed; t_i and t_{i-1} are the
 316 current and previous time indexes, respectively; $IrrDem_j$ is the farmer's water demand for SU_j (m^3); and n_{SU} is the
 317 number of SU irrigated from the water resource. The minimum water volume of the resource, V_{WRmin} , corresponds

318 to the minimum flow, Q_{min} , multiplied by the daily time step or to a volume threshold, V_{REmin} , when the water
319 resource is a stream reach (RS) or a reservoir, respectively. The volume threshold, V_{REmin} , is the water volume
320 below which water pumping is technically difficult and usually not performed due to high concentrations of
321 sediments in the water. Similarly, the available water volume of the resource, V_{WR} , corresponds to the reservoir
322 water volume, V_{RE} , and to the stream runoff, Q_{RS} , multiplied by the daily time step when the resource is a reservoir
323 and a stream reach, respectively.

324 1.5 Computer implementation

325 The MHYDAS-Small-Reservoirs model was developed within the OpenFLUID platform (Fabre et al., 2020; Fabre
326 et al., 2010). This platform facilitates model building by sequentially coupling blocks of code, called simulators,
327 with each simulator supporting one of the main model functions. The OpenFLUID platform achieves the coupling
328 of models via the exchange of simulation variables varying both in space and time. The overall structure of the
329 spatial domain is managed using a graph where the nodes are the spatial units (here, SUs, RSs, GUs, and REs)
330 and the edges are these relations between the above spatial units (hydrological or agronomic links). MHYDAS-
331 Small-Reservoirs consists of 16 simulators described in [Appendix B](#) and considers a total of 40 variables. All
332 simulators were written in the C++ language, which allows unit-oriented data entry (Jordan, 1990).

333 1.6 Input and simulated variables, parameters and initial conditions

334 The input variables are weather variables, namely, rainfall, ETO and air temperature (Figure 2). The input
335 variables are spatially distributed. The simulated variables per spatial unit type are shown in Figure 2. The
336 parameters adopted in the equations and relations implemented in the simulators are listed in [Appendix C](#). They
337 correspond to either empirical values or functional properties of the spatial units. They can be either global (i.e., a
338 unique and common value for all the spatial unit types) or spatially distributed (i.e., each spatial unit has its own
339 value). The initial model conditions include the soil water content in all agricultural and non-agricultural SUs, the
340 water level in each GU, and the volume of water stored in each RE, connected or not.

341 **2. Materials and methods**

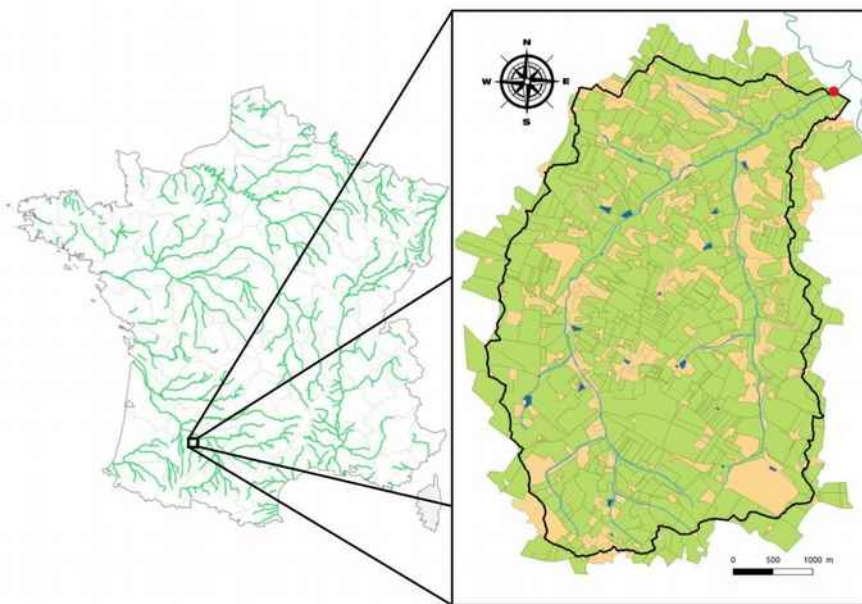
342 **2.1 Study area**

343 The Gélon catchment was chosen for the application of the model, for the hydrologic year 2014-2015, for which
344 most of the data required for model implementation and evaluation was available, notably the agricultural plot
345 map.

346 **2.1.1 General characteristics**

347 The Gélon is a 19.8-km² catchment belonging to the Arrats catchment, which is a 620 km² sub-catchment of the
348 Garonne River located in southwestern France in the Gers department (Figure 3). The outlet is located at
349 43°51'38"N-0°48'07"E. It is a hilly catchment with the elevation ranging from 110 to 193 m above sea level. The
350 soils are mainly composed of alluvial and molassic slope deposits (Party et al., 2016). The lithology is globally
351 impermeable, without a deep aquifer, which leads to a high density of the hydrographic network (Cavaillé and
352 BRGM, 1968). The total length of the Gélon stream is 8 km. The oceanic climate of the catchment induces a
353 rainfall of 675 mm, an ET₀ level of 905 mm and a temperature of 13.5°C on average over the period from 1989-
354 2016.

355



356

357 **Figure 3:** Location and map of the Gélon catchment. The agricultural and non-agricultural plots in the map are
358 marked in green and yellow, respectively. The outlet is indicated by a red dot. The hydrographic network and
359 small reservoirs are represented by blue lines and dark blue areas, respectively.

360 The Gélon catchment is mostly agricultural. The majority (75%) of the catchment area is devoted to agriculture,
361 representing 585 cultivated plots (IGN, 2015). The remaining 25% (244 plots) comprises non-cultivated,
362 urbanized or forested areas (MTES, 2012). The whole cultivated area is covered by annual field crops, and the
363 main crops are straw cereals (mostly wheat, barley, triticale and oats) and sunflower (accounting for 41 % and
364 33 %, respectively, of the cultivated area in 2015). Maize, soybeans, peas, chickpeas, lentils, flax, market
365 gardening (largely garlic, strawberry, butternut and onion), sorghum, rapeseed, and temporary and permanent
366 grassland are also cultivated to a lesser extent in this region where organic farming is increasingly applied.

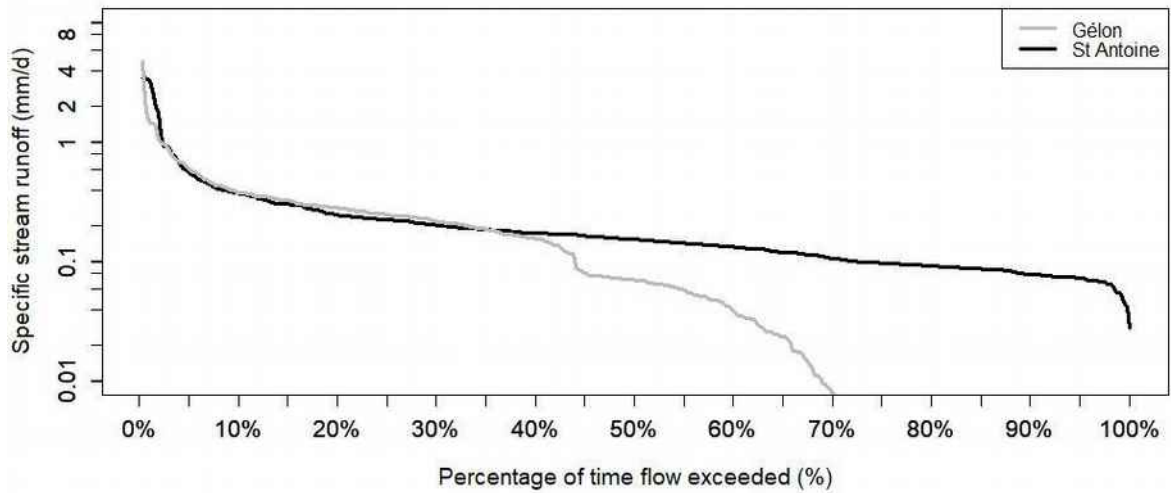
367 Most crops are rainfed (sunflower, permanent grassland and vineyard plots), some are systematically irrigated
368 (mostly maize and soybeans), and others are irrigated only when weather conditions are particularly dry (straw
369 cereals, temporary grassland, market gardening, rapeseed and orchards). Field surveys indicate that farmers
370 generally irrigate their fields with an amount of 30 mm, except for rapeseed, which can be irrigated only once, at
371 the sowing time, with half the amount (i.e., 15 mm). Irrigation occurs during the cropping season, namely,
372 temporary grasslands are irrigated from April to mid-May, straw cereals from mid-May to mid-June, maize from
373 mid-May to mid-September, market gardening from mid-May to mid-October, soybeans and orchards from June
374 to September, and rapeseed in September.

375 The catchment contains 25 water reservoirs of varying capacities (100 to 30,000 m³), 13 of which are used for
376 irrigation, while the remaining 12 reservoirs, often smaller, have no current irrigation use following the change to
377 non-irrigated crops or following the purchase of the land by private individuals who are not farmers. The 13
378 reservoirs are the only resource for irrigation water, i.e., in this catchment, no water is withdrawn from the river.
379 There are no channel networks: the water is directly pumped from the reservoirs and distributed to the fields
380 under pressure. Overall, 19 % of the agricultural area is irrigated, mainly by aspersion using 25-m travelling guns.
381 The limited availability of irrigation equipment, the time required to install the equipment and the limited flow rate
382 of the equipment result in a delay between two irrigations of 6 or 7 days depending on the crop.

383 2.1.2 Weather, [pedological](#), agricultural and hydrological data

384 The weather variables were retrieved from the SAFRAN database of MeteoFrance (Durand et al., 1993), namely,
385 the hourly rainfall and air temperature and daily ET₀ [calculated according to Penman's formula](#), at an 8 km x 8
386 km resolution. The map of the agricultural plots includes the land use at the field plot level and is available on a
387 yearly basis from the French Land Parcel Identification System (IGN, 2015). Crop yield data are only available at
388 the Gers department level (6,200 km²) from data collected from agricultural cooperatives by public authorities
389 (DRAAF Occitanie, 2020). No database provides information about the agricultural practices in the Gélon
390 catchment, but specific surveys offer insights on the irrigation practices in the Gélon [and Arrats](#) catchments.
391 [The soil data were provided by the Référentiel Régional Pédologique, a French soil database \(Party et al.,](#)
392 [2016\).](#)

393 [Stream discharge data at the Gélon outlet have only been available since 14/09/2018. We thus estimated the](#)
394 [2014-2015 discharge from the daily specific stream runoff data recorded at the closest station of the French](#)
395 [station hydrometric network, assuming that both specific stream runoffs were equal. This assumption was](#)
396 [carefully verified](#) over the period [14/09/2018](#) to [13/09/2019](#) [at a daily time step](#) during which the discharge at both
397 catchment outlets was monitored. The similarity was very high for [47% of stream runoff \(i.e., between 0.086 and](#)
398 [1.0 mm/d\) encountered in the Gélon catchment](#), with an r^2 value of 0.68 considering linear regression, an NSE_Q
399 [value of 0.53 and an \$NSE_{\text{sqrt}}\$ value of 0.71 \(Figure 4\).](#) The similarity was low for extreme [stream runoff](#), lower than
400 0.086 mm/d (an r^2 value of 0.02) or higher than 1.0 mm/d (an r^2 value of 0.11).



401

402 **Figure 4:** Flow duration curves for the Gélon and St Antoine stream runoff.403 **2.2 Model implementation**404 **2.2.1 Spatial segmentation**

405 Several geographic data sources (Table 2) were adopted to determine and characterise the geometrical
 406 properties of all spatial units of the Gélon catchment, resulting in 25 REs, 17 GUs, 365 RSs and 2402 SUs, 1666
 407 of which are agricultural SUs.

408 **Table 2:** Sources of data considered for the segmentation of the Gélon catchment.

Data type	Data source	Spatial resolution
Topography	Digital elevation model (DEM) RGE ALTI 5m (IGN, 2017)	5 m
Hydrographic network	BD Carthage (Agence de l'Eau et al., 2014)	10 m
Reservoir location and characteristics	Aerial view analysis (IGN, 2016) and in situ surveys	reservoir resolution
Map of the agricultural plots	Land Parcel Identification System (IGN, 2015)	plot resolution
Map of the non-agricultural plots	Land use inventory (MTES, 2012)	plot resolution

409 2.2.2 Parametrisation

410 As far as possible, the parameters corresponding to the functional properties ([Appendix C](#)) were determined from
411 existing databases, measurements and in situ observations or retrieved from the literature.

412 Values of crop growth parameters were fixed based on previous studies. Indeed, these parameters were
413 determined previously for several field crops in southwestern France and then validated for three rainfed and
414 irrigated spring crops (sunflower, maize, and sorghum) (Constantin et al., 2015), for wheat on 14 experimental
415 sites in France and for rotations on two sites in southwestern France (Tribouillois et al., 2018). We grouped crops
416 into classes to limit the number of crop parameter sets, especially for minority crops. For example, the soybean
417 class includes soybeans as the main crop but also peas, chickpeas, flax and lentils as minority crops. The soil
418 texture and soil depth also used in the crop growth model are parameters derived from the French soil database
419 (Référentiel Régional Pédologique, Party et al., 2016) by considering the dominant soil type in each SU. The soils
420 of the agricultural SU show low variability (all clay-loam soils) and all belong to a single soil class. In addition, the
421 three shape parameters of the SU infiltration capacity curve (Equation 1) not defined in the AqYield database,
422 namely, I_{max} , K_s and λ , were adjusted as detailed below. Two of the four parameters of the GU storage-discharge
423 function were defined based on an analysis of Gélon outflow discharges during recession periods, while the other
424 two, namely, parameters a and b of Equation 2, were fitted. A simple calibration of the outflow at the outlet of the
425 Gélon was performed by considering 3 values for each of the 5 parameters to be fitted and by varying them one
426 at a time. Thus, only 243 sets of parameters were then tested. The three values were chosen to explore a
427 realistic range of variation by selecting the minimum and maximum values found in the literature and their
428 arithmetic mean. The extreme values for the parameters of the SU infiltration curve were defined according to
429 Mishra et al. (2003), Fernández-Pato et al. (2016), Party et al. (2016) and those for the GU storage-discharge
430 function from Kirchner (2009).

431

432 2.2.3 Time step of the simulation

433 An hourly simulation time step was adopted for all the hydrological processes (blue boxes, Figure 2), except for
434 those processes for which the formalism required a daily time step, as indicated in Section 1, namely, the water
435 balance of agricultural plots as well as crop growth processes, and crop and agricultural water management
436 operations (red and green boxes, Figure 2).

437 2.2.4 Climate input variables and initial conditions

438 Climate input variables, namely, rainfall, ET₀ and air temperature were considered spatially uniform in the
439 application of the model to the Gélon catchment. Due to the lack of data, all the initial conditions were set using a
440 warm-up approach, consisting of a simulation over a period long enough to reach equilibrium (Kollet and Maxwell,
441 2008). In this study, we adopted the recursive simulation approach described by Ajami et al. (2014): the previous
442 hydrological year from 2013-2014 was repeated 25 times with constant crop rotations. We verified that the
443 equilibrium state was reached after these 25 year-long simulations by determining whether the annual simulated
444 variations in water storage at a one-year interval were lower than 1% in 95% of the units of each type. This warm-
445 up process was initiated considering a full saturation of the catchment, including a complete filling of the
446 reservoirs to limit the spin-up time (Rahman et al., 2016).

447 2.3 Model verification

448 To verify the model, we considered virtual and real catchments and monitored i) each simulator, ii) the model
449 determinism and iii) the conservation of water volumes. Furthermore, the computation time was also analysed.

450 2.3.1 Simulator testing

451 For each simulator, the agreement between the computer code and conceptual model was verified using simple
452 test cases. The verifications were based on a comparison of the simulated and expected values of the variables,
453 with the latter obtained from either algebraic equations or reference simulations. These tests also allowed us to
454 evaluate the hydrological and agronomic links between all the units.

455 As an example, the combined testing of the irrigation decision and application simulators ([Appendix C](#)) allowed us
456 to simultaneously verify the following:

- 457 ● the identification of all the RE or RS dedicated to irrigation and the links between that water resource
458 and the irrigable SUs,
- 459 ● the consistency between the available water volume, water withdrawal volume, irrigation water demand
460 and irrigation amount provided to crops, and
- 461 ● the absence of withdrawal from a water resource not dedicated to irrigation.

462 2.3.2 Model determinism

463 Model determinism is guaranteed when identical simulations, repeated in the same computing environment with
464 unchanged parameterizations, initial conditions and boundary conditions, result in exactly the same simulated
465 values. A numerical test was performed on a sub-catchment of the Gélon catchment, modelled with 341 SUs, 112
466 RSs, 69 GUs and 13 REs, with one of the latter being dedicated to irrigation. The test was executed by repeating
467 the same 5-year simulation 1,000 times, and we assessed whether the water volumes in the GUs, REs, and SUs
468 and water fluxes in the SUs and RSs remained unchanged across the whole catchment.

469 2.3.3 Water volume conservation

470 Water volume conservation is an important criterion in hydrological model verification. We monitored the water
471 volume conservation in MHYDAS-Small-Reservoirs at the daily resolution considering the whole catchment. In
472 the case of perfect water volume conservation, the total volume of all simulated outflows from the catchment
473 equals the total volume corresponding to the variation in the simulated water storage and all simulated inflows to
474 the catchment. We monitored the water mass conservation level in the same real catchment as was adopted for
475 model determinism assessment (section 2.3.2, Model determinism) at the daily time step, considering that the
476 difference between the above two volumes should remain below 0.001% of the total inflow volume.

477 2.4 Model evaluation

478 Model evaluation determines the ability to simulate hydrological and agricultural functioning in a real case study.
479 Basically, the evaluation relies on the comparison of simulated variables to available observed, or reference,
480 data. As the primary intention in using MHYDAS-Small-Reservoirs is to quantify the cumulative effects of
481 reservoirs on crop yields and on stream runoff at the catchment outlet, we chose these two variables to evaluate

482 the model. The evaluation therefore followed two steps. The first step involved the evaluation of the model in the
 483 simulation of global variables corresponding to the annual fluxes across the entire catchment for which reference
 484 data were available for the case study. In the second step, the model ability to finely simulate the daily stream
 485 runoff was analysed using the Nash-Sutcliffe efficiency (1970) calculated as follows:

$$486 \quad NSE_q = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (q_i^s - q_i^o)^2}{\sum_{i=1}^n (q_i^s - \bar{q}^o)^2}$$

487

488 where NSE_q is the Nash-Sutcliffe efficiency of the stream runoff, q_i^o is the reference stream runoff at the i^{th} time
 489 index, \bar{q}^o is the mean reference stream runoff and q_i^s is the simulated stream runoff at the i^{th} time index. The
 490 closer the value is to 1, the higher the quality of the stream runoff simulation is. The efficiency considering the
 491 square root of the stream runoff, denoted as NSE_{sqr} , was also calculated since it assigns a high weight to low
 492 values of the stream runoff when NSE_q is highly sensitive to high flows (Oudin et al., 2006; Pushpalatha et al.,
 493 2012).

494 When applying the model to the Gélon catchment, the efficiencies were calculated based on the daily stream
 495 runoff over the full hydrologic year of 2014/2015 starting on 1 September. The daily simulated stream runoff, q_i^s ,
 496 was calculated as the sum of hourly simulated stream runoff for the i^{th} day. As we determined that the stream
 497 runoff data used as reference data were less reliable between June and October and for stream runoff below the
 498 threshold of 0.086 mm/d (cf section 2.1.2), we also calculated the efficiencies by considering those days when the
 499 stream runoff exceeded the above threshold, excluding the period from June to October.

500 2.5 Numerical explorations

501 The model was then applied to simulate, in the Gélon catchment, two situations that differed in terms of crop
 502 allocation and reservoir water management (Table 3). The objective was to analyse the capacity of the model to
 503 predict possible future conditions and assess the potential consequences of different policies in crop and
 504 agricultural water management strategies, as is commonly achieved in scenario exercises using models in water
 505 resource management (Leenhardt et al., 2012). The “Reference” situation represents the current state, as

506 simulated for the 2014-15 hydrological year, which is compared to the second situation, named "All-RE". The All-
 507 RE situation was not designed to be realistic but for its illustrative potential. In this situation, we therefore
 508 assumed that all reservoirs of the catchment were used for irrigation purposes and that all agricultural SUs within
 509 a radius of 500 m around every RE were irrigated and cropped with maize, the most irrigated crop in the region.
 510 The All-RE situation thus differs from the Reference situation both in terms of number of reservoirs considered for
 511 irrigation and in terms of crops and cropping area.

512 **Table 3:** Reservoir and crop and irrigated area characteristics of the "Reference" and "All-RE" situations
 513 simulated with MHYDAS-Small-Reservoirs in the Gélon catchment

514

Situations	Reference	All-RE
Reservoirs	25 reservoirs, including 13 used for irrigation (164,300 m ³)	25 reservoirs (206,800 m ³) for irrigation purposes
Crop distribution	straw cereals (617 ha) sunflower (497 ha) maize (25 ha) soja (108 ha) other crops (142 ha) set aside (52 ha)	maize (1,067 ha) other crops (405 ha) set aside (21 ha)
Irrigated area	288 ha including: <ul style="list-style-type: none"> ● straw cereals (213 ha) ● soybeans (16 ha) ● maize (14 ha) ● rapeseed (7 ha) ● sorghum (3 ha) ● other crops (35 ha) 	1,056 ha including: <ul style="list-style-type: none"> ● maize only

515

516 **3. Results**

517 **3.1 Model verification**

518 **3.1.1 Simulator testing, model determinism and water volume conservation**

519 Testing of all the simulators was successful since the variables simulated with the model matched the expected
520 values. The results are not presented but are available upon request. The model determinism was verified since
521 the simulated variables in terms of the total water storage in the GUs, SUs and REs and water fluxes (surface
522 runoff in the SUs and stream runoff in the RSs) were strictly identical for all 1,000 simulations. Water volume
523 conservation in the simulations was also verified: at the annual scale, the error was lower than 0.0001 % of the
524 inflow volume.

525 **3.1.2 Computation time**

526 The simulation was performed based on an Ubuntu Quad-Core microprocessor at 2.90 GHz, with 128 GB of
527 RAM and a 32-bit CPU. The computation time reached 17 hours for a 26-year period in the Gélon catchment,
528 with a display of the daily global variables in the whole domain and an additional display of all of the variables in
529 each spatial unit (3 per RS and GU, 7 per RE and 30 per SU) for the last simulated year, [which represents 4.7](#)
530 [Go](#).

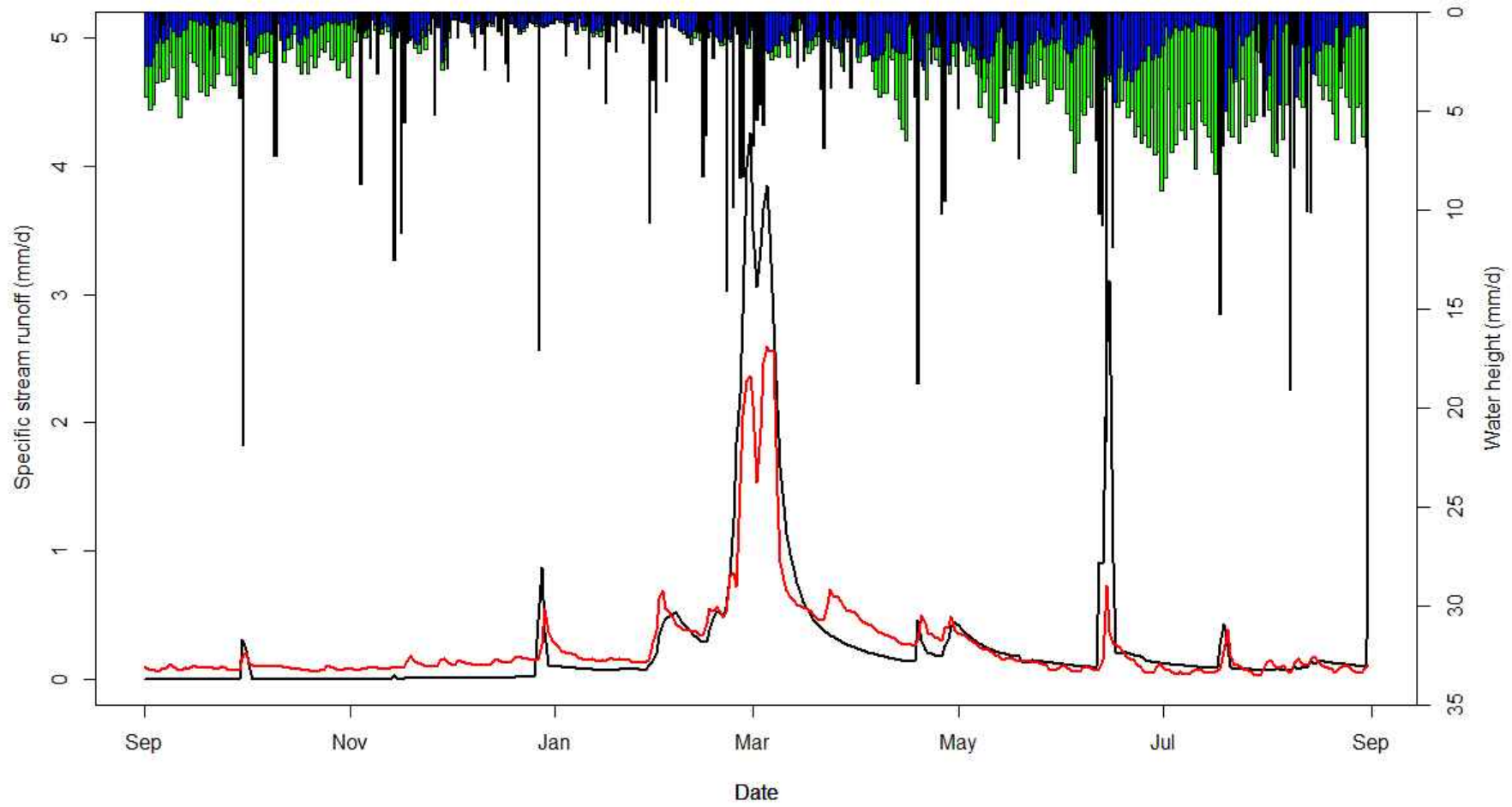
531 **3.2 Model evaluation**

532 At the catchment level, the simulated stream runoff over the hydrological year of 2014/2015 is 102.8 mm (Table
533 4), which is only 6.4% higher than the reference stream runoff (96.6 mm). The efficiencies of NSE_q and NSE_{sqrq} of
534 the simulated daily stream runoff are 0.32 and 0.26, respectively. In regard to the days when the stream runoff
535 exceeds 0.086 mm/d between November and May, when the reference stream data are considered reliable
536 (please refer to section [2.4](#)), the calculated NSE_q and NSE_{sqrq} values are both 0.47. These values approaching
537 0.5 indicate that the model yields [nearly satisfactory](#) results not only for high flows, in terms of NSE_q ([Moriasi et](#)
538 [al., 2015](#)), but also for low flows, in terms of NSE_{sqrq} ([Oudin et al., 2006](#)). Over the period corresponding to these

539 days, the simulated daily stream runoff matches the reference stream runoff well (Figure 5). During this period,
 540 the simulated cumulative stream runoff is 82.6 mm, which is 3.3% higher than the cumulative reference stream
 541 runoff (80.0 mm). According to Moriasi et al. (2015), an error of less than 5% is considered very good. On the
 542 basis of all the efficiencies and differences between the simulation and reference data, the model applied to the
 543 Gélon catchment yields acceptable or even good simulations of the hydrology.

544 **Table 4:** Catchment water balance terms simulated for the two situations of the Gélon catchment for the
 545 hydrologic year 2014/2015. The simulated AET, stream runoff at the outlet, irrigation and storage variation
 546 between the start and the end of the simulation period are expressed in mm. The rainfall and ET0, as input
 547 variables, are also indicated and expressed in mm. For irrigation, the value in brackets indicates the mean annual
 548 irrigation per irrigated plot area (mm).

Situations	AET (ET0)	Rainfall	Stream runoff	Storage variation	Irrigation
Reference	436.4 (960.7)	570.7	102.8	+31.5	4.2 (28.9)
All-RE	473.9 (960.7)	570.7	97.0	-0.1	7.1 (13.3)



549

550

65 28

551 **Figure 5:** Simulated (black line) and reference (red line) daily **specific** stream runoff (mm/d) at the Gélon catchment outlet for the hydrologic year of 2014/2015. The daily
552 rainfall (in **black**), ET0 (in green) and AET (in blue) are also represented (in mm/d) on the right inverted y-axis.

553 Table 5 summarizes the simulated and regionally observed crop yields. Considering all the crops, the area-
 554 weighted average of the relative root mean square errors across the Gélon catchment is 21.4%, which is quasi-
 555 acceptable according to Cabelguenne et al. (1990) and Constantin et al. (2015), who considered a difference of
 556 20% between the observed and simulated yields acceptable. This performance results from the good
 557 performance of the model in the simulation of the sunflower and sorghum yields and the poor yield simulation
 558 performance for soybeans, rapeseed, maize and straw cereals.

559 **Table 5:** Simulated and regionally observed crop yields in the Gélon catchment, accounting for 86.1% of the crop
 560 area. The regionally observed crop yields correspond to data retrieved from the Gers department in 2015
 561 (DRAAF Occitanie, 2020), considering the maize yield in proportion to the irrigated and non-irrigated maize areas
 562 in the Gélon catchment.

Species	Regionally observed yield (T.ha ⁻¹)	Simulated yield (T.ha ⁻¹)	Yield error (%)	Cultivated area (%)
Soybeans	3.50	2.21	-37%	7.28%
Sunflower	1.70	1.45	-15%	33.28%
Rapeseed	2.5	3.30	+32%	0.45%
Sorghum	5.5	5.84	+6%	2.12%
Maize	8.4	5.43	+35%	1.65%
Straw cereals	5.4	6.70	+24%	41.30%

563 3.3 Numerical experiment results

564 3.3.1 Global variables

565 The annual catchment water balance terms in the two situations are reported in Table 4. The simulated irrigation
 566 amounts rank as expected with the largest volume occurring in the All-RE situation, due to both the large irrigated
 567 area and abundant available water resources. The simulated stream runoff in the All-RE situation was 6% lower
 568 than in the Reference situation.

569 The crop yield varies both between crops within a situation and between the two situations (Table 6). In the All-
 570 RE situations, yields of non-irrigated crops (i.e., sunflower) are not very different from those in the Reference
 571 situation (<2%) since a rainfed crop in the reference situation remains non-irrigated in All-RE. Crops irrigated on
 572 only part of their area in the Reference situation are either replaced by irrigated maize or maintained as non-

573 irrigated in the All-RE situation. As a result, when they do not disappear (as for rapeseed and sorghum), their
 574 yield decreases slightly if they were lightly irrigated (e.g., straw cereals) or considerably if they were intensively
 575 irrigated (e.g., soybeans). Regarding maize, the yield decrease observed in All-RE (-12% compared to the
 576 Reference) has another explanation. In All-RE, the number of reservoirs for irrigation increased, and all irrigated
 577 surfaces were converted into maize crop plots. The increase in the overall volume of water available for irrigation
 578 purposes did not compensate for the increase in the total water demand resulting from the increase in the area of
 579 irrigated maize, hence the decrease in yield.

580 **Table 6:** Variations in the crop yields in the Gélon catchment considering the two simulated situations. The values
 581 are given in T/ha but also in T at the catchment scale. Variations are also given in percent compared to the
 582 Reference situation.

	Soybeans	Sunflower	Rapeseed	Sorghum	Maize	Straw cereals
Referen ce	2.21 T/ha 240 T	1.45 T/ha 720 T	3.30 T/ha 22 T	5.84 T/ha 185 T	5.43 T/ha 134 T	6.70 T/ha 4,131 T
All-RE	1.99 T/ha (-10.0%) 119 T	1.47 T/ha (+1.4%) 213 T	-	-	4.78 T/ha (-12.0%) 5,100 T	6.70 T/ha (0.0%) 1,048 T

583 3.3.2 Spatially distributed variables

584 MHYDAS-Small-Reservoirs simulates a large number of spatially distributed variables related to the hydrological
 585 and agricultural responses of a catchment. We illustrate three of them, namely, i) stream runoff, ii) irrigation water
 586 demand and iii) reservoir filling rate evolution.

587 The stream runoff is simulated along the whole hydrographic network at the RS resolution. This allows us to
 588 assess and compare the inner-catchment variability, as shown in Figure 7, where the difference in the monthly
 589 stream runoff along the hydrographic network between the Reference and All-RE situations in December 2014
 590 and July 2015 is plotted. These two months were chosen because they corresponded to high flow and low flow
 591 periods, respectively. In that respect, several results can be highlighted. The first result is that the relative
 592 variation in the monthly stream runoff between the situations at the catchment outlet differs from one month to

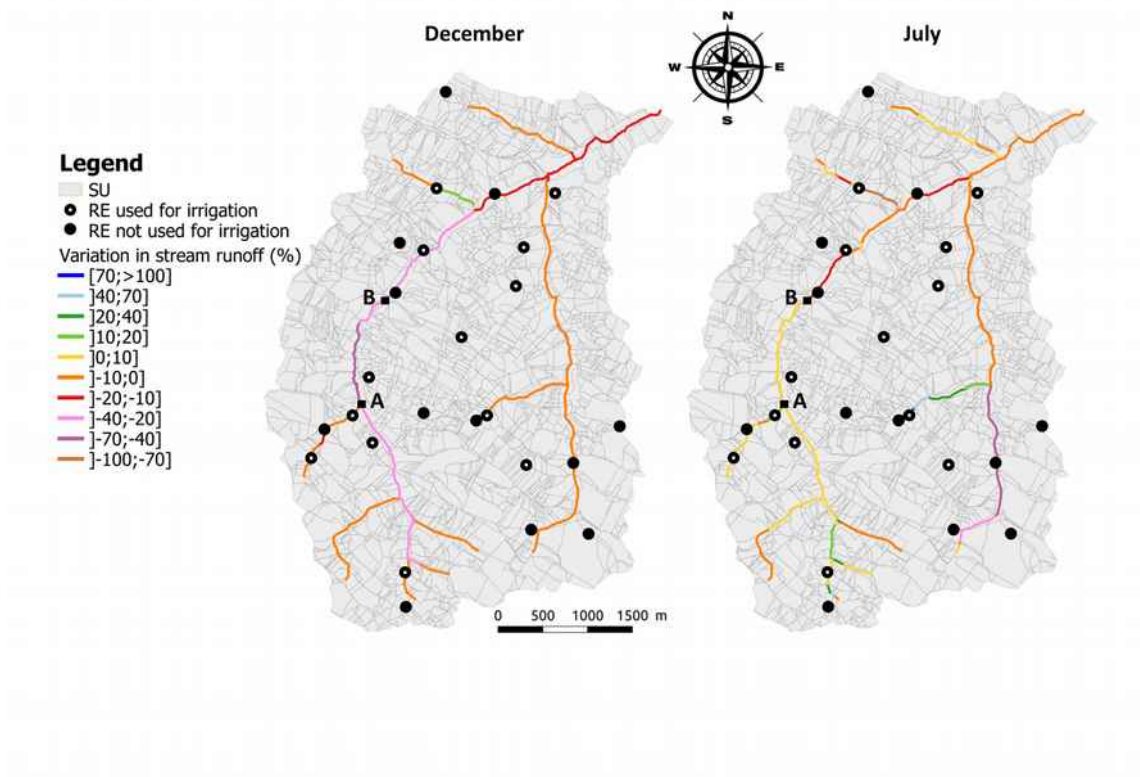
593 another and that the variation in the annual stream runoff also differs. For example, although the simulated
594 annual runoff in the All-RE situation was lower by -6% compared to the Reference situation, the difference of
595 monthly stream runoff between both situations was -3% in July and -14% in December. The second notable result
596 is that the variation in the stream runoff at the outlet may mask the high variability in stream runoff along the
597 hydrographic network. The simulated stream runoff variation was negative in most of the stream reaches (Figure
598 7), indicating a lower stream runoff in the All-RE situation than in the Reference situation over the two months
599 analysed. This result was expected due to i) the higher crop water requirement of maize compared to the straw
600 cereals, which is the main irrigated crop in the Reference situation, and ii) the larger water withdrawals in the
601 reservoirs in order to irrigate maize. This leads to emptier reservoirs at the beginning of the rainy period and thus
602 to an increase of water interception of runoff and stream runoff by the reservoirs and to a decrease of the stream
603 runoff in the catchment. However, in July, in the western branch of the hydrographic network, delimited by A and
604 B in Figure 7, the stream runoff was higher (+9%) than that in the Reference situation. This counterintuitive result
605 is explained by an increase of the baseflow in the All-RE situation, which is 8% higher in July for certain GUs in
606 the southwest of the catchment. This increase in the baseflow is first related to the irrigation. Indeed, the absence
607 of irrigation under the Reference situation in the northwest of the catchment (Figure 7) leads to a lower soil water
608 content than that in the All-RE situation, where the soils are cropped with highly irrigated maize. The rainfall in
609 July and the subsequent infiltration allows the soil water content to exceed the soil field capacity faster, thus
610 triggering larger soil percolation in the All-RE situation than in the Reference. However, this phenomenon is
611 limited to a small part of the catchment. Indeed, in the rest of the catchment, the water amount available for
612 irrigation in the reservoirs is smaller than the demand, and the mean soil water content in the All-RE situation
613 remains lower than that in the Reference situation. Thus, at the catchment scale, the stream runoff is slightly
614 modified by these changes and driven more by the increasing AET due to the maize crops.

615 The irrigation water demand also exhibits inner spatial and temporal variability, as shown in Figure 7, where the
616 irrigation water demand is plotted for the Reference and All-RE situations and two months corresponding to the
617 beginning (June) and the end (August) of the irrigation period. These two months illustrate well how the water
618 demand depends on crop requirements and water resource availability in reservoirs, which usually decreases

619 with time during the irrigation period . The water demand is quite uniform in the catchment for the All-RE situation
620 because all irrigated fields are cropped with the same crop, maize. The difference in water demand between June
621 and August relies mainly on this situation in crop water requirements. In June, the maize was planted a few
622 weeks earlier, and the crop water requirement, and thus the water demand for irrigation, is low. In August, the
623 crop requirement is large due to the crop development and the high ET_0 (Figure 5). As the reservoirs are empty
624 at this time (Figure 8), the water demand remains high most of the time. In the reference situation, water demand
625 is slightly more variable than for the All-RE situation because there are different irrigated crops, such as straw
626 cereals, soybean and maize. The crop development in time and the irrigation period are different from one crop to
627 another one. As straw cereals are harvested in July, all fields with this crop are simulated with a zero water
628 demand in August for the reference situation (fields with black dots in the left map of Figure 7). As in the All-RE
629 situation, the temporal variation in water demand for maize fields between June and August also results from the
630 water availability in the reservoirs. For instance, the simulated water demand for the field in maize indicated by a
631 red circle in Figure 7 varies from zero in June to more than 60 mm in August. The water volume in the reservoir
632 connected to this field (grey line in Figure 8) is not large enough in August to meet the crop requirement, leading
633 to a permanent high water demand.

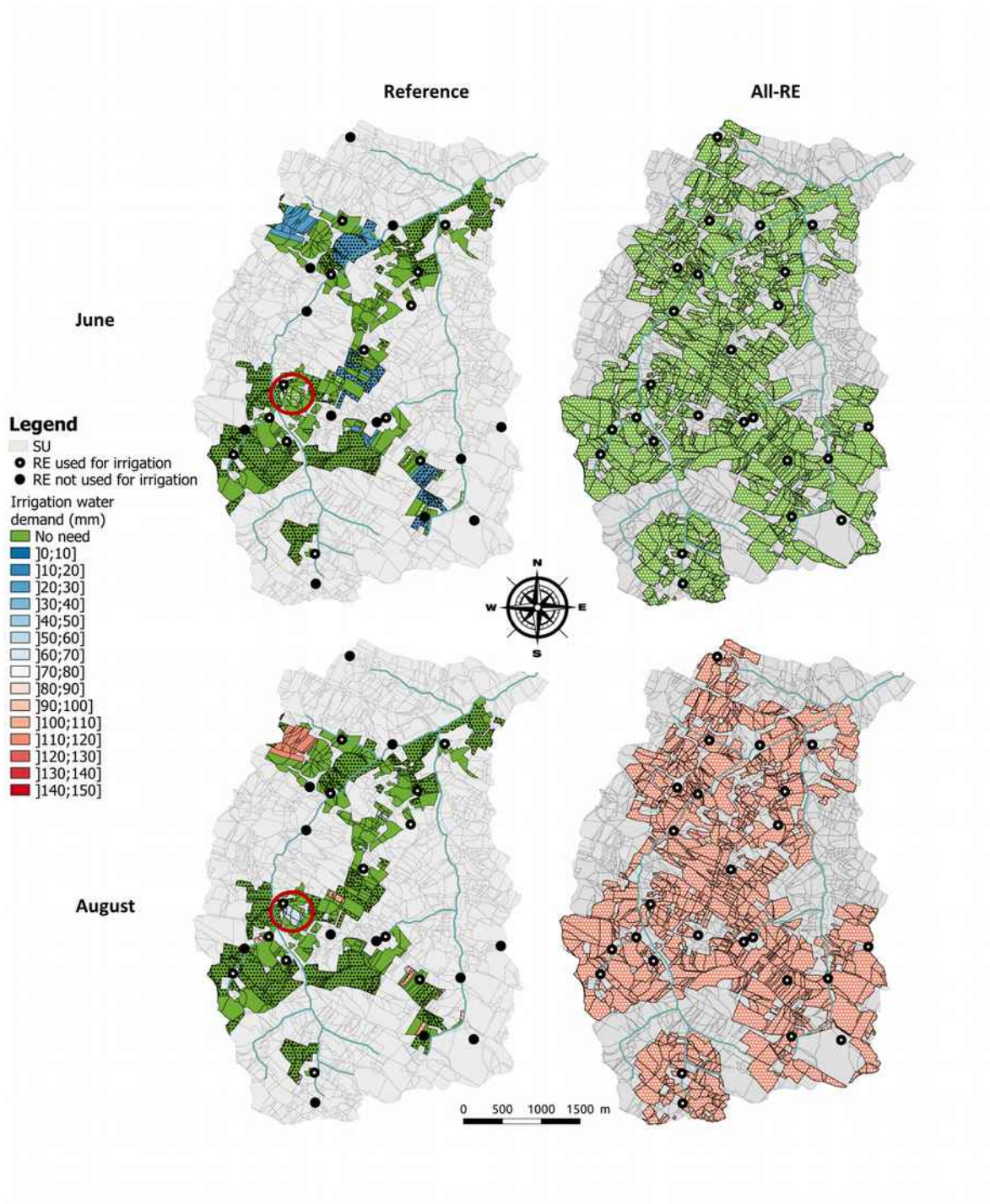
634 The reservoir filling rate, which is the ratio between the volume of water stored and the RE capacity, also reveals
635 a high spatial and temporal variability (Figure 8). This finding is explained by the spatial distribution of the crops,
636 the different water requirements and cycles of the different crops, and the locations and properties of the
637 reservoirs. Whether a reservoir is used for irrigation or not is the first variation factor of the filling rate between
638 reservoirs: either connected or non-connected, REs remain almost full throughout the year as long as they are
639 not applied for irrigation purposes (the blue and red curves in Figure 8b). The type of irrigated crop is the second
640 factor, namely, in the Reference situation, where the various crops are irrigated, the reservoir levels decrease first
641 in June to irrigate the straw cereal, market gardening and soybean crops and again from July to September when
642 the maize and soybean crops are irrigated (the orange, green, grey and black lines in Figure 8b), while in the All-
643 RE situation with all irrigated plots cropped with maize, the decrease in June is not observed (all the coloured
644 lines in Figure 8c). The type of reservoir, connected or non-connected, is another factor explaining the differences

645 in filling rate. When the irrigation water demand is high, as that during maize irrigation in the All-RE situation, the
 646 connected reservoirs (the red and orange lines in Figure 8b and 8c) are more likely to become filled because they
 647 benefit from both surface and stream runoff from the upstream reach, while the non-connected reservoirs, only
 648 receiving surface runoff, are less likely to become filled (the blue and green lines in Figure 8b and 8c). The last
 649 factor is the location of the reservoir, as illustrated by the difference between two non-connected reservoirs
 650 reserved for irrigation (the black and grey lines, respectively, in Figure 8). In one case (the black line), the drained
 651 area is not large enough to fill the reservoir during the surface runoff period, and the reservoir remains almost
 652 empty throughout the year regardless of the situation. In the second case (the grey line), the drained area is large
 653 enough to support a high filling rate, as indicated by the filling rate approaching the reservoir capacity during the
 654 rainfall events in late June.



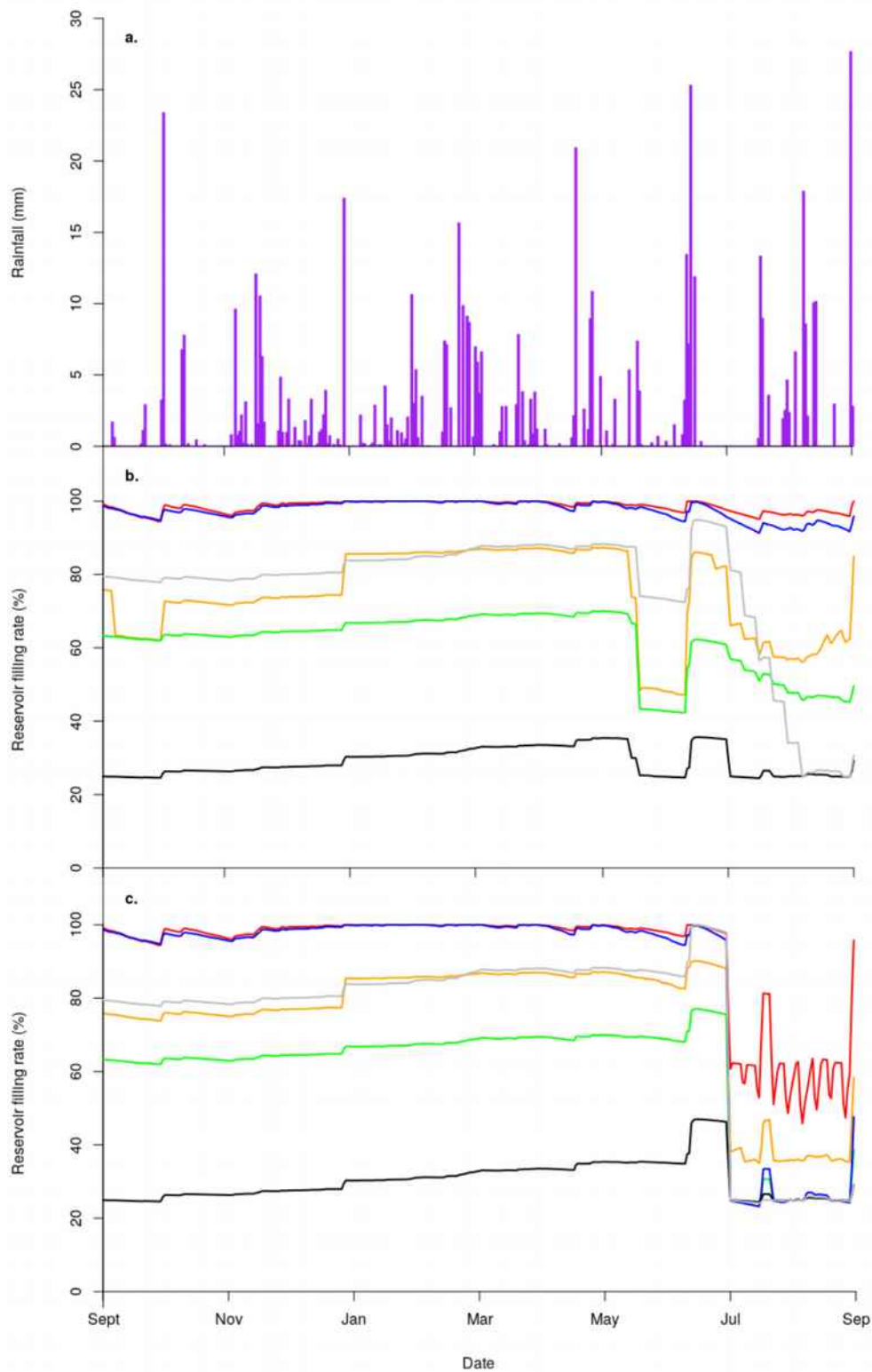
655 **Figure 6:** Stream runoff differences simulated along the hydrographic network in two months (December 2014
 656 and July 2015) for the All-RE situation. The differences are calculated between the mean monthly simulated
 657 stream runoffs in each of the situations and the Reference situation. The depicted water reservoir units (REs)

658 dedicated to irrigation or not are those in the Reference situation. Black squares A and B delimit the western
659 branch of the hydrographic network.



661

662 **Figure 7:** Monthly **cumulative** irrigation water demand simulated in June 2015 and August 2015 in the Reference
663 and All-RE situations. The non-irrigated SUs are indicated in grey. The irrigable agricultural SUs without a water
664 demand are marked in green. The various colours from dark blue to red indicate a low to high irrigation water
665 demand. The blue lines are the RSs, the black crosses **and the black points** are the Res, **with a white dot for**
666 **those dedicated to irrigation.** The maize crops are indicated with **white dots** **and cereals by black dots.**



667

668 **Figure 8:** Daily rainfall (a) and variations in water storage in the reservoirs relative to their volume capacities in
 669 the Reference (b) and All-RE (c) situations. The coloured lines indicate the different RE configurations and
 670 groupings defined in the Reference situation, which were maintained in the All-RE situation. The mean reservoir

671 filling rates are represented for the connected REs reserved for irrigation (6 REs, orange line), the connected REs
672 not **dedicated to** irrigation (4 REs, red line), the non-connected REs **dedicated to** irrigation (7 REs, green line) and
673 the non-connected REs not **dedicated to** irrigation (8 REs, blue line). In addition, the specific reservoir filling rate
674 for two non-connected REs **dedicated to** irrigation (in black and grey, respectively) is also plotted.

675 **4. Discussion**

676 The first application of the MHYDAS-Small-Reservoirs model to the Gelon catchment gave promising results
677 (Figure 5; Tables 4 and 5). The main processes underlying the hydrological and agricultural functioning of the
678 catchment seem to be well modelled. However, considering the application of the model to other catchments and
679 other agropedoclimatic contexts requires questioning (i) the availability of the data needed for its application to
680 other real case studies and (ii) the improvements to the model in terms of the processes represented. The two
681 points are discussed hereafter.

682 The first point of discussion concerns the data needed to use the MHYDAS-Small-Reservoirs model, either to
683 define forcing variables to obtain the spatial representation of the flow domain to parameterise it on the study
684 area or to evaluate it. Most of the necessary data (e.g., topography, hydrographic network, soil characteristics,
685 nature of crops, and meteorological variables) may be extracted or derived from generic databases, often
686 available throughout Europe. Moreover, as this model is built on already proven models and on widely used
687 equations, some parameters can be fixed from the literature. For example, this is the case for the plant growing
688 coefficients or for the k factor for converting reference evapotranspiration to reservoir evaporation. This makes it
689 easy to envision the use of the model in catchment areas other than the one we studied.

690 However, there is no generic database for all model inputs or for all variables used for its evaluation. In such
691 cases and when available, those data may be derived from local databases, specific surveys or local expertise.
692 This is particularly the case for data on reservoirs: there is currently no database at the European or even the
693 French level that allows a complete and high-quality description of small water reservoirs. The availability and
694 estimation of the small reservoirs properties and the water use from the reservoirs have remained a real

695 challenge regardless of the approaches used in catchment hydrological modelling with reservoirs (Hughes and
696 Mantel, 2010, Lowe et al. 2005). This has motivated the development of remote sensing methods to estimate
697 position and capacity of small reservoirs over large areas (Ogilvie et al., 2016). In France, the collective water
698 management structures recently set up in deficit areas ("Organismes Uniques de Gestion Collective de l'Eau")
699 are beginning to create a type of database gathering characteristics and water uses of small reservoirs.
700 Databases describing agricultural practices are also incomplete, either in terms of geographical location or in
701 terms of content, as explained in Leenhardt et al. (2010, 2020). Therefore, this requires the implementation of
702 specific acquisition methods, for example, as presented for cropping systems by Murgue et al. (2016) and Rizzo
703 et al. (2019). It is clear that the lack of generic databases for some of the necessary variables to use or evaluate
704 the model makes using the model more difficult. However, this constraint is not specific to MHYDAS-Small-
705 Reservoirs and has been encountered by other modelling approaches dealing with the cumulative effect of small
706 reservoirs.

707 The quality of the data used also guarantees the predictive quality of the model and the reliability of the model
708 assessment. The use of indirect acquisition methods necessarily introduces inaccuracies, either because of the
709 quality of the expertise (Rizzo et al., 2019) or because of the method itself. For example, in our case study, we
710 did not manage to meet all the owners of the reservoirs (absences or refusals) so that the data for some
711 reservoirs correspond to hypotheses based on our observations or on the expertise of neighbours. However, the
712 existence of generic databases does not exclude the need to examine the quality of the data included in them.
713 For example, in the present study, although we had databases providing stream flow, meteorological data and
714 crop yield values, we were only able to access stream flow data at a nearby station located within the same basin
715 but outside the Gélon catchment, while meteorological data and crop yield values, respectively, were at a
716 resolution that was too low to obtain internal spatial variability on an 8 km² grid and averaged over the entire Gers
717 department,. These spatial discrepancies necessarily affect the quality of the data. More intensive field work, for
718 example, by monitoring flows at the Gélon outlet or by obtaining yield values from agricultural cooperatives or
719 traders who collect crops in this sector, would have enabled a better evaluation of the model's performance.

720 The second point of discussion is about the way to improve the modelling of processes in MHYDAS-Small-
721 Reservoirs, in particular processes directly affecting the reservoir. Regarding this point, the modular design of the
722 MHYDAS-Small-Reservoirs model under the OpenFLUID platform easily allows adding or improving simulators.
723 In the current version of the model, some processes are neglected. This is the case for infiltration of water from
724 the reservoirs to the underlying groundwater or conversely for the discharge of groundwater directly to the
725 reservoirs. Neglecting these processes appeared to be acceptable in the Gélon catchment given the
726 characteristics of the reservoirs and their connection to the groundwater. However, depending on the pedological
727 and lithological contexts and the properties of the reservoirs, in particular the hydrodynamic properties of the
728 reservoir bed, exchanges between the reservoir and the groundwater can be dominant processes in the
729 hydrological dynamics of the reservoir (Bouteffeha et al., 2015). Modelling the exchanges would therefore
730 improve the model in its ability to simulate a diversity of contexts. The modelling could be done simply by
731 considering the differences in water levels between the reservoir and groundwater. This type of relationship is
732 reported to well predict the dynamics of exchanges in various contexts (Sharda et al., 2006).

733 Another improvement of the model is in the modelling of the water management rules of the reservoirs. Indeed,
734 the cumulative hydrological effect of reservoir networks cannot be explained solely by the geometric
735 characteristics of the network (density in terms of number of reservoirs, volume or surface area). The
736 management rules of the reservoirs, which sometimes differ from one reservoir to another, appear to be an
737 important factor in this effect (Habets et al., 2018; Hughes and Mantel, 2010). In the present case study, the
738 sharing of available water in a reservoir is modelled by a fairly standard approach by considering that the water
739 withdrawn is distributed to the irrigated field proportionally to the water demand, but other priority rules could be
740 considered. Priority could be given, for example, to crops providing high financial incomes. We could also
741 consider defining rules based on short-term weather predictions. For actual water management rules being
742 modelled within a specific simulator, the modular design of the MHYDAS-Small-Reservoirs model will be a clear
743 asset to allow various water management modalities.

744 5. Conclusions

745

746 The MHYDAS-Small-Reservoirs model has been developed to understand and predict the local and cumulative
747 hydrologic and agricultural effects of a reservoir network in an agricultural catchment. Hydrological models are
748 already available to assess the cumulative impact of reservoir networks. Compared to these models, the
749 originality of MHYDAS-Small-Reservoirs lies in two of its features. The first is that it integrates processes related
750 to the three major components of the catchment's agro-hydrological functioning: hydrology, crop growth, and
751 water management decisions. The second feature is that it explicitly represents the main elements of the
752 agricultural catchment - the plot, the reach, the reservoir, and the water table - and the hydrological and
753 agricultural relationships between these elements. In addition, the model distinguishes between reservoirs
754 according to their connection to the hydrographic networks. In doing so, it allows the simulation of both local
755 effects in the immediate environment of each reservoir and cumulative effects on overall yields (Table 6) and
756 flows (Figure 6).

757 Numerical verification of the model was successful. The first application of the model to a 19-km² catchment gave
758 promising results in terms of stream runoff and crop yield simulations. However, the evaluation and validation of
759 the model are incomplete. The model could be improved in two directions. The first concerns its validation, with
760 an analysis of the model performance to simulate the variables for which it was intended, such as stream runoff,
761 crop yields and water withdrawals and availability in small reservoirs. Model validation could also gain from its
762 application to catchments where comprehensive, reliable and distributed data sets, such as water tables, stream
763 runoff and crop yield data, are available based on in situ measurements and observations. The second direction
764 would be to perform a sensitivity analysis. In particular, a sensitivity analysis of the reservoir characteristics and of
765 the parameters associated with water dynamics modelling in small reservoirs could be helpful when
766 parameterizing the model in future applications. Thus, the MHYDAS-Small-Reservoirs model could potentially be
767 adopted by land use planners and water managers to assist them in their decisions regarding new small-reservoir
768 projects in catchments or management of the water stored in reservoirs.

769

770 Acknowledgements:

771 This work was financed by a PhD scholarship from the French Occitanie-Pyrénées-Méditerranée Region and the
772 French National Research Institute for Agriculture, Food and Environment (INRAE). A part of this work was
773 financed by the French Biodiversity Agency (Office Français pour la Biodiversité). The authors thank the
774 Compagnie d'Aménagement des Coteaux de Gascogne (CACG) and MeteoFrance for access to their databases.
775 Special thanks to Romain Lardy, Marie Estienne, Manuel Chataigner and Ekaterina Ferry-Zadonina for their help
776 in the modelling work and to Koladé Akapko, Victor Giffone and LISAH technicians Sébastien Troiano, David
777 Fages and Olivier Huttel for facilitating the in situ data collection.

778 **References**

- 779 Agence de l'Eau, French Ministry of the Environment, SANDRE, and IGN. 2014. 'BD CarTHAgE'. Base de
 780 Données sur la CARTographie THématique des AGences de l'Eau et du ministère chargé de
 781 l'environnement. <http://services.sandre.eaufrance.fr/telechargement/geo/ETH/BDCarthage/FXX/2014/>.
- 782 Ajami, Hoori, Matthew F. McCabe, Jason P. Evans, and Simon Stisen. 2014. 'Assessing the Impact of Model
 783 Spin-up on Surface Water-Groundwater Interactions Using an Integrated Hydrologic Model'. *Water*
 784 *Resources Research* 50 (3): 2636–56. <https://doi.org/10.1002/2013WR014258>.
- 785 Algayer, Baptiste, Philippe Lagacherie, and Jean Lemaire. 2020. 'Adapting the Available Water Capacity Indicator
 786 to Forest Soils: An Example from the Haut-Languedoc (France)'. *Geoderma* 357 (January): 113962. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113962>.
- 787 doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113962.
- 788 Allain, S., Obiang Ndong, G., Lardy, R., Leenhardt D., 2018. Integrated assessment of four strategies for solving
 789 water imbalance in an agricultural landscape. *Agron. Sustain. Dev.* 38: 60. [https://doi.org/10.1007/s13593-](https://doi.org/10.1007/s13593-018-0529-z)
 790 [018-0529-z](https://doi.org/10.1007/s13593-018-0529-z)
- 791 Beven, Keith, and Andrew Binley. 1992. 'The Future of Distributed Models: Model Calibration and Uncertainty
 792 Prediction'. *Hydrological Processes* 6 (3): 279–98. <https://doi.org/10.1002/hyp.3360060305>.
- 793 Biemans, Hester, Ingjerd Haddeland, Pavel Kabat, Fulco Ludwig, Ronald W. A. Hutjes, Jens Heinke, Werner von
 794 Bloh, and Dieter Gerten. 2011. 'Impact of Reservoirs on River Discharge and Irrigation Water Supply during
 795 the 20th Century'. *Water Resources Research* 47 (3). <https://doi.org/10.1029/2009WR008929>.
- 796 Bouvet, Lionel, Xavier Louchart, Martin Barès, Sylvain Lalauze, Roger Moussa, and Marc Voltz. 2010.
 797 'Modélisation intégrée des agro-hydrosystèmes avec MHYDAS: Exemple Des Transferts de Pesticides En
 798 Milieu Viticole Méditerranéen'. In *Proceedings of the 40th Colloquium of the GFP*. Banyuls-sur-Mer, France:
 799 Cooper, J.F. et al, 2010.

- 800 Brighenti, Tássia Mattos, Nadia Bernardi Bonumá, Raghavan Srinivasan, and Pedro Luiz Borges Chaffe. 2019.
801 'Simulating Sub-Daily Hydrological Process with SWAT: A Review'. *Hydrological Sciences Journal* 64 (12):
802 1415–23. <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1642477>.
- 803 Cabelguenne, Maurice, Charles Allan Jones, Jean-Robert Marty, Paul T. Dyke, and Jimmy R. Williams. 1990.
804 'Calibration and Validation of EPIC for Crop Rotations in Southern France'. *Agricultural Systems* 33 (2):
805 153–71. [https://doi.org/10.1016/0308-521X\(90\)90078-5](https://doi.org/10.1016/0308-521X(90)90078-5).
- 806 Cavaillé, Albert, and BRGM. 1968. 'Note on the geological map of Beaumont-de-Lomagne (Notice de la carte
807 géologique de Beaumont-de-Lomagne)'. Detailed geological map of France N°955. France: BRGM.
808 <http://ficheinfoterre.brgm.fr/Notices/0955N.pdf>.
- 809 Çetin, Lydia T., Andrew C. Freebairn, Phillip W. Jordan, and Bianca J. Huider. 2009. 'A Model for Assessing the
810 Impacts of Farm Dams on Surface Waters in the WaterCAST Catchment Modelling Framework'. In *18th*
811 *World IMACSMODSIM Congress*, 3478–84. Cairns, Australia. <http://mssanz.org.au/modsim09>.
- 812 Chiarelli, Davide Danilo, Corrado Passera, Lorenzo Rosa, Kyle Frankel Davis, Paolo D'Odorico, and Maria
813 Cristina Rulli. 2020. 'The Green and Blue Crop Water Requirement WATNEEDS Model and Its Global
814 Gridded Outputs'. *Scientific Data* 7 (1): 273. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-00612-0>.
- 815 Chow, Ven T. 1959. *Open-Channel Hydraulics*. First edition. New York: McGraw-Hill.
- 816 Constantin, Julie, Magali Willaume, Clément Murgue, Bernard Lacroix, and Olivier Therond. 2015. 'The Soil-Crop
817 Models STICS and AqYield Predict Yield and Soil Water Content for Irrigated Crops Equally Well with
818 Limited Data'. *Agricultural and Forest Meteorology* 206 (June): 55–68.
819 <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.02.011>.
- 820 Deitch, Matthew J., Adina M. Merenlender, and Shane Feirer. 2013. 'Cumulative Effects of Small Reservoirs on
821 Streamflow in Northern Coastal California Catchments'. *Water Resources Management* 27 (November):
822 5101–18. <https://doi.org/10.1007/s11269-013-0455-4>.

- 823 DRAAF Occitanie. 2020. 'French Annual Agricultural Statistics - Areas, yields and production from 2000 to 2019
824 by department of Occitanie for cereals, oilseeds and protein crops (Statistique Agricole Annuelle (SAA) -
825 Surfaces, rendements et production de 2000 à 2019 par département d'Occitanie des céréales, oléagineux,
826 protéagineux)'. Edited by French Ministry of Agriculture. Statistical data of the SRISSET Occitanie.
827 <http://draaf.occitanie.agriculture.gouv.fr/Cereales-oleagineux>.
- 828 Durand, Yves, Eric Brun, Laurent Merindol, Gilbert Guyomarc'h, Bernard Lesaffre, and Eric Martin. 1993. 'A
829 Meteorological Estimation of Relevant Parameters for Snow Models'. *Annals of Glaciology* 18: 65–71.
830 <https://doi.org/10.1017/S0260305500011277>.
- 831 Fabre, Jean-Christophe, Armel Thöni, and David Crevoisier. 2020. 'OpenFLUID'. Documentation. OpenFLUID:
832 Modelling Fluxes in Landscapes. September 2020. <https://www.openfluid-project.org/>. (accessed 9.9.20).
- 833 Fabre, Jean-Christophe, Xavier Louchart, François Colin, Cécile Dagès, Roger Moussa, Michael Rabotin,
834 Damien Raclot, Philippe Lagacherie, and Marc Voltz. 2010. 'OpenFLUID: A Software Environment for
835 Modelling Fluxes in Landscapes'. In *International Conference on Integrative Landscape Modelling*, 1–13.
836 Montpellier: Quae; INRA; CIRAD. <http://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:010051568>.
- 837 Faivre, Robert, Claude Bruchou, Jean Couteau, Nicolas Dumoulin, Thierry Faure, Bertrand Ioss, Sigrid Lehuta,
838 Stéphanie Mahévas, David Makowsky, Hervé Monod, Benjamin Poussin, Eric Ramat, Hervé Richard,
839 Lauriane Rouan, Jean-Christophe Soulié, and Juhui Wang. 2013. *Sensitivity analysis and model
840 exploration: application to natural and environmental sciences (Analyse de sensibilité et exploration de
841 modèles: application aux sciences de la nature et de l'environnement)*. Editions Quae.
842 <http://site.ebrary.com/lib/uqat/Doc?id=10825807>.
- 843 Fernández-Pato, Javier, Daniel Caviedes-Voullième, and Pilar García-Navarro. 2016. 'Rainfall/Runoff Simulation
844 with 2D Full Shallow Water Equations: Sensitivity Analysis and Calibration of Infiltration Parameters'.
845 *Journal of Hydrology* 536 (May): 496–513. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.03.021>.
- 846 Ferrant, Sylvain, François Oehler, Patrick Durand, Laurent Ruiz, Jordy Salmon-Monviola, Eric Justes, Philippe
847 Dugast, Anne Probst, Jean-Luc Probst, and José-Miguel Sanchez-Perez. 2011. 'Understanding Nitrogen

- 848 Transfer Dynamics in a Small Agricultural Catchment: Comparison of a Distributed (TNT2) and a Semi
849 Distributed (SWAT) Modeling Approaches'. *Journal of Hydrology* 406 (1–2): 1–15.
850 <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.05.026>.
- 851 Gaudou, Benoit, Christophe Sibertin-Blanc, Olivier Therond, Frédéric Amblard, Yves Auda, Jean-Paul Arcangeli,
852 Maud Balestrat, Charron, Marie-Hélène, Gondet, Etienne, Hong, Yi, Lardy, Romain, Louail, Thomas,
853 Mayor, Eunata, Panzoli, David, Sauvage, Sabine, Sánchez Pérez, José, Taillandier, Patrick, Nguyen, Van,
854 Vavasseur, Maroussia and Mazzega, Pierre. 2016. 'The MAELIA Multi-Agent Platform for Integrated
855 Assessment of Low-Water Management Issues'. *MABS 2013-14th International Workshop on Multi-Agent-
856 Based Simulation*, May.
- 857 Grayson, Rodger B., Ian D. Moore, and Thomas A. McMahon. 1992. 'Physically Based Hydrologic Modeling: 2. Is
858 the Concept Realistic?' *Water Resources Research* 28 (10): 2659–66. <https://doi.org/10.1029/92WR01259>.
- 859 Gumiere, Silvio Jose, Damien Raclot, Bruno Cheviron, Gregory Davy, Xavier Louchart, Jean-Christophe Fabre,
860 Roger Moussa, and Yves Le Bissonnais. 2011. 'MHYDAS-Erosion: A Distributed Single-Storm Water
861 Erosion Model for Agricultural Catchments'. *Hydrological Processes* 25 (11): 1717–28.
862 <https://doi.org/10.1002/hyp.7931>.
- 863 Güntner, Andreas, Maarten S. Krol, José Carlos De Araújo, and Axel Bronstert. 2004. 'Simple Water Balance
864 Modelling of Surface Reservoir Systems in a Large Data-Scarce Semiarid Region'. *Hydrological Sciences
865 Journal* 49 (5): 901-18. <https://doi.org/10.1623/hysj.49.5.901.55139>.
- 866 Habets, Florence, Jérôme Molénat, Nadia Carluer, Olivier Douez, and Delphine Leenhardt. 2018. 'The
867 Cumulative Impacts of Small Reservoirs on Hydrology: A Review'. *Science of The Total Environment* 643
868 (December): 850–67. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.188>.
- 869 Habets, Florence, Elodie Philippe, Eric Martin, Cervantes Hernández David, and Frédéric Leseur. 2014. 'Small
870 Farm Dams: Impact on River Flows and Sustainability in a Context of Climate Change'. *Hydrology and
871 Earth System Sciences* 18 (10): 4207–22. <https://doi.org/10.5194/hess-18-4207-2014>.

- 872 Hallema, Dennis W., Roger Moussa, Patrick Andrieux, and Marc Voltz. 2013. 'Parameterization and Multi-Criteria
873 Calibration of a Distributed Storm Flow Model Applied to a Mediterranean Agricultural Catchment'.
874 *Hydrological Processes* 27 (10): 1379–98. <https://doi.org/10.1002/hyp.9268>.
- 875 Herman, Jonathan D., Joshua B. Kollat, Patrick M. Reed, and Thorsten Wagener. 2013. 'Technical Note: Method
876 of Morris Effectively Reduces the Computational Demands of Global Sensitivity Analysis for Distributed
877 Watershed Models'. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 10 (4): 4275–99.
878 <https://doi.org/10.5194/hessd-10-4275-2013>.
- 879 Hermida, Lucía, Laura López, Andrés Merino, Claude Berthet, Eduardo García-Ortega, José Luis Sánchez, and
880 Jean Dessens. 2015. 'Hailfall in Southwest France: Relationship with Precipitation, Trends and Wavelet
881 Analysis'. *Atmospheric Research* 156: 174–88. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2015.01.005>.
- 882 Hoogeveen, Jippe, Jean-Marc Faurès, Livia Peiser, Jacob Burke, and Nick van de Giesen. 2015. 'GlobWat – a
883 Global Water Balance Model to Assess Water Use in Irrigated Agriculture'. *Hydrology and Earth System
884 Sciences* 19 (9): 3829–44. <https://doi.org/10.5194/hess-19-3829-2015>.
- 885 Hughes, Denis A., and Sukhamani K. Mantel. 2010. 'Estimating the Uncertainty in Simulating the Impacts of
886 Small Farm Dams on Streamflow Regimes in South Africa'. *Hydrological Sciences Journal* 55 (4): 578–92.
887 <https://doi.org/10.1080/02626667.2010.484903>.
- 888 IGN. 2017. 'DEM RGE ALTI 5m'. Database. France. [https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/registre-parcellaire-
889 graphique-rpg-contours-des-parcelles-et-ilots-cultureaux-et-leur-groupe-de-cultures-majoritaire/#_](https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/registre-parcellaire-graphique-rpg-contours-des-parcelles-et-ilots-cultureaux-et-leur-groupe-de-cultures-majoritaire/#_).
- 890 IGN. 2016. 'Digital aerial photography (Prises de vues aériennes dématérialisée)'. Photographs. France.
891 <https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/prises-de-vue-aeriennes-dematerialisees-de-lign/>.
- 892 IGN. 2015. 'Land Parcel Identification System (Registre Parcellaire Graphique, RPG)'. Database. France. [https://
893 www.data.gouv.fr/fr/datasets/registre-parcellaire-graphique-rpg-contours-des-parcelles-et-ilots-cultureaux-et-
894 leur-groupe-de-cultures-majoritaire/#_](https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/registre-parcellaire-graphique-rpg-contours-des-parcelles-et-ilots-cultureaux-et-leur-groupe-de-cultures-majoritaire/#_).

- 895 Jordan, David. 1990. 'Implementation Benefits of C++ Language Mechanisms'. *Communications of the ACM* 33
896 (9): 61–64. <https://doi.org/10.1145/83880.84460>.
- 897 Kirchner, James W. 2009. 'Catchments as Simple Dynamical Systems: Catchment Characterization, Rainfall-
898 Runoff Modeling, and Doing Hydrology Backward'. *Water Resources Research* 45 (2).
899 <https://doi.org/10.1029/2008WR006912>.
- 900 Kollet, Stefan J., and Reed M. Maxwell. 2008. 'Capturing the Influence of Groundwater Dynamics on Land
901 Surface Processes Using an Integrated, Distributed Watershed Model'. *Water Resources Research* 44 (2).
902 <https://doi.org/10.1029/2007WR006004>.
- 903 Lee, Yooyoung, James J. Filliben, Ross J. Micheals, and P. Jonathon Phillips. 2013. 'Sensitivity Analysis for
904 Biometric Systems: A Methodology Based on Orthogonal Experiment Designs'. *Computer Vision and
905 Image Understanding* 117 (5): 532–50. <https://doi.org/10.1016/j.cviu.2013.01.003>.
- 906 Leenhardt, Delphine, Olivier Therond, Marie-Odile Cordier, Chantal Gascuel-Oudou, Arnaud Reynaud, Patrick
907 Durand, Jacques-Eric Bergez, Lucie Clavel, Véronique Masson, and Pierre Moreau. 2012. 'A Generic
908 Framework for Scenario Exercises Using Models Applied to Water-Resource Management'. *Environmental
909 Modelling & Software* 37 (November): 125–33. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.03.010>.
- 910 Leenhardt D., Angevin F., Biarnes A., Colbach N., Mignolet C., 2010. Describing and locating cropping systems
911 on a regional scale. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 30 : 131–138, DOI:
912 [10.1051/agro/2009002](http://dx.doi.org/10.1051/agro/2009002). <http://dx.doi.org/10.1051/agro/2009002>
- 913 Leenhardt D., Therond O., Mignolet C., 2020. Chapitre 9. Décrire les systèmes de culture pour la gestion intégrée
914 des ressources en eau. In : Leenhardt D., Voltz M., Barreteau O. (Eds). *L'eau en milieu agricole. Outils et
915 méthodes pour une gestion intégrée et territoriale*. Collection Synthèses, Éditions Quæ, 2020, ISBN 978-2-
916 7592-3123-2. p.141-152

917

- 918 LEMA. 2006. *French Law on Water and Aquatic Environment (Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques, LEMA)*.
919 *Environmental Code*. Vol. 214–18, Law n°2006-1772.
920 <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000000649171>.
- 921 Lewis, David C., and Robert H. Burgy. 1964. 'The Relationship between Oak Tree Roots and Groundwater in
922 Fractured Rock as Determined by Tritium Tracing'. *Journal of Geophysical Research* 69 (12): 2579–88.
923 <https://doi.org/10.1029/JZ069i012p02579>.
- 924 Lowe, L., Nathan, R., and Morden, R. (2005). "Assessing the impact of farm dams on streamflows, Part II:
925 Regional characterisation." *Aust. J. Water Resour.*, 9(1), 13–26
- 926 Lowe, L.D., J.A. Webb, R.J. Nathan, T. Etchells, and H.M. Malano (2009), *Evaporation from water supply*
927 *reservoirs: An assessment of uncertainty*, *J. Hydrol.*, 376(1-2), 261–274, doi:10.1016/j.jhydrol.2009.07.037.
- 928 Malakoff David, Andrew Sugden, 2020, *Dry times*, *Science*, Vol. 368, Issue 6488, pp. 254-255, DOI:
929 10.1126/science.abc0396
- 930 Maharjan, Ganga Ram, Youn Shik Park, Nam Won Kim, Dong Seok Shin, Jae Wan Choi, Geun Woo Hyun, Ji-
931 Hong Jeon, Yong Sik Ok, and Kyoung Jae Lim. 2013. 'Evaluation of SWAT Sub-Daily Runoff Estimation at
932 Small Agricultural Watershed in Korea'. *Frontiers of Environmental Science & Engineering* 7 (1): 109–19.
933 <https://doi.org/10.1007/s11783-012-0418-7>.
- 934 McJannet, D. L., F. J. Cook, and S. Burn (2013), *Comparison of techniques for estimating evaporation from an*
935 *irrigation water storage*, *Water Resour. Res.*, 49, 1415–1428, doi:10.1002/wrcr.20125
- 936 Mishra, Surendra Kumar, Jaivir V. Tyagi, and Vijay P. Singh. 2003. 'Comparison of Infiltration Models'.
937 *Hydrological Processes* 17 (13): 2629–52. <https://doi.org/10.1002/hyp.1257>.
- 938 Moreno, Gerardo, José J. Obrador, Elena Cubera, and Christian Dupraz. 2005. 'Fine Root Distribution in
939 Dehesas of Central-Western Spain'. *Plant and Soil* 277 (1–2): 153–62. [https://doi.org/10.1007/s11104-005-](https://doi.org/10.1007/s11104-005-6805-0)
940 [6805-0](https://doi.org/10.1007/s11104-005-6805-0).

- 941 Moriasi, Daniel N., Margaret W. Gitau, Naresh Pai, and Prasad Daggupati. 2015. 'Hydrologic and Water Quality
942 Models: Performance Measures and Evaluation Criteria'. *Transactions of the ASABE* 58 (6): 1763–85.
943 <https://doi.org/10.13031/trans.58.10715>.
- 944 Moussa, Roger, Nanée Chahinian, and Claude Bocquillon. 2007. 'Distributed Hydrological Modelling of a
945 Mediterranean Mountainous Catchment – Model Construction and Multi-Site Validation'. *Journal of*
946 *Hydrology* 337 (1–2): 35–51. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.01.028>.
- 947 Moussa, Roger, Marc Voltz, and Patrick Andrieux. 2002. 'Effects of the Spatial Organization of Agricultural
948 Management on the Hydrological Behaviour of a Farmed Catchment during Flood Events'. *Hydrological*
949 *Processes* 16 (2): 393–412. <https://doi.org/10.1002/hyp.333>.
- 950 MTES. 2012. 'CORINE Land Cover'. Database. France. [https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/corine-land-cover-](https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/corine-land-cover-occupation-des-sols-en-france/)
951 [occupation-des-sols-en-france/](https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/corine-land-cover-occupation-des-sols-en-france/).
- 952 Murgue, Clément, Romain Lardy, Maroussia Vavasseur, Delphine Leenhardt, and Olivier Therond. 2014. 'Fine
953 Spatio-Temporal Simulation of Cropping and Farming Systems Effects on Irrigation Withdrawal Dynamics
954 within a River Basin'. In *International Environmental Modelling and Software Society (IEMSs): Agro-*
955 *Ecosystem Modeling for Spatial Solutions to Watershed Conundrums*, 4:1817–24. San Diego, CA, USA.
956 <https://hal.inrae.fr/hal-02741968/document>.
- 957 Murgue C., Therond O., Leenhardt D., 2016. Hybridizing local and generic information to model cropping system
958 spatial distribution in an agricultural landscape. *Land Use Policy*, 54, 339-354.
959 <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.02.020>
- 960 Nash, James E., and John V. Sutcliffe. 1970. 'River Flow Forecasting through Conceptual Models Part I — A
961 Discussion of Principles'. *Journal of Hydrology* 10 (3): 282–90. [https://doi.org/10.1016/0022-](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)
962 [1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6).

- 963 Nathan, Rory, Phillip Jordan, and Robert Morden. 2005. 'Assessing the Impact of Farm Dams on Streamflows,
964 Part I: Development of Simulation Tools'. *Australasian Journal of Water Resources* 9 (1): 1–12.
965 <https://doi.org/10.1080/13241583.2005.11465259>.
- 966 Neitsch, Susan L., Jeff G. Arnold, James R. Kiriny, and Jimmy R. Williams. 2011. *Soil & Water Assessment Tool*
967 - *Theoretical Documentation*. Version 2009. Texas Water Resources Institute Technical Report 406. Texas,
968 USA: Texas A&M University System.
- 969 Ogilvie, A., Belaud, G., Massuel, S., Mulligan, M., Le Goulven, P., Calvez, R., 2016. Assessing Floods and
970 Droughts in Ungauged Small Reservoirs with Long-Term Landsat Imagery. *Geosciences* 6, 42.
971 <https://doi.org/10.3390/geosciences6040042>
- 972 Oudin, Ludovic, Vazken Andréassian, Thibault Mathevet, Charles Perrin, and Claude Michel. 2006. 'Dynamic
973 Averaging of Rainfall-Runoff Model Simulations from Complementary Model Parameterizations'. *Water*
974 *Resources Research* 42 (7). <https://doi.org/10.1029/2005WR004636>.
- 975 Party, Jean-Paul, Nicolas Muller, Quentin Vauthier, Laurent Rigou, Benoît Toutain, Sébastien Lehmann, Bertrand
976 Laroche, and Maritxu Guiesse. 2016. 'Regional Pedological Databank of Midi-Pyrénées: Gers Department
977 (Référentiel Régional Pédologique de Midi-Pyrénées: Département du Gers)'. CNRS/EcoLab.
978 <https://doi.org/10.6096/70324>.
- 979 Perrin, Jérôme, Sylvain Ferrant, Sylvain Massuel, Benoit Dewandel, Jean-Christophe Maréchal, Stéphanie
980 Aulong, and Shakeel Ahmed. 2012. 'Assessing Water Availability in a Semi-Arid Watershed of Southern
981 India Using a Semi-Distributed Model'. *Journal of Hydrology* 460–461 (August): 143–55.
982 <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.07.002>.
- 983 Potter, Kenneth W. 2006. 'Small-Scale, Spatially Distributed Water Management Practices: Implications for
984 Research in the Hydrologic Sciences'. *Water Resources Research* 42 (3).
985 <https://doi.org/10.1029/2005WR004295>.

- 986 Puissant, Anne, Arnaud Sellé, Nicolas Baghdadi, Vincent Thierion, Arnaud Le Bris, and Jean-Louis Roujean.
987 2019. 'The "Urban" Component of the French Land Data and Services Centre (THEIA)'. In 2019, *Joint*
988 *Urban Remote Sensing Event (JURSE)*, 1–4. Vannes, France: IEEE.
989 <https://ieeexplore.ieee.org/abstract/document/8808998>.
- 990 Pushpalatha, Raji, Charles Perrin, Nicolas Le Moine, and Vazken Andréassian. 2012. 'A Review of Efficiency
991 Criteria Suitable for Evaluating Low-Flow Simulations'. *Journal of Hydrology* 420–421 (February): 171–82.
992 <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.11.055>.
- 993 Quintana-Seguí, Pere, Patrick Le Moigne, Yves Durand, Eric Martin, Florence Habets, Martine Baillon, Claire
994 Canellas, Laurent Franchisteguy, and Sophie Morel. 2008. 'Analysis of Near-Surface Atmospheric
995 Variables: Validation of the SAFRAN Analysis over France'. *Journal of Applied Meteorology and*
996 *Climatology* 47 (1): 92–107. <https://doi.org/10.1175/2007JAMC1636.1>.
- 997 Rahman, Mohammad M., Minjiao Lu, and Khin H. Kyi. 2016. 'Seasonality of Hydrological Model Spin-up Time: A
998 Case Study Using the Xinanjiang Model'. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, July, 1–22.
999 <https://doi.org/10.5194/hess-2016-316>.
- 1000 Rizzo D., Therond O., Lardy R., Murgue C., Leenhardt D., 2019. A rapid, spatially explicit approach to describe
1001 cropping systems dynamics at the regional scale. *Agricultural Systems*, 173: 491-503, ISSN 0308-521X,
1002 <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.04.003>
- 1003 Rosa, Lorenzo, Davide Danilo Chiarelli, Matteo Sangiorgio, Areidy Aracely Beltran-Peña, Maria Cristina Rulli,
1004 Paolo D'Odorico, and Inez Fung. 2020a. 'Potential for Sustainable Irrigation Expansion in a 3 °C Warmer
1005 Climate'. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 117 (47): 29526–34.
1006 <https://doi.org/10.1073/pnas.2017796117>.
- 1007 Rosa, Lorenzo, Davide Danilo Chiarelli, Maria Cristina Rulli, Jampel Dell'Angelo, and Paolo D'Odorico. 2020b.
1008 'Global Agricultural Economic Water Scarcity'. *Science Advances* 6 (18): 1–10.
1009 <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz6031>.

- 1010 Rousseau, A.N., S. Savary, D.W. Hallema, S.J. Gumiere, E. Foulon. 2013. the effects of agricultural BMPs on
 1011 sediments, nutrients and water quality of the Beaurivage River watershed (Quebec,Canada) Canadian
 1012 Water Resources Journal, 38(2): 99-120. DOI:10.1080/07011784.2013.780792
- 1013 Sheffield, Justin, and Eric F. Wood. 2008. 'Projected Changes in Drought Occurrence under Future Global
 1014 Warming from Multi-Model, Multi-Scenario, IPCC AR4 Simulations'. *Climate Dynamics* 31 (1): 79–105.
 1015 <https://doi.org/10.1007/s00382-007-0340-z>.
- 1016 Skaggs, Richard W., Marlón A. Brevé, and James W. Gilliam. 1994. 'Hydrologic and Water Quality Impacts of
 1017 Agricultural Drainage*'. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 24 (1): 1–32.
 1018 <https://doi.org/10.1080/10643389409388459>.
- 1019 Spinoni, Jonathan, Gustavo Naumann, Hugo Carrao, Paulo Barbosa, and Jürgen Vogt. 2014. 'World Drought
 1020 Frequency, Duration, and Severity for 1951-2010'. *International Journal of Climatology* 34 (8): 2792–2804.
 1021 <https://doi.org/10.1002/joc.3875>.
- 1022 Stafford, John V., Bruce Ambler, Murray R. Lark, and John A. Catt. 1996. 'Mapping and Interpreting the Yield
 1023 Variation in Cereal Crops'. *Computers and Electronics in Agriculture* 14 (2–3): 101–19.
 1024 [https://doi.org/10.1016/0168-1699\(95\)00042-9](https://doi.org/10.1016/0168-1699(95)00042-9).
- 1025 Tarboton, Kenneth C., and Roland E. Schulze. 1991. 'The ACRU Modelling System for Large Catchment Water
 1026 Resources Management'. In *Hydrology for the Water Management of Large River Basins. International
 1027 Symposium. General Assembly of the International Union of Geodesy and Geophysics (20)*, 219–32. IAHS-
 1028 AISH Publication. United Kingdom: International Association of Hydrological Sciences, Wallingford.
 1029 http://hydrologie.org/redbooks/a201/iahs_201_0219.pdf.
- 1030 Therond, Olivier, Christophe Sibertin-Blanc, Romain Lardy, Benoît Gaudou, Maud Balestrat, Yi Hong, Thomas
 1031 Louail, Van Bai Nguyen, David Panzoli, José-Miguel Sánchez-Pérez, Sabine Sauvage, Patrick Taillandier,
 1032 Maroussia Vavasseur, Pierre Mazzega. 2014. 'Integrated Modelling of Social-Ecological Systems: The
 1033 MAELIA High-Resolution Multi-Agent Platform to Deal with Water Scarcity Problems'. In *7. International
 1034 Congress on Environmental Modelling and Software (IEMSs 2014)*, 2386 p. Proceedings of the 7th

- 1035 International Congress on Environmental Modelling and Software, June 15-19, San Diego, California, USA.
1036 San Diego, Californie, United States: International Environmental Modelling and Software Society (iEMSs).
1037 <https://hal.inrae.fr/hal-02742949>.
- 1038 Therond, Olivier, and Jean Villerd. 2020. 'Modelling of socio-Agro-Ecological system for Landscape Integrated
1039 Assessment'. Documentation. Documentation plateforme Maelia. January 2020. [http://maelia-](http://maelia-platform.inra.fr/accueil/contributeurs/)
1040 [platform.inra.fr/accueil/contributeurs/](http://maelia-platform.inra.fr/accueil/contributeurs/). (accessed 5.6.20).
- 1041 Vörösmarty, Charles J., Pamela Green, Joseph Salisbury, and Richard B. Lammers. 2000. 'Global Water
1042 Resources: Vulnerability from Climate Change and Population Growth'. *Science* 289 (5477): 284–88.
1043 <https://doi.org/10.1126/science.289.5477.284>.
- 1044 Wisser, Dominik, Steve Frohking, Ellen M. Douglas, Balazs M. Fekete, Andreas H. Schumann, and Charles J.
1045 Vörösmarty. 2010. 'The Significance of Local Water Resources Captured in Small Reservoirs for Crop
1046 Production – A Global-Scale Analysis'. *Journal of Hydrology* 384 (3–4): 264–75.
1047 <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.07.032>.
- 1048 Zhang, Chi, Yong Peng, Jinggang Chu, Christine A. Shoemaker, and Aijing Zhang. 2012. 'Integrated Hydrological
1049 Modelling of Small- and Medium-Sized Water Storages with Application to the Upper Fengman Reservoir
1050 Basin of China'. *Hydrology and Earth System Sciences* 16 (11): 4033–47. [https://doi.org/10.5194/hess-16-](https://doi.org/10.5194/hess-16-4033-2012)
1051 [4033-2012](https://doi.org/10.5194/hess-16-4033-2012).
- 1052
- 1053

1054 **Appendix A: Simulation rules used for farmer management decisions**

1055 The farmer management decisions considered in the model include tillage, sowing, harvest and irrigation. The
1056 decision rules adopted to simulate these technical operations are described below. The variables employed as
1057 indicators are mentioned between brackets.

1058 • A tillage day occurs during the tillage period (temporal window) according to the soil type, when the soil
1059 water content is favourable, i.e., this depends on the weather conditions (antecedent cumulative rainfall) and soil
1060 conditions (soil water content);

1061 • A sowing day may occur on the first day of the simulation or after the harvesting period, which depends
1062 on the weather conditions (antecedent cumulative rainfall and minimal temperature), possible sowing period
1063 (temporal window) according to the crop type and precocity class and soil conditions (soil water content);

1064 • A harvesting day is simulated either when the crop is mature (crop development stage) or before poor
1065 soil and weather conditions occur (antecedent cumulative rainfall and soil water content), which could result in
1066 soil damage;

1067 • Depending on the development of the crop and the weather conditions (previous rainfall and rainfall
1068 forecasts), the water demand for irrigation may be zero or have a non-zero fixed value. This fixed value depends
1069 on the crop, the soil and the irrigation equipment. It is a model parameter (e.g., 30 mm for maize in the Gelon
1070 catchment application). The volume of water actually withdrawn and delivered to the cultivated field is conditioned
1071 by the availability of the water resource (see section 1.4.2). The farmer's water demand is calculated at a time
1072 step depending on the farmer's equipment constraints. The time step is a model parameter (e.g., 6 or 7 days in
1073 the Gelon catchment application depending on the field).

1074

1075 **Appendix B: Description of the MHYDAS-Small-Reservoirs simulator**

1076 Number (Nb.), name, model component, spatial unit type and main simulated variables of every simulator
 1077 constituting MHYDAS-Small-Reservoirs. The model component refers to the integrated model component,
 1078 namely, hydrology (Hydrol.), crop growth (Crop) or crop and agricultural water management (Water Manag.).

Nb.	Name of the simulator	Model component	Unit type	Main simulated variables
1	water.atm-surf.evapotranspiration-su.files	Hydrol. and Crop	SU	Reference evapotranspiration
2	water.atm-surf.evaporation-re.files	Hydrol.	RE	Reference evaporation
3	water.atm-surf.rain-su.files	Hydrol.	SU	Rainfall
4	water.atm-surf.rain-re.files	Hydrol.	RE	Rainfall
5	energy.atm-surf.T.temperature	Crop	SU	Mean air temperature
6	energy.atm-surf.T.temperature-min	Crop	SU	Minimum air temperature
7	water.surf.ecological-flow-rs-re.mean-annual-discharge	Water Manag.	RE	Ecological flow
8	decision.farm-plot.maelia	Crop and Water Manag.	SU	Farmer management decisions (sowing day, tillage day, harvesting day, irrigation day, and irrigation water demand)
9	decision.application.maelia	Crop and Water Manag.	SU	Farmer management decisions (sowing day, tillage day, harvesting day, irrigation day, and irrigation water demand)
10	decision.abstraction-point.maelia	Water Manag.	WP [*]	Priority order for irrigation
11	water.surf.application-irrigation-wp.prorata-water-demand	Crop and Water Manag.	WP [*]	Available water for irrigation Total irrigation water demand Water withdrawal Irrigation
12	water-crop.surf-uz.runoff-infiltration-transfer-su-storage-non-connected-re.dahm-reservoirs	Crop and Hydrol.	SU	Infiltration Crop growth Evapotranspiration Percolation Surface runoff Soil water content Crop water requirement
			RE	Overflow

				Water storage
				Evaporation
13	water.surf-uz.percolation- evapotranspiration-su.soil-phase-swat	Hydrol.	SU	Evapotranspiration
				Percolation
14	water.surf-sz.storage-baseflow- gu.kirchner	Hydrol.	GU	Water storage
				Discharge and baseflow
15	water.surf.transfer-rs-storage-connected- re.hayami-water-balance	Hydrol.	RS	Stream runoff
			RE	Overflow
				Water storage
				Evaporation
16	water.surf.variable-surface-re.bathymetric- relation	Hydrol.	RE	Water surface area

1079 * WP (withdrawal point) corresponds to a water resource (RS or RE) dedicated to irrigation

1080

1081 **Appendix C: Main parameters of the MHYDAS-Small-Reservoirs model**

1082 List of the main MHYDAS-Small-Reservoirs model parameters given by spatial unit type. For each parameter, the
 1083 spatial unit type, the model relying on it, a description of the parameter with values of the non-distributed
 1084 parameters and the origin database are listed. **Bold and italicised numbers** indicate the number of the simulator,
 1085 as referenced in [Appendix B](#), that relies on that parameter.

<i>Unit type</i>	<i>Model component</i>	<i>Parameters</i>	<i>Data sources used in the Gélon application</i>
SU (agricultural)	Crop	Crop type (8, 12)	Land Parcel Identification System of 2015 (IGN, 2015)
		Crop growth potential, root growth coefficient , evaporation coefficient and sum of the growing degree days at the maturity and flowering stages (the complete list of AqYield parameters can be found on the Maelia website http://maelia-platform.inra.fr/donnees/donnees-agricoles/liste-des-cultures/) (12)	Table of crop cultivar characteristics provided by breeders and AqYield calibration (Constantin et al., 2015)
SU (non-agricultural)	Hydrol.	Type of land use (12, 13)	Land use inventory of 2012 (MTES, 2012)
		Grassland root depth: 0.80 m (13)	Moreno et al. (2005)
		Forest root depth: the maximum soil depth (13) (Agricultural SUs)	Lewis & Burgy (1964), Algayer et al. (2020)
SU	Crop and Water Manag.	Technical itinerary	Gaudou et al. (2016), Murgue et al. (2014),

		according to the type of crop, soil and irrigation equipment (8) ; irrigation equipment (8)	Therond and Villerd (2020), field surveys
SU	Hydrol.	Soil minimum infiltration capacity coefficient (12) ; Soil maximum infiltration capacity coefficient (12) ; and shape coefficient (12)	Mishra et al. (2003), Fernández-Pato et al. (2016), sensitivity analysis
		Soil maximum infiltration capacity, bulk density, clay rate, potential maximal available water content, and thickness (12, 13)	Regional Pedological Databank (Party et al., 2016)
RS and SU	Hydrol.	Manning ($m.s^{-1}$): 0.05 (SU); 0.10 (RS) (12, 15)	Chow (1959)
		Celerity ($m^2.s^{-1}$): 0.045 (SU); 0.49 (RS) (12, 15) ; diffusivity ($m.s^{-1}$): 500 (SU and RS) (12, 15) ; iteration number in Hayami kernel calculations: 100 (12, 15)	Moussa et al. (2002)
RE	Crop and Water Manag.	Irrigated plots (10)	BD CACG-OUGC-DDT, completed by field surveys
RE	Hydrol. and Water Manag.	Evaporation coefficient (0.6) (2)	Neitsch et al. (2011)
		Dead volume of the reservoir: 0.25 of the total capacity (11)	Therond and Villerd (2020)
		Minimum flow: 10% of the interannual flow (7)	LEMA (2006)
GU	Hydrol.	Reference flow ($m^2.s^{-1}$): $5.365 \cdot 10^{-9}$ (14) ;	Flow recession curve analysis

1086

		divisor parameter (0.05) (14) ; exponential parameter (5.66) (14)	
--	--	--	--