Thèse

Présentée et soutenue publiquement pour l'obtention du titre de

DOCTEUR DE l'UNIVERSITE DE LORRAINE

Mention : Sciences Agronomiques

par **Rose RODIER**

Sous la direction de Olivier THEROND et Olivier BOUTRON et co-encadrée par Arnaud BÉCHET

Modélisation intégrée des réseaux d'activités, des services écosystémiques, et de la biodiversité sur l'île de Camargue. Evaluation des impacts du changement climatique et de la transition agroécologique sur un delta

31/03/2026

Membres du jury :

Directeurs de thèse :	Olivier THEROND	HDR, Ingénieur de recherche, UMR LAE, Colmar
	Olivier BOUTRON	Chargé de recherche, Tour du Valat, Arles
	Arnaud BÉCHET	HDR, Directeur de recherche, Tour du Valat, Arles
Rapporteur·rice·s :	Olivier BARRETEAU	HDR, Directeur de recherche, UMR G-EAU, Montpellier
	Sabine SAUVAGE	HDR, Ingénieure de recherche, CNRS, Toulouse
Examinateur·rice·s :	Dominique COURAULT	HDR, Directrice de recherche, UMR EMMAH, Avignon
	Sylvain PAYRAUDEAU	HDR, Professeur, ENGEES, Strasbourg

PUBLICATIONS

Revue

Rodier, Rose, Olivier Boutron, Arnaud Béchet, et Olivier Therond. 2025. « Interdependencies among hydro-saline dynamics, economic activities, ecological processes, and biodiversity in a deltaic social-ecological system: insights from the Rhône delta (southern France) ». *Ecology and Society* 30 (3). https://doi.org/10.5751/ES-16122-300311.

Conférence

Rose Rodier, Olivier Boutron, Arnaud Béchet, et Olivier Therond. 2024. Integrated modelling of water management from field and farm to the watershed level: example of the Rhone delta. LANDSCAPE: Agroecosystems in Transformation: Visions, Technologies and Actors, Sep 2024, Berlin, Germany. ffhal-05251874f

Rapports de stage

La modélisation de la structure de l'île de Camargue a été réalisée dans le cadre du stage de master 2 d'Aurore Moulin, que j'ai co-encadré avec Olivier Boutron, Olivier Therond et Arnaud Béchet (Moulin, 2024).

Moulin, Aurore. 2024. « Conception d'une représentation numérique et spatialisée pour la modélisation intégrée de l'île de Camargue ». Mémoire de Master, Université de Montpellier / Montpellier SupAgro.

La collecte des données et la revue de littérature concernant les données d'hydrogéologie et de salinité dans le sol ont été effectuées dans le cadre d'un stage de césure en fin de licence par Léonor Bayrare, que j'ai co-encadré avec Olivier Boutron, Olivier Therond et Arnaud Béchet.

REMERCIEMENTS

Je voudrais, pour commencer remercier l'ensemble des membres du jury qui ont accepté de participer à la finalisation de ce travail et qui l'ont évalué : Sabine Sauvage, Olivier Barreteau, Dominique Courault et Sylvain Payraudeau. Je les remercie aussi pour l'intérêt porté à ma thèse. Je remercie de la même manière les membres de mes trois comités de suivi de thèse, Olivier Barreteau, François Colin, Thomas Galewski, Raphaël Mathevet et Rodolphe Sabatier qui m'ont permis d'avancer et d'améliorer mon travail grâce à leurs remarques constructives.

Je tiens, tout d'abord, à remercier mes directeurs et co-encadrants de thèse. Je tiens à exprimer mes remerciements à mon directeur de thèse, Olivier Therond, pour ses contributions scientifiques déterminantes, la rigueur de ses analyses et la pertinence de ses orientations. Je suis particulièrement reconnaissante à Olivier Boutron, pour sa confiance, son soutien et l'écoute attentive dont il a fait preuve. Merci pour les discussions stimulantes et pertinentes, les orientations décisives et pour m'avoir encouragée et soutenue dans les moments de doute. Je souhaite remercier vivement Arnaud Béchet, pour son accompagnement, ses encouragements et sa disponibilité. Ses compétences scientifiques et son exigence ont grandement contribué à la qualité de ce travail.

L'article scientifique publié au cours de cette thèse a été fortement amélioré grâce à la relecture de l'anglais de Michelle et Michael Corson, que je remercie.

Je suis profondément reconnaissante pour le financement, les ressources et l'aide apportées à la réalisation de cette thèse que mes superviseurs et moi-même avons reçues de l'INRAE, via le programme Biosefair, et je tiens à remercier Sylvie Vanpeene, Marc Deconchat, Christine Argilier, Thierry Caquet et Isabelle Maillet. J'ai beaucoup apprécié nos ateliers et séminaires ainsi que ce qu'ils m'ont permis d'appréhender concernant la collaboration et l'interdisciplinarité dans la recherche.

Cette thèse n'aurait pas pu avoir lieu non plus sans le financement et le soutien de la Tour du Valat. Je tiens à remercier sincèrement Jean Jalbert et Raphaël Billé de m'avoir accueillie au sein de l'institut de recherche de la Tour du Valat.

Je tiens aussi à remercier l'ensemble des parties prenantes et expert·es de l'île de Camargue, qui ont accepté de prendre de leur temps pour répondre à mes questions lors d'entretiens, et à celles.ceux qui se sont déplacé·es pour participer à un atelier en janvier 2024, qui a grandement contribué à enrichir ce travail.

Un grand merci à mes deux stagiaires, Aurore et Léonor, qui ont partagé mon bureau et dont la présence, la curiosité et l'énergie ont rendu ces mois de travail particulièrement agréables et dont le travail, de qualité, a permis de consolider cette thèse.

Merci aux différent·es collègues de la Tour du Valat pour leurs échanges scientifiques mais aussi avec qui j'ai eu le plaisir de partager de nombreuses discussions enrichissantes, toujours stimulantes et constructives. À ces remerciements je joins ici aussi les collègues du LAE et de MAELAB, qui m'ont accueilli lors de courts séjours, pour leur disponibilité, leur aide précieuse et les échanges scientifiques qui ont nourri ma réflexion tout au long de ce travail.

Je tiens à remercier chaleureusement les personnes ayant partagé mon bureau : Ines, Camille, Hugo, Capucine, Colline, Sybille, Haytem, Irene et Ioannis. Merci pour le soutien, la cohabitation joyeuse, les pauses improvisées, les discussions sérieuses ou absurdes, et la bonne humeur qui a rendu l'espace de

travail agréable. Merci plus particulièrement à l'ensemble des doctorant·es des deux laboratoires, Alice, Amélie, Haytem, Hugo, Ioannis, Irene et Sophie pour tous les moments passés ensemble, à s'échanger nos conseils et à partager nos difficultés. Ces échanges ont souvent été décisifs et m'ont permis d'avancer lorsque les questions se faisaient trop nombreuses. J'adresse un merci tout particulier à Adèle pour son soutien, et à Cécile et Perle, dont les mots, ont su arriver au moment où j'en avais besoin. Merci à l'ensemble de mes collègues devenu·es ami·es qui ont été présent·es au bureau mais aussi en dehors, et notamment un merci tout particulier aux résident·es de l'école et de la cave (et non résident·es, mais tout comme), qui ont accompagné mes années de thèse. Merci pour les moments partagés, les respirations salvatrices et les liens qui se sont tissés naturellement durant tout le long de ma thèse.

Enfin merci à mes ami.es et ma famille qui ont été présent·es pour moi lors de ces trois années. Merci à celles et ceux qui se sont intéressé·es à mon travail, qui ont essayé de me relire, mais aussi à celles et ceux qui m'ont permis de me vider la tête, de penser à autre chose de temps en temps et de déstresser. Je tiens à remercier du fond du cœur mes ami·es. Leur présence, leurs encouragements et leur écoute attentive ont constitué un soutien précieux tout au long de ces années. Merci d'avoir été là, en dehors de la thèse, pour offrir des parenthèses de légèreté, d'amitié et de réconfort.

Je souhaite également exprimer ma profonde gratitude à ma famille. À mes parents, pour leur confiance et leur soutien indéfectible (et notamment merci Maman d'avoir relu mon manuscrit et corrigé les fautes d'orthographes et de grammaire) ; à ma mamie, pour son affection et ses encouragements ; à mes sœurs et à mon frère, pour leur présence, leurs messages, leurs attentions, et pour tout ce qui, souvent sans un mot, m'a aidé à avancer. Rien de tout cela n'aurait été possible sans eux. Je remercie tout particulièrement Gaëlle, qui a été présente pour répondre à mes nombreuses questions liées à la recherche, à l'administration, et bien au-delà, et qui a véritablement joué le rôle de la grande sœur déjà docteure. Merci pour son soutien constant, notamment dans les moments de doute. Je remercie également Fanny, mon rayon de soleil, pour avoir été la personne à qui je pouvais poser toutes mes questions « bêtes », faire relire des mails ou des documents, et pour avoir été un soutien indéfectible tout au long de cette thèse. Enfin, je remercie Marie pour la discussion qui s'est révélée déterminante à une étape cruciale de ce travail.

TABLE DES MATIERES

RESUME ***23***

ABSTRACT ***25***

INTRODUCTION GENERALE ***28***

I. Les deltas **29**

I.1. Les deltas comme systèmes socio-écologiques 30

II. Deltas, changement climatique et transition agroécologique : enjeux, vulnérabilités et leviers d'adaptation **30**

II.1. Transitions agricoles dans les deltas : entre intensification durable et agroécologie systémique 31

III. Défis de modélisation et besoins d'outils intégrés pour l'adaptation des deltas **31**

IV. Le delta du Rhône, un territoire aux multiples enjeux **32**

V. Modélisation des dynamiques du delta du Rhône **34**

VI. Questions de recherches **36**

VII. Définition du périmètre d'étude : la Camargue comme territoire d'étude **37**

VIII. Plan du manuscrit de thèse **37**

CHAPITRE 1 : Relations entre les dynamiques hydrosalines, les activités économiques, les processus écologiques et la biodiversité dans un système socio-écologique deltaïque (delta du Rhône) ***38***

I. Introduction **43**

II. Methods **44**

II.1. Study area : the Ile de Camargue 44

II.2. Conceptual modeling approach and model development 45

II.1. Data collection 46

II.2. Validation of the diagrams 47

II.3. Identification of relationships 47

III. Results **48**

III.1. Water-flow processes 48

III.2. A complex structure and governance of water management 50

III.3. The importance of agriculture 51

III.4. Interconnected economic activities and impacts on biodiversity 53

III.5. Relationships at the whole SES scale 56

III.6. Synthesis of entities, processes and relationships 57

IV. Discussion **58**

IV.1. Methodological issues 58

IV.2. Socio-ecological relationships in the Rhône delta 59

IV.3. Towards potential quantitative developments 60

CHAPITRE 2 : Adaptation de la plateforme de modélisation intégrée MAELIA à un SES deltaïque : la Camargue *62*

I. Introduction **65**
I.1. Enjeux et objectifs de l'approche de modélisation 65
I.2. Modélisation de la gestion de l'eau dans les bassins agricoles irrigués 65

II. Matériel et méthodes **67**
II.1. Diagnostic des dynamiques hydrogéologiques et salines en jeu dans l'île de Camargue 67
II.2. Ajouts de nouveaux formalismes à MAELIA pour simuler les spécificités de l'île de Camargue et des milieux deltaïques : le modèle MAELIA-Delta 71
II.3. Contrôle de cohérence du modèle MAELIA-Delta 96
II.4. Archétype de situation de l'île de Camargue 99

III. Résultats **102**
III.1. Efficacité relative des formalismes SWAT et SaltMod dans le calcul de l'altitude de la nappe pour l'île de Camargue 102
III.2. Contrôle de cohérence de comportement de MAELIA-Delta 105
III.3. Archétype de situation de l'île de Camargue 112

IV. Discussion **120**
IV.1. Limites des choix de modélisation 120
IV.2. Perspectives de développements de MAELIA-Delta 124

V. Conclusion **126**

CHAPITRE 3 : Dynamiques futures de l'île de Camargue : impacts du changement climatique et de la transition agroécologique *128*

I. Introduction **131**
I.1. Deltas 131
I.2. Ile de Camargue 131
I.3. Historique des systèmes agricoles 132
I.4. Scénarisation des systèmes agricoles 134

II. Matériel et méthode **135**
II.1. Démarche de modélisation, simulation et évaluation de scénarios 135
II.2. Modélisation de la situation de référence 135
II.3. Scénario 153
II.4. Indicateurs d'évaluation des scénarios 161

III. Résultats **163**
III.1. Evaluation de la situation de référence (SC 1) 163
III.2. Evaluation de l'effet du changement climatique (SC 2 vs. SC 1) 173
III.3. Evaluation de scénarios de pratiques agricoles (SC 2, SC 3, SC 4 et SC 5) 176

IV. Discussion **180**
IV.1. Validation de la situation de référence 180
IV.2. Effets du changement climatique 181
IV.3. Effets des changements de pratiques agricoles 182
IV.4. Temps de calculs 185

V. Conclusion **186**

DISCUSSION GENERALE *189*

I. Synthèse des principaux résultats **190**

II. Apports et limites du modèle MAELIA-Delta **191**

II.1. Apports de MAELIA-Delta 191

II.2. Limites de MAELIA-Delta 194

III. Modélisation des interactions entre systèmes agricoles et milieux naturels suivant plusieurs pratiques agricoles **198**

III.1. Analyse centrée sur les milieux agricoles 198

III.2. Analyse centrée sur les milieux naturels 199

III.3. Approche intégrée à l'échelle du territoire 200

IV. Limites de la scénarisation **200**

V. Perspectives pour d'aide à la décision en Camargue **201**

REFERENCES ***203***

ANNEXES ***223***

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : ID, type of relationship, number of entities involved, and entities involved that have been identified across the Ile de Camargue conceptual model. 57

Tableau 2 : Résumé des paramètres de calibration du riz pour deux variétés Ariete et Thaibonnet et de la tomate. 93

Tableau 3 : Tolérance aux sels pour les cultures intégrées dans MAELIA (Tanji, Kielen, 2002). Ces valeurs correspondent à la tolérance au sel durant les phases submergées, le riz étant plus sensible durant la phase de semis. 94

Tableau 4 : Développement de MAELIA-Delta par rapport à la version antérieur de MAELIA pour chaque module. 96

Tableau 5 : Données d'entrée pour les différents cas tests de validation du modèle. 97

Tableau 6 : Données d'entrée pour les différents cas tests de validation du modèle inchangé entre les cas tests. 98

Tableau 7 : Cultures pour les différents archétypes de situation (en marron les parcelles de prairies et en blé les parcelles de riz). Les parcelles considérées sont celles de la Figure 28B. 100

Tableau 8 : Moyenne de salinité (dS/m) cumulé sur des périodes de 6 mois suivant la période de culture pour un HRU-RPG composé de parcelles de prairies (période irrigation d'avril à septembre) ainsi que les valeurs extrêmes corrigées. Les quantités de sel par période sont aussi décrites (m.dS/m). 114

Tableau 9 : Moyenne de salinité (dS/m) cumulée sur des périodes de 6 mois suivant la période de culture pour un HRU-RPG composé de parcelles de riz (période irrigation d'avril à septembre). Les quantités de sel par période sont aussi décrites (m.dS/m). 115

Tableau 10 : Moyenne de salinité (dS/m) cumulée sur des périodes de 6 mois suivant la période de culture pour une parcelle de riz d'un HRU-RPG composé d'une parcelle de riz et sept de prairies (période irrigation d'avril à septembre). Les quantités de sel par période sont aussi décrites (m.dS/m). 117

Tableau 11 : Moyenne de salinité (dS/m) cumulé sur des périodes de 6 mois suivant la période de culture pour une parcelle de prairie d'un HRU-RPG composé d'une parcelle de riz et sept de prairies (période irrigation d'avril à septembre). Les quantités de sel par période sont aussi décrites (m.dS/m). 118

Tableau 12 : Correspondance des noms et ID des ASA d'assainissement et d'irrigation 139

Tableau 13 : Pourcentage des types de sols sur les surfaces agricoles de chaque bassin versant (Tableau 14 pour les catégories et Figure 44 pour les bassins versants). 141

Tableau 14 : Attribution des typologies de la carte SCP (Figure 45.b) à la typologie la plus similaire de la carte GIS Sol (Figure 45.a). Les estimations des données initiales de conductivité sont faites à partir des données de Torres-Rondon (2014) et Heurteaux (1964). 142

Tableau 15 : Remplacements des espèces marginales dans les séquences par l'espèce la plus similaire agronomiquement parmi les six conservées. 147

Tableau 16 : Itinéraire technique par culture, les types de conduite sont identifiés par couleur, en vert les itinéraires techniques pour des exploitations en agriculture biologique, en jaune les itinéraires techniques

qui sont considérés les mêmes peu importe le type d'exploitation, en orange les itinéraires techniques pour des exploitations en agriculture conventionnelle. 148

Tableau 17 : Moyenne annuelle par ASA des quantités d'eau pompés pour l'irrigation dans le Rhône (BRL 2004)..... 150

Tableau 18 : Moyennes annuelles par ASA d'assainissement des quantités d'eau rejetés dans le Rhône et fonctionnement de l'ASA (BRL 2004) 152

Tableau 19 : Résumé des pourcentages en nombres de parcelles et en surface de chaque culture de référence des séquences de cultures en agroécologie modifiées. 157

Tableau 20 : Itinéraire technique par culture. 158

Tableau 21 : Résumé des pourcentages en nombres de parcelles et en surface de chaque culture de référence des séquences de cultures de riz en rotation avec du maraîchage modifiées. 160

Tableau 22 : Plan de simulation. 161

Tableau 23 : Quantité d'eau d'irrigation simulée par association d'irrigation en millions de m³ et comparaison avec les moyennes mesurées par BRL (2004) (cf Tableau 17). 163

Tableau 24 : Quantité d'eau d'irrigation par hectare de riz simulé par association d'irrigation (m³/ha). 165

Tableau 25 : Tableau récapitulatif des facteurs pouvant impacter le calcul de l'irrigation : les proportions en agriculture biologique par rapport au conventionnel, le cumul de pluie et d'ETP moyenné sur l'ensemble de l'île de Camargue pendant la période d'irrigation et la moyenne de l'altitude des nappes avant la période d'irrigation 167

Tableau 26 : Quantité d'eau de rejet agricole simulé par association d'assainissement en millions de m³, et comparaison avec les valeurs mesurées de BRL (2004), (cf Tableau 18). 168

Tableau 27 : Quantité d'eau de rejet agricole par hectare de riz simulé par association d'assainissement en m³ /ha. 169

Tableau 28 : Rendement du riz (t/ha) après application du stress salin par année et par bassin versant. 171

Tableau 29 : Rendement du blé après application du stress salin par année et par bassin versant. 172

Tableau 30 : Moyenne sur l'ensemble de la période (2042-2050) de l'irrigation et des surfaces en riz par scénario. 177

Tableau 31 : Moyenne sur l'ensemble de la période (2042-2050) du rejet agricole et des surfaces en riz par scénario. 178

Tableau 32 : Moyenne sur l'ensemble de la période (2042-2050) du rendement des cultures de riz et de blé par scénario. 179

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Carte de l'île de Camargue (en rouge ; localisée sur la carte de France par un triangle rouge), partie centrale du delta du Rhône, ainsi que la localisation des 3 principales agglomérations, l'étang du Vaccarès est la lagune centrale en bleu. 33

Figure 2 : Schéma du système considéré dans le cadre de la thèse avec les digues au Rhône et à la mer qui conditionnent les échanges d'eau douce et d'eau salée entre l'île de Camargue (pointillés en rouge), le Rhône et la mer. La mosaïque d'habitats de l'île de Camargue (milieux agricoles, zones humides naturelles et marais de chasse, (systèmes lagunaires, …) est également représentée. 34

Figure 3 : Principales relations entre l'agriculture, la gestion de l'eau, les oiseaux, les poissons et les activités économiques dans le système socio-écologique de l'île de Camargue. 40

Figure 4 : Map of the Ile de Camargue, Rhône delta, France. 45

Figure 5 : Maps of the Ile de Camargue, with a focus on a) infrastructure for water management and b) governance of the catchment 48

Figure 6 : Entity-oriented interaction diagram of water governance, along with water, salt, and pesticide flows. Circled numbers refer to entities in the core text. 49

Figure 7 : Entity-oriented interaction diagram of farming systems. Circled numbers refer to entities in the core text. 52

Figure 8 : Entity-oriented diagram of interactions between bird dynamics and economic activities. Circled numbers refer to entities in the core text. 54

Figure 9 : Entity-oriented interaction diagram of fish dynamics in interaction with economic activities. Circled numbers refer to entities in the core text. 55

Figure 10 : Main relationships between agriculture, water management, birds, fish, and related economic activities in the Ile de Camargue SES. Letters refer to interactions mentioned in the core text. 56

Figure 11 : Niveaux piézométriques entre 2009 et 2013, sur plusieurs points en Camargue, positionnés sur la Figure 12, mesurés dans le cadre de la thèse de Torres-Rondon (2013) et tracés par Léonor Bayrare (2024). La surface du sol est à une altitude de 1.48 mNGF pour la prairie, de 0.46 mNGF pour le marais, de 0.54 mNGF pour la rizière, de 0.27 mNGF pour le point en périphérie d'une rizière. 68

Figure 12 : Localisation des points de mesures des surfaces piézométriques (Bayrare, 2024). 69

Figure 13 : Carte de répartition de la pression saline dans les sols, dans laquelle l'augmentation de l'intensité du rouge traduit une augmentation de la salinité (g par unité de masse de sol), réalisée par Bertrand Chaussat et Laure Le Quéré, INRA Montpellier UMR Innovation (@Parc Naturel Régional de Camargue, 2010). En noir, est représenté le transect sur lequel des mesures de salinité ont été effectuées dans le cadre de la thèse de Torres-Rondon (2013). 70

Figure 14 : Représentation schématique du cycle hydrologique pour un HRU dans MAELIA (image issue de http://maelia-platform.inra.fr) 72

Figure 15 : Représentation schématique du cycle hydrologique pour un HRU-RPG dans le modèle AqYield de MAELIA. Figure adaptée d'une image issue de http://maelia-platform.inra.fr. 73

Figure 16 : Exemple d'une frise chronologique des différentes opérations techniques pour un riz avec une

irrigation submergée. Tous les jours notés sur cette figure sont en jour julien, le bleu clair correspond aux bornes de jour d'un faux semis et en bleu foncé les bornes de jours de période d'irrigation une fois le semis réalisé. En jaune, les flèches représentent les opérations techniques correspondant au riz (semis et récolte) tandis qu'en bleu ce sont les opérations techniques spécifiques au drainage. 76

Figure 17 : Schéma du réservoir de surface rajouté dans MAELIA au cours de la thèse (nouvelle version MAELIA-Delta), avec les flux hydrologiques naturels et anthropiques par les canaux (irrigation et drainage). 77

Figure 18 : Définition spatiale d'une nappe dans MAELIA. Dans ce schéma, la zone hydrographique est en rouge, la nappe phréatique est en bleu, les HRU en vert, les HRU-RPG en jaune et les parcelles agricoles en marron. 79

Figure 19 : Schéma simplifié des principaux flux d'eau entre la surface du sol, la zone racinaire, la nappe superficielle, la nappe profonde et le cours d'eau principal modélisés dans MAELIA, selon le formalisme de SWAT (en bleu) ou de AqYield (en marron). « I » : Infiltration, « E » : Evapotranspiration, « R » : Ruissellement. 79

Figure 20 : Représentation des nappes dans MAELIA-Delta. Il existe une nappe pour chaque HRU-RPG et chaque HRU. Dans le cadre de la thèse seules les dynamiques de remontée de nappe sous les HRU-RPG ont été implémentées. 80

Figure 21 : Vue verticale de la représentation des HRU-RPGs et de leurs parcelles MAELIA-Delta. La nappe commune (bleu) à l'ensemble des parcelles d'un HRU-RPG (jaune) a des échanges d'eau avec chacune de ces parcelles (marron). En beige, est représenté l'intégration d'un réservoir transitoire..... 81

Figure 22 : Schéma représentant l'eau dans le sol en fonction de différents stades : saturation, capacité au champ, point de flétrissement, pour différents réservoirs respectivement contenant l'eau gravitaire, la réserve utile de la plante, l'eau capillaire et l'eau hygroscopique. Sont représentés en orange les grains dans le sol et en bleu l'eau retenue. 82

Figure 23 : Vue verticale de la représentation des HRU-RPGs et de leurs parcelles MAELIA-Delta. La nappe commune (bleu) à l'ensemble des parcelles d'un HRU-RPG (jaune) a des échanges d'eau avec chacune de ces parcelles (marron). En rouge, est représenté l'intégration d'un réservoir d'eau gravitaire..... 83

Figure 24 : Schéma représentant les stades de la quantité d'eau dans les réservoirs utilisables maximales (à la capacité au champ) et réserve gravitaire (lorsque la nappe dépasse la limite basse de la zone racinaire = z_zR) ainsi qu'un exemple de la constitution d'une zone racinaire à deux couches avec des porosités différentes. 86

Figure 25 : Schéma du rééquilibrage de la nappe phréatique suivant le réservoir où se trouve la nappe : A) la nappe est en dessous de la limite de ZR, directement calculée sur l'ensemble de la nappe, la ligne verte et rouge sont superposées, B) la nappe est au-dessus de la limite de ZR pour toutes les parcelles que contient la nappe, C) la nappe est au-dessus de la limite de ZR pour la parcelle mais pas pour les parcelles sèches que contient la nappe, le rééquilibrage est au-dessus de la limite de ZR, D) la nappe est au-dessus de la limite de ZR pour la parcelle mais pas pour les parcelles sèches que contient la nappe, le rééquilibrage est en-dessous de la limite de ZR. 88

Figure 26 : Schéma des compartiments de sel à l'échelle d'une parcelle pour MAELIA-Delta développée au cours de la thèse. 89

Figure 27 : Adaptation de la Figure 25, en mettant en évidence les transferts de sel dû au rééquilibrage de

la nappe en rose. 91

Figure 28 : Cartes du parcellaire des cas tests : A) pour les 4 premiers tests, et B) pour le test (v) avec la représentation de l'emprise du HRU-RPG (hachuré), des parcelles (marrons, jaune ou bleu) et de la nappe phréatique (entouré en bleu), 1 étant la parcelle de culture différente (culture submergée). 98

Figure 29 : Evolution temporelle entre 2009 et 2013 de l'altitude de nappe suivant plusieurs coefficients de récession du débit de base calculée avec le formalisme de SWAT dans MAELIA-Delta sur les parcelles de la carte B de la figure X. Les limites du sol (altitude 0 m) et de la partie basse de la zone racinaire sont représentées en pointillés noirs (altitude -1,20m). La nappe présente un plancher imperméable à -3 m sous la surface du sol. 103

Figure 30 : Evolution temporelle entre 2009 et 2013 de l'altitude de nappe (en bas), et évolution des remontées capillaires de la nappe (en haut) suivant plusieurs coefficients de remontée capillaire, représentés par les différentes couleurs de courbes sur les parcelles de la carte B de la figure X. En bleu, ce sont les précipitations journalières (axe de droite). 104

Figure 31 : Évolution temporelle entre 2009 et 2011 de la quantité de sel par réservoir de sol sur une parcelle sans apports de sel (à gauche) sur les parcelles de la carte A de la Figure 28. Il est représenté les quantités de sel pour le réservoir de surface (RS), la zone racinaire maximale (ZR) et l'aquifère de haut en bas respectivement. Des flux hydriques sont aussi représentés, en bleu foncé la hauteur d'eau dans le réservoir de surface et la teneur en eau du réservoir d'eau gravitaire dans la zone racinaire maximale. En bleu clair les précipitations dans le RS et l'infiltration dans la ZR. En marron, la teneur en eau du réservoir utilisable de la ZR. A droite, schéma de la couche de sol lorsque la nappe dépasse la limite basse de la zone racinaire maximale. 105

Figure 32 : a) Evolution temporelle de la quantité de sel par réservoir sur une parcelle sans apports d'eau et de sel, les échelles des quantités de sel ne sont pas les mêmes suivant les réservoirs (mis en évidence en vert) juxtaposés à un schéma de la couche de sol lorsque la nappe est sous la limite basse de la zone racinaire maximale, b) Evolution temporelle de la quantité de sel avec les deux réservoirs sous la zone racinaire maximale combinée c) Evolution de la concentration saline dans la zone racinaire maximale. Il est représenté les quantités de sel pour le réservoir de surface (RS), la zone racinaire maximale (ZR) et l'aquifère de haut en bas respectivement. Des flux hydriques sont aussi représentés, en bleu foncé la hauteur d'eau dans le réservoir de surface et la teneur en eau du réservoir d'eau gravitaire dans la zone racinaire maximale. En bleu clair les précipitations dans le RS et l'infiltration dans la ZR. En marron, la teneur en eau du réservoir utilisable de la ZR. Ces courbes ont été tracées à partir des simulations réalisées entre 2009 et 2010 sur les parcelles de la carte A de la Figure 28. 108

Figure 33 : Evolution mensuelle de la quantité de sel pour différents réservoirs de sols dans le cas d'un HRU-RPG de monoculture de riz a) sans apport de sel b) avec apports de sels par l'eau d'irrigation. Les zones grises correspondent aux périodes d'irrigation de la parcelle avec notamment une submersion de la parcelle. En rose, les apports de sels cumulés, en marron la quantité de sel dans l'aquifère, en bleu la quantité de sel dans le réservoir de surface (= 0 sur a., superposé avec la courbe orange =0 aussi), en vert la quantité de sel dans la zone racinaire maximale, en orange la quantité de sel dans la zone de transition et en rouge le bilan salin sur ces couches de sol. Ces courbes ont été tracées à partir des simulations réalisées entre 2009 et 2013 sur les parcelles de la carte A de la Figure 28. 110

Figure 34 : Evolution temporelle des quantités de sel sur un HRU-RPG mixte avec une parcelle de riz et 6 parcelles de prairies a) sans et b) avec intégration du calcul de la somme (en rouge). Les zones grises correspondent aux périodes d'irrigation de la parcelle avec notamment une submersion de la parcelle. Les

parcelles sont identifiées par des couleurs différentes (bleu pour le riz et le reste sont des prairies dont les numéros sont identifiés en Figure 28). Ces courbes ont été tracées à partir des simulations réalisées entre 2009 et 2013 sur les parcelles de la carte B de la Figure 28. 111

Figure 35 : Evolution temporelle de l'altitude de nappe suivant différents systèmes de cultures, HRU-RPG de 7 parcelles agricoles (mixte = 1 parcelle de riz et 6 parcelles de prairie ; prairie = 7 parcelles de prairies ; riz = 7 parcelles de riz), les carrés dans la légende représentent les parcelles, en bleu le riz, en vert les prairies. Les zones grises correspondent aux périodes d'irrigation de la parcelle avec notamment une submersion de la parcelle. Ces courbes ont été tracées à partir des simulations réalisées entre 2009 et 2010 sur les parcelles de la carte B de la Figure 28..... 113

Figure 36 : Evolution temporelle de la salinité (orange) dans la zone racinaire maximale, de l'altitude de nappe (vert foncé) et des flux d'eau (bleu clair : drain (percolation entre la ZR et ZT), vert : évapotranspiration, bleu foncé : infiltration, marron : remontée capillaire) dans la zone racinaire maximale pour un HRU-RPG composé uniquement de prairies. Les zones grises correspondent aux périodes d'irrigation de la parcelle avec notamment une submersion de la parcelle. Ces courbes ont été tracées à partir des simulations réalisées entre 2009 et 2013 sur les parcelles de la carte B de la Figure 28..... 114

Figure 37 : Evolution temporelle de la salinité (orange) dans la zone racinaire maximale, de l'altitude de nappe (vert foncé) et des flux d'eau (bleu clair : drain (percolation entre la ZR et ZT), vert : évapotranspiration, bleu foncé : infiltration, marron : remontée capillaire) dans la zone racinaire maximale pour un HRU-RPG de monoculture de riz. Les zones grises correspondent aux périodes d'irrigation de la parcelle avec notamment une submersion de la parcelle. Ces courbes ont été tracées à partir des simulations réalisées entre 2009 et 2013 sur les parcelles de la carte B de la Figure 28. 116

Figure 38 : Evolution temporelle de la salinité (orange) dans la zone racinaire maximale, de l'altitude de nappe (vert foncé) et des flux d'eau (bleu clair : drain (percolation entre la ZR et ZT), vert : évapotranspiration, bleu foncé : infiltration, marron : remontée capillaire) dans la zone racinaire maximale pour un HRU-RPG mixte entre prairie et riz. Les zones grises correspondent aux périodes d'irrigation de la parcelle avec notamment une submersion de la parcelle. Ces courbes ont été tracées à partir des simulations réalisées entre 2009 et 2013 sur les parcelles de la carte B de la Figure 28. 117

Figure 39 : Evolution temporelle de la salinité (orange) dans la zone racinaire maximale, de l'altitude de nappe (vert foncé) et des flux d'eau (bleu clair : drain (percolation entre la ZR et ZT), vert : évapotranspiration, bleu foncé : infiltration, marron : remontée capillaire) dans la zone racinaire maximale pour un HRU-RPG de monoculture de riz. Les zones grises correspondent aux périodes d'irrigation de la parcelle avec notamment une submersion de la parcelle. Ces courbes ont été tracées à partir des simulations réalisées entre 2009 et 2013 sur les parcelles de la carte B de la Figure 28. 119

Figure 40 : Carte du réseau des principaux canaux d'irrigation (vert) et de drainage (rouge) (@Aurore Moulin). 125

Figure 41 : Evolution des surfaces en riz depuis 1942 en France métropolitaine impacté par les politiques agricoles, créé à partir des données du RPG. 133

Figure 42 : Carte délimitant l'emprise du modèle, ainsi que les zones exclues de cette emprise (zone des salins et hydrosystème du Vaccarès ainsi que les anciens salins) (@Aurore Moulin). 136

Figure 43 : Schéma conceptuel de la réalisation de la carte des occupations du sol dans la représentation intégrée : c) carte CLC de 2016, d) carte des occupations du sol réalisé par le PNRC, R4) carte des occupations du sol (@Aurore Moulin). Chaque entité de la carte R4 représente donc le croisement entre

les cartes de typologie de sol et d'occupation de sol..... 137

Figure 44 : Cartes des structures de gestion d'irrigation et de drainage, en vert l'emprise des bassins versants simplifiés, est représenté en bleu sur a) les ASA d'assainissement et sur b) les ASA d'irrigation. 138

Figure 45 : Schéma conceptuel de la réalisation de la carte des types de sol dans la représentation intégrée : a) carte du GIS sol au 1/1 000 000ème, b) carte de la SCP au 1/250 000ème, R3) carte des types de sol de la situation de référence (@Aurore Moulin)..... 140

Figure 46 : Localisation de l'îlot en Camargue étudié par Torres-Rondon (à partir de la Figure 13). 142

Figure 47 : Précipitations, évapotranspiration et déficit hydrique climatique (précipitation - évapotranspiration) annuels sur la période avant irrigation (octobre de l'année n-1 à mars de l'année n) et la période d'irrigation (avril à septembre) sur l'île de Camargue de 1994 à 2004..... 143

Figure 48 : Stratégie de remplacement des absences dans les séquences de culture, avec la construction de matrices de similarités suivies de la comparaison des séquences avec la méthode de Hamming (Moulin, 2024)..... 144

Figure 49 : Schéma conceptuel de la réalisation de la carte des parcelles agricole dans la représentation intégrée : e) carte des parcelles du RPG 2016, f) carte des îlots de filiation valides avant ajustement, R6) carte des parcelles agricole, d'après Moulin (2024). 145

Figure 50 : Surface en riz a) par association d'irrigation par année sur la période de simulation et b) sur l'intégralité de l'île de Camargue. 146

Figure 51 : Schéma de la représentation intégrée spatialisée de l'île de Camargue : R1) emprise du modèle, R2) Polygones SAFRAN pour le climat, R3) Types de sols, R4) Occupations du sol, R5) unités de réponse hydrologique construites (HRU), R6) Parcelles agricole, R7) Réseau hydrologique, d'après Moulin 2024. 149

Figure 52 : Précipitations, évapotranspiration et déficit hydrique climatique (précipitation - évapotranspiration) annuels sur la période de la situation de référence (SC1, Passé) et pendant la période de scénario climatique (SC2, Futur) pour les précipitations en vert, l'évapotranspiration en bleu et le déficit hydrique en rouge (précipitation - évapotranspiration) sur l'île de Camargue. 154

Figure 53 : Schéma représentant les changements de type de séquence pour le scénario d'agroécologie. Les pourcentages correspondent aux pourcentages des surfaces des parcelles décrites dans les encadrés à leur gauche par rapport aux surfaces totales..... 156

Figure 54 : Répartition spatiale des parcelles agricoles ayant leur séquence modifiée pour une séquence d'agroécologie : i) les parcelles en agriculture biologique en vert, ii) les parcelles conventionnelles relativement diversifiées en jaune, iii) celles qui ont gardé leurs séquences de pratiques tendancielles (entre 2015 et 2020). 156

Figure 55 : Schéma représentant les changements de type de séquence pour le scénario d'intensification des pratiques. Les pourcentages correspondent aux pourcentages des surfaces des parcelles décrites dans les encadrés à leur gauche par rapport aux surfaces totales..... 159

Figure 56 : Répartition spatiale des parcelles agricoles ayant leur séquence modifiée pour un scénario d'intensification des pratiques : i) les parcelles en conventionnelle transitionnée en monoculture de riz en rouge, ii) les parcelles biologiques de riz en rotation avec du maraichage en bleu, iii) celle qui ont gardé

leurs séquences de pratiques tendancielles (entre 2015 et 2020). 159

Figure 57 : Besoin annuel moyen (± écart type) en eau d'irrigation par hectare de riz (m^3/ha) a) sur l'ensemble de l'île de Camargue, b) par association d'irrigation. 166

Figure 58 : Rejet agricole annuel par hectare de riz (m^3/ha) a) sur l'ensemble de l'île de Camargue dont l'incertitude est représentée en +/- l'écart type annuel, b) par association d'irrigation. 170

Figure 59 : Evolution de l'irrigation simulée sous l'influence du changement climatique (RCP 8.5) pour chaque bassin versant : les pratiques d'irrigation sous météo passée (SC 1) sont représentées par les courbes bleues alors que les pratiques passées sous météo future sont en rouge (SC 2). Les surfaces des cultures et les pratiques agricoles sont les mêmes entre les deux scénarios. Les années sont définies de la première année du scénario à la dernière (1 = 1996 pour SC1 et 1 = 2042 pour SC2). 173

Figure 60 : Evolution du rejet agricole simulés pour voir l'influence de météo futures pour chaque bassin versant : les courbes bleues représentent les pratiques passées sous météo passée (SC 1) et en rouge les pratiques passées sous météo future (SC 2). L'évolution des surfaces en riz est la même. Les années sont définies de la première année du scénario à la dernière (1 = 1996 pour SC1 et 1 = 2042 pour SC2)..... 174

Figure 61 : Pour chaque bassin versant, proportion de parcelles dont la zone racinaire maximale a une concentration saline dans différentes catégories de salinité (très salé, salé, modérément salé, peu salé) selon les scénarios (pratiques passées sous météo passée (Passe = SC 1) et pratiques passées sous météo future (Futur_CC = SC 2))..... 175

Figure 62 : Proportion de parcelles présentant une concentration saline (dans différentes catégories de salinité : très salé, salé, modérément salé, peu salé) dans sa zone racinaire maximale selon les scénarios SC1 et SC2 (Passé = SC 1 et Futur_CC = SC 2). 175

Figure 63 : Evolution de l'irrigation simulée pour les différents scénarios de pratiques agricoles pour chaque bassin versant : pratiques tendancielles en rouge (SC 3), pratiques passées en violet (SC 2), scénario agroécologie en vert (SC 4) et scénario d'intensification des pratiques en bleu (SC 5). Les courbes en ligne pleine représentent l'irrigation (axe de gauche) simulé et les lignes en pointillés représentent les surfaces en riz (axe de droite). 176

Figure 64 : Pour chaque bassin versant, évolution du rejet agricole simulés pour les différents scénarios de pratiques agricoles pour chaque bassin versant : pratiques tendancielles en rouge (SC 3), pratiques passées en violet (SC 2), scénario agroécologie en vert (SC 4) et scénario d'intensification des pratiques en bleu (SC 5). Les courbes en ligne pleine représentent le rejet agricole (axe de gauche) simulé et les lignes en pointillés représentent les surfaces en riz (axe de droite). 177

Figure 65 : Pour chaque bassin versant, proportion de parcelles dont la zone racinaire maximale a une concentration saline dans différentes catégories de salinité : très salé, salé, modérément salé, peu salé) selon les différents scénario (Agroécologie, Tendancielles, Intensification et Passée) 178

Figure 66 : Schéma simplifié de : en orange de MAELIA, en bleu de MAELIA-Delta à partir des développements de cette thèse et en violet de la représentation des perspectives d'évolution décrites dans cette discussion. Pour MAELIA, une seule nappe est représentée par zone hydrographique alimenté par l'ensemble des exploitations agricoles en rouge (composé des HRU en jaune et des parcelles en vert). MAELIA-Delta intègre la dynamique hydrosaline avec la représentation d'une seule nappe par HRU. Les perspectives de développement intègrent le réseau de canaux d'irrigation et de drainage et les impacts sur les milieux naturels et la biodiversité..... 198

LISTE DES ABREVIATIONS PRINCIPALES

ASCO : Association syndicale constituée d'office

ASA : Association syndicale autorisée

CLC : Corine Land Cover

EMSC : Etangs et marais des salins de Camargue

ETP : Evapotranspiration

HRU : Hydrologic response unit, en français, unités de réponse hydrologique

IAM : Integrated Assessment and Modelling

IC : Interculture

ITK : Itinéraire technique

MAELIA : Modeling of socio-agro-ecological systems for Landscape Integrated Assessment

PAC : Politique Agricole Commune

PNRC : Parc naturel régional de Camargue

RCP : Representative Concentration Pathway

RPG : Registre Parcellaire Graphique

SES : Social ecological system, utilisée en français, système socio-écologique

SWAT : Soil and Water Assessment Tool

WEC : Water Executive Commission, utilisée en français, Commission Exécutive de l'Eau

ZR : Zone racinaire

ZT : Zone transitoire

RESUME

Les deltas constituent des socio-écosystèmes parmi les plus productifs et les plus peuplés au monde, mais aussi parmi les plus vulnérables aux changements globaux. Soumis simultanément aux pressions climatiques (élévation du niveau marin, salinisation des sols, modifications des régimes de précipitations…) et aux pressions anthropiques (changement de gestion de l'eau et de pratiques agricoles) ces territoires à l'interface continent-mer font face à des défis de gestion important. La Camargue, delta du Rhône, en est un cas d'étude emblématique. Ce delta est un système socio-écologique (SES) particulièrement complexe, caractérisé par une forte imbrication entre milieux naturels et activités humaines : riche en biodiversité, et avec des activités agricoles, de chasse, de pêche et touristiques majeures, ce territoire est aujourd'hui confronté à une salinisation croissante des sols, à des modifications profondes des régimes hydrologiques et à des transformations de ses pratiques agricoles. Dans ce contexte, comprendre et anticiper les dynamiques couplées entre gestion de l'eau, agriculture et écologie représente un enjeu scientifique et sociétal de premier plan, partagé par la grande majorité des deltas mondiaux.

Cette thèse s'est structurée autour de deux questions de recherche : Comment modéliser les interactions entre dynamiques hydrosalines, agricoles et écologiques dans un delta soumis à des pressions multiples ? Et quels sont les effets des forçages anthropiques et climatiques sur ces dynamiques en Camargue ?

Pour y répondre, nous avons d'abord développé un modèle conceptuel de l'île de Camargue, articulé autour de quatre sous-modèles portant respectivement sur la gouvernance de l'eau, l'agriculture, les communautés d'oiseaux et les communautés de poissons. Ce cadre conceptuel, mobilisant les outils de l'analyse des systèmes socio-écologiques, a permis de formaliser les chaînes causales, boucles de rétroaction, compromis et effets indirects structurant ce SES deltaïque. Sur cette base, nous avons développé MAELIA-Delta, un modèle intégré couplant dynamique hydrosaline et pratiques agricoles à l'échelle de l'île de Camargue, évalué à travers une situation de référence et plusieurs scénarios climatiques et agricoles contrastés.

Les résultats obtenus apportent des connaissances nouvelles sur le fonctionnement de ce SES. Le cadre conceptuel formalise un réseau de 101 entités et 165 processus, au sein duquel cinq compromis structurants ont été identifiés (notamment entre quantité et qualité de l'eau, ou entre activités de pêche et agricole). Le modèle MAELIA-Delta reproduit les dynamiques hydrosalines caractéristiques de la Camargue : il simule notamment une salinité estivale nettement plus élevée dans les parcelles sèches (8,7 dS/m) que dans les parcelles irriguées par submersion (3,3 dS/m), et met en évidence des effets de transfert latéral d'eau entre parcelles voisines, vecteurs de remontées salines dans les zones non irriguées. À l'échelle de l'île de Camargue, les scénarios révèlent que les surfaces rizicoles constituent la variable de commande dominante du système hydrique : un scénario de diversification agroécologique, caractérisé par une réduction de 76 % des surfaces en riz, entraîne une diminution de 51 % des volumes d'irrigation, mais au prix d'une salinisation accrue et d'une diminution des rendements, tandis qu'un scénario d'intensification agricole accroît l'irrigation de 21 %, et de 26% les rejets de drainage agricole. Ces résultats soulignent l'existence de compromis fondamentaux entre ambitions agroécologiques, maîtrise de la salinisation et préservation des milieux naturels, et confirment le rôle pivot de la riziculture dans l'équilibre hydrique et écologique du delta.

En conclusion, cette thèse apporte trois contributions scientifiques majeures : i) une formalisation inédite des interactions couplées eau-agriculture-biodiversité à l'échelle d'un delta méditerranéen, dépassant les

approches disciplinaires traditionnelles ; ii) un outil de simulation opérationnel et transférable à d'autres deltas soumis à des dynamiques similaires ; iii) des connaissances sur les effets des pratiques agricoles et du climat sur l'équilibre hydrique et écologique du delta, mobilisables par les gestionnaires et décideurs du territoire camarguais. À moyen terme, MAELIA-Delta constitue une base solide pour enrichir la représentation des interactions entre réseaux hydrauliques, milieux naturels et biodiversité, et pour étendre l'analyse à d'autres systèmes deltaïques confrontés aux défis des changements globaux.

ABSTRACT

Deltas are among the most productive and densely populated socio-ecological systems in the world, yet also among the most vulnerable to global change. Subject simultaneously to climatic pressures (e.g. sea-level rise, soil salinisation, shifting precipitation regime) and anthropogenic pressures (changes in water management and agricultural practices), these land-sea interface territories face significant management challenges. The Camargue, the Rhône delta, represents an emblematic case study and constitutes a particularly complex socio-ecological system (SES), characterised by a strong intertwining of natural environments and human activities: rich in biodiversity and home to major agricultural, hunting, fishing and tourism activities, this territory is now confronted with increasing soil salinisation, profound changes in hydrological regimes, and deep transformations in agricultural practices. In this context, understanding and anticipating the coupled dynamics between water management, agriculture and ecology represents a major scientific and societal challenge, shared by the vast majority of the world's deltas.

This thesis was structured around two research questions: How can we model the interactions between hydrosaline, agricultural and ecological dynamics in a delta subject to multiple pressures? And what are the effects of anthropogenic and climatic forcings on these dynamics in the Camargue?

To address these questions, we first developed a conceptual model of the Camargue island, organised around four sub-models covering respectively water governance, agriculture, bird communities and fish communities. This conceptual framework, drawing on socio-ecological systems analysis tools, allowed us to formalise the causal chains, feedback loops, trade-offs and indirect effects structuring this deltaic SES. Building on this foundation, we developed MAELIA-Delta, an integrated model coupling hydrosaline dynamics and agricultural practices at the scale of the Camargue island, evaluated through a reference situation and several contrasting climatic and agricultural scenarios.

The results obtained provide new knowledge on the functioning of this socio-ecological system. The conceptual framework formalises a network of 101 entities and 165 processes, within which five structural trade-offs were identified (notably between water quantity and quality, or between fishing and agricultural activities). MAELIA-Delta accurately reproduces the hydrosaline dynamics characteristic of the Camargue: it simulates notably higher summer salinity in dry plots (8.7 dS/m) than in flood-irrigated plots (3.3 dS/m), and highlights lateral water transfer effects between neighbouring plots, driving salinity increases in non-irrigated areas. At the scale of the Camargue island, the scenarios reveal that rice cultivation areas constitute the dominant control variable of the water system: an agro-ecological diversification scenario leads to a 76% reduction in rice areas and a 51% reduction in irrigation volumes, but at the cost of increased salinisation and reduced yields, while an agricultural intensification scenario increases irrigation by 21% and agricultural drainage discharge by 26%. These results highlight the existence of fundamental trade-offs between agro-ecological ambitions, salinisation control and natural habitat preservation, and confirm the pivotal role of rice cultivation in the water and ecological balance of the delta.

In conclusion, this thesis makes three major scientific contributions: i) an unprecedented formalisation of coupled water-agriculture-biodiversity interactions at the scale of a Mediterranean delta, going beyond

traditional disciplinary approaches; ii) an operational simulation tool transferable to other deltas facing similar dynamics; iii) actionable knowledge on the effects of agricultural practices and climate on the water and ecological balance of the delta, available to managers and decision-makers in the Camargue territory. In the medium term, MAELIA-Delta provides a solid foundation for enriching the representation of interactions between hydraulic networks, natural environments and biodiversity, and for extending the analysis to other deltaic systems confronted with the challenges of global change.

INTRODUCTION GENERALE

I. Les deltas

Les deltas occupent une place singulière à l'interface entre les continents et les océans, où interagissent de manière complexe des dynamiques fluviales, marines, climatiques et anthropiques. Si l'origine du terme « delta » vient de la forme deltoïde ou triangulaire, la définition actuelle ne se limite plus à leur morphologie : le terme désigne désormais toute accumulation sédimentaire construite par un cours d'eau à son embouchure (Lacoste, 2006; Groparu, 2020). Ces milieux se forment par dépôt des alluvions transportés par les fleuves lorsque la pente et la vitesse du courant diminuent, donnant naissance à un corps sédimentaire semi-conique qui peut s'étendre dans un océan, une mer, un lac ou une lagune (Groparu, 2020).

A l'échelle mondiale, sur 5 399 fleuves, 2 174 (≈ 40 %) forment des deltas géomorphologiques visibles, c'est-à-dire des deltas reconnaissables qui forment une avancée visible dans la ligne de côte par rapport aux côtes environnantes et/ou un réseau de chenaux distributaires. Cela correspond à un delta environ tous les 300 km de littoral (Caldwell et al., 2019). Cependant, la distribution n'est pas homogène : il existe des « hotspots » de formation de deltas, notamment en Asie du Sud-Est, où la densité peut atteindre un delta environ tous les 100 km de littoral. Ces 2 174 deltas incluent une très grande variété de tailles, de morphologies, d'environnements, et de densités de population (ibid).

Les deltas les plus emblématiques du globe combinent généralement une grande taille, une densité de population élevée, une forte activité agricole et économique (pêche, tourisme, chasse) et une vulnérabilité aux changements climatiques (Syvitski et al., 2009). Le delta du Nil est l'un des plus anciens centres de civilisation et reste aujourd'hui un espace agricole crucial pour l'Égypte, très densément peuplé et fortement menacé par l'élévation du niveau marin (Hassaan, Abdrabo, 2013). Le delta du Mékong (Vietnam) constitue un pilier majeur de la production rizicole mondiale, mais subit des pressions croissantes liées aux barrages en amont et à la montée des eaux sur le littoral (Anthony et al., 2015; Pokhrel et al., 2018). On peut encore citer les deltas du Rhône (Camargue), de l'Ebre et du Pô, plus petits mais importants en Méditerranée pour leurs enjeux écologiques, agricoles et touristiques. Les deltas sont habités par environ 500 millions de personnes à travers le monde (Syvitski et al., 2009; Arto et al., 2019). Ils soutiennent des activités économiques telles que l'agriculture, la pêche ou les infrastructures portuaires. Cette concentration humaine accentue toutefois leur vulnérabilité face à des menaces croissantes telles que l'érosion côtière, la subsidence et la montée du niveau de la mer.

Les deltas constituent des écosystèmes d'une richesse biologique exceptionnelle mais aussi des plus menacés (Ward et al., 1999; Renaud et al., 2013; Straatsma et al., 2017). Zones humides parmi les plus productives de la planète (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), ils abritent une grande diversité d'habitats comme des mangroves, des marais d'eau douce et des marais salants, des forêts alluviales, chenaux et lagunes, qui soutiennent des chaînes trophiques complexes et une biodiversité élevée, incluant de nombreuses espèces endémiques ou menacées (Costanza et al., 1997; Junk et al., 2013). Au sein de ces systèmes deltaïques, les activités humaines ont également façonné des écosystèmes agricoles qui fournissent des biens agricoles mais jouent également un rôle écologique fondamental en fournissant des services de régulation hydrologique, de filtration des polluants, de stabilisation des sols, de stockage de carbone, et de protection contre les aléas côtiers tels que les tempêtes et l'érosion (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Barbier et al., 2011; Russi et al., 2012; Therond et al., 2017). L'intensification des activités agricoles et industrielles et l'anthropisation croissante des deltas génèrent de fortes pressions sur les milieux naturels. Ces facteurs combinés ont un impact négatif significatif sur la biodiversité (Davidson,

2014). En participant à la dégradation des milieux naturels, les pressions anthropiques résultant des activités agricoles et industrielles compromettent non seulement l'équilibre écologique des deltas, mais aussi leur capacité à maintenir des services écosystémiques dans un contexte de pression démographique et de vulnérabilité climatique croissante (Syvitski et al., 2009; Barbier et al., 2011; Anthony et al., 2024).

I.1. Les deltas comme systèmes socio-écologiques

Il est intéressant de considérer les deltas comme des systèmes socio-écologiques (SES ; (Brondizio et al., 2016; Hagenlocher et al., 2018; Peng et al., 2023)), composés d'un système social en interaction avec un système écologique (McGinnis, Ostrom, 2014). Ce cadre d'analyse permet d'appréhender les interactions complexes entre systèmes de ressources (ex : lagunes et rizières), unités de ressources (ex : volume d'eau, riz), systèmes de gouvernance des usages des ressources et utilisateurs de celles-ci, tout en tenant compte de leur inscription dans des dynamiques multi-échelles spatiales. En appréhendant les systèmes agricoles deltaïques comme des SES, il devient possible de mieux comprendre les interactions entre dynamiques sociales et écologiques, et d'identifier les leviers, mais aussi les freins, aux transitions écologiques et sociales (McGinnis, Ostrom, 2014).

Ainsi, l'étude des deltas s'inscrit dans une approche résolument interdisciplinaire, pouvant combiner agronomie, géomorphologie, hydrologie, écologie et sciences sociales. Comprendre la coévolution des paysages deltaïques et des sociétés qui les habitent constitue un préalable indispensable à la préservation de ces systèmes fragiles, au cœur des grands enjeux environnementaux contemporains.

II. Deltas, changement climatique et transition agroécologique : enjeux, vulnérabilités et leviers d'adaptation

En raison de leur basse altitude, les deltas figurent parmi les territoires les plus vulnérables aux effets des changements climatiques (Syvitski, Saito, 2007). L'élévation du niveau marin, l'augmentation de la fréquence des événements extrêmes (crues, inondations, Chadwick et al., 2020; Edmonds et al., 2020; Zhu et al., 2024) et la salinisation des sols remettent en cause la résilience des écosystèmes deltaïques (Syvitski et al., 2009; Nicholls, Cazenave, 2010; Rahman et al., 2019). Pour un delta, la résilience peut être définie comme sa capacité à faire face à des perturbations comme l'élévation du niveau marin ou des inondations, et à retrouver rapidement ses fonctions écologiques et économiques clés telles que la production agricole, la régulation sédimentaire, la conservation de la biodiversité ou le stockage du carbone (Hoitink et al., 2020). L'urbanisation, la conversion des zones humides en terres agricoles ou industrielles, et l'extraction de sable, sel ou de ressources souterraines, accentuent l'érosion, la subsidence et l'altération des services écosystémiques (Giosan et al., 2014; Tessler et al., 2015). Ces changements d'usage du territoire, souvent en tension, traduisent des arbitrages socio-économiques à court terme, parfois au détriment de la résilience à long terme des deltas.

Dans un contexte de marché mondialisé, les politiques de développement économique tendent à renforcer ces dynamiques. Les deltas deviennent ainsi le théâtre de conflits d'usage entre développement industriel, sécurité alimentaire, et préservation des écosystèmes (Anthony et al., 2015). Ces dynamiques soulèvent des interrogations sur les modes de gouvernance de ces territoires pour faire face à l'incertitude climatique et s'assurer de la conservation des écosystèmes et des services écosystémiques associés (De Souza et al., 2015; Tessler et al., 2015; Ernoul et al., 2020).

II.1. Transitions agricoles dans les deltas : entre intensification durable et agroécologie systémique

La sécurité alimentaire et l'impact environnemental de l'agriculture représentent notamment deux grands enjeux dans les deltas (Anthony et al., 2015; Schneider, Asch, 2020; Yuen et al., 2021). Pour répondre à ces enjeux, on oppose classiquement deux grandes voies de transition écologique : d'un côté, les partisans de l'intensification durable, qui misent sur l'amélioration de l'efficience de l'utilisation des ressources (intrants, eau, travail) au sein des systèmes agricoles existants (Pretty, 2007; Tittonell, 2014; Pretty, Bharucha, 2014; Struik, Kuyper, 2017). De l'autre, les défenseurs d'une transition agroécologique systémique, qui plaident pour une refonte plus profonde des modèles de production, en valorisant les interactions écologiques, la biodiversité et la justice sociale (Duru et al., 2015; Wezel et al., 2015, 2020). Ce débat soulève des enjeux essentiels sur les rendements, la résilience, la régulation des marchés et la gouvernance des politiques agricoles (Duru et al., 2015; Therond et al., 2017; Wezel et al., 2020).

Toutefois, cette transition ne peut être pensée uniquement sous l'angle technique ou agronomique, elle implique des changements profonds dans les modes de gouvernance, les relations entre acteurs, les usages des ressources naturelles et les représentations du territoire (Duru et al., 2015; Wezel et al., 2020). Dans ce contexte, les approches de modélisation et d'évaluation intégrée, Integrated Assessment and Modelling (IAM, Hamilton et al. 2015) peuvent soutenir le développement d'une gouvernance territoriale plus intégrée en identifiant les paramètres et les options de gestion à analyser, et en simulant les impacts des différentes alternatives de gestion (ibid).

III. Défis de modélisation et besoins d'outils intégrés pour l'adaptation des deltas

Dans les contextes deltaïques, les parties prenantes (publiques, privées, institutionnelles ou issues de la société civile) sont confrontées à la nécessité d'anticiper et de s'adapter à des dynamiques complexes, multidimensionnelles et incertaines. Toutefois, cette adaptation est souvent/parfois entravée par des systèmes de gouvernance cloisonnés, des intérêts divergents, et une difficulté à produire une vision commune du territoire et de ses trajectoires possibles (Lebel et al., 2006; Pahl-Wostl, 2009; Stephenson et al., 2023). Les changements globaux accentuent aussi des conflits d'usage déjà présents entre agriculture, urbanisation, industrie, tourisme, biodiversité et gestion de l'eau (Altieri, Nicholls, 2017).

Dès lors, émerge un besoin croissant d'outils intégrateurs, capables d'articuler connaissances scientifiques et savoirs locaux dans des modélisations et scénarios qui permettront d'accompagner les processus de concertation, d'aide à la décision et de planification adaptative (Barreteau et al., 2010). Ces outils peuvent prendre la forme de modèles socio-hydrologiques, de dispositifs de simulations participatives, ou encore de jeux sérieux facilitant le dialogue entre parties prenantes (Voinov, Bousquet, 2010; Etienne et al., 2011; Peng et al., 2023).

La complexité des systèmes deltaïques pose des défis méthodologiques majeurs en matière de modélisation, notamment lorsqu'il est question de représenter de manière intégrée la pluralité des acteurs et de leurs ressources, et de leurs interactions. Plusieurs approches ont été développées pour modéliser ces systèmes, allant des modèles à base d'agents aux approches participatives (Bousquet, Le Page, 2004; Etienne, 2009; Therond et al., 2014; Sibertin-Blanc et al., 2019). Parallèlement, de nombreux modèles agricoles existent pour simuler la croissance des cultures (STICS Brisson et al. 2003, AqYield Nolot et Debaeke 2003), de bilan hydrique et salin (SaltMod, Oosterbaan 2000), ou la dynamique des lagunes

(Boutron et al., 2015). Mais il reste nécessaire de disposer d'outils intégrateurs capables de relier ces différents modèles, afin d'offrir une vision globale du système socio-écologique et de mieux en appréhender la complexité. Les modèles IAM (Hamilton et al. 2015) ont été développés dans ce but et afin d'intégrer les connaissances génériques et locales relatives à des problèmes environnementaux complexes au sein de modèles. Elles permettent ainsi aux acteurs d'élaborer des modalités de gestion plus durables des SES (ibid). L'IAM permet de développer des modèles représentatifs des principales interactions entre activités économiques et processus écologiques mais aussi d'explorer des scénarios de transition (Coreau et al., 2009; Hamilton et al., 2015; Maier et al., 2016; Elsawah et al., 2020). Certains de ces modèles permettent également d'évaluer les effets potentiels des politiques publiques et de co-construire des trajectoires de transition avec les acteurs locaux (Kelly et al., 2019; Hossain et al., 2020; Stephenson et al., 2023; Martínez-López et al., 2024).

IV. Le delta du Rhône, un territoire aux multiples enjeux

L'île de Camargue (la partie centrale du delta du Rhône, entre les deux bras du Rhône, Figure 1) est un système socio-écologique complexe aux multiples enjeux en termes de biodiversité et d'activités économiques et culturelles (Mathevet et al., 2011; McGinnis, Ostrom, 2014). Dans un contexte de changements globaux, ce delta est confronté à des modifications des régimes de pluie et d'évaporation, une salinisation des terres, l'élévation du niveau de la mer, une augmentation du risque de submersion marine et des changements importants de pratiques agricoles (ex : transition agroécologique, diminution des surfaces en riz et augmentation du maraîchage) qui impactent les dynamiques hydrosalines du territoire (PECHAC, 2022). En effet, l'agriculture camarguaise connaît depuis les années 2010 une phase de changement, marquée par l'allongement des rotations rizicoles, le développement de couverts en interculture et l'essor du maraîchage de plein champ (Migairou-Leprince, 2021). Ces évolutions, au-delà de leurs dimensions techniques et environnementales, s'inscrivent dans un territoire où l'agriculture occupe une place centrale dans les identités et les pratiques culturelles locales (Fêtes et Féria des « Prémices du riz », manades de taureaux et de chevaux en lien avec les courses camarguaises et la corrida ; Mathevet, 2004). Elles interrogent donc simultanément les modalités de gestion de l'eau, le fonctionnement des milieux naturels et les équilibres socio-économiques du territoire.

Sur ce territoire, l'interconnexion entre les activités agricoles et la biodiversité est très profonde du fait de la forte imbrication entre milieux agricoles et naturels (Mathevet, 2004). La diversité des milieux fait de la Camargue un hotspot de la biodiversité en France, à la fois par le nombre d'espèces présentes et par leur valeur patrimoniale remarquable (Galewski, Devictor, 2016).



Figure 1 : Carte de l'île de Camargue (en rouge ; localisée sur la carte de France par un triangle rouge), partie centrale du delta du Rhône, ainsi que la localisation des 3 principales agglomérations, l'étang du Vaccarès est la lagune centrale en bleu.

Au milieu du XIXème siècle, la construction de digues le long des deux bras du Rhône a privé les vastes zones humides du delta de l'entrée naturelle d'eau douce nécessaire à leur maintien. Le développement de la viticulture puis de la riziculture à la sortie de la Seconde Guerre mondiale s'est appuyé sur l'aménagement d'un vaste réseau de canaux d'irrigation où circulent de grandes quantités d'eau pompée dans le Rhône. Ce réseau a également permis une remise en eau artificielle des zones humides du delta. En effet, une partie de cette eau pompée pour irriguer les cultures et les prairies transite via un réseau complexe de canaux d'irrigation puis de drainage jusqu'à plusieurs systèmes d'étangs et lagunes en aval des zones agricoles (ex : étang du Vaccarès, Figure 1), et participe aux dynamiques hydrosalines de ces écosystèmes, avec des conséquences pour la biodiversité (notamment avifaunes, poissons etc…) et les activités économiques telles que la pêche, la chasse, l'agriculture et le tourisme. Ainsi, en Camargue, un grand nombre d'habitats, d'espèces et de services écosystémiques sont directement liés aux modalités de gestion, au sein des bassins versants agricoles, de l'eau pompée dans le Petit et le Grand Rhône (Tremoureux, 2019). La quantité d'eau pompée dans le Rhône est fortement dépendante de l'évolution des activités agricoles. Par exemple, alors que la riziculture conventionnelle permet de faire du riz plusieurs années de suite, la conduite en riziculture biologique impose une rotation longue avec plusieurs années de cultures sèches entre deux cultures de riz réduisant mécaniquement la sole rizicole et la quantité d'eau douce apportée dans le delta. Si l'allongement des rotations limite les besoins en eau pour l'agriculture, cela peut conduire à des risques de salinisation, que ce soit pour les terres agricoles ou pour les milieux naturels qui dépendent des volumes drainés pour leur mise en eau. La question des apports d'eau douce est donc centrale pour comprendre les relations entre biodiversité et activités économiques, pouvant notamment être un point de tension pour les parties prenantes du territoire.

V. Modélisation des dynamiques du delta du Rhône

De nombreux travaux de modélisation ont déjà été conduits sur le territoire du delta du Rhône. Ils couvrent diverses composantes socio-écologiques du territoire, telles que les systèmes lagunaires (Boutron et al., 2011, 2015; Loubet, 2012), les liens entre gestion de l'eau, sel et biodiversité à l'échelle de marais (Lefebvre et al., 2015, 2018), les systèmes agricoles (Delmotte, 2011), et les infrastructures agroécologiques et la biodiversité des écosystèmes agricoles (Niang et al., 2016; Mallet et al., 2022). Cependant, ces études ne permettent pas de prendre en considération les interactions voire imbrications qui existent entre les différents milieux agricoles et naturels et les activités associées de Camargue (Figure 2).

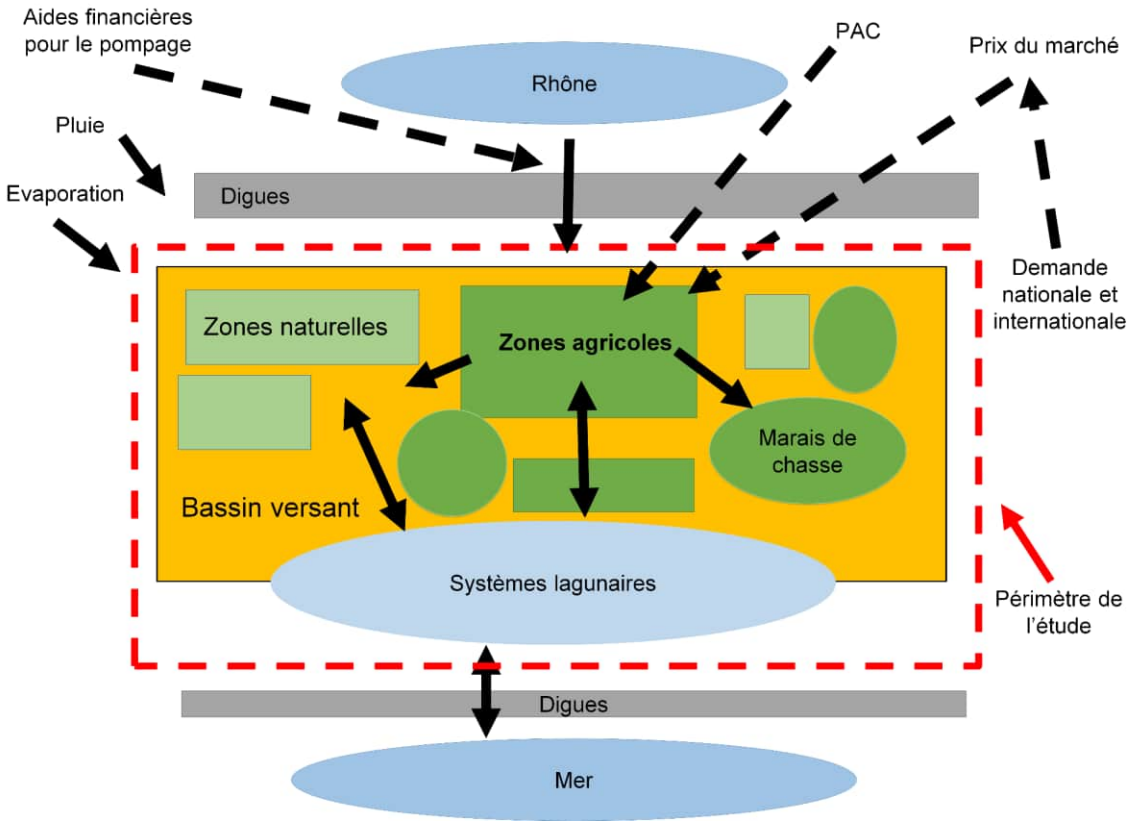


Figure 2 : Schéma du système considéré dans le cadre de la thèse avec les digues au Rhône et à la mer qui conditionnent les échanges d'eau douce et d'eau salée entre l'île de Camargue (pointillés en rouge), le Rhône et la mer. La mosaïque d'habitats de l'île de Camargue (milieux agricoles, zones humides naturelles et marais de chasse, (systèmes lagunaires, …) est également représentée.

Ce constat s'inscrit dans un contexte plus large de développement d'outils de modélisation pour l'étude des deltas à l'échelle internationale. Plusieurs types de modèles sont généralement mobilisées pour représenter le fonctionnement des socio-écosystèmes deltaïques. Les modèles de bassin versant, tels que GIBSI ou MAELIA, offrent une simulation au pas de temps journalier et un couplage eau-agriculture satisfaisants, mais présentent des limites importantes pour la représentation de la biodiversité et des dynamiques hydrosalines (Rousseau et al., 2000 ; Therond et al., 2014). Les modèles de services écosystémiques, comme InVEST, ARIES ou MIMES, permettent une approche multi-services mais reposent

sur des processus statiques et une représentation limitée des processus physiologiques (Shaaban et al., 2021). Enfin, les modèles hydro-économiques privilégient l'optimisation économique au détriment de la représentation des processus biophysiques, et restent majoritairement statiques d'une année à l'autre (Zhang & Guo, 2016). Aucun de ces modèles ne permet ainsi de répondre simultanément aux trois besoins identifiés pour l'étude des SES deltaïques : une représentation explicite des interactions eau-agriculture, une analyse des dynamiques couplées dans le temps et l'espace, et un appui à la gestion durable à l'échelle du système étudié. Cette lacune justifie la mobilisation d'un modèle intégré tel que MAELIA, dont l'extension aux dynamiques hydrosalines dans le cadre de cette thèse vise précisément à combler ce vide en offrant un cadre de modélisation original, applicable à la Camargue et transférable à d'autres deltas de fonctionnement comparable.

Type de modèle	**Modèle**	**Avantages**	**Limites**
Bassin versant	MAELIA (Therond et al., 2014)	Couplage eau-agriculture Dynamiques agricoles et hydrologiques journalières Spatialisation fine à l'échelle parcellaire Représentation explicite des pratiques agricoles et de leurs interactions avec les dynamiques hydriques	Pas de simulation de biodiversité et des dynamiques salines
	GIBSI (Rousseau et al., 2000)	Couplage eau-agriculture Dynamique hydrologique journalière	Pas de simulation de biodiversité et des dynamiques salines
Services écosystémiques	InVEST, ARIES, MIMES (Shaaban et al., 2021)	Multi-services	Statique Processus physiologiques limités
Hydro-économiques	(Zhang & Guo, 2016)	Optimisation économique	Annuel et statique Processus biophysiques limités

VI. Questions de recherches

L'ensemble des sections précédentes permet de dresser un triple constat. Sur le plan des enjeux territoriaux, les deltas sont des socio-écosystèmes soumis à des pressions croissantes et combinées (climatiques, hydrologiques et agricoles) dont les effets interagissent de façon non linéaire et dont l'anticipation requiert une compréhension intégrée des dynamiques couplées eau-sel-agriculture-biodiversité. Sur le plan des transitions agricoles, les leviers d'adaptation disponibles (agroécologie, intensification des pratiques, gestion de l'eau) génèrent des compromis complexes entre objectifs agronomiques, économiques et écologiques, qui ne peuvent être évalués qu'à l'échelle du système dans son ensemble. Sur le plan de la modélisation, les outils existants offrent chacun des représentations partielles du fonctionnement des deltas, mais aucun ne permet de coupler explicitement et dynamiquement les processus hydrosalins, les pratiques agricoles et les réponses écologiques à l'échelle d'un delta.

La Camargue constitue dans ce contexte un cas d'étude particulièrement pertinent pour travailler ces questions, et ce pour des raisons qui lui sont spécifiques. D'une part, contrairement à la majorité des grands deltas mondiaux qui sont fortement urbanisés et peuplés, la Camargue est un territoire peu urbanisé où les interactions entre activités agricoles et milieux naturels sont directes, visibles et non masquées par des pressions urbaines dominantes, ce qui en fait un système où les dynamiques agro-écologiques peuvent être étudiées plus aisément. D'autre part, la prédominance de la riziculture submergée crée un couplage fonctionnel unique entre pratiques agricoles et dynamiques hydrosalines : le riz joue simultanément le rôle de culture économique, d'outil de dessalement des sols par lixiviation et de gestionnaire indirect des habitats inondés pour la biodiversité. Enfin, si la Camargue dispose d'un corpus de connaissances disciplinaires relativement riche sur ses hydrosystèmes, ses pratiques agricoles et sa biodiversité, ces connaissances restent cloisonnées et n'ont pas encore été articulées dans un cadre de modélisation intégré permettant d'analyser conjointement les dynamiques écologiques et les conséquences de choix de gestion.

C'est de ce triple constat (lacune dans la modélisation intégrée des deltas, spécificité fonctionnelle de la Camargue, et cloisonnement des connaissances disponibles sur ce territoire) que découlent les deux questions de recherche qui structurent cette thèse :

- Comment modéliser les interactions entre dynamiques hydrosalines, agricoles et écologiques dans un delta soumis à des pressions multiples ?

- Quels sont les effets des forçages anthropiques et climatiques sur les dynamiques hydrosalines, les systèmes d'activités et la biodiversité en Camargue ?

En répondant à ces questions, nous avons pour ambition de fournir un ensemble de connaissances scientifiques permettant de mieux comprendre les dynamiques couplées des systèmes socio-écologiques deltaïques, et d'alimenter les dispositifs de gestion et de gouvernance du delta en contexte de changements.

VII. Définition du périmètre d'étude : la Camargue comme territoire d'étude

La thèse s'est concentrée sur l'île de Camargue, delta méditerranéen fortement anthropisé, où les enjeux liés à la gestion de l'eau, à la production agricole et à la préservation des milieux naturels sont particulièrement imbriqués. Elle visait à développer un modèle intégré de ce territoire articulant plusieurs niveaux d'échelles spatiales (de l'échelle fine (parcelle) à l'échelle intermédiaire (exploitation, zone hydrographique) puis à l'échelle locale (delta).

VIII. Plan du manuscrit de thèse

La thèse est structurée en quatre chapitres. Le premier chapitre vise à identifier pour l'île de Camargue, conceptualisée comme un SES, les principales relations entre dynamiques hydrosalines, activités économiques, processus écologiques et biodiversité. Pour cela, nous avons développé un modèle conceptuel des relations en termes d'interactions, chaînes causales, boucles de rétroaction, effets secondaires et compromis. Ce modèle conceptuel constitue la première étape du développement d'un modèle informatique intégré. Ce premier chapitre a fait l'objet d'une publication dans Ecology and Society, ayant pour titre : *Interdependencies among hydro-saline dynamics, economic activities, ecological processes, and biodiversity in a deltaic social-ecological system: insights from the Rhône delta (southern France)*.

Le deuxième chapitre présente le modèle intégré que nous avons développé pour simuler les dynamiques agricoles, et hydrosalines de l'île de Camargue. Il est basé sur l'adaptation et l'extension des fonctionnalités de la plateforme MAELIA (Modeling of socio-Agro-ecological systems for Landscape Integrated Assessment, maelia-platform.inra.fr). Cette version de MAELIA adaptée aux deltas, que nous avons appelé MAELIA-Delta, intègre plusieurs processus et entités clefs identifiées dans le chapitre précédent. Le modèle ainsi développé permet de simuler à différentes échelles (parcelles, exploitation, territoire) les interactions entre les pratiques agricoles, les différentes ressources en eau et les flux hydrologiques et salins pour des systèmes deltaïques.

Dans le troisième chapitre, nous appliquons le modèle MAELIA-Delta pour simuler et évaluer plusieurs scénarios relatifs aux changements climatiques et aux évolutions possibles des systèmes agricoles. Nous évaluons ainsi les conséquences de ces scénarios sur les prélèvements en eau pour l'agriculture, les rejets d'eau dans les canaux de drainage, les risques de salinisation et leur impact sur les rendements agricoles.

Le quatrième chapitre constitue la discussion générale de la thèse. Nous y mettons en lumière les apports et limites du modèle MAELIA-Delta et de la scénarisation effectuée dans le chapitre précédent. La deuxième partie de cette discussion présente les perspectives de ce modèle pour d'autres deltas et pour la Camargue (calibration, étude de sensibilité, perspectives de développement et comme outil d'aide à la décision). En effet, bien que le modèle soit développé sur un cas d'étude particulier il a pour ambition de fournir les fondations pour le développement d'un modèle générique des socio-écosystèmes deltaïques soumis à des forçages anthropiques, notamment l'agriculture et la gestion de l'eau, et climatiques.

CHAPITRE 1 : Relations entre les dynamiques hydrosalines, les activités économiques, les processus écologiques et la biodiversité dans un système socio-écologique deltaïque (delta du Rhône)

Résumé du chapitre 1 : Modélisation conceptuelle de l'île de Camargue

Intérêt et position du chapitre dans la thèse

Ce premier chapitre de thèse vise à expliciter et à comprendre les dynamiques, les interactions ainsi que les acteurs agissant sur les ressources d'un socio-écosystème deltaïque comme celui de la Camargue. Il sert de fondement au développement d'un modèle informatique IAM (MAELIA-Delta) plus approfondi, développé dans les chapitres suivants, et qui pourra être utilisé pour explorer des scénarios de gestion, d'adaptation climatique et de gouvernance intégrée.

Contexte

L'article permet d'étudier les deltas comme des SES (McGinnis et Ostrom 2014), qui sont des écosystèmes très dynamiques, riches en biodiversité et fortement transformés par les activités humaines. Les deltas présentent des interactions complexes entre processus physiques (processus hydrosalins), activités économiques (agriculture, pêche, tourisme) et dynamiques écologiques (habitats et espèces). Il semble ainsi pertinent de caractériser ce système par des approches d'évaluation et de modélisation intégrées (IAM), adaptées au cadre des SES complexes et permettant de dépasser les cadres disciplinaires (Hamilton et al. 2015).

L'étude se concentre sur l'île de Camargue, au cœur du delta du Rhône (sud de la France), un territoire marqué par une mosaïque de milieux naturels et agricoles, notamment la riziculture, qui influence fortement les flux d'eau et de sel.

Questions de recherche

Comment peut-on représenter et intégrer dans une modélisation conceptuelle d'un système socio-écologique deltaïque comme l'île de Camargue les relations entre les dynamiques hydrosalines, la gestion de l'eau, les réseaux d'activités (agriculture, chasse, pêche, tourisme) ?

Quelles sont les chaînes causales, boucles de rétroaction, interactions et effets secondaires qui émergent de ces relations, et quels compromis ("trade-offs") se manifestent entre objectifs écologiques et économiques sur l'île de Camargue ?

Méthodologie

Ce chapitre adopte une approche conceptuelle intégrée, construite à partir de : i) l'analyse de connaissances scientifiques génériques (littérature) et locales (rapports techniques, plans de gestion), ii) des entretiens avec des acteurs clés (agriculteurs, associations de gestion de l'eau, organismes de conservation, etc.), iii) un atelier participatif avec les parties prenantes locales pour valider et affiner les représentations.

Cette démarche a été structurée à l'aide de méthodes formelles de modélisation conceptuelle de développement de diagrammes entité-interaction (Etienne et al., 2011; Sibertin-Blanc et al., 2019), avec

quatre sous-modèles représentant : i) la gouvernance de l'eau, ii) l'agriculture (notamment la riziculture), iii) les communautés d'oiseaux, et iv) les communautés de poissons.

Des entités (acteurs, ressources matérielles et cognitives) et processus (activités, processus écologiques et les connexions des acteurs aux ressources cognitives qu'ils considèrent) ont donc été identifiés. Des relations entre les composantes de ce système ont aussi été identifiées : chaînes causales, boucles de rétroaction, interactions, effets secondaires et compromis.

Résultats principaux et apports pour la recherche

L'analyse met en évidence les relations (causales, rétroactives, compromis et effets secondaires) entre 101 entités (20 acteurs, 50 ressources matérielles et 31 ressources cognitives) et 165 processus (62 activités, 103 processus écologiques et 51 connexions des acteurs aux ressources cognitives qu'ils considèrent) identifiés dans le SES de l'île de Camargue.

L'étude révèle un réseau complexe d'interdépendances entre dynamiques hydrosalines, pratiques agricoles, gestion de l'eau, biodiversité et activités économiques comme la chasse, la pêche et le tourisme (Figure 3). Elle identifie deux boucles de rétroaction importantes : par exemple, des politiques de restriction des herbicides visant à améliorer la qualité de l'eau favorisent une réduction des surfaces rizicoles, ce qui, paradoxalement, peut dégrader certains habitats pour les oiseaux en diminuant les zones inondées. Des compromis entre objectifs sociaux et écologiques apparaissent de façon systématique (5 ont été identifiés), par exemple entre la quantité vs la qualité de l'eau dans l'île de Camargue, ou entre attractivité touristique (liée à la présence d'oiseaux) et productivité agricole. De plus, 17 chaînes causales, 3 interactions et 8 effets secondaires ont été identifiées dans ce chapitre.

Ce cadre conceptuel développé va au-delà des approches disciplinaires traditionnellement appliquées aux deltas, en intégrant conjointement, de manière explicite, une diversité de relations au sein d'un SES.

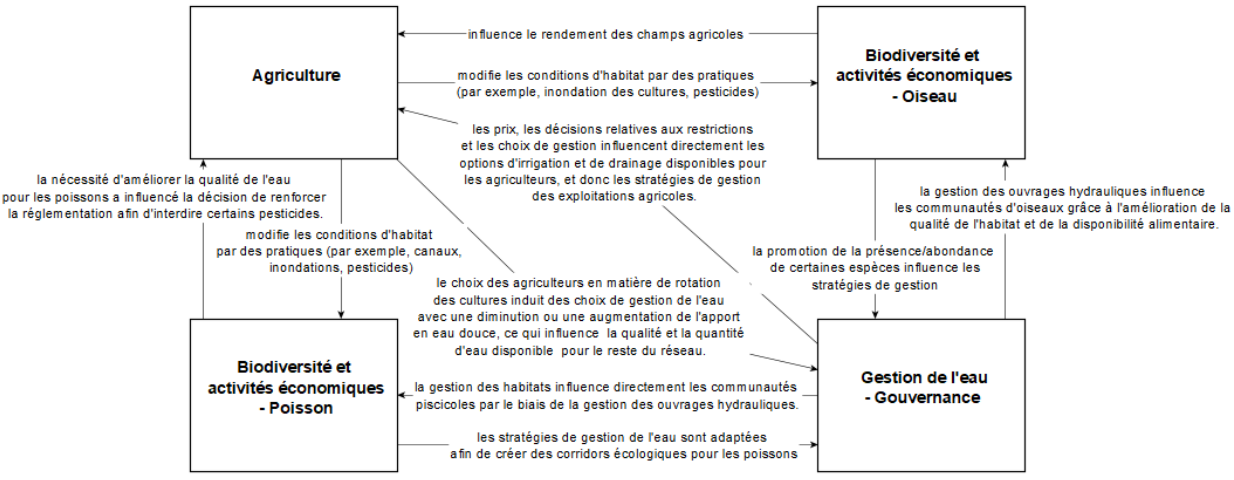


Figure 3 : Principales relations entre l'agriculture, la gestion de l'eau, les oiseaux, les poissons et les activités économiques dans le système socio-écologique de l'île de Camargue.

Productions scientifiques

Ce chapitre a fait l'objet d'un article scientifique, publié dans *Ecology and Society* :

Rodier, Rose, Olivier Boutron, Arnaud Béchet, et Olivier Therond. 2025. « Interdependencies among hydro-saline dynamics, economic activities, ecological processes, and biodiversity in a deltaic social-ecological system: insights from the Rhône delta (southern France) ». *Ecology and Society* 30 (3). https://doi.org/10.5751/ES-16122-300311.

Interdependencies among hydro-saline dynamics, economic activities, ecological processes, and biodiversity in a deltaic social-ecological system: insights from the Rhône delta (southern France)

Rose Rodier *[1,2]*, ***Olivier Boutron*** *[1]* , ***Arnaud Béchet*** *[1]* ***and Olivier Therond*** *[2]*

1 Tour du Valat, Research Institute for the Conservation of Mediterranean Wetlands, France

2 LAE, Université de Lorraine, INRAE, France

Published in *Ecology and Society*, 2025

ABSTRACT

Deltas are complex social-ecological systems (SESs) that involve many economic activities that interconnect closely with ecological processes and biodiversity. Sustainable management of such intricate SESs requires developing an integrated and understandable representation of their main human and ecological entities, processes, and interactions. We developed a formal representation of the Ile de Camargue (center of the Rhône delta), in which hydro-saline dynamics, water management, economic activities (e.g., agriculture, hunting, fishing, tourism), and natural environments (i.e., habitats for biodiversity) interact. The conceptual model was based on four submodels that provided complementary representations of i) water governance, ii) agriculture, and iii) bird and iv) fish communities. The conceptual model highlights the strong relationships (i.e., causal chains, feedback loops, interactions, side effects, and trade-offs) among the multiple entities of this deltaic SES. It provides information about the region and describes deltas as a SES to support decision-making. One major feedback loop in the delta concerned relationships among regulations, rice fields, and use of marshes as a habitat for birds: strengthening pesticide regulations to improve water quality and bird habitats caused the area of rice cultivation to decrease which degraded habitat conditions for birds. Directly related to pesticide use, the most common trade-off is to decide whether water management should prioritize water quality or quantity in the delta's Vaccarès lagoon, and opinion differs among stakeholders. The conceptual model could be used as a starting point to develop computer-based integrated assessment and modeling to explore dynamics of and resilience to climate change in the Ile de Camargue.

KEY WORDS

biodiversity; deltaic social-ecological system; economic activity; hydro saline dynamic; integrated assessment and modeling

I. Introduction

River deltas are one of the most resource-rich and dynamic ecosystems in the world and thus provide diversified bundles of ecosystem services (ES) (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). These characteristics make deltas attractive to human activities, with nearly 500 million people inhabiting the world's 40 largest deltas (Arto et al., 2019). However, these regions are vulnerable to global changes (e.g. climate change, rising energy prices, agroecological transition), especially due to their low elevation, proximity to the sea, and decreasing sediment loads in rivers; consequently, deltas are sensitive to sea level rise, subsidence, coastal erosion, and river and marine flooding (Milliman et al., 1989; Ericson et al., 2006; De Souza et al., 2015; Dang et al., 2018; Arto et al., 2019; Eslami et al., 2021). Changes in precipitation and temperature influence their hydro-saline dynamics, which can influence ecological dynamics and human activities such as agriculture or fishing (Herbert et al., 2015). In turn, changes in human activities, especially agriculture or water management, can influence the biodiversity and ES of deltas (Syvitski, 2008; Syvitski et al., 2009).

Due to the complex relationships between ecological processes and human activities, deltas have been conceptualized and studied as social-ecological systems (SES) (McGinnis, Ostrom, 2014). For example, studies of deltas have investigated human-environment interactions related to hydraulic engineering (van Staveren, van Tatenhove, 2016), the resilience of delta SESs to human activities and the role of science and governance (Norgaard et al., 2009), crisis prevention and adaptation to climate change (Garschagen, 2010), and the influence of urbanization and strategies to address physical processes that threaten system equilibrium (Redeker, Kantoush, 2014). However, these studies focused on specific social-ecological issues without considering interactions, feedback loops and side-effects within and between networks of human activities and biodiversity that influence the current and future sustainability and resilience of deltas. For the environmental dimension, most studies focused on provisioning ES (e.g. shrimp farming, fishing) (Hossain et al., 2020), while ignoring regulating or cultural services and the intrinsic and heritage value of biodiversity. In this context, developing integrated models to represent and study these SESs seems appropriate to describe the interactions, feedback loops, and side effects related to human activities, biodiversity, and ES (Hamilton et al., 2015; Fulton et al., 2015; Mijic et al., 2024).

The Rhône River delta (southern France) is a Mediterranean major agricultural area that produces large amounts of cereals. In this area, farming activities and biodiversity are closely connected (Mathevet, 2004), with a mosaic of natural habitats (ca. 68% of the area consists of lagoons, marshes, salt steppes, meadows, and woodlands) and agricultural habitats (ca. 25% of the area consists of cereal crops, vineyards, market gardening, and extensive horse and bull farms). The main crop rotations are based on rice (Mouret, 1988; Chataigner, Mouret, 1997; Mouret, Leclerc, 2018), which influences freshwater inflow into the delta through irrigation from the Rhône (20-22,000 m3 per ha of rice; Heurteaux, 1996). The diversity of natural and agricultural habitats, spatially arranged along strong hydro-saline gradients, makes the Rhône delta a biodiversity hotspot in France, in both the number of species and their heritage value (Galewski, Devictor, 2016).

Recently, new external drivers have intensified in the region, especially those related to climate change (PECHAC, 2022). In particular, increasing salinization of soils and the central coastal lagoon, in conjunction with larger water deficits are poised to increase social conflicts related to water management (PECHAC, 2022).

For several decades, complex issues related to hydro-saline dynamics have resulted in major conflicts over water management in the delta, which the current system of water governance is unable to resolve

(Dervieux, 2005; Jalbert, 2023). Due to the increase in new and challenging issues related to adaptations to global changes, decision makers have called for more integrated approaches to SES to design sustainable management strategies (Cinotti et al., 2023).

Integrated assessment and modeling (IAM) is one way to integrate and make understandable diverse knowledge, data, methods, and perspectives in a holistic framework to address complex SES (Hamilton et al., 2015). IAM is based on the development of a modeling platform to explore interactions and feedback among social, economic, and ecological entities of a system. IAM has been developed for and applied to several regions and has been used widely at the interface between climate science and policy (van Beek et al., 2020), such as for the Rhine river delta in the Netherlands, for which it enabled a political analysis of water-management issues (Haasnoot et al., 2012). By drawing on transdisciplinary analyses, IAM can overcome the limits of disciplinary fields and focused studies.

Regarding the Rhône delta, a number of modeling tools have been developed in previous studies. For example, hydrodynamic and hydrological models have been used to better understand the management of its lagoons (Boutron et al., 2011, 2015; Loubet, 2012), to predict dynamics of its reedbeds and waterbirds in response to water management (Lefebvre et al., 2018), and to predict the risk of coastal flooding (Paris et al., 2017). Agent-based and cognitive representations have focused on different entities of the delta: water management (Espinasse, Franchesquin, 2005); agricultural systems (Delmotte et al., 2013); interactions among duck populations, farm decisions, and leasing of hunting rights (Mathevet et al., 2003a); as well as the use of reedbeds (Mathevet et al., 2003b). In addition, Niang et al., (2016) and Mallet et al., (2022a and b) developed models to explore relationships among agroecological infrastructure, farming practices, and farmland biodiversity. These models considered a narrow range of social and ecological entities and processes, and only a few considered the main human activities and biodiversity issues in the Rhône delta (Niang et al. 2016).

Here, we integrated generic and local knowledge into a conceptual integrated model of the SES of the Ile de Camargue, the central part of the Rhône delta. This conceptual representation aimed at overcoming the limits of previous focalised studies by providing an integrated representation of the main human activities in the Ile de Camargue and their relationships with biodiversity and ecological processes. The resulting conceptual representation takes the shape of entity-oriented interaction diagrams corresponding to non-equivalent views about the set of relevant entities and processes to be considered to describe the SES. We used this conceptual modeling approach to identify and highlight the main causal chains, feedback loops, side effects, and trade-offs among social and ecological subsystems that need to be considered for sustainable management of this SES. This integrated representation was intended to support the development of an IAM platform for local stakeholders to be used to explore the effect of management strategies on sustainability and resilience of the Ile de Camargue SES in the context of climatic and internal and external socio-economic drivers.

II. Methods

II.1. Study area : the Ile de Camargue

The Ile de Camargue lies in the centre of the Rhône delta between the two arms of the Rhône River (i.e. Petit and Grand) and covers nearly 800 km² (Figure 4). To the north, south-west, and south-east lie the city of Arles (ca. 50,000 inhabitants) and the towns of Saintes-Marie-de-la-Mer (ca. 1900 inhabitants) and Salin-

de-Giraud (ca. 1200 inhabitants), respectively. The delta's elevation ranges from 3 m below to 4 m above sea level, and much of the delta lies below mean sea level. The delta has a Mediterranean climate and is home to a wide range of biodiversity and human activities (Annexe 1).

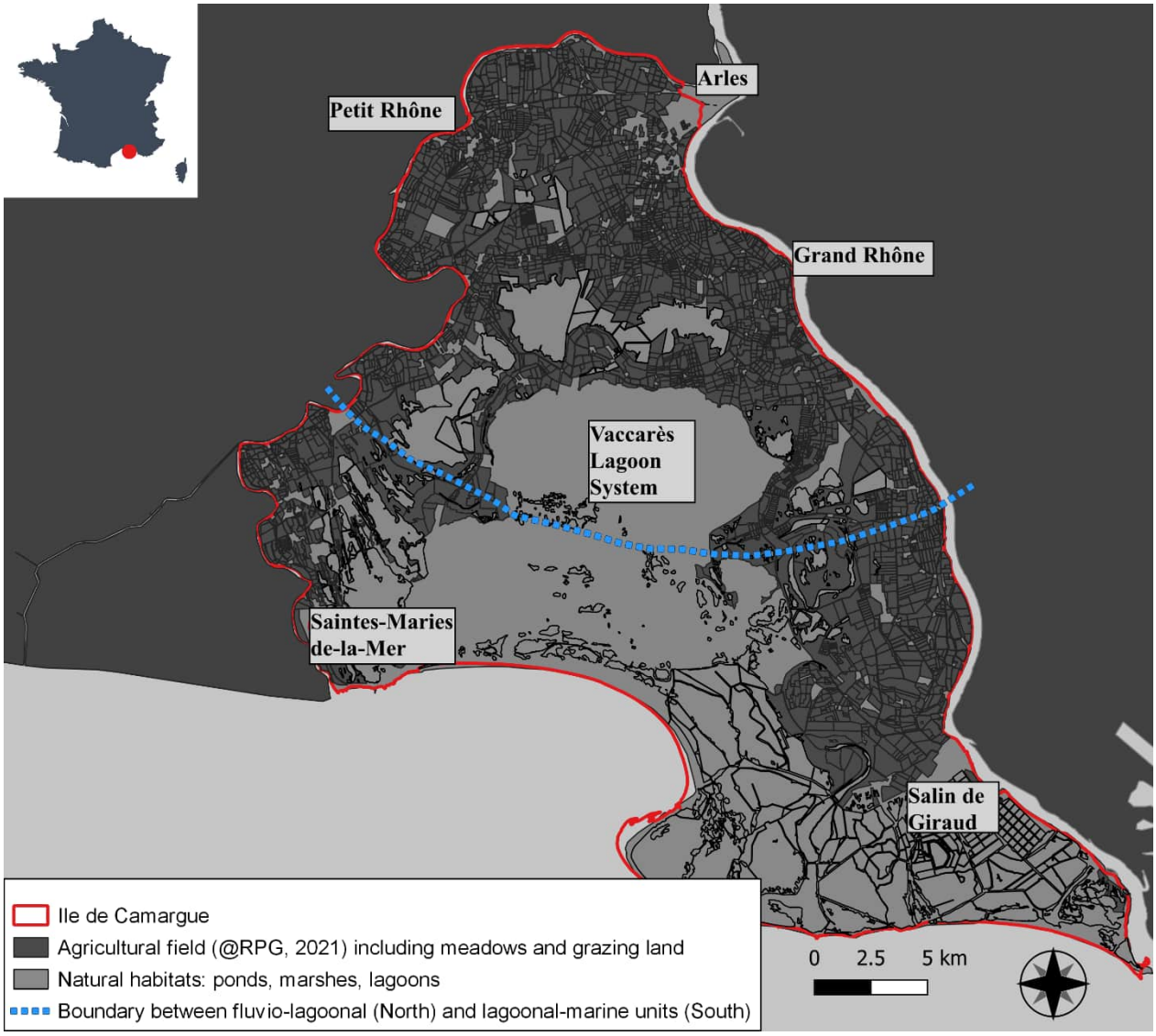


Figure 4 : Map of the Ile de Camargue, Rhône delta, France.

II.2. Conceptual modeling approach and model development

We used a step-wise method to integrate scientific and local stakeholder knowledge into the conceptual model. First, we used the ARDI (i.e. Actors, Resources, Dynamics, and Interactions) method (Etienne, 2009; Etienne et al., 2011) to identify the main stakeholders, their management entities, the resources used, and the main processes that influence these resources. This step led to the development of a conceptual model of interactions among human activities, resources, and governance systems (Etienne et al., 2011). Even if

this initial representation remained coarse and had a relatively high degree of ambiguity (Sibertin-Blanc et al., 2019), we used it for a first identification of the main actors, resources and processes of the SES and the relationships between actors and resources.

Second, to develop a formal representation with finer detail and less ambiguity, we used the SES modeling method of Sibertin-Blanc et al. (2019), which provides a formal graphical grammar to develop entity-oriented models that describe the structure (i.e. entities and their relationships) and related social and ecological processes. Actors (i.e. agents with autonomy) and material or cognitive resources (i.e. passive objects) are entities of the system. Processes are events that are likely to happen and change the state of entities or the relationships between them. Processes are classified as human activities, ecological processes, or socio-economic processes.

To ensure the traceability, ease of development, and reading of the representations, we developed four complementary entity-oriented models, each of which addressed one main issue in the SES: i) governance of water resources, ii) agriculture, and iii) bird and iv) fish communities. We chose these two communities because they comprise the most important taxa in the delta and are considered good ecological and socio-economic indicators of habitat dynamics in the Camargue (Galewski, Devictor, 2016; Bouchard et al., 2022b), with several bird and fish species receiving specific attention due to conservation concerns (e.g. greater flamingo, European eel). The Ramsar report and the IUCN Red List identified eight threatened fish species in the Camargue, including the European eel.

These different entity-oriented models provide non-equivalent points of view to be used in parallel in order to grasp an accessible integrated representation of the SES and associated sustainability issues. A final diagram was developed to synthesize and highlight the relationships between the four submodels, using common entities across submodels to connect them. To do so we identified relationships listed in Tableau 1 which involved entities common to several submodels. We then provide a verbal description of the links between submodels emerging from this assessment.

II.1. Data collection

Developing an integrated conceptual model of an SES requires collecting heterogeneous knowledge (Sibertin-Blanc et al. 2019). We first collected information available in the scientific literature, technical reports, and management plans of environmental organizations. We also attended stakeholder meetings related to water management, creation of an artificial wetland to purify water, and reorganization of hydraulic networks.

In addition, we interviewed stakeholders from i) SMGAS, an organization that brings together the associations in charge of irrigating and draining the Ile de Camargue; ii) Tour du Valat, a research institute for the conservation of Mediterranean wetlands based in the Camargue, with specific expertise in biodiversity conservation, wetland dynamics, and agricultural ecosystems; iii) the French Rice Centre, an organization that brings together individuals (including farmers) and legal entities who help develop, improve, and promote rice in the Ile de Camargue; iv) INRAE for the integrated assessment and modeling expertise. These four organizations represent a wide range of expertise, which provided a good initial representation of the Ile de Camargue. Based on the interviews and information collected, we developed an initial version of the four entity-oriented diagrams from November 2022 to June 2023.

II.2. Validation of the diagrams

A first version of each entity-oriented diagrams was presented for strengthening and validation to local stakeholders and experts with transversal expertise in the themes covered by the diagrams. We used the snowball sampling method, in which the first stakeholders/experts connected us to other, which enabled us to improve understanding of the system iteratively. It led us to review the diagrams during five interviews (1-2 hours each) from July-September 2023. The interviews were organized around a set of predetermined open-ended questions to facilitate discussion. During the interview, stakeholders and experts were asked to assess, correct, and improve the initial diagrams by discussing which entities and processes should be modified or added. These interviews enabled to clarify the level of precision and number of entities needed to describe the SES structure and functioning.

In addition, we interviewed researchers from i) Tour du Valat, with specific expertise in biodiversity conservation and on the diagram of bird and fish communities; ii) French Office for Biodiversity (OFB) on bird community; iii) National Centre for Scientific Research (CNRS) on water governance, agriculture, bird and fish communities.

In January 2023, we also organized a 2-hour workshop with local stakeholders each from SMGAS, Tour du Valat, French Rice Center, Vaccarès resident associations, Camargue National Reserve, Regional Natural Park, Center for International Cooperation in Agricultural Research for Development (CIRAD), Chamber of Agriculture, OFB, and Arvalis (an agricultural technical institute). During the workshop, we presented the objectives and challenges of the modeling approach and the four diagrams. Participants were divided into four groups, and a member of the research team facilitated the workshop. Participants were encouraged to express themselves and write down on sticky notes their thoughts about the main water-management, biodiversity, and agriculture issues in the region. This process identified gaps in the representation of processes and stakeholders in the diagrams. We then reported on the discussions (Annexe 7) and integrated the new issues raised by the workshop participants into the diagrams. This step enabled us to more precisely identify the main processes between the four diagrams and the relationships at the SES level.

II.3. Identification of relationships

Based on interviews and the workshop held with the various experts, researchers and stakeholders (see previous section), we identified the key relationships in the conceptual model. For each relationship, tagged with a dedicated ID, we described the nature and number of entities involved in the relationship (N-ary N being the number of entities in the relationship, rXX, XX being the ID's number). We distinguished 5 types of relationships. As commonly proposed in SES analysis framework (Binder et al., 2013; Kelly et al., 2013; Rodriguez-Gonzalez et al., 2020; Lu et al., 2021; Mijic et al., 2024) we identified:

(i) interaction: when two entities influence each other (hereafter coded as ↔, binary)
(ii) feedback loop: a causal chain in which entity A influences a chain of entities, which then influences A to amplify (positive feedback loop) (+→←, N-ary) or dampen (negative feedback loop) (-→←, N-ary) the process
(iii) trade-off: antagonism between two competing processes, i.e. an increase in one decreases the other, which may require a social compromise (↓↑, N-ary).

To go further we also decided to highlight (Qiu et al. 2018):

(iv) causal chain: a succession of impacts between several entities (→→, N-ary)

(v) side effect: when implementing actions to meet specific objectives has an unexpected negative or positive impact on other entities (→², N-ary).

III. Results

Due to the continuous diking of the Ile de Camargue (sea-dike in the south, and dikes along both arms of the Rhône) (Figure 5.a), all surface-water flows between the Rhône, the sea, and the Ile de Camargue are managed, except during rare large floods that breach the dikes (e.g. 1993-1994).

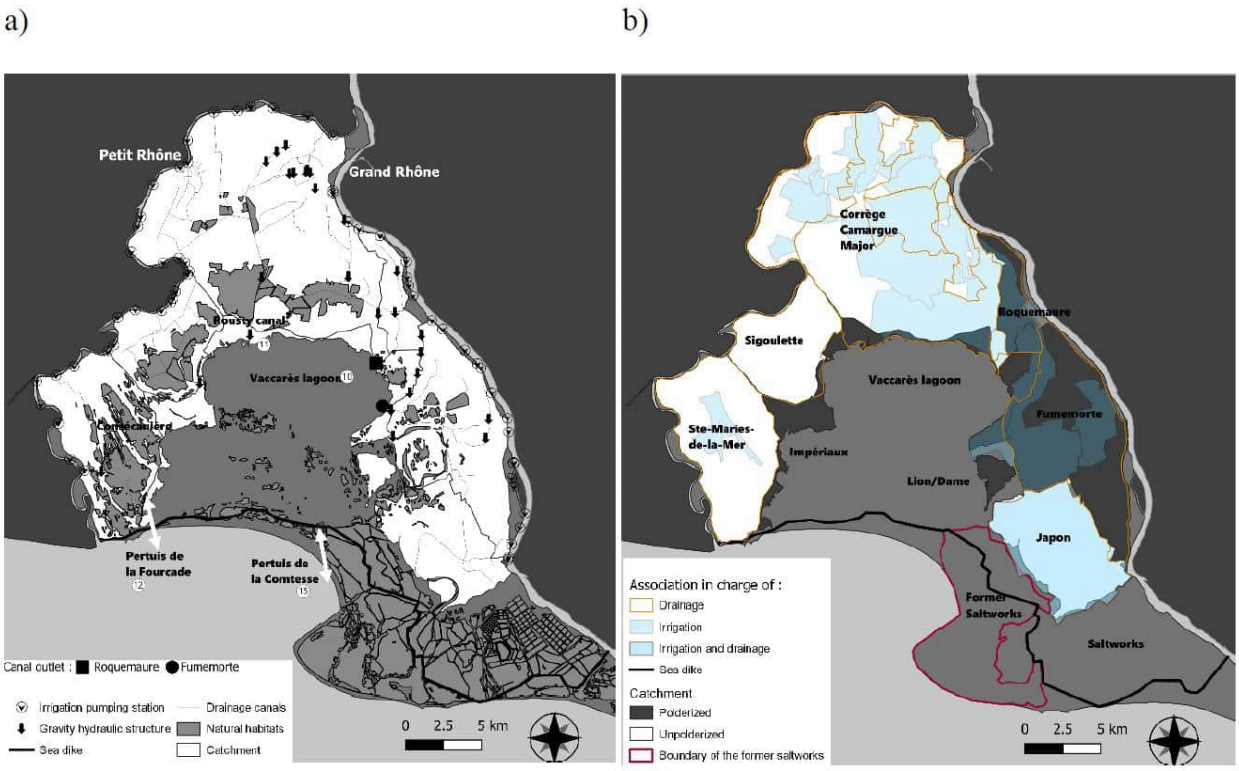


Figure 5 : Maps of the Ile de Camargue, with a focus on a) infrastructure for water management and b) governance of the catchment

III.1. Water-flow processes

III.1.1. Water flows to and from the Rhône River

Except for a few gravity-fed flows (Figure 5.a), most water flows between the Rhône and the Ile de Camargue are pumped (No.e1 and e2 in Figure 6) to fill irrigation canals (No. e3) and empty drainage canals (No. e4) (Annexe 2a). Water drained from agricultural land may contain pesticides and nitrogen leached from crop fields. In 2009, 90% of the pesticide active ingredients found in the Camargue's lagoon and canal water were due to rice cultivation (Comoretto et al. 2007). Water analyses showed low pesticide contamination in irrigation canals, high contamination in drainage canals, and chronic contamination of marshes and lagoons by drainage water (SNPN 2020). Thus, local agricultural activities strongly influence

water, pesticide, nitrogen, and salt flows into the Vaccarès lagoon system through the drainage canals (No. e10 and e11 in Figure 6). In addition, management of the Vaccarès hydraulic structures (No. e11, e12 and e13 in Figure 6) can lead to high water levels which, together with the wind, causes salt water from the Vaccarès to migrate into the drainage canals, impacting their salinity (↔, binary, r1). Some outlets of the drainage (No. e17) and irrigation canals (No. e18) lie at the "former saltworks" (No. e14), another system of lagoons (De Wit et al. 2019). Water inflows depend on the management of each control sluice gate of these outlets.

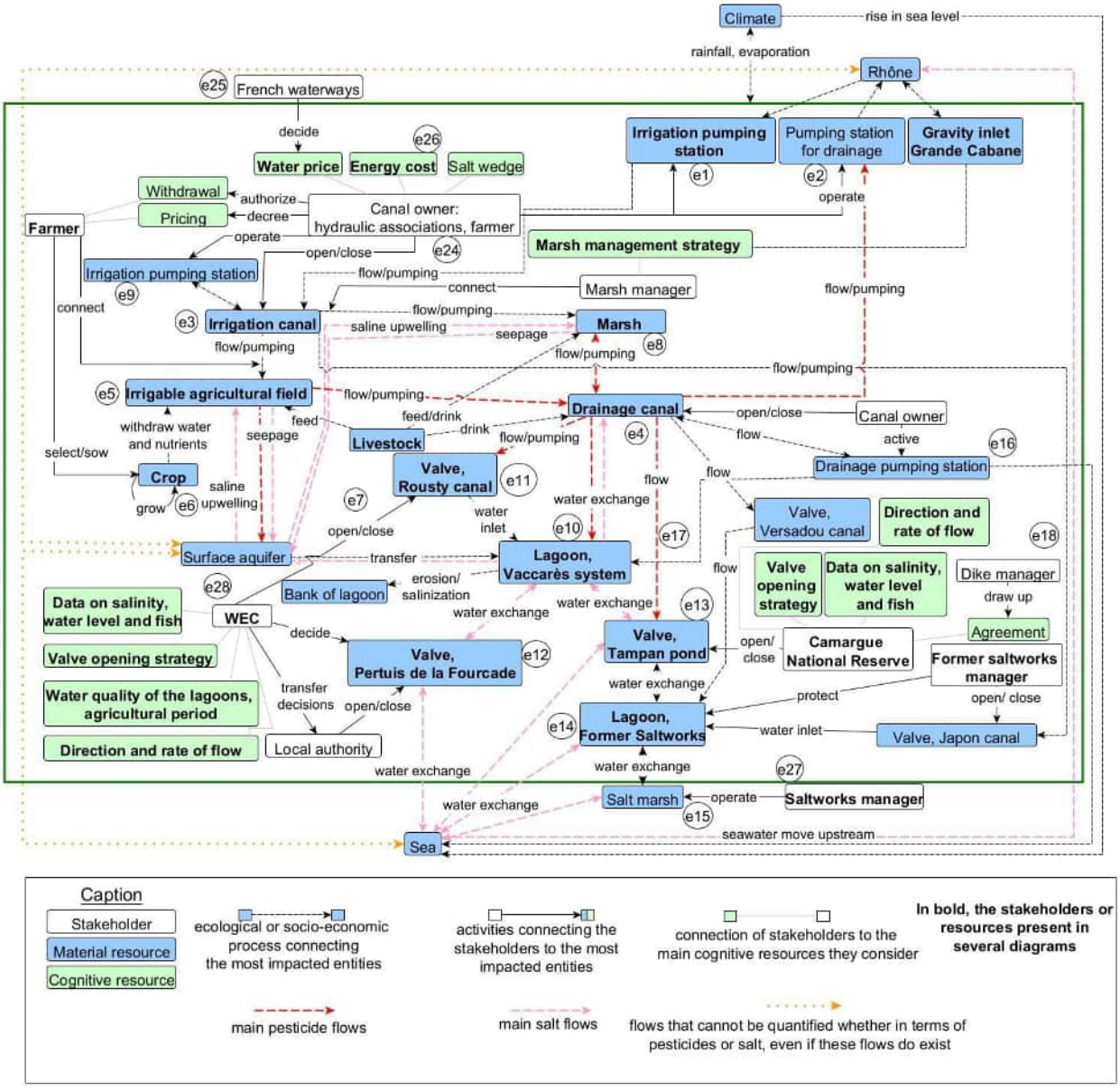


Figure 6 : Entity-oriented interaction diagram of water governance, along with water, salt, and pesticide flows. Circled numbers refer to entities in the core text.

III.1.2. Connections to the sea

As a dike separates the Vaccarès lagoon system (No. e10) from the Mediterranean Sea (Figure 5.a), the two can exchange water directly only via the Impériaux lagoon (Figure 5.b), through hydraulic structures at La Fourcade (No. e12) and the Pertuis de la Comtesse ("Valve Tampan pond", No. e13). The former saltworks consist of several lagoons, most of which are connected to each other and to the Vaccarès lagoon system by hydraulic structures (Annexe 2b). As the former saltworks contain several natural connections to the sea (Figure 5.a and Figure 6), under certain opening conditions of the internal sluices gates of the former saltworks and of the Valves of the Tampan pond (No. e13), the Vaccarès lagoon system can exchange indirectly water with the sea, which involves interactions between them (↔, binary, r2) (Boutron et al., 2021a).

When the sea level is high, such as during a storm, the Vaccarès lagoon system can become directly connected to the sea if the Pertuis de la Comtesse (No. e12 in Figure 6) is opened, which influence the total salt mass of the lagoon system (→→, 4-nary, r3), which will drive its salinity.

III.1.3. Groundwater flows

The hydro-saline dynamics are influenced by whether the fields (No. e5) are flooded to grow rice (No. e6), as flooding a field limits saline upwelling in it by keeping the salt below the rice's root zone (→→, 4-nary, r4) (Annexe 2c). This flooding counteracts the Mediterranean precipitation regime (i.e., high in winter and low in summer), as it provides large volumes of water in summer (→→, ternary, r5) (Torres-Rondon 2013). However, flooding can increase the salinity of surrounding non-submerged fields (→², ternary, r6) (Figure 6), as the higher water pressure in the rice fields can redirect the groundwater and its associated salt towards them (Torres-Rondon 2013). The same process occurs when marshes (No. e8) are flooded, but when water level is too low, salinity increases. When a high surface area around the Vaccarès lagoon system (No. e10) is flooded, high water pressure blocks lateral inflow of groundwater from the Vaccarès lagoon (brackish water) into the surrounding area, and can even reverse it (→→, 4-nary, r7).

III.2. A complex structure and governance of water management

III.2.4. Irrigation and drainage

The canals and pumping stations are managed and maintained by private farmers (e.g., landowners near the banks of the Rhone) or farmer associations (e.g., land further inland) (No. e24 in Figure 6, Annexe 3a) (Mathevet 2004). The ability to pump water is based on the type of crop, the location of the salt wedge in the Rhône, the price of irrigation water, and the cost of energy required to run the pumps (No. e26).

Management of the hydraulic infrastructures as well as farming practices have a major influence on water quality in natural habitats (→→, 7-nary, r8). Pumping is expensive due to the cost of energy (No. e26, Figure 6) and pumping costs are higher in winter than in summer due to season-specific electricity prices. Little water is pumped by canal owners (No. e24) (e.g. hydraulic association or farmer) from the Rhône when water levels are high in winter, so that when precipitation is low in winter, water levels in the marshes are also low (→→, 7-nary, r9).

III.2.5. Coastal lagoons

Several environmental protection organizations and institutions are involved in managing the lagoons

(Annexe 3b). The Water Executive Commission (WEC, No. e28, Figure 6) is an informal association of local stakeholders that coordinates and manages the valves of the Pertuis de la Fourcade (No. e12).

The WEC's management practices aim to keep the total mass of dissolved salt below a certain threshold. Water levels are managed to i) prevent high water levels to avoid flooding of surrounding areas, erosion of lagoon banks, and salinization of surrounding fields, as well as to facilitate agricultural drainage, and ii) prevent low water levels (along with high salinity) to promote fishing in the lagoons. Another objective is to maintain levels of water and salinity typical of Mediterranean wetlands, particularly in response to precipitation and evaporation, as desired by environmental and local authorities. These objectives may not be met in certain years due to annual variability in precipitation and evaporation, which is common in the Mediterranean climate, as well as the shallow depths of the Vaccarès lagoon system and the complexity of its hydro-saline functioning. This creates frequent tensions between stakeholders, which requires making compromises in the management of the hydraulic infrastructure (↓↑, 5-nary, r10). Arbitration is needed among the minimum water level that fishermen desire, the variations in water levels and salinity typical of a Mediterranean ecosystem that environmental authorities desire, and the maximum water level that local residents and farmers desire (↓↑, ternary, r11). Another compromise is between long-term and short-term objectives (↓↑, 4-nary, r12): promote the inflow of seawater into the Vaccarès lagoon system can decrease its salinity when evaporation is too high (i.e., salinity of the lagoons higher than that of the sea), but doing so over the long-term will increase the salt stock in the system (→², 4-nary, r13). Similar issues exist for the valves at the north of the Tampan pond (Figure 5.a and No. e13 in Figure 6), which are managed by the Camargue National Reserve (Annexe 3b).

III.2.6. Ponds and marshes in the catchment areas

Marshes in the catchment areas are managed to favor species of interest for hunting or conservation and restauration project and receive water from the canals managed by farmers and farmer associations (→→, 4-nary, r14).

III.3. The importance of agriculture

Rice cultivation is the main reason that large volumes of fresh water are pumped from the Rhône into the Camargue (Mouret, 1988; Chataigner, Mouret, 1997; Mouret, Leclerc, 2018). In most areas, submerging rice fields (No. e6 Figure 6 and Figure 7) decreases salinity enough for them to be cultivated (for other crops), as many fields experience increased salinity and require rice cultivation to maintain agricultural value (Mathevet 2004, Torres-Rondon 2013). Rice yields of conventional farms are influenced by a reduced set of authorized herbicides, which hampers weed management when rice is grown more than one year in a row. In organic farming, long and diversified rotations can mitigate detrimental effect of weed on yield, but the lack of higher-value markets for intermediate crops challenges the economic viability of this approach. Farmers must adapt their practices to the specific characteristics of their land, as some may not have transitioned completely to organic farming due to the salinity of the soil, which prevents long rotations with non-submerged crops. Longer rotations decrease water requirements, including water from irrigation, which in turn salinizes the fields. However, when the soil becomes saline, irrigation is needed to continue cultivating the field (+→←, 6-nary, r15). At lower elevations with highly hydromorphic or salinized soils, rice monoculture is the sole option to keep fields cultivated; consequently, organic rice can be produced only at higher elevations. Market gardening has developed mainly on higher land with lower salinity, which can withstand long periods of non-submerged crops without damage from increasing

salinity (Migairou-Leprince 2021). Due to the large decrease in rice area (from 24,000 ha in 1994 to < 12,000 ha in 2021; CFR 2021), the salinity of the aquifer is predicted to increase exponentially if no major irrigation occurs in areas near the Vaccarès lagoon system. This increase could render much of the land unsuitable for crops (→², 5-nary, r16) (Torres-Rondon 2013).

Nitrogen and pesticides (No. e19) applied to rice fields can leach and spread. To limit the spread of pesticides, farmers wait 3-5 days after spraying them before submerging a field. Water drained from the rice fields into canals (No. e4) can transport pesticides into the Rhône or the lagoons. As these natural habitats are biodiversity hotspots, the impact of pesticides on biodiversity conservation can place economic activities related to certain species, such as hunting, fishing, and tourism, at risk. For example, pesticides are suspected to have caused the collapse of the seagrass (*Zostera noltei*) beds in the Vaccarès lagoon (→², 6-nary, r17) (Espel et al., 2019). The current ban on certain herbicides makes it more difficult to grow rice several years in a row. However, non-submerged crops cannot grow on hydromorphic soils due to the salinity, and without technical solutions, fields that are too saline may be abandoned (→², 4-nary, r18).

One side effect comes from the decrease in rice subsidies, with an expectation of an improvement in the ecological state of the Vaccarès lagoon system (outlet of drainage waters) together with an increased carrying capacity for water birds and fish. Yet, this decision increased open-field market gardening, which as a habitat, supports a lower carrying capacity of waterbirds than ricefields and uses larger amounts of pesticides, which in turn are drained into the Vaccarès lagoon system (→², 5-nary, r19). Livestock farming (i.e. cattle, sheep, and horses, No. e7 in Figure 7) are part of Camargue's cultural identity and contribute to its appeal to tourists (Blondel et al., 2013)(Annexe 4a). Mixed farmers, livestock farmers, and crop farmers interact frequently, especially regarding fodder crops to feed the herds (Balma, 2023). Selling fodder makes it more profitable to diversify rotations and enables farmers to feed their animals locally (→→, 5-nary, r20).

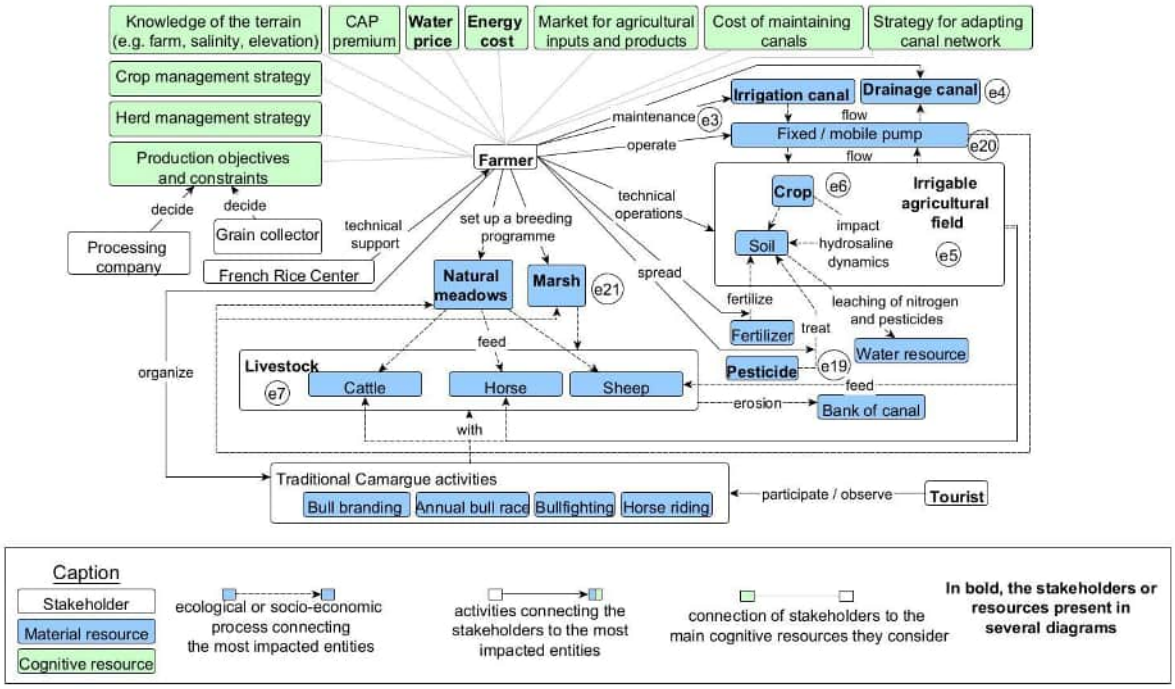


Figure 7 : Entity-oriented interaction diagram of farming systems. Circled numbers refer to entities in the core text.

III.4. Interconnected economic activities and impacts on biodiversity

III.4.7. Birds

Waterbirds are emblematic species of the Ile de Camargue and are a major cultural and tourist attraction (Annexe 5a, Figure 8). Waterbirds staging and breeding relies directly on flooded areas, salinity and quality of water. Water management has therefore a large influence on the presence and abundance of certain species, depending on the quality and quantity of water, which influences food availability (→→, 21-nary, r21).

Water-management decisions of the WEC (No. e28 in Figure 8) and the Camargue National Reserve influence water levels and salinity in the Vaccarès lagoon system due to changes in connections with the drainage channels, the sea, and the Former saltworks, via the sluices gates No. e11, e12 and e13. This ultimately influence habitat conditions for waterbirds (No. e22) (→→, 9-nary, r22).

Four types of hunting (Annexe 5a) (i.e. communal, private, commercial, and business) result in differing hunting density across the region, with the highest density for communal hunting (Mathevet 2004). Managers of the hunting marshes must adapt the periods of flooding of the marshes to favour species of interest during the hunting season (No. e23). Flooding decreases the dryness and salinity of the soil that increased during the summer, which promotes the growth of seagrass beds that ducks use for foraging (→→, 4-nary, r23) (Tamisier, Grillas, 1994). Managers of hunting estates set up a fee system to authorize hunters to hunt on their property. Most of the marshes are filled via drainage canals, but some are filled via irrigation canals. Fertilizers and pesticides in these canals have resulted in eutrophication of the marshes, less diverse seagrass beds, and the proliferation of certain invasive plant species (Vallecillo, 2019). Due to the diversity of habitats and managers, marsh management varies across the Ile de Camargue, with certain marshes under strong hunting pressure, while others are managed as a protected area, particularly those belonging to environmental protection organizations. The strategies of local stakeholders depend on their economic activity. Some farmers who manage a marsh may grow more rice nearby to attract waterbirds for hunting or instead alternate fields between a marsh and rice, depending on the potential profit from rice cultivation and hunting. The agricultural activity of a hunting manager can thus influence marsh management choices and, conversely, the hunting activity of a farmer can influence crop rotations in these fields. (↔, binary, r24).

Birds can damage crops greatly. For example, from 2007-2009, greater flamingos damaged ca. 2.1% of the area of rice fields (Ernoul et al., 2014). Flamingos enter fields after the rice is sown in early May and remain until rice germinates in June (Mathevet et al., 2002). In winter, common cranes often enter fields of recently sown wheat. Birds can cause high economic losses locally, forcing farmers to resow all or some of the fields (Nilsson et al., 2016). Farmers use several strategies to decrease bird impacts, such as planting hedgerows as a visual barrier for waterbirds and to decrease flamingo incursions in fields (Tourenq et al., 2001)(→→, 7-nary, r25). Hedgerows also provide an ecological corridor for species that live in agricultural areas. Bird scaring practices are deployed through exemptions to the regulation that prohibits the disturbance of protected species. Crop rotations also influence bird incursions, particularly through alternating the presence of rice fields (→→, 6-nary, r26). For wheat fields, farming practices and the availability of rice stubble provide alternate foraging areas and decrease the risk of crane incursion (Tour du Valat, unpublished data). Conversely, decreasing the number of natural or hunting marshes could encourage more waterfowl to visit agricultural habitats such as rice fields, which could increase yield losses (→→, 4-nary, r27). Extensive livestock farming maintains opens areas such as meadows, which constitute key habitats for some bird species.

Birds may also provide regulating ES to farmers. Flooding harvested fields in winter makes weed seeds available to waterbirds, which can decrease weed abundance (-→←, 4-nary, r28). Before recent increases in energy costs, this practice was found to be economically viable, despite the cost of irrigation (Niang et al., 2016).

The presence of waterbirds, such as greater flamingos and common crane, influences eco-tourism in the Camargue, which is a birdwatching hotspot. For some stakeholders, there is a trade-off between attracting certain bird species for tourism or hunting and the potential impact of these species on crop yields (↓↑, 4-nary, r29). Another major trade-off is the relationship among pesticide regulations, rice area, and natural habitat conditions (↓↑, 4-nary, r30). When the French government strengthened regulations to ban certain herbicides to improve water quality and bird habitats, the rice area decreased because without pesticides, rice cannot be grown as a monoculture (→→, 7-nary, r31). This decreased the water available for marshes, which degraded habitat conditions by decreasing water levels and water area and, during dry spells, increasing saline upwelling, contrary to the initial objective (→², 4-nary, r32).

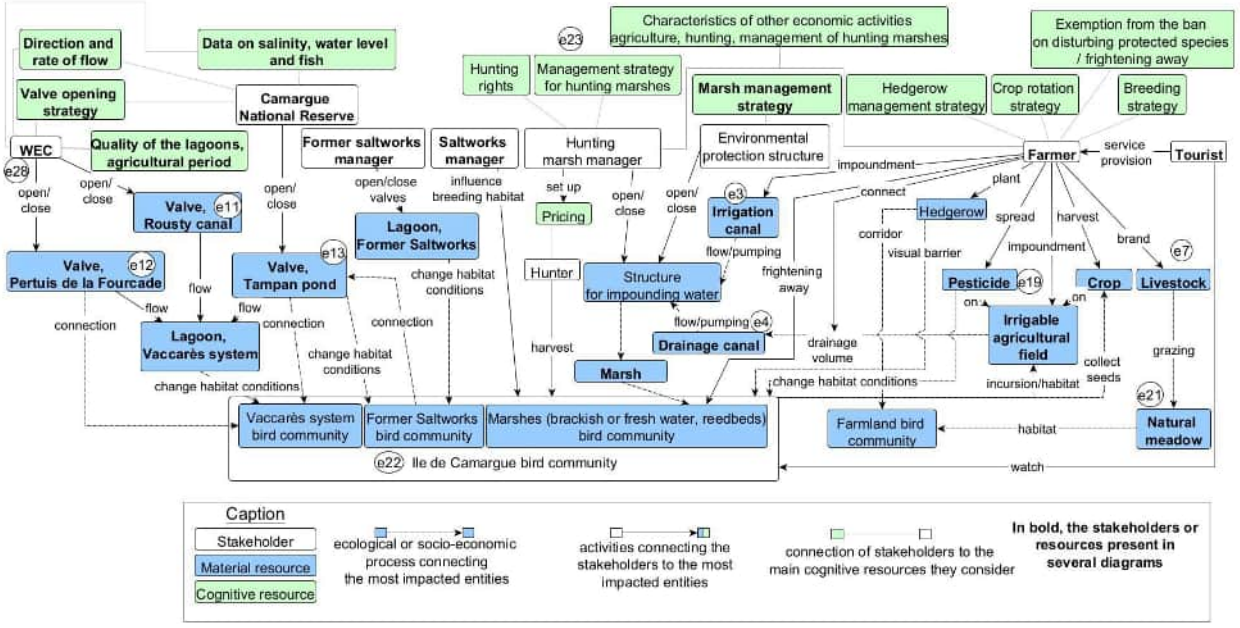


Figure 8 : Entity-oriented diagram of interactions between bird dynamics and economic activities. Circled numbers refer to entities in the core text.

III.4.8. Fish

The quality and quantity of water influence fish communities and seagrass (*Zostera noltei*) beds (Espel et al. 2019), which in turn influence these communities indirectly (→→, 12-nary, r33) (Figure 9). Common lagoon species can tolerate fluctuations in salinity, while freshwater species prefer low salinity (Poizat et al., 2004). Hydraulic infrastructure plays an important role, especially as it connects environments, which may or may not provide ecological continuity. For example, marine species depend on connections to the sea, and opening or closing sluice gates can prevent them from moving and migrating (Poizat et al. 2004). Migratory fish also reproduce and migrate from the lagoons to the sea through these sluice gates (i.e. Pertuis de la Fourcade and Pertuis de la Comtesse). Thus, water management strongly influences the fish community of the Ile de Camargue (Crivelli, 1981; Bouchard et al., 2022b, 2022a). The sluice gates are opened according to certain criteria, especially water quality (i.e. salinity and agricultural pollutants), water levels (in the lagoons and the sea so direction and rate of flow), and the presence of fish (at the entrance of the structure). Fishing and the desire to encourage fish migration through improved connectivity can influence water management directly and thus indirectly the transport of salt into the area (→², 5-nary, r34) (Annexe 5b).

The Beauduc lagoon, southern part of the Formers Saltworks (Figure 5.b) is frequently connected to the sea, with similar fish communities (Annexe 5b). In the rest of the former saltworks, sluice gates are used to connect lagoons, which makes ecological continuity more complex, and opening or closing the sluice gates influences habitat conditions for fish and their potential movement (→→, 4-nary, r35).

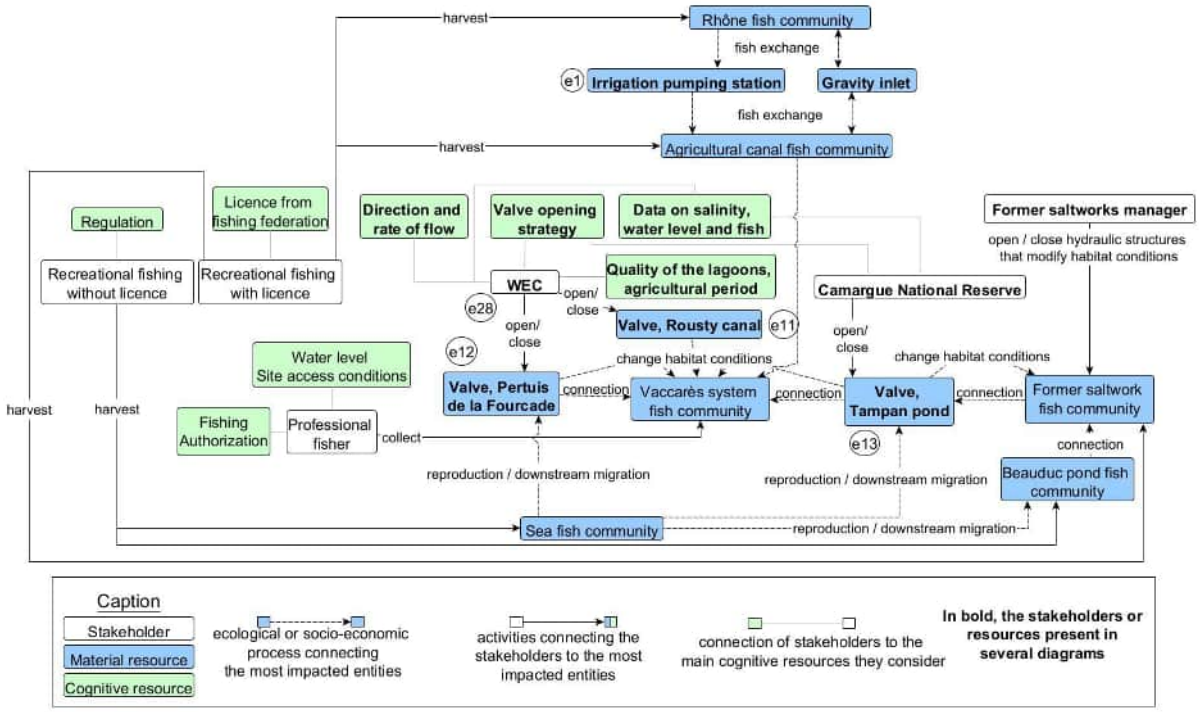


Figure 9 : Entity-oriented interaction diagram of fish dynamics in interaction with economic activities. Circled numbers refer to entities in the core text.

III.5. Relationships at the whole SES scale

Beyond the highlighted entities, processes, and relationships for each of the four investigated themes (Figure 6, 7, 8 and 9), we can highlight links between these themes (Figure 10). Agriculture determines hydro-saline dynamics on agricultural land, natural habitats in the catchments, and downstream lagoon systems (Figure 5.a). The area of rice and submerged fields influences the salinity in agricultural and natural habitats, and the use of pesticides influences soil fertility, crop area, agricultural profitability, habitat conditions, as well as bird and fish communities (B, F, and I). Conversely, the submerged fields are a secondary habitat for birds, which forage in the fields, and influences yields (A). Water governance influences agricultural practices via water and pumping prices, decisions about restrictions, or implementing certain types of management (e.g., increasing/decreasing drainage water discharge into the Vaccarès Lagoon System, not pumping when salinity of the Rhône is high) (E).

Environmental protection organizations aim at promoting natural hydrological cycles and improving water quality to protect fish (H). In addition, to promote waterbirds protection by improving the quality of their habitat and quantity of food, it is essential to improve water quality in the lagoons, marshes and agricultural plots (C). Water management in the lagoons and marshes directly influences habitat conditions for waterbirds (e.g. food) (D). A decrease in rice area decreases water levels in the lagoons, which generally implies an increase in salinity, which can cause problems for fish and could decrease connectivity between lagoons and thus weaken ecological corridors for fish (I). Depending on the direction and rate of flow, opening sluice gates may not help fish reproduction and downstream migration (G). Water level objectives for fishing may conflict with farmers' objectives for agricultural drainage and pesticides (J).

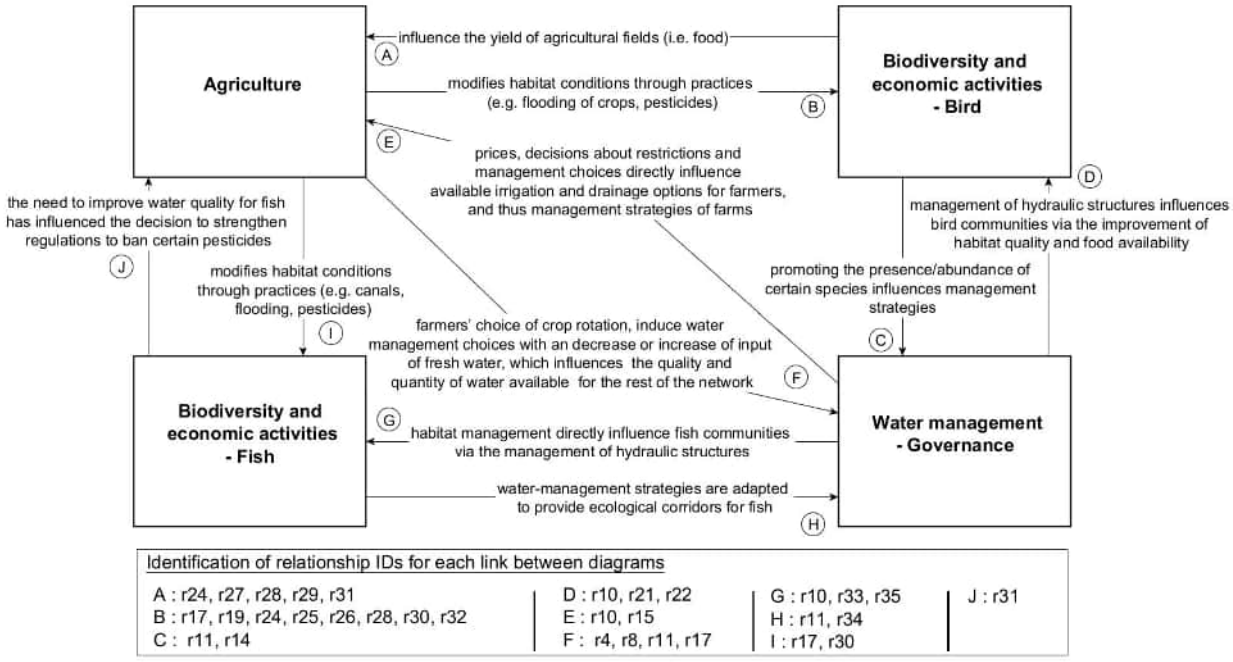


Figure 10 : Main relationships between agriculture, water management, birds, fish, and related economic activities in the Ile de Camargue SES. Letters refer to interactions mentioned in the core text.

III.6. Synthesis of entities, processes and relationships

Based on the methodology of Sibertin-Blanc et al. (2019), we identified 101 entities in our SES, including 20 actors, 50 material resources and 31 cognitive resources. We also identified 165 processes including 62 activities, 103 ecological processes and 51 connections of actors to cognitive resources they consider. Furthermore, we highlighted 35 key relationships including 17 causal chains, 3 interactions, 2 feedback loops, 5 trade-offs and 8 side-effects (Tableau 1).

Tableau 1 : ID, type of relationship, number of entities involved, and entities involved that have been identified across the Ile de Camargue conceptual model.

ID	Type	No	Entities
r1	↔	2	Vaccarès lagoon system / Drainage canal
r2	↔	2	Vaccarès lagoon system / Former Saltworks
r3	→→	4	Climate / Sea / Vaccarès / Pertuis de la Comtesse
r4	→→	4	Farmer / Crop / Irrigable agricultural soil / Surface aquifer
r5	→→	3	Climate / Irrigation canal / Irrigable agricultural soil
r6	→²	3	Surface aquifer / Irrigable agricultural soil / Marsh
r7	→→	4	Irrigable agricultural soil / Marsh / Surface aquifer / Vaccarès
r8	→→	7	Farming practice / Farmer / Marsh management strategy / Marsh manager / Irrigation canal / Drainage canal / Marsh
r9	→→	7	Climate / Rhone / Energy cost / Canal owner / Irrigation pumping station / Pumping station for drainage / Marsh
r10	↓↑	5	Climate / Vaccarès / Data on salinity, water level and fish / WEC / Valve: Pertuis de la Fourcade
r11	↓↑	3	Data on salinity, water level and fish / Vaccarès / WEC
r12	↓↑	4	Climate / Vaccarès / Valve: Pertuis de la Fourcade / Valve: Tampan pond
r13	→²	4	Climate / Vaccarès / Valve: Pertuis de la Fourcade / Valve: Tampan pond
r14	→→	4	Marsh management strategy / Marsh manager / Marsh / Canal owner / Irrigation canal
r15	+→←	6	Crop management strategy / Farmer / Crop / Irrigation canal / Soil / Water resource
r16	→²	5	Crop / Soil / Water resource / Irrigable agricultural field / Irrigation canal
r17	→²	6	Pesticide / Irrigable agricultural field / Soil / Crop / Drainage canal / Water resource
r18	→²	4	Herd management strategy / Pesticide / Soil / Crop
r19	→²	5	Water resource / Pesticide / Cap premium / Crop / Bird
r20	→→	5	Market for agricultural inputs and products / Farmer / Livestock / Crop management strategy / Crop
r21	→→	21	Ile de Camargue bird community / Valve opening strategy / Management strategy for hunting / Management strategy for marshes / Crop rotation strategy / Valve, Rousty canal / Valve, Pertuis de la Fourcade / Valve, Tampan pond / Irrigation canal / Structure for impounding water / Farmer / WEC / Camargue National Reserve / Former Saltworks manager / Saltworks manager / Hunting marsh manager / Environmental protection structure / Lagoon / Marsh / Former saltworks / Agricultural plot
r22	→→	9	Valve opening strategy / Data on salinity, water levels and fish / WEC / Camargue National Reserve / Valve, Rousty canal / Valve, Pertuis de la Fourcade / Valve, Tampan pond / Lagoon / Ile de Camargue Bird community
r23	→→	4	Management strategy for hunting marshes / Structure for impounding water / Marsh / Ile de Camargue Bird community
r24	↔	2	Farmer / Hunter
r25	→→	7	Hedgerow management strategy / Exemption from the ban on disturbing protected species, frightening away / Farmer / Hedgerow / Agricultural plot / Crop / Ile de Camargue bird community
r26	→→	6	Crop rotation strategy / Farmer / Irrigation canal / Agricultural plot / Crop / Ile de Camargue bird community
r27	→→	4	Characteristic of other economic activities / Marsh / Agricultural plot / Ile de Camargue bird community
r28	→←	4	Farmer / Pesticide / Agricultural plot / Ile de Camargue bird community
r29	↓↑	4	Farmer / Ile de Camargue bird community / Hunter / Tourist
r30	↓↑	4	Pesticide / Crop rotation strategy / Lagoon / Marsh
r31	→→	7	Pesticide / Marsh / Lagoon / Ile de Camargue bird community / Crop rotation strategy / Crop
r32	→²	4	Marsh / Lagoon / Agricultural plot / Ile de Camargue bird community
r33	→→	12	Data on salinity, water level and fish / Valve opening strategy / WEC / Camargue National Reserve / Former saltworks manager / Valve, Pertuis de la Fourcade / Valve Rousty canal / Valve Tampan pond / Vaccarès system fish / Former Saltworks fish / Beauduc pond fish / Sea fish
r34	→²	5	Professional fisher / Valve opening strategy / WEC / Data on salinity, water level and fish / Vaccarès
r35	→→	4	Former Saltworks manager / Former saltwork fish community / Beauduc pond fish / Sea fish

IV. Discussion

The study integrated a large body of generic (literature) and local knowledge about the Ile de Camargue SES to develop a conceptual model that describes interdependencies among human activities, hydro-saline dynamics, ecological processes, and biodiversity. Our resulting conceptual model provides a simplified representation of the SES in which selected entities and processes were validated and selected by a range of researchers, experts and local stakeholders. This approach produced a robust and salient integrated representation of the complexity that stakeholders have to deal with. For example, 29 of the 35 relationships identified involve more than 3 entities, thus highlighting the complexity of this system. To our knowledge, this is the first time diverse disciplines and stakeholder expertise of this region were used to develop a formal conceptual model. This formal representation of the Ile de Camargue can provide stakeholders with an integrated view of the structure and functioning of this complex system, particularly related to social-ecological relationships. It could aid decision-making given the multiple interactions and thus help develop management strategies that increase the sustainability and resilience of the Ile de Camargue.

IV.1. Methodological issues

Our process of conceptual model development was based on a stepwise approach, first integrating coarsely a wide amount of heterogenous information (ARDI diagram) and then reducing model ambiguity and improving relevance throughout the process of formal modelling using the Sibertin-Blanc et al. (2019) conceptual approach. Compared to other conceptual modelling approaches, such as qualitative signed digraphs or fuzzy cognitive maps, our methodology describes relationships between entities but places less emphasis on the mathematical formalisation of relationships between variables (e.g., community, adjoint, or adjacency matrices) and the modelling of ecological community dynamics (Dambacher et al., 2003). However, compared to more qualitative cognitive maps, such as ARDI, it requires a much higher degree of formalisation. This increased formalisation allows it to be directly implemented in numerical models, notably agent-based models (Sibertin et al. 2019). Nevertheless, this objective of formalisation can lead to more complex representations, which may be harder for stakeholders to interpret than more qualitative, less computer-oriented approaches.

The hypothesis of working with two taxa to represent biodiversity could be questioned, and other relationships with other taxa might have been highlighted. Yet, we believe that these two taxa are strategic for most stakeholders because of their socio-economic importance in this biodiversity hotspot.

Finally, our conceptual representation does not hamper further refinement. Political Ecology theories could for instance deepen our approach by enriching the interactions and broadening the scope of our analysis with wider social, historical and political perspectives. In particular : i) Common Property Theory, would allow to include the potential collective management of the water resource (Kerr, 2007), ii) Gender Studies may allow to identify the influence of gender in decision making in the area, for instance in the WEC as done on other systems with different political and economic contexts (Padmaja et al., 2020; Najjar et al., 2023), while iii) Critical Environmental History would anchor the model in a historical and contextualized understanding of human-environment relations, taking into account inequalities and socio-ecological transformations (Biggs et al., 2009; Cole, 2016). This would be particularly useful to complement the analysis of water, reed and biodiversity issues with information on economic activities (Mathevet et al., 2015).

IV.2. Socio-ecological relationships in the Rhône delta

Our study identified the main causal chains, interactions, feedback loops, trade-offs, and side effects of the Ile de Camargue SES thus providing new insights compared to those of existing disciplinary or issue-oriented studies of the Ile de Camargue. The modeling approach highlighted strong interactions between water management by farmers as a function of agricultural system dynamics (e.g. submerged or non-submerged crops, grasslands) and water management in natural habitats (e.g. lagoons, marshes). This is particularly due to the influence of farmers and irrigation/drainage associations on flows of freshwater into the region, which influences, especially through hydro-saline dynamics, the habitat conditions of waterbirds and fish, and thus other economic activities (i.e. hunting, fishing, protecting natural habitats, and tourism).

Our study highlighted several key side-effects. Whether they are negative or positive depends on the stakeholder's value and objective through which they are analyzed. For example, the reduction of rice-growing areas leading to saline rises may be considered as negative by farmers or stakeholders associated with agriculture but may be considered as positive by others due to the possible transformation of these plots into more natural habitats (e.g. pastures or salt marshes).

Several of the identified trade-offs are related to water management in the Vaccarès lagoon system, which results in social compromises between long- and short-term objectives and the quality and quantity of water that enters the system (i.e. water can contain either more pesticides or more salt). The conceptual model indicates that several causal chains are not considered when managing these trade-offs. The WEC focuses on managing the sluice gates of the Pertuis de la Fourcade based on lagoon water level, salinity, and salt mass, as well as sea level. These decisions thus do not consider i) water, pesticide, and salt exchanges among areas of the catchment due to management decisions made by farmers and irrigation/drainage associations or ii) water and salt exchanges with the former saltworks due to management decisions made by former saltwork managers who did not consider the water-management decisions made by the collective drainage association of the Japon (Figure 5.b), which has two canals that transport water and pesticides into the former saltworks. This calls into question the water management associations that currently exist in the Camargue, especially the WEC, which manages the connection between the Vaccarès lagoon system and the sea. In fact, the likely weakness of the WEC lies in the fact that it is not a forum for discussing the multiple water issues in the SES, which prevents it from considering at the right scale the multiple relationships among water, pesticide, and salt fluxes highlighted in this study. Such a forum, able to discuss the Integrated Management of the Camargue SES does not exist which appears as a key missing piece regarding governance in our case. Furthermore, there are many barriers to knowledge and data integration, and thus to integrated decision-making, such as commercial interests, privacy concerns and general lack of trust among stakeholders (Meyer et al. 2020). For instance, fishing in the southern lagoons of the Vaccarès lagoon system every year is a commercial stake with a significant influence on the decision-making of the WEC. The fishermen, members of the WEC, are calling for the management of the hydraulic structures to ensure fishing activity during the current year, even though this management presents a significant risk of salinisation of the system in the medium term (Boutron 2020). Another example is the inadequate administrative and geographical criteria of Agri-environment schemes (AES) supporting the maintenance of hedges to reduce the risk of damage caused by Greater Flamingo incursions into agricultural fields, which leads to the solicitation by farmers of more lucrative AES for less integrated practices (Ernoul et al. 2014). Scepticism due to a lack of understanding is also a significant barrier to integrated decision-making in the Ile de Camargue, and has for instance been identified as hindering the ecological restoration of the former saltworks (Terrisse et al., 2025). Our study highlighted that several relationships related to the future increase of the salt wedge in the Rhône are not

usually considered when discussing: i) medium- and long term agricultural strategies; ii) projects to restore wetlands in the Ile de Camargue catchment, which depend on the quantity and salinity of water in agricultural canals; and iii) projects to develop hydraulic structures to provide more water from the Rhône by gravity to reduce the risks of salinization without the cost of pumping. Not considering these causal chains is a major problem, and could cause many of these projects to fail. In addition, there is currently a lack of trust between agricultural and environmental stakeholders of the Camargue due to historical conflicts and different priorities. Our approach offers a ready to use modelling tool to overcome this issue and develop an ecosystem-based management strategy that will strike a good balance between socio-economic development and ecosystem conservation (Frazão Santos et al. 2021).

Such a change will need a greater emphasis on the effectiveness of governance and institutions and their transformative change (Kelly et al. 2019, Stephenson et al. 2019). The assessment of the integrated management of the Gladstone Harbour system in Australia illustrates how a bottom up arrangement involving stakeholders sharing a common vision and consolidated by a memory of understanding provided a successful response to an urgent crise (Stephenson et al. 2023). Such a broad partnership with common vision, and adequate funding in the medium term could allow to overcome the weakness of the limited scope of the WEC in the Camargue SES. This is particularly necessary in views of the tensions surrounding the continuation of several stakeholders activities and the lack of trust between them. Our conceptual model provides stakeholders with an integrated representation of the main relationships and accordingly, offers the opportunity to gain a more comprehensive and shared understanding of sustainability issues in the area. It could enable to rethink their present water discussion tool (WEC) for a more global water forum.

IV.3. Towards potential quantitative developments

Our conceptual modeling approach that be used to study other deltas by considering processes, interactions, and feedbacks. Conceptual modeling of a variety of deltas (e.g., of the rivers Ebro (Spain), Danube (Romania and Ukraine) and Po (Italy)) could help identify social-ecological characteristics, similarities, effective management strategies, and promote the sustainability and resilience of these complex systems. Exploring the relationships between human and environmental systems could also focus on ES and analyze system functioning. Stakeholders in the Camargue currently do not use the ES framework; thus, doing so could supplement the current analysis to consider ES better. This study's formal representation of the Ile de Camargue is a starting point for developing an IAM platform (Sibertin-Blanc et al. 2019) that could be used to explore quantitatively the positive and negative impacts of management strategies and external changes (e.g. climate change, Hamilton et al. 2015). Simulating the dynamics of this delta could be used to assess the system's resilience to potential climate and socio-economic hazards, such as changes in farming practices, based on this conceptual model, instead of developing more empirical method. This IAM platform could be adapted from existing models such as platform MAELIA (Modeling of socio-Agro-Ecological systems for Landscape Integrated Assessment), which is a multi-agent platform for modeling and assessing socio-agro-ecological systems to assess scenarios of agricultural activities, water management, and climate change .

CHAPITRE 2 : Adaptation de la plateforme de modélisation intégrée MAELIA à un SES deltaïque : la Camargue

Résumé du chapitre 2 :
MAELIA-Delta, adaptation de MAELIA

Intérêt et position du chapitre dans la thèse :

Dans le chapitre 1, nous avons développé un modèle conceptuel mettant en évidence les principales relations entre les dynamiques hydrosalines, la gestion de l'eau, les activités économiques et la biodiversité pour le delta de l'île de Camargue. Ce chapitre a mis en évidence l'importance de développer un modèle numérique intégré permettant de simuler ces relations de façon quantitative afin d'apporter un outil d'aide à la décision aux parties prenantes. Les besoins en eau sont centraux dans ces relations et il pourrait être pertinent de pouvoir optimiser la gestion de l'eau afin de répondre à la fois aux besoins des milieux naturels et agricoles[1] tout en représentant les dynamiques hydrosalines associées (cf chapitre 1). Ainsi, dans ce second chapitre, nous décrivons la stratégie de modélisation que nous avons développée pour représenter ces relations.

Contexte

Les territoires deltaïques méditerranéens, tels que l'île de Camargue, constituent des systèmes socio-écologiques complexes caractérisés par de fortes interactions entre dynamiques hydrologiques, pratiques agricoles et milieux naturels. La compréhension et l'anticipation de leur fonctionnement sont toutefois limitées par la difficulté à représenter simultanément ces processus interdépendants. Les approches de modélisation mobilisées pour analyser ces territoires restent en effet le plus souvent centrées sur une composante spécifique (hydrologique, agronomique ou économique) et peinent à rendre compte des rétroactions multiples entre gestion de l'eau, pratiques agricoles, dynamiques hydrosalines et fonctionnement des écosystèmes à l'échelle intégrée d'un delta comme identifiées dans le chapitre 1. Dans un contexte de changement climatique marqué par des déficits hydriques croissants et une intensification des phénomènes de salinisation, cette fragmentation des outils de modélisation limite la capacité à évaluer de manière cohérente les impacts des stratégies de gestion et des politiques publiques. Les approches de modélisation intégrée constituent alors un outil central pour analyser conjointement les dynamiques hydrosalines, les systèmes de cultures et le fonctionnement des écosystèmes, et pour soutenir la gestion durable de territoires deltaïques complexes.

Questions de recherche

Quelle modélisation intégrée pour représenter les interactions entre pratiques agricoles et dynamiques hydrosalines au sein et à l'échelle d'un socio-écosystème deltaïques ? Notamment, comment adapter et étendre les fonctionnalités de la plateforme MAELIA afin d'intégrer la simulation de la dynamique hydrosaline des sols et des aquifères à partir du formalisme SaltMod ?

[1] r9 identifiées dans le chapitre 1

Méthodologie

La méthodologie repose sur une démarche combinant diagnostic des dynamiques hydrogéologiques et salines de l'île de Camargue et développement d'un outil de modélisation adapté aux spécificités deltaïques. Elle débute par l'analyse des processus hydrosalins dominants affectant les sols, les nappes et les systèmes agricoles. Elle se poursuit par l'identification des processus manquants dans la plateforme MAELIA et le développement d'une version dédiée, MAELIA-Delta. Cette adaptation consiste à intégrer de nouveaux formalismes décrivant la gestion des cultures (ITK et pratiques d'irrigation), notamment irriguées par submersion, la calibration de cultures spécifiques au territoire (riz et tomate), les fluctuations de la nappe dans le sol, l'infiltration et l'évaporation de la lame d'eau de surface. Les processus de remontée de nappe et de bilan salin sont également intégrés via l'adaptation des formalismes hydrologiques de SWAT et du modèle SaltMod.

Du fait de la fiable disponibilité de données empiriques, la robustesse et la pertinence de MAELIA-Delta sont évaluées via la capacité du modèle à reproduire des cas tests et des archétypes de situation représentatives des conditions hydrosalines de la Camargue.

Résultats principaux et apports pour la recherche

Le modèle MAELIA-Delta développé permet de représenter, de manière simplifiée, les principales dynamiques hydrosalines observées en Camargue, comme le montre la comparaison de ses sorties avec des cas tests et des archétypes de situations caractéristiques. Dans le cas de parcelles sèches isolées, le modèle simule des fluctuations de la nappe autour de la limite supérieure de la zone racinaire maximale, accompagnées d'une augmentation de la salinité durant l'été, avec des valeurs moyennes de 8,7 dS/m contre 5,7 dS/m durant l'hiver. Pour les parcelles isolées irriguées par submersion, la hauteur de nappe est plus haute, ce qui se traduit par une diminution de la salinité au cours de la période d'irrigation, avec des niveaux inférieurs à ceux des parcelles sèches (3,3 dS/m contre 3,7 dS/m). Enfin, le modèle met en évidence l'impact de l'irrigation d'une parcelle submergée sur les parcelles voisines, avec un transfert latéral d'eau entraînant une baisse de la hauteur de nappe moyenne dans les parcelles environnantes, associée à une remontée de la salinité, atteignant en moyenne 4,3 dS/m durant la période d'irrigation.

Perspectives

Considérant les capacités de MAELIA-Delta à représenter les dynamiques hydrosalines en Camargue, ce modèle pourrait être utilisé pour conduire une évaluation de scénarios relatifs aux changements de systèmes agricoles et climatiques sur les flux d'eau, la salinité et les rendements des cultures dans le territoire d'étude (chapitre 3). Ces scénarisations permettront d'apprécier le potentiel d'utilisation de MAELIA-Delta dans le cadre de la gestion intégrée du socio-écosystème de l'île de Camargue.

Stage :

La collecte des données et la revue de littérature concernant les données d'hydrogéologie et de salinité dans le sol ont été effectué dans le cadre d'un stage de césure en fin de licence par Léonor Bayrare, que j'ai co-encadrée avec Olivier Boutron, Olivier Therond et Arnaud Béchet.

I. Introduction

I.1. Enjeux et objectifs de l'approche de modélisation

L'objectif de ce chapitre est de présenter l'approche de modélisation intégrée développée pour simuler l'influence des activités agricoles sur la dynamique hydrosaline de l'île de Camargue. Soumise à un climat méditerranéen et vulnérable au changement climatique, cette région connaît d'importants déficits hydriques et des remontées salines dans le Rhône ou depuis les nappes vers les sols des parcelles agricoles ou les habitats naturels influençant les activités humaines et la biodiversité (Figure 6). En particulier, pour préserver la productivité des cultures sur les terres agricoles à potentielle forte salinité, des cultures immergées comme le riz ont été introduites (Mathevet, 2004). L'équilibre entre les activités humaines, la gestion de l'eau et la biodiversité est fortement impacté par le changement climatique, notamment via le déficit hydrique climatique, les modifications des politiques publiques (ex. la PAC) et des pratiques agricoles (ex. la transition agroécologique). Dans le delta du Rhône, la riziculture permet de limiter les remontées salines sur la parcelle irriguée et semée en riz, mais la submersion de celle-ci peut augmenter la salinité des parcelles environnantes - non submergées - par transfert latéral, contrôlé par la différence de charge hydraulique entre la lame d'eau sur les parcelles submergées et la nappe phréatique plus profonde des parcelles alentours (Torres-Rondon, 2013, chapitre 1).

La salinisation de l'eau du sol perturbe les mécanismes de transfert hydrique entre le sol et les cellules racinaires des plantes, ce qui compromet leur capacité d'absorption d'eau et entraîne une diminution des rendements des cultures sensibles (Bailey et al., 2019). Les stratégies de gestion des cultures, comme les itinéraires techniques et les assolements peuvent largement influencer les processus de salinisation. Par exemple, comme expliqué ci-dessus, les cultures submergées dans une rotation induisent une charge hydraulique liée à l'irrigation qui limite les remontées capillaires d'eau salée (Figure 7).

L'objectif ici est de développer un modèle intégré permettant d'évaluer l'impact des systèmes agricoles sur les dynamiques hydrosalines et, *in fine*, sur les rendements des cultures.

Le présent chapitre décrit le développement de MAELIA-Delta, en se focalisant sur la représentation des flux d'eau et de sel à l'échelle parcellaire et de l'île de Camargue. Ce développement constitue l'apport technique central de la thèse, mais il s'inscrit dans une ambition plus large : celle de disposer d'un outil capable de simuler les interactions entre dynamiques hydrosalines, pratiques agricoles et gestion de l'eau identifiés au chapitre 1. Les composantes modélisées ici (nappe, salinité des sols, irrigation, drainage) représentent le socle hydrologique sur lequel reposent les activités agricoles, les milieux naturels et les décisions de gestion formalisés dans le modèle conceptuel. La focalisation sur ces flux ne constitue donc pas un rétrécissement de la vision intégrée, mais une étape nécessaire à sa mise en œuvre opérationnelle.

I.2. Modélisation de la gestion de l'eau dans les bassins agricoles irrigués

Les approches de modélisation, souvent centrées sur une composante particulière (hydrologie, agronomie, économie), peinent à rendre compte des relations multiples et des interactions entre usages de l'eau et systèmes agricoles à l'échelle d'un système tel qu'un delta.

La représentation des interactions entre systèmes agricoles, ressources en eau et dynamiques hydrologiques nécessite le développement de modèles intégrés capables de représenter les interactions

entre ces dimensions afin d'évaluer et de soutenir la gestion durable des ressources (Alcamo et al., 2003; Letcher et al., 2006; Therond et al., 2014; Zhang and Guo, 2016). Ces approches incluent notamment :

i) des modèles intégrés de gestion de bassins versants, tels que GIBSI (Rousseau et al., 2000) ou des modèles à portée globale (Alcamo et al., 2003), qui combinent hydrologie, qualité de l'eau et usages anthropiques ;

ii) des modèles d'évaluation des services écosystémiques en milieu agricole (Shaaban et al., 2021), intégrant dynamiques des sols, pratiques agricoles et fonctions écologiques ;

iii) des modèles d'optimisation de la gestion de l'eau en agriculture (Zhang, Guo, 2016), mobilisant à la fois la simulation biophysique et la décision économique ;

iv) des modèles intégrés pour les régions montagneuses (Letcher et al., 2006), prenant en compte l'hydrologie, les usages de l'eau et les contraintes topographiques.

Parmi ces approches, la plateforme MAELIA, pour « Multi-agent Modelling of socio-Agro-Ecological systems for Landscape Integrated Assessment » est une plateforme d'évaluation et de modélisation intégrées qui représente finement les interactions spatio-temporelles entre les activités agricoles, l'hydrologie et la gestion des ressources en eau au sein de bassins versants (Gaudou et al., 2014; Murgue et al., 2015, 2014, Therond et al. 2014).

MAELIA a pour objectif de permettre d'évaluer les impacts environnementaux et socio-économiques de différents modes de gestion des ressources d'un territoire en simulant la dynamique et les interactions des sous-systèmes du système socio-écologique (SES, selon la définition de McGinnis & Ostrom, 2014). Cette plateforme est composée i) d'une base de données géoréférencées à haute résolutions spatiale (parcelle, exploitation, unité de réponse hydrologique) afin de décrire finement la structure du système étudié et les situations d'action des acteurs, et ii) d'une chaîne de modèles couplés qui permet de simuler les dynamiques écologiques et les processus décisionnels des acteurs du SES journalièrement.

MAELIA est une plateforme modulaire dans laquelle il est possible d'activer les modules : (i) agricole : choix d'assolement, conduite des itinéraires techniques (ITK), dynamiques sol-plantes, (ii) d'hydrologie (basé sur le formalisme de Soil and Water Assessment Tool (SWAT, Arnold and Srinivasan, 1998) des cours d'eau, sols, nappes, retenues collinaires, (iii) normatif : restriction d'eau, gestion des barrages, (iv) commun : climat (pluie, évapotranspiration, …), (v) filières (ex. méthanisation). MAELIA peut produire une large gamme d'indicateurs liés au cycle de l'eau, de l'azote et du carbone, à l'état des ressources en eau, à la structure des sols, aux rendements des cultures, aux marges semi-nettes et au temps de travail associé aux différents systèmes agricoles du territoire. Sa mise en œuvre sur un terrain d'étude est basée sur l'intégration de connaissances génériques et locales (Murgue et al., 2015).

MAELIA, bien que largement utilisé pour des études sur des bassins versants (Murgue et al., 2014; Tribouillois et al., 2018, 2022), n'a encore jamais été adaptée à des territoires deltaïque comme la Camargue. Certaines dynamiques clé des deltas ne sont notamment pas intégrées comme les phénomènes de fluctuation du niveau des nappes dans les sols, la salinisation de la solution des sols et son impact sur les rendements des cultures. L'enjeu de deuxième phase de cette thèse a donc été de développer les fonctionnalités de MAELIA de manière à représenter ces processus.

II. Matériel et méthodes

II.1. Diagnostic des dynamiques hydrogéologiques et salines en jeu dans l'île de Camargue

Afin d'établir les choix de modélisation les plus pertinents pour représenter les dynamiques hydrologiques et salines dans le territoire que nous étudions, nous avons commencé par identifier les principaux phénomènes hydrogéologiques et liés aux dynamiques salines de l'île de Camargue. Ce travail bibliographique a été effectué par Léonor Bayrare, en stage de césure de 3 mois après un Bachelor en Sciences de la Terre et de l'Environnement à l'Université de Genève, stage que j'ai co-encadré.

II.1.1. Dynamiques hydrogéologiques dans l'île de Camargue

Dans l'île de Camargue, les nombreuses nappes superficielles sont principalement rechargées par l'irrigation de cultures comme le riz (Vallet-Coulomb et al., 2009). Le Rhône ne participe pas directement à l'alimentation de la nappe à cause de la mauvaise perméabilité des terrains. Son influence se limite aux zones qui le bordent (Torres-Rondon, 2013). Les eaux souterraines sont en permanence proches de la surface du sol, à cause du faible dénivelé des terrains par rapport à la mer, l'abondance des plans d'eau superficiels et l'importance de l'irrigation par submersion (Heurteaux, 1969).

Les écoulements horizontaux présentent une très faible vitesse en raison des pentes particulièrement réduites. Cette lenteur s'explique également par la faible perméabilité des sols. La proximité du niveau marin avec celui des terres situées au sud de l'île de Camargue accentue ce phénomène (Torres-Rondon, 2013). Les flux liés à l'évaporation ou l'irrigation sont, par contre, importants (Torres-Rondon, 2013). Nous avons donc choisi de négliger les flux horizontaux souterrains et nous avons considéré essentiellement les flux verticaux dans le développement de MAELIA-Delta.

L'évolution de la piézométrie est saisonnière. Le niveau général des nappes phréatiques oscille entre une valeur proche de la surface du sol pendant l'hiver et une valeur plus profonde l'été, pour les parcelles non submergées (Torres-Rondon, 2013). En saison sèche, d'avril à septembre, les apports d'eau d'irrigation par submersion des zones cultivées en riz élèvent fortement le niveau piézométrique pendant toute cette période. A l'arrêt de l'irrigation, les lentilles d'eau douce accumulée se vident peu à peu, principalement sous l'action de l'évaporation et par écoulement vertical. Les marais sont également soumis à un apport artificiel d'eau par les canaux d'irrigation qui peuvent alimenter la nappe sous ces milieux en été lorsqu'elle est très basse. En période humide d'octobre à mars, les pluies d'automne et d'hiver alimentent directement les nappes d'eau superficielles. Le niveau des eaux souterraines s'élève alors et la surface de la nappe s'homogénéise et se régularise (Torres-Rondon, 2013).

Pour les parcelles de riz étudiées par Torres-Rondon (2013), la variation de la nappe superficielle a une amplitude maximale de l'ordre de 90 cm sur une année. Hors de la période d'irrigation, la nappe superficielle varie principalement par l'influence des précipitations. A l'inverse, l'irrigation est le facteur le plus important de variation. Pour une prairie ou des cultures sèches (comme le blé), l'élévation de la nappe est très impactée par les processus d'évapotranspiration , avec des diminutions de plus de 1,5 m (Torres-Rondon, 2013). Il semble donc qu'il y ait des périodes où la nappe peut descendre plus profondément que la zone racinaire maximale qui est de l'ordre de 1,20 m (BDGSF 2018), notamment en dehors des périodes d'irrigation.

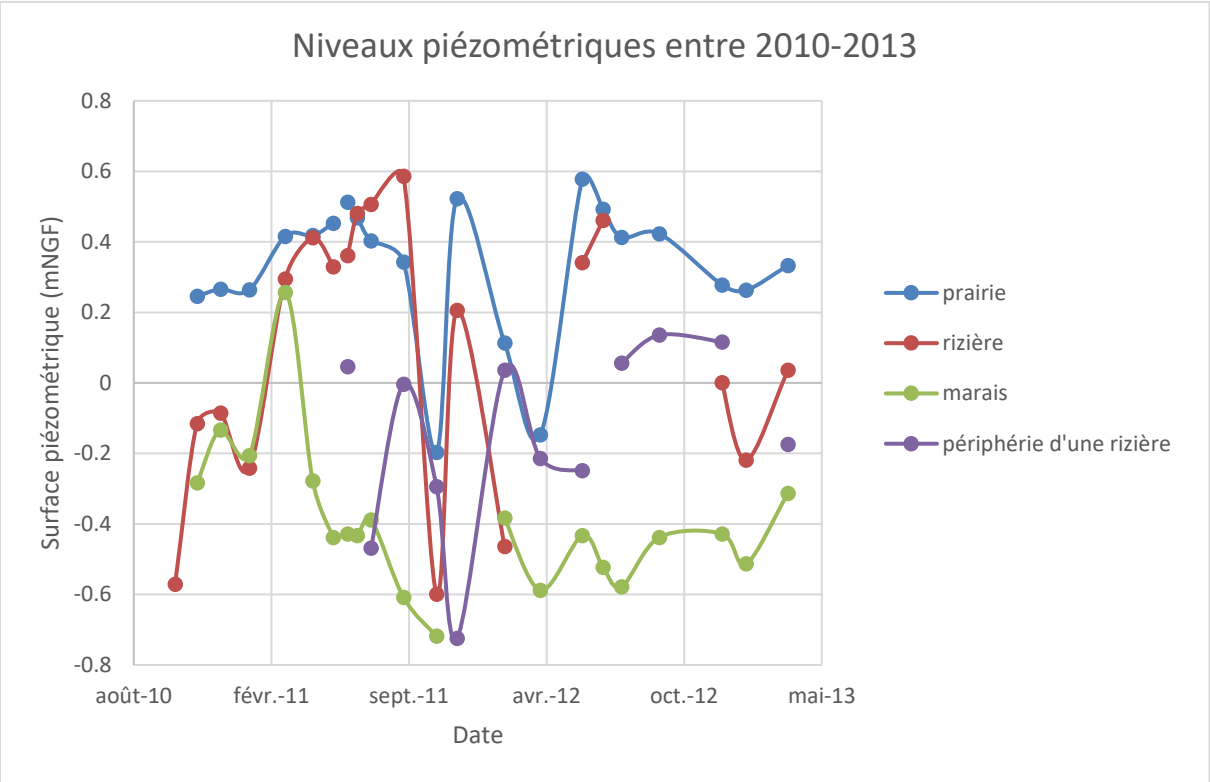


Figure 11 : Niveaux piézométriques entre 2009 et 2013, sur plusieurs points en Camargue, positionnés sur la Figure 12, mesurés dans le cadre de la thèse de Torres-Rondon (2013) et tracés par Léonor Bayrare (2024). La surface du sol est à une altitude de 1.48 mNGF pour la prairie, de 0.46 mNGF pour le marais, de 0.54 mNGF pour la rizière, de 0.27 mNGF pour le point en périphérie d'une rizière.

Les profondeurs maximales de la nappe d'après la Figure 11, pour une prairie seraient d'environ 1.6 m de profondeur sous la surface du sol. En Camargue, notamment pour les rizières, il peut aussi être observé la nappe à affleurement du sol (Heurteaux, 1969; Torres-Rondon, 2013).

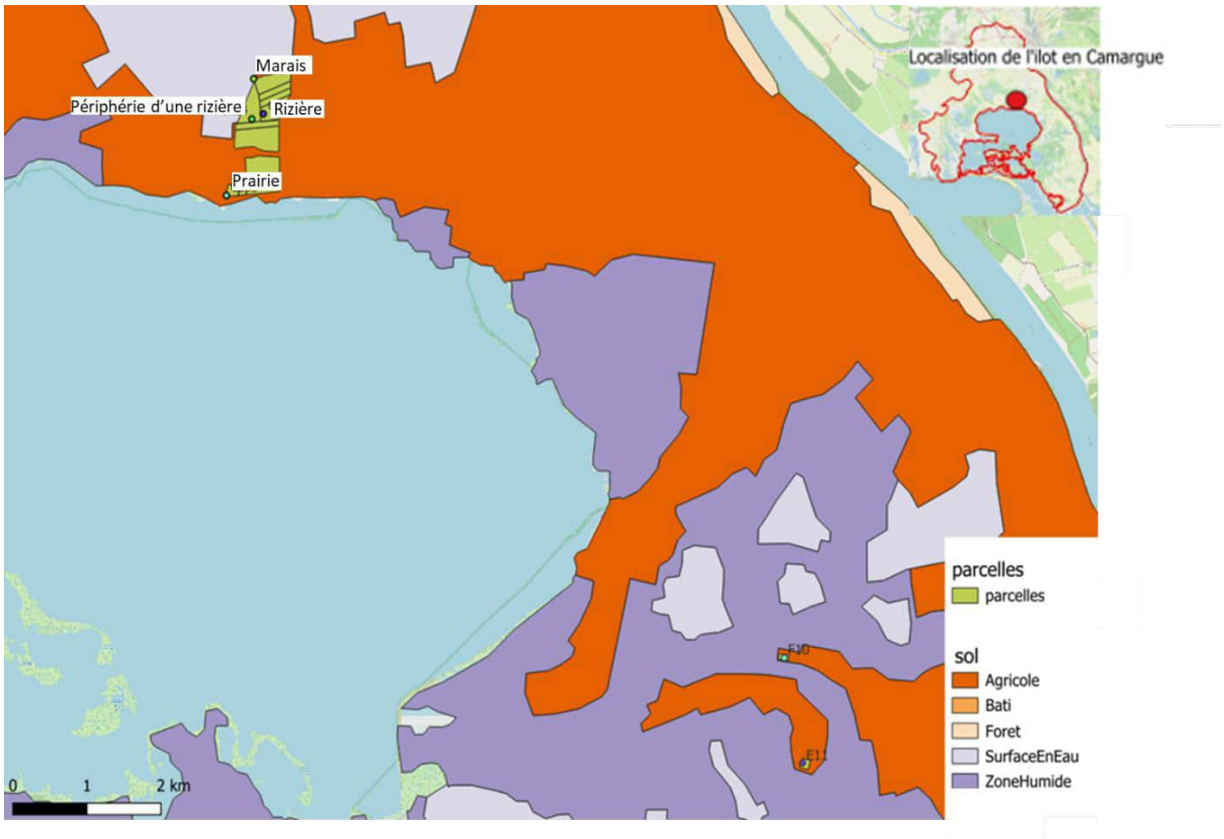


Figure 12 : Localisation des points de mesures des surfaces piézométriques (Bayrare, 2024).

Torres-Rondon (2013) a également montré que l'étang du Vaccarès influençait les niveaux des nappes des zones naturelles et agricoles voisines, sur une zone d'environ 30 m autour du Vaccarès. Quand le niveau du Vaccarès est inférieur à celui de la nappe, les nappes impactées par le Vaccarès en reproduisent les variations à long terme, mais avec un certain retard et une atténuation.

En conclusion, les principaux facteurs d'impacts sur la piézométrie des nappes superficielles dans l'île de Camargue sont :

- Les précipitations
- L'évapotranspiration,
- L'irrigation,
- Le niveau d'eau du Vaccarès, pour les nappes situées à moins de 30 m du Vaccarès.

II.1.2. Dynamiques salines dans l'île de Camargue

En Camargue, la salinité et, plus généralement, la chimie des eaux des nappes superficielles, sont très variables et dépendent de l'héritage historique géologique. La Camargue est constituée de plaines alluvionnaires qui étaient régulièrement inondées par les débordements du Rhône jusqu'à son endiguement au cours du 19ème siècle. Avant l'endiguement, les inondations du Rhône permettaient de dessaler les sols en lessivant le sel par gravité.

Les disparités spatiales de salinité en Camargue sont représentées sur la Figure 13.

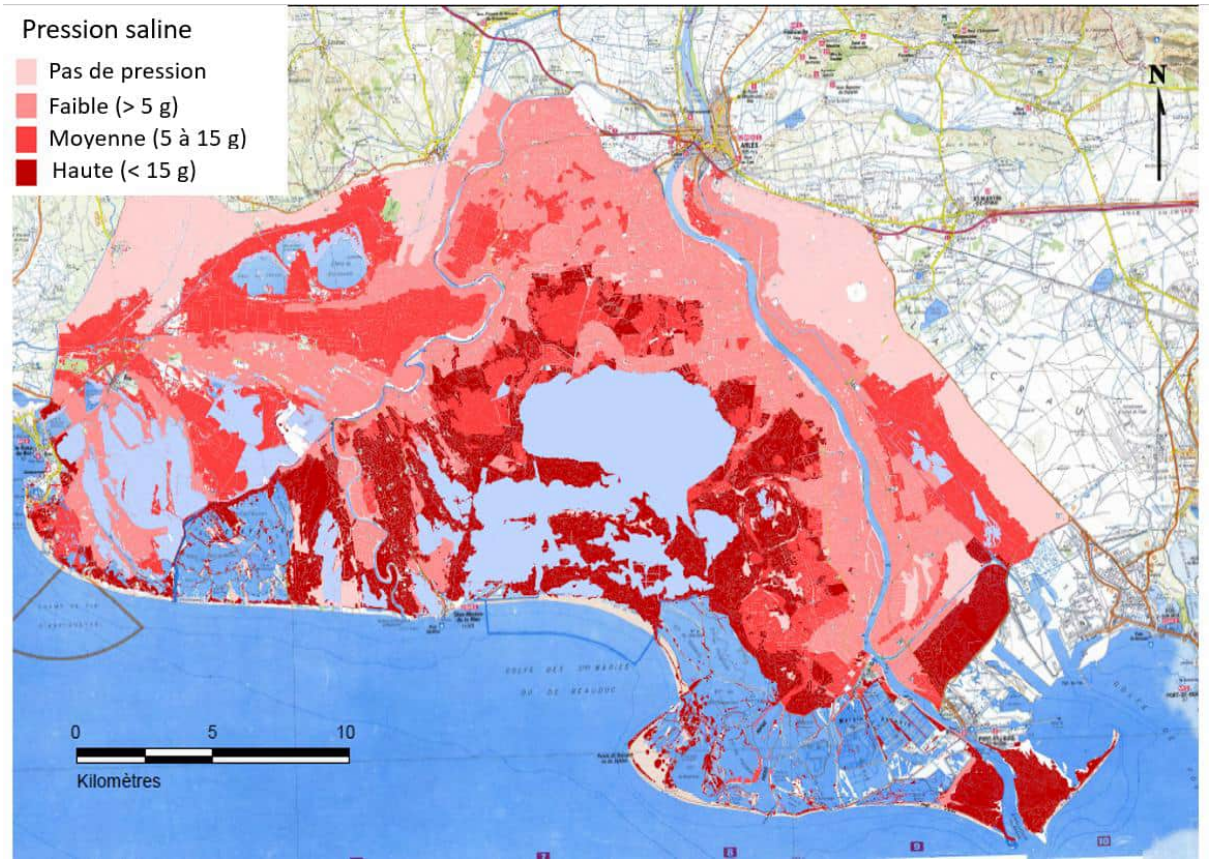


Figure 13 : Carte de répartition de la pression saline dans les sols, dans laquelle l'augmentation de l'intensité du rouge traduit une augmentation de la salinité (g par unité de masse de sol), réalisée par Bertrand Chaussat et Laure Le Quéré, INRA Montpellier UMR Innovation (@Parc Naturel Régional de Camargue, 2010). En noir, est représenté le transect sur lequel des mesures de salinité ont été effectuées dans le cadre de la thèse de Torres-Rondon (2013).

Torres-Rondon (2013) a montré que, dans le transect situé au nord de l'étang de Vaccarès (Figure 12), les processus de salinisation des sols sont faibles à modérés. Ils résultent principalement de l'évapotranspiration de l'eau du sol et des précipitations, tout en demeurant conditionnés par la teneur initiale en sels du sol. Il a aussi été observé une hétérogénéité spatiale concentrée sur un axe Nord-Sud (Torres-Rondon., 2013, aussi observable sur la Figure 13), toutefois modulée par les caractéristiques géomorphologiques locales. Ainsi, la salinité demeure réduite à proximité des paléo-chenaux du Rhône, alors qu'elle atteint des niveaux particulièrement élevés dans les zones de marais (Torres-Rondon, 2013). Durant la période humide, d'octobre à mars, les précipitations favorisent des infiltrations qui contribuent au lessivage des sels dans les zones non irriguées, réduisant ainsi la salinité dans les horizons superficiels. À l'inverse, pendant la saison sèche, d'avril à septembre, les précipitations sont plus faibles ce qui accentue la salinisation. Cette dynamique est fortement influencée par la proximité de la nappe phréatique salée et par la sensibilité des sols à l'évaporation, elle-même fonction de la texture du sol et du contraste de salinité entre les différentes couches d'eau qu'il contient. Enfin le plus souvent en Camargue, la salinité tend à augmenter avec la profondeur du sol (Torres-Rondon, 2013).

En conclusion, les principaux facteurs influençant la salinité de la nappe phréatique dans l'île de Camargue sont la piézométrie et les caractéristiques géomorphologiques locales.

II.2. Ajouts de nouveaux formalismes à MAELIA pour simuler les spécificités de l'île de Camargue et des milieux deltaïques : le modèle MAELIA-Delta

Comme détaillé précédemment, l'île de Camargue, et plus globalement les milieux deltaïques, présentent des spécificités en termes i) de fonctionnement hydrogéologique et hydrosalin, et ii) de types de cultures (cultures submergées comme le riz) qui n'étaient pas modélisées dans MAELIA au démarrage de la thèse. Dans le cadre de la thèse, des modifications de MAELIA ont donc été réalisées. Dans un premier temps nous rappelons les principaux formalismes utilisés dans MAELIA pour simuler la gestion des cultures et la dynamique de l'eau dans les sols et les nappes, que ce soit dans les milieux naturels ou agricoles, et montrons qu'ils ne sont pas adaptés au cas des deltas. Les modifications apportées dans le cadre de la thèse, aboutissant à la version MAELIA-Delta, sont ensuite décrites.

II.2.3. Formalismes relatifs à la gestion des cultures dans MAELIA

Dans MAELIA, les stratégies de conduite des cultures par les agriculteurs sont représentées pour toutes les opérations techniques du système de culture : travail du sol, semis, fertilisation, irrigation, traitements pesticides, récolte et gestion des résidus de culture. Ces stratégies sont décrites à l'aide de règles de décision de type SI-ALORS. Considérant des fenêtres temporelles « garde-fou », ces règles de décision spécifient les conditions requises pour déclencher chaque opération technique : par exemple, la teneur en eau du sol, les conditions météorologiques et/ou le stade de croissance de la plante. Lorsque les conditions de déclenchement sont réunies, les agents agriculteurs effectuent des opérations dans leurs parcelles en fonction du temps nécessaire à chaque opération, de l'emplacement et de la taille de la parcelle. Ainsi, chaque parcelle a une dynamique spécifique qui dépend des caractéristiques du sol et du climat, du système de culture (c'est-à-dire la rotation et des itinéraires techniques (ITK) des cultures) et du type d'exploitation (voir les détails dans Murgue et al., 2014). Dans MAELIA, la dynamique d'irrigation est gérée au niveau du bloc d'irrigation i.e. l'ensemble des parcelles irriguées avec un même matériel d'irrigation. Ces blocs d'irrigation sont définis en début de période d'irrigation, en fonction des surfaces à irriguer et du matériel disponible. Dans la version actuelle de MAELIA, il s'agit uniquement d'une irrigation par aspersion ou goutte à goutte, ne permettant pas de simuler la culture du riz irrigué par submersion, présente dans plusieurs deltas (Genua-Olmedo et al., 2016; Duncan et al., 2017; Mouret, Leclerc, 2018). Par ailleurs, parmi les cultures déjà modélisées dans MAELIA, certaines sont présentes dans les deltas comme le blé ou le tournesol mais d'autres (ex. riz, tomates…) ne sont pas encore paramétrées.

II.2.4. Formalismes relatifs à la dynamique de l'eau dans le sol dans MAELIA

Dans MAELIA, l'hydrologie de la phase sol est discrétisée par unités de réponse hydrologique (hydrologic response units, HRU) correspondant à des zones considérées comme homogènes en matière de type de sol, de couverture du sol et de pente et sont organisées à l'échelle du bassin versant. Lorsque ces HRU correspondent à des surfaces agricoles, elles sont définies comme des HRU-RPG et regroupent un ou plusieurs îlots agricoles. Chaque îlot est lui-même constitué d'une ou plusieurs parcelles. Les HRU-RPG sont simulés avec le modèle AqYield, tandis que les autres HRU, correspondant à d'autres types couverture du sol (désignés comme « milieux naturels » dans la suite du manuscrit), appelés HRU, sont simulées suivant les formalismes de SWAT (Figure 14).

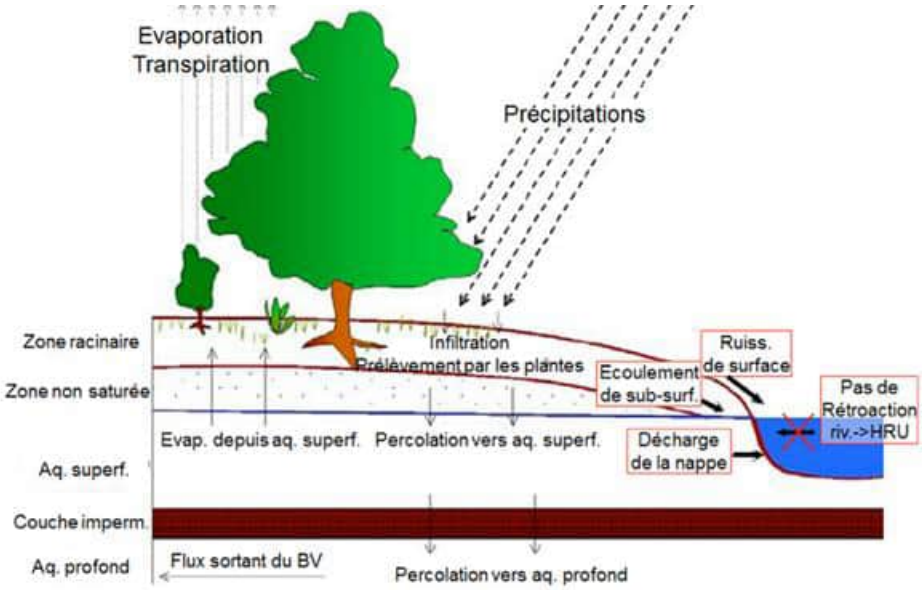


Figure 14 : Représentation schématique du cycle hydrologique pour un HRU dans MAELIA (image issue de http://maelia-platform.inra.fr)

Dans MAELIA, les flux d'eau dans chaque HRU sont simulés selon le formalisme de la phase sol de la version 2009 de SWAT (Neitsch et al., 2009, Figure 14). La structure de la phase sol est composée de la zone racinaire, un aquifère superficiel et un aquifère profond. Elle permet de calculer à un pas de temps journalier les flux d'eau : ruissellement de surface, infiltration d'eau de la surface vers la zone racinaire, percolation de la zone racinaire vers l'aquifère superficiel et de l'aquifère superficiel vers l'aquifère profond, remontées capillaires et écoulement de sub-surface latéral au niveau de la zone racinaire, et un écoulement latéral de « décharge de nappe » au niveau de l'aquifère superficiel.

Chaque jour de calcul, chaque HRU transfère vers le cours d'eau principal auquel il est associé la quantité d'eau égale à la somme du ruissellement de surface, de l'écoulement de sub-surface et de la décharge de nappe.

Pour les HRU, le ruissellement est calculé selon la méthode des Curve Numbers du SCS (USDA Soil Conservation Service, 1972), et ne permet pas dans le cas de milieux à pente nulle, de simuler de l'accumulation d'eau à la surface du sol sur plusieurs jours**,** comme cela est observé en Camargue suite à de fortes pluies.

Le formalisme de la phase Sol de SWAT utilisé dans MAELIA ne permet également pas de simuler le phénomène de remontée de nappe dans les sols, régulièrement observé en Camargue, avec une nappe qui peut remonter jusqu'à affleurement de la surface du sol. Ce formalisme ne permet pas non plus de simuler la dynamique du sel, à la différence de versions plus récentes de SWAT (Bailey et al., 2019).

Dans le cas d'un milieu agricole (HRU-RPG), le formalisme utilisé est celui du modèle AqYield (Constantin et al., 2015), qui permet de simuler la dynamique des systèmes sol-culture et les flux d'eau dans le sol associés (Therond et al., 2014; Murgue et al., 2015)(Figure 15).

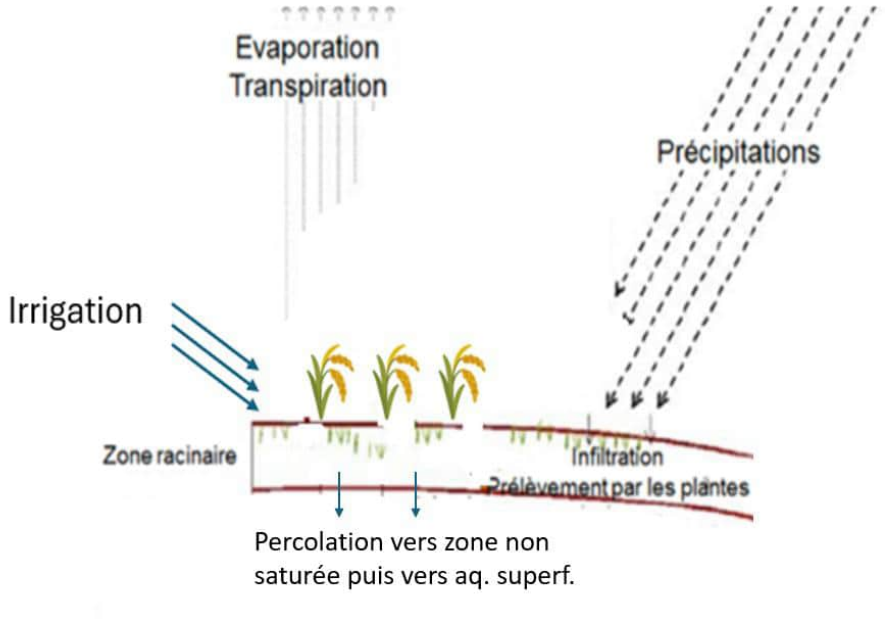


Figure 15 : Représentation schématique du cycle hydrologique pour un HRU-RPG dans le modèle AqYield de MAELIA. Figure adaptée d'une image issue de http://maelia-platform.inra.fr.

A la différence des milieux naturels (HRU), pour lesquels le formalisme de SWAT est utilisé, le modèle AqYield ne simule que la zone racinaire, sans modéliser de nappe superficielle et de zone transitoire non saturée. Dans AqYield, la zone racinaire est modélisée par quatre compartiments emboités :

- L'horizon de surface (horizon de surface),
- L'horizon de travail du sol, qui correspond à la zone sur laquelle les travaux du sol ont lieu (labour etc). Cet horizon de travail englobe celui de surface.
- L'horizon racinaire, qui correspond à la profondeur des racines des cultures au pas de temps considéré. Le compartiment racinaire englobe le compartiment de travail du sol, et donc celui de surface.
- L'horizon « total », qui correspond à la profondeur racinaire maximale dans son ensemble. Il englobe les trois autres compartiments.

AqYield est un modèle à pas de temps journalier. Au cours de la simulation, les profondeurs des horizons de travail et total ne varient pas. Celles horizons de surface et racinaire varient, en fonction des opérations de travail du sol et de la croissance des racines, respectivement.

La quantité d'eau maximale que peut contenir chacun des quatre horizons est caractérisée par leur réservoir utilisable, soit la teneur en eau à la capacité au champ moins la teneur en eau au point de flétrissement, ces grandeurs étant calculées en début de simulation à partir des caractéristiques des sols. Pour chaque jour simuler, les teneurs en eau des 4 compartiments sont calculées en fonction de plusieurs paramètres dont le stade de développement de la plante, la quantité d'eau d'irrigation, la pluie et l'évaporation et la transpiration des cultures. L'ensemble de ces paramètres, ainsi que la description complète des équations d'AqYield, est fourni dans Constantin et al. (2015).

Dans sa version actuelle AqYield ne modélise pas i) de nappe souterraine et ii) de zone transitoire non

saturée entre la nappe et la zone racinaire (Figure 15). Tous les jours, les flux d'eau de ruissellement et de percolation de chaque parcelle simulée par AqYield sont renvoyés à la phase sol décrite ci-dessus. De plus, le fait que la quantité d'eau ne puisse pas dépasser le réservoir utilisable, c.-à-d. qu'il n'y ait pas de représentation du volume d'eau du sol sous l'influence de la gravité, implique qu'il n'est pas réellement possible de simuler de remontée d'eau de la nappe dans la zone racinaire et jusqu'à affleurement du sol, comme cela est observé en Camargue et plus généralement dans les milieux deltaïques à faibles pentes.

De plus, dans AqYield, le calcul de l'infiltration ne permet pas de simuler un stockage d'eau à la surface du sol : toute l'eau qui ne ruisselle pas s'infiltre dans sa totalité, ne permettant pas d'avoir une lame d'eau à la surface comme pour l'irrigation par submersion utilisé pour la culture du riz.

Enfin, AqYield ne simule pas la dynamique du sel. De nouvelles fonctionnalités doivent donc être développées pour adapter MAELIA aux spécificités d'un système deltaïque camarguais, caractérisé par des cultures submergées, et des remontées de nappe salée.

II.2.5. Développements de nouvelles fonctionnalités dans MAELIA : le modèle MAELIA-Delta

Pour développer MAELIA-delta, les nouveaux formalismes intégrés dans MAELLIA concernent : i) les stratégies d'irrigation en lien avec la culture du riz (submersion), nécessitant notamment la création d'un réservoir d'eau de surface, ii) l'eau gravitaire du sol et le calcul de l'altitude de la nappe pour simuler le fonctionnement hydrique d'un sol submergé et les remontées de nappes jusqu'à la surface du sol, iii) la dynamique du sel et le calcul des bilans salins, iv) la calibration de nouvelles cultures (riz, tomate) et la prise en compte de l'influence de la salinité sur leur rendement.

Dans le temps imparti pour la thèse, ces modules n'ont été développés que pour les zones agricoles.

II.2.5.a. Implémentation de nouvelles stratégies d'irrigation en lien avec la culture du riz

Comme expliqué ci-avant, dans MAELIA, l'irrigation est simulée pour l'aspersion et le goutte à goutte. Pour MAELIA-Delta, de nouvelles stratégies d'irrigation ont dû être définies pour les cultures submergées et notamment la culture du riz en Camargue. Pour le riz, il est nécessaire de pouvoir représenter des alternances entre assec et lame d'eau sur la parcelle.

Dans le cadre du stage d'Aurore Moulin (Moulin, 2024), pour acquérir les connaissances sur les stratégies d'irrigation du riz nous avons conduit des entretiens avec des experts : un riziculteur en conventionnel, un expert de la Tour du Valat ayant mis en œuvre une conduite de culture du riz en biologique et une experte d'Arvalis.

Pour ces entretiens, nous avons créé une grille d'entretien visant à décrire les opérations techniques pour chaque culture et son précédent, pour deux types d'exploitation, biologique ou conventionnelle. Les grilles d'ITK pour les différentes cultures sont présentées en annexe 10.

Sur la base de ces entretiens, nous avons défini une architecture paramétrable de représentation de différentes stratégies d'irrigation par submersion (Figure 16) :

- 1/ « Maintien de niveau d'eau » : sur certaines périodes (notamment en début de période culturale), le but de l'agriculteur va être de maintenir un niveau d'eau cible. Pour le riz en

Camargue, il peut être décrit des objectifs de maintien d'eau différents suivant si la parcelle est en agriculture conventionnelle ou biologique, soit environ 10 et 15 cm respectivement. La période temporelle concernée est bornée par le semis du riz et le début de la période de surverse. Lors des assecs durant cette période, cette opération est stoppée. Dans la Figure 16, un exemple de définition de cette période est donné entre le 120 et 200ème jour de l'année, avec des assecs aux jours 128 et 150.

- 2/ « Surverse » : lorsqu'un stade phénologique cible de la plante est atteint (paramétrable pour un ITK donné), l'agriculteur va chercher à limiter la formation d'algues sur les parcelles en permettant une circulation de l'eau via la surverse. Il va donc pomper en continu de l'eau des canaux d'irrigation vers la parcelle sur cette période et l'eau en surplus va se déverser par surverse dans les canaux de drainage. La période est déclenchée par un stade phénologique donné et s'arrête par l'assec de la parcelle spécifique à la récolte. Dans la Figure 16, un exemple de définition de cette période est donné entre le 200ème jour de l'année et le jour où le stade de croissance de la plante dépasse le stade de maturité, quelques jours avant la récolte.
- « Assec de la parcelle » : suivant les stratégies de conduite des agriculteurs ces assecs peuvent être réalisés pour :
    - 3/ Réaliser un faux semis avant le semis. Dans la Figure 16, 15 jours d'irrigation avant le semis, puis une période de 5 jours d'assec pour permettre le faux semis avant le semis.
    - 4/ Assurer un bon enracinement de la plante. Dans ce cas l'assec est déclenché pour un stade de végétation donné, paramétrable. Dans la Figure 16, le stade phénologique défini en entrée est le 128ème jour de l'année.
    - 5/ Appliquer des produits phytosanitaires en fonction de l'abondance des adventices. Dans le cadre de cette thèse, les adventices ne sont pas simulées. La modélisation de l'assec pour application d'herbicides est donc déclenchée en considérant comme critère un nombre de jours passés depuis le semis. Dans la Figure 16, 30 jours séparent l'épandage des produits phytosanitaires du semis.
    - 6/ Permettre la récolte : Un assec est déclenché avant la récolte lorsque la culture a atteint le stade de maturité. Dans la Figure 16, la récolte du riz est le 270ème jour de l'année.

  Un assec va permettre de complètement vider l'eau de la parcelle en la transférant vers les canaux de drainage agricoles.

  Les assecs sur la parcelle peuvent être déclenchés pendant la période de maintien de niveau d'eau, comme illustré Figure 16 avec un maintien du niveau d'eau entre le 120 et 200ème jour de l'année, et des assecs aux jours 128 et 150.

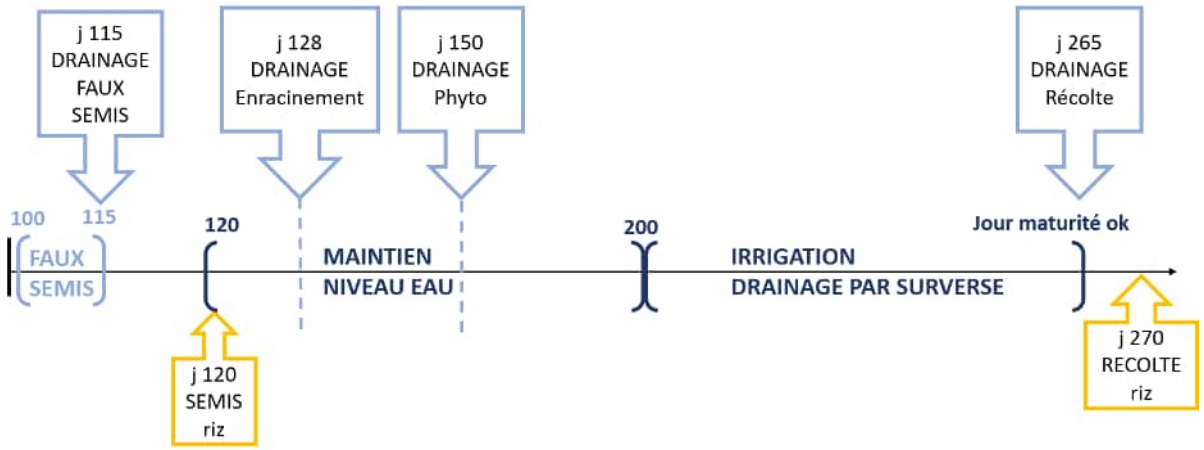


Figure 16 : Exemple d'une frise chronologique des différentes opérations techniques pour un riz avec une irrigation submergée. Tous les jours notés sur cette figure sont en jour julien, le bleu clair correspond aux bornes de jour d'un faux semis et en bleu foncé les bornes de jours de période d'irrigation une fois le semis réalisé. En jaune, les flèches représentent les opérations techniques correspondant au riz (semis et récolte) tandis qu'en bleu ce sont les opérations techniques spécifiques au drainage.

L'ajout de ces opérations s'est fait en utilisant le formalisme déjà existant de MAELIA qui se base sur des règles de décision « SI condition remplie - ALORS déclenchement de l'opération ». Nous avons ainsi codé pour les 6 opérations d'irrigation du riz des règles de décision, avec des conditions de déclenchement relatives à la hauteur d'eau dans la parcelle, au stade de développement du riz, et à des fenêtres temporelles pour lesquelles l'opération est autorisée.

Il convient de préciser les hypothèses de fonctionnement du modèle relatives à l'irrigation. Dans la version actuelle de MAELIA-Delta, les canaux d'irrigation ne sont pas explicitement modélisés : l'irrigation est traitée comme une donnée d'entrée du modèle, ce qui revient à supposer une disponibilité en eau illimitée dans les réseaux de distribution. Cette hypothèse simplificatrice implique que le modèle ne représente pas les situations d'irrigation mal conduite (sous-irrigation, sur-irrigation, décalages de calendrier) ni les cas d'irrigation absente ou contrainte, qui pourraient résulter par exemple de nouvelles normes de régulation de la ressource, de restrictions de pompage dans le Rhône ou d'épisodes de sécheresse limitant les apports disponibles. En d'autres termes, la demande en eau agricole est satisfaite sans contrainte dans les simulations actuelles, quelle que soit la pression exercée sur la ressource.

Par ailleurs, nous avons codé dans MAELIA-Delta un nouveau réservoir d'eau de surface qui permet de simuler cette irrigation par submersion. L'implémentation de ce réservoir de surface a nécessité de modifier les formalismes de MAELIA en termes (i) d'infiltration de l'eau de la surface vers le sol, (ii) d'évaporation de cette eau de surface.

II.2.5.b. Modification pour MAELIA-Delta du calcul de l'infiltration existant dans MAELIA

Dans MAELIA, le calcul de l'infiltration (mm) se fait pour chaque parcelle agricole selon les équations (1) et (2) :

$$Infiltration = P + Irr - Ruissellement \qquad (1)$$

$$\text{Avec} \quad Ruissellement = \left(P + Irr - k * min\left(1; \frac{RUs}{RU_6cm}\right)\right) * \left(\frac{Pente^2}{100}\right) \quad (2)$$

Avec :

- Ruissellement : la quantité d'eau qui ruisselle hors de la parcelle, vers le cours d'eau principal à laquelle cette parcelle est associée par l'intermédiaire de son HRU-RPG (mm/jour)
- P : la pluie (mm/jour)
- Irr : l'eau apportée par irrigation (mm/jour)
- k : la perméabilité du sol (mm/jour)
- RUs : le réservoir utilisable du réservoir de sub-surface d'AqYield (mm/jour)
- RU_6cm (mm/jour) : réservoir utilisable sur les 6 premiers centimètres du sol
- Pente : la pente de la parcelle (%)

Cette formulation ne permet pas de stockage d'eau à la surface du sol. Toute l'eau qui ne ruisselle pas s'infiltre tant que la capacité d'infiltration maximale n'est pas dépassée.

Le besoin de stocker de l'eau en surface pour simuler l'irrigation par submersion nécessite la mise en place d'une vitesse maximale d'infiltration dans le sol qui soit plus finement représentée que par le paramètre d'entrée perméabilité qui est fixé à dire d'expert (Figure 17).

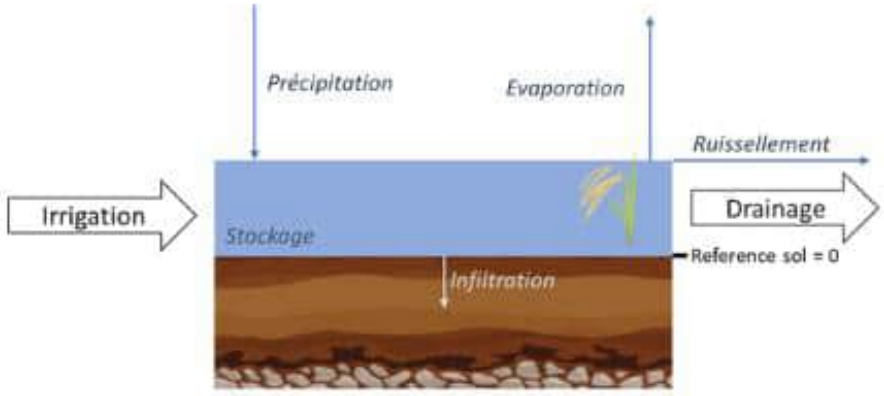


Figure 17 : Schéma du réservoir de surface rajouté dans MAELIA au cours de la thèse (nouvelle version MAELIA-Delta), avec les flux hydrologiques naturels et anthropiques par les canaux (irrigation et drainage).

Dans un souci de simplicité et de limitation des données d'entrée à fournir, nous avons décidé dans le cadre de la thèse d'utiliser le formalisme simplifié suivant :

- De l'eau présente à la surface de la parcelle peut s'infiltrer dans le sol si celui-ci n'est pas saturé en eau dans sa totalité, comme cela peut être observé pour des situations de remontée de nappe phréatique à affleurement de la surface du sol. Ce phénomène de remontée de nappe n'existe pas dans MAELIA, il a donc également été codé dans le cadre de cette thèse et est présenté plus loin dans ce manuscrit.
- Dès lors que de l'eau peut s'infiltrer dans le sol, elle le fait à une vitesse égale à la conductivité hydraulique à saturation (Ks) du sol. Dans une première approche, nous n'avons pas considéré que la vitesse d'infiltration variait en fonction d'une différence de charge comme pour la loi de Darcy.

II.2.5.c. Ajout dans MAELIA-Delta d'un calcul d'évaporation de l'eau du réservoir de surface

L'évaporation de la lame d'eau dans le réservoir de surface est représentée en nous basant sur les travaux de Chauvelon (1996) et les formules de Penman (1948).

L'évaporation de Penman (1948) peut être calculée à l'aide de l'équation (3) suivante :

$$E = \frac{\gamma}{P'+\gamma} \cdot E_a + \frac{P'}{P'+\gamma} \cdot E_r \qquad (3)$$

Avec E l'évaporation (mm/jour), E_a, le pouvoir évaporant advectif (mm/jour) ; E_r, le pouvoir évaporant radiatif (mm/jour) ; γ, le rapport de Bowen = 0.67 à 1 013 hPa ; P' est la dérivée de la fonction donnant la pression de vapeur saturante pour une valeur de température (hPa) où $P(T) = 4.063 \cdot 10^{-5} \cdot \exp(0.0609 \cdot T)$.

On calcule empiriquement les termes advectif et radiatif de la façon suivante :

$$E_a = 0.26 \cdot (P - PS) \cdot (1 - 0.54 \cdot U) \quad (4)$$

Avec P, la tension de vapeur à la température de l'air (hPa); PS est la tension de vapeur à saturation (hPa) ; U est la vitesse moyenne du vent (m/s) à 2m.

$$E_r = (1 - alb) \cdot R_g - \varepsilon \cdot \left(\sigma \cdot T^4 \cdot \left(0.56 + 0.08 \cdot \sqrt{P} - 1\right)\right) \quad (5)$$

Avec alb, l'albédo (sans unité) ; R_g le rayonnement net (J/cm²); ε le coefficient d'absorption/émission du rayonnement de grande longueur d'onde, T la température (K), et la constante de Stefan-Boltzmann :

$$\sigma = 4\,924 \cdot 10^{-10}\, J/cm^2/K^4/jour \quad (6)$$

L'équation de E_r est une estimation du terme radiatif de l'évaporation en J/cm². Pour obtenir une valeur en mm, nous la divisons par la chaleur latente de vaporisation de l'eau L, pour t entre 4 et 30°C, L = 250 – 0.237 t.

Pour estimer l'évaporation de cette lame d'eau, nous avons utilisé des paramètres spécifiquement calibrés pour la Camargue par Chauvelon (1996), notamment avec un albédo fixé à 5 %.

Lors de la submersion, nous considérons que l'évaporation de la couche de sol est négligeable par rapport à l'évaporation de la lame d'eau libre du réservoir de surface (Chauvelon, 1996).

Dans le cadre de la thèse ces équations ont été introduites dans le modèle AqYield de MAELIA-Delta.

II.2.5.d. Ajout dans MAELIA-Delta du phénomène de remontée de nappe

II.2.5.d.i. La modélisation des nappes dans MAELIA

Dans MAELIA les nappes sont définies à l'échelle du sous-bassin versant c'est à dire. qu'il n'y a qu'une nappe phréatique par sous-bassin versant (contenant un cours d'eau principal). Chaque sous bassin-versant, appelé zone hydrographique ci-après, contient plusieurs HRUs et HRU-RPGs. Chaque HRU-RPG peut contenir plusieurs parcelles agricoles (Figure 18). Ici, nous avons fait l'hypothèse d'un sol homogène sur l'ensemble de la nappe des HRU-RPG, les tronçons fictifs de nappe correspondant à chaque parcelle ayant donc les mêmes caractéristiques de sol (porosité).

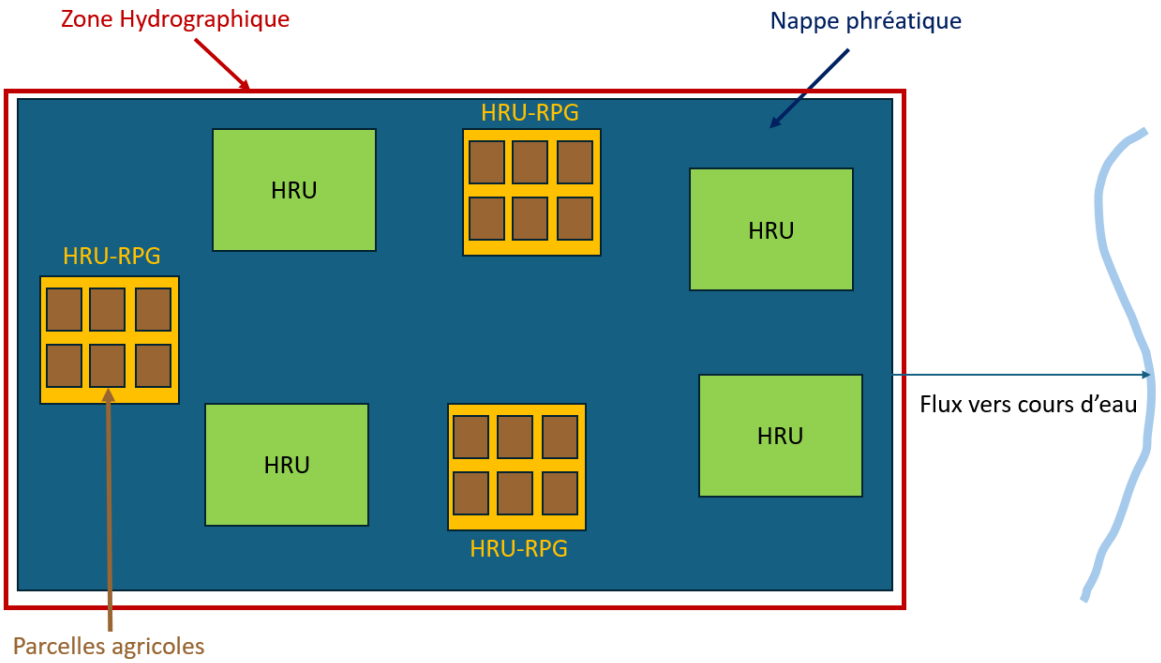


Figure 18 : Définition spatiale d'une nappe dans MAELIA. Dans ce schéma, la zone hydrographique est en rouge, la nappe phréatique est en bleu, les HRU en vert, les HRU-RPG en jaune et les parcelles agricoles en marron.

Au niveau des HRUs et des HRU-RPGs, les flux d'eau entre la surface du sol, la zone racinaire, la nappe superficielle, la nappe profonde et le cours d'eau principal sont calculés selon le formalisme de SWAT (en bleu sur la Figure 19) ou de AqYield (en marron sur la Figure 19).

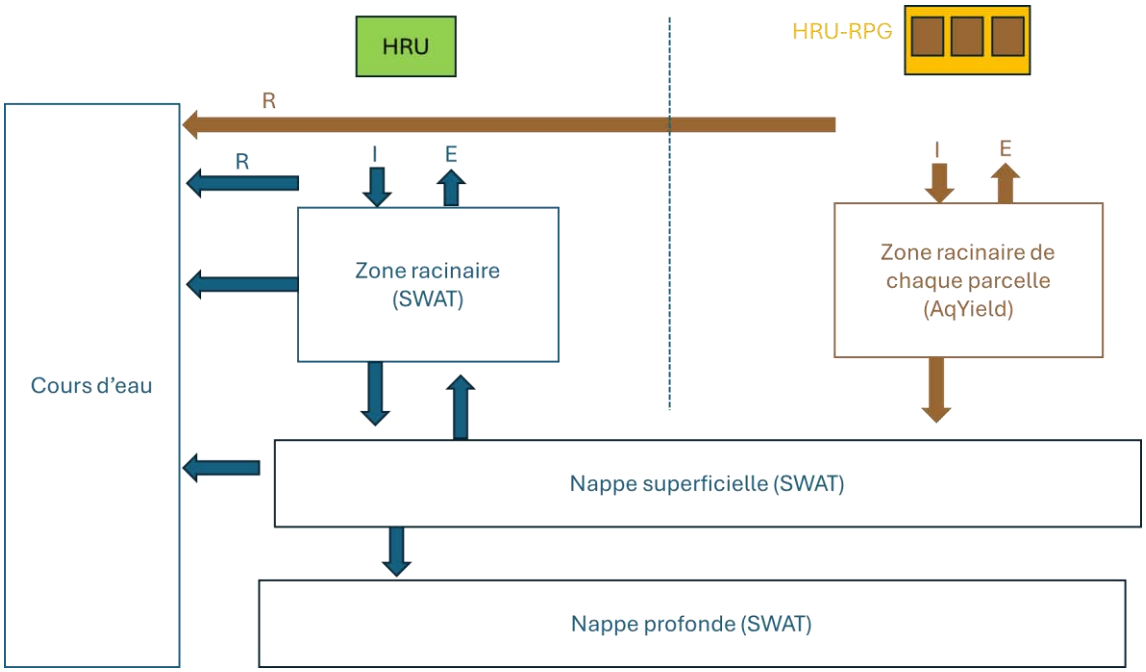


Figure 19 : Schéma simplifié des principaux flux d'eau entre la surface du sol, la zone racinaire, la nappe superficielle, la nappe profonde et le cours d'eau principal modélisés dans MAELIA, selon le formalisme de SWAT (en bleu) ou de AqYield (en marron). « I » : Infiltration, « E » : Evapotranspiration, « R » : Ruissellement.

Pour les parcelles agricoles, il n'existe ainsi pas de possibilité de transfert d'eau de la nappe superficielle vers la zone racinaire.

II.2.5.d.ii. Choix de modélisation des nappes dans MAELIA-Delta

Définition spatiale des différents agents modélisés (parcelles, nappes, zone hydrographique, HRU, HRU-RPG)

En Camargue, et plus généralement dans les milieux deltaïques à faible pente, la mise en eau d'une parcelle agricole peut avoir une influence très localisée sur les parcelles voisines, par le biais des écoulements latéraux souterrains qu'elle induit. Ces transferts latéraux de l'eau salée proche du sol peuvent contribuer à la salinisation des parcelles voisines (Heurteaux, 1969; Torres-Rondon, 2013, chapitre 1). Pour pouvoir simuler ce phénomène, nous avons donc fait le choix de créer une nappe pour chaque HRU-RPG. L'ensemble des parcelles composant un même HRU-RPG est ainsi connecté à une nappe commune (Figure 20), sur laquelle elles exercent une influence et par laquelle elles sont réciproquement impactées, notamment en fonction du niveau et de la salinité de la nappe commune. Une démarche similaire pourra être appliquée aux HRU, mais n'a pas pu être réalisée dans le temps imparti pour la thèse. Dans le cadre de la thèse, aucun échange d'eau entre les différentes nappes ainsi créées n'a été implémenté.

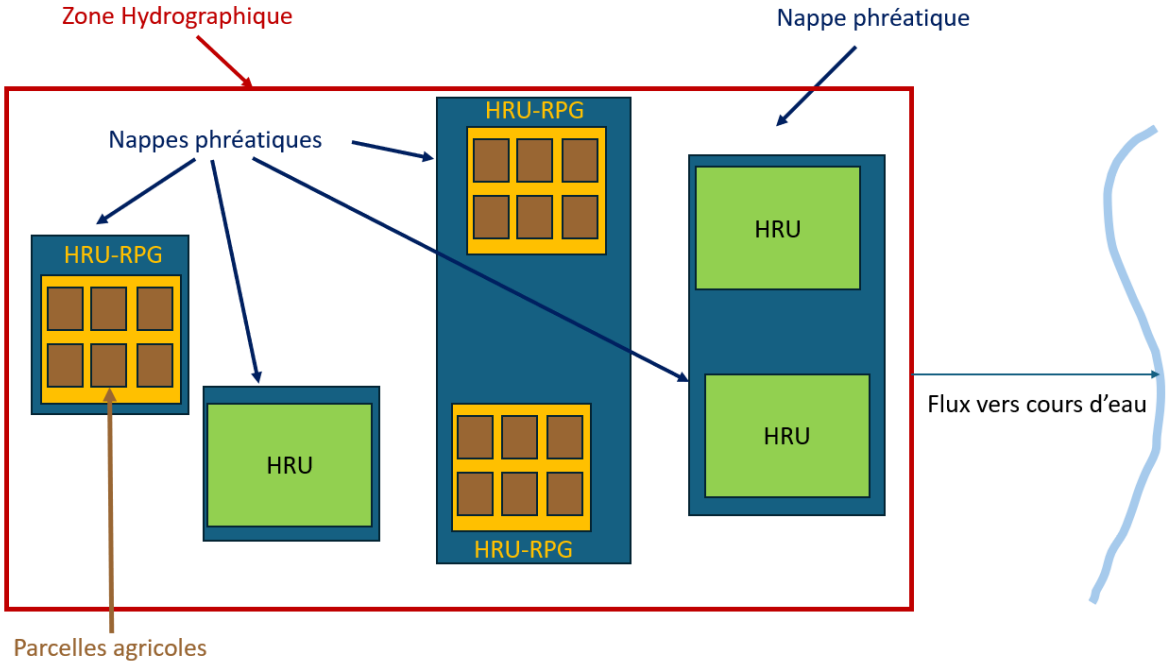


Figure 20 : Représentation des nappes dans MAELIA-Delta. Il existe une nappe pour chaque HRU-RPG et chaque HRU. Dans le cadre de la thèse seules les dynamiques de remontée de nappe sous les HRU-RPG ont été implémentées.

Zone transitoire

Pour pouvoir simuler les remontées de nappes, parfois jusqu'à affleurement de la surface du sol, qui peuvent survenir en Camargue, nous avons pour chaque parcelle ajouter une zone transitoire (« ZT » sur la Figure 21), non saturée en eau, et localisée entre la zone racinaire et la nappe superficielle.

Cette zone transitoire est présente dans le modèle lorsque l'altitude de la nappe est inférieure à l'altitude de la zone racinaire maximale. L'altitude basse de cette zone de transition correspond alors à l'altitude de la nappe. C'est la zone non saturée par la nappe sous la zone racinaire maximale. Des remontées capillaires de la nappe vers la zone transitoire, et de la zone transitoire vers la zone racinaire ont également été implémentés. Cette zone transitoire a un réservoir associé contenant l'eau transitant de la zone racinaire vers la nappe et de la nappe vers la zone racinaire. Une seule nappe est sous l'ensemble de ces parcelles. Des calculs intermédiaires sont alors faits sur des tronçons fictifs de nappe sous chacune des parcelles.

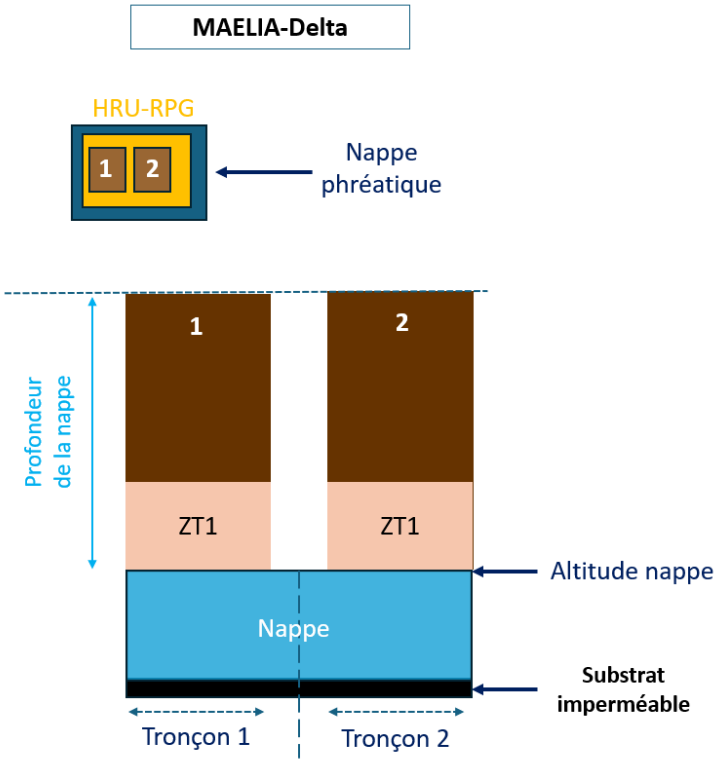


Figure 21 : Vue verticale de la représentation des HRU-RPGs et de leurs parcelles MAELIA-Delta. La nappe commune (bleu) à l'ensemble des parcelles d'un HRU-RPG (jaune) a des échanges d'eau avec chacune de ces parcelles (marron). En beige, est représenté l'intégration d'un réservoir transitoire.

Prise en compte de l'eau gravitaire

Dans MAELIA, pour les zones agricoles, toute l'eau présente dans la zone racinaire qui dépasse la capacité au champ percole vers la nappe à laquelle la parcelle agricole est rattachée par le biais de son HRU-RPG. Il n'est donc pas possible de simuler une saturation en eau de la zone racinaire lors de remontées de nappes, notamment comme cela peut être le cas lors d'irrigation par submersion. Pour représenter la saturation du sol en eau et la remontée de nappe associée, nous avons intégré dans le modèle AqYield deux réservoirs d'eau gravitaire, un dans la zone racinaire et un dans la zone transitoire. L'eau gravitaire représente la quantité d'eau comprise entre la capacité au champ et la teneur en eau à saturation (Figure 22).

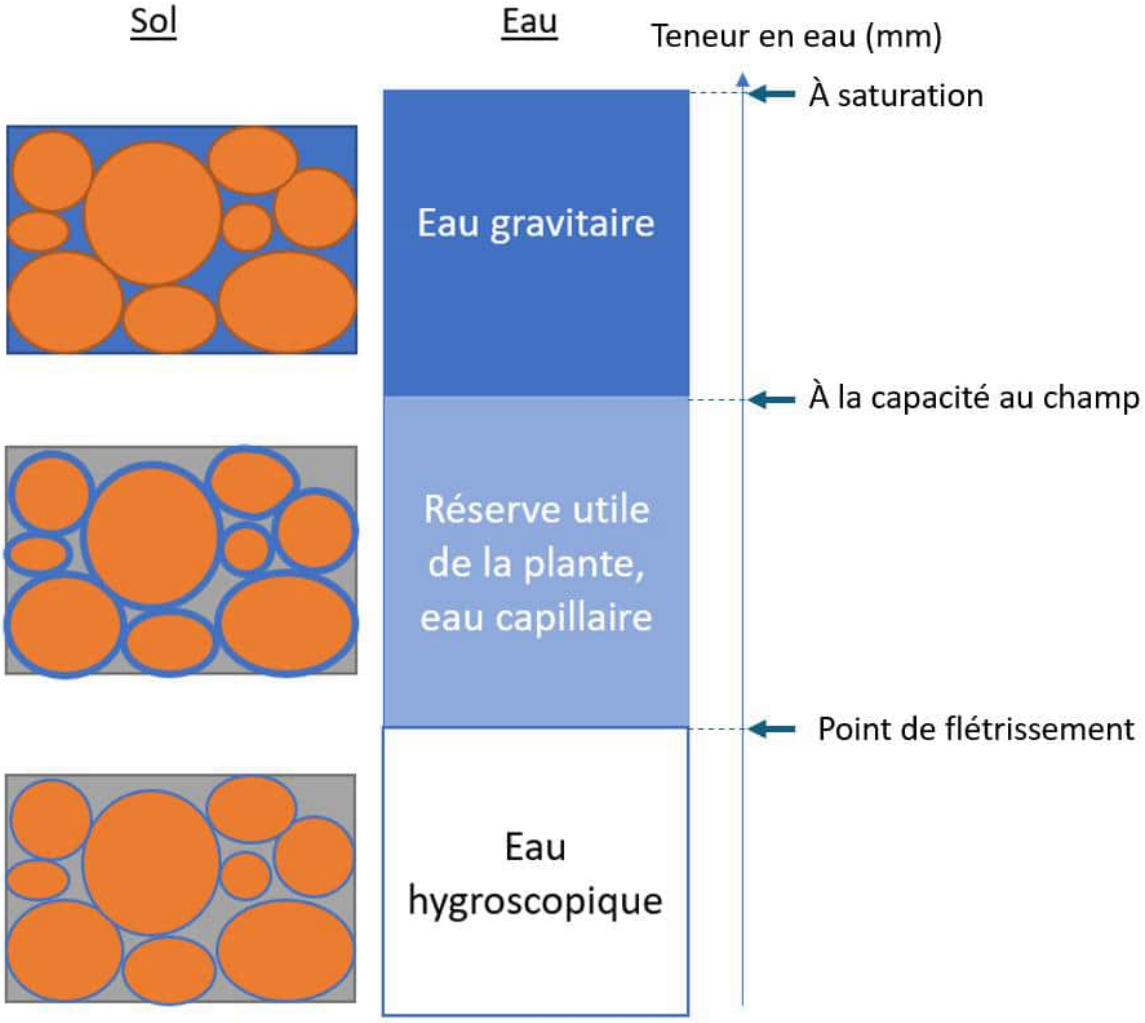


Figure 22 : Schéma représentant l'eau dans le sol en fonction de différents stades : saturation, capacité au champ, point de flétrissement, pour différents réservoirs respectivement contenant l'eau gravitaire, la réserve utile de la plante, l'eau capillaire et l'eau hygroscopique. Sont représentés en orange les grains dans le sol et en bleu l'eau retenue.

Calcul des variations du niveau de la nappe au niveau de chaque parcelle

Dans le cadre de cette thèse, le phénomène de remontée de nappe avec SaltMod n'a été implémenté que pour les HRU-RPGs. Cette implémentation passe par l'ajout dans MAELIA du calcul de l'altitude de la nappe à chaque pas de temps (pas de temps journalier dans MAELIA et MAELIA-Delta).

Pour chaque parcelle des HRU-RPGs, le calcul de l'altitude de la nappe se fait pour chaque tronçon fictif de nappe (Figure 23) située sous la parcelle car les bilans hydriques journaliers sont effectués à cette échelle-là dans un premier temps. Dans un deuxième temps, un bilan journalier est fait sur la totalité de la nappe du HRU-RPG pour calculer l'altitude sur l'ensemble de celle-ci. Ce bilan à l'échelle de la nappe totale est présenté ci-après.

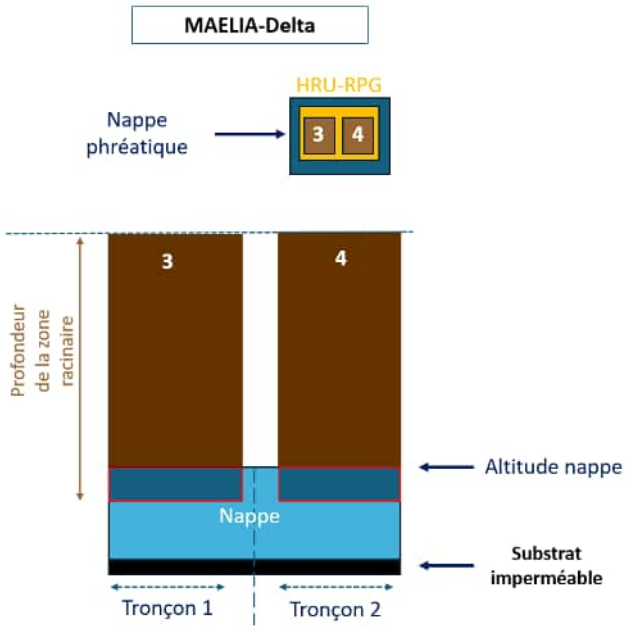


Figure 23 : Vue verticale de la représentation des HRU-RPGs et de leurs parcelles MAELIA-Delta. La nappe commune (bleu) à l'ensemble des parcelles d'un HRU-RPG (jaune) a des échanges d'eau avec chacune de ces parcelles (marron). En rouge, est représenté l'intégration d'un réservoir d'eau gravitaire.

L'algorithme de calcul de l'altitude de nappe au jour *i* dépend de l'altitude de la nappe au jour *i*-1 suivant différentes situations :

a) **Cas 1 : l'altitude de la nappe au jour *i*-1 est en dessous de la limite de la zone racinaire maximale (e.g. parcelles 1 et 2 Figure 23)**

Dans ce cas, les réservoirs d'eau gravitaire de la zone de transition et la zone racinaire sont vides.

Pour cette configuration, deux formalismes différents ont été implémentés pour le calcul de l'altitude de la nappe au jour *j* : un formalisme reposant sur celui de SWAT (Neitsch et al., 2009), et un autre reposant sur celui de Saltmod (Oosterbaan, 2000). Dans les deux formalismes le calcul de l'altitude de nappe repose sur des bilans de volume au niveau de la nappe totale.

- **Avec le formalisme de Saltmod,** l'altitude de la nappe est calculée avec l'équation (7) :

$$z_{nappe,i} = z_{nappe,i-1} + \frac{perc_{ZR} - perc_{nappe_{profonde}} - cap - ET}{porosite} \qquad (7)$$

Avec :

$z_{nappe,i}$: altitude de la nappe au jour i, (mm)

$z_{nappe,i-1}$: altitude de la nappe au jour i-1, (mm)

$perc_{ZR}$: percolation de la zone racinaire vers la nappe superficielle (mm/jour)

$perc_{nappe_profonde}$: percolation de la nappe superficielle vers la nappe profonde (mm/jour)

cap : remontées capillaires de la nappe superficielle vers la zone racinaire (mm/jour)

ET : évapotranspiration (mm/jour)

$porosite$: Porosité (-)

Avec cette formulation, on ne code pas de transfert d'eau de la nappe superficielle vers le cours d'eau rattaché au HRU-RPG. Dans les systèmes avec des transferts importants vers les cours d'eau, un autre formalisme a été implémenté, ci-après. De plus, l'impact de l'évapotranspiration est appliqué à une profondeur maximale du sol, définie en donnée d'entrée.

- **Avec le formalisme de SWAT**, l'altitude de la nappe est calculée en deux étapes :

Dans un premier temps, la hauteur de nappe, par rapport au substrat imperméable (Figure 21), est calculée selon l'équation (8) (Neitsch et al., 2009) :

$$h_i = h_{i-1} \cdot e^{-\alpha_{gw} \cdot \Delta t} + \frac{w_{recharge} \cdot (1 - e^{-\alpha_{gw} \cdot \Delta t})}{800 \cdot \mu \cdot \alpha_{gw}} \qquad (8)$$

Avec h_i, la hauteur d'eau de la nappe à partir du plancher imperméable (m),

h_{i-1}, la hauteur du pas de temps précédent (m),

α_{gw}, constante de récession du débit de base (baseflow recession constant) (j^{-1}),

$w_{recharge}$, le flux de recharge de la nappe (mm H_2O),

μ, rendement spécifique de l'aquifère peu profond (m/m).

Cette hauteur de nappe est ensuite convertie en altitude, l'altitude du substrat imperméable étant une donnée d'entrée du modèle.

b) **Cas 2 : l'altitude de la nappe au jour *i*-1 est au-dessus de la limite de la profondeur racinaire maximale (e.g. parcelle 3 et 4 Figure 23)**

Dans ce cas, il n'y a plus de zone de transition, elle intègre progressivement le réservoir de la nappe superficielle (e.g. parcelle 3 et 4 Figure 23).

Nous avons considéré que lorsque la nappe sature une partie de la zone racinaire, le réservoir utilisable

par la plante atteignait sa valeur maximale (valeur maximale = capacité au champ – point de flétrissement), le surplus d'eau remplissant le réservoir d'eau gravitaire. Ainsi, la teneur en eau du réservoir gravitaire est non nulle seulement si la teneur en eau du réservoir utilisable est à sa valeur maximale. Dans cette situation, le calcul de l'altitude de la nappe se fait par un bilan de volume, tout d'abord au niveau du réservoir gravitaire de la zone racinaire (Figure 24):

$$Hg_{ZR,i} = \min\left(Rg_{ZR}; \max\left(0\ ;\ Hg_{ZR,i-1} + infiltration - evapotranspiration\right)\right) \quad (9)$$

Avec :

- $Hg_{ZR,i}$: la teneur en eau du réservoir gravitaire au jour i (mm),
- Rg_{ZR} : la teneur en eau maximale de ce réservoir (mm),
- $Hg_{ZR,i-1}$: la teneur en eau du réservoir gravitaire au jour précédent *i*-1 (mm),
- infiltration : la quantité d'eau infiltrée (mm),
- evapotranspiration : la quantité d'eau évapotranspirée (mm).

Dans le cas où $evapotranspiration - infiltration > Hg_{ZR,i-1}$, le réservoir gravitaire le jour i est vide, le réservoir utilisable par la plante diminue, et la nappe descend le jour *i* au-dessous de la zone racinaire.

L'évapotranspiration joue un rôle crucial dans l'évolution de l'altitude de la nappe phréatique (Torres-Rondon, 2013). Lorsque la nappe phréatique est proche de la surface, cette évapotranspiration de la nappe peut être intense. Cependant, à mesure que la profondeur de la nappe augmente, l'impact de l'évapotranspiration diminue. Au-delà d'une certaine profondeur, l'eau présente dans le sol devient moins accessible pour les racines des plantes, réduisant ainsi l'évapotranspiration. Ainsi, dans ces conditions et au-delà d'une certaine profondeur, l'évapotranspiration devient négligeable par rapport aux autres processus hydrologiques, tels que l'infiltration ou l'écoulement souterrain. Aussi, nous avons intégré une valeur seuil au-delà duquel l'évapotranspiration n'impacte plus l'altitude de la nappe. Par souci de simplification, nous n'avons pas intégré l'effet de gradient, c'est-à-dire que la nappe va être impactée par l'évapotranspiration de la même façon jusqu'à la valeur seuil sans progressivité.

Dans le cas où $Hg_{ZR,i} > 0$, on calcule la portion de $Hg_{ZR,i}$ pouvant être stockée dans chaque couche de sol de la zone racinaire, en plus de l'eau du réservoir utilisable par la plante. Pour cela, on calcule successivement le remplissage de ces couches de sol en partant de la couche la plus profonde, jusqu'à la couche la plus proche de la surface (Figure 24). Ce calcul nécessite de connaître la porosité de chaque couche de sol, calculée avec l'équation (10) :

$$porosite = 1 - densité\ apparente\ /\ 2.65 \quad (10)$$

La densité apparente de chaque couche de sol est une donnée d'entrée du modèle.

L'altitude de nappe dans la zone racinaire est ensuite calculée avec l'équation (11) :

$$z_{nappe,i} = z_{ZR} + \sum_{j=1}^{N} Epaisseur_{couche(i)} \quad (11)$$

Avec :

- $z_{nappe,i}$: altitude de la nappe au jour i
- z_{ZR} : l'altitude de la limite inférieure de la zone racinaire

La réserve gravitaire est remplie en fonction des caractéristiques des différentes couches de sol (définie en données d'entrée). Il peut être décrit jusqu'à 10 couches de sol.

Dans la suite, le terme « aquifère » sera employé pour désigner le réservoir contenant la nappe sous la zone racinaire maximale.

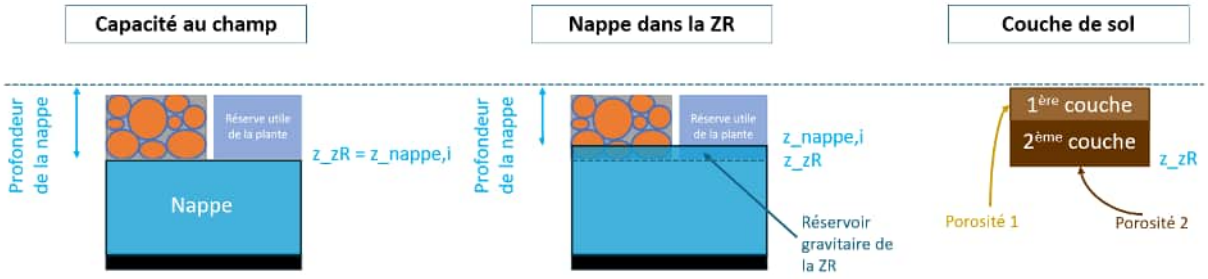


Figure 24 : Schéma représentant les stades de la quantité d'eau dans les réservoirs utilisables maximales (à la capacité au champ) et réserve gravitaire (lorsque la nappe dépasse la limite basse de la zone racinaire = z_zR) ainsi qu'un exemple de la constitution d'une zone racinaire à deux couches avec des porosités différentes.

II.2.5.d.iii. Efficacité relative des formalismes SWAT et SaltMod dans le calcul de l'altitude de la nappe pour l'île de Camargue

Dans les paragraphes précédents, nous avons défini deux formalismes possibles de calcul d'altitude de nappe pouvant être activés suivant le territoire étudié. Avec SWAT, le calcul d'altitude de nappe dépend de plusieurs constantes dont celle d'une constante de récession de base (α_{gw}, baseflow recession constant, équation 8). Comme en Camargue, les pentes sont très faibles, les flux d'écoulements latéraux sont aussi faibles et lents, nous avons donc testé plusieurs coefficients entre 10^{-2} et 10^{-12}, afin de comparer avec les données de références, pour une parcelle de prairie (Torres-Rondon, 2013).

Pour tester l'efficacité du formalisme de SaltMod, nous avons testé l'influence du coefficient de remontée capillaire sur le calcul d'altitude de la nappe. Ce coefficient est donc compris en 0 et 1 et correspond à l'influence de l'évapotranspiration sur les remontées capillaires (voir présentation de SWAT-MAELIA).

II.2.5.d.iv. Calcul des variations du niveau de la nappe totale d'un HRU-RPG

Une fois calculées les altitudes de nappes pour chaque tronçon (Figure 21 et Figure 23), un bilan est réalisé sur l'ensemble de la nappe associée au HRU-RPG, permettant un rééquilibrage sur l'ensemble de la nappe à chaque pas de temps (Figure 25). L'hypothèse faite est qu'à la fin de chaque pas de temps de calcul (i.e. la fin de chaque jour), l'altitude de la nappe est homogène sous les différents tronçons des parcelles, égale à la valeur moyenne des altitudes des nappes calculées pour l'ensemble des tronçons. Lorsque pour un tronçon donné l'altitude de la nappe est supérieure à l'altitude moyenne des nappes de l'ensemble des tronçons, un transfert d'eau est simulé de ce tronçon vers les tronçons dont la nappe est inférieure à cette valeur moyenne (Figure 25).

L'ensemble des parcelles composant un même HRU-RPG est ainsi connecté à une nappe commune, sur laquelle elles exercent une influence et par laquelle elles sont réciproquement impactées. Afin d'identifier et de quantifier l'impact de chaque parcelle sur le niveau de cette nappe commune, des processus de bilan ont été intégrés dans le modèle sous la forme d'entités de transfert d'eau explicitement quantifiées dans le code. Ces transferts sont de deux types : d'une part, les parcelles submergées, dont les apports d'eau par irrigation sont importants, contribuent à élever le niveau de la nappe commune et transfèrent ainsi de l'eau vers l'ensemble des tronçons de la nappe commune, avec l'introduction de la notion de « tronçon de nappe » correspondant à la surface de la nappe sous chaque parcelle ; d'autre part, les parcelles non submergées reçoivent une proportion de ces apports via la nappe commune, ce qui se traduit par une remontée de leur niveau de nappe et, in fine, par une augmentation de leur salinité. Ces variables de transfert, calculées à chaque pas de temps, peuvent être si besoin exportées en tant que variables de sortie du modèle pour mener une analyse plus fine de la contribution de chaque parcelle à la dynamique de la nappe commune.

Pour un HRU-RPG, ce rééquilibrage de la nappe va impliquer des transferts d'eau, notamment lorsque plusieurs parcelles sont submergées tandis que d'autres sont sèches. Dans ces cas-là, une différence de charge plus importante pour les parcelles submergées que pour les parcelles sèches va impliquer une infiltration plus importante pour les parcelles submergées. L'altitude des tronçons de nappe sous les parcelles submergées serait plus élevée, impliquant un transfert de nappe.

Quatre grands types de situations sont alors à distinguées et représentées dans la Figure 25 (A, B, C, D).

La nappe est inférieure à la limite basse de la zone racinaire maximale (ZR, Figure 25.A) et donc l'altitude de la nappe est calculée directement à l'échelle de celle-ci et non par tronçon, alors il n'y a pas besoin de rééquilibrage.

Chaque tronçon de nappe se trouve au-dessus de la limite de la ZR (Figure 25.B). Comme l'infiltration est plus importante sous les parcelles submergées, les tronçons de nappe qui s'y trouvent présentent des niveaux plus élevés que ceux situés sous les parcelles où l'infiltration est moindre. Pour rééquilibrer la nappe entre les différents tronçons, on calcule donc des transferts d'eau à partir des valeurs de porosité du sol dans la ZR. On commence par cumuler les volumes d'eau des tronçons dont la nappe est à une altitude plus élevée que la moyenne sur l'ensemble des tronçons. Ce volume total est ensuite redistribué vers les tronçons dont la nappe est à une altitude plus basse, selon la surface et la porosité de leurs réservoirs gravitaires dans la ZR.

Seuls les tronçons situés sous les parcelles submergées (où l'irrigation est plus forte) présentent une nappe dans la ZR (Figure 25.C). Après rééquilibrage, l'altitude de la nappe passe au-dessus de la limite inférieure de la ZR. La quantité totale d'eau transférée est donc utilisée pour remplir les réservoirs gravitaires de l'aquifère, et la zone de transition est supprimée en mettant à zéro les quantités d'eau qui s'y trouvaient. Le volume restant est ensuite redistribué dans les réservoirs gravitaires de la ZR des tronçons situés sous les parcelles non submergées, en tenant compte de leurs surfaces et de leur porosité.

Comme dans le cas précédent, seuls les tronçons sous les parcelles submergées possèdent une nappe dans la ZR, cependant, après rééquilibrage, l'altitude de la nappe descend sous la limite basse de la ZR (Figure 25.D). La quantité totale d'eau transférée est alors répartie dans les réservoirs gravitaires de l'aquifère, et les volumes présents dans la zone de transition sont ajustés. Le réservoir gravitaire des parcelles submergées est remis à zéro, puis une nouvelle zone de transition est définie en fonction de l'altitude de nappe obtenue après rééquilibrage.

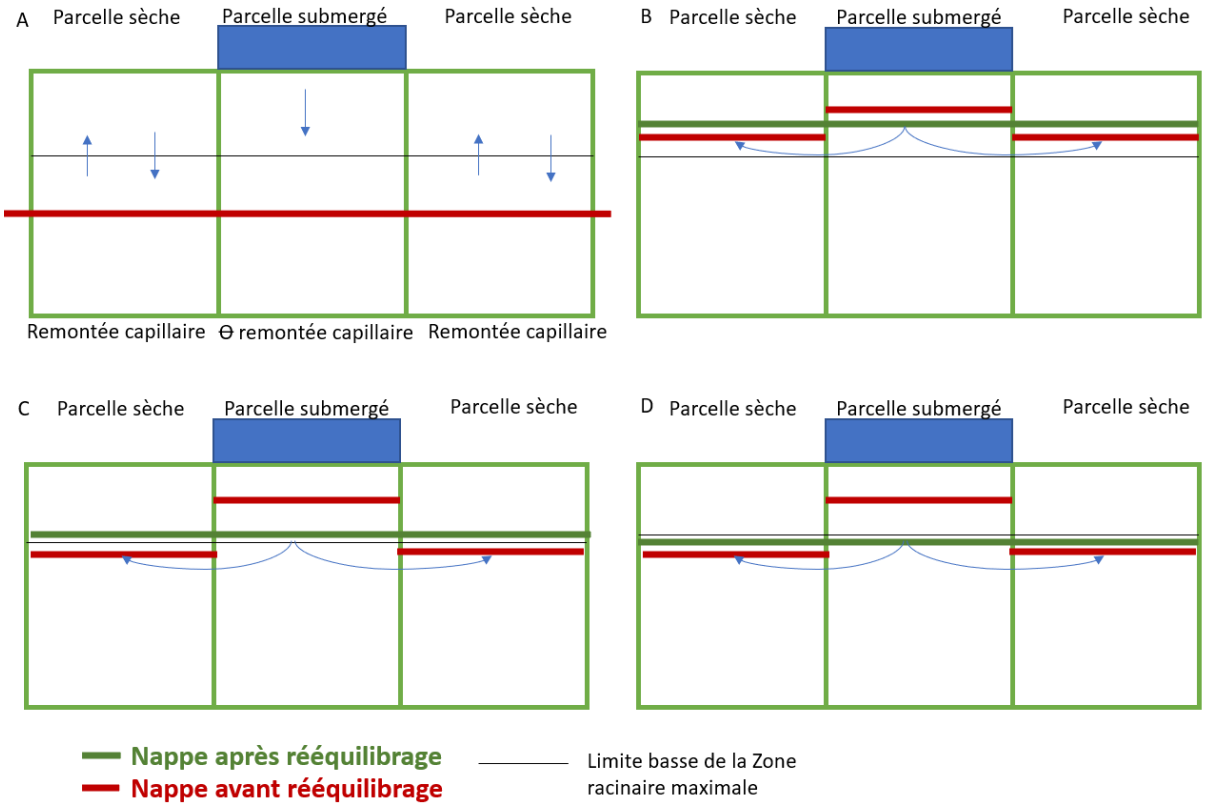


Figure 25 : Schéma du rééquilibrage de la nappe phréatique suivant le réservoir où se trouve la nappe : A) la nappe est en dessous de la limite de ZR, directement calculée sur l'ensemble de la nappe, la ligne verte et rouge sont superposées, B) la nappe est au-dessus de la limite de ZR pour toutes les parcelles que contient la nappe, C) la nappe est au-dessus de la limite de ZR pour la parcelle mais pas pour les parcelles sèches que contient la nappe, le rééquilibrage est au-dessus de la limite de ZR, D) la nappe est au-dessus de la limite de ZR pour la parcelle mais pas pour les parcelles sèches que contient la nappe, le rééquilibrage est en-dessous de la limite de ZR.

II.2.5.e. Bilan salin

La plupart des modèles qui simulent les flux de sel sont basés sur la résolution des équations différentielles de Richards pour le mouvement de l'eau dans le sol non saturé, la dissolution et la précipitation de la salinité (Skaggs et al., 2012; Šimůnek et al., 2012; Maleki Tirabadi et al., 2021; Yu et al., 2021). Une solution pour palier à des temps de calculs important est de développer des modèles « réservoirs » de bilan hydrique (Kendy et al., 2003; Li et al., 2015). Ces modèles de bilan hydrique du sol peuvent être classés en modèles uni- ou multi-horizons de sols (Ranatunga et al., 2008). Un modèle multi-horizons constitue une approche adaptée pour représenter les flux verticaux dans le sol, ceux-ci prédominant très largement sur les flux horizontaux en Camargue (Torres-Rondon, 2013).

SaltMod est un modèle multicouche de bilan de masse qui permet de prévoir la dynamique à long terme de l'eau du sol et de la salinité dans les terres agricoles pour différentes conditions hydrogéologiques et de gestion de l'eau (Oosterbaan, 2000). Pour une application sur de larges territoires, tel qu'un delta, SaltMod est un modèle intéressant de par sa simplicité, nécessitant des données d'entrée généralement facilement disponibles, pouvant être estimées ou mesurées sur le terrain (Oosterbaan, 2000). En

particulier, les données d'entrée concernent la concentration moyenne initiale en sel de l'eau d'irrigation, du sol et/ou de la nappe, la profondeur initiale et critique (profondeur au-delà de laquelle il est considéré ne pas avoir de remontée capillaire potentiel) de la nappe phréatique, l'épaisseur et la porosité effective des couches. SaltMod a été utilisé dans diverses régions pour comprendre les interactions entre les flux de sel et d'eau dans la zone racinaire et les pratiques de gestion des eaux souterraines et de l'eau (Singh, 2012, 2016, 2024; Yao et al., 2014; Rzigui et al., 2022).

La simplicité de SaltMod en matière de données d'entrée et d'algorithmie facilite son application à grande échelle. Par ailleurs, son approche de modélisation du sol et des flux d'eau est cohérente avec celle employée dans MAELIA en matière de représentation du sol (modèle réservoir) et des flux d'eau dans celui-ci (modèle multi-couche). Nous avons donc choisi d'intégrer des composantes de ce modèle dans MAELIA pour représenter les dynamiques hydrosalines dans les sols. Nous avons ainsi implémenté des équations permettant de simuler l'évolution de la quantité de sel dissoute dans le réservoir d'eau de surface, la zone racinaire, la zone transitoire et la nappe superficielle (Figure 26).

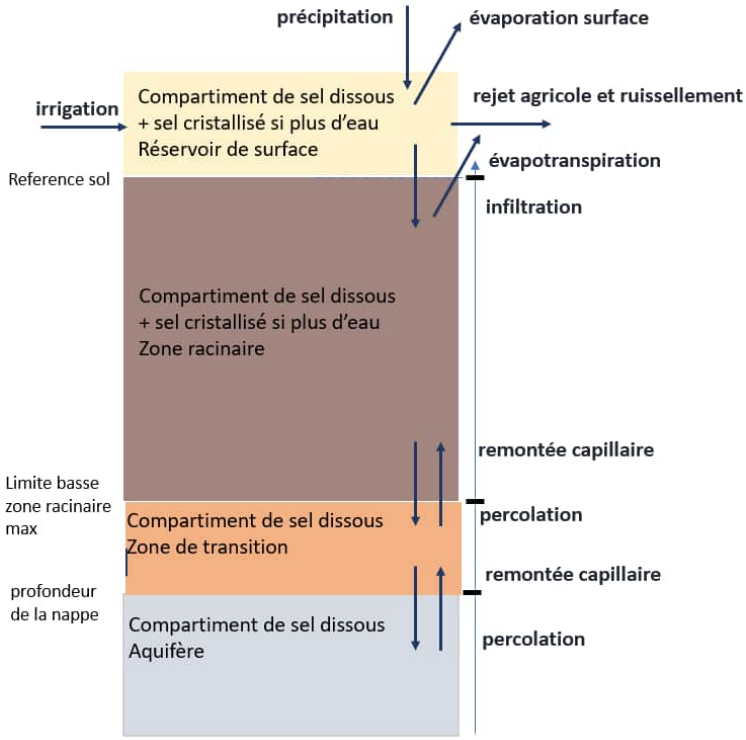


Figure 26 : Schéma des compartiments de sel à l'échelle d'une parcelle pour MAELIA-Delta développée au cours de la thèse.

Pour le réservoir d'eau de surface, le stockage de sel va dépendre de la présence d'un stockage d'eau :

$$Z_{s,i} = Z_{s,i-1} + Ci \cdot I + Cp \cdot P + Cr \cdot R - Crs \cdot (Ruiss + Rejet + infiltration) \quad (12)$$

Où $Z_{s,i}$ est le stockage de sel dans le réservoir de surface au pas de temps actuel (m.dS/m), $Z_{s,i-1}$ est le stockage de sel dans le réservoir de surface au pas de temps précédent (m.dS/m), C_i est la concentration saline de l'eau d'irrigation (dS/m), I est le volume d'eau d'irrigation par unité de surface (m), C_p est la concentration saline des précipitations (dS/m), P est le volume d'eau de précipitation par unité de surface (m), C_{rs} est la concentration saline du réservoir de surface au pas de temps précédent (dS/m), $Ruiss$ est le volume de ruissellement par unité de surface (m), $Rejet$ est le volume de rejet agricole dans les canaux de drainage par unité de surface (m), $infiltration$ est le volume d'eau infiltrée par unité de surface (m).

Dans le cas où au pas de temps actuel, il n'y a plus de stockage d'eau dans le réservoir de surface mais de l'eau était présente au pas de temps précédent, on considère qu'il y a un résidu de stockage de sel qui cristallise correspondant à la quantité de sel contenue dans la quantité d'eau qui s'est évaporée.

Pour la zone racinaire, les bilans sont différents suivant les cas :

- Si l'altitude de la nappe phréatique est sous l'altitude du sol au pas de temps actuel et précédent, ou si l'altitude de la nappe phréatique est au-dessus de l'altitude du sol tandis qu'elle était dessous au pas de temps précédent :

$$Z_{ZR,i} = Z_{ZR,i-1} + Ci \cdot (I - Rejet) + Cp \cdot P - Ruiss \cdot (0.2 \cdot Crs + Ci) + R_{ZR} \cdot Cx - Lr \cdot C_L + Z_{critalise,ZT} \quad (13)$$

Où $Z_{ZR,i}$ est le stockage de sel dans la zone racinaire maximale (m.dS/m), $Z_{ZR,i-1}$ est le stockage de sel dans la ZR au pas de temps précédent (m.dS/m), C_L est la concentration saline de l'eau de percolation (dS/m), Cx la concentration en sel de la remontée capillaire en fonction de la salinité du sol dans la zone de transition, lorsqu'il est saturé, à la fin du pas de temps précédent et en fonction de la présence ou de l'absence d'un système de drainage souterrain (dS/m), Lr est le volume de percolation totale de la ZR par unité de surface (m), R_{ZR} est le volume total de remontée capillaire dans la ZR par unité de surface (m).

- Si l'altitude de la nappe phréatique est au-dessus de l'altitude du sol au pas de temps actuel et précédent :

$$Z_{ZR,i} = Z_{ZR,i-1} + infiltration \cdot (Ci - C_L) - R \cdot (C_L - Cx) + Z_{critalise,ZT} \quad (14)$$

- Si l'altitude de la nappe phréatique est sous l'altitude du sol au pas de temps actuel tandis qu'elle était au-dessus au pas de temps précédent :

$$Z_{ZR,i} = Z_{ZR,i-1} + Ci \cdot (I - Rejet) + Cp \cdot P - Ruiss \cdot (0.2 \cdot Crs + Ci) + R_{ZR} \cdot Cx - Lr \cdot C_L + Zsi + Z_{critalise,ZT} \quad (15)$$

Où $Z_{critalise,ZT}$ (m.dS/m) correspond au reste de sel contenue dans la zone de transition au pas de temps où la nappe passe au-dessus de la limite de la zone racinaire maximale.

Pour la zone de transition :

$$Z_{ZT,i} = Z_{ZT,i-1} + Lr \cdot C_L + Lc \cdot Ci + Vr \cdot Cqi - R_{ZR} \cdot Cx - F_{ZT} \cdot V_L \cdot C_{xv} \quad (16)$$

Où $Z_{ZT,i}$ est le stockage de sel dans la zone de transition (m.dS/m), $Z_{ZT,i-1}$ est le stockage de sel dans la ZT au pas de temps précédent (m.dS/m), Vr est le volume de remontée capillaire de la zone d'aquifère vers la ZT, au pas de temps précédent (m), Cqi est la concentration saline dans l'aquifère, lorsqu'il est saturé, au pas de temps précédent (dS/m), F_{ZT} est le coefficient d'efficacité de lixiviation (SU), V_L est le volume de percolation de la ZT vers la zone d'aquifère par unité de surface (m), C_{xv} est la concentration saline de l'eau dans la ZT (dS/m).

Le stockage de sel dans la zone de transition est annulé dans le cas où la nappe est au-dessus de la limite de la zone racinaire maximale.

Pour l'aquifère :

$$Z_{aq,i} = Z_{aq,i-1} + V_L \cdot C_{xv} - Vr \cdot C_{qi} \quad (17)$$

Où $Z_{aq,i}$ est le stockage de sel dans la zone d'aquifère (m.dS/m), $Z_{aq,i-1}$ est le stockage de sel dans la zone d'aquifère au pas de temps précédent (m.dS/m).

Dans les cas où les réservoirs de surfaces et racinaires sont vides, on considère que le sel qui n'est pas sorti du réservoir avec les flux d'eau entrants et sortants est cristallisé dans le sol, puis est entièrement dissous une nouvelle fois par les flux d'eau entrants.

De plus, lors du rééquilibrage de la nappe, de l'eau circule entre différentes couches de sol situées sous les parcelles agricoles voisines (Figure 25). Comme le sel est dissous dans l'eau du sol, ces transferts d'eau entraînent aussi des transferts de sel, conformément au modèle SaltMod (voir le bilan d'eau à l'échelle de la nappe). L'eau déplacée lors du rééquilibrage contient donc des quantités de sel. Nous avons donc calculé la quantité de sel transférée à partir de la concentration de cette eau et du rapport de surface entre les zones où la nappe baisse et celles où elle monte (Figure 27).

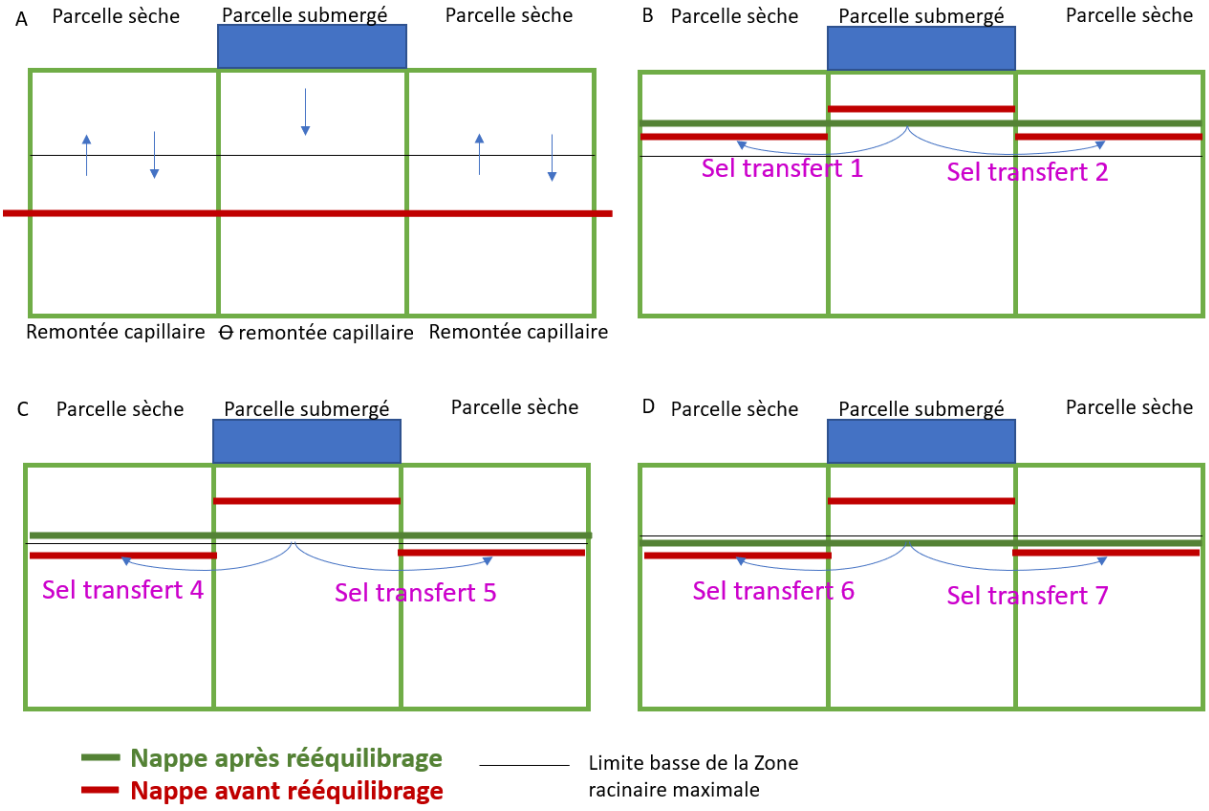


Figure 27 : Adaptation de la Figure 25, en mettant en évidence les transferts de sel dû au rééquilibrage de la nappe en rose.

Pour la suite de l'explication, lorsqu'il est noté « parcelle sèche », cela correspond aux parcelles dont le rééquilibrage de la nappe a fait augmenter l'altitude du tronçon de nappe. A l'inverse, les « parcelles submergées » sont les parcelles dont le rééquilibrage de la nappe fait baisser l'altitude du tronçon de nappe.

Les transferts de sel dépendent directement des transferts d'eau qui se produisent lors du rééquilibrage de la nappe. Ce rééquilibrage a lieu lorsqu'un HRU-RPG n'est ni totalement submergé ni totalement sec (II.2.5.d.iv.). Les transferts de sel dépendent aussi du compartiment du sol dans lequel se trouve la limite

supérieure de la nappe, avant et après rééquilibrage. Il faut donc déterminer non seulement la quantité totale de sel transféré, mais aussi le réservoir de sel dans lequel cette quantité doit être ajoutée ou retirée.

Les valeurs de transferts de sel ($Salt_{transfert,x}$, x de 1 à 6) correspondent à la quantité de sel déplacé des parcelles submergées vers les parcelles sèches, proportionnellement à leurs surfaces. Plus simplement, chaque quantité d'eau transféré va avoir associé une concentration saline et donc cette concentration saline sera elle-même dilué dans la quantité d'eau du réservoir vers lequel elle est transféré. L'étape suivante consiste donc à mettre à jour les quantités de sel dans les réservoirs concernés par le rééquilibrage.

Pour le cas A, il n'y a pas de rééquilibrage de nappe et donc pas de transferts de quantités de sel.

Pour le cas B, pour les parcelles submergées, la quantité de sel $Salt_{ZR,sub}$ est réduite de la part de sel transféré, calculée proportionnellement aux surfaces (Figure 27). Pour les parcelles sèches de la ZR, la quantité de sel $Salt_{ZR,sec}$ augmente de $Salt_{transfert,1}$, également réparti selon les surfaces.

Pour le cas C, comme dans le cas B, la quantité de sel des parcelles submergées $Salt_{ZR,sub}$ diminue de la quantité de sel transférée (Figure 27). Pour les parcelles sèches de la ZR, $Salt_{ZR,sec}$, il faut déterminer la fraction de $Salt_{transfert,4}$ qui entre dans le réservoir gravitaire de la ZR et celle qui entre dans l'aquifère. Pour cela, on calcule la quantité d'eau transférée remplissant les pores entre l'altitude initiale de la nappe et la limite de la ZR. Puis on rapporte cette quantité à l'ensemble de l'eau transférée vers cette parcelle. La quantité de sel $Salt_{ZR,sec}$ est ensuite augmentée du prorata correspondant de $Salt_{transfert,4}$. Le reste est ajouté à la quantité de sel du réservoir aquifère $Salt_{aq,sec}$.

Pour le cas D, pour les parcelles submergées, la quantité de sel $Salt_{ZR,sub}$ est diminuée en tenant compte à la fois du prorata des surfaces et de la répartition de l'eau transférée entre le réservoir gravitaire de la ZR et l'aquifère. La quantité de sel des parcelles sèches dans l'aquifère $Salt_{aq,sec}$ augmente de $Salt_{transfert,6}$, réparti au prorata des surfaces des parcelles submergées.

II.2.5.f. Calibration de nouvelles cultures

L'intégration d'un nouveau réservoir en surface a été fait pour permettre l'introduction des cultures submergées et notamment la culture du riz. Afin de simuler la croissance du riz dans MAELIA-Delta, il faut calibrer cette culture (Tableau 2). Nous avons également choisi de calibrer la culture de la tomate de plein champ, car cette culture se développe actuellement en Camargue, notamment dans les système intensifs (Migairou-Leprince, 2021).

Les paramètres qui ont été calibrés sont : (i) somme de degré jour à l'émergence (°), (ii) somme de degré jour à la floraison (°), (iii) somme de degré jour à la maturité (°), (iv) la température de base (Tbase, C°), (v) la température maximale (Tmax, C°), (vi) coefficient cultural maximal (Kcmax), (vii) coefficient de vigueur de développement (CVIG).

Pour calibrer ces nouvelles cultures dans AqYield, nous avons utilisé le modèle STICS (Brisson et al., 2003) déjà calibrés pour ces cultures, suivant deux étapes :

- Détermination des sommes de degré jour associés aux stades phénologiques,
- Calibration des paramètres de dynamique de l'évapotranspiration de la culture

Comme la modélisation des cycles de l'azote et carbone ne relevait par du périmètre de la thèse, les paramètres correspondants n'ont pas été calibrés.

La paramètres phénologiques et de T° de base et maximale ont été extraits des paramètres correspondant pour le riz et la tomate dans STICS. Les simulations suivantes ont été réalisées en considérant le climat camarguais des années avec les rayonnements les plus élevée afin que ce ne soit pas limitant dans la calibration (2017, 2021, 2022) et le type de sol majoritaire en Camargue (limono-argileux, Moulin (2024)).

Pour calibrer la dynamique de l'évapotranspiration, nous avons suivi plusieurs sous-étapes : i) identification des années avec rayonnement maximal (suivant données météo Camargue) : 2017 (rayonnement max 3101 J/cm² et rayonnement moyen 2164 J/cm²), 2021 (rayonnement max 3075 J/cm² et rayonnement moyen 2128 J/cm²), 2022 (rayonnement max 3147 J/cm² et rayonnement moyen 2174 J/cm²), ii) simulation avec STICS sans stress hydrique ni stress azoté sur 3 à 4 situations pédoclimatiques, iII) optimisation par essai-erreur des valeurs de Kmax et Cvig simulées avec MAELIA. Les erreurs sont calculées à partir de la méthode RMSE (Root Mean Square Error) dont les résultats sont décrits en annexe 8. Les résultats de la calibration de ces cultures sont présentés dans le Tableau 2Tableau 2 : Résumé des paramètres de calibration du riz pour deux variétés Ariete et Thaibonnet et de la tomate..

Tableau 2 : Résumé des paramètres de calibration du riz pour deux variétés Ariete et Thaibonnet et de la tomate.

Paramètres	Riz – Ariete	Riz – Thaibonnet	Tomate
Kcmax	1,6	1,2	1,42
CVIG	0,5	1,0	1,6
Somme de degré jour à l'émergence (°)	80	140	200
Somme de degré jour à la floraison (°)	950	980	800
Somme de degré jour à la maturité (°)	1250	1480	4000
Tbase (C°)	12	12	10
Tmax (C°)	30	30	30

II.2.5.g. Influence de la salinité sur les cultures

Une salinité élevée dans la zone racinaire des plantes a un effet délétère général sur leur croissance durant les phases de germination, croissance, photosynthèse, respiration et métabolisme général (Parida, Das, 2005). Elle cause un stress hydrique et un stress ionique dus à l'accumulation de sodium et de chlore dans les tissus végétaux, perturbant l'équilibre ionique et osmotique. Cependant, ces flux ioniques et osmotiques sont généralement marginaux et n'affectent pas significativement la physiologie des plantes. L'hypothèse qui semble le mieux correspondre aux observations est que la salinité excessive réduit la croissance des plantes principalement parce qu'elle augmente l'énergie qui doit être dépensée pour

acquérir l'eau du sol et pour effectuer les ajustements biochimiques nécessaires à la survie en situation de stress. Cette énergie est détournée des processus qui conduisent à la croissance et au rendement (Tanji, Kielen, 2002).

La diminution de la croissance commence généralement à une valeur seuil de salinité, qui varie en fonction de la tolérance de la culture et des facteurs environnementaux externes qui influencent le besoin en eau de la plante, en particulier la demande d'évapotranspiration et le potentiel d'approvisionnement en eau de la zone racinaire (Maas, Hoffman, 1977). La diminution de la croissance de la plante augmente avec la salinité jusqu'à ce que la plante meure. La tolérance au sel de diverses cultures est conventionnellement exprimée (Maas, Hoffman, 1977) en terme de rendement relatif (Yr), comme suit :

$$Yr = 100 - b\ (EC - a) \quad (18)$$

Où Yr (%) est le pourcentage du rendement de la culture cultivée dans des conditions salines par rapport au rendement obtenu dans des conditions non salines, EC (dS/m) est la conductivité électrique moyenne dans la zone racinaire, a (dS/m) est la valeur seuil de conductivité, b (%/dS/m) est la pente de diminution du rendement au-delà du seuil.

L'utilisation de l'ECe pour exprimer l'effet de la salinité sur le rendement implique que les cultures réagissent principalement au potentiel osmotique de la solution du sol. Des compilations de données sur la tolérance des cultures à la salinité sont présentées dans le Tableau 3 pour les cultures identifiées en Camargue (Tanji, Kielen, 2002).

Dans MAELIA, le rendement agricole est calculé à partir de fonctions de réponse aux stress hydriques et azotés, intégrant les bilans d'eau dans le sol et les besoins en eau des cultures à chaque pas de temps. Plus précisément, dans le cas de la thèse où le stress azoté n'est pas simulé, le rendement est estimé en appliquant au rendement potentiel de chaque culture un coefficient de réduction dépendant de l'intensité et de la durée des déficits hydriques simulés au cours du cycle cultural. Dans MAELIA-Delta, ce calcul est complété par l'ajout d'un stress salin, appliqué en fonction de la concentration en sel dans la zone racinaire et de la culture.

Tableau 3 : Tolérance aux sels pour les cultures intégrées dans MAELIA (Tanji, Kielen, 2002). Ces valeurs correspondent à la tolérance au sel durant les phases submergées, le riz étant plus sensible durant la phase de semis.

Culture	Valeur seuil a (dS/m)	Pente b (% par dS/m)
Riz [1]	3.0	12.0
Tournesol	4.8	5.0
Colza	11.0	13
Luzerne	2.0	7.3
Blé	2.1	2.5
Tomate	0.9	9

Vigne	1.5	9.6
Féverole trèfle	1.5	12.0

Dans certains modèles de cultures intégrant les effets du sel sur les plantes, il semble que l'effet de l'absorption du sel par la plante sur la teneur en sel du sol soit souvent négligé. Dans STICS, la salinité du sol est représentée comme un facteur de stress pour la plante sur la base de relation empirique, notamment via la salinité de l'eau d'irrigation (Brisson et al., 2003; Beaudoin et al., 2023). Malgré une intégration de l'impact de la salinité plus avancée dans CropSyst, ce modèle ne modélise pas explicitement l'absorption de sel (Stöckle et al., 2003). Il simule seulement l'effet de la salinité sur la perméabilité des racines et donc l'absorption d'eau et la réduction de la croissance des cultures (Ferrer-Alegre, Stockle, 1999). Les sels ne sont donc pas extraits du sol via l'absorption par la plante.

D'autres types de modèle, comme pour le modèle HYDRUS-1D, sont utilisés pour simuler les dynamiques hydrosalines pendant et après les périodes de cultures de plantes (Moghbel et al., 2022). Ce modèle est notamment utilisé comme aide à la décision sur des stratégies d'irrigation en climat aride et sur la possibilité d'irriguer avec de l'eau salée. L'absorption de solutés par les racines végétales est représentée comme étant proportionnelle au flux d'eau absorbée et à la concentration locale en soluté, suivant un formalisme couramment utilisé dans les modèles de transport couplés sol-plante. Bien que cette relation ne soit pas toujours explicitement formulée dans les publications de référence du modèle (Šimůnek et al., 2008), elle est décrite dans la documentation technique de HYDRUS et confirmée dans plusieurs applications publiées (Hanson et al., 2006). Le flux de soluté absorbé par la plante, noté *rs*, est alors modélisé selon la relation $rs = a \cdot C \cdot rw$ (19), où *rw* représente le prélèvement racinaire d'eau et C la concentration en soluté dans la solution du sol, a est un paramètre (≥ 0) qui dépend du type de solutés et de l'espèce de la culture (Schoups, Hopmans, 2002). Ce mécanisme permet de simuler une réduction locale de la salinité du sol liée à l'activité racinaire. Dans HYDRUS, cette formulation est intégrée au bilan de masse des solutés, tout en conservant une structure unidirectionnelle : les sels sont extraits du sol mais leur devenir dans la plante n'est pas suivi dynamiquement, ce qui implique un couplage éventuel avec un modèle de croissance si cette composante est requise. Dans notre cas, sans calibration du paramètre a de l'équation 19, il semble plus prudent de négliger l'absorption du sel par la plante comme cela peut être fait dans d'autres modèles de culture comme STICS ou CropSyst.

Dans MAELIA-Delta nous avons donc décidé d'évaluer l'influence de la salinité sur le rendement des cultures en impactant le rendement tel que proposé dans la relation de Maas and Hoffman (1977) présentée ci-dessus.

II.2.5.h. Résumé des développements intégrés dans MAELIA-Delta

Les adaptations de MAELIA ayant mené à la version MAELIA-Delta sont résumées dans le Tableau 4.

Tableau 4 : Développement de MAELIA-Delta par rapport à la version antérieur de MAELIA pour chaque module.

Module de MAELIA	**Développement pour MAELIA-Delta**
Agricole	Intégration d'un réservoir de surface Intégration de nouvelles opérations techniques pour les cultures submergées Calibration de nouvelles espèces cultivées (riz et tomate) Intégration d'un réservoir gravitaire dans la zone racinaire maximale et dans la zone transitoire pour pouvoir simuler les remontées de nappe Bilan salin dans le réservoir de surface, la zone racinaire, la zone transitoire. Impact de la salinité sur le rendement des cultures
Hydrologique	Calcul de la profondeur de nappe Adaptation des bilans de nappe Adaptation des flux entre module hydrologique et module agricole Introduction d'un réservoir représentant la zone transitoire non saturée en eau entre la nappe et la zone racinaire. Bilan salin dans le réservoir de transition et l'aquifère

II.3. Contrôle de cohérence du modèle MAELIA-Delta

II.3.6. Cas tests de contrôle de cohérence des nouvelles fonctionnalités de MAELIA-Delta

Afin de valider les processus intégrés au sein de MAELIA-Delta, nous nous sommes assurés que le modèle représentait de manière cohérente des dynamiques types, en particulier la cohérence des bilans hydriques et salins. La première étape a été de vérifier les bilans en termes hydrologiques, sans considération de la salinité (que nous ne représenterons pas ici), puis de vérifier la conservation des quantités de sels, pour différents cas sur une seule parcelle, ou pour l'ensemble des parcelles d'un même HRU-RPG (et donc d'une même nappe).

À cette fin, une série de tests de cohérence a été déclinée selon cinq cas tests distincts :

(i) L'impact des précipitations sur les quantités de sel et concentrations salines.
(ii) L'impact de l'évapotranspiration sur les quantités de sel et concentration saline lorsqu'il n'y a pas de pluie.
(iii) L'impact de l'irrigation d'eau douce d'une parcelle submergée sur la concentration saline.
(iv) L'impact de l'irrigation en eau salée d'une parcelle submergée sur la concentration saline.
(v) L'impact de l'irrigation d'une parcelle submergée sur les concentrations salines des parcelles sèches alentours du même HRU-RPG, et contrôle du bilan massique de sel à l'échelle du HRU-RPG

lorsque les cultures au-dessus d'une même nappe sont composées de cultures sèches et submergées.

Pour ces cas tests, nous avons donc construit des cas simples de données d'entrée (Tableau 5). Les 4 premiers tests ont été menés sur des parcelles de 1 ha (Figure 28.A) et le dernier sur un HRU-RPG de plusieurs parcelles comportant une parcelle cultivée en riz entourée de parcelles de prairie non irriguées (Figure 28.B). Conformément à la littérature, les principaux phénomènes de salinisation des sols en Camargue sont avant tout déterminés par le caractère submergé ou non des parcelles, ce qui a conduit à structurer l'évaluation du modèle autour de cette distinction, en testant les archétypes de parcelles irriguées par submersion et de parcelles sèches, plutôt que sur l'ensemble des cultures possibles. Si des cultures sèches comme la tomate auraient pu constituer des cas tests supplémentaires, d'autres cultures céréalières telles que le blé (également sensibles à la salinité) n'ont pas été testées à ce stade mais sont intégrées dans les scénarios agricoles du chapitre suivant, permettant d'élargir indirectement la portée de l'évaluation.

Tableau 5 : Données d'entrée pour les différents cas tests de validation du modèle.

Cas	Carte	Précipitation	ETP	Apports salins	Irrigation
(i)	Figure 28 : A)	Météo 2009 – 2010 Camargue (météo France)	Météo 2009 – 2010 Camargue (météo France)	Aucun	Pas d'irrigation
(ii)	Figure 28 : A)	Pas de précipitation sur la période	Météo 2009 – 2011 Camargue (météo France)	Aucun	Pas d'irrigation
(iii)	Figure 28 : A)	Météo 2009 – 2010 Camargue (météo France)	Météo 2009 – 2013 Camargue (météo France)	Aucun	Irrigation d'une parcelle submergée (riz)
(iv)	Figure 28 : A)	Météo 2009 – 2013 Camargue (météo France)	Météo 2009 – 2013 Camargue (météo France)	Avec apports	Irrigation d'une parcelle submergée (riz)
(v)	Figure 28 : B)	Météo 2009 – 2013 Camargue (météo France)	Météo 2009 – 2013 Camargue (météo France)	Aucun	Irrigation d'une parcelle submergée (riz) et pas d'irrigation sur les parcelles de prairie



Figure 28 : Cartes du parcellaire des cas tests : A) pour les 4 premiers tests, et B) pour le test (v) avec la représentation de l'emprise du HRU-RPG (hachuré), des parcelles (marrons, jaune ou bleu) et de la nappe phréatique (entouré en bleu), 1 étant la parcelle de culture différente (culture submergée).

Pour l'ensemble des cas tests, les paramètres suivants sont restés inchangés (Tableau 6).

Tableau 6 : Données d'entrée pour les différents cas tests de validation du modèle inchangé entre les cas tests.

Paramètres	Valeurs
Type de sol (BDGS)	Limono argileux
Profondeur de la première couche de la ZR (BDGS)	30 cm
Profondeur de la deuxième couche de la ZR, jusqu'à la surface du sol (BDGS)	50 cm
Profondeur de la troisième couche de la ZR, jusqu'à la surface du sol (BDGS)	120 cm
Densité apparente de la première couche de sol de la ZR (BDGS)	1,4
Densité apparente de la deuxième couche de sol de la ZR (BDGS)	1,4
Densité apparente de la troisième couche de sol de la ZR (BDGS)	1,5
Porosité de la zone d'aquifère	0,4

Concentration initiale de la zone racinaire (dS/m)	3,0
Concentration initiale de la nappe phréatique (dS/m)	3,0
Profondeur de nappe initiale par rapport à la référence de sol (m)	0,55
Concentration précipitation et irrigation avec apports (dS/m)	0,05

II.4. Archétype de situation de l'île de Camargue

II.4.7. Stratégies de calibration

Nous avons développé une démarche d'évaluation de MAELIA-Delta adaptée aux données existantes. Les jeux de données connues étaient très localisés et réduits (Heurteaux, 1969; Torres-Rondon, 2013) et pas directement utilisables pour la simulation (manques de données, imprécisions…). Cependant, ces jeux de données et études scientifiques ont permis d'identifier des archétypes de dynamiques hydrosalines sur le territoire. Comme l'objectif du modèle est de représenter des tendances à l'échelle d'un territoire comme un delta, pouvoir dans un premier temps représenter ces archétypes de dynamiques nous a semblé un bon point de départ du processus d'évaluation à compléter à terme (après la thèse).

Ce travail d'identification d'archétype de situation a été entrepris dans le cadre du stage de Léonor Bayrare, que j'ai co-encadré, suite à une synthèse bibliographique des travaux de Torres-Rondon (2013), et Heurteaux (1969).

II.4.8. Identification des archétypes de dynamiques hydrosalines

Suite à une synthèse bibliographique menée sur les données connues en Camargue (Heurteaux (1969) ; Torres-Rondon (2013)), 4 archétypes de dynamiques hydrosalines ont été définis afin d'évaluer la capacité de MAELIA-Delta à les reproduire. Nous avons donc simulé ces archétypes de situations sur les parcelles sur lesquelles les mesures de terrains avaient été effectuées par ces deux auteurs. Les données de référence présentées pour ces archétypes de situations, basées sur Torres-Rondon (2013), ont été mesurées entre 2010 et 2012 sur les parcelles représentées sur la Figure 28.B. Nous avons donc décidé de simuler ces archétypes de situation sur la période 2009-2013, l'année 2009 étant inclue car MAELIA débute par défaut toutes les simulations au 1er août d'une année. Le type de sol est le même que celui des cas test (Tableau 6) et pour les données climatiques nous avons utilisé les données maillées Safran (meteo.data.gouv.fr) entre 2009 et 2013.

Les quatre archétypes de dynamiques hydrosalines que nous avons retenues sont :

(i) Pour les parcelles sèches isolées : diminution du niveau de nappe plus rapide que sous des parcelles irriguées isolées ;
(ii) Pour les parcelles sèches isolées : augmentation de la salinité du sol avec l'évapotranspiration ;
(iii) Pour les parcelles submergées (isolées ou non) : valeur de salinité plus faible que pour les parcelles sèches au cours de la saison d'irrigation ;

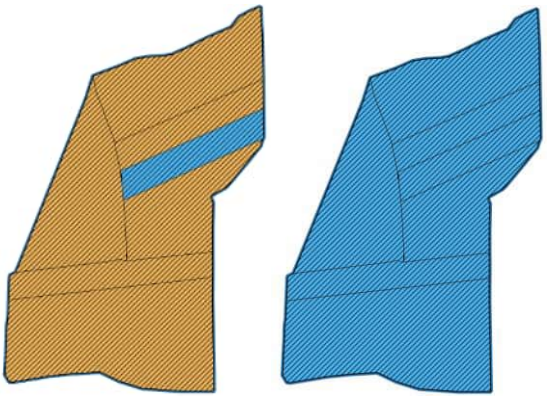
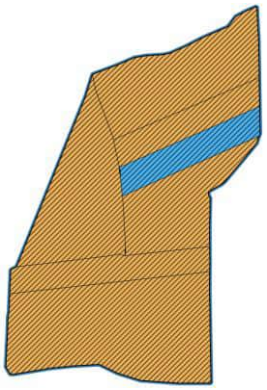
(iv) Pour des parcelles sèches contiguës à des parcelles submergées : durant la période d'irrigation des parcelles submergées, remontées salines sur les parcelles sèches et donc augmentation de la salinité dans la zone racinaire maximale.

Pour simuler ces archétypes de situation, nous avons fait 3 simulations (Tableau 7 et les HRU-RPG décrit sur la Figure 28.B): i) une simulation avec toutes les parcelles ayant une séquence de cultures intégralement composée de cultures sèches (prairie temporaire), ii) une simulation avec toutes les parcelles ayant une séquence de cultures intégralement composée de cultures submergées (riz), iii) une simulation avec toutes les parcelles ayant une séquence de cultures intégralement composée de cultures sèches (prairie temporaire) sauf une en culture submergée (riz) (parcelle en bleu sur la dernière ligne du tableau 7).

Les concentrations salines dans la zone racinaire maximale ont été calculées à partir des quantités de sel simulées et des teneurs en eau correspondantes dans les réservoirs du sol. Pour les comparaisons de ces archétypes, nous avons procédé à des moyennes par période des concentrations salines (pendant l'irrigation et hors de l'irrigation du riz). Lorsque les teneurs en eau deviennent très faibles, ce calcul peut conduire à des valeurs de concentration très élevées. Afin de limiter l'influence de ces valeurs extrêmes sur les indicateurs synthétiques, un seuil maximal de 32 $dS \cdot m^{-1}$ a été appliqué aux concentrations simulées pour le calcul des moyennes temporelles (Barrett-Lennard et al., 2008). Ce seuil correspond à une salinité considérée comme extrême, y compris pour des environnements fortement salins. Les séries temporelles brutes issues du modèle ont toutefois été conservées et analysées sans modification pour l'interprétation des dynamiques de salinité.

Tableau 7 : Cultures pour les différents archétypes de situation (en marron les parcelles de prairies et en blé les parcelles de riz). Les parcelles considérées sont celles de la Figure 28B.

Cas	Culture	Carte
(i)	Toutes les parcelles ont une séquence de cultures intégralement composée de prairies permanentes (culture simplifiée « prairiet » dans MAELIA)	

(ii)	Toutes les parcelles ont une séquence de cultures intégralement composée de prairies permanentes (culture simplifiée « prairiet » dans MAELIA)	
(iii)	Pour l'archétype (iii), deux cas sont considérés : Cas 1 (à gauche) : Toutes les parcelles ont une séquence de cultures intégralement composée de prairies permanentes, à l'exception d'une parcelle en monoculture de riz. Cas 2 (à droite) : Toutes les parcelles ont une séquence de cultures intégralement composée de monoculture de riz.	
(iv)	Toutes les parcelles ont une séquence de cultures intégralement composée de prairies permanentes, à l'exception d'une parcelle en monoculture de riz.	

III. Résultats

Nous analysons ci-après l'efficacité respective des deux formalismes SWAT et SaltMod pour le calcul de l'altitude de la nappe pour l'île de Camargue. Une fois le formalisme le plus pertinent déterminé nous vérifions la cohérence du modèle avec ce formalisme puis analysons si nous retrouvons les archétypes de situations décrits en Matériel et Méthodes.

III.1. Efficacité relative des formalismes SWAT et SaltMod dans le calcul de l'altitude de la nappe pour l'île de Camargue

Nous cherchons à reproduire les évolutions d'altitude de nappe en Camargue comme décrit en II.1.1. Dans l'île de Camargue, les nappes superficielles, peu perméables et à écoulements horizontaux très lents, sont principalement contrôlées par des flux verticaux dominés par l'irrigation (notamment des rizières), les précipitations et l'évapotranspiration. La piézométrie présente une forte variabilité saisonnière, avec des nappes très proches de la surface en hiver ou en période d'irrigation, pouvant s'abaisser fortement en été hors irrigation.

Pour tester l'efficacité du formalisme de SWAT, nous avons fait varier le coefficient de récession du débit de base α_{gw} de l'équation 8 (Figure 29). Lorsque ce coefficient est supérieur à 10^{-3}, la nappe diminue très fortement du fait d'un écoulement latéral trop important en comparaison avec les données de Torres-Rondon (2013) et ce quel que soit l'altitude du plancher imperméable. La nappe descend à 3 m de profondeur, ce qui correspond à l'assèchement du sol du fait de la fixation d'un plancher imperméable à 3 m de profondeur. Ainsi, lorsque l'altitude de la nappe est à 3m de profondeur, cela signifie que l'intégralité de la nappe s'est écoulée et que le sol s'est asséché.

En comparant avec les données de référence, présentées en Matériel et Méthodes (Figure 11), nous devrions avoir une amplitude de nappe de 1,6 m. Cependant, en diminuant drastiquement le coefficient (jusqu'à 10^{-12}), on observe une stagnation de l'altitude de la nappe au niveau de la limite de la zone racinaire maximale (à 1,2 m de profondeur). Lorsque la nappe dépasse cette limite, le formalisme change (II.2.5.d.ii.) et la nappe dans la zone racinaire maximale n'est pas calculée à partir du formalisme de SWAT. Ainsi en comparant aux données de référence, pour une prairie il semble y avoir une différence de 0,4 m en termes de profondeur maximale par rapport aux données de terrains.

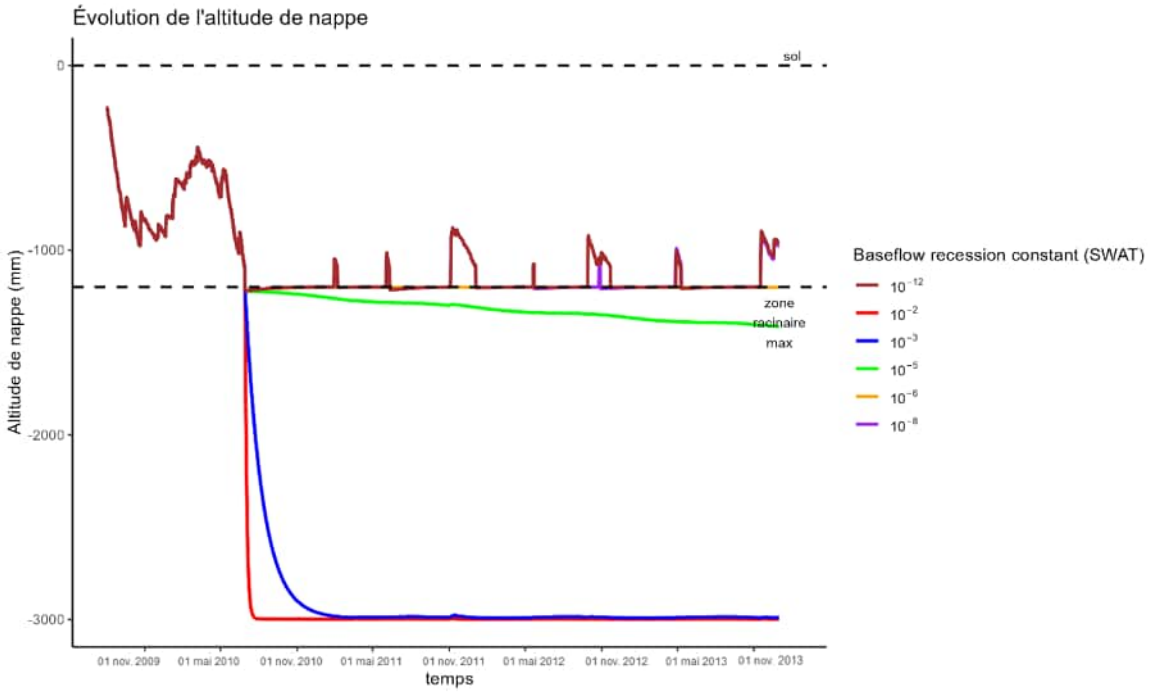


Figure 29 : Evolution temporelle entre 2009 et 2013 de l'altitude de nappe suivant plusieurs coefficients de récession du débit de base calculée avec le formalisme de SWAT dans MAELIA-Delta sur les parcelles de la carte B de la figure X. Les limites du sol (altitude 0 m) et de la partie basse de la zone racinaire sont représentées en pointillés noirs (altitude -1,20m). La nappe présente un plancher imperméable à -3 m sous la surface du sol.

Pour tester l'efficacité du formalisme de SaltMod, nous avons fait varier le coefficient de remontée capillaire de l'équation 7. Nous observons une stagnation au niveau de la limite de la zone racinaire maximale où l'on a considéré que la nappe n'était plus impactée par l'évapotranspiration du sol (Figure 29). En considérant les flux latéraux nuls et le drainage profond nul, en dessous de cette limite, la profondeur de nappe est essentiellement impactée par les remontées capillaires et les flux de percolation. Ces flux sont calculés par les formalismes de SWAT-MAELIA et les remontées capillaires dépendent d'un coefficient de remontée capillaire β_{rev}. L'influence de ce coefficient sur l'altitude de la nappe est assez faible sauf dans le cas de valeur très proche de 1, donc avec des remontées capillaires maximales presque égale à l'évapotranspiration.

Lorsque le coefficient de remontée capillaire est très important (Figure 30, 0,9), on observe des variations autour de la limite de la zone racinaire maximale. Pour les deux autres cas (Figure 30, 0,01 et 0,2), les variations sont beaucoup plus faibles et on observe plutôt des variations au-dessus de la limite basse de la ZR. D'après la notice des données d'entrée du modèle SWAT, la plage de variation du coefficient devrait être comprise entre 0,02 et 0,2 (Neitsch, 2012). Sur cette plage de variation, il n'existe donc pas un fort impact de ce coefficient de remontée capillaire, la suite des simulations sera donc faite avec un coefficient égal à 0,2. De plus, d'après Brahic (2002), l'ordre des grandeurs des remontées capillaires devraient être entre 2 et 16 mm/jour suivant le vent et la profondeur de nappe.

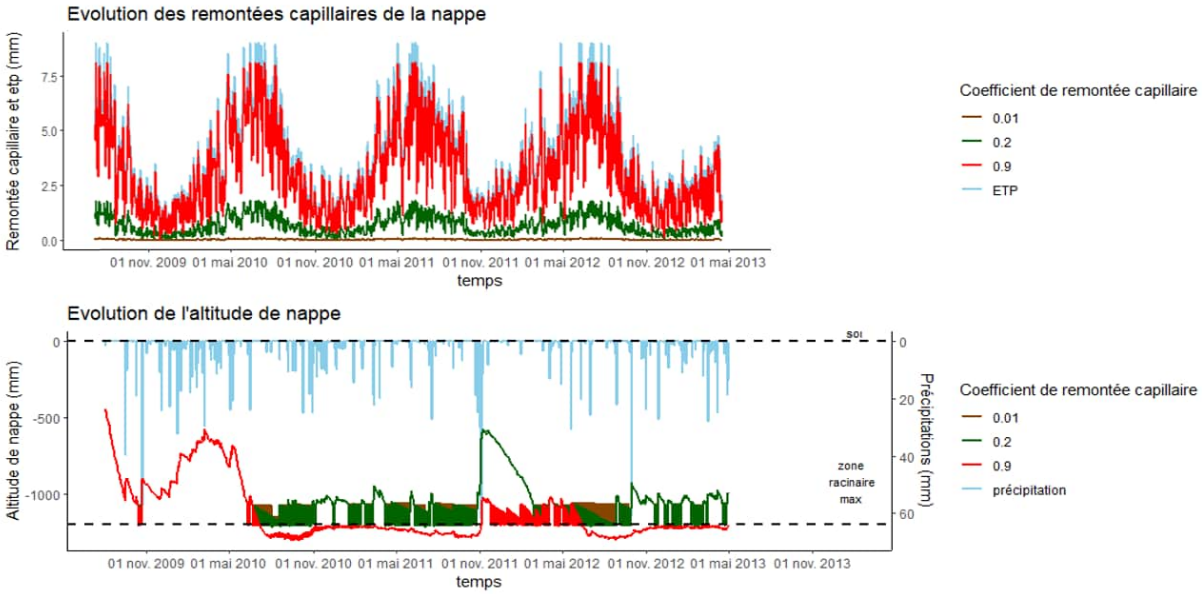


Figure 30 : Evolution temporelle entre 2009 et 2013 de l'altitude de nappe (en bas), et évolution des remontées capillaires de la nappe (en haut) suivant plusieurs coefficients de remontée capillaire, représentés par les différentes couleurs de courbes sur les parcelles de la carte B de la figure X. En bleu, ce sont les précipitations journalières (axe de droite).

Dans les deux formalismes (SWAT et SaltMod), lorsque les résultats sont le plus en cohérence avec les données de référence, on observe une certaine stagnation de la nappe autour de la limite de la zone racinaire maximale due notamment aux changements de formalismes. En réalité, il semble que la nappe descendrait légèrement plus profond, environ 0,3 m de plus pour une prairie (Figure 11, Torres-Rondon, 2013). Cette différence suggère que notre modélisation conduit à une saturation du sol plus rapide lors d'apports d'eau importants et donc une augmentation de salinité plus rapide. On risque donc d'observer une surestimation de salinité et des périodes plus longues où la salinité est importante.

Pour le cas de l'île de Camargue, les transferts latéraux de nappe sont faibles et les deux formalismes présentent le même type de problématique de seuil. Cependant, le formalisme de SWAT semble moins cohérent avec les processus hydrogéologiques camarguais caractérisé par de très faibles flux latéraux. Pour cette raison, nous avons choisi pour la suite de notre travail d'utiliser le formalisme de SaltMod dans le calcul de l'altitude de la nappe.

III.2. Contrôle de cohérence de comportement de MAELIA-Delta

Nous présentons ici les résultats relatifs aux 5 tests de cohérence décrits dans le tableau 5.

III.2.1. Impact des précipitations sur les quantités de sel et concentration saline sans apports de sel sur une parcelle (Tableau 5 Cas (i))

En conditions de parcelle sèche, sans apports de sel ni irrigation, les simulations montrent une augmentation progressive de la quantité de sel dans la zone racinaire maximale (Figure 31).

Bien qu'aucun apport externe de sel ne soit considéré, une accumulation saline est observée dans le réservoir racinaire maximal au cours de la période simulée. Même sans apports de sel dans tout le système, le sel contenu dans la nappe qui va remonter dans la zone racinaire maximale va ainsi être transféré de réservoir et augmenter la quantité de sel.

En l'absence d'apports de sel, le réservoir de surface conserve une quantité de sel nulle durant l'ensemble de la simulation.

Pour les couches de sol plus profondes, les quantités de sel issues des réservoirs transitoire et aquifère ont été regroupées, la nappe se situant au-dessus de la limite inférieure de la zone racinaire sur toute la période étudiée. Une diminution de la quantité de sel est observée dans ces réservoirs profonds, de manière symétrique à l'augmentation simulée dans le réservoir racinaire maximal.

À l'échelle de la parcelle, la quantité totale de sel reste constante au cours du temps, indiquant un bilan de sel conservatif sur l'ensemble du système.

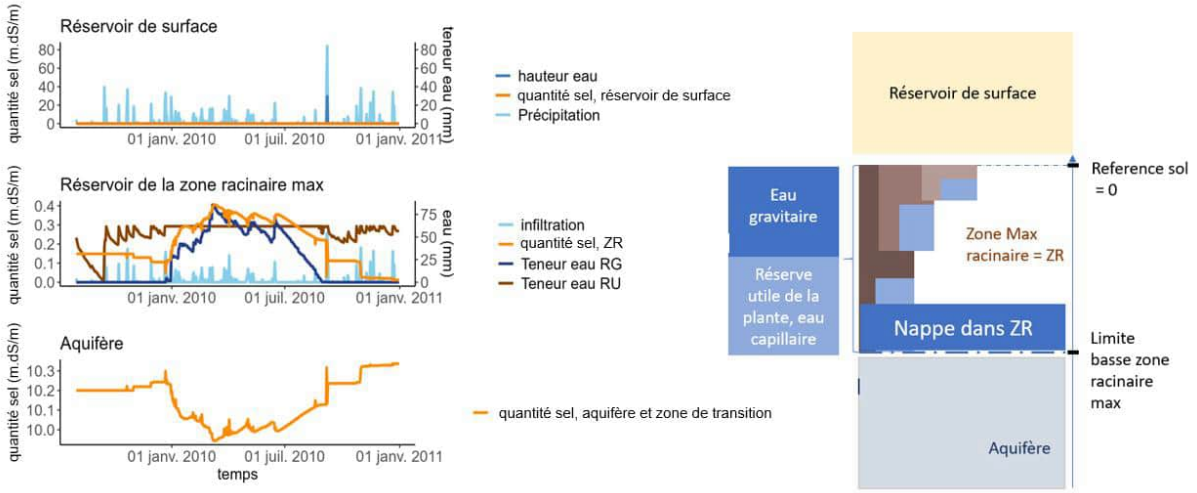


Figure 31 : Évolution temporelle entre 2009 et 2011 de la quantité de sel par réservoir de sol sur une parcelle sans apports de sel (à gauche) sur les parcelles de la carte A de la Figure 28. Il est représenté les quantités de sel pour le réservoir de surface (RS), la zone racinaire maximale (ZR) et l'aquifère de haut en bas respectivement. Des flux hydriques sont aussi représentés, en bleu foncé la hauteur d'eau dans le réservoir de surface et la teneur en eau du réservoir d'eau gravitaire dans la zone racinaire maximale. En bleu clair les précipitations dans le RS et l'infiltration dans la ZR. En marron, la teneur en eau du réservoir utilisable de la ZR. A droite, schéma de la couche de sol lorsque la nappe dépasse la limite basse de la zone racinaire maximale.

III.2.2. L'impact de l'évapotranspiration sur les quantités de sel et concentration saline lorsqu'il n'y a pas de précipitation (Tableau 5 Cas (ii)).

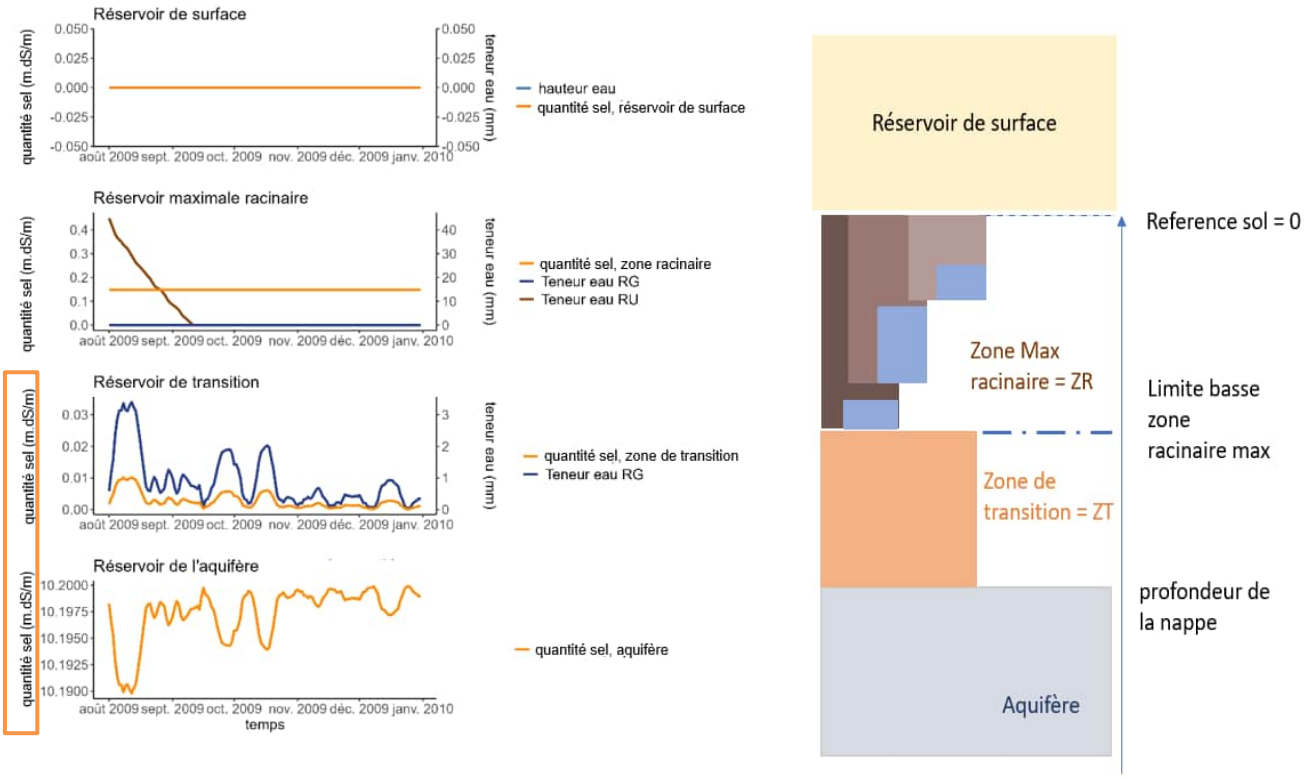
En conditions de parcelle sèche, sans précipitation ni irrigation, les simulations indiquent que la quantité de sel dans la zone racinaire maximale reste constante au cours de la période étudiée (Figure 32.a). En effet, il n'y a pas d'apport de sel ni d'eau extérieur, et l'absence d'apport d'eau empêche toute remontée de nappe saline vers la zone racinaire ; ainsi, les quantités de sel ne varient pas malgré l'assèchement progressif du sol, conformément à l'hypothèse retenue de non-évaporation du sel. En revanche, des échanges d'eau et de sel sont bien simulés entre la zone de transition et l'aquifère, via des processus de remontée capillaire et de percolation, traduisant des transferts dans les horizons plus profonds que la zone racinaire.

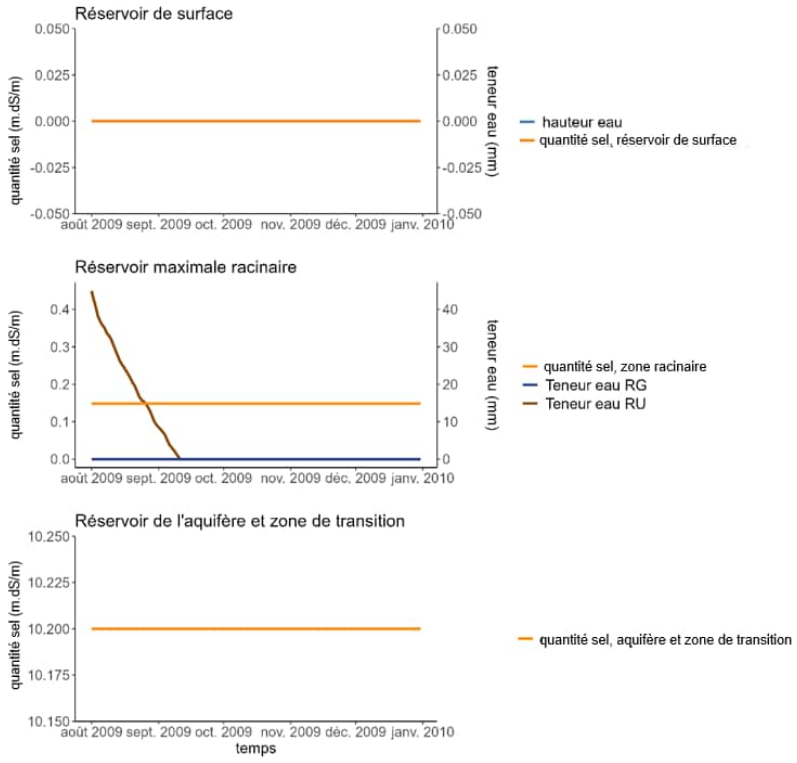
La concentration saline simulée dans la zone racinaire augmente fortement au cours du temps (Figure 32.c), en lien avec la diminution progressive de la teneur en eau du sol : à quantité de sel constante, la réduction du volume d'eau disponible entraîne mécaniquement une hausse de la concentration. En réalité, le sel se cristallise sur tout le gradient de sol et n'est pas concentré dans l'eau.

En l'absence d'apports de sel, le réservoir de surface demeure dépourvu de sel durant toute la simulation (Figure 32.a).

Dans ces conditions, aucune accumulation nette de sel n'est observée à l'échelle de la parcelle. Les variations de quantités de sel simulées dans la zone de transition et dans l'aquifère traduisent des échanges entre ces deux réservoirs. En considérant l'ensemble formé par la zone de transition et l'aquifère, la quantité totale de sel demeure constante sur l'ensemble de la période simulée (Figure 32.b), ce qui confirme la cohérence massique du modèle dans ces conditions.

a)


Réservoir de surface
quantité sel (m.dS/m)
teneur eau (mm)
août 2009 sept. 2009 oct. 2009 nov. 2009 déc. 2009 janv. 2010
hauteur eau
quantité sel, réservoir de surface
Réservoir maximale racinaire
quantité sel, zone racinaire
Teneur eau RG
Teneur eau RU
Réservoir de transition
quantité sel, zone de transition
Teneur eau RG
Réservoir de l'aquifère
quantité sel, aquifère
temps
Réservoir de surface
Reference sol = 0
Zone Max racinaire = ZR
Limite basse zone racinaire max
Zone de transition = ZT
profondeur de la nappe
Aquifère



b)

c)

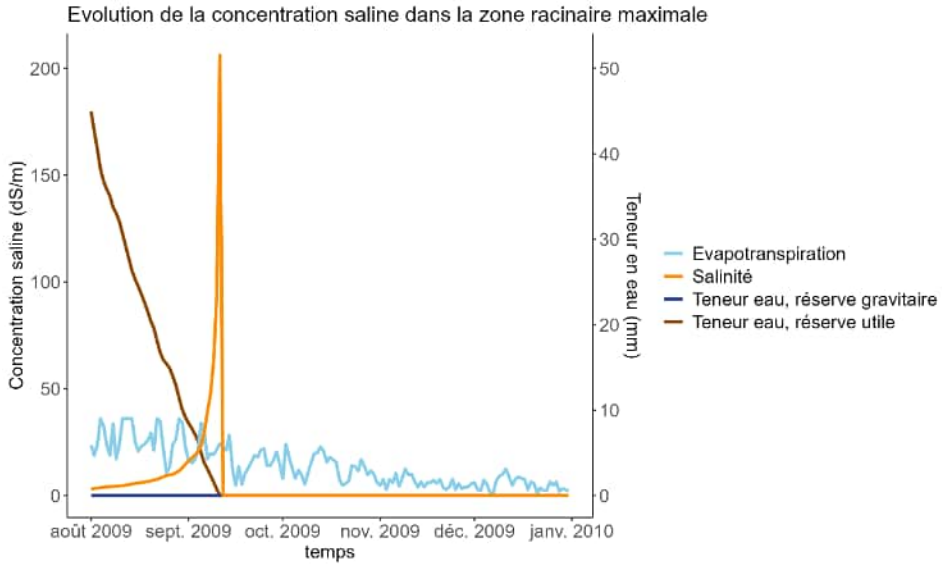


Figure 32 : a) Evolution temporelle de la quantité de sel par réservoir sur une parcelle sans apports d'eau et de sel, les échelles des quantités de sel ne sont pas les mêmes suivant les réservoirs (mis en évidence en vert) juxtaposés à un schéma de la couche de sol lorsque la nappe est sous la limite basse de la zone racinaire maximale, b) Evolution temporelle de la quantité de sel avec les deux réservoirs sous la zone racinaire maximale combinée c) Evolution de la concentration saline dans la zone racinaire maximale. Il est représenté les quantités de sel pour le réservoir de surface (RS), la zone racinaire maximale (ZR) et l'aquifère de haut en bas respectivement. Des flux hydriques sont aussi représentés, en bleu foncé la hauteur d'eau dans le réservoir de surface et la teneur en eau du réservoir d'eau gravitaire dans la zone racinaire maximale. En bleu clair les précipitations dans le RS et l'infiltration dans la ZR. En marron, la teneur en eau du réservoir utilisable de la ZR. Ces courbes ont été tracées à partir des simulations réalisées entre 2009 et 2010 sur les parcelles de la carte A de la Figure 28.

III.2.3. L'impact de l'irrigation d'une parcelle submergée (parcelle unique de riz) sur la conservation des quantités de sels (Tableau 5 Cas (iii) et (iv))

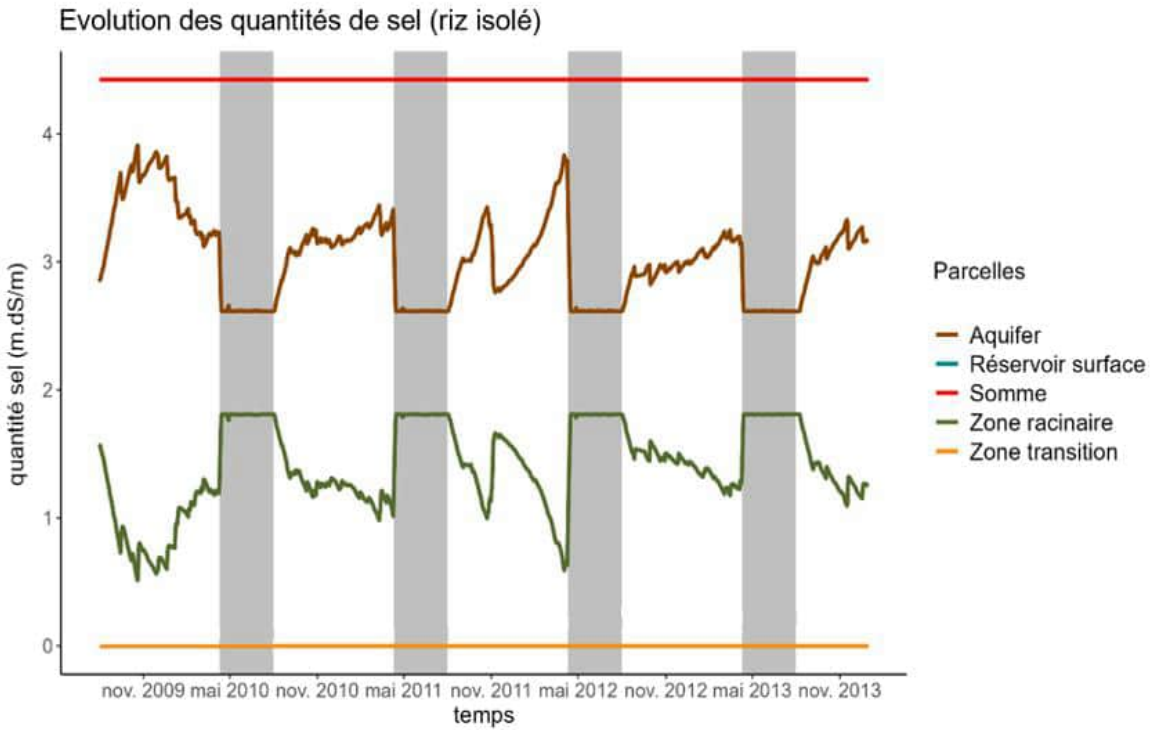
Les résultats des simulations réalisées sur une parcelle unique de riz irriguée successivement avec de l'eau douce puis de l'eau salée sont présentés ci-dessous.

Lorsque l'irrigation est réalisée avec de l'eau douce, la quantité totale de sel simulée à l'échelle de la parcelle est conservée, avec des écarts numériques de l'ordre de 10^{-16}, aussi bien en l'absence qu'en présence d'apports de sel (Figure 33.a et b). La somme des quantités de sel sur l'ensemble des couches de sol demeure constante au cours du temps (Figure 33.a).

Lorsque l'irrigation apporte du sel, une augmentation de la quantité totale de sel est observée, en accord avec les apports salins cumulés (Figure 33.b). Par ailleurs, les simulations montrent une stabilisation des niveaux de salinité dans la zone racinaire ainsi que dans les couches plus profondes de l'aquifère au cours des périodes d'irrigation.

Des variations opposées des quantités de sel sont observées entre la zone racinaire maximale et l'aquifère : une augmentation dans l'aquifère s'accompagne d'une diminution dans la zone racinaire, et inversement, traduisant des échanges de sel entre ces réservoirs (Figure 33).

a)



b)

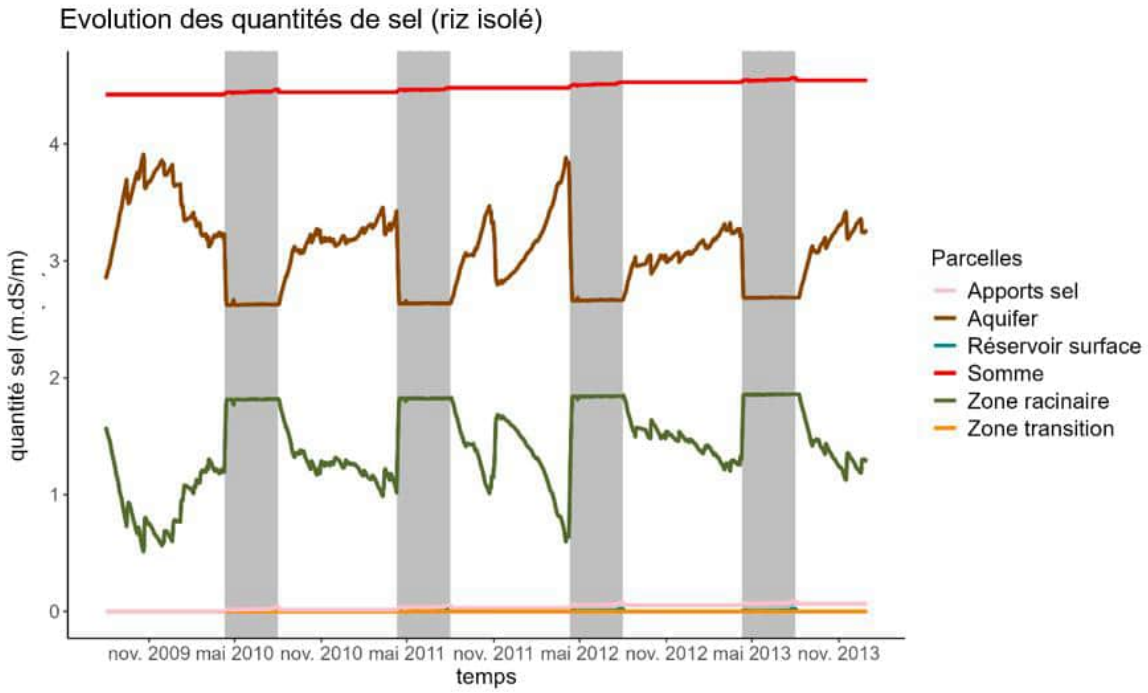


Figure 33 : Evolution mensuelle de la quantité de sel pour différents réservoirs de sols dans le cas d'un HRU-RPG de monoculture de riz a) sans apport de sel b) avec apports de sels par l'eau d'irrigation. Les zones grises correspondent aux périodes d'irrigation de la parcelle avec notamment une submersion de la parcelle. En rose, les apports de sels cumulés, en marron la quantité de sel dans l'aquifère, en bleu la quantité de sel dans le réservoir de surface (= 0 sur a., superposé avec la courbe orange =0 aussi), en vert la quantité de sel dans la zone racinaire maximale, en orange la quantité de sel dans la zone de transition et en rouge le bilan salin sur ces couches de sol. Ces courbes ont été tracées à partir des simulations réalisées entre 2009 et 2013 sur les parcelles de la carte A de la Figure 28.

III.2.4. L'impact de l'irrigation d'une parcelle submergée sur les concentrations salines des parcelles sèches alentours (Tableau 5 Cas (v)).

Les simulations réalisées sur un HRU-RPG composé d'une parcelle de riz submergée entourée de parcelles sèches montrent une redistribution spatiale des niveaux de nappe à l'échelle de l'unité hydrologique (Figure 34.a).

Cette redistribution s'accompagne de variations des quantités de sel simulées sous les différentes parcelles. Une augmentation des quantités de sel est observée sous les parcelles de prairies non irriguées, associée à des remontées de nappe plus salée, tandis qu'on observe une diminution des transferts de sel depuis la parcelle de riz vers les parcelles non irriguées au cours des périodes d'irrigation successives.

À l'échelle de l'ensemble des parcelles constituant le HRU-RPG, la quantité totale de sel simulée dans la nappe demeure constante au cours du temps, indiquant bien une conservation du bilan de sel sur l'ensemble du système (Figure 34.b).

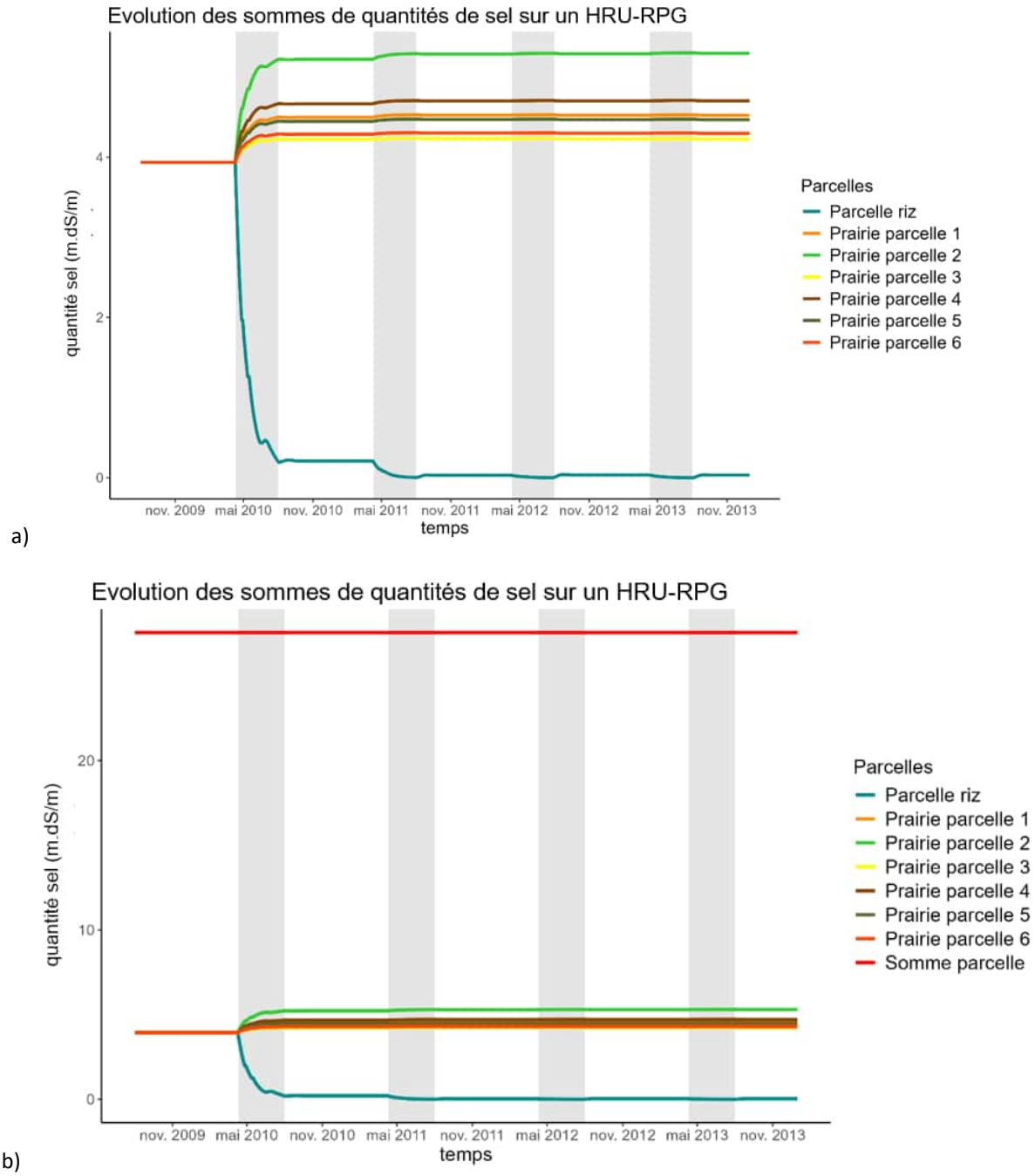


Figure 34 : Evolution temporelle des quantités de sel sur un HRU-RPG mixte avec une parcelle de riz et 6 parcelles de prairies a) sans et b) avec intégration du calcul de la somme (en rouge). Les zones grises correspondent aux périodes d'irrigation de la parcelle avec notamment une submersion de la parcelle. Les parcelles sont identifiées par des couleurs différentes (bleu pour le riz et le reste sont des prairies dont les numéros sont identifiés en Figure 28). Ces courbes ont été tracées à partir des simulations réalisées entre 2009 et 2013 sur les parcelles de la carte B de la Figure 28.

III.3. Archétype de situation de l'île de Camargue

Les résultats des simulations des quatre archétypes de dynamiques hydrosalines, décrites en II.4 et dans le tableau 7, sont présentés ci-après.

III.3.5. Altitude de nappe (Tableau 7 Cas (i))

Les simulations ont été réalisées sur un même HRU-RPG, avec des conditions météorologiques et des types de sols identiques, pour trois configurations contrastées : (i) un HRU-RPG majoritairement composé de parcelles sèches de prairie temporaire, (ii) un HRU-RPG majoritairement composé de parcelles de riz submergées et (iii) un HRU-RPG mixte composé d'une parcelle de riz submergée entourée de parcelles sèches (prairie temporaire).

Avant le début des périodes d'irrigation, les évolutions du niveau de nappe sont similaires pour les trois configurations, la recharge étant principalement liée aux précipitations (Figure 35).

Dans le cas des HRU-RPG composés majoritairement de prairies sèches, les simulations montrent une diminution progressive du niveau de nappe au cours du temps. En l'absence d'irrigation, les variations du niveau de nappe restent limitées et sont caractérisées par de faibles fluctuations autour de la limite inférieure de la zone racinaire maximale (Figure 35).

Pour les HRU-RPG composés majoritairement de parcelles de riz submergées, les simulations indiquent une saturation rapide du sol pendant les périodes d'irrigation, associée à une remontée du niveau de nappe. En dehors de ces périodes, l'évolution du niveau de nappe est principalement contrôlée par les précipitations. Une baisse transitoire du niveau de nappe est observée en début de certaines périodes d'irrigation (Figure 35).

Dans le cas du HRU-RPG mixte, l'effet de l'irrigation sur la recharge de la nappe est également marqué à l'échelle de l'unité hydrologique. Toutefois, la remontée et la saturation de la nappe sont plus progressives que dans le cas d'un HRU-RPG entièrement submergé. En dehors des périodes d'irrigation, l'évolution du niveau de nappe est similaire à celle observée pour les autres configurations et reste dominée par les précipitations (Figure 35).

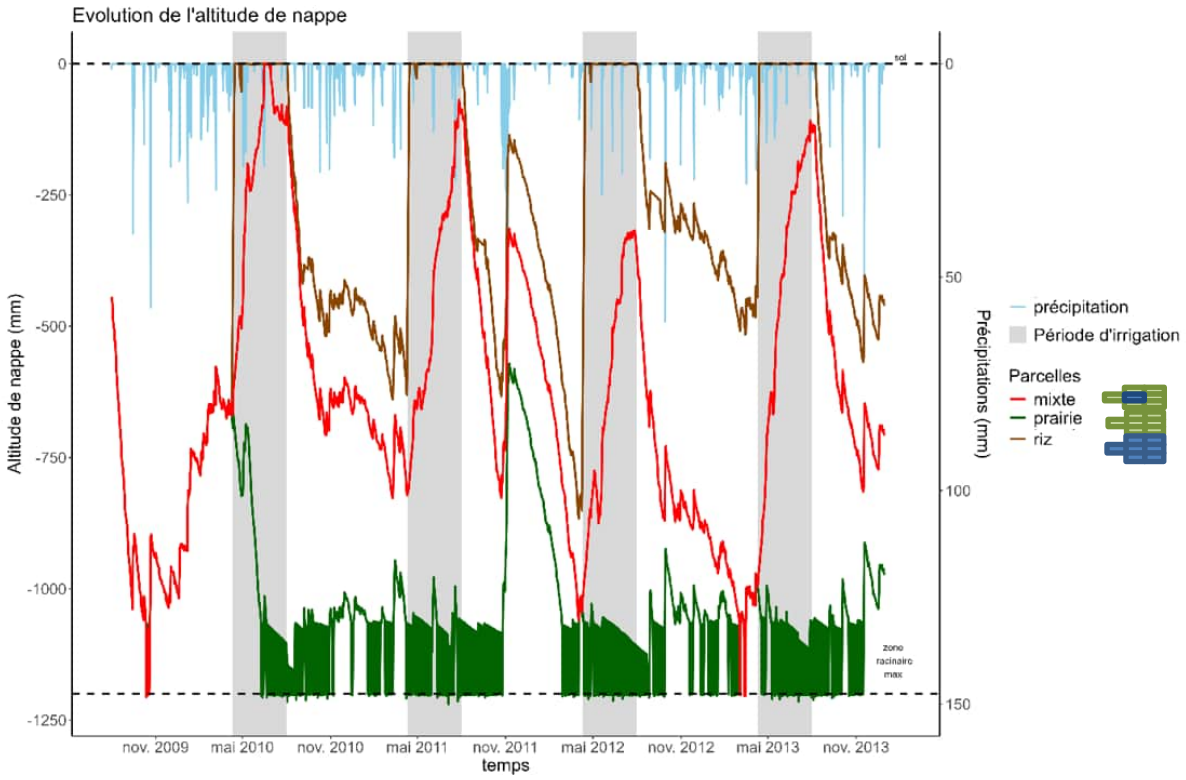


Figure 35 : Evolution temporelle de l'altitude de nappe suivant différents systèmes de cultures, HRU-RPG de 7 parcelles agricoles (mixte = 1 parcelle de riz et 6 parcelles de prairie ; prairie = 7 parcelles de prairies ; riz = 7 parcelles de riz), les carrés dans la légende représentent les parcelles, en bleu le riz, en vert les prairies. Les zones grises correspondent aux périodes d'irrigation de la parcelle avec notamment une submersion de la parcelle. Ces courbes ont été tracées à partir des simulations réalisées entre 2009 et 2010 sur les parcelles de la carte B de la Figure 28.

III.3.6. Pour les parcelles sèches isolées : salinité dans la zone racinaire maximale (Tableau 7 Cas (ii))

Les simulations réalisées sur un HRU-RPG majoritairement composé de parcelles sèches montrent une augmentation marquée de la concentration saline dans la zone racinaire maximale au cours des périodes de sécheresse (Figure 36). Des pics d'élévation de la nappe sont observés lors de pics d'infiltration dus à des précipitations importantes (Figure 36).

Des pics de salinité sont observés lors des périodes estivales caractérisées par une forte évapotranspiration, notamment en 2010 et 2012, en lien avec la diminution prononcée des teneurs en eau des réservoirs du sol. À l'inverse, des diminutions de la concentration saline sont simulées à la suite d'apports importants d'eau douce, en particulier lors des épisodes pluvieux, comme en novembre 2011 (Figure 36).

En moyenne, la salinité simulée dans la zone racinaire maximale est de 8,7 $dS \cdot m^{-1}$ pendant les périodes d'irrigation et de 5,7 $dS \cdot m^{-1}$ en dehors de ces périodes (Tableau 8). Des valeurs extrêmes de concentration saline sont toutefois atteintes ponctuellement lorsque les teneurs en eau du sol deviennent très faibles.

Tableau 8 : Moyenne de salinité (dS/m) cumulé sur des périodes de 6 mois suivant la période de culture pour un HRU-RPG composé de parcelles de prairies (période irrigation d'avril à septembre) ainsi que les valeurs extrêmes corrigées. Les quantités de sel par période sont aussi décrites (m.dS/m).

Année	Période	Moyenne salinité (dS/m)	Moyenne corrigé (dS/m)	Quantité sel (m.dS/m)
2009	Hors période irrigation	4,6	4,6	0,68
2009	Période irrigation	4,4	4,4	0,78
2010	Hors période irrigation	5,9	5,9	0,39
2010	Période irrigation	7,3	7,3	0,58
2011	Hors période irrigation	5,8	5,8	0,68
2011	Période irrigation	12,1	8,0	0,43
2012	Hors période irrigation	5,5	5,5	0,39
2012	Période irrigation	12,1	10,7	0,43
2013	Hors période irrigation	5,7	5,7	0,44
2013	Période irrigation	7,4	7,4	0,42

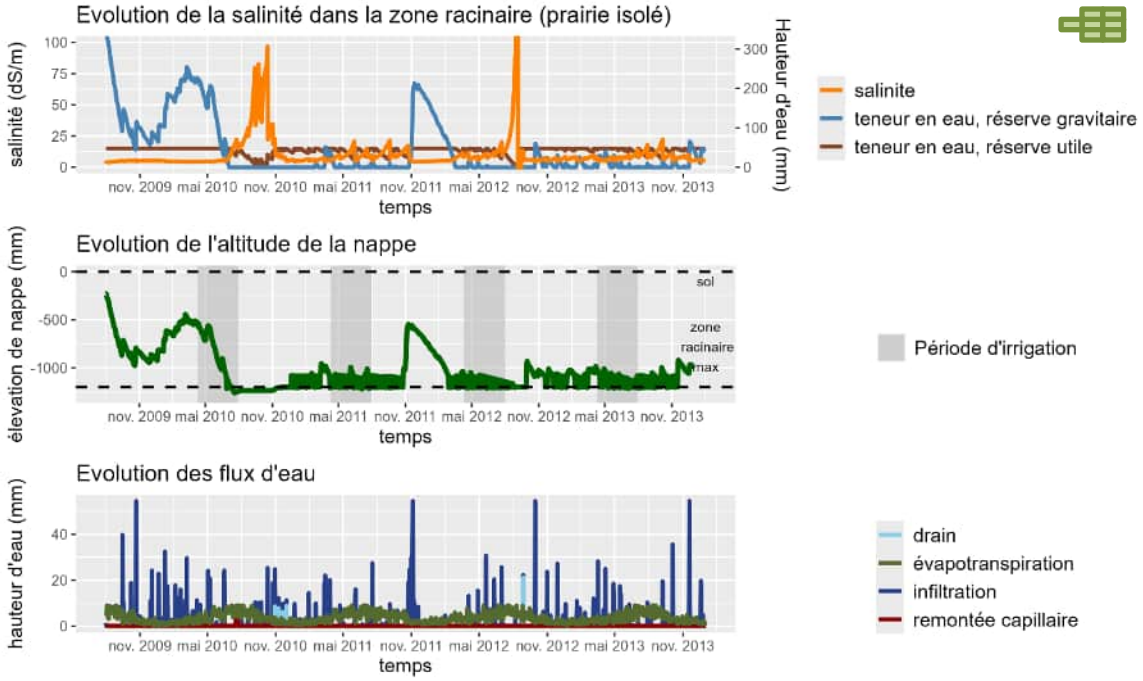


Figure 36 : Evolution temporelle de la salinité (orange) dans la zone racinaire maximale, de l'altitude de nappe (vert foncé) et des flux d'eau (bleu clair : drain (percolation entre la ZR et ZT), vert : évapotranspiration, bleu foncé : infiltration, marron : remontée capillaire) dans la zone racinaire maximale pour un HRU-RPG composé uniquement de prairies. Les zones grises correspondent aux périodes d'irrigation de la parcelle avec notamment une submersion de la parcelle. Ces courbes ont été tracées à partir des simulations réalisées entre 2009 et 2013 sur les parcelles de la carte B de la Figure 28.

III.3.7. Pour les parcelles submergées (isolée ou non) : salinité dans la zone racinaire maximale (Tableau 7 Cas (iii))

Les simulations réalisées sur des HRU-RPG majoritairement composés de parcelles submergées, ainsi que sur des HRU-RPG mixtes associant une parcelle submergée à des parcelles sèches au-dessus d'une même nappe, montrent une stabilisation de la salinité dans la zone racinaire maximale au cours des périodes d'irrigation, à des niveaux inférieurs à ceux simulés pour des parcelles exclusivement sèches (Figure 37).

Dans le cas d'un HRU-RPG majoritairement composé de parcelles submergées, les simulations indiquent une diminution de la salinité dans la zone racinaire maximale lors des périodes de saturation du sol associées à l'irrigation (Figure 37). En dehors des périodes d'irrigation, la salinité reste globalement stable, avec des variations ponctuelles associées aux phases de baisse du niveau de nappe et d'assèchement du sol. En moyenne, la salinité simulée dans la zone racinaire maximale est de 3,3 $dS \cdot m^{-1}$ pendant les périodes d'irrigation et de 3,7 $dS \cdot m^{-1}$ en dehors de ces périodes (Tableau 9).

Tableau 9 : Moyenne de salinité (dS/m) cumulée sur des périodes de 6 mois suivant la période de culture pour un HRU-RPG composé de parcelles de riz (période irrigation d'avril à septembre). Les quantités de sel par période sont aussi décrites (m.dS/m).

Année	Période	Moyenne salinité (dS/m)	Quantité sel (m.dS/m)
2009	Hors période irrigation riz	4,6	0,68
2009	Période irrigation riz	4,4	0,78
2010	Hors période irrigation riz	3,8	1,19
2010	Période irrigation riz	3,3	1,55
2011	Hors période irrigation riz	3,7	1,24
2011	Période irrigation riz	3,3	1,56
2012	Hors période irrigation riz	3,6	1,33
2012	Période irrigation riz	3,3	1,56
2013	Hors période irrigation riz	3,8	1,22
2013	Période irrigation riz	3,2	1,59

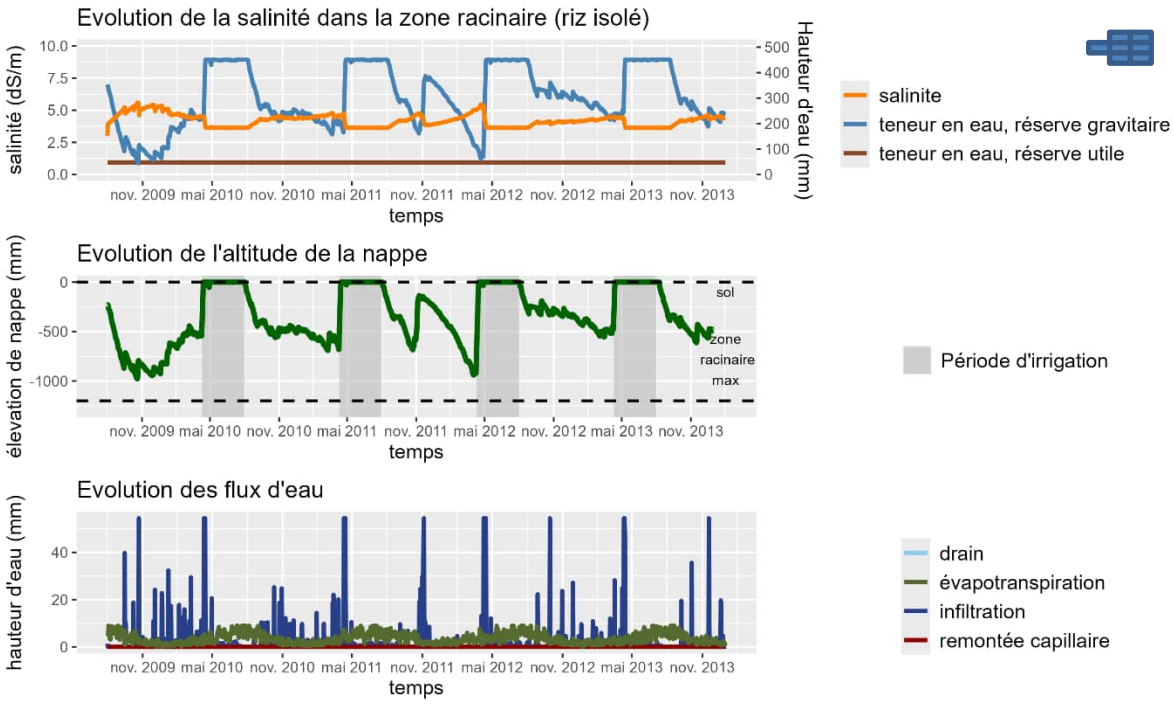


Figure 37 : Evolution temporelle de la salinité (orange) dans la zone racinaire maximale, de l'altitude de nappe (vert foncé) et des flux d'eau (bleu clair : drain (percolation entre la ZR et ZT), vert : évapotranspiration, bleu foncé : infiltration, marron : remontée capillaire) dans la zone racinaire maximale pour un HRU-RPG de monoculture de riz. Les zones grises correspondent aux périodes d'irrigation de la parcelle avec notamment une submersion de la parcelle. Ces courbes ont été tracées à partir des simulations réalisées entre 2009 et 2013 sur les parcelles de la carte B de la Figure 28.

Dans le cas d'une parcelle de riz submergée adjacente à une parcelle de prairie, les simulations montrent une forte diminution de la salinité dans la zone racinaire maximale au cours des périodes d'irrigation (Figure 38). Les valeurs de salinité restent très faibles tout au long de la période étudiée, indépendamment des phases d'irrigation. En moyenne, la salinité dans la zone racinaire maximale est de 0,2 $dS \cdot m^{-1}$ pendant les périodes d'irrigation et de 0,1 $dS \cdot m^{-1}$ en dehors de ces périodes (Tableau 10).

Tableau 10 : Moyenne de salinité (dS/m) cumulée sur des périodes de 6 mois suivant la période de culture pour une parcelle de riz d'un HRU-RPG composé d'une parcelle de riz et sept de prairies (période irrigation d'avril à septembre). Les quantités de sel par période sont aussi décrites (m.dS/m).

Année	Période	Moyenne salinité (dS/m)	Quantité sel (m.dS/m)
2009	Hors période irrigation riz	4,7	0,68
2009	Période irrigation riz	4,4	0,78
2010	Hors période irrigation riz	0,2	0,05
2010	Période irrigation riz	0,9	0,29
2011	Hors période irrigation riz	0,03	0,01
2011	Période irrigation riz	0,05	0,01
2012	Hors période irrigation riz	0,04	0,01
2012	Période irrigation riz	0,01	0,00
2013	Hors période irrigation riz	0,04	0,01
2013	Période irrigation riz	0,01	0,00

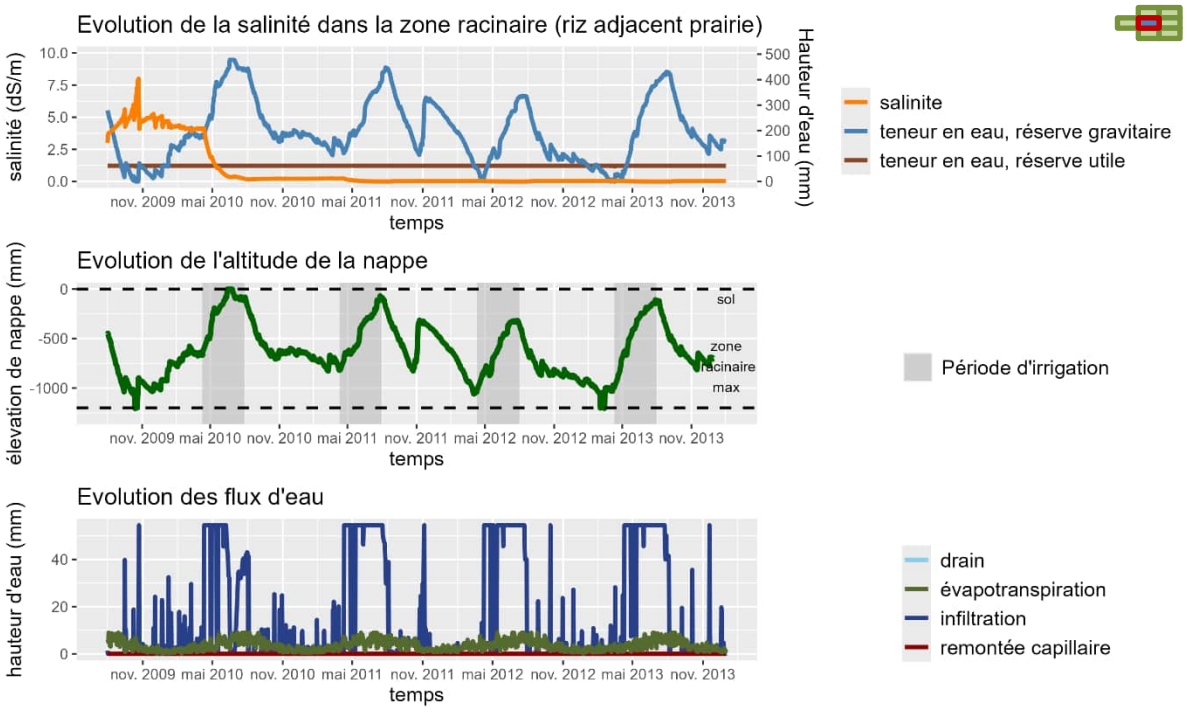


Figure 38 : Evolution temporelle de la salinité (orange) dans la zone racinaire maximale, de l'altitude de nappe (vert foncé) et des flux d'eau (bleu clair : drain (percolation entre la ZR et ZT), vert : évapotranspiration, bleu foncé : infiltration, marron : remontée capillaire) dans la zone racinaire maximale pour un HRU-RPG mixte entre prairie et riz. Les zones grises correspondent aux périodes d'irrigation de la parcelle avec notamment une submersion de la parcelle. Ces courbes ont été tracées à partir des simulations réalisées entre 2009 et 2013 sur les parcelles de la carte B de la Figure 28.

III.3.8. Pour des parcelles sèches contiguës à des parcelles submergées : salinité dans zone racinaire maximale (Tableau 7 Cas (iv))

Pour un HRU-RPG composé d'une parcelle de riz submergée entourée de parcelles sèches au-dessus d'une même nappe, les simulations indiquent une augmentation de la salinité dans la zone racinaire maximale au cours de la période d'irrigation des parcelles submergées (Figure 39). En moyenne, la salinité dans la zone racinaire maximale est de 4,3 $dS \cdot m^{-1}$ pendant les périodes d'irrigation et de 4,9 $dS \cdot m^{-1}$ en dehors de ces périodes (Tableau 11).

Tableau 11 : Moyenne de salinité (dS/m) cumulé sur des périodes de 6 mois suivant la période de culture pour une parcelle de prairie d'un HRU-RPG composé d'une parcelle de riz et sept de prairies (période irrigation d'avril à septembre). Les quantités de sel par période sont aussi décrites (m.dS/m).

Année	Période	Moyenne salinité (dS/m)	Quantité sel (m.dS/m)
2009	Hors période irrigation riz	4,7	0,68
2009	Période irrigation riz	4,4	0,78
2010	Hors période irrigation riz	4,7	1.09
2010	Période irrigation riz	3,9	1,57
2011	Hors période irrigation riz	4,7	1,16
2011	Période irrigation riz	4,2	1,43
2012	Hors période irrigation riz	5,4	0,68
2012	Période irrigation riz	4,7	1,12
2013	Hors période irrigation riz	4,8	1,05
2013	Période irrigation riz	4,3	1,38

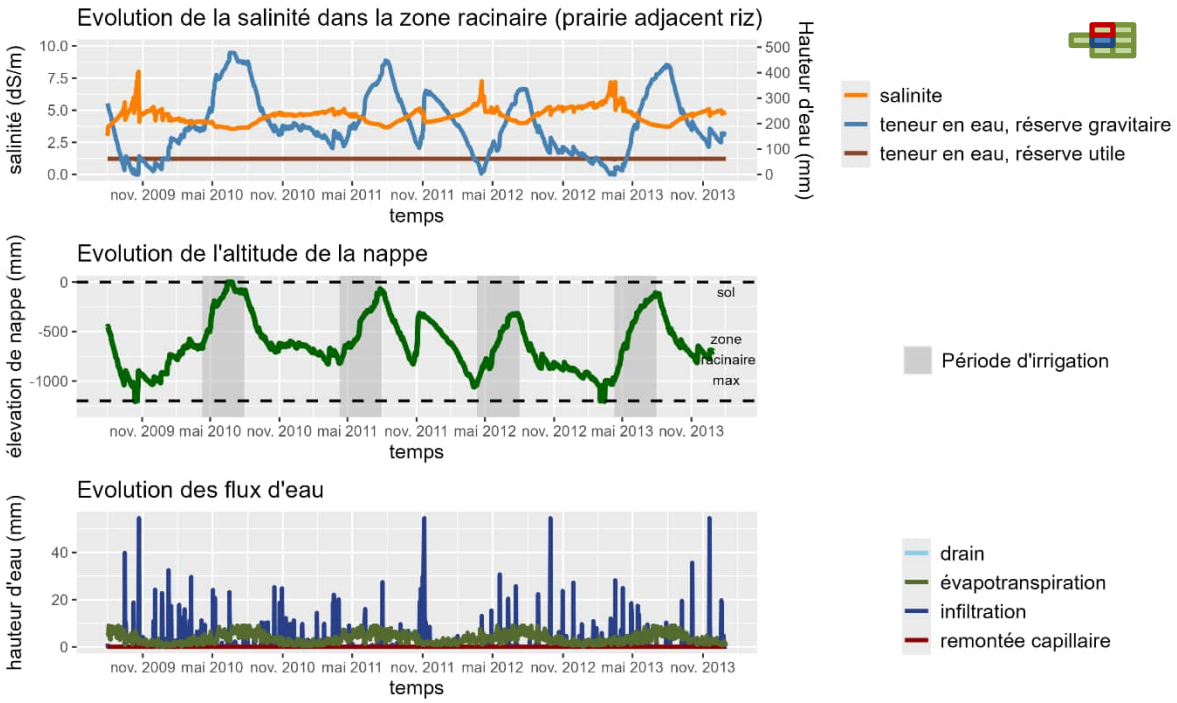


Figure 39 : Evolution temporelle de la salinité (orange) dans la zone racinaire maximale, de l'altitude de nappe (vert foncé) et des flux d'eau (bleu clair : drain (percolation entre la ZR et ZT), vert : évapotranspiration, bleu foncé : infiltration, marron : remontée capillaire) dans la zone racinaire maximale pour un HRU-RPG de monoculture de riz. Les zones grises correspondent aux périodes d'irrigation de la parcelle avec notamment une submersion de la parcelle. Ces courbes ont été tracées à partir des simulations réalisées entre 2009 et 2013 sur les parcelles de la carte B de la Figure 28.

IV. Discussion

Dans ce chapitre, nous avons présenté la version delta de MAELIA que nous avons développé pour simuler les dynamiques hydrosalines dans les deltas. Elle intègre une représentation explicite des stratégies d'irrigation des cultures irriguées par submersion et la croissance du riz. Nous avons engagé un travail d'évaluation de MAELIA-Delta via des tests de cohérence et la simulation d'archétypes de dynamiques hydrosalines observées en Camargue dans différents types de parcellaire agricoles. MAELIA-Delta reproduit les grands types de phénomènes hydrosalins connus et pourrait donc être mise à profit pour évaluer l'effet de différents scénarios de changements de systèmes agricoles sur les dynamiques hydrosalines dans le delta de Camargue.

Ainsi, pour les parcelles en cultures sèches, le modèle simule une diminution d'élévation de nappe plus rapide que sous les parcelles régulièrement submergées pour la culture du riz et une augmentation de la salinité dans les sols de ces parcelles sèches lorsqu'elles sont contiguës à des parcelles submergées, du fait de remontées de nappe. Cependant, du fait du formalisme utilisé, le modèle tend à faire stagner la hauteur de nappe autour de la profondeur racinaire maximale pour des parcelles sèches. Cette stagnation favorise une saturation plus rapide de la zone racinaire maximale lors d'apports important d'eau et de remontée de nappe, ce qui induit une réponse plus précoce des remontées de nappe de salinité plus haute, augmentant la salinité dans la ZR plus rapidement. Il pourrait donc y avoir une surestimation de la salinisation. Comme nous cherchons à mettre en évidence des tendances, c'est un point de vigilance pour les analyses de scénarios.

Pour les parcelles submergées, le modèle montre que l'irrigation conduit à une recharge de la nappe et une stabilisation de la salinité dans la ZR à des valeurs plus basses que dans les parcelles non submergées malgré des quantités de sel équivalentes. Lorsque des transferts de sels sont effectués vers les parcelles sèches environnantes, la recharge de la nappe est importante due à l'irrigation sous les parcelles submergées et le phénomène de stabilisation de la salinité sous les parcelles sèches. Les résultats de simulation devraient faire apparaître une augmentation de la salinité sous les parcelles sèches adjacentes à une parcelle submergée, en comparaison avec les parcelles sèches isolées. Toutefois, cet effet mis en évidence par Torres-Rondon (2014) n'est pas clairement simulé, car dans le cas d'un HRU-RPG mixte la nappe phréatique est plus proche de la surface et les volumes d'eau disponibles pour la dissolution du sel sont nettement plus importants que dans le cas de parcelles sèches isolées. Cependant, les quantités de sels dans la ZR augmentent dans ce premier cas malgré l'absence d'augmentation de la salinité et donc dans le temps il y a des risques d'augmentation de salinité sous les parcelles sèches alentours de parcelles submergées.

Ces différents processus semblent être en cohérence avec les travaux de Torres-Rondon (2014) et Heurteaux (1969) sur des parcelles de Camargue.

IV.1. Limites des choix de modélisation

Alors que certaines opérations techniques, telles que le désherbage, sont déclenchées en fonction du développement des adventices, cette composante biotique n'est pas simulée dans le modèle. Afin de maintenir une représentation cohérente des pratiques d'irrigation associées, ces opérations ont été déclenchées suivant les opérations décrites dans les entretiens de construction des itinéraires techniques du riz, utilisés comme proxy du calendrier réel des interventions agricoles. L'intégration d'un modèle de

dynamiques des adventices relève d'un travail important dont la stratégie de modélisation n'est pas identifiée à ce jour.

Le calcul de l'infiltration implémenté dans MAELIA-Delta repose sur une approche simplifiée, qui gagnerait à être affinée. En l'état actuel du modèle, dès lors que l'eau est susceptible de s'infiltrer, celle-ci est supposée pénétrer dans le sol à une vitesse égale à la conductivité hydraulique à saturation (Ks), sans prise en compte d'une dépendance à un gradient de charge hydraulique, telle que décrite par la loi de Darcy. Or, de nombreuses formulations existent pour estimer l'infiltration dans les sols, parmi lesquelles les approches de Horton, Green et Ampt, Darcy ou encore la méthode du SCS (Darcy, 1856; Green, Ampt, 1911; Horton, 1940; U.S. Soil Conservation Service (SCS), 1972). Dans un objectif de simplicité et afin de limiter le nombre de données d'entrée, le choix s'est porté, dans le cadre de cette thèse, sur le formalisme basé sur la Ks, tout en considérant l'intégration future de processus plus détaillés comme une perspective d'amélioration du modèle.

La représentation de la conductivité hydraulique dans MAELIA-Delta constitue une source d'incertitude qu'il convient de discuter. Dans sa version actuelle, le modèle ne représente pas explicitement deux phénomènes liés aux pratiques agricoles susceptibles d'affecter significativement les dynamiques hydrologiques en Camargue : la semelle de labour et la croûte de battance. La semelle de labour, couche compactée se formant à la base de l'horizon travaillé sous l'effet du passage répété des outils agricoles, réduit durablement la conductivité hydraulique à saturation et la connectivité des pores, créant une discontinuité hydraulique verticale qui s'oppose au drainage gravitaire et peut favoriser la formation d'une nappe perchée temporaire au-dessus de cet horizon (Verbist et al., 2007 ; Schlüter et al., 2018). La croûte de battance, quant à elle, résulte de l'impact des gouttes de pluie sur les sols nus, désagrégeant les macroagrégats de surface et colmatant les pores superficiels, ce qui réduit fortement la capacité d'infiltration et peut générer un ruissellement de type hortonien dès que l'intensité pluvieuse dépasse la conductivité hydraulique de surface (Boiffin, 1984). Ces deux phénomènes sont particulièrement actifs en Camargue, où les sols argilo-limoneux sont fréquemment travaillés en conditions humides et où la pratique de la riziculture submergée favorise spécifiquement la formation d'une semelle de labour réduisant durablement la conductivité hydraulique de l'horizon travaillé (Yi et al., 2020). Dans le cadre de MAELIA-Delta, dont la structure repose sur une représentation par réservoirs sans discrétisation verticale fine des horizons, ces processus ne sont pas explicitement modélisés et constituent donc des sources potentielles de biais dans la simulation du ruissellement et du drainage. À terme, leur intégration, via l'introduction d'un horizon compacté à conductivité réduite pour la semelle de labour, et d'une conductivité hydraulique de surface dynamique pour la croûte de battance, pourrait constituer une perspective d'amélioration.

Une autre limite de notre approche de modélisation concerne la simulation de l'évapotranspiration des cultures en condition submergée qui varient considérablement en fonction du stade phénologique de la plante. En phase initiale (levée à tallage), l'évaporation de l'eau prédomine sur la transpiration, car la couverture végétale est faible, laissant une grande surface d'eau exposée directement au rayonnement solaire. À mesure que le riz progresse vers les stades de montaison et de floraison, la biomasse foliaire augmente, entraînant une intensification de la transpiration et une réduction relative de l'évaporation de la surface libre. Le pic d'évapotranspiration est généralement observé pendant la floraison, période durant laquelle la demande hydrique est maximale en raison de l'activité physiologique accrue. En phase de maturation, l'évapotranspiration diminue graduellement en lien avec le ralentissement du métabolisme végétal et la sénescence des feuilles. Ces dynamiques sont influencées par les conditions climatiques, la profondeur de submersion et les pratiques culturales, ce qui rend crucial l'ajustement des apports en eau selon le stade de développement du riz pour une gestion efficace des ressources hydriques. Dans notre approche, le calcul d'évapotranspiration est simplifié et la transpiration du riz en conditions submergées

impacte les réservoirs du sol et nous avons limité l'impact sur le réservoir d'eau de surface à l'évaporation de la surface d'eau libre. Nous pourrions affiner à l'avenir le calcul d'évapotranspiration, notamment en s'appuyant sur les relations empiriques développées en Camargue par Chauvelon (1996), permettant de mieux rendre compte de l'évolution de l'évapotranspiration au fil des stades de développement. Ainsi, nous pourrions comparer les deux méthodes sur leurs impacts sur les flux hydrologiques et les besoins en eau.

L'arbitrage sur le choix de modèle à intégrer concernant les remontées de nappe dans MAELIA-Delta s'est fait en choisissant, dans la continuité de la modélisation hydrologique de MAELIA, les formalismes de SWAT (Neitsch et al., 2009), soit dans la continuité de la modélisation des dynamiques hydrosalines, ceux de SaltMod (Oosterbaan, 2001). Ces deux formalismes ont été intégrés pour permettre à différents types de phénomènes d'être représentés, SWAT lorsque les écoulements latéraux sont significatifs et SaltMod dans le cas où les transferts latéraux sont considérés négligeables comme c'est le cas en Camargue (Torres-Rondon, 2014). Cette approche est bien adaptée aux études à grande échelle spatiale et sur le long terme, mais elle reste limitée pour représenter finement les gradients verticaux d'humidité et la dynamique détaillée de la nappe. Des extensions comme SWAT-MODFLOW permettent toutefois un couplage explicite avec MODFLOW afin d'améliorer la représentation des niveaux piézométriques et des échanges nappe-rivière (Kim et al., 2008).

Des modèles plus mécanistes, tels que MODFLOW (Langevin et al., 2017), sont spécifiquement conçus pour simuler l'écoulement des eaux souterraines et la dynamique des niveaux de nappe à grandes résolutions spatiale et temporelle. Couplés à des modèles de zone non saturée comme HYDRUS (Šimůnek et al., 2012), ils permettent de représenter de manière détaillée les échanges sol-nappe, l'infiltration, la remontée capillaire et les impacts des pratiques d'irrigation. En contrepartie, ces modèles nécessitent des données importantes (paramètres hydrogéologiques, conditions aux limites) et sont moins adaptés à des analyses intégrées rendement–gestion agricole.

Pour la représentation des dynamiques hydrosalines dans MAELIA-Delta, SaltMod apparaît comme un compromis pertinent entre réalisme des phénomènes simulés et parcimonie sur les données d'entrée : ce modèle multicouche de bilan de masse permet de simuler la dynamique à long terme de l'eau et de la salinité des sols agricoles sous différentes conditions hydrogéologiques et de gestion (Oosterbaan, 2001). Sa structure conceptuelle simple, reposant sur des données d'entrée pouvant être accessibles ou estimables (telles que les concentrations moyennes en sels, la profondeur de la nappe phréatique, ou les caractéristiques des couches de sol) en fait un outil particulièrement adapté aux applications à l'échelle de vastes territoires, comme les deltas. L'intérêt de SaltMod est par ailleurs sa robustesse démontrée par son utilisation dans de nombreux contextes pédoclimatiques pour analyser les interactions entre flux hydrosalins et pratiques de gestion de l'eau (Singh, 2012, 2016, 2024; Yao et al., 2014; Rzigui et al., 2022).

En comparaison avec les modèles réservoirs tels que SaltMod, d'autres types de modèles ont été envisagés. Cependant, la modélisation des flux de sel dans les sols repose le plus souvent sur la résolution des équations de Richards couplées aux processus de dissolution et de précipitation, permettant une représentation fine des transferts hydriques et salins en milieu non saturé (Skaggs et al., 2012; Šimůnek et al., 2012; Maleki Tirabadi et al., 2021; Yu et al., 2021). Toutefois, la valeur prédictive de ces modèles physiquement détaillés peut être fortement limitée par la faible disponibilité de données d'entrée, ainsi que par des temps de calcul élevés, peu compatibles avec des modélisations intégrées à large échelle. D'autres types de développements plus complexes existent, intégrant explicitement la géochimie des ions majeurs, comme dans certaines extensions du modèle SWAT (Bailey et al., 2019), mais ces approches restent coûteuses en données et en temps de calcul, ce qui rend SaltMod pertinent pour l'intégration dans

un modèle tel que MAELIA.

Notre modèle simule également les effets de la salinité de la solution du sol sur le rendement des cultures. Le formalisme empirique de Maas and Hoffman (1977), fondé sur une relation seuil–pente entre la salinité moyenne de la zone racinaire et le rendement relatif, permet de représenter de manière synthétique l'impact du stress salin sur la production des cultures. Il intègre implicitement les effets combinés du stress osmotique, du stress ionique et des coûts énergétiques associés aux mécanismes d'adaptation physiologique, sans nécessiter une description explicite des processus internes à la plante. Cette approche présente l'avantage d'un paramétrage léger et d'une mise en œuvre robuste à l'échelle régionale. Elle est cohérente avec les hypothèses adoptées dans plusieurs modèles de culture opérationnels (e.g. STICS, CropSyst), qui considèrent la salinité principalement comme un facteur limitant l'absorption d'eau et la croissance, sans rétroaction significative sur le bilan salin du sol. En revanche, ce formalisme reste de nature statique et empirique, et ne permet pas de représenter la dynamique spatio-temporelle de la salinité ni la variabilité de la sensibilité des cultures selon les stades phénologiques. Il ne prend pas en compte explicitement les flux de sels entre le sol et la plante, contrairement aux modèles hydrosalins mécanistes tels que HYDRUS-1D, qui simulent l'absorption des solutés proportionnellement aux flux d'eau et aux concentrations locales. Toutefois, en l'absence de calibration spécifique des paramètres d'absorption des sels et compte tenu des conditions étudiées (absence de cultures halophytes et d'irrigation avec de l'eau fortement salée), l'introduction de ces processus conduirait à une complexification du modèle avec un gain limité pour l'évaluation des rendements. Le choix retenu constitue ainsi un compromis assumé entre réalisme des processus et robustesse opérationnelle du modèle.

Si la salinité des sols constitue le principal facteur limitant intégré dans MAELIA-Delta pour la simulation des rendements agricoles (Maas & Hoffman 1977), d'autres paramètres physico-chimiques sont susceptibles d'affecter la croissance du riz et des cultures maraîchères comme la tomate en Camargue. On peut notamment citer le pH du sol, qui influence la disponibilité des nutriments, la teneur en sodium échangeable, qui dégrade la structure du sol, réduit la perméabilité et peut provoquer une toxicité ionique spécifique par accumulation de Na^+ dans les tissus végétaux (Huang et al., 2022), ainsi que la teneur en bore, dont la toxicité à des concentrations élevées dans le sol affecte significativement la croissance de la tomate, en particulier en conditions salines (Alpaslan & Gunes, 2001). Par ailleurs, l'azote constitue le principal macronutriment limitant la croissance et le rendement du riz irrigué (Cassman et al., 1998), dont la disponibilité dans le sol est fortement conditionnée par le pH, les conditions d'inondation et les pratiques de fertilisation. Ces facteurs ne sont pas explicitement représentés dans la version actuelle du modèle et constituent autant de sources d'incertitude sur la simulation des rendements, en particulier pour des cultures comme la tomate dont la sensibilité à ces paramètres est bien documentée. Leur intégration progressive dans MAELIA-Delta représenterait une perspective d'amélioration pour affiner la représentation des performances agronomiques en contexte camarguais.

Les paramètres de sol (porosité, conductivité hydraulique à saturation, teneur initiale en sel, profondeur de nappe) constituent des variables d'entrée déterminantes pour la qualité des simulations hydrosalines. Dans le cadre de ce travail, ces paramètres ont été fixés sur la base des données disponibles en Camargue, souvent localisées et anciennes, sans qu'il ait été possible de procéder à une analyse de sensibilité formelle. Une telle analyse aurait permis d'identifier les paramètres auxquels le modèle est le plus sensible et, par conséquent, ceux sur lesquels un effort de mesure prioritaire devrait porter. Par manque de temps, cette étude de sensibilité n'a pas pu être conduite dans le cadre de cette thèse : la priorité a été donnée à la construction et à l'évaluation des scénarios présentés au chapitre suivant. Elle constitue néanmoins une étape méthodologique importante pour renforcer la robustesse de MAELIA-Delta et serait à entreprendre

dans la suite de ce projet.

IV.2. Perspectives de développements de MAELIA-Delta

Un des phénomènes que nous ne représentons pas, présent en Camargue, est la formation de lentilles d'eau douce pour certains types de sol, sur les bourrelets alluviaux (de Montety, 2008). Dans ce cas, les eaux de pluies, après infiltration, alimentent une lentille d'eau douce flottant sur la nappe salée. Afin de mieux représenter leur influence sur l'irrigation, cela pourrait être intéressant de simuler la formation de ces lentilles d'eau douce, notamment via la zone de transition qui pourrait remplir ce rôle. En effet, comme cette zone de transition est au-dessus de la nappe phréatique il serait envisageable de lui donner un statut de réservoir intermédiaire d'eau douce. Les formalismes nécessaires seraient cependant à déterminer.

MAELIA-Delta, ne représente pas non plus la viabilité économique des systèmes agricoles irrigués. Dans cette perspective, il serait nécessaire de paramétrer le module économique de MAELIA afin d'analyser les interactions entre la rentabilité des cultures et les coûts induits par leurs besoins en eau, en tenant compte notamment de l'augmentation attendue des coûts de pompage.

Par ailleurs, il serait nécessaire de représenter le lien entre parcelles agricoles et milieux naturels. Ce travail pourrait se faire en plusieurs étapes, la première serait la modélisation du système de canaux d'irrigation et de drainage et pompage au Rhône et notamment des écoulements entre les portions de canaux afin de spatialiser les disponibilités en eau pour les milieux naturels. La deuxième étape serait de modéliser la gestion de l'eau et la dynamique saline des marais et des systèmes lagunaires comme le Vaccarès.

En Camargue, il y a un réseau complexe de canaux hydrauliques (d'irrigation et de drainage) (cf chapitre 1). Ces canaux permettent de répondre aux besoins en eau important que demande la culture du riz et soutiennent les activités agricoles. Leur rôle est aussi le transfert d'eau entre les milieux agricoles et naturels, notamment vers les marais et les lagunes. La modélisation fine de ce réseau permettrait de préciser les relations entre les milieux agricoles et naturels.

Afin d'explorer davantage les impacts des volumes de drainage agricole sur les milieux naturels et d'affiner l'analyse des besoins en eau, il serait pertinent d'intégrer dans le modèle les transferts d'eau entre sections du réseau de canaux d'irrigation et de drainage, à la fois *au sein de chaque réseau* (irrigation ou drainage) et *entre eux*. Un travail de conceptualisation de cette intégration a été amorcé lors du stage d'Aurore Moulin, que j'ai co-encadré. Ce travail a identifié plusieurs étapes de modélisation : i) établir le lien entre le parcellaire agricole et des tronçons (biefs) du réseau de canaux, afin d'attribuer pour chaque parcelle un bief d'irrigation et un bief de drainage, (ii) établir un bilans hydrique rejets - prélèvements pour chaque bief ii) agréger les volumes rejetés par les parcelles d'un même sous bassin pour estimer les débits de sortie vers le Vaccarès. Dans le stage de Moulin (2024), la première étape a été effectué. Les deux suivantes seraient à finaliser à la suite de cette thèse.

Cependant, cette première approche semble simplifiée puisqu'elle ne prend pas en compte les processus de précipitations, d'infiltration, et d'évaporation dans les canaux. La modélisation de l'infiltration se heurte à un manque de connaissance sur les caractéristiques précises de chaque bief : leur nature, leur largeur ou encore leur profil sont encore peu documentés. Par ailleurs, l'irrigation pour le riz est actuellement modélisée comme une importation ponctuelle du volume d'eau nécessaire pour atteindre une hauteur cible ou maintenir un flux d'eau constant, ce qui ne reflète pas le fait que l'eau entre avec moins de contrôle et le surplus est évacué vers les canaux de drainage. Cette simplification peut entraîner une sous-estimation des volumes entrants et sortants des parcelles, faussant ainsi les échanges hydriques entre les

canaux, et par conséquent les volumes d'eau rejetés vers l'étang de Vaccarès (canaux de Fumemorte et de Roquemaure, Figure 40) ou disponibles pour les milieux naturels.

En outre, le phénomène d'envasement des canaux, bien que reconnu comme un facteur majeur influençant la vitesse d'écoulement (SNPN, 2013), semble complexe à simuler dans un modèle intégré comme MAELIA-Delta.

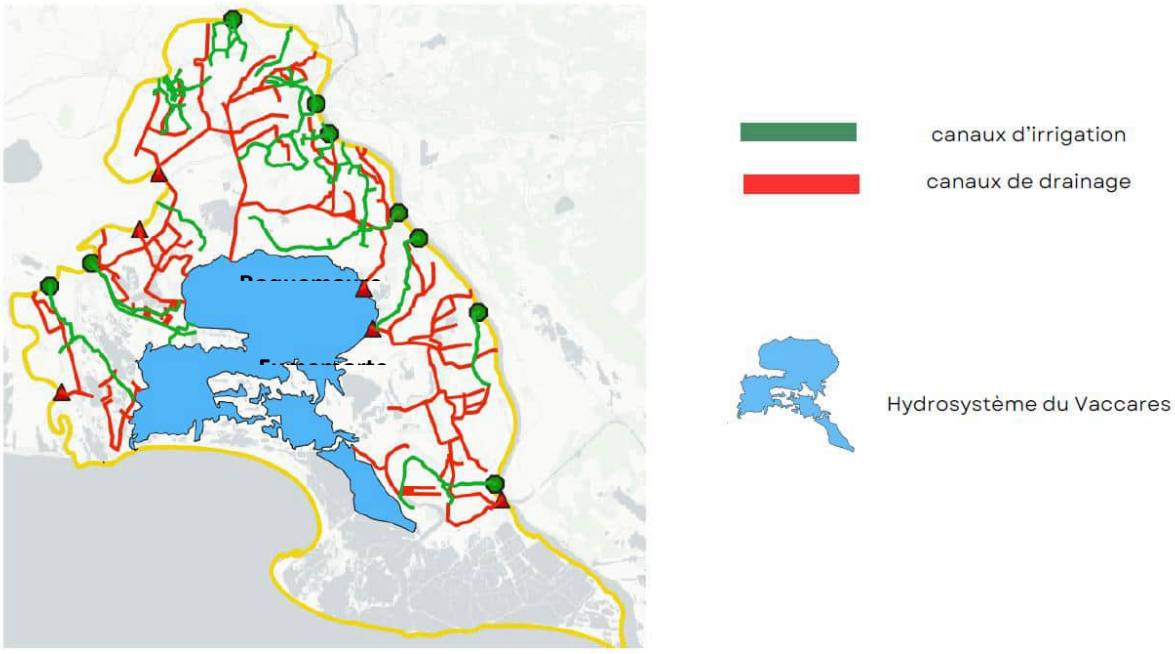


Figure 40 : Carte du réseau des principaux canaux d'irrigation (vert) et de drainage (rouge) (@Aurore Moulin).

La modélisation du réseau de canaux hydrauliques agricoles permettrait aussi, à terme, d'évaluer l'impact de prélèvement d'eau d'irrigation dans le Rhône considérant la position du biseau salé qui influence la salinité de l'eau d'irrigation ainsi que les remontées salines des systèmes lagunaires vers les canaux de drainage qui pourrait impacter certaines parcelles agricoles et milieux naturels.

Une fois la modélisation des canaux réalisée, la deuxième étape serait de modéliser la gestion des marais et l'impact sur les milieux naturels, connaissant son impact sur la dynamique hydrosaline (r24, r32, chapitre 1). Un option ici serait de coupler MAELIA-Delta avec le modèle Mar-o-Sel (Lefebvre et al., 2018) qui permet de simuler les interactions entre la gestion des canaux et le niveau d'eau et de sel des marais en Camargue et leur biodiversité (Lefebvre et al., 2018).

Pour évaluer la résilience des milieux naturels et de la biodiversité face à ces changements globaux, la troisième étape serait d'intégrer dans MAELIA-Delta le modèle lagunaire de l'hydrosystème Vaccarès (Loubet 2012; Boutron et al., 2015), l'un des points de tension du territoire autour de la Gestion de l'eau (chapitre 1). Ce modèle permet de simuler le fonctionnement hydrosalin de l'hydrosystème et permet d'estimer les niveaux d'eau et les stocks de sel, et de les comparer aux seuils imposés par la SNPN, l'un des gestionnaire clefs de ce système lagunaire (SNPN, 2013).

V. Conclusion

MAELIA-Delta, l'adaptation du modèle intégré MAELIA aux systèmes deltaïques présentée dans ce chapitre permet de simuler : (i) l'irrigation de cultures submergées, (ii) les dynamiques hydrosalines, et (iii) les effets de la salinité sur les rendements agricoles. Les résultats obtenus montrent que le modèle est en mesure de représenter, de manière simplifiée, les principaux archétypes de dynamiques hydrosalines observés en Camargue. Il semble donc que MAELIA-Delta puisse être utilisé pour représenter les grands effets des interactions entre systèmes agricoles et dynamiques hydrosalines dans les parcelles à large échelle territoriale. Si ce chapitre se concentre sur le développement et l'évaluation de ces composantes hydrologiques et agronomiques, il convient de rappeler que ces flux d'eau et de sel simulés constituent des variables intermédiaires directement reliées aux indicateurs mobilisés par les gestionnaires du territoire (qualité de l'eau, salinité des sols, volumes de rejets) tels qu'identifiés dans le modèle conceptuel du chapitre 1. MAELIA-Delta s'inscrit ainsi dans une vision intégrée du SES camarguais, dont ce chapitre développe le socle hydrologique, sans perdre de vue les perceptions et les besoins des acteurs du territoire.

Face aux enjeux complexes induits par le changement climatique (submersion, salinisation, conflits d'usage), il a été montré la nécessité d'une gouvernance renouvelée et intégrée du territoire camarguais, à travers la mise en place de dispositifs concertés de gestion de l'eau (par ex. commission locale de l'eau, SAGE, dialogue inter collectivités)(Cinotti et al., 2023). La modélisation intégrée des dynamiques hydrosalines développée dans le cadre de cette thèse constituent un moyen d'intégrer et de rendre compréhensibles des connaissances, des données et des méthodes afin d'aborder les problèmes qui émergent des interactions entre systèmes agricoles et dynamiques hydrosalines. Pour cela, MAELIA-Delta a vocation à être utilisé pour évaluer des scénarios relatifs aux changements climatique et systèmes agricoles et à terme à être enrichi par le couplage avec les sous-modèles écologiques esquissés au chapitre 1 (communautés d'oiseaux et de poissons) afin de restituer pleinement la vision intégrée du SES deltaïque et de connecter les dynamiques hydrologiques simulées aux réponses de la biodiversité et aux compromis de gestion mis en évidence dans le modèle conceptuel.

CHAPITRE 3 : Dynamiques futures de l'île de Camargue : impacts du changement climatique et de la transition agroécologique

Résumé du chapitre 3 :
Scénario sur l'île de Camargue

Intérêt et position du chapitre dans la thèse

Dans le chapitre précédent, le modèle intégré MAELIA a été amplifié et adapté aux spécificités des systèmes deltaïques, donnant naissance au modèle MAELIA-Delta. Celui-ci permet de simuler, à l'échelle d'un socio-écosystème, les effets des cultures irriguées par submersion, tel que le riz, sur les dynamiques de salinisation et leur influence sur le rendement des cultures. Dans ce chapitre, nous présentons l'analyse de scénarios relatifs aux systèmes agricoles et aux dynamiques climatiques.

Ces scénarios visent à évaluer l'effet d'évolutions contrastées des pratiques agricoles et du climat sur la salinité, les rendements des cultures et le flux d'eau dans le territoire d'étude. Ces scénarisations permettent d'apprécier le potentiel d'utilisation de MAELIA-Delta dans le cadre de la gestion intégrée du socio-écosystème de l'île de Camargue.

Contexte

Les deltas rassemblent une forte densité de population, des terres agricoles particulièrement productives ainsi qu'un tissu économique diversifié, notamment agricole et industriel (Syvitski et al., 2009). Leur position à très basse altitude et leur morphologie en constante évolution les rendent toutefois particulièrement exposés aux impacts du changement climatique. Dans ces environnements où se combinent pression démographique, intensité agricole et vulnérabilités multiples (élévation du niveau marin, salinisation, inondations) la transition agroécologique peut représenter un enjeu stratégique majeur (Vikas, Ranjan, 2024). En Camargue, l'agriculture occupe une place centrale dans les identités culturelles (ex. riziculture) et dans l'organisation de la gestion de l'eau, avec des répercussions directes sur les milieux naturels et la biodiversité qui en dépendent (Mathevet, 2004). Depuis les années 2010, l'évolution des systèmes de culture (allongement des rotations rizicoles, développement des intercultures, essor du maraîchage) invite à repenser les formes d'accompagnement de la transition agroécologique (Migairou-Leprince, 2021).

Questions de recherche

Quel est l'impact du changement climatique et des changements de pratiques agricoles sur (i) la gestion de l'eau, (ii) la salinisation des sols, et (iii) les rendements des cultures, sur l'île de Camargue ?

Dans quelle mesure le modèle MAELIA-Delta permet d'évaluer des scénarios combinant changements climatiques, de systèmes agricoles et de gestion de l'eau au sein des systèmes deltaïques ?

Méthodologie

Nous avons construit des scénarios combinant changements climatiques et systèmes de culture (séquences de cultures et pratiques d'irrigation) afin d'évaluer leurs impacts sur la salinisation des sols, les rendements des cultures et les volumes d'irrigation et de drainage agricole. Dans ce chapitre, la situation de référence correspond à la période 1994 – 2004 tandis que les scénarios de changements couvrent la période 2040 – 2050.

Résultats principaux et apports pour la recherche

La simulation de la situation de référence apparaît globalement cohérente avec les données empiriques disponibles (BRL, 2004), tant en ce qui concerne les volumes d'irrigation (405 millions de m³ en moyenne annuelle), et de rejets agricoles (427 millions de m³ en moyenne annuelle) que les principaux processus hydrosalins. Les variations spatio-temporelles des dynamiques hydrosalines modélisées sont principalement contrôlées par les surfaces en riz, l'ETP et les précipitations, devant la proportion d'agriculture biologique et le niveau de nappe. Ces résultats confirment que MAELIA-Delta est un outil adapté pour modéliser les interactions entre pratiques agricoles, fonctionnement hydrologique et évolution de la salinité des sols en contexte camarguais.

À l'horizon 2050, les variations simulées des volumes d'irrigation, de rejets et de rendements restent modérées. Cela s'explique par le choix fait d'utiliser un scénario de changement climatique conservateur (Marson et al., 2024). L'absence de données d'évolution de salinité des sols à cette horizon temporel, malgré des risques accrus de remontées salines identifiées à l'échelle régionale (PECHAC, 2022), constitue une source majeure d'incertitude susceptible de sous-estimer les impacts futurs du changement climatique sur les cultures et la gestion de l'eau.

Les scénarios montrent que les pratiques agricoles structurent fortement les dynamiques hydriques et hydrosalines : la diversification agroécologique entraîne une forte réduction des surfaces en riz (-76 %), des volumes d'irrigation (-51 %) et de rejets d'eau de drainage (-14 %), au prix d'une salinisation accrue et de rendements fortement dégradés, tandis qu'un scénario d'intensification agricole augmente l'irrigation (+21 %) et les rejets agricoles (+26 %). Le scénario tendanciel se situe dans une position intermédiaire, confirmant le rôle déterminant des surfaces rizicoles sur les besoins en eau, la salinisation des sols et les performances agronomiques en Camargue.

Perspectives

Pour affiner l'évaluation de l'impact du changement climatique, il serait nécessaire d'élargir l'analyse à un ensemble plus diversifié de modèles climatiques. L'outils de modélisation MAELIA-Delta pourrait être mobilisé pour étudier la façon dont d'autres systèmes deltaïques présentant des enjeux similaires feront aux changements globaux.

Stages

La modélisation de la structure de l'île de Camargue a été réalisée dans le cadre du stage de master 2 d'Aurore Moulin, que j'ai co-encadré avec Olivier Boutron, Olivier Therond et Arnaud Béchet (Moulin, 2024).

I. Introduction

I.1. Deltas

Les deltas rassemblent une forte densité de population, des terres agricoles particulièrement productives ainsi qu'un tissu économique diversifié, notamment agricole et industriel (Syvitski et al., 2009). Ces territoires sont particulièrement vulnérables aux effets du changement climatique, à l'élévation du niveau marin, à la salinisation, aux tempêtes et aux modifications des flux sédimentaires (Syvitski, Saito, 2007; Nicholls, Cazenave, 2010; Chadwick et al., 2020). Dans ces environnements où se combinent pression démographique, intensité agricole et vulnérabilités climatiques, la transition agroécologique peut répondre à de nombreux enjeux. Une telle transition dépasse cependant les seules dimensions techniques ou agronomiques : elle suppose des transformations profondes des modes de gouvernance, des relations entre acteurs, des usages des ressources naturelles et des représentations du territoire (Duru et al., 2015; Wezel et al., 2020).

Dans les deltas, la construction et l'évaluation de scénarios à l'aide de modèles offrent la possibilité d'anticiper les dynamiques des systèmes socio-écologiques sous l'effet de changement endogènes et globaux (Therond et al., 2009; Leenhardt et al., 2012). Cette scénarisation permet, par exemple, d'explorer comment des changements globaux (ex. changement climatique) interagissent avec les activités agricoles, le fonctionnement des infrastructures et les systèmes de gouvernance, qui contribuent souvent eux-mêmes à l'érosion, à la subsidence ou à la dégradation des milieux naturels (Leenhardt et al., 2012; Giosan et al., 2014; Mazzega et al., 2014; Tessler et al., 2015). Les scénarios permettent ainsi d'examiner les futures trajectoires possibles des deltas, comme ceux du Nil ou du Mékong, dont les dynamiques agricoles et hydrologiques sont particulièrement sensibles aux perturbations climatiques et anthropiques (Hassaan, Abdrabo, 2013; Anthony et al., 2015; Pokhrel et al., 2018).

Ces approches de scénarisation reposent largement sur des outils de modélisation intégrée (IAM), qui permettent de représenter conjointement les interactions entre dynamiques physiques, écologiques et sociales. Dans les deltas, ces approches se révèlent particulièrement pertinentes pour éclairer les décideurs désireux d'arbitrer entre agriculture, urbanisation, préservation des zones humides et gestion de l'eau (Bousquet, Le Page, 2004; Etienne, 2009). En combinant connaissances scientifiques, données hydrologiques, enjeux écologiques et savoirs locaux (Barreteau et al., 2010; Hamilton et al., 2015), ces outils favorisent l'émergence d'une gouvernance plus intégrée et adaptative (Lebel et al., 2006; Pahl-Wostl, 2009).

I.2. Ile de Camargue

L'île de Camargue est particulièrement vulnérable aux impacts du changement climatique. L'élévation du niveau de la mer menace son littoral, tandis que les remontées salines dans le sol, exacerbées par la diminution des apports en eau douce, affecte directement les sols et les productions agricoles (PECHAC, 2022). Les remontées du coin salé dans le Rhône menacent aussi les activités agricoles par risque de pompage d'eau salée pour les cultures. Par ailleurs, en Camargue, les températures tendent à augmenter, tandis que les précipitations ne montrent pas de variation significative (PECHAC, 2022).

L'île de Camargue constitue ainsi un système socio-écologique au sein duquel la biodiversité, les pratiques agricoles et la gestion de l'eau douce forment un ensemble de dépendances mutuelles et de rétroactions

complexes (cf chapitre 1). Il existe des boucles de rétroaction multiples entre gestion de l'eau, pratiques agricoles, qualité des habitats naturels de l'avifaune et piscicoles et le fonctionnement des lagunes. La complexité de ces interactions est telle que les impacts des changements en cours ne peuvent pas forcément être anticipés de manière intuitive par les acteurs du territoire (cf chapitre 1).

I.3. Historique des systèmes agricoles

Dans le chapitre 1, nous avons mis en évidence l'impact des cultures irriguées par submersion sur les dynamiques hydrosalines et donc sur les milieux naturels, la biodiversité et d'autres activités économiques comme la chasse, la pêche et le tourisme. En Camargue, la riziculture a donc une importance fondamentale sur la gestion de l'eau et le risque de salinisation. Cependant, au fil des décennies, les surfaces annuelles en riziculture ont fortement fluctué (Figure 41). Dans un premier temps, dès les années 1940, avec le plan Marshall, des aides financières au développement de la riziculture ont permis une augmentation assez importante des surfaces rizicoles (Mouret, Leclerc, 2018). Cette période a été suivie par une période de récession des surfaces de riz dans les années 1960-1980 avec la mise en place du Marché Commun Agricole et la mise en concurrence avec la riziculture italienne (ibid). Cependant, la diminution des surfaces en riz a conduit à des remontées salines et des baisses de volumes produits très importantes (cf chapitre 1 et 2). Pour faire face à ces risques de diminution de la production rizicole, un plan de relance de la riziculture a été lancé permettant une augmentation des surfaces mais aussi des rendements moyens (Mouret, Leclerc, 2018). Au milieu des années 1990, les systèmes agricoles camarguais sont relativement stables. Cette stabilisation s'explique en grande partie par la baisse du prix du riz versé aux producteurs, décidée en 1995 afin d'aligner le marché local sur le cours mondial, compensé par des aides calculées sur la base de rendement de référence (Migairou-Leprince, 2021). La conséquence directe en est une contraction des surfaces rizicoles (d'environ 25 000 ha aux environs de 18 000 ha, Figure 41). Toutefois, cette tendance est partiellement amortie par les dispositifs de soutien mis en place dans le cadre de la Politique Agricole Commune (PAC), qui limitent l'ampleur du recul (Mouret, Leclerc, 2018). La riziculture biologique s'est développée en Camargue dans la seconde moitié des années 1990 (accord du Gatt), sur les terres hautes et peu salées pour permettre une diversification des cultures. Lorsque le riz est conduit en agriculture biologique il s'inscrit dans des rotations plus longues pour répondre aux problèmes de développement d'adventices. Le riz intervient donc moins souvent qu'en conventionnel, impactant de ce fait la quantité d'eau douce apportée à la parcelle et donc au milieu sensible à la salinité. De plus, la conduite biologique demande des volumes d'irrigation plus important par ha de riz cultivé car la submersion se fait avec une lame d'eau légèrement plus importante qu'en conduite conventionnelle (Mouret, Leclerc, 2018) et sans les périodes d'assecs nécessaires en conventionnel pour les applications de traitements phytosanitaires.

En 2014, la suppression des aides couplées de la PAC pour le riz (soit une suppression de 411,75 € / ha pour le riz) a conduit à une nouvelle diminution des surfaces en riz. Depuis, il est observé une diversification des cultures et des rotations agricoles en intégrant notamment du maraîchage de plein champ (tomate, melon…) dans les rotations. Les remontées salines demeurent un enjeu majeur pour les cultures sèches, avec des risques importants de pertes de rendement. Parallèlement à ces contraintes liées à la salinité, les systèmes rizicoles camarguais font face à un autre défi structurel : la gestion des adventices. Depuis les années 1990, les rendements globalement stagnent, notamment à cause de la pression croissante des mauvaises herbes, accentuée par l'enchaînement de plusieurs années de riz (Mouret, Leclerc, 2018).

Par ailleurs, la gestion des adventices sur les parcelles en agriculture conventionnelle entraine une augmentation des composants des produits phytosanitaire dans les canaux de rejet agricole, pouvant

s'écouler dans des milieux naturels et vers le Rhône. Ainsi, les agriculteurs doivent en permanence arbitrer entre, d'une part, l'apport d'eau douce nécessaire pour limiter les remontées salines, et d'autre part, la qualité de cette eau, qui peut être dégradée par l'usage de produits phytosanitaires indispensables au contrôle des adventices (cf chapitre 1). Ces contraintes pourraient s'intensifier avec le changement climatique, faisant de la gestion conjointe de la salinité et des adventices un enjeu central pour l'avenir des systèmes agricoles camarguais (cf chapitre 1).

Ainsi, les acteurs locaux (agriculteurs, gestionnaires d'espaces naturels, pêcheurs, collectivités, services de l'État, associations) se trouvent confrontées à plusieurs questions structurantes sur les compromis entre gestion de la salinité et des adventices sur les surfaces agricoles et l'impact en termes de volumes et de qualité d'irrigation des rejets agricoles, pouvant être source de tension (Migairou-Leprince, 2021). Les parties prenantes semblent notamment s'interroger sur les pratiques agricoles (riziculture conventionnelle ou biologique, intensification des pratiques, transition agroécologique) qui seraient les plus durables avec le changement climatique. Migairou-Leprince (2021) suggère que l'agroécologie pourrait permettre de répondre à ces compromis. Les arbitrages entre quantité d'eau douce et sa qualité (produits phytosanitaires) nécessitent d'explorer des scénarios de transition capables de représenter des pratiques agricoles contrastées sous effets du changement climatique.

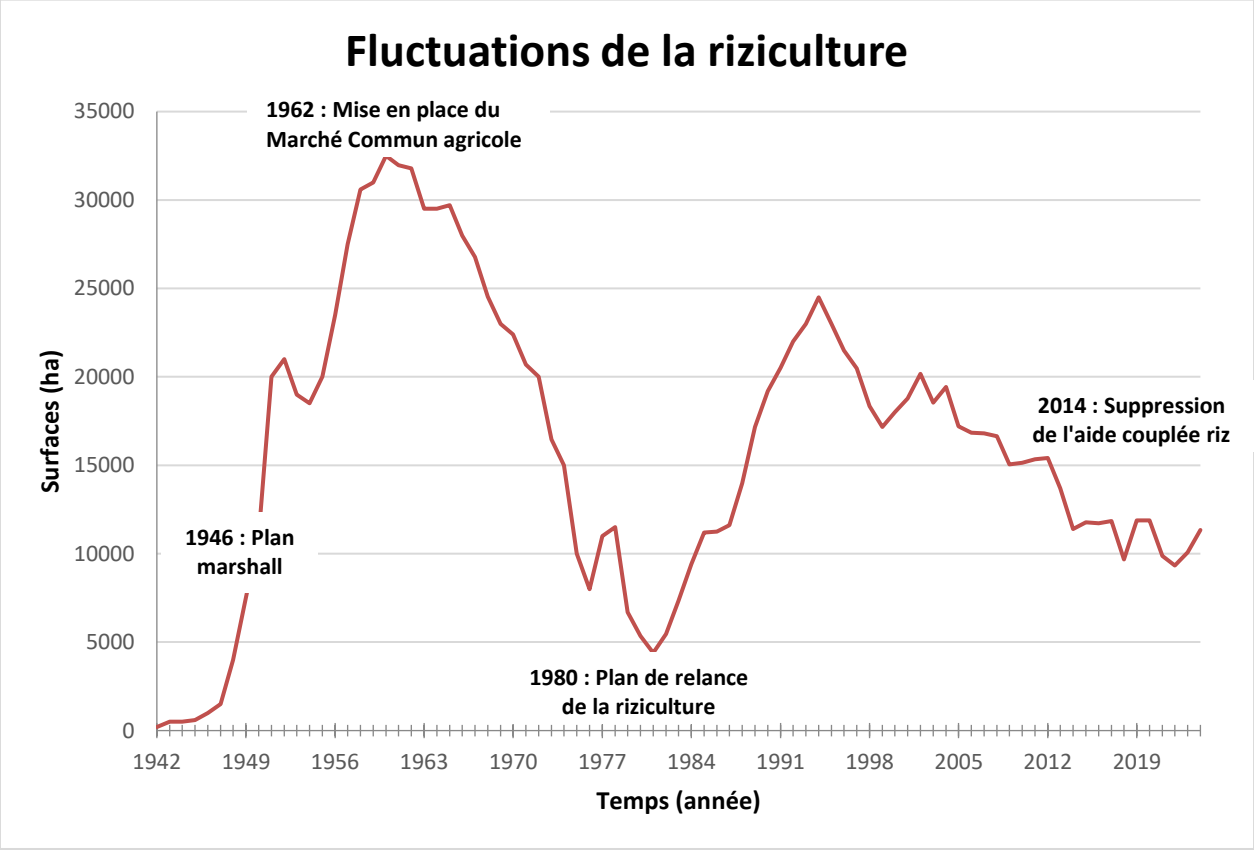


Figure 41 : Evolution des surfaces en riz depuis 1942 en France métropolitaine impacté par les politiques agricoles, créé à partir des données du RPG.

I.4. Scénarisation des systèmes agricoles

Dans ce contexte d'évolution des systèmes agricoles, les travaux de Delmotte (2011) ont permis d'apporter un éclairage original via la construction et l'évaluation de scénarios prospectifs sur les systèmes agricoles en Camargue. Ils montrent que les modifications des pratiques agricoles liées aux stratégies d'adaptation des parties prenantes, telles que la réduction des surfaces en riz, la diversification des rotations, l'intensification ou la transition agroécologique, entraînent des effets immédiats et contrastés sur les volumes d'irrigation, les flux de drainage, les tendances de salinisation et les rendements. Ces travaux confirment notamment que la diminution des surfaces rizicoles s'accompagne d'une aggravation des dynamiques de salinisation, alors qu'une intensification fondée sur le maintien ou l'extension du riz accroît la pression sur la ressource en eau. Ces résultats confirment que les trajectoires agricoles jouent un rôle déterminant dans l'équilibre hydrosalin du delta. La thèse de Delmotte (2011) a posé les bases d'une réflexion territoriale et participative sur les futurs agricoles de la Camargue. Le développement de MAELIA-Delta permet de poursuivre cette réflexion en modélisant de façon quantitative les interactions entre des composantes agricoles et hydrosalines au sein d'un même outils. Dans ce chapitre nous prolongeons la démarche de Delmotte (2011) en outillant la prospective par une modélisation dynamique et intégrée, permettant non seulement de comparer des scénarios de pratiques agricoles, mais d'en simuler les processus biophysiques et hydrologiques, les évolutions au pas de temps journalier et pouvoir évaluer de manière quantitative les compromis hydriques et environnementaux autour des pratiques agricoles (apport en eau douce pour les risques de salinisation et risque de pollutions par les produits phytosanitaires).

Dans ce contexte, des questions émergent pour analyser les liens entre pratiques agricoles, gestion de l'eau et dynamiques hydrosalines dans un delta comme l'île de Camargue : quelles pratiques agricoles permettent de limiter la salinisation tout en maîtrisant les apports en eau douce et les rejets d'eau agricole ? Comment le changement climatique modifie-t-il ces compromis ?

Pour répondre à ces questions, la construction et l'évaluation de scénarios à l'aide de modèles intégrés constituent un outil particulièrement pertinent. En prolongeant les travaux prospectifs antérieurs menés en Camargue, et notamment ceux de Delmotte (2011), cette étude s'appuie sur une modélisation dynamique et intégrée permettant de représenter explicitement les interactions entre pratiques agricoles, gestion de l'eau, dynamiques hydrosalines et rendements à partir de MAELIA-Delta. L'objectif est d'évaluer quantitativement les compromis hydriques, agronomiques et environnementaux associés à différentes trajectoires agricoles, dans un contexte de changement climatique.

L'étude est structurée en deux étapes principales. Dans un premier temps, nous décrivons la construction de la situation de référence, l'élaboration d'un scénario de changement climatique et de trois scénarios contrastés de changement de pratiques agricoles, ainsi que le développement des données d'entrée du modèle associées. Dans un second temps, nous analysons les résultats des simulations au regard de variables clés (irrigation, rejets agricoles, salinité et rendements) afin d'évaluer successivement (i) la capacité du modèle à reproduire la situation de référence, (ii) l'impact du changement climatique et (iii) les effets des changements de pratiques agricoles sur les équilibres hydrosalins et agricoles de l'île de Camargue.

II. Matériel et méthode

II.1. Démarche de modélisation, simulation et évaluation de scénarios

La démarche de construction et évaluation de scénarios a été structurée en 3 grandes étapes. En premier lieu, la structure de la situation de référence de l'île de Camargue a été modélisée sous la forme d'une représentation numérique spatialisée. Considérant cette représentation, deux facteurs de changements ont été considérés : le climat et les pratiques agricoles. Concernant le climat, deux scénarios seront simulés à partir des mêmes pratiques agricoles et de données climatiques différentes. Concernant les pratiques agricoles, elles seront combinées avec le changement climatique. Les scénarios ainsi construits ont ensuite été simulés puis évalués à l'aide d'un ensemble d'indicateurs, mobilisés pour rendre compte des dynamiques observées du point de vue des flux d'eau, des dynamiques hydrosalines et des systèmes agricoles.

II.2. Modélisation de la situation de référence

L'état initial de l'île de Camargue a été élaboré en intégrants des données hétérogènes, tant par leur nature que par leurs sources et leurs résolutions. Le traitement de ces données a été réalisé à l'aide des logiciels QGIS et R Studio. La représentation spatialisée du territoire est composée de plusieurs composantes, décrites plus précisément dans la suite du manuscrit : a) emprise du modèle, b) climat, c) type de sols, d) occupation du sol, e) parcelle agricole, et f) ITK.

Nous avons choisi de simuler la situation de référence entre 1994 et 2004 car les systèmes de cultures et les pratiques agricoles sont relativement stables sur cette période et jusqu'au milieu des années 2010 (Migairou-Leprince, 2021). A partir de 2014, on peut observer un changement de pratiques agricoles notamment dû à la disparition des aides couplées (2014) qui a entrainé une diminution des surfaces en riz et une diversification des cultures, incluant l'essor du maraîchage de plein champ. Bien que cette rupture intervienne en 2014, les simulations ne s'étendent pas jusqu'à cette date. En effet, afin de limiter les temps de calcul, la résolution temporelle des simulations a été réduite a posteriori, conduisant à un arrêt des simulations en 2004. Des résultats ayant déjà été produits pour la période 1994-2004, et considérant la relative stabilité des pratiques agricoles jusqu'en 2014, nous n'avons pas relancé de nouvelles simulations sur la période ultérieure. Nous avons donc considéré une situation de référence à la sole rizicole relativement importante (~ 17 000 ha) et stable.

II.2.1. Emprise du cas d'étude

Le système modélisé couvre une partie de l'île de Camargue, essentiellement la partie du territoire sur laquelle se trouve les parcelles agricoles. Nous avons choisi d'exclure de l'emprise du terrain d'étude l'hydrosystème du Vaccarès qui, à terme, pourra être géré par un modèle hydrosalin tel que celui développé par Boutron et al. (2015). Les salins de Salin-de Giraud et les Etangs et marais des salins de Camargue (EMSC), qui ont un fonctionnement hydraulique relativement autonome et indépendant, malgré des échanges avec l'hydrosystème Vaccarès (cf chapitre 1, Boutron et al. (2021)), ainsi que le sud de la digue à la mer de structure instable, ont également été exclus (Figure 42).

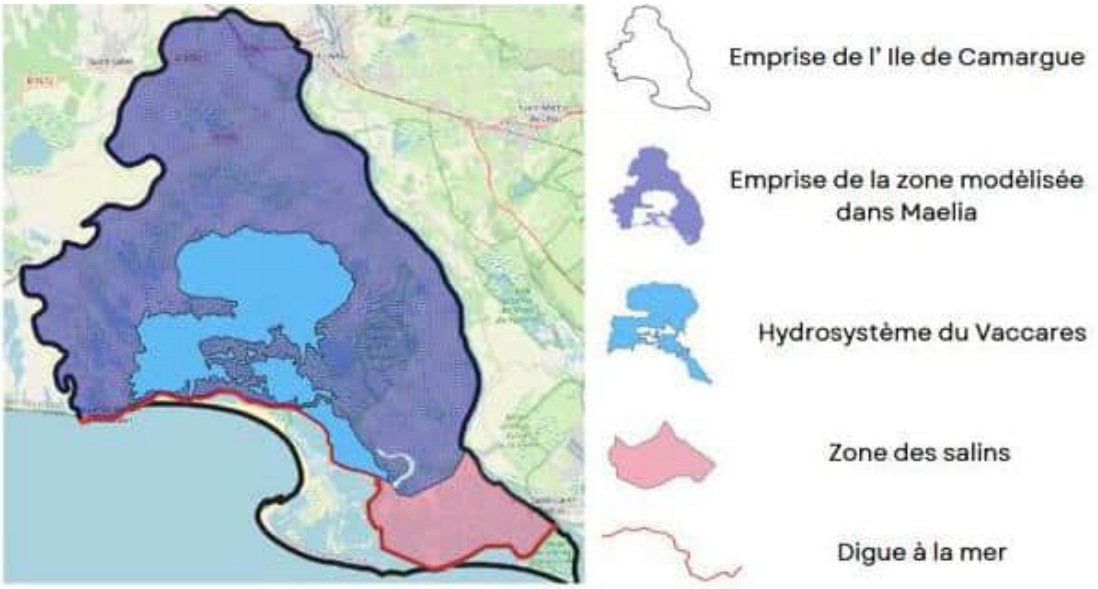


Figure 42 : Carte délimitant l'emprise du modèle, ainsi que les zones exclues de cette emprise (zone des salins et hydrosystème du Vaccarès ainsi que les anciens salins) (@Aurore Moulin).

II.2.2. Occupations du sol

La couche Corine Land Cover (CLC) de 2016 a pour cela été mobilisée pour représenter l'occupation du sol de l'île de Camargue (Figure 43.c). L'objectif était de différencier ces habitats en fonction des grands types de végétation, afin de leur attribuer un coefficient cultural permettant d'ajuster l'évapotranspiration des milieux non agricoles (Moulin, 2024). Toutefois, les classes définies à l'échelle nationale de CLC ne tiennent pas compte des spécificités locales (Lardy, 2013). Aussi, afin de mieux représenter les principaux types d'habitats caractéristiques de la Camargue, la carte d'occupation du sol produite en 2016 par le Parc naturel régional de Camargue (PNRC) a été utilisée (Figure 43.d, Isenmann et al., 2016). Cependant, des erreurs de digitalisation et topologie rendaient cette couche d'information inadaptée à une exploitation directe dans le modèle. Pour pallier ces limites, les types d'habitats définis par le PNRC ont été regroupés en cinq catégories synthétiques : « Agricole », « Bâti », « Forêt », « Marais » et « Sansouïre ». Ces catégories ont ensuite été attribuées aux entités de la carte CLC par superposition spatiale, permettant la production d'une nouvelle carte (Figure 43.R4) comportant 98 entités et distinguant les cinq catégories d'habitats adaptées aux spécificités de la Camargue et à nos objectifs de modélisation (Moulin, 2024).

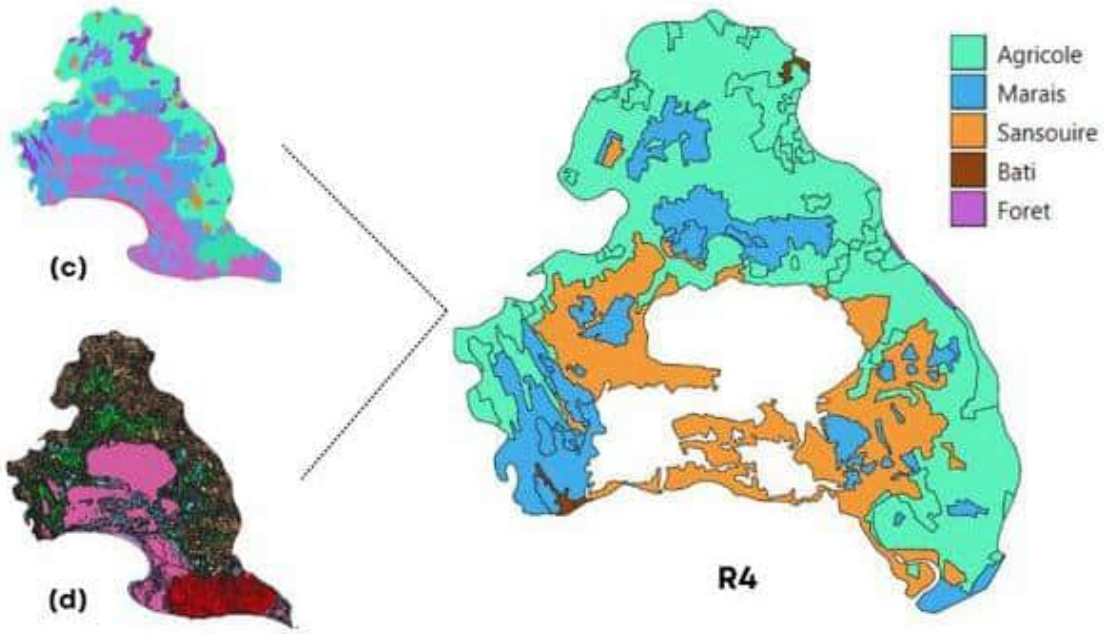
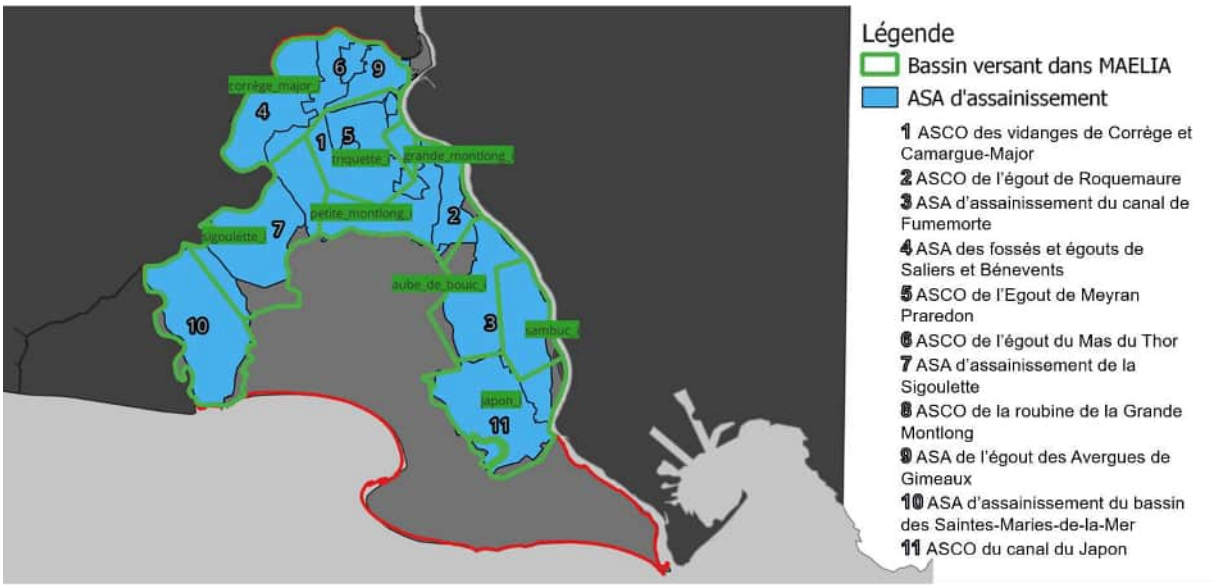


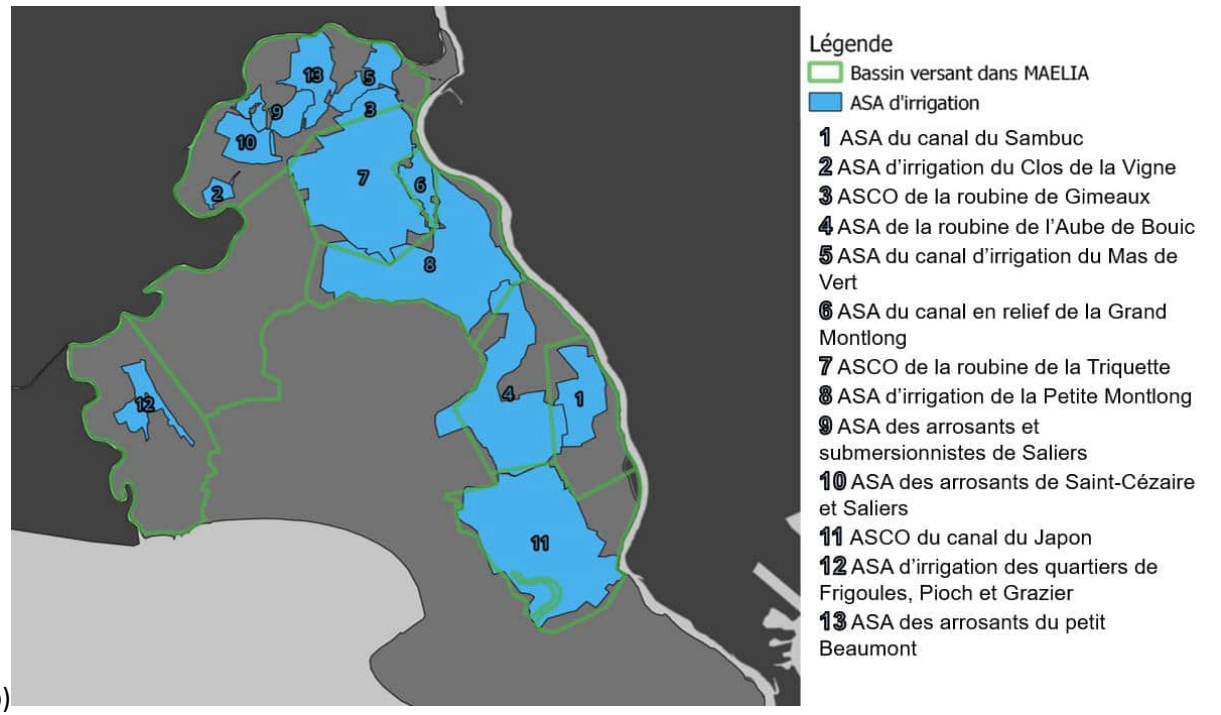
Figure 43 : Schéma conceptuel de la réalisation de la carte des occupations du sol dans la représentation intégrée : c) carte CLC de 2016, d) carte des occupations du sol réalisé par le PNRC, R4) carte des occupations du sol (@Aurore Moulin). Chaque entité de la carte R4 représente donc le croisement entre les cartes de typologie de sol et d'occupation de sol.

II.2.3. Associations d'irrigation, d'assainissement et bassins versants

Les zones agricoles sont alimentées en eau douce par un réseaux complexe de canaux d'irrigation et d'assainissement (cf chapitre 1). Ces canaux sont gérés par des associations ou de manière privée. Une même zone n'est pas gérée par les mêmes associations concernant l'irrigation ou l'assainissement. De plus, certaines zones sont gérées de manière privée. Afin que les parcelles agricoles soient reliées à une même entité de surface, nous les avons affectées à un bassin versant. En Camargue, la notion de bassin versant peut être utilisé sur des unités de gestion de l'eau homogène(en vert dans Figure 44a. et b.). Ces bassins versants recouvrent l'intégralité de la surface agricole. Chaque parcelle du territoire est reliée à un bassin versant dans les simulations. Ensuite, en sortie de modèle il est possible d'affecter chaque parcelle à une association d'irrigation et d'assainissement (Moulin, 2024).



a)



b)

Figure 44 : Cartes des structures de gestion d'irrigation et de drainage, en vert l'emprise des bassins versants simplifiés, est représenté en bleu sur a) les ASA d'assainissement et sur b) les ASA d'irrigation.

Dans la suite du manuscrit, nous utilisons des abréviations pour les associations d'irrigation et d'assainissement telles que décrites dans le Tableau 12.

Tableau 12 : Correspondance des noms et ID des ASA d'assainissement et d'irrigation

ID ASA D'ASSAINISSEMENT	**NOM complet**
1_D_CCM	ASCO des vidanges de Corrège et Camargue-Major
2_D_ROQ	ASCO de l'égout de Roquemaure
3_D_FUM	ASA d'assainissement du canal de Fumemorte
4_D_SEB	ASA des fossés et égouts de Saliers et Bénevents
5_D_EMP	ASCO de l'Egout de Meyran Praredon
6_D_MDT	ASCO de l'égout du Mas du Thor
7_D_SIG	ASA d'assainissement de la Sigoulette
8_D_GMG	ASCO de la roubine de la Grande Montlong
9_D_GIM	ASA de l'égout des Avergues de Gimeaux
10_D_SMM	ASA d'assainissement du bassin des Saintes-Maries-de-la-Mer
11_D_JAP	ASCO du canal du Japon
Privé	Privé

ID ASA IRRIGATION	**NOM complet**
1_I_SAM	ASA du canal du Sambuc
2_I_CDV	ASA d'irrigation du Clos de la Vigne
3_I_GIM	ASCO de la roubine de Gimeaux
4_I_ADB	ASA de la roubine de l'Aube de Bouic
5_I_MDV	ASA du canal d'irrigation du Mas de Vert
6_I_GMG	ASA du canal en relief de la Grand Montlong
7_I_TRI	ASCO de la roubine de la Triquette
8_I_PMG	ASA d'irrigation de la Petite Montlong
9_I_ASS	ASA des arrosants et submersionnistes de Saliers
10_I_SCS	ASA des arrosants de Saint-Cézaire et Saliers
11_I_JAP	ASCO du canal du Japon
12_I_FPG	ASA d'irrigation des quartiers de Frigoules, Pioch et Grazier
13_I_APB	ASA des arrosants du petit Beaumont
Privé	Privé

II.2.4. Types de sols

Pour décrire les types de sols dans la zone d'étude nous avons d'abord mobilisé la base de données BDGSF (INRAE, 2018) correspondant à la carte des sols au 1/1 000 000 en France (Figure 45.a ; Moulin, 2024). Elle distingue 28 unités cartographiques de sols correspondant à 3 grands types de sols dont la composition physico-chimique est renseignée et exploitable dans MAELIA-Delta.

Afin d'améliorer la résolution spatiale des unités cartographiques de sols, la carte au 1/250 000 fournie par la Société du Canal de Provence (SCP) a également été utilisée (Figure 45.b)(Moulin, 2024). Cette dernière identifie huit types de sols et délimite 103 entités cartographiques, mais ne fournit pas d'informations sur leur composition physico-chimique. Une démarche d'intégration a donc été mise en œuvre : chacun des 8 types de sols de la carte SCP a été associé au type de sol le plus proche de la BDGSF (Tableau 14)(Moulin, 2024).

Cette méthode a permis de produire une carte comportant 103 entités (Figure 45.R3), réparties en trois types de sols : sols limono-argileux, sols sodiques hydromorphes et sols sableux (Moulin, 2024). Nous avons aussi calculé les pourcentages de surface agricole dans chaque bassin versant ayant des types de sols différents, à partir des surfaces de chaque parcelle et de son type de sol associé (

Tableau 13).

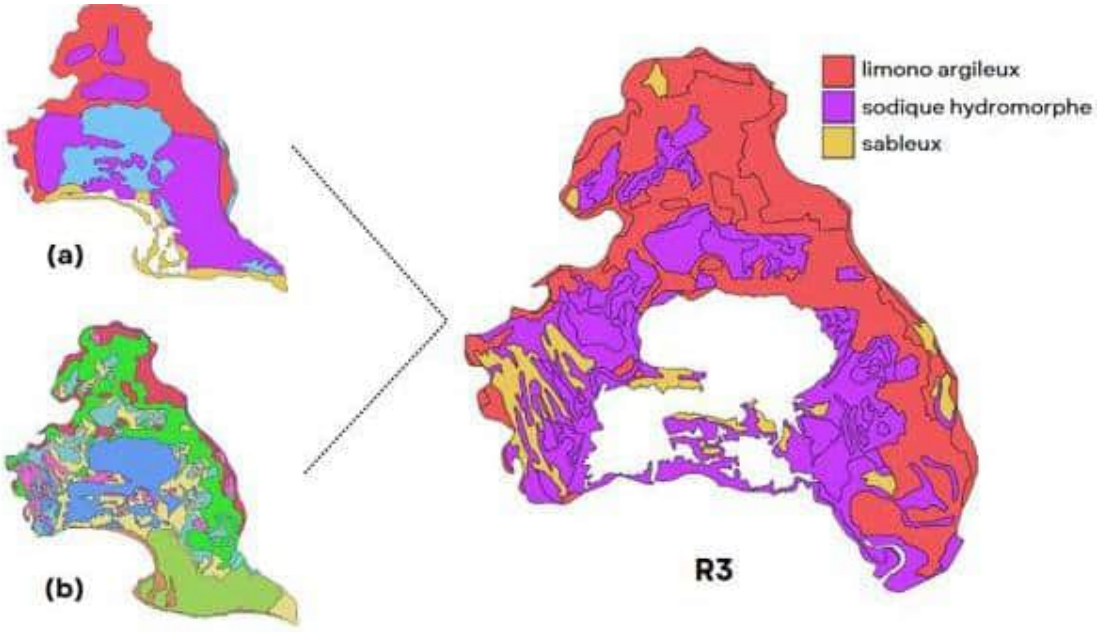


Figure 45 : Schéma conceptuel de la réalisation de la carte des types de sol dans la représentation intégrée : a) carte du GIS sol au 1/1 000 000ème, b) carte de la SCP au 1/250 000ème, R3) carte des types de sol de la situation de référence (@Aurore Moulin)

Tableau 13 : Pourcentage des types de sols sur les surfaces agricoles de chaque bassin versant (Tableau 14 pour les catégories et Figure 44 pour les bassins versants).

Bassins versants	**Sol limono argileux (%)**	**Sol sodique hydromorphe (%)**	**Sol sableux (%)**
Aube de bouic	81,5	18,5	0
Corrège major	80,2	14,8	5,0
Frigoules	31,5	30,2	38,3
Grande Montlong	99,5	0,5	0
Japon	95,7	4,3	0
Petite Montlong	78,4	21,6	0
Sambuc	82,4	3,1	14,5
Sigoulette	80,1	19,9	0
Triquette	86,4	13,6	0

La plupart des bassins versants ont donc une majorité de surfaces de leurs parcelles agricoles présentant un sol limono-argileux, à l'exception de celui de Frigoules qui présente un tiers de parcelles sur sol sableux.

Comme il est nécessaire, dans nos scénarisations, d'estimer les salinités initiales de la zone racinaire maximale, de la zone de transition et de la nappe phréatique (cf. chapitre 2), nous avons estimé ces variables pour chaque type de sol (Tableau 14). Pour cela, nous nous sommes basées sur des données de salinité mesurées à plusieurs points dans la même zone de ce type de sol issues de la thèse de Torres-Rondon, ainsi que sur des cartes de salinité (Figure 13 et Figure 46) utilisées pour délimiter les zones de types de sol dans le cadre du stage d'Aurore Moulin. Ces cartes étant assez anciennes (Heurteaux, 1964), nous avons décidé de les exploiter pour préciser les types de sols. Une fois ces types de sol précisés et sans autres données, nous avons estimé de manière simplifiée la variation de salinité selon la profondeur du type de sol de l'îlot étudié par Torres-Rondon (2014) (limono-argileux) en début de simulation (début août). Nous avons ensuite adapté ces valeurs pour les autres types de sol en fonction de leur description dans les travaux d'Heurteaux (1964), analysés lors du stage de Léonor Bayrare (Tableau 14).



Figure 46 : Localisation de l'îlot en Camargue étudié par Torres-Rondon (à partir de la Figure 13).

Tableau 14 : Attribution des typologies de la carte SCP (Figure 45.b) à la typologie la plus similaire de la carte GIS Sol (Figure 45.a). Les estimations des données initiales de conductivité sont faites à partir des données de Torres-Rondon (2014) et Heurteaux (1964).

Typologies de la carte SCP (Figure 45.b)	**Typologies de la carte GIS Sol** (Figure 45.a)	**Zone sol (chapitre 2)**	**Estimation des données initiales de conductivité (en dS/m)**
Alluvions	Sol limono argileux	Racinaire	4
Alluvions C		Transition	4
Ségonnaux		Nappe	6
Marécages	Sol sodique hydromorphe	Racinaire	8
Marécages salés		Transition	8
Salés inondés		Nappe	12
Sableux	Sol sableux	Racinaire	2
Plage		Transition	2
		Nappe	4

Ainsi, chaque bassin versant du territoire a des pourcentages de parcelles agricoles ayant des salinités initiales différentes pouvant impacter les tendances de salinisation et les rendements dans les simulations, ces pourcentages sont explicités dans le

Tableau 13.

II.2.5. Unités de réponse hydrologique

Pour générer les unités de réponse hydrologique (HRU), entité de base du modèle hydrologique basé sur les formalismes MAELIA-SWAT, zones considérées comme homogènes en matière de type de sol, de couverture du sol et de pente, nous avons croisé les cartes de typologie des sols (Figure 45.R3) et d'occupation du sol (Figure 43.R4). N'ayant pas de données permettant de décrire précisément les pentes, nous avons considéré que l'ensemble du territoire avait la même classe de pente. Cette délimitation permet d'adapter le calcul des bilans hydriques en fonction des conditions pédologiques (cf chapitre 2). Ces HRU permettent de simuler des flux hydriques sur les zones non agricoles et notamment, ici nous avons délimité les nappes comme les HRU, n'ayant pas de données spatialisées des emprises de nappes sur le territoire.

II.2.6. Climat

Pour décrire le climat passé du terrain d'étude, nous avons utilisé les données maillées Safran (meteo.data.gouv.fr), avec pour objectif d'attribuer à chaque parcelle les données climatiques journalières de la maille (8 X 8 km) dans laquelle elle se situe.

La zone d'étude est subdivisée en 17 mailles climatiques SAFRAN. Les paramètres retenus incluent les précipitations, les températures minimales et maximales, l'humidité relative, l'évaporation, le rayonnement et la vitesse du vent. Les données climatiques entre 1994 et 2014 de précipitation, évapotranspiration et déficit hydrique (précipitation - évapotranspiration) sur plusieurs périodes sont présentées dans la Figure 47.

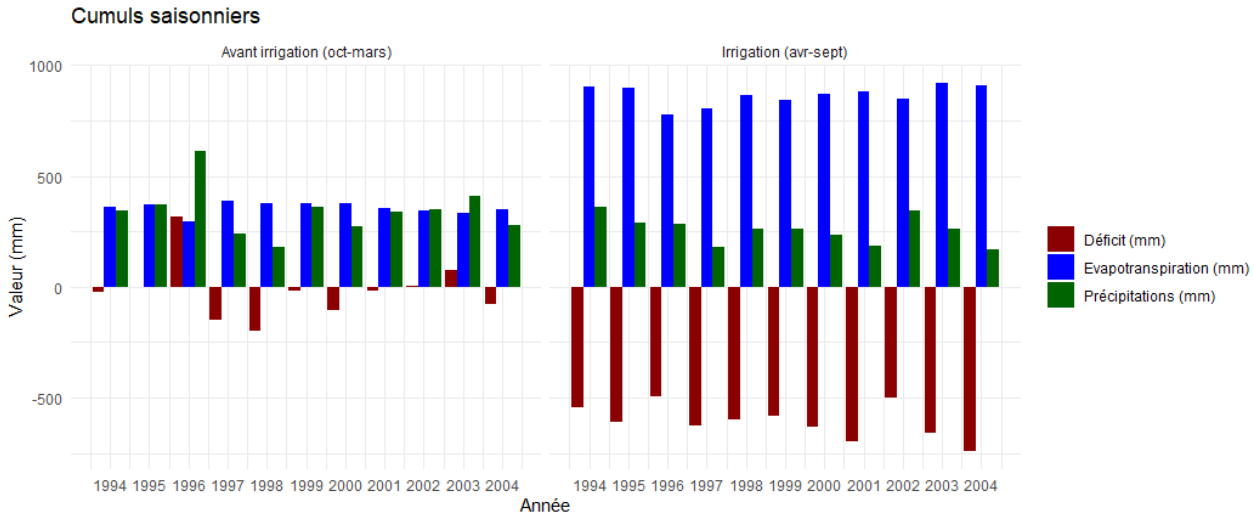


Figure 47 : Précipitations, évapotranspiration et déficit hydrique climatique (précipitation - évapotranspiration) annuels sur la période avant irrigation (octobre de l'année n-1 à mars de l'année n) et la période d'irrigation (avril à septembre) sur l'île de Camargue de 1994 à 2004.

II.2.7. Les parcelles agricoles

La géolocalisation des parcelles et la détermination des rotations culturales ont été réalisées à partir de données des Registres Parcellaires Graphiques (RPG), qui recensent annuellement, les cultures au sein des exploitations sur la base des déclarations des agriculteurs.

Nous avons défini l'année 2016 comme parcellaire de référence dans MAELIA-Delta (Figure 49.e), afin que les surfaces agricoles concordent avec celles de la carte d'occupation du sol également datée de 2016 du PNRC (Moulin, 2024).

Nous avons utilisé le logiciel RPG Explorer (Levavasseur et al., 2016) pour déterminer les « séquences passées » de cultures annuelles à partir des RPG annuels sur la période 2008-2014. Nous avons été confrontés à deux difficultés : (i) la génération d'entités de trop faible surface liée au croisement de polygones d'ilots annuels, et (ii) la non reconstitution ou partielle des séquences de culture.

La première difficulté provient du fait que la délimitation des îlots par les agriculteurs ne correspond pas strictement en termes de surface d'années en années. Pour résoudre ce problème, toutes les surfaces qui ne correspondant à aucune parcelle du parcellaire 2016 ont été supprimées.

La seconde difficulté résulte du fait que l'algorithme ne permet pas de reconstituer la séquence sur l'ensemble des années. Cela conduit à des séquences de types, abs_riz_riz_riz, dans lesquels abs indique l'absence de reconnaissance de couverts pour l'année considérée. Afin de corriger les séquences invalides, une matrice de similarité a été construite selon la distance de Hamming (Hamming, 1980), permettant de comparer année par année deux séquences en tenant compte de la nature et de la position des cultures. Les années marquées comme « absence » ont ainsi été remplacées par la culture correspondante dans la séquence complète la plus proche (cf détails dans Moulin, 2024, Figure 48).

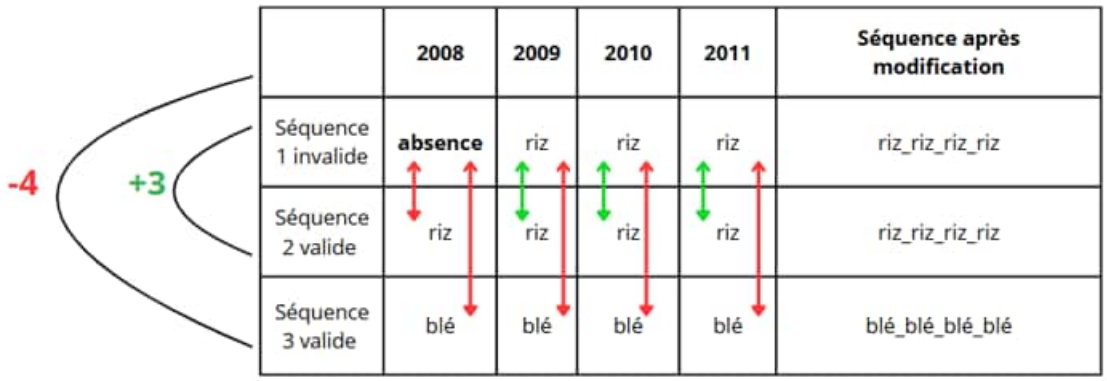


Figure 48 : Stratégie de remplacement des absences dans les séquences de culture, avec la construction de matrices de similarités suivies de la comparaison des séquences avec la méthode de Hamming (Moulin, 2024).

Par ailleurs, la comparaison visuelle avec des images satellites a révélé que certains îlots, absents des séquences établies, étaient pourtant cultivés. Pour identifier ces cas, différents filtres ont été appliqués à partir (i) de la carte d'occupation du sol de 2012, afin de retenir uniquement les ilots classés en grandes cultures, et (ii) des cartes RPG de la période de référence, afin de conserver les ilots déclarés avec des cultures. Chaque entité ainsi filtrée a ensuite été associée à la séquence de l'ilot spatialement le plus proche, afin de respecter les contraintes pédologiques et de salinité (Moulin, 2024).

Une fois toutes les séquences passées reconstituées, elles ont été croisées avec la carte des parcelles du

RPG 2014 (Figure 49.e), de manière à ne conserver que les parcelles effectivement cultivées entre 2008 et 2014 et limiter l'incertitude amené par le fait d'avoir créé le parcellaire à partir de celui de 2016 malgré des séquences de cultures plus anciennes (Moulin, 2024).

Enfin, pour pallier la difficulté d'obtenir les itinéraires techniques (ITK) détaillés pour chaque espèce cultivée déclarée dans le RPG, la diversité culturale a été réduite. Une analyse de la surface occupée par chaque espèce a conduit à la sélection de six cultures dominantes : riz, blé dur, luzerne, tournesol, tomate et vigne (PNRC, 2013). Les espèces marginales non retenues, présentes dans moins de 5 % des séquences, ont été remplacées par la culture la plus proche agronomiquement parmi ces six espèces retenues (Tableau 15).

Les séquences passées ainsi construites sont considérées représentatives des principales rotations culturales observées en Camargue entre 2008 et 2014, caractérisées par la prédominance des monocultures de riz ou de blé dur, ainsi qu'une faible proportion de maraîchage et de cultures pluviales diversifiées (Moulin, 2024, Figure 50).

Étant donné que la conduite de l'irrigation d'une parcelle en riz biologique se distingue de celle d'une parcelle en riz conventionnel par une différence de besoin en eau d'irrigation (Annexe 10, Mouret and Leclerc, 2018), nous avons cherché à identifier les parcelles conduites en agriculture biologique. L'attribution a été réalisée en s'appuyant sur les contraintes techniques propres à l'agriculture biologique. Ainsi, une séquence a été considérée comme conduite en biologique lorsqu'elle ne comportait pas plus de trois années consécutives de riz (afin de limiter la pression des adventices), ni plus de deux années consécutives de blé dur (pour réduire le risque de salinisation). Elle devait en outre inclure au moins deux années consécutives de prairie et exclure les tomates et le tournesol, très majoritairement cultivés en conventionnel durant la période étudiée (Delmotte, 2011). Cette approche a conduit à une estimation de 11 % de surfaces en agriculture biologique, proportion très proche des 10 % observés (PNRC, 2013).

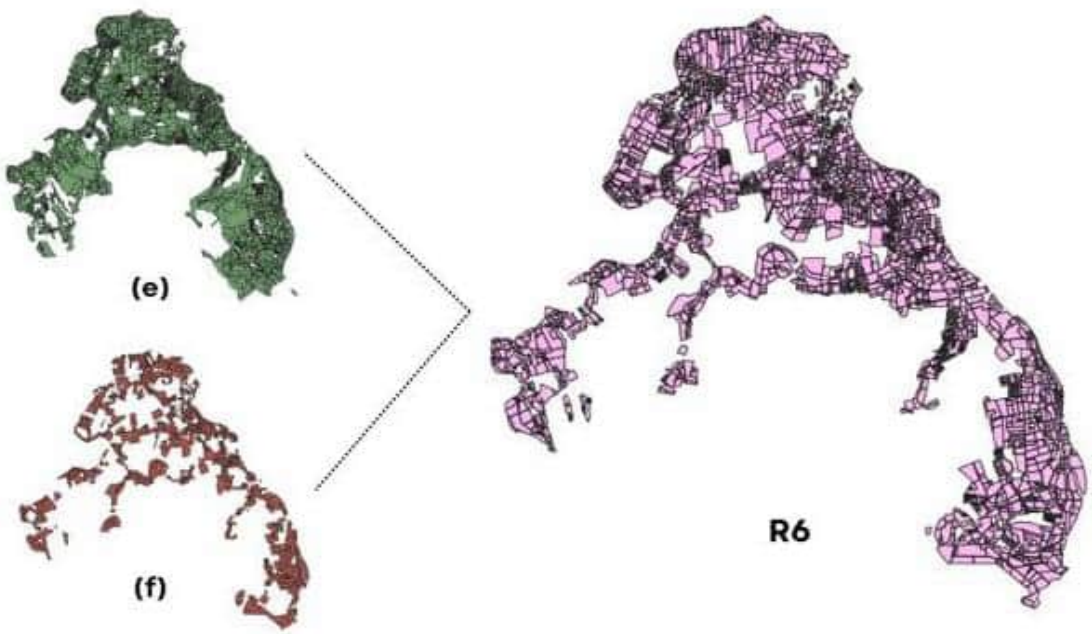
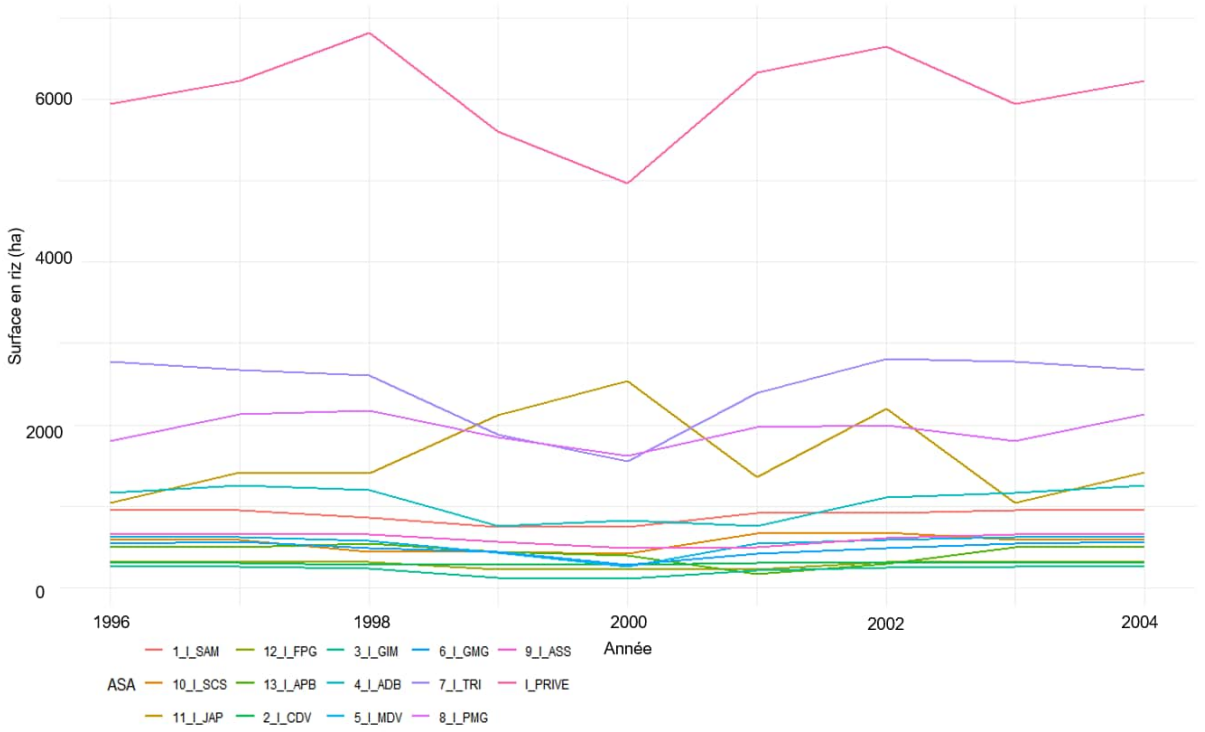
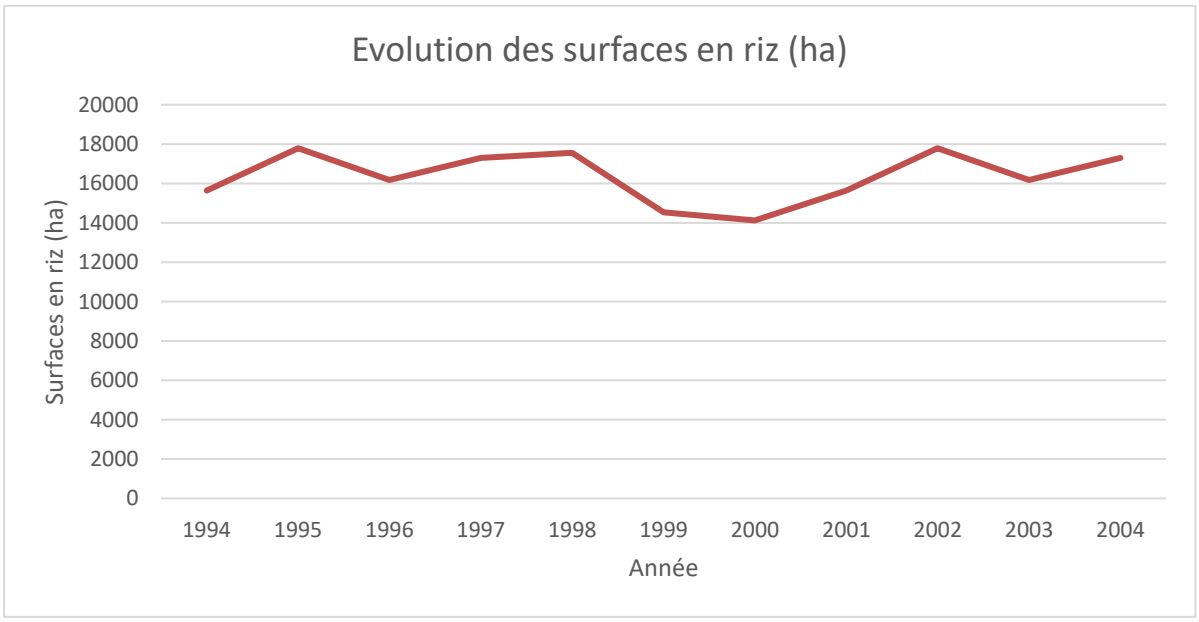


Figure 49 : Schéma conceptuel de la réalisation de la carte des parcelles agricole dans la représentation intégrée : e) carte des parcelles du RPG 2016, f) carte des îlots de filiation valides avant ajustement, R6) carte des parcelles agricole, d'après Moulin (2024).



a)



b)

Figure 50 : Surface en riz a) par association d'irrigation par année sur la période de simulation et b) sur l'intégralité de l'île de Camargue.

Tableau 15 : Remplacements des espèces marginales dans les séquences par l'espèce la plus similaire agronomiquement parmi les six conservées.

Culture marginale remplacée	Culture de remplacement
Blé tendre	Blé dur
Mais	Tournesol
Melon	Tomate
Oléagineux	Tournesol
Oliviers	Vignes
Orge	Blé dur
Protéagineux	Prairie temporaire
Semences	Blé dur
Vergers	Vignes

II.2.8. Les ITK

Dans MAELIA, la description des Itinéraires Techniques Culturaux (ITK) nécessite la description de toutes les opérations techniques pour chaque culture par grand type de situation de production c'est à dire considérant, par exemple, son précédent cultural, type de sol (cf chapitre 2, II.2.3) et type d'exploitation (biologique ou conventionnel) (Tableau 16). Dans le chapitre 2, nous avons explicité la méthodologie appliquée pour construire ces ITK, sur la base d'entretiens avec des agriculteurs et experts de certaines cultures (riz, céréales, tomates).

Sur la base des séquences de cultures et des entretiens, nous avons défini 13 itinéraires techniques différents (Tableau 16). Le détail des ITK est fourni en Annexe 10.

Tableau 16 : Itinéraire technique par culture, les types de conduite sont identifiés par couleur, en vert les itinéraires techniques pour des exploitations en agriculture biologique, en jaune les itinéraires techniques qui sont considérés les mêmes peu importe le type d'exploitation, en orange les itinéraires techniques pour des exploitations en agriculture conventionnelle.

Itinéraires techniques	Culture	Type de conduite	Précédent cultural
Riz biologique	Riz	Biologique	Même pour tous les précédents
Riz conventionnel	Riz	Conventionnelle	Même pour tous les précédents
Colza conventionnel	Colza	Conventionnelle	Même pour tous les précédents
Prairie	Prairie	Conventionnelle, Biologique	Même pour tous les précédents
Blé conventionnel général	Blé dur	Conventionnelle	Même pour tous les précédents, sauf riz
Blé biologique général	Blé dur	Biologique	Riz
Blé conventionnel riz	Blé dur	Conventionnelle	Riz
Blé biologique riz	Blé dur	Biologique	Même pour tous les précédents, sauf riz
Tomate	Tomate	Conventionnelle	Même pour tous les précédents
Vignes	Vignes	Conventionnelle, Biologique	Vignes
Tournesol	Tournesol	Conventionnelle, Biologique	Même pour tous les précédents
Féverole général	Féverole	Conventionnelle, Biologique	Même pour tous les précédents, sauf riz
Féverole riz	Féverole	Conventionnelle, Biologique	Riz

II.2.9. Représentation intégrée spatialisée

Via l'intégration des couches d'information précédemment réalisées, Moulin (2024) a conçu une représentation intégrée spatialisée de l'île de Camargue pour la période 2008 à 2014 (Figure 51), pouvant s'appliquer sur la période de stabilisation des systèmes agricoles entre 1990 et 2014.

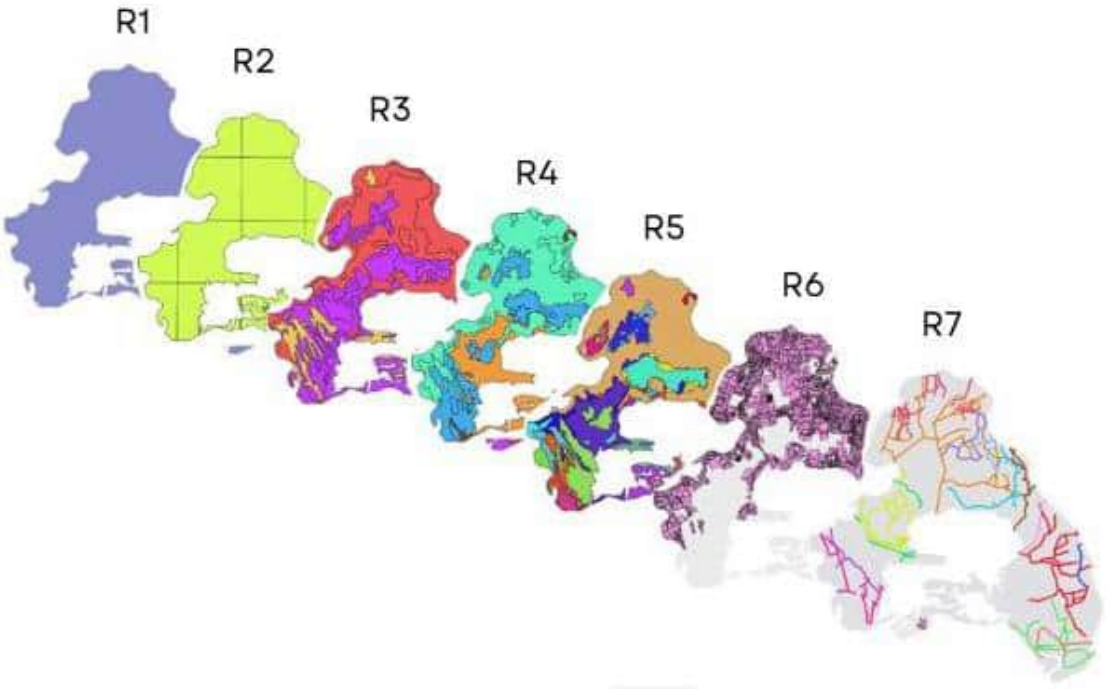


Figure 51 : Schéma de la représentation intégrée spatialisée de l'île de Camargue : R1) emprise du modèle, R2) Polygones SAFRAN pour le climat, R3) Types de sols, R4) Occupations du sol, R5) unités de réponse hydrologique construites (HRU), R6) Parcelles agricole, R7) Réseau hydrologique, d'après Moulin 2024.

II.2.10. Evaluation de la situation de référence

L'évaluation de la capacité du modèle à simuler de manière cohérente la situation de référence a été réalisée via la comparaison des données simulées aux données observées pour : i) les prélèvements en eau d'irrigation, ii) les rejets d'eau agricole dans les canaux de drainage, iii) la salinité et, iv) les rendements des cultures. Considérant le grain des données observées (Cf. ci-après), les sorties de la simulation de référence ont été agrégées à l'échelle des bassins versants de l'île de Camargue (Figure 44).

II.2.10.a. Prélèvements pour l'irrigation

BRL (2004) a évalué les prélèvements d'eau pour l'irrigation, à partir des informations recueillies par les ASA d'irrigation sur les quantités pompées en moyenne par an. Ces données sont résumées dans le Tableau 17. Cependant, comme expliqué ci-avant, chaque exploitation n'est pas forcément liée à une association d'irrigation. D'après Heurteaux (1996), les exploitations disposant d'un dispositif d'irrigation privée représentent un peu plus de la moitié des exploitations (Heurteaux, 1996).

Tableau 17 : Moyenne annuelle par ASA des quantités d'eau pompés pour l'irrigation dans le Rhône (BRL 2004).

Association	**Quantité d'eau pompé dans le Rhône**
ASA de la roubine de l'Aube de Bouic	18 à 31 millions m³
ASA des arrosants de Saint-Cézaire et Saliers	13 millions m³
ASA des arrosants du petit Beaumont	12 millions m³
ASA des arrosants et submersionnistes de Saliers	13 millions m³
ASA d'irrigation de la Petite Montlong	50 millions m³
ASA d'irrigation des quartiers de Frigoules, Pioch et Grazier	3 à 4 millions m³
ASA du canal d'irrigation du Mas de Vert	10 à 21 millions m³
ASA du canal du Sambuc	10 à 18 millions m³
ASA du Canal en relief de la Grande Montlong	8 millions m³
ASCO de la roubine de Gimeaux	Achète l'eau à l'ASA Triquette
ASCO Roubine de la Triquette	43 à 52 millions m³
ASA du Canal du Japon	27 à 34 millions m³
ASA du Clos de Vigne	Pas d'information
Privé	~ 52 % des rizières (Heurteaux, 1996) mais pas d'estimation
Total général	**400 à 500 millions m³**

Par ailleurs, nous avons complété cette évaluation, par une analyse des prélèvements en eau par hectare de riz irrigué. Heurteaux (1996) estime que les prélèvements en eau moyen sont de l'ordre de 20 et 22 000 m³/ha de riz jusqu'à 30 000 m³/ha de riz dans les années 1990. Cependant, ces ordres de grandeur semblent avoir varié dans le temps : dans les années 1960, il était de 35 et 40 000 m³/ha de riz (Heurteaux, 1996). Les valeurs rapportées par Heurteaux (1996) constituent donc les références (valeurs années 1990) pour interpréter nos résultats et pour analyser comment les besoins en eau simulés se positionnent par rapport aux évolutions historiques (années 1960 vs années 1990). Nous avons donc calculé les besoins en eau simulés par hectare de riz par année et par bassin versant. Puis, nous avons quantifié la variation temporelle et spatiale en calculant les variations, les écarts-types et les coefficients de variations.

Les variations annuelles des besoins en eau par hectare peuvent dépendre des précipitations durant la période d'irrigation. De plus fortes précipitations durant cette période devraient entraîner une diminution des volumes d'irrigation.

Il pourrait y avoir un effet des précipitations avant la période d'irrigation sur l'élévation de la nappe et donc la capacité du sol à être saturé plus ou moins rapidement par le stockage d'eau en surface. Pour estimer cela, nous avons aussi ajoutée dans la liste des variables de sortie de simulation l'altitude moyenne de la nappe.

II.2.10.b. Evaluation des rejets d'eau agricole dans les canaux de drainage

Pour évaluer les résultats de la simulation de la situation de référence nous avons également les données sur les quantités d'eau pompée des canaux de drainage vers le Rhône en moyenne par an, recueillies également par BRL (2004) toujours à partir des informations fournies par les ASA d'assainissement (Tableau 18).

Comme pour les prélèvements d'eau d'irrigation, nous avons complété cette évaluation, par une analyse des rejets d'eau simulés par hectare de riz. Puis, nous avons quantifié la variation spatiale en calculant les écarts-types, représentant les incertitudes sur les courbes tracées.

Comme pour l'irrigation, une augmentation des surfaces en riz devrait augmenter la quantité de rejets agricoles. Les autres termes explicatifs des variations des rejets agricoles peuvent être les précipitations durant la période de surverse (entre juillet-août). Par ailleurs, une augmentation des précipitations durant cette période devrait entraîner une augmentation du drainage issu des parcelles. Enfin, en dehors de la période d'irrigation, les agriculteurs cherchent à maintenir les parcelles sèches et donc lors de fortes pluies, il peut y avoir du drainage des parcelles si un stockage d'eau sur la parcelle a lieu. On s'attend donc à observer une augmentation de rejets agricoles lors des fortes pluies en dehors des périodes d'irrigation lorsque les pluies dépassent la capacité d'infiltration maximale du sol.

Tableau 18 : Moyennes annuelles par ASA d'assainissement des quantités d'eau rejetés dans le Rhône et fonctionnement de l'ASA (BRL 2004)

Association	**Mode de fonctionnement de l'association**	**Quantité d'eau repompé dans le Rhône**
ASA des vidanges de la Corrège et de la Camargue - Major	Prise Petit Rhône (Station Beaujeu) et Grand Rhône (Station Albaron) Possibilité de s'écouler dans Etang du Vaccarès (exceptionnelle)	Station Albaron : 90 à 140 millions m³ Station Beaujeu : <1 à 23 millions m³
ASA de la grande roubine et égout de Montlong	Ecoulement vers canal de la Grand Mar Membre aussi de l'ASA de Corrège – Major	/
ASA de l'égout de Meyran-Praredon	Ecoulement vers le canal de Rousty	/
ASA de l'égout de Bénevent	Membre aussi de l'ASA de Corrège – Major Station d'Albaron	/
ASA de l'Egout et des Fossés d'Ecoulage de Saliers	Ecoulement dans le canal d'Albaron Membre de l'ASA de Corrège Major	/
ASA de l'égout du Mas de Thor	Ecoulement dans la vidange de Rousty Membre de l'ASA de Corrège Major	/
ASA de l'égout des Avergues de Gimeaux	Ecoulement dans la vidange de Rousty Membre de l'ASA de Corrège Major	/
ASA de l'égout de Roquemaure	Ecoulement dans Etang du Vaccarès	/
ASA du canal de Fumemorte	Ecoulement dans Etang du Vaccarès	/
ASA du canal de la Sigoulette	Prise Petit Rhône Possibilité d'écoulement vers Etang du Vaccarès (exceptionnel)	Prise : 6 à 20 millions m³
ASA du bassin des Saintes-Maries de la mer	Prise Petit Rhône (Station de la Fadaise) Possibilité d'écoulement vers la mer (Station de l'Eolienne)	Station de la Fadaise : 9 à 17 millions m³
ASA du Canal du Japon	Prise Grand Rhône (Station de Charmone) Possibilité d'écoulement vers la mer (Station de Pèbre)	Station de Charmone : 8 à 21 millions m³
Total général des quantités repompés dans le Rhône		**114 à 221 millions m³**

II.2.10.c. Analyse statistique des relations observés-simulés

Afin de vérifier que les sorties de nos scénarios étaient cohérentes avec les termes explicatifs d'impact des différentes variables simulés (surface en riz, irrigation, rejet, précipitation, salinité, rendement) nous avons utilisé des coefficients de corrélation. Le coefficient de corrélation de Pearson a été utilisé lorsque les variables continues présentaient une relation linéaire. Lorsque la relation n'était pas strictement linéaire, en présence de valeurs extrêmes ou de distributions asymétriques, des méthodes non paramétriques comme la corrélation de Spearman ont été privilégiées pour garantir la robustesse des analyses.

L'intérêt de recourir aux coefficients de corrélation réside dans leur capacité à évaluer simultanément la qualité, la cohérence et la structure des relations entre données observées et simulées sans imposer de forme fonctionnelle prédéfinie. Cette approche permet ainsi d'apprécier la capacité du modèle à saisir les dynamiques temporelles ou spatiales des phénomènes hydrologiques et agronomiques étudiés.

II.2.10.d. Rendement

Nous avons estimé l'impact de la salinité sur les rendements moyens par année et par bassins versants de deux cultures, le riz et le blé, une culture submergée et une culture sèche représentative des cultures céréalières sur l'île de Camargue. La méthodologie de modélisation de l'impact de la salinité sur le rendement est décrite dans le chapitre 2 (II.2.5.e). Pour le riz, le rendement maximal est de 5.5 t/ha, le rendement minimal est de 4 t/ha et le rendement moyen est de 5 t/ha défini selon les valeurs pluriannuelles entre 2017 et 2019 du Centre Français du Riz (Semence de Provence, 2020; CFR, 2021; Migairou-Leprince, 2021). Le rendement optimal du blé est de 7.5 t/ha, le rendement minimal est de 3.4 t/ha pour un rendement moyen de 6.5 t/ha (Delmotte, 2011; Migairou-Leprince, 2021).

II.3. Scénario

II.3.11. Construction des scénarios et sorties de simulation

En janvier 2023, nous avons organisé un atelier de deux heures avec les principaux porteurs d'enjeux du territoire d'étude (cf chapitre 1). Au cours de l'atelier, nous avons notamment présenté les objectifs de l'approche de modélisation et demandé aux acteurs d'exprimer les questionnements et inquiétudes sur le futur du territoire. Les discussions se sont principalement focalisées sur les effets du changement climatique et du changement de pratiques agricoles sur les flux d'eau douce et les rendements des cultures. Sur la base des besoins et enjeux exprimés par les acteurs lors de cet atelier, nous avons défini des priorités de modélisation et orienté la construction des scénarios présentés dans ce chapitre. Il convient toutefois de préciser que les scénarios n'ont pas été co-construits avec les acteurs du territoire : ils ont été élaborés par l'équipe de recherche, en s'appuyant sur les questionnements soulevés lors de l'atelier comme point de départ, sans itération ultérieure avec les parties prenantes. Nous avons donc choisi pour la construction de ces scénarios de s'attarder sur ces deux dynamiques et les indicateurs associés.

II.3.12. Scénario climatique

Les données sur les projections climatiques ont été recueillies via le portail de données DRIAS pour le scénario climatique RCP8.5 et comme pour les données historiques à l'échelle des mailles SAFRAN. Pour des raisons de moyen et temps disponibles, nous avons choisi d'utiliser les projections climatiques issues

d'une seule chaîne de modélisation du climat : CNRM-CERFACS-CNRM-CM5 / CNRM-ALADIN63 / ADAMONT. Selon le rapport Explore2, cette chaîne de modélisation du climat se rapprocherait du narratif « changements futurs relativement peu marqués » i.e. augmentation relativement stable en termes de température et de pluviométrie par rapport à l'ensemble des chaînes de modélisation mobilisées dans les exercices du GIEC (Marson et al., 2024). Les changements sont peu marqués en été et l'assèchement est généralement compensé par l'augmentation des précipitations en hiver. C'est aussi le modèle avec une augmentation moyenne de la température la plus faible parmi les autres modèles.

II.3.12.e. Données climatiques

Dans la projection climatique utilisée, en saison sèche (mai–août), les précipitations futures sont souvent légèrement inférieures à celles du passé (ex. juin, juillet). En saison humide, certaines différences apparaissent, quelques mois affichent une diminution (ex. août et décembre) alors que d'autres restent proches des valeurs historiques (ex. avril, mai). Globalement, le futur ne montre pas d'augmentation notable des précipitations, mais plutôt une tendance à la stabilisation voire une légère réduction, surtout en pleine saison de croissance du riz (Figure 52, Annexe 9).

Le pic d'ETP en juin-juillet reste présent dans les deux scénarios. Cette valeur peu variable de l'ETP signifie que les besoins des cultures ne seront pas beaucoup impactés par les valeurs d'évapotranspiration (Figure 52, Annexe 9).

Le déficit hydrique, calculé comme précipitation - ETP, est plus marqué dans le scénario climatique (Figure 52). Cette tendance traduit un déséquilibre croissant entre besoins en eau (ETP) et apports naturels (précipitations). En particulier durant la période clé pour le riz (mai-septembre), ce déficit accru suggère des risques plus importants de stress hydrique, nécessitant soit plus d'irrigation, soit une adaptation des pratiques (Figure 52, Annexe 9).

La variabilité climatique reste comparable entre passé et futur, mais certains mois présentent une dispersion légèrement plus forte dans la projection climatique (ex. septembre futur pour les précipitations ; Annexe 9).

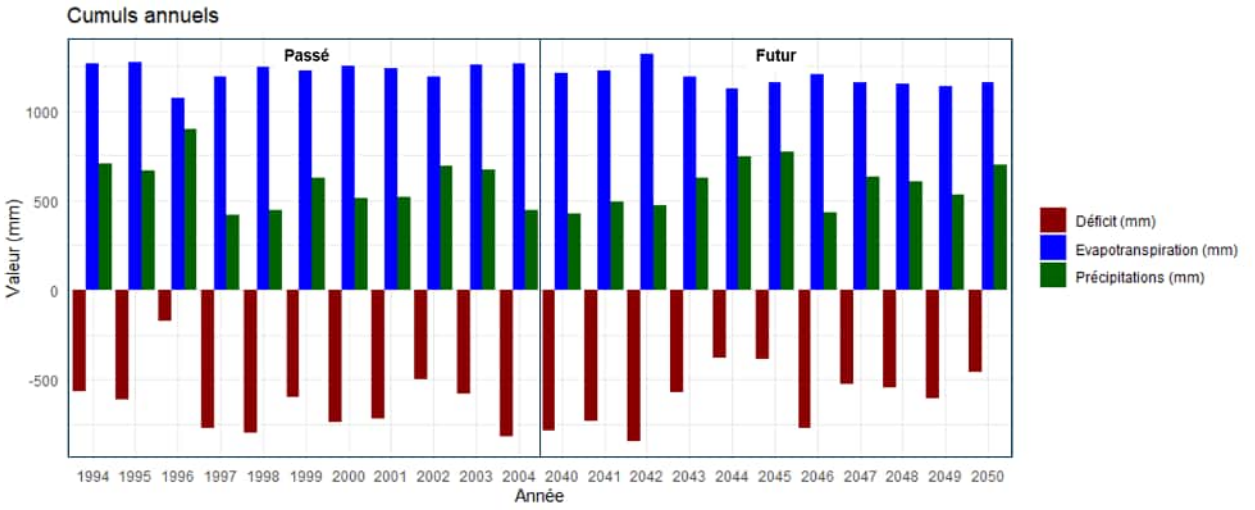


Figure 52 : Précipitations, évapotranspiration et déficit hydrique climatique (précipitation - évapotranspiration) annuels sur la

période de la situation de référence (SC1, Passé) et pendant la période de scénario climatique (SC2, Futur) pour les précipitations en vert, l'évapotranspiration en bleu et le déficit hydrique en rouge (précipitation - évapotranspiration) sur l'île de Camargue.

II.3.12.f. Comparaison des scénarios de changement climatique

Afin d'évaluer l'impact isolé du changement climatique sur les dynamiques du territoire, nous avons comparé la simulation de la situation de référence sous climat passé avec la simulation de la même situation mais sous changement climatique (Tableau 22).

II.3.13. Scénario de changement de pratiques agricoles

Pour les changements de pratiques agricoles, nous avons cherché à établir un scénario tendanciel à partir des pratiques récentes (entre 2015 et 2020) et deux scénarios de rupture : agroécologie et intensification.

Pour le scénario tendanciel nous avons utilisé les séquences de culture entre 2015 et 2020, période de transition de pratiques agricoles sur le territoire. Dans un premier temps, nous avons remplacé les séquences de cultures du parcellaire agricole (Figure 49.R6) par les séquences de cultures observées entre 2015 et 2020 dans le RPG. Pour reconstituer ces séquences nous avons utilisé la même méthode que celle utilisé par Moulin (2024), pour le parcellaire entre 2008 et 2014. Nous avons utilisé la même spatialisation des parcelles que pour la situation de référence.

Pour les scénarios de rupture, nous avons distingué deux grandes tendances discutées lors de l'atelier de janvier 2023 : une agro-écologisation (scénario agroécologie ci-après) et une intensification des systèmes de culture (scénario intensification).

II.3.13.g. Pratiques agroécologiques

Nous avons construit les systèmes de cultures du scénario agroécologie, à partir du même parcellaire 2016 et des séquences de cultures du scénario tendanciel (2015-2020). Nous avons commencé par identifier les parcelles potentiellement concernées par une « transition » agroécologique. Pour cela, nous avons sélectionné toutes les parcelles en agriculture biologique (12% des parcelles totales) et celles déjà diversifiées. Pour ces dernières, nous avons sélectionné puis, nous avons trié les parcelles en riz conventionnel, enchainant au maximum 3 années de riz sans être une monoculture de riz complète (35% des parcelles) (Figure 53 ; Figure 54). Ainsi, dans le scénario agroécologie, 47% des parcelles de l'île de Camargue sont des parcelles en agroécologie pour environ la moitié des surfaces agricoles (Tableau 19) soit une multiplication par 4 du nombre de parcelles initialement en agriculture biologique (Figure 53 ; Figure 54).

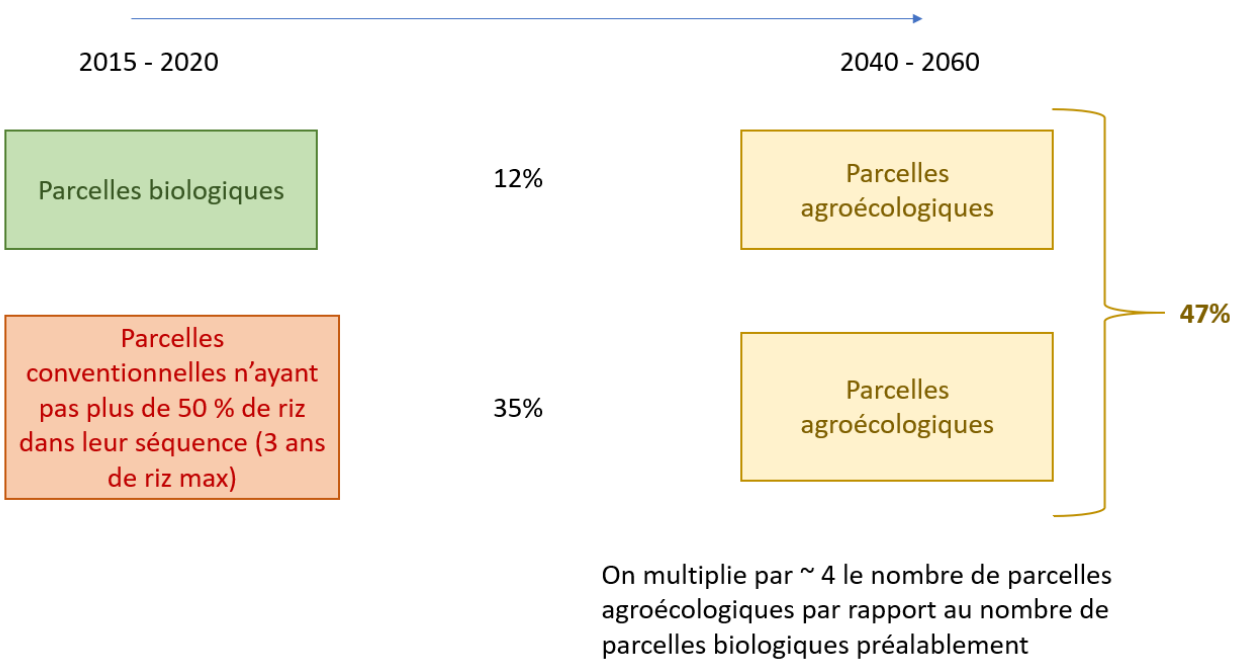


Figure 53 : Schéma représentant les changements de type de séquence pour le scénario d'agroécologie. Les pourcentages correspondent aux pourcentages des surfaces des parcelles décrites dans les encadrés à leur gauche par rapport aux surfaces totales.

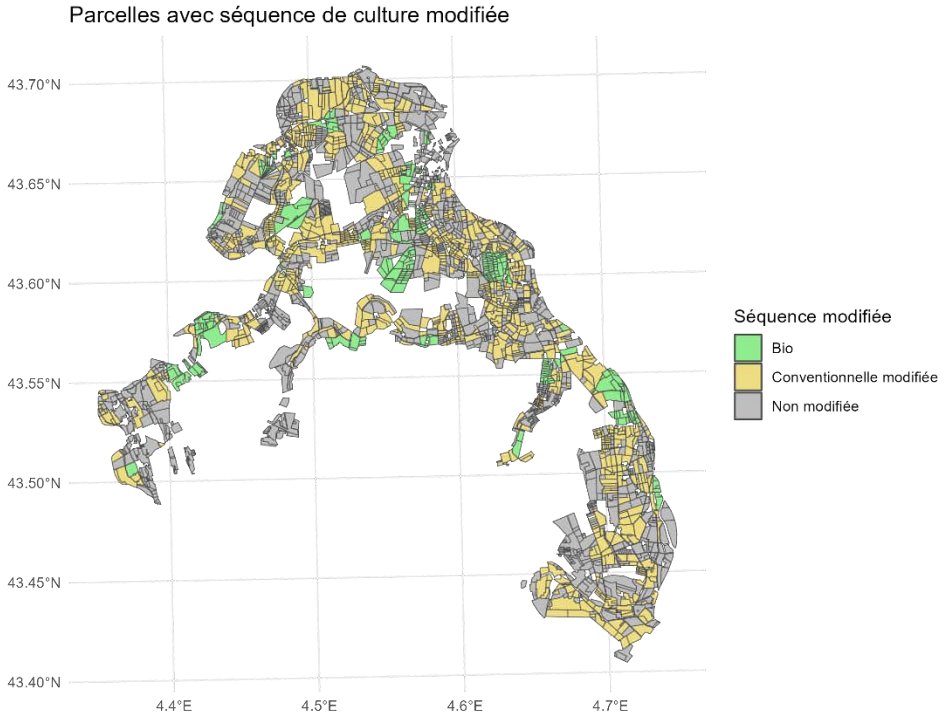


Figure 54 : Répartition spatiale des parcelles agricoles ayant leur séquence modifiée pour une séquence d'agroécologie : i) les parcelles en agriculture biologique en vert, ii) les parcelles conventionnelles relativement diversifiées en jaune, iii) celles qui ont gardé leurs séquences de pratiques tendancielles (entre 2015 et 2020).

Dans un second temps, nous avons affecté à ces parcelles une rotation représentative d'un système agroécologique. Pour cela, nous avons utilisé la séquence d'une rotation innovante d'un système de culture agroécologique développé par Carpentier et al. (2024) pour le Domaine de la Tour du Valat : Riz / Colza / Prairie / Tournesol / IC Vesce / Riz / BD / Prairie / Prairie / Riz / IC Vesce.

La culture de démarrage de la séquence dans chaque parcelle a été randomisée à l'échelle de l'exploitation agricole afin de s'assurer d'une répartition homogène des année-cultures dans l'assolement de celle-ci chaque année. Les proportions de chaque culture de référence sont résumées dans le Tableau 19.

Tableau 19 : Résumé des pourcentages en nombres de parcelles et en surface de chaque culture de référence des séquences de cultures en agroécologie modifiées.

Culture de référence	**Nombre de parcelle**	**Surface totale (ha)**	**Pourcentage nombre parcelle (%)**	**Pourcentage surface**
Riz 1	128	1366,9	4,5	5,6
Colza	125	1306,8	4,4	5,4
Prairie 1	138	1256,5	4,9	5,2
BD	129	1214,9	4,6	5,0
Vesce 1	109	1131,8	3,9	4,7
Riz 2	128	1039,0	4,5	4,3
Riz 3	116	1034,6	4,1	4,3
Tournesol	111	1030,8	3,9	4,2
Vesce 2	121	1009,3	4,3	4,2
Prairie 2	107	936,8	3,8	3,9
Prairie 3	111	760,7	3,9	3,1
Toutes cultures	1323	12 088,1	47,0	49,7

Ce scénario nécessite l'intégration de nouveaux ITK spécifiques à l'introduction d'une interculture (Tableau 20).

Tableau 20 : Itinéraire technique par culture.

Itinéraires techniques	Culture	Type d'exploitation	Précédent cultural
IC VESCE	Vesce	Biologique	Tournesol, Riz
RIZ	Riz	Biologique	Vesce

II.3.13.h. Intensification des pratiques : monoculture de riz et maraîchage

Pour le scénario d'intensification des pratiques, nous avons également considéré le parcellaire de 2016 et les séquences de cultures tendancielles (2015-2020). Nous avons choisi de modifier certaines séquences afin d'augmenter significativement les surfaces en monoculture de riz et les surfaces en maraîchage sur l'île de Camargue. Nous avons considéré que les parcelles les plus « adaptées » à une transition vers des monocultures de riz sont les parcelles en agriculture conventionnelle ayant au moins 50% de riz dans leur séquence sans être en monoculture de riz (20% des parcelles). Via cette sélection, nous avons multiplié par environ 6 le nombre de parcelles en monoculture de riz par rapport la période 2015-2020. Cela conduit à une augmentation d'environ 30 % des surfaces de riz (6 900 ha en 2015-2020 et 8900 pour le scénario d'intensification).

En Camargue, les pratiques de maraîchage de plein champ sont apparues dans des rotations avec du riz conventionnel sur des grandes parcelles louées à des exploitants (Migairou-Leprince, 2021). Le maraichage étant un système de culture en augmentation ces dernières années sur l'île de Camargue (+150% entre 2011 et 2022 selon Balma, 2023). Aussi, dans le scénario intensification nous avons cherché à augmenter les surfaces de maraichage. Pour cela, nous avons donc en priorité sélectionné les parcelles sur lesquelles étaient déjà présentes des rotations avec du riz parmi les parcelles en agriculture biologique. En effet, les parcelles en rotation avec le maraîchage sont en grande majorité avec du riz et la rotation la plus courante d'après le RPG est Riz / Riz / Tomate / BD / BD entre 2015 et 2020. Les parcelles de riz en agriculture conventionnelle sont en grande majorité modifiées en monocultures de riz. Ainsi, pour un scénario d'intensification, il paraissait important de modifier les parcelles en agriculture biologique, et donc en priorité celles ayant déjà dans leur rotation du riz, pour être au plus proche des rotations de maraichage communes en Camargue.

Nous avons donc trié les parcelles en riz biologique, avec au moins une année de riz (6% des parcelles) afin de leur affecter une rotation avec du maraîchage (6% des parcelles totales) (Figure 55 ; Figure 56).

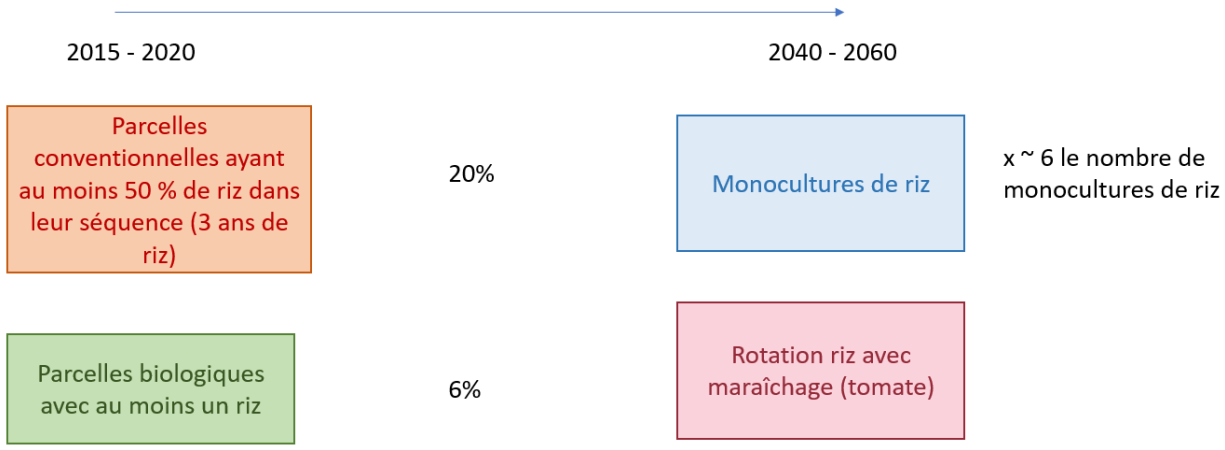


Figure 55 : Schéma représentant les changements de type de séquence pour le scénario d'intensification des pratiques. Les pourcentages correspondent aux pourcentages des surfaces des parcelles décrites dans les encadrés à leur gauche par rapport aux surfaces totales.

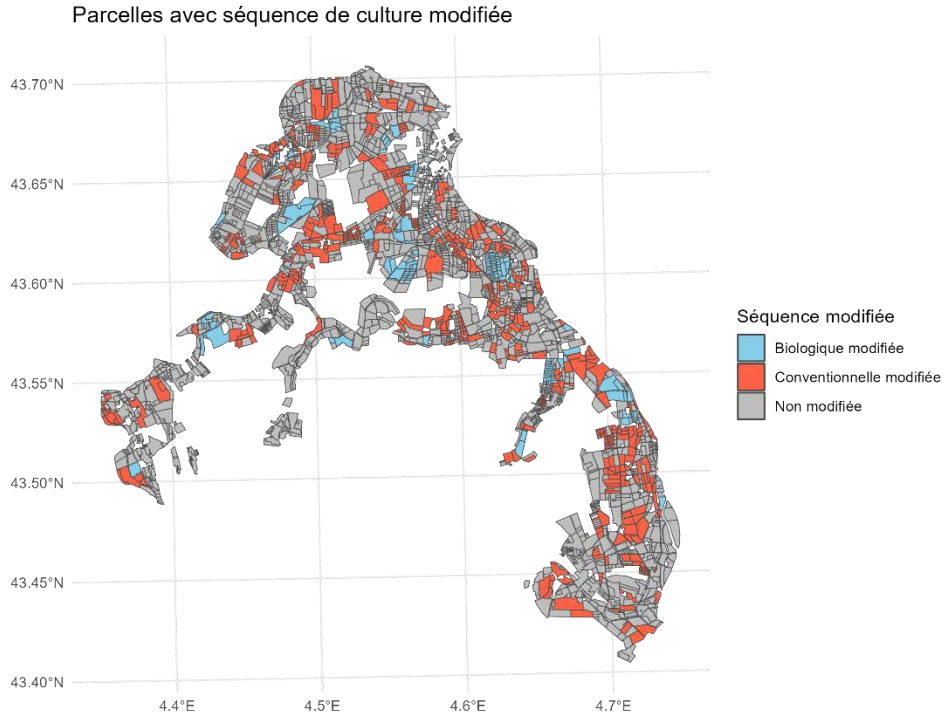


Figure 56 : Répartition spatiale des parcelles agricoles ayant leur séquence modifiée pour un scénario d'intensification des pratiques : i) les parcelles en conventionnelle transitionnée en monoculture de riz en rouge, ii) les parcelles biologiques de riz en rotation avec du maraichage en bleu, iii) celle qui ont gardé leurs séquences de pratiques tendancielles (entre 2015 et 2020).

Comme précédemment, nous avons randomisé les cultures de démarrage de la séquence dans les parcelles de chaque exploitation. Les proportions de chaque culture de référence sont résumées dans le Tableau 21.

Tableau 21 : Résumé des pourcentages en nombres de parcelles et en surface de chaque culture de référence des séquences de cultures de riz en rotation avec du maraîchage modifiées.

Culture de référence	**Nombre de parcelles**	**Surface totale (ha)**	**Pourcentage nombre parcelle (%)**	**Pourcentage surface (%)**
Riz 1	31	427,4	1,1	1,8
Tomate	38	414,9	1,4	1,7
Riz 2	32	385,0	1,1	1,6
BD 1	37	241,6	1,3	1,0
BD 2	31	213,8	1,1	0,9
Total	169	1682,7	6,0	6,9

II.3.13.i. Comparaison de scénarios de changements de pratiques agricoles sous modèle climatique de données météo futures

Afin d'évaluer l'impact des changements de systèmes de cultures présentés ci-avant nous comparons les résultats de la simulation de références (pratiques passées) avec ceux des scénarios : i) « pratiques tendancielles », « agroécologie », et « intensification des pratiques » (Tableau 22). Ici, tous les scénarios sont simulés dans un contexte de changement climatique (RCP 8.5).

II.3.14. Résumé des scénarios et plan de simulation

Nous avons donc simulé cinq scénarios afin d'étudier l'impact du changement climatique et l'impact du changement des pratiques agricoles sous changement climatique (Tableau 22).

Tableau 22 : Plan de simulation.

Scénario	Nom de simulation	Météo (période)	Séquences de parcelles	Surfaces en riz (ha)
SC 1	Situation de référence	1994-2014, météo France	2008-2014	17 443
SC 2	Pratiques passées sous chgmt clim	2040-2060, météo France	2008-2014	17 443
SC 3	Pratiques tendancielles sous chgmt clim	2040-2060, météo France	2015-2020	6 902
SC 4	Agroécologie sous chgmt clim	2040-2060, météo France	Séquence agroécologie	4 471
SC 5	Intensification des pratiques sous chgmt clim	2040-2060, météo France	Séquence intensification	8 943

II.4. Indicateurs d'évaluation des scénarios

Les sorties de MAELIA-Delta ont été structurées suivant deux fichiers de sortie principaux : (i) les rendements par culture et par bassin versant pour chaque année simulée, et (ii) les volumes d'eau d'irrigation et de rejets agricoles cumulées par bassin versant, associées au pourcentage de parcelles appartenant à différentes catégories de salinité. En effet, afin de limiter les temps de calcul et dans la mesure où l'analyse porte sur des tendances à l'échelle territoriale plutôt qu'au niveau parcellaire, les résultats ont été agrégés par bassin versant, soit par cumul pour les volumes d'eau, soit par moyenne pour les rendements. En revanche, s'agissant de la salinité, aucune de ces méthodes d'agrégation ne permettait de rendre compte de manière satisfaisante des tendances de salinisation. En particulier, le calcul de moyennes pouvait être fortement biaisé par des phénomènes d'assèchement des sols, susceptibles d'entraîner une augmentation ponctuelle et marquée des niveaux de salinité (cf chapitre 2). Dans ce contexte, il est apparu pertinent, pour l'estimation des tendances, de définir des catégories de salinité et d'analyser l'évolution des surfaces des parcelles agricoles, par bassin versant, au sein de chacune de ces catégories.

Nous avons défini les catégories suivantes :

- « peu salé » correspond aux salinités plus basses que le seuil de salinité minimale impactant une culture sensible comme le riz (culture prédominante en île de Camargue) soit 3.0 dS/m (Tanji, Kielen, 2002)

- « modérément salé » correspond à la catégorie entre la valeur seuil de peu salé et la valeur pour laquelle le rendement du riz est diminué de 50% soit 7.2 dS/m (Tanji, Kielen, 2002)
- « salé » correspond à la catégorie de salinité entre la valeur haute de modérément salé et la valeur pour lequel le rendement de culture tolérante comme le colza est diminué de 100% soit 18.7 dS/m (Tanji, Kielen, 2002)
- « très salé », correspond aux parcelles dont la concentration saline dans la zone racinaire est supérieure à la valeur haute de la catégorie salée.

Cette catégorisation est conforme à celles utilisées dans d'autres travaux traitant des problématiques de salinité des sols, qui rapportent des valeurs seuils similaires (Rhoades et al., 1992; Corwin, Lesch, 2005).

III. Résultats

III.1. Evaluation de la situation de référence (SC 1)

III.1.1. Effet sur les prélèvements en eau d'irrigation

Dans le cadre de l'évaluation du SC1, les quantités d'eau d'irrigation simulées par association d'irrigation sont présentées dans le Tableau 23 et varient entre années de 237 millions de m³ (en 2003) à 483 millions de m³ (en 2004).

Tableau 23 : Quantité d'eau d'irrigation simulée par association d'irrigation en millions de m³ et comparaison avec les moyennes mesurées par BRL (2004) (cf Tableau 17).

Irrigation	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	Moyenne général	Mesurées
1_I_SAM	22 M	20 M	19 M	19 M	18 M	20 M	21 M	13 M	23 M	19 M	10 à 18 M
10_I_SCS	15 M	14 M	10 M	12 M	11 M	15 M	17 M	7 M	13 M	13 M	13 M
11_I_JAP	26 M	31 M	30 M	57 M	55 M	29 M	60 M	16 M	38 M	38 M	27 à 34 M
12_I_FPG	8 M	8 M	7 M	6 M	6 M	5 M	8 M	4 M	8 M	7 M	3 à 4 M
13_I_APB	13 M	12 M	12 M	12 M	10 M	4 M	7 M	6 M	11 M	10 M	12 M
2_I_CDV	8 M	8 M	6 M	8 M	7 M	7 M	8 M	4 M	7 M	7 M	/
3_I_GIM	7 M	7 M	5 M	3 M	3 M	5 M	6 M	3 M	7 M	5 M	7_I_TRI
4_I_ADB	29 M	28 M	25 M	20 M	21 M	17 M	27 M	17 M	31 M	24 M	18 à 31 M
5_I_MDV	16 M	15 M	13 M	12 M	7 M	12 M	14 M	7 M	14 M	12 M	10 à 21 M
6_I_GMG	12 M	12 M	10 M	9 M	6 M	9 M	11 M	7 M	13 M	10 M	8 M
7_I_TRI	79 M	69 M	54 M	37 M	45 M	62 M	64 M	37 M	76 M	58 M	43 à 52 M
8_I_PMG	51 M	53 M	43 M	35 M	42 M	50 M	49 M	26 M	60 M	45 M	50 M
9_I_ASS	17 M	16 M	14 M	16 M	13 M	11 M	15 M	8 M	15 M	14 M	13 M
I_PRIVE	158 M	151 M	146 M	137 M	134 M	147 M	162 M	81 M	168 M	143 M	/
Total général	**462 M**	**446 M**	**395 M**	**384 M**	**380 M**	**392 M**	**468 M**	**237 M**	**483 M**	**405 M**	**400 à 500 M**

La comparaison des cumuls annuels d'irrigation simulés aux données empiriques issues du rapport technique de BRL (2004, Tableau 17), montre que pour la majorité des ASA, les cumuls simulés se situent globalement dans l'intervalle des mesures ou présentent des écarts modérés, avec des variations selon les années et les ASA :

- Pour l'ASA de la Roubine de l'Aube de Bouic, les cumuls simulés sont en moyenne conformes aux mesures (18-31 millions m³), mais inférieurs en 2001 et 2003 (écarts relatifs de -5 % à -45 %).
- Les ASA des arrosants de Saint-Cézaire et Saliers présentent des cumuls simulés avec des écarts de -46 % (2003) à +30 % (2002) par rapport aux mesures (~13 millions m³).
- Pour l'ASA des arrosants du Petit Beaumont, les cumuls simulés sont légèrement inférieurs aux mesures, avec un écart maximal de -60 % en 2001 (~12 millions m³).
- Les ASA des arrosants et submersionnistes de Saliers affichent des cumuls simulés proches des mesures, avec des écarts relatifs de -38 % (2003) à +30 % (1996) (~13 millions m³).
- L'ASA de la Petite Montlong montre des cumuls simulés légèrement inférieurs aux mesures, de -48 % (2003) à +20 % (2004) (~50 millions m³).
- L'ASA des quartiers de Frigoules, Pioch et Grazier présente des cumuls simulés supérieurs aux mesures, jusqu'à +100 % en 1996, 1997, 2002 et 2004 (~3-4 millions m³).
- Pour le canal du Mas de Vert, les cumuls simulés se situent dans la tranche basse des mesures, parfois inférieurs (10-21 millions m³).
- Pour le canal du Sambuc, les cumuls simulés sont légèrement supérieurs aux mesures, jusqu'à +22 % (10-18 millions m³).
- Le canal en relief de la Grande Montlong et l'ASCO correspondante présentent des cumuls simulés légèrement supérieurs aux mesures, avec des écarts de -33 % (2000) à +44 % (2004) (~8 millions m³).
- L'ASCO de la Roubine de Gimeaux, achetant l'eau à l'ASCO de la Roubine de la Triquette, nécessite de sommer les cumuls pour comparaison. Pour la Triquette, les cumuls simulés sont en moyenne supérieurs aux mesures (43-52 millions m³), avec des écarts relatifs de -7 % (1999 et 2003) à +65 %.
- Pour l'ASA du canal du Japon, les cumuls simulés sont très variables, légèrement supérieurs aux mesures, avec des écarts relatifs de -41 % (2003) à +76 % (2004) (27-34 millions m³).
- Pour l'ASA du Clos de Vigne et les irrigations privées, aucune donnée de référence n'est disponible.

Les cumuls simulés sont donc souvent proches des observations de terrain, mais certaines ASA présentent des écarts importants selon l'année. Les ASA les plus petites ou avec des irrigants privés montrent les écarts relatifs les plus importants.

Les simulations de l'année 2003 présentent une valeur de volume d'irrigation très faible en 2003 (237 millions de m³) au regard des autres années. Plusieurs mécanismes pourraient expliquer ce résultat. Cela pourrait être dû à des surfaces en riz plus faibles, des précipitations abondantes, des proportions moindres de riz biologique ou une altitude de nappe initiale élevée avant la période d'irrigation.

Au niveau de l'ensemble du territoire, en moyenne, les résultats de cumuls d'irrigation simulés sont compris dans la fourchette basse de l'intervalle de l'étude de BRL (entre 400 et 500 millions de m³), à l'exception de 2003 qui se démarque. Ainsi, en moyenne sur l'ensemble des associations les ordres de grandeurs sont respectés ainsi qu'à l'échelle de l'île de Camargue. Cependant, nous observons une variabilité importante selon les années, notamment due aux différences de surfaces en riz et variations annuelles des précipitations.

Si l'on considère maintenant les besoins d'irrigation par ha de riz cultivé, les besoins en eau, varient entre 11 835 m³/ha en 2003 sur l'ASA du Clos de Vigne et 30 023 m³/ha en 2000 sur l'ASA de la Triquette avec une moyenne sur l'ensemble de la période et l'ensemble de l'île de Camargue de 23 035 m³/ha (Tableau 24).

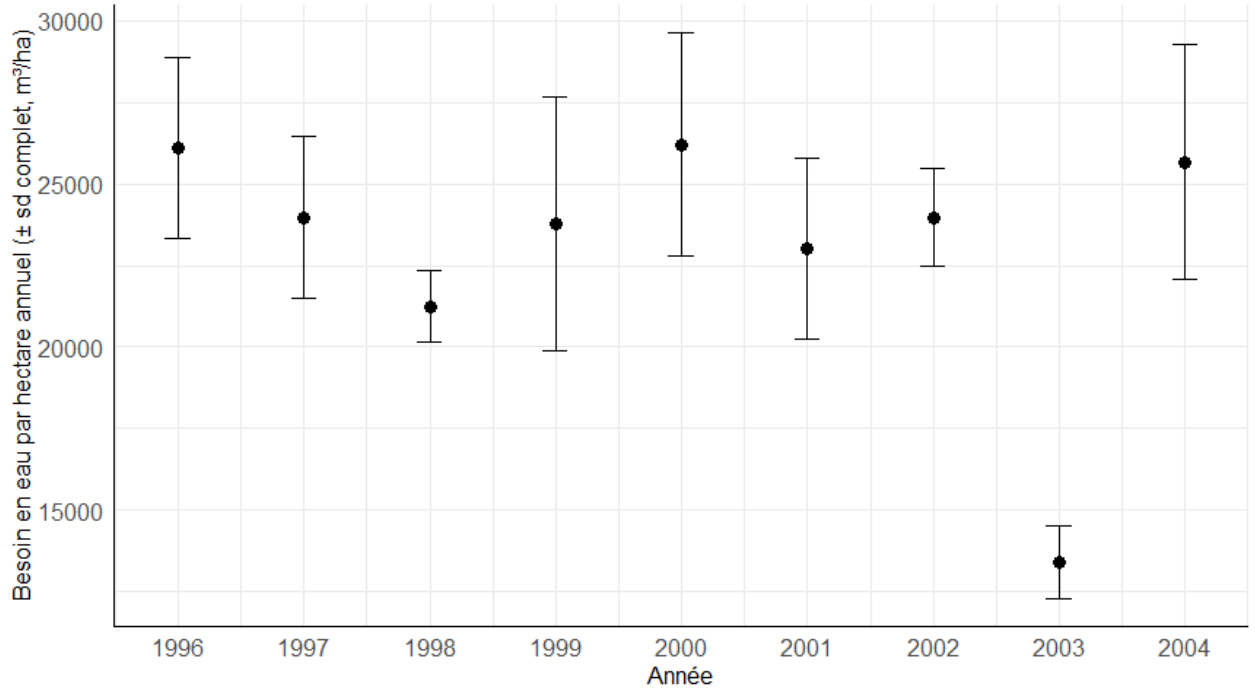
Tableau 24 : Quantité d'eau d'irrigation par hectare de riz simulé par association d'irrigation (m³/ha).

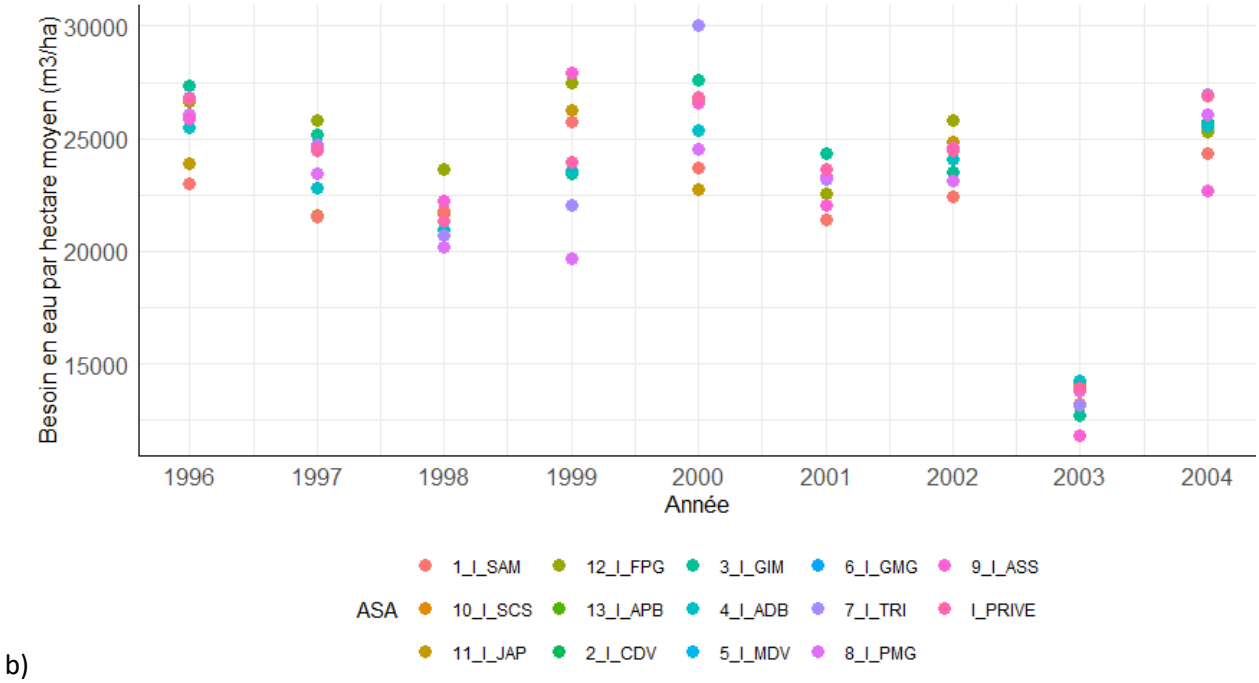
Irrigation	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	Moyenne général
1_I_SAM	23 025	21 518	21 791	25 720	23 706	21 382	22 417	13 230	24 369	21 906
10_I_SCS	25 876	24 581	22 219	27 887	26 579	22 058	24 601	11 835	22 659	23 144
11_I_JAP	23 902	21 625	21 661	26 269	22 742	21 407	24 854	14 129	25 482	22 452
12_I_FPG	26 619	25 803	23 631	27 441	26 690	22 524	25 787	13 848	25 300	24 183
13_I_APB	25 876	24 581	22 219	27 887	26 579	22 058	24 601	11 835	22 659	23 144
2_I_CDV	25 876	24 581	22 219	27 887	26 579	22 058	24 601	11 835	22 659	23 144
3_I_GIM	27 327	25 175	21 334	23 472	27 616	24 358	23 516	12 746	25 729	23 475
4_I_ADB	25 465	22 830	20 945	23 557	25 372	23 191	24 077	14 234	25 577	22 805
5_I_MDV	25 876	24 581	22 219	27 887	26 579	22 058	24 601	11 835	22 659	23 144
6_I_GMG	26 052	23 423	20 175	19 687	24 563	23 290	23 131	13 811	26 051	22 242
7_I_TRI	26 819	24 721	20 699	22 049	30 023	23 219	23 136	13 186	26 931	23 232
8_I_PMG	26 052	23 423	20 175	19 687	24 563	23 290	23 131	13 811	26 051	22 242
9_I_ASS	25 876	24 581	22 219	27 887	26 579	22 058	24 601	11 835	22 659	23 144
I_PRIVE	26 755	24 443	21 330	23 987	26 832	23 612	24 472	13 918	26 904	23 584
Total général	**26 109**	**23 977**	**21 245**	**23 780**	**26 201**	**23 026**	**23 977**	**13 427**	**25 668**	**23 035**

Les écarts types temporels varient entre 3 554 m^3/ha pour le Sambuc et 5 622 m³/ha pour la Triquette (Figure 57). Les coefficients de variation temporelle varient entre 16 et 24%.

Les écarts types spatiaux sont variables suivant les années entre 1 097 m^3/ha en 1998 et 3 879 m³/ha en 1999 (Figure 57). Les coefficients de variation temporelle varient entre 5 et 16%.

a)





b)

Figure 57 : Besoin annuel moyen (± écart type) en eau d'irrigation par hectare de riz (m³/ha) a) sur l'ensemble de l'île de Camargue, b) par association d'irrigation.

Encore une fois, l'année 2003 présente des simulations atypiques, les volumes d'irrigations simulés ne sont donc pas impactés par les surfaces en riz, ce qui suppose que d'autres facteurs, cités plus haut, ont affecté les besoins d'irrigation cette année-là (Tableau 25).

Tableau 25 : Tableau récapitulatif des facteurs pouvant impacter le calcul de l'irrigation : les proportions en agriculture biologique par rapport au conventionnel, le cumul de pluie et d'ETP moyenné sur l'ensemble de l'île de Camargue pendant la période d'irrigation et la moyenne de l'altitude des nappes avant la période d'irrigation

	proportion bio	**Irrigation (m^3)**	**pluie cumul période irrigation (mm)**	**etp période irrigation (mm)**	**Moyenne de l'altitude des nappes avant l'irrigation(mm)**
1996	0,039	462 321 583	193,3	673,1	-697
1997	0,064	446 272 005	158,6	682,4	-188
1998	0,055	394 535 713	178,4	756,8	-538
1999	0,086	384 313 016	146,2	740,4	-604
2000	0,074	379 861 277	151,5	745,9	-499
2001	0,066	392 162 499	108,3	754,8	-264
2002	0,073	468 094 112	210,9	745,1	-358
2003	**0,039**	**236 565 848**	**123,3**	**804,1**	**-187**
2004	0,064	483 482 796	105,1	779,9	-236

Les besoins d'irrigation par ha de riz sont négativement corrélés au cumul de précipitation (r = -0,36) et positivement corrélés avec les ETP entre avril et septembre. Le facteur de corrélation entre l'irrigation et la moyenne de l'altitude des nappes avant l'irrigation est de -0,19 et entre l'irrigation et la proportion en agriculture biologique est de 0,28.

La corrélation négative entre les besoins d'irrigation et les précipitations indique que l'augmentation des apports pluviométriques tend à réduire les volumes irrigués. À l'inverse, la corrélation positive relativement forte entre l'irrigation et le cumul d'ETP sur la même période (r = 0,56) souligne l'influence déterminante de la demande climatique en eau sur les besoins d'irrigation. Par ailleurs, la relation légèrement négative avec le niveau moyen des nappes avant la période d'irrigation (r = -0,19) suggère qu'une ressource souterraine plus disponible est associée à une réduction de l'irrigation. Enfin, la corrélation positive, bien que faible, observée entre les besoins d'irrigation et la proportion d'agriculture biologique (r = 0,28) reflète des particularités de pratiques d'irrigation du riz conduit en agriculture biologique. Ces résultats mettent en évidence l'importance des conditions climatiques, de la disponibilité de la ressource et des choix agronomiques dans l'explication des pratiques d'irrigation. De plus, cela pourrait permettre d'expliquer en partie les faibles volumes d''irrigation en 2003. En effet, cette année-là on observe conjointement, une proportion faible de parcelle en agriculture biologique et une altitude moyenne des nappes hautes malgré des conditions météorologiques non favorables à une réduction de

l'irrigation.

Ainsi, les principaux facteurs influençant le volume d'irrigation simulé sur l'ensemble de l'île de Camargue sont par ordre d'importance : les surfaces en riz, l'évapotranspiration, les précipitations durant la période d'irrigation, la proportion de parcelle en agriculture biologique et enfin l'élévation de la nappe avant la période d'irrigation.

III.1.2. Evaluation des rejets d'eaux agricoles

Les quantités d'eaux de rejets agricoles simulés par association d'assainissement en SC1 sont présentés dans le Tableau 26 et varient annuellement entre 266 millions de m³ (en 2003) et 547 millions de m³ (en 1996).

Tableau 26 : Quantité d'eau de rejet agricole simulé par association d'assainissement en millions de m³, et comparaison avec les valeurs mesurées de BRL (2004), (cf Tableau 18).

Rejet	**1996**	**1997**	**1998**	**1999**	**2000**	**2001**	**2002**	**2003**	**2004**	**Moyenne**	**Mesurées (BRL 2004)**
1_D_CCM	292 M	262 M	193 M	169 M	192 M	223 M	255 M	135 M	262 M	**220 M**	**90 à 143 M**
10_D_SMM	33 M	30 M	22 M	25 M	24 M	25 M	29 M	15 M	29 M	**26 M**	**9 à 17 M**
11_D_JAP	32 M	33 M	27 M	51 M	57 M	32 M	61 M	18 M	39 M	**39 M**	**8 à 21 M**
2_D_ROQ	31 M	27 M	20 M	9 M	11 M	17 M	25 M	16 M	29 M	**21 M**	**Vaccarès**
3_D_FUM	104 M	95 M	66 M	64 M	70 M	80 M	89 M	57 M	104 M	**81 M**	**Vaccarès**
7_D_SIG	33 M	28 M	24 M	19 M	14 M	22 M	25 M	14 M	31 M	**23 M**	**6 à 20 M**
D_PRIVE	21 M	18 M	15 M	16 M	17 M	15 M	18 M	11 M	20 M	**17 M**	**/**
Total	**547 M**	**494 M**	**367 M**	**353 M**	**387 M**	**415 M**	**502 M**	**266 M**	**514 M**	**427 M**	**~114 à 221 M**

Les écarts types temporels sont variables suivant les associations d'assainissement entre 11 941 m³ pour le Fumemorte et 14 329 m³ pour la Sigoulette et les écarts types spatiaux sont variables suivant les années entre 7 440 m³ en 2003 et 15 741 m³ en 1996.

Les cumuls annuels de rejets simulés pour les différentes ASA étudiées ont été comparés aux données mesurées disponibles. Pour l'ASA de la Corrège et de la Camargue Major, incluant les pompages de l'ASA de la Grande Roubine et de l'égout de Montlong, l'ASA de l'égout de Bénevent, l'ASA des Fossés d'écoulage de Saliers, l'ASA de l'égout du Mas de Thor, l'ASA de l'égout de Meyran-Praredon et l'ASA de l'égout des Avergues de Gimeaux, les cumuls simulés sont systématiquement supérieurs aux intervalles de données mesurées (90-140 millions de m³ pour la station d'Albaron et 1-23 millions de m³ pour la station de

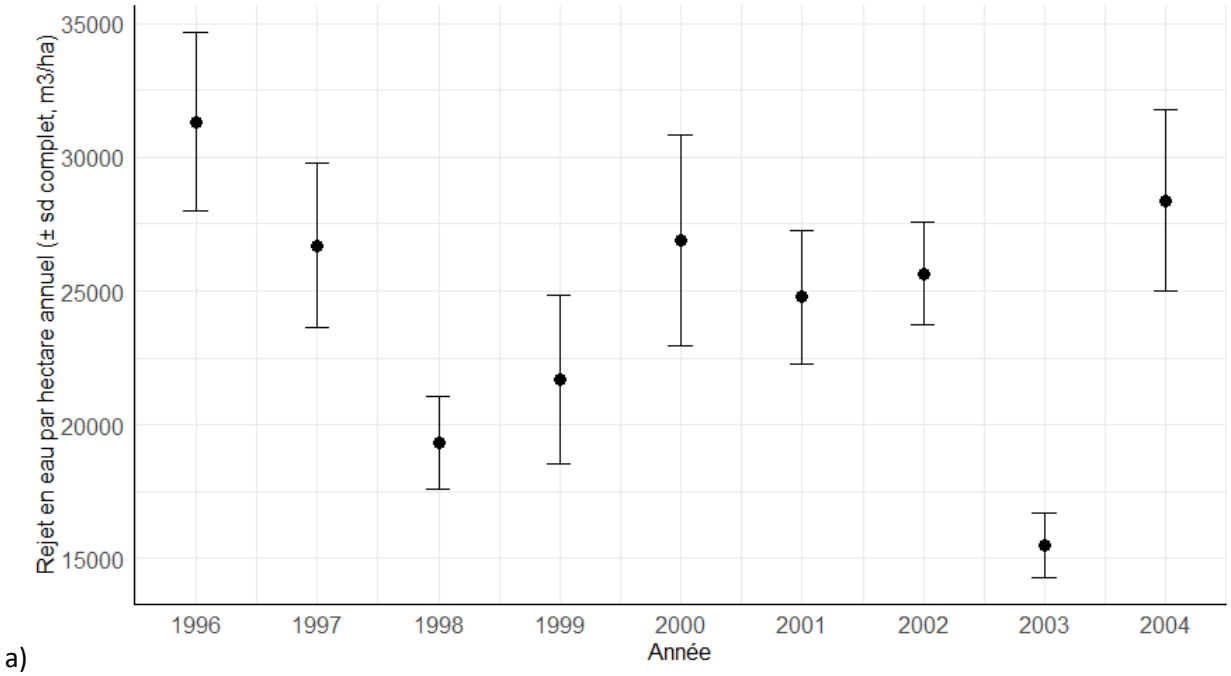
Beaujeu). Pour l'ASA du canal de la Sigoulette, les cumuls simulés sont généralement supérieurs ou compris dans l'intervalle de données mesurées pour les années 1999, 2000 et 2003 (6-20 millions de m³). Dans le bassin des Saintes-Maries-de-la-Mer et pour le canal du Japon, les cumuls simulés dépassent également la plupart des valeurs mesurées, à l'exception de 2003 où ils se situent dans la partie supérieure de l'intervalle (Saintes-Maries-de-la-Mer : 9-19 millions de m³ ; canal du Japon : 8-21 millions de m³). Enfin, pour l'ASA de l'égout de Roquemaure et l'ASA du canal de Fumemorte, aucun pompage vers le Rhône n'a été enregistré, l'écoulement se dirigeant exclusivement vers l'étang du Vaccarès.

Les rejets agricoles par hectare de riz simulés pour chaque association d'assainissement, varient entre 14 381 m³/ha en 2003 sur l'ASA des Saintes-Maries-de-la-Mer et 35 352 m³/ha en 1996 sur l'ASA de la Sigoulette avec une moyenne sur l'ensemble de la période et l'ensemble de l'île de Camargue de 24 219 m³ / ha (Tableau 27).

Tableau 27 : Quantité d'eau de rejet agricole par hectare de riz simulé par association d'assainissement en m³ /ha.

Rejet	**1996**	**1997**	**1998**	**1999**	**2000**	**2001**	**2002**	**2003**	**2004**	**Moyenne**
1_D_CCM	31 276	27 321	18 930	19 378	26 870	24 400	24 631	14 615	28 311	23 970
10_D_SMM	33 813	29 938	20 310	21 730	30 591	26 177	25 562	14 381	30 606	25 901
11_D_JAP	29 145	23 624	19 572	23 380	22 960	23 063	25 269	15 818	26 548	23 264
2_D_ROQ	30 728	25 818	18 503	20 352	25 586	26 043	25 577	16 019	27 290	23 763
3_D_FUM	28 855	23 866	19 393	23 440	23 884	22 914	25 246	15 734	26 239	23 286
7_D_SIG	35 352	31 242	17 535	18 074	33 231	27 531	23 806	14 496	34 256	26 169
D_PRIVE	31 129	26 940	19 709	21 825	26 725	24 705	25 468	14 891	28 081	24 419
Moyenne	**31 072**	**26 684**	**19 340**	**21 294**	**26 613**	**24 565**	**25 172**	**15 066**	**28 177**	**24 219**

Les écarts types temporels sont variables suivant les associations d'assainissement entre 11 941 m³ pour le Fumemorte et 14 329 m³ pour la Sigoulette (Figure 58) et les écarts types spatiaux suivant les années sont entre 1204 m³ / hectare de riz en 2003 et 3943 m³/ hectare de riz en 2000 (Figure 58).



a)



b)

Figure 58 : Rejet agricole annuel par hectare de riz (m³/ha) a) sur l'ensemble de l'île de Camargue dont l'incertitude est représentée en +/- l'écart type annuel, b) par association d'irrigation.

Le rejet agricole présente une corrélation négative modérée avec le cumul de précipitations entre avril et septembre (r = -0,36), indiquant que l'augmentation des apports pluviométriques tend à réduire les volumes rejetés. À l'inverse, la corrélation positive relativement forte entre le rejet et le cumul d'ETP sur la même période (r = 0,64) souligne l'influence déterminante de la demande climatique en eau sur les besoins d'irrigation. Par ailleurs, il ne semble pas y avoir de corrélation entre le rejet et les surfaces en

agriculture biologique (r=0,009) et avec l'altitude de nappe moyenne en début de période d'irrigation (r=-0,09). En conclusion, c'est en grande partie les surfaces en riz qui vont influencer la quantité de rejet agricole simulé.

III.1.3. Effets sur le rendement

Les rendements de la situation de référence ont été simulés pour le riz et le blé dur pour le SC 1.

Le rendement du riz par bassin versant est toujours égal à la valeur du rendement optimale avant stress salin, les valeurs de rendement après application d'un stress salin sont présentées dans le Tableau 28.

Le rendement optimal du riz avant stress salin est de 5,5 t/ha, le rendement minimal est de 4 t/ha pour un rendement moyen de 5 t/ha.

Tableau 28 : Rendement du riz (t/ha) après application du stress salin par année et par bassin versant.

Rendement riz après stress salin	**1996**	**1997**	**1998**	**1999**	**2000**	**2001**	**2002**	**2003**	**2004**	**Moyenne**
Aube de bouic	5,1	5,0	5,0	5,0	5,4	5,2	5,1	5,1	5,2	**5,1**
Corrège Major	4,9	4,9	4,8	4,7	4,8	4,9	4,8	4,8	4,9	**4,8**
Frigoules	3,0	2,8	3,1	3,2	3,2	3,2	3,0	3,2	2,9	**3,1**
Grande Montlong	5,5	5,5	5,5	5,5	5,4	5,5	5,5	5,5	5,5	**5,5**
Japon	5,3	5,3	5,4	5,4	5,3	5,4	5,3	5,3	5,3	**5,4**
Petite Montlong	5,3	5,2	5,1	5,2	5,2	5,2	5,2	5,3	5,2	**5,2**
Sambuc	4,6	4,8	4,6	4,6	4,6	4,6	4,8	4,6	4,5	**4,6**
Sigoulette	4,7	4,7	4,7	5,0	4,8	4,7	4,9	4,7	4,8	**4,8**
Triquette	5,1	5,3	5,4	5,0	5,1	5,3	5,3	5,1	5,1	**5,2**
Moyenne	**4,8**	**4,8**	**4,8**	**4,8**	**4,9**	**4,9**	**4,9**	**4,8**	**4,8**	**4,8**

Les rendements en riz tenant compte du stress salin sont compris dans l'intervalle entre le rendement minimal et optimal pour l'ensemble des bassins versants, sauf Frigoules. Le bassin versant de Frigoules a un rendement moyen très impacté par la salinité.

Le rendement optimal du blé avant stress salin est de 7,5 t/ha, le rendement minimal est de 3,4 t/ha pour un rendement moyen de 6,5 t/ha. Les rendements sous stress salin sont présentés dans le Tableau 29.

Tableau 29 : Rendement du blé après application du stress salin par année et par bassin versant.

Rendement blé après stress salin	**1996**	**1997**	**1998**	**1999**	**2000**	**2001**	**2002**	**2003**	**2004**	**Moyenne**
Aube de bouic	6,9	6,2	6,6	6,3	5,4	6,7	4,8	5,6	6,2	**6,1**
Corrège Major	7,2	7,1	6,1	6,7	6,1	7,1	6,3	7,0	6,7	**6,7**
Frigoules	7,2	6,8	4,6	4,9	5,1	7,2	5,2	5,2	6,6	**5,9**
Grande Montlong	7,2	6,9	5,8	6,7	5,9	7,0	5,9	6,1	6,8	**6,5**
Japon	7,3	7,1	5,0	6,6	5,9	7,2	5,6	6,9	6,6	**6,5**
Petite Montlong	6,9	6,6	6,3	5,8	5,4	6,7	5,7	6,7	5,7	**6,2**
Sambuc	7,3	6,7	6,1	6,6	5,4	7,0	5,8	5,4	6,7	**6,3**
Sigoulette	7,0	6,9	6,3	6,0	5,4	6,6	6,2	6,5	6,5	**6,4**
Triquette	7,2	6,8	6,3	6,6	5,4	7,0	6,3	5,9	6,7	**6,5**
Moyenne	**7,1**	**6,8**	**5,9**	**6,2**	**5,6**	**6,9**	**5,8**	**6,1**	**6,5**	**6,3**

Pour le blé, malgré des variations dues au stress salin, les rendements restent dans l'intervalle entre le rendement minimal et optimal (entre 3,4 t/ha et 7,5 t/ha) et notamment un rendement moyen sur l'ensemble des années et des bassins versants de 6,3 t/ha soit relativement proche du rendement moyen de 6,5 t/ha.

La prise en compte d'un stress salin dans l'estimation du rendement suppose l'existence d'une corrélation entre les tendances de salinisation et ses effets sur le rendement (cf chapitre 2). Ces résultats permettent d'identifier les bassins versants ayant le plus de risque d'être impactés par la salinisation. Frigoules apparaît particulier à cet égard, avec un rendement moyen du riz relativement faible (3,1 t/ha), ce qui concorde avec notre hypothèse sur l'influence du sol (ici une forte proportion de parcelles sur sol sableux avec de fortes teneurs en sel) et des conditions initiales de salinité sur le rendement (cf chapitre 2, II.2.5.g).

III.2. Evaluation de l'effet du changement climatique (SC 2 vs. SC 1)

III.2.4. Effets sur l'irrigation

L'irrigation annuelle diminue de 20,5% entre le SC1 et le SC2, passant de 405 millions de m³ à 322 millions de m³ (Figure 59).

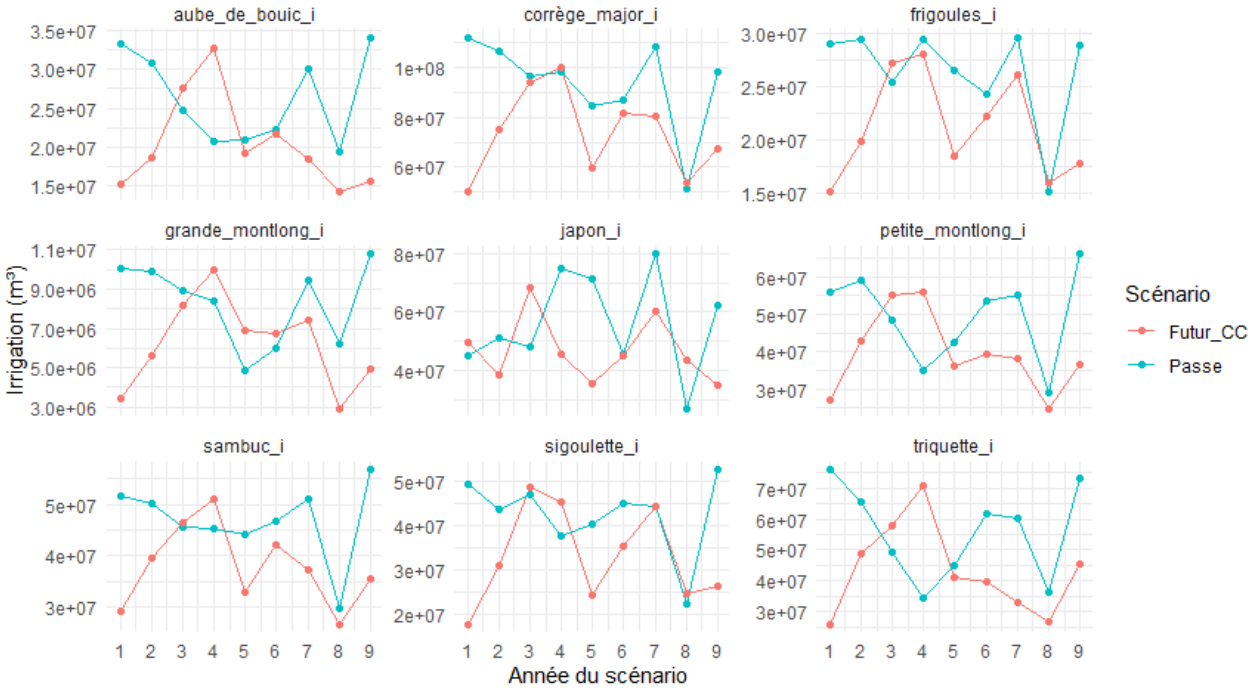


Figure 59 : Evolution de l'irrigation simulée sous l'influence du changement climatique (RCP 8.5) pour chaque bassin versant : les pratiques d'irrigation sous météo passée (SC 1) sont représentées par les courbes bleues alors que les pratiques passées sous météo future sont en rouge (SC 2). Les surfaces des cultures et les pratiques agricoles sont les mêmes entre les deux scénarios. Les années sont définies de la première année du scénario à la dernière (1 = 1996 pour SC1 et 1 = 2042 pour SC2).

III.2.5. Effets sur les rejets agricoles

En moyenne, le rejet agricole annuel diminue de 30,5% entre le SC1 et le SC2 passant de 427 millions de m³ à 297 millions de m³ (Figure 60).

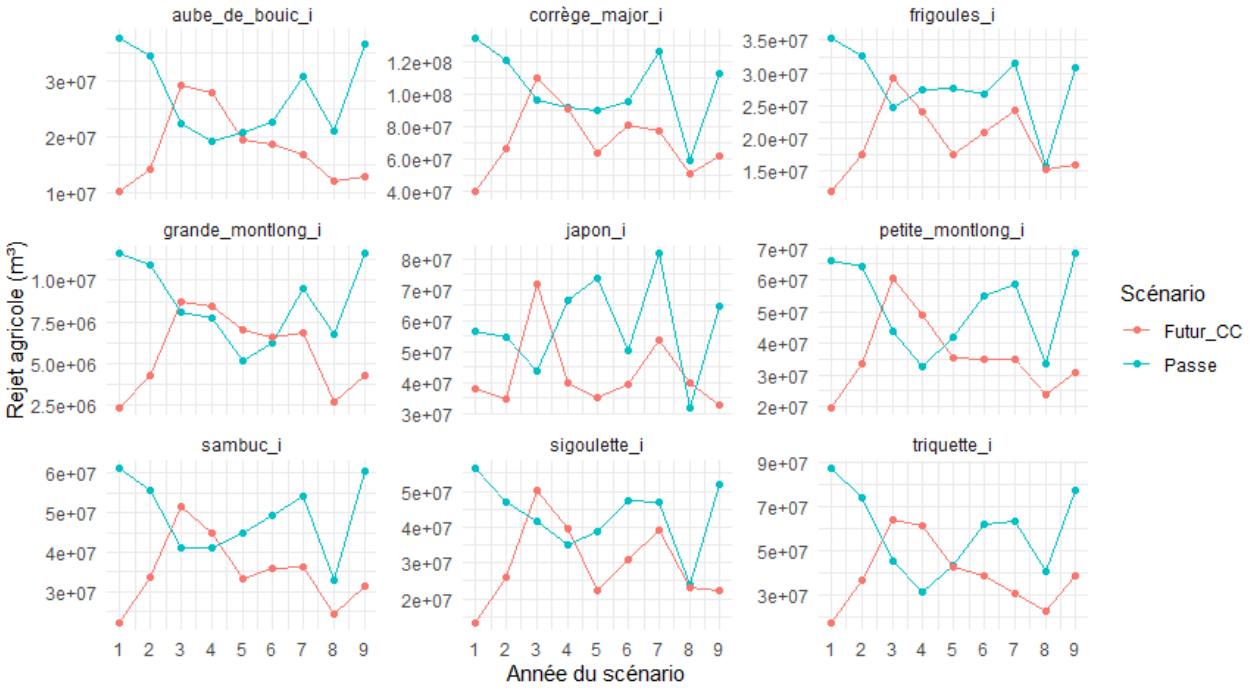


Figure 60 : Evolution du rejet agricole simulés pour voir l'influence de météo futures pour chaque bassin versant : les courbes bleues représentent les pratiques passées sous météo passée (SC 1) et en rouge les pratiques passées sous météo future (SC 2). L'évolution des surfaces en riz est la même. Les années sont définies de la première année du scénario à la dernière (1 = 1996 pour SC1 et 1 = 2042 pour SC2).

III.2.6. Evaluation des tendances de salinisation

Les ordres de grandeur sont assez proches entre les deux scénarios SC1 et SC2. Malgré des surfaces de riz égales entre les deux scénarios, les résultats de simulation montrent une part plus importante de parcelles « peu salées » et une augmentation inférieure en proportion de parcelles « très salées » sous Climat RCP 8.5 que sous climat passé (Figure 61 ; Figure 62). Bien que l'irrigation soit réduite sous le scénario climatique SC2, cette diminution s'inscrit dans un contexte climatiques limitant les apports en eau d'irrigation. Les apports en eau douce que ce soit irrigation ou conditions climatiques vont influencer les tendances de salinisation. Ainsi, les ordres de grandeurs simulés restent comparables (Figure 61 ; Figure 62).



Figure 61 : Pour chaque bassin versant, proportion de parcelles dont la zone racinaire maximale a une concentration saline dans différentes catégories de salinité (très salé, salé, modérément salé, peu salé) selon les scénarios (pratiques passées sous météo passée (Passe = SC 1) et pratiques passées sous météo future (Futur_CC = SC 2)).

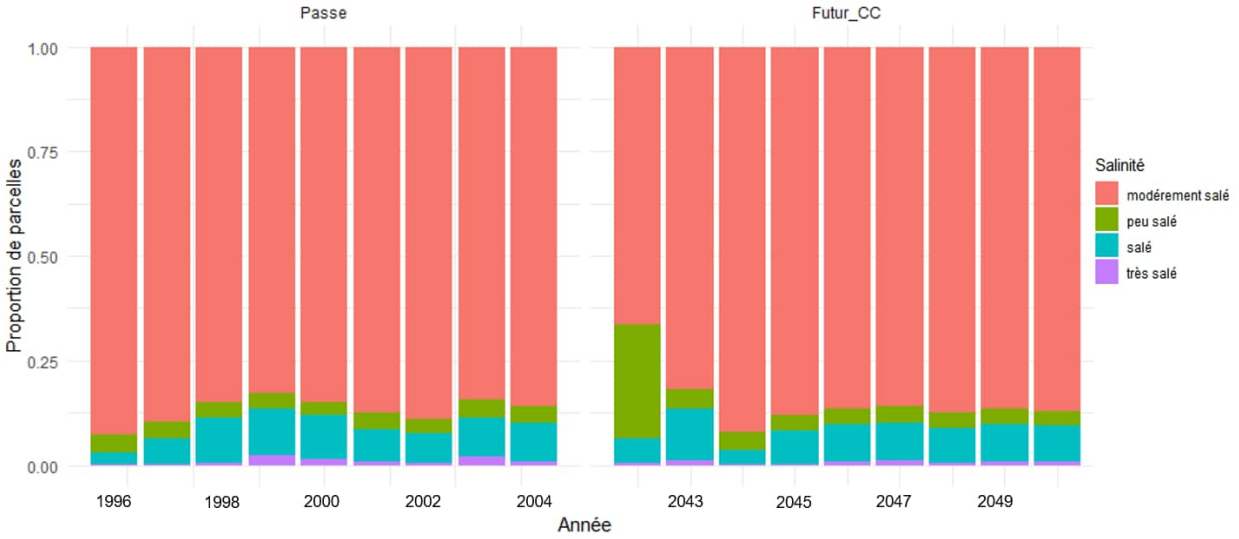


Figure 62 : Proportion de parcelles présentant une concentration saline (dans différentes catégories de salinité : très salé, salé, modérément salé, peu salé) dans sa zone racinaire maximale selon les scénarios SC1 et SC2 (Passé = SC 1 et Futur_CC = SC 2).

III.3. Evaluation de scénarios de pratiques agricoles (SC 2, SC 3, SC 4 et SC 5)

III.3.7. Effets sur l'irrigation

En comparant les scénarios de pratiques agricoles (SC2, SC3, SC4 et SC5), on constate qu'en moyenne, les volumes d'irrigation sont décroissants du scénario d'intensification (213 millions de m³, SC5), au scénario des pratiques tendancielles (176 millions de m³, SC3) puis de l'agroécologie (159 millions de m³, SC4), reflétant l'ordre décroissant des surfaces en riz (Figure 63 ; Tableau 30). De plus, les volumes d'irrigation simulés entre la situation de référence et les autres scénarios est toujours positive, notamment à cause des différentiels importants de surface en riz entre les scénarios et la référence (Figure 63).

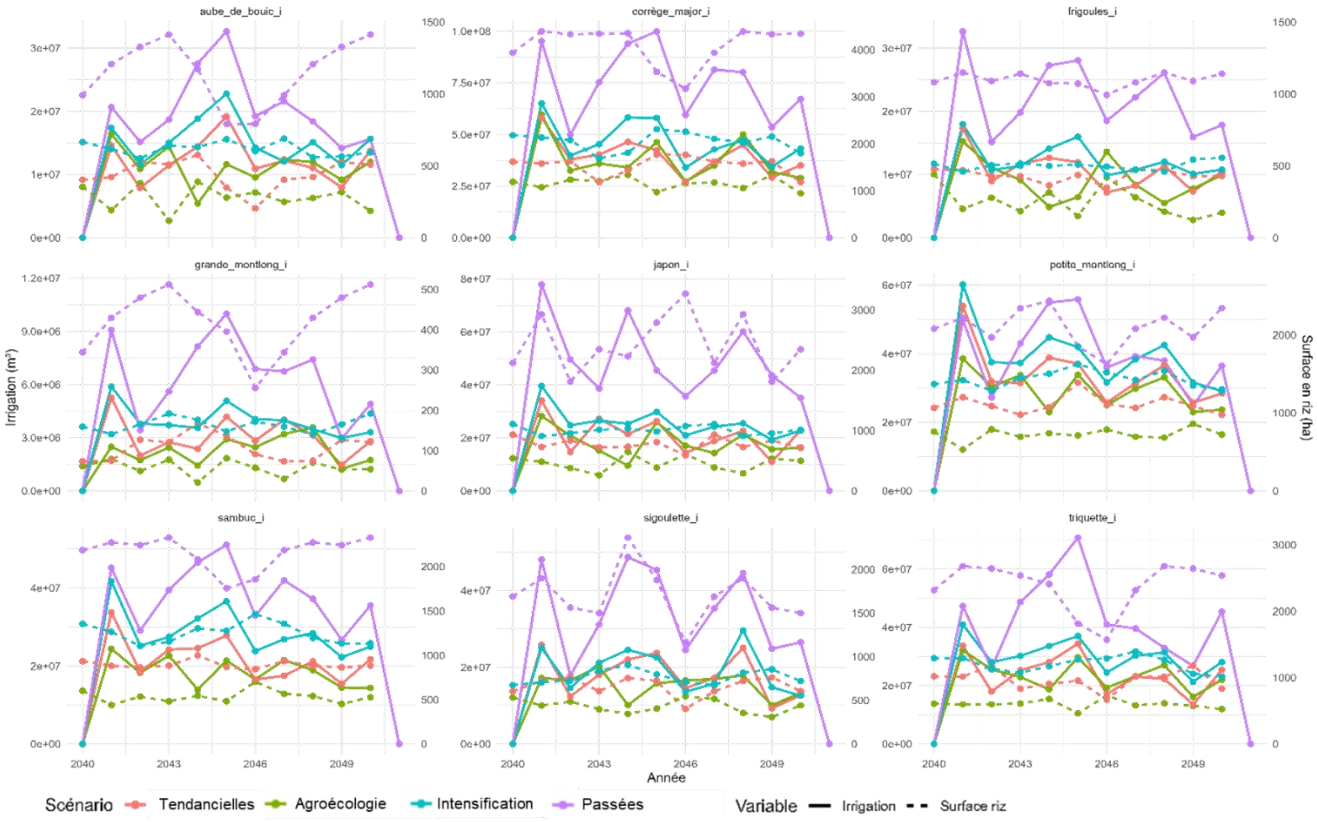


Figure 63 : Evolution de l'irrigation simulée pour les différents scénarios de pratiques agricoles pour chaque bassin versant : pratiques tendancielles en rouge (SC 3), pratiques passées en violet (SC 2), scénario agroécologie en vert (SC 4) et scénario d'intensification des pratiques en bleu (SC 5). Les courbes en ligne pleine représentent l'irrigation (axe de gauche) simulé et les lignes en pointillés représentent les surfaces en riz (axe de droite).

Tableau 30 : Moyenne sur l'ensemble de la période (2042-2050) de l'irrigation et des surfaces en riz par scénario.

Scénario	Irrigation en millions de m³	Surface en riz en ha
SC 2	322	17 443
SC 3	176	6 902
SC 4	159	4 471
SC 5	213	8 943

III.3.8. Effets sur les rejets agricoles

En comparant les scénarios de pratiques agricoles (SC2, SC3, SC4 et SC5), on constate qu'en moyenne, le scénario d'intensification (177 millions de m³, SC5), suivi des pratiques tendancielles (141 millions de m³, SC3) puis de l'agroécologie (121 millions de m³, SC4), présente les volumes de rejets agricoles les plus élevés, reflétant là encore l'ordre décroissant des surfaces en riz (Figure 64 ; Tableau 31). En moyenne, les différences entre les rejets agricoles simulés du SC 2 et les autres scénarios (SC 3, 4 et 5) sont toujours positives à cause des différentiels importants de surface en riz entre les scénarios.

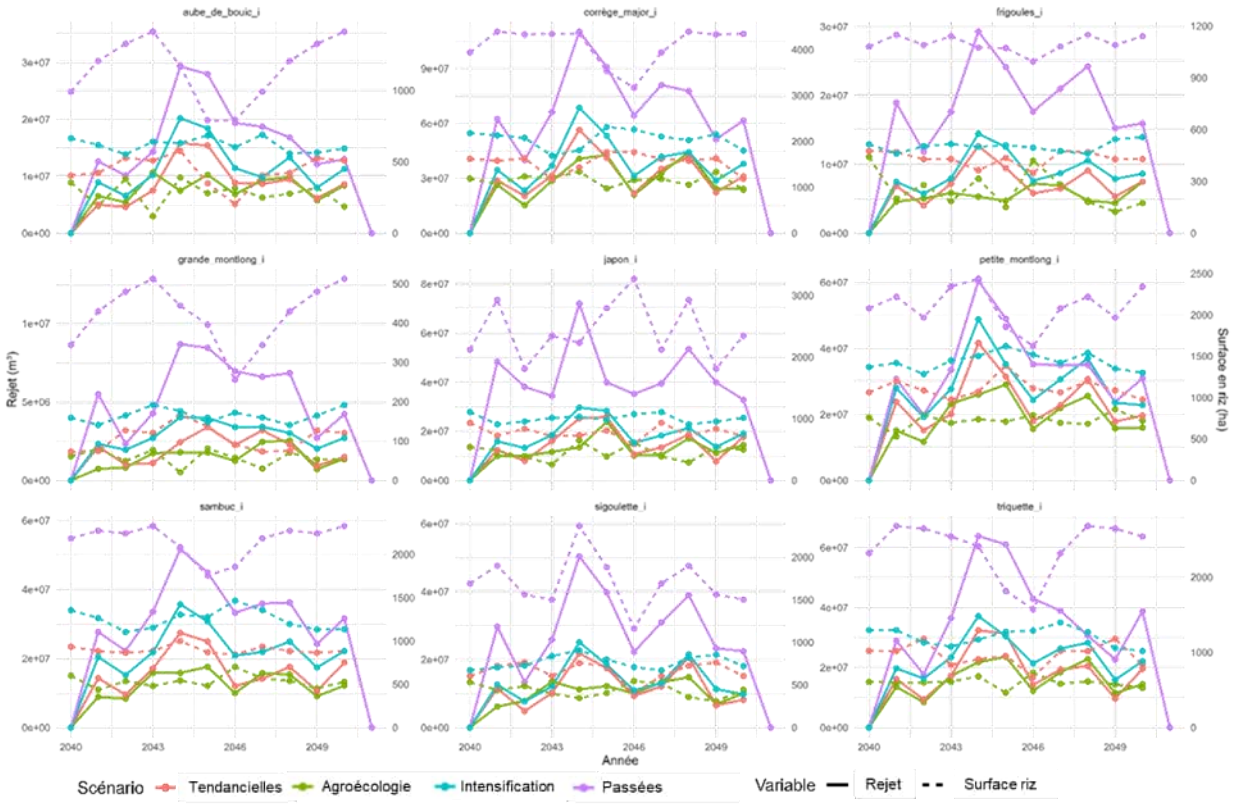


Figure 64 : Pour chaque bassin versant, évolution du rejet agricole simulés pour les différents scénarios de pratiques agricoles pour chaque bassin versant : pratiques tendancielles en rouge (SC 3), pratiques passées en violet (SC 2), scénario agroécologie en vert (SC 4) et scénario d'intensification des pratiques en bleu (SC 5). Les courbes en ligne pleine représentent le rejet agricole (axe de gauche) simulé et les lignes en pointillés représentent les surfaces en riz (axe de droite).

Tableau 31 : Moyenne sur l'ensemble de la période (2042-2050) du rejet agricole et des surfaces en riz par scénario.

Scénario	Rejet agricole en millions de m³	Surface en riz en ha
SC 2	297	17 443
SC 3	141	6 902
SC 4	121	4 471
SC 5	177	8 943

III.3.9. Effets sur les tendances de salinisation

En comparant les scénarios de pratiques agricoles (SC2, SC3, SC4 et SC5), on constate qu'en moyenne les tendances de salinisation diminuent du scénario d'agroécologie (SC4), au scénario pratiques tendancielles (SC3) puis de l'intensification (SC5), reflétant l'ordre croissant des apports en irrigation (Figure 65). En effet, sur la majorité des bassins versants, la proportion de parcelles très salées diminue du scénario 4 au 3 puis au 5. Le scénario d'intensification semble permettre de contenir la proportion de parcelles très salées en dessous de 18% pour l'ensemble des bassins versants. La différence de tendance avec le scénario avec les pratiques passées (SC2) est le plus important en raison de l'écart de volume d'irrigation. Les surfaces en riz passées impliquaient une baisse importante des parcelles salées et très salées, ce qu'on ne retrouve pas dans des scénarios avec des surfaces en riz moindre.

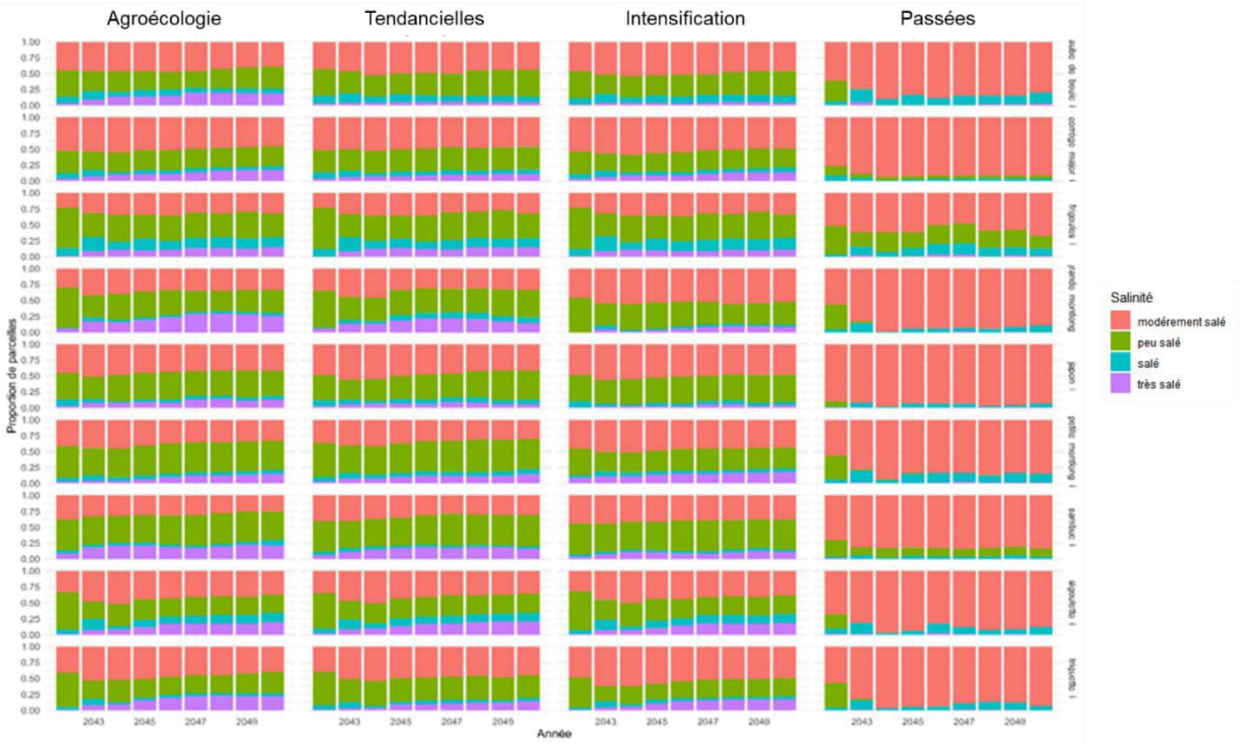


Figure 65 : Pour chaque bassin versant, proportion de parcelles dont la zone racinaire maximale a une concentration saline dans différentes catégories de salinité : très salé, salé, modérément salé, peu salé) selon les différents scénario (Agroécologie, Tendancielles, Intensification et Passée)

III.3.10. Effets sur le rendement

En fonction des scénarios, le rendement du riz après application du stress salin peut être divisé par deux. Le rendement moyen du riz varie de 2,2 (SC4) à 4,8 t/ha (SC2) selon les scénarios. Pour le blé les variations sont aussi importantes, malgré une plage moins large de valeur, entre 4,7 (SC4) et 6.0 t/ha (SC5) (Tableau 32).

Tableau 32 : Moyenne sur l'ensemble de la période (2042-2050) du rendement des cultures de riz et de blé par scénario.

Rendement moyen sur 2042-2050	**Riz (en t/ha)**	**Blé (en t/ha)**
SC 2	4,8	5,7
SC 3	4,7	5,3
SC 4	2,2	4,7
SC 5	3,1	6,0

IV. Discussion

IV.1. Validation de la situation de référence

Les facteurs influençant les volumes d'irrigations et de rejets agricoles à l'échelle du territoire devraient être la surface en riz, les conditions climatiques (précipitations, t°), la proportion en agriculture biologique et la saturation en eau du sol avant la période d'irrigation (Heurteaux, 1996; Mouret, Leclerc, 2018). Les valeurs simulées d'irrigation et de rejets agricoles de la situation de référence et les facteurs qui les influencent semblent cohérents avec les données observées et les hypothèses formulées. Ainsi, les principaux facteurs influençant le volume d'irrigation simulé sont par ordre d'importance : les surfaces en riz, l'ETP et les précipitations durant la période d'irrigation, la proportion en agriculture biologique et l'élévation de la nappe avant la période d'irrigation. Ces résultats sur les principaux facteurs influençant l'irrigation et le rejet sont cohérents avec l'influence majoritaire des surfaces en riz (Mouret, Leclerc, 2018). Cependant, certains phénomènes simulés pourraient être masqués par les effets de moyenne, il pourrait donc être intéressant d'analyser les sorties à l'échelle de la parcelle pour mieux les appréhender et poursuivre ainsi la validation du comportement de MAELIA-Delta.

A l'échelle de l'île de Camargue, la plupart des données d'irrigation simulée sont dans la fourchette basse des données mesurées par BRL (2004), tandis que pour les données de rejets agricoles les cumuls sont supérieurs aux données mesurées. Cela s'explique par le fait que le modèle ne représente pas les flux hydriques associés aux canaux (évaporation, infiltration et précipitations directes), ce qui conduit à une sous-estimation des volumes d'eau effectivement nécessaires pour l'alimentation du réseau hydraulique. Considérant le climat en Camargue et la perméabilité des canaux (en terre pour la majorité, BRL (2004)), il devrait être pompé plus d'eau pour alimenter les canaux que d'eau pour l'irrigation des parcelles agricoles. Dans la même logique, dans le cas du rejet agricole, moins d'eau devrait être repompée vers le Rhône (dû à l'évaporation, l'infiltration et les précipitations dans les canaux entre les sorties de parcelles et le repompage dans le Rhône). Si nous pouvions intégrer dans MAELIA-Delta les bilans à l'échelle des canaux, nous devrions avoir des valeurs de pompage au Rhône supérieures aux valeurs d'irrigation simulée dans ce chapitre et plus proche des valeurs mesurées par BRL (2004). Il semblerait donc intéressant dans le futur de pouvoir intégrer un module sur les bilans dans les canaux d'irrigation et d'assainissement ainsi que les écoulements entre portions afin de pouvoir simuler plus directement les besoins de pompage au Rhône et les coûts associés.

Concernant les rendements, les résultats semblent relativement cohérents avec les valeurs de la littérature (rendement optimale de 6 t/ha, Mouret and Leclerc (2018)).

Afin de vérifier la cohérence des sorties de nos scénarios avec les relations attendues entre les différentes variables simulées (surfaces en riz, volumes d'irrigation, rejets, précipitations, salinité, rendements), nous avons eu recours à des coefficients de corrélation (Pearson et Spearman). Le coefficient de Pearson a été mobilisé pour les relations présentant un caractère linéaire, notamment entre les surfaces en riz et les volumes d'irrigation, tandis que le coefficient de Spearman a été privilégié pour les autres relations, majoritairement non linéaires, ou en présence de distributions asymétriques, garantissant ainsi la robustesse des analyses. Ces coefficients ont permis d'évaluer la qualité et la structure des relations entre variables sans imposer de forme fonctionnelle prédéfinie, offrant une lecture synthétique de la capacité du modèle à reproduire les dynamiques hydrologiques et agronomiques du territoire.

Toutefois, la portée de ces analyses de corrélation doit être nuancée. Le nombre limité de points de

comparaison disponibles (lié à la durée des simulations réalisées) constitue en effet une limite importante à l'interprétation de ces coefficients. À cet égard, le recours à la méthode de parallélisation développée dans MAELIA offrirait des perspectives prometteuses : en permettant de diminuer fortement le temps nécessaire pour réaliser les simulations, son utilisation dans MAELIA-Delta permettrait de pouvoir mettre en œuvre des simulations sur un plus grand nombre d'années et ainsi i) d'enrichir substantiellement la base de comparaison et ii) de renforcer la robustesse statistique des analyses de corrélation présentées ici.

Ces résultats montrent ainsi une capacité du modèle à représenter des phénomènes complexes pour une situation de référence connue du socio-écosystème camarguais.

IV.2. Effets du changement climatique

Les variations des grandeurs simulées dues aux changements climatiques sont assez faible du fait de l'utilisation d'une projection climatique issue d'une chaine de modèles caractérisée par la simulation de changements modérés (Marson et al., 2024). En effet, les variations simulées ne semble pas correspondre aux impacts des changements climatiques sur les systèmes deltaïques mise en évidence par la littérature (Syvitski, Saito, 2007; Syvitski et al., 2009; Nicholls, Cazenave, 2010; Rahman et al., 2019). Cette divergence est notamment marquée lorsque l'on compare nos résultats à ceux obtenus dans d'autres deltas fortement anthropisés, comme le delta du Mékong, où les effets du changement climatique sur l'agriculture, et en particulier sur la riziculture, apparaissent beaucoup plus prononcés (Dang et al., 2020). Ces études mettent en évidence des pertes importantes de terres agricoles adaptées à l'horizon 2050, principalement liées aux intrusions salines, à l'augmentation des précipitations en saison humide et à leur diminution en saison sèche.

Afin de pouvoir établir des conclusions plus abouties sur les potentielles conséquences du changement climatique, il serait intéressant de tester plusieurs chaînes de modèles climatiques présentant des changements météorologiques contrastés, comme les modèles climatiques ICHEC-EC-EARTH/MOCH-HadREM3-GA7-05 présentant un « fort réchauffement et fort assèchement en été et en annuel), MOCH-HAdGEM2-ES/CLMcom-CCLM4-8-17 présentant un « fort réchauffement et forts contrastes saisonniers en précipitations » et le modèle MOHC-HadGEM2-ES/CNRM-ALADIN63 présentant un « réchauffement marqué et augmentation des précipitations ». Pouvoir faire une analyse à partir de plusieurs modèles différents permet de mieux rendre compte des biais de chaque modèle climatique et donc mettre en évidence les incertitudes associées aux projections climatiques (Marson et al., 2024).

Un deuxième point important qui amène des variations plus modérées que ce à quoi on aurait pu s'attendre vient du manque de connaissance sur les données de salinité en entrée du modèle. En effet, il semble que les risques de remontées salines soient plus importantes dans le futur (PECHAC, 2022). Le manque de connaissance sur les proportions de ces changements a impliqué que durant notre évaluation sur les effets du changement climatique, nous n'avons pas intégré de données d'entrée de concentration initiale pour chaque type de sol différentes selon les scénarios (météo passée ou future). Ainsi, une incertitude importante existe sur les données initiales de salinité et donc sur des différences déjà appliquées dans les années futures qui n'ont pas été prises en compte ici. Il pourrait être intéressant de développer une estimation de ce phénomène de salinisation en Camargue pour approfondir l'impact du changement climatique à l'horizon 2050 sur les cultures et la gestion de l'eau.

Enfin, nos résultats doivent également être interprétés à la lumière des choix de paramétrisation agronomique du modèle. Des études menées dans le delta du Mékong montrent que la prise en compte

de la fertilisation au CO_2 (liée à l'augmentation de productivité des plantes du fait de l'augmentation de la teneur en CO2 atmosphérique) peut compenser partiellement, voire totalement, les pertes de rendement liées à l'augmentation des températures, bien que ces effets soient probablement surestimés et soumis à de fortes incertitudes (Kontgis et al., 2019). L'intégration future de processus biophysiques plus robustes, incluant la fertilisation au CO_2, permettrait d'améliorer la représentation des réponses des cultures au changement climatique et de produire des projections plus réalistes et utiles pour les décideurs locaux.

IV.3. Effets des changements de pratiques agricoles

Les scénarios simulés montrent l'impact des pratiques agricoles sur le flux d'eau dans les parcelles, la salinisation des sols et, in fine, les rendements des cultures. Les variations de surface en riz entre les différents scénarios par rapport à la situation de référence sont importantes : -76% de surfaces en riz en moyenne par an pour le scénario agroécologie (SC4) mais + 200% de riz en agriculture biologique, -48% de surfaces en riz en moyenne par an mais + 29% par rapport au scénario simulant les pratiques tendancielles (SC3).

La diversification des rotations simulée dans le scénario agroécologie s'accompagne d'une réduction des surfaces en riz, culture reconnue pour ses besoins élevés en eau d'irrigation, au profit de systèmes plus diversifiés intégrant davantage d'agriculture biologique. Cette évolution structurelle des assolements permet d'expliquer la forte diminution des volumes d'irrigation observée (-51 % par rapport à la situation de référence, SC2). En effet, le riz irrigué constitue l'un des principaux postes de consommation d'eau en agriculture, et plusieurs études ont montré que la réduction de sa part dans les systèmes de culture conduit à une diminution significative des prélèvements hydriques (Tuong et al., 2005). La baisse des rejets agricoles (-14 % par rapport aux pratiques tendancielles, SC3) observée dans ce scénario SC4 peut également être interprétée comme une conséquence de l'augmentation des surfaces en agriculture biologique et de la diversification des rotations. Ces pratiques sont généralement associées à une réduction de l'utilisation d'intrants chimiques et à une meilleure efficience de leur utilisation, limitant ainsi les transferts de nutriments et de polluants vers les milieux aquatiques. Les résultats obtenus confirment ainsi le potentiel de ces systèmes à réduire les pressions diffuses sur la ressource en eau.

Ces résultats s'inscrivent dans les cadres conceptuels récents développés pour les systèmes alimentaires deltaïques, qui soulignent la nécessité d'une intégration étroite entre pratiques agricoles, fonctionnement hydrologique et dynamiques spatiales des territoires (Arbara, Hooimeijer, 2025). Dans le delta du Mékong, des approches agroécologiques combinant diversification des cultures et adaptation hydrologique ont montré leur capacité à réduire la pression sur la ressource en eau tout en maintenant des fonctions productives et écologiques essentielles (Arbara, Hooimeijer, 2025). Les trajectoires simulées dans le scénario agroécologie (SC4) vont dans ce sens, en privilégiant une logique d'« accommodation » aux contraintes hydrosalines plutôt qu'une intensification fondée sur la mobilisation accrue de l'eau, en cohérence avec les typologies de scénarios d'adaptation proposées pour les deltas côtiers (Arbara, Hooimeijer, 2025).

Au-delà des effets hydriques, une méta-analyse récente montre que la diversification des systèmes rizicoles favorise également des compromis positifs entre rendement, biodiversité et services écosystémiques. He et al. (2023) montrent ainsi que la diversification agricole permet, dans plus de 80 % des cas étudiés, de concilier maintien des rendements et amélioration des fonctions écologiques, bien que des incertitudes subsistent quant aux effets spatiaux et temporels de ces pratiques. Les résultats obtenus ici confirment cependant que, dans un contexte deltaïque fortement contraint par la salinité, ces bénéfices

peuvent être limités par des dynamiques hydrosalines défavorables lorsque la réduction de l'irrigation devient trop marquée.

À l'inverse, le scénario d'intensification des pratiques agricoles (SC5), caractérisé par une augmentation des monocultures de riz et l'introduction de rotations incluant du maraîchage intensif (tomate industrielle), conduit à une hausse marquée des volumes d'irrigation (+21 % par rapport aux pratiques tendancielles, SC3). Cette augmentation est cohérente avec les besoins hydriques élevés du riz irrigué et de certaines cultures maraîchères intensives, déjà identifiés dans la littérature comme des facteurs majeurs d'augmentation de la demande en eau agricole (FAO, 2022). L'augmentation concomitante des rejets agricoles (+26 %) suggère que ces systèmes intensifiés rejettent donc plus d'eau et possiblement de produits phytosanitaires vers les milieux naturels, avec un risque de mobilisation accrue des nutriments par l'irrigation. De nombreux travaux ont en effet montré que l'intensification agricole et la simplification des rotations favorisent les pertes de nutriments vers les eaux de surface et souterraines (Carpenter et al., 1998). Ces résultats soulignent ainsi le rôle déterminant des choix de systèmes de culture dans les compromis entre intensification de la production et préservation de la ressource en eau.

Des travaux menés dans d'autres grands deltas agricoles, notamment le Mékong et le Danube, montrent également que les trajectoires fondées sur l'intensification agricole et la spécialisation des cultures s'accompagnent d'une augmentation significative des prélèvements hydriques et des flux polluants, malgré des gains de productivité à court terme (Hutton et al., 2021; Lazar et al., 2022). Ces études soulignent en particulier les inquiétudes des parties prenantes quant à une domination croissante de l'agro-industrie, susceptible de compromettre les objectifs de durabilité affichés dans les politiques publiques, un risque entre intérêt divergent des parties prenantes mis en évidence dans le chapitre 1, et qui pourrait également être intégré dans les simulations du scénario d'intensification (SC5).

Comme représenté dans nos simulations, les quantités d'irrigation influencent les flux hydrosalins dans les sols qui conduisent à des tendances de salinisation plus importante dans le scénario agroécologie (SC4) puis tendanciel (SC3) puis intensification (SC5). Le rendement des cultures sur les parcelles présentant une forte salinité est significativement réduit, notamment dans le scénario agroécologie (SC4). Cependant, comme discuté dans le chapitre 2, il peut y avoir un risque de surestimation des salinités par le modèle, notamment dans des situations avec des parcelles sèches, ce qui entraîne des baisses beaucoup plus importantes de rendement. Ce phénomène pourrait aussi expliquer la baisse drastique de rendement pour le scénario SC4 qui a aussi une proportion plus importante de parcelles sèches. L'effet de ces pratiques sur les dynamiques de salinité et les rendements confirme également les mécanismes décrits dans la thèse de Delmotte (2011). La réduction de l'irrigation dans le scénario agroécologie (SC4), accompagnée d'une augmentation de l'agriculture biologique, entraîne des flux hydrosalins moins favorables, se traduisant par davantage de parcelles très salées et des rendements rizicoles nettement affaiblis, souvent inférieurs aux rendements minimaux attendus. À l'opposé, le scénario d'intensification (SC5) génère des volumes d'irrigation plus importants, ce qui limite partiellement la salinisation mais accentue les rejets agricoles, reproduisant le compromis hydrique et environnemental identifié par Delmotte (2011). Le compromis hydrique et environnemental correspond au fait qu'une augmentation des volumes d'irrigation permet de limiter la salinisation des sols et de maintenir les rendements agricoles, mais se traduit simultanément par une mobilisation accrue de ressources en eau douce et une augmentation des rejets agricoles pollués par les produits phytosanitaires, pouvant renforcer les pressions sur les milieux aquatiques et les écosystèmes associés (cf chapitre 1, Delmotte (2011)). Notre travail apporte néanmoins un éclairage nouveau en mettant en évidence les conditions d'atteinte de seuils de salinité au-delà desquels les rendements chutent fortement, seuils qui émergent des simulations et n'étaient pas explicitement identifiés dans les travaux antérieurs. Nous mettons ainsi en évidence l'impact quantitatif de la salinité sur les rendements

en raison de l'évolution des salinités dans le sol.

Les diminutions de rendement simulées dans ce travail sont comparables, en ordre de grandeur, à celles observées dans plusieurs deltas asiatiques soumis à des intrusions salines croissantes. Par exemple, Jiang et al. (2019) estiment des baisses de rendement du riz allant jusqu'à 36 % en conditions non irriguées dans le delta du Mékong, soulignant le rôle clé de l'irrigation dans l'atténuation des effets combinés de la salinité et du stress hydrique. Nos résultats confirment l'importance de l'irrigation et montrent des diminutions de rendements pouvant être encore plus importante jusqu'à 54% dans le cas du scénario d'agroécologie (SC4). Dans ce travail, en plus de mettre en évidence l'impact de l'irrigation, nous intégrons les évolutions des rendements agricoles à partir des tendances de salinisation.

Les résultats obtenus dans nos scénarios rejoignent en grande partie les conclusions de Delmotte, (2011) concernant le rôle déterminant des pratiques agricoles sur la gestion de l'eau, les dynamiques de salinisation et, in fine, les performances agronomiques des cultures. Comme dans son travail, la variation des surfaces rizicoles apparaît comme un facteur structurant : la diminution importante du riz dans le scénario agroécologie (SC4) ou sa forte augmentation dans le scénario d'intensification (SC5) modifient directement les besoins annuels en irrigation de l'île de Camargue, les volumes rejetés et les flux hydrosalins associés. Delmotte (2011) montre que toute réduction substantielle des surfaces en riz diminue les capacités de lessivage des sols et accroît la vulnérabilité à la salinisation, nos simulations confirment cette tendance avec une augmentation du pourcentage de parcelles présentant une zone racinaire très salée dans les scénarios à faible surface rizicole. Contrairement à l'approche de Delmotte (2011), fondée sur une évaluation comparative de scénarios co-construits et une modélisation annuelle, la modélisation dynamique au pas de temps journalier de MAELIA-Delta permet de quantifier explicitement les flux hydriques annuels et leurs variations interannuelles, en lien direct avec les choix de rotations et de pratiques agricoles, en tenant compte de la variabilité spatiale des sols et des pratiques, ainsi que de la temporalité des apports d'eau. Ces résultats rejoignent les constats formulés par Schneider et Asch, (2020), qui soulignent l'absence, dans de nombreux travaux sur les deltas, d'approches intégrées permettant de relier explicitement dynamiques hydrologiques, salinité des sols et performances agronomiques. La modélisation dynamique mise en œuvre ici contribue à combler ce manque en identifiant des réponses non linéaires des rendements à la salinité, renforçant l'idée que la gestion de l'eau constitue un levier central pour l'adaptation des systèmes rizicoles aux changements globaux.

À l'inverse, les scénarios comprenant davantage de monocultures de riz ou des rotations plus intensives conduisent, comme chez Delmotte (2011), à une augmentation des volumes d'eau douce mobilisés et des rejets agricoles, ce qui renforce les pressions hydrauliques et environnementales. Le scénario tendanciel (SC3), intermédiaire, s'insère ainsi comme un compromis entre les deux trajectoires extrêmes : une diversification portée par l'agroécologie et une intensification caractérisée par un recours accru au riz et au maraîchage. La modélisation permet toutefois de montrer que ce compromis est instable dans le temps et dépend fortement des conditions hydriques annuelles, soulignant la nécessité d'une analyse dynamique des trajectoires agricoles.

Ces résultats soulignent que, dans un territoire deltaïque comme la Camargue, les trajectoires agricoles doivent être analysées de manière intégrée entre pratiques agricoles, gestion de l'eau et fonctionnement hydrosalin. Enfin, comme le suggère également Delmotte (2011), une compréhension complète de l'impact de ces scénarios sur les milieux naturels nécessiterait d'intégrer plus finement la question de l'impact des produits phytosanitaires et de la qualité des eaux rejetées vers les systèmes lagunaires sur ces milieux, ainsi que des bilans hydriques détaillés sur les canaux de drainage, compte tenu des arbitrages sensibles entre apports d'eau douce polluée et intrusions d'eau salée dans les milieux lagunaires (cf

chapitre 1). La structure de la modélisation développée dans cette thèse constitue une base méthodologique robuste pour intégrer ultérieurement ces processus et approfondir l'analyse des interactions agriculture - milieux naturels à l'échelle territoriale.

Enfin, ces résultats font écho aux retours d'expérience de dispositifs territoriaux tels que le programme LEADER dans le Pays d'Arles, qui mettent en évidence l'importance des dynamiques collectives et de l'accompagnement à long terme pour favoriser l'adoption de pratiques agroécologiques viables. Si ces dispositifs ne suffisent pas à eux seuls à transformer durablement les systèmes agricoles, ils constituent néanmoins des leviers essentiels pour initier des trajectoires de transition adaptées aux contraintes hydriques et climatiques croissantes des territoires deltaïques et combinées avec les approches d'amélioration des connaissances et de modélisation intégrée sur ces impacts, d'autres actions pourraient être mobilisées pour développer des pratiques agroécologiques sur le territoire.

Cependant, les actions de gestion à l'échelle du delta ne sont pas prises en considération dans la modélisation, pour le moment. Dans les simulations réalisées, nous avons fait l'hypothèse simplificatrice d'une disponibilité en eau infinie dans les canaux, c'est-à-dire que les apports d'eau douce depuis le Rhône et les réseaux de distribution n'ont pas été contraints par des limitations de débit, de quota de pompage ou de qualité de l'eau. Cette hypothèse implique notamment que les stratégies de gestion des vannes, les restrictions de pompage dans le Rhône ou encore l'impact d'intrusions d'eau salée dans les canaux ne sont pas représentés dans le modèle. L'analyse de certains scénarios et leurs simulations sont ainsi limitées par rapport à des approches plus intégrées autour de la ressource en eau et l'impact du Rhône, du pompage et des canaux. Il n'est ainsi pas possible de pouvoir évaluer l'impact de nouvelles restrictions autour du pompage dans le Rhône ou l'impact de pompage d'eau salé. L'introduction de la modélisation des canaux et de la gestion des vannes dans le futur (comme indiqué dans les perspectives du chapitre 2), permettraient ainsi d'étudier l'île de Camargue comme un SES plus complet et intégrer des effets sur les milieux naturels.

IV.4. Temps de calculs

L'une des contraintes à laquelle j'ai dû faire face durant le processus de simulation était liée aux temps de calculs. Les simulations de scénario sur l'ensemble de la Camargue ont duré entre 46 heures et 7 jours pour des simulations sur 11 ans. La résolution temporelle et spatiale pourrait limiter la transférabilité du modèle à d'autres contextes, de résolutions temporelles et spatiales plus importantes. Par exemple, des simulations sur 20 ans de ce même territoire étaient beaucoup plus longues et atteignaient un mois de calculs. Plus la période simulée est longue, plus le temps de calcul augmente à chaque année supplémentaire de calcul. Le code a été corrigé sur la dernière version de MAELIA afin de résoudre ce problème, et nous pourrons l'implémenter sur la prochaine version de MAELIA-Delta. Ensuite, concernant la résolution spatiale, le nombre de parcelles et d'HRU va avoir un impact important sur le temps de calcul. Pour une parcelle et un HRU, une simulation sur 11 ans va durer 1 min. En Camargue, il y a 2 974 parcelles et 111 HRU (sans les HRU-RPG). Si l'on considère que l'on va garder le même ordre de grandeur de simulation pour chaque parcelle et HRU sur des simulations à plus large échelle, il y aurait les simulations sur la Camargue qui dureraient environ 52 heures avec MAELIA-Delta (dans l'intervalle plus haut). Cependant, cet intervalle de temps de calcul est très large, ce qui amène une grande incertitude sur les temps de calculs nécessaires sur des territoires de résolution spatiale différente.

D'autre part, les temps de calculs sont très influencés par l'écriture des données de sortie du modèle. Ainsi, une attention toute particulière doit être accordée au choix des variables de sorties du modèle afin de

répondre à la question de recherche. En effet, nous pouvons décider d'agréger des variables de sorties, ou les écrire à l'échelle de l'objet sur lequel la variable est calculée (ex : parcelle, nappe). Les sorties brutes concernent chaque parcelle, au pas de temps journalier, et informent sur les variables des cycles de l'azote, du carbone, de l'eau, des opérations techniques, des productions de biomasses et du temps de travail. Si nous voulions évaluer les impacts d'autres processus simulés dans le modèle, d'autres variables de sorties auraient pu être écrites (ex : remontée capillaire, infiltration, évapotranspiration calculé…, voir annexe 11). Les résultats peuvent être agrégés à différentes échelles spatiales (parcelle, exploitation, territoire) et temporelles (jour, mois, année). Dans cette thèse, nous cherchions à analyser des tendances à l'échelle du territoire, ce qui nous a décidé à agréger les variables de sorties par bassins versants.

V. Conclusion

La simulation de la situation de référence semble cohérente au regard des données à notre disposition (BRL, 2004 ; Torres-Rondon, 2014). En effet, les volumes simulés de cumul d'irrigation et de rejet agricole semblent correspondre aux ordres de grandeur. De plus, en Camargue le facteur influençant majoritairement les phénomènes de salinisation est l'irrigation par submersion de la riziculture, ce qui est aussi simulé dans cette situation de référence (SC1). L'impact de la salinisation sur les rendements semble elle aussi globalement cohérente. L'évaluation des effets du changement climatique nécessiterait l'utilisation d'un jeu de projections climatiques issu d'un ensemble de chaînes de modélisations climatiques contrastées. Nos simulations montrent que les systèmes agricoles influencent fortement les quantités d'eau prélevée pour l'irrigation et les rejets agricoles, et par voie de conséquence les processus hydrosalins et les rendements des différentes cultures de l'île de Camargue.

L'originalité de nos résultats réside dans l'analyse intégrée, à l'échelle d'un territoire deltaïque fortement anthropisé, des interactions entre pratiques agricoles, gestion de l'eau, dynamiques hydrosalines des sols et performances agronomiques, à l'aide d'un modèle multi-agents spatialisé. Contrairement à de nombreux travaux qui abordent ces dimensions de manière sectorielle, cette étude met en évidence des rétroactions complexes entre systèmes de culture, volumes d'irrigation mobilisés, rejets agricoles et tendances de salinisation, tout en tenant compte de la variabilité climatique. Les résultats montrent notamment que des trajectoires agricoles poursuivant des objectifs à priori vertueux, comme la diversification des rotations et l'augmentation de l'agriculture biologique, peuvent conduire à des augmentations en matière de salinisation et de rendements plus faibles dans un contexte deltaïque mais permet une plus faible demande en eau douce et des rejets agricoles moins pollués, dans un territoire contraint par la disponibilité en eau douce. Cependant, à l'inverse les scénarios d'intensifications des pratiques, malgré un apport d'eau douce plus conséquent et donc une régulation de la salinité par l'irrigation, il semblerait nécessaire de quantifier l'impact des produits phytosanitaires sur les milieux naturels, qui par des rejets agricoles pollués plus importants risquent d'avoir un impact négatif sur les milieux naturels. En ce sens, ce travail contribue à souligner la nécessité d'une évaluation systémique et territorialisée des transitions agricoles. Il apporte également un outil supplémentaire pour quantifier le rôle structurant des surfaces rizicoles dans la régulation hydrosaline des sols et sur les compromis entre performance agronomique, pression sur la ressource en eau et impacts environnementaux. Enfin, cette étude constitue une étape méthodologique importante pour l'application de MAELIA-Delta en Camargue, en identifiant clairement les limites actuelles du modèle (représentation des canaux, salinité initiale, forçages climatiques) et en ouvrant des perspectives d'amélioration pour l'analyse prospective des systèmes agricoles et hydrauliques des deltas méditerranéens face aux changements globaux.

Afin de pouvoir conclure sur l'impact des différences de pratiques agricoles sur les milieux naturels et la biodiversité, il serait intéressant de pouvoir intégrer une analyse plus approfondie concernant le rôle des produits phytosanitaires, notamment dans les eaux de rejets pouvant s'écouler jusqu'aux systèmes lagunaires comme le Vaccarès ou étant pompés vers des marais (cf chapitre 1). De plus, en complément d'une analyse plus approfondie sur la qualité des eaux pouvant s'écouler jusqu'au Vaccarès, une description plus précise des bilans sur les canaux de drainage pourrait être intégrée afin d'évaluer les quantités d'eau douce pouvant s'écouler dans le Vaccarès. Les compromis entre entrée d'eau douce mais polluée et entrée d'eau salée dans le Vaccarès étant un des enjeux de la question de la gestion de l'eau en Camargue (cf chapitre 1).

Enfin, la construction de ce modèle MAELIA-Delta a été conceptualisée de telle sorte qu'il puisse être appliqué pour modéliser d'autres systèmes deltaïques. En effet, il semblerait que les problématiques autour de la production de riz dans les deltas et les effets du changement climatique et des risques de salinisation sont présent aussi dans d'autres systèmes deltaïques comme le delta de l'Ebre, territoire sur lequel il serait intéressant d'appliquer MAELIA-Delta (Genua-Olmedo et al., 2016).

DISCUSSION GENERALE

I. Synthèse des principaux résultats

Les travaux réalisés au cours de cette thèse ont permis de faire progresser la compréhension du fonctionnement socio-écologique du delta du Rhône, en particulier de l'île de Camargue, en articulant les dimensions socio-économiques et écologiques d'un territoire régit par une gestion de l'eau complexe. La démarche adoptée, fondée sur la modélisation conceptuelle et informatique, permet d'expliciter les entités et processus en jeu et ainsi de mettre en lumière et d'évaluer les effets des interactions entre activités humaines, fonctionnement hydrosalin et biodiversité.

Une première contribution réside dans la formalisation d'un modèle conceptuel intégré de la Camargue conceptualisée comme un système socio-écologique dans lequel la gestion de l'eau joue un rôle central de couplage entre les sphères socio-économique et écologique (cf chapitre 1). Les résultats montrent que les décisions de gestion, en particulier celles liées à la régulation des flux d'eau et aux pratiques agricoles, produisent des effets en cascade sur la qualité de l'eau, la salinisation des sols et les habitats naturels, mais également sur les activités économiques qui en dépendent. Ces relations s'inscrivent dans des boucles de rétroaction complexes : la réglementation environnementale influence les choix agricoles (e.g. suppression des aides couplées de la PAC, réglementation des produits phytosanitaires), lesquels modifient les conditions écologiques des zones humides et des habitats. Ces boucles soulignent la difficulté de concilier à l'échelle d'un territoire des objectifs multiples (production, conservation, attractivité économique) dans un contexte de forte interdépendance entre les milieux agricoles et naturels et de tensions entre intérêts divergents. Les relations identifiées mettent en évidence le besoin de compromis entre les parties prenantes dans le cadre de la Commission Exécutive de l'Eau.

Cette modélisation conceptuelle nous a permis de mettre en évidence les relations prioritaires à intégrer dans le modèle informatique présenté dans le chapitre 2. Il vise à simuler les pratiques agricoles et leurs influences sur les dynamiques hydrosalines et la production agricole. Considérant la faible disponibilité de données observées, la phase d'évaluation de ce modèle, MAELIA-Delta, a démontré sa capacité à reproduire les grands archétypes connus de phénomènes hydrosalins du delta. MAELIA-Delta permet ainsi de représenter les processus de remontée et de lessivage du sel sous les effets du climat, de la croissance des cultures, de l'irrigation et de la fluctuation des nappes en culture irriguée (riz) et cultures pluviales.

Une fois la cohérence du modèle validée, nous avons montré que MAELIA-Delta peut être utilisé pour conduire une évaluation de scénarios relatifs à l'évolution des systèmes agricoles et du climat, deux enjeux clés identifiés et questionnés par les acteurs du delta. Il offre ainsi l'opportunité d'une utilisation future dans le cadre d'approches prospectives participatives impliquant ces acteurs.

L'évaluation de l'effet du changement climatique pour une projection climatique du RCP 8.5, impliquant de faibles changements du climat, sans surprise, les évolutions d'irrigation et de rejet agricole ne semblent pas significatives. Cette première évaluation met en lumière le besoin de mobiliser plusieurs chaînes de modélisation du climat contrastées afin d'appréhender les incertitudes associées à cette évolution du climat.

L'utilisation de MAELIA-Delta (cf chapitre 3) pour évaluer des scénarios de changements de pratiques agricoles contrastés (tendancielles, agroécologie, intensification) a permis de produire des premières quantifications spatialisées de l'effet des pratiques agricoles sur les volumes d'irrigation, de rejets agricoles et les phénomènes de salinisation et de pertes de rendements associés au sein des 9 bassins versants de l'île de Camargue.

II. Apports et limites du modèle MAELIA-Delta

II.1. Apports de MAELIA-Delta

II.1.1. Plus-value de MAELIA-Delta

La complexité intrinsèque des interactions entre les systèmes de culture, les pratiques agricoles, les ressources en eau, les dynamiques hydrologiques et le fonctionnement des écosystèmes naturels impose de recourir à des approches de modélisation intégrées capables de représenter simultanément ces différentes dimensions et leurs interconnexions (Alcamo et al., 2003; Letcher et al., 2006; Therond et al., 2014; Zhang and Guo, 2016). Cette modélisation intégrée permet d'articuler des composantes biophysiques, écologiques et socio-économiques au sein d'une plateforme de simulation informatique. Son utilisation vise à permettre d'explorer et ainsi mieux comprendre le fonctionnement du système socio-écologique et d'évaluer les potentiels impacts de modalités de gestion des ressources (sol, eau…, Hamilton et al. 2015).

L'un des apports majeurs de ce travail de thèse réside dans l'extension de MAELIA vers MAELIA-Delta. Cette dernière permet de simuler les interactions entre pratiques agricoles (rotations, assolements, irrigation, rejets agricoles…), processus hydrosalins (écoulements, recharge, prélèvements, évolution de la salinité) et les rendements des cultures. Ces caractéristiques confèrent à MAELIA-Delta une pertinence particulière pour l'étude des systèmes socio-écologiques deltaïques, tels que celui de l'île de Camargue, où coexistent des enjeux agricoles et de maîtrise des dynamiques hydrosalines.

Contrairement à la version initiale de MAELIA, historiquement conçue pour des bassins versants continentaux, MAELIA-Delta intègre désormais les dynamiques et interactions entre irrigation par submersion, notamment du riz, évolution du niveau de la nappe phréatique, flux hydrosalins et rendements des cultures. La modélisation de la dynamique du sel a nécessité des choix méthodologiques structurants, notamment l'adoption d'une approche de bilan hydrique et salin multi-horizon inspirée de SaltMod (Oosterbaan, 2001), compatible avec les contraintes de données et de temps de calcul d'un modèle intégré multi-agents à l'échelle territoriale avec des exemples d'applications en Chine et en Australie (Kendy et al., 2003; Li et al., 2015). Cette modélisation permet de représenter les processus dominants contrôlant la salinisation des sols dans les deltas, tout en maintenant la capacité de MAELIA à explorer les dynamiques au sein de grands territoires pour un grand nombre de scénarios de gestion.

Par rapport aux autres modèles susceptibles d'être mobilisés à cette échelle, MAELIA-Delta occupe une position intermédiaire originale. Les modèles hydrosalins mécanistes basés sur la résolution fine des équations de Richards et de la dissolution et précipitation de la salinité offrent une description détaillée des processus physico-chimiques, mais leur forte exigence en données et leurs coûts de calcul limitent leur usage dans le cadre d'un modèle intégré de système socio-écologique déployé sur de grands territoires (Skaggs et al., 2012; Šimůnek et al., 2012; Maleki Tirabadi et al., 2021; Yu et al., 2021).

Comparée aux autres familles de modèles intégrés développées pour analyser les interactions entre activités humaines et processus naturels (Alcamo et al., 2003; Becu et al., 2014; Letcher et al., 2006; Rousseau et al., 2000; Shaaban et al., 2021; Zhang and Guo, 2016), MAELIA-Delta se distingue par la nature des systèmes modélisés, les deltas, et des processus et interactions représentés, les stratégies de conduite des cultures et dynamiques hydrosalines. Un modèle intégré de gestion de bassins versants, tels que GIBSI, offre une représentation cohérente des flux hydrologiques, de la qualité de l'eau et de certains usages anthropiques comme la récolte de bois, mais est plus limité sur les aspects agricoles (Rousseau et al.,

2000). Les modèles d'évaluation des services écosystémiques en milieu agricole mettent l'accent sur les fonctions écologiques et les états des sols, mais intègrent rarement de manière explicite les processus décisionnels des agriculteurs et les contraintes opérationnelles, notamment liées à la gestion de l'eau (Shaaban et al., 2021). Par ailleurs, les modèles de systèmes socio-écologiques appliqués aux savanes ou à des régions montagneuses capturent finement certaines interactions entre usages et dynamiques écologiques, tout en restant centrés sur des ressources ou des pratiques dominantes qui diffèrent fortement des enjeux hydrosalins des deltas (Letcher et al., 2006; Becu et al., 2014). Les modèles d'optimisation de la gestion de l'eau en agriculture, quant à eux, permettent d'explorer des arbitrages économiques sous contraintes biophysiques, mais en étant centrés exclusivement sur les zones agricoles, sans représenter un modèle hydrologique comme dans MAELIA permettant de calculer l'ensemble des processus hydrologiques y compris hors des milieux agricoles (Zhang, Guo, 2016).

MAELIA-Delta propose donc une approche originale en combinant une représentation multi-agents explicite des pratiques agricoles, une description spatialisée des ressources naturelles et des parcelles agricoles, et une simulation journalière des dynamiques hydrologiques et salines. Cette intégration permet d'analyser les rétroactions entre choix de systèmes de culture, gestion de l'eau et productivité des cultures.

II.1.2. Transposabilité de MAELIA-Delta dans d'autres deltas

Le développement de la plateforme MAELIA-Delta a été réalisé suivant deux grands objectifs : (i) permettre de simuler les dynamiques hydrosalines dans l'île de Camargue et (ii) développer une architecture générique de modélisation qui puisse être appliquée pour modéliser les interactions entre pratiques agricoles et dynamiques hydrosalines dans d'autres deltas.

Si MAELIA-Delta a été conçu avec une architecture générique, sa transposabilité à d'autres deltas ne peut faire l'économie d'une réflexion sur les spécificités du SES camarguais qui ont structuré les choix de modélisation. En Camargue, le système repose sur une culture dominante (le riz) dont la pratique de submersion joue un rôle hydrologique central : elle constitue à la fois le principal vecteur de dessalement des sols et la principale source de recharge des nappes superficielles. Ce couplage fort entre une culture spécifique et la dynamique hydrosaline est une particularité camarguaise qui ne se retrouve pas nécessairement dans d'autres deltas. Dans des contextes où d'autres types d'irrigation prédominent, même pour le riz (irrigation au goutte-à-goutte ou riz aérobie) (Mallareddy et al., 2023), les relations entre pratiques agricoles et dynamiques hydrosalines seraient fondamentalement différentes et nécessiteraient une adaptation des formalismes d'irrigation actuellement implémentés dans MAELIA-Delta. De même, les processus hydrosalins eux-mêmes varient considérablement d'un delta à l'autre : là où la Camargue est principalement confrontée à des remontées salines par capillarité depuis une nappe phréatique peu profonde, d'autres deltas comme celui du Nil font face à des intrusions salines latérales depuis la mer et à des transferts d'eau entre nappes superficielles interconnectées (Mabrouk et al., 2019), ce qui imposerait une révision des formalismes de transfert latéral, par exemple via SWAT-Grid (Rathjens et al. 2015). Enfin, pour des deltas plus urbanisés et plus peuplés que la Camargue, comme les deltas du Gange-Brahmapoutre ou du Mékong, la prise en compte des réseaux d'eau urbains, des prélèvements industriels et de la compétition entre usages agricoles et domestiques constituerait un prérequis à toute application pertinente de MAELIA-Delta, ce qui impliquerait une extension significative de l'architecture du modèle au-delà de son périmètre agro-hydrologique actuel.

En offrant la possibilité d'utiliser différents formalismes pour le calcul de la fluctuation des nappes, MAELIA-Delta permet de décrire à la fois des écoulements de la phase sol pour des territoires présentant des pentes significatives (formalisme MAELIA-SWAT, cf chapitre 2, II.2.5.d.ii.) et des territoires avec des pentes très faibles voire nulles (SaltMod, cf chapitre 2, II.2.5.d.ii.), permettant ainsi une application de MAELIA-Delta sur des espaces avec différentes classes de pentes.

Les formalismes représentant les dynamiques hydrosalines permettent de représenter différents types de phénomènes, tels que les remontées salines comme en Camargue ou l'irrigation avec de l'eau salée comme cela peut être le cas dans d'autres deltas (Oosterbaan, Abu Senna, 1990; Yao et al., 2014).

La disponibilité des données d'entrée du modèle conditionne la possibilité d'appliquer MAELIA-Delta à d'autres territoires que l'île de Camargue. Les données d'entrée de MAELIA-Delta sont nombreuses : climat, type de sols, occupation du sol, parcellaire agricole, règles de décision des ITK, caractéristiques des nappes, salinité initiale des sols et des nappes (cf chapitre 3, II.2). La disponibilité de ce type de données d'entrée varie considérablement selon les régions du monde, tant en termes de couverture spatiale que de niveau de détail et détermine donc les conditions de transposabilité de cette approche de modélisation.

Les données climatiques constituent généralement la catégorie la mieux documentée à l'échelle globale, notamment grâce à des bases harmonisées telles que ERA5 (ECMWF du Copernicus Climate Change Service) pour les données historiques, ou WorldClim pour des données historiques et futures.

En ce qui concerne les données pédologiques, des bases de données mondiales comme SoilGrids (International Soil Reference and Information Centre, ISRIC) ou la FAO Harmonized World Soil Database permettent d'obtenir des informations de base sur les types de sols, bien que leur résolution et leur précision soient souvent inférieures à celles des bases nationales (exemple de la BD Sol en France ou European Soil Data Centre (ESDAC) à l'échelle européenne).

Les données relatives à l'occupation du sol sont également disponibles à travers des bases de données à l'échelle mondiale telles que GlobCover (European Space Agency), Copernicus Global Land Service, ou MODIS Land Cover. Les données sur la délimitation et l'occupation du sol des parcelles agricoles, quant à elles, présentent une hétérogénéité beaucoup plus marquée. Certains pays, comme les États-Unis avec le Cropland Data Layer (United States Department of Agriculture), ou certains États membres de l'Union Européenne via leurs systèmes IACS (Integrated Administration and Control System) disposent de bases comparables au RPG français, mais leur accès est souvent assez restreint. Par ailleurs, la télédétection des limites de parcelles et des couverts cultivés se développe et représente une alternative pour obtenir ces informations. Ainsi, en Europe, l'Agence Européenne pour l'Environnement a développé le High Resolution Layer (HRL) renseignant sur la culture principale, les dates de levée et de récolte/destruction, la durée du sol nu (pour HRL cropland), et les dates de fauche (pour HRL grasslands, en cours de validation) au sein de pixels de 10 mètres sur 10 mètres (van der Velde et al., 2024). De plus, EuroCrops 2.0 vise à harmoniser un RPG au niveau européen (Schneider et al., 2023). Il existe aussi d'autres types de données (Geospatial agricultural census, Lampach et al. (2025)) ou modèles (Disaggregated CAPRI model, Koeble et al. (2024)) qui peuvent permettre une spatialisation du parcellaire agricole.

Les stratégies de gestion des cultures (ITK) ne sont généralement pas documentées dans des bases de données publiques, leur acquisition repose donc, le plus souvent, sur des entretiens avec des experts, des organisations agricoles ou des enquêtes de terrain, ce qui peut représenter un travail conséquent.

La disponibilité ou le développement du paramétrage des cultures d'un delta donné constitue aussi une limite potentielle à l'application de MAELIA à un nouveau territoire. Différentes procédures existent pour calibrer de nouvelles cultures dans MAELIA. Elles sont basées : (i) sur l'utilisation d'un modèle de culture

déjà paramétré (comme réalisé dans cette thèse, cf chapitre 2, II.2.3), (ii) la mobilisation des connaissances de la littérature scientifique et grise, (iii) les données de télédétection (NDVI), ou/et (iv) des mesures de biomasse, d'humidité et d'azote du sol à plusieurs dates clés dans plusieurs situations de production. Suivant la procédure mise en œuvre et l'ambition de précision ce travail est plus ou moins conséquent.

Enfin, les informations concernant les nappes phréatiques et la salinité des sols figurent parmi les paramètres les plus difficiles à caractériser à des échelles spatiales étendues. Leur disponibilité dépend de l'existence de réseaux de suivi hydrogéologique, souvent hétérogènes et incomplets. Dans ce contexte, des approches simplifiées fondées sur des indicateurs régionaux ou des cartes globales de vulnérabilité hydrique constituent une alternative pragmatique pour intégrer ces variables dans les modèles tout en conservant une cohérence spatiale satisfaisante. Ces approches pourraient être complétées par des données issues de la télédétection, dont le potentiel pour estimer indirectement la dynamique des eaux souterraines et la salinité des sols est de plus en plus documenté (Wang et al., 2024). L'exploitation combinée de données satellitaires (e.g. humidité des sols ou indices de végétation) permet d'améliorer la spatialisation et le suivi de ces paramètres dans des contextes de données in situ limitées (Wang et al., 2024). L'intégration de telles sources d'information ouvre ainsi des perspectives intéressantes pour renforcer la robustesse des modèles tout en facilitant leur application à des échelles régionales et globales.

II.2. Limites de MAELIA-Delta

II.2.3. Choix et simplifications de modélisation

MAELIA-Delta présente plusieurs limites. D'une part, comme les échanges latéraux sont très faibles et lents entre nappes phréatiques en Camargue, nous avons décidé de ne pas représenter, pour le moment, ces échanges. Dans le cas de la Camargue et de deltas à faible pente, ce ne devrait pas être une simplification problématique. Pour d'autres deltas (ex. du Nil), avec des pentes plus importantes la modélisation des échanges latéraux pourrait être une priorité (Mabrouk et al., 2019). Par ailleurs, le manque de connaissances sur les nappes phréatiques du territoire introduisait une forte incertitude dans la représentation des échanges souterrains entre zones agricoles et milieux naturels. Ainsi, le modèle ne prend pas en compte les échanges souterrains latéraux entre les zones naturelles (marais, lagunes) et les réseaux hydrauliques anthropisés (parcelles agricoles, canaux) ce qui ne permet pas de représenter les flux hydrosalins aux interfaces entre milieux agricoles et zones naturelles. La collecte de connaissances sur ces flux serait nécessaire pour essayer de pallier à cette faiblesse.

Un autre point important concerne le temps nécessaire à la construction et au paramétrage des données d'entrée. Dans le cadre de ce travail, certaines données relatives à la salinité et aux processus hydrogéologiques (par exemple la porosité ou les caractéristiques des horizons de sol) ne sont pas directement disponibles aux résolutions spatiales considérées. Leur prise en compte repose donc sur des estimations et des sources secondaires qui constituent une étape nécessitant d'identifier et de mobiliser l'expertise locale, lorsqu'elle est disponible. De plus, pour renforcer l'évaluation de MAELIA-Delta, il semble important d'effectuer un travail de calibration et de validation plus poussé, qui peut être chronophage et conduire à l'identification de besoins d'amélioration de la modélisation de certains

processus.

Par ailleurs, la modélisation des flux d'eau et de sel des nappes phréatiques et des eaux de surface est simplifiée notamment au regard des contraintes des modes d'usage du modèle et des temps de calcul. Dans le cas de MAELIA-Delta, l'enjeu n'est pas la simulation très fine de processus hydrosalins à l'échelle de la parcelle, mais l'exploration de trajectoires et de tendances de systèmes socio-écologiques à l'échelle territoriale, sur des horizons pluriannuels et pour plusieurs scénarios de gestion. Dans cette perspective, un temps de calcul acceptable correspond à des durées compatibles avec la réalisation de séries de simulations répétées (analyses de scénarios, tests de sensibilité, itérations avec les acteurs) sur des ressources numériques facile d'accès pour la Tour du Valat, notamment ses moyens propres. Il est question ici de plusieurs heures au maximum quelques jours. Les simplifications opérées sur certains processus hydrosalins s'inscrivent ainsi dans un compromis assumé entre niveau de détail des processus et capacité d'exploration des dynamiques émergentes à l'échelle du système dans son ensemble. Une première simplification concerne la modélisation des gradients de salinité : les processus de dissolution et de précipitation du sel dans le sol ne sont pas explicitement représentés. Enfin, l'évaporation du réservoir de surface ne prend pas en compte la transpiration du riz. Suivant le stade de végétation du riz, la transpiration peut avoir un impact important, notamment en fin de croissance lorsque le riz dépasse de manière importante la surface en eau. Néanmoins, nous faisons l'hypothèse, qu'en première approche, ces simplifications ne devraient avoir qu'un impact mineur sur les sorties des dynamiques modélisées, notamment à large échelle.

II.2.4. Données pour la calibration et l'évaluation du modèle

Du fait du manque de données observées, la phase d'évaluation du modèle a été réalisée via la comparaison du comportement des simulations avec des hypothèses sur les dynamiques en œuvre dans des cas tests et des archétypes de situations (cf chapitre 2). Toutefois, ces validations demeurent essentiellement qualitatives : faute de jeux de données empiriques adaptés, il n'a pas été possible de procéder à une calibration et à une évaluation quantitative rigoureuse. En Camargue, les données nécessaires disponibles restent très localisées, souvent limitées à un petit nombre de parcelles instrumentées sur une ou quelques années, souvent anciennes.

Un premier besoin de données concerne notamment l'emprise spatiale des nappes, leur salinité, ainsi que la variabilité des propriétés de sol (porosité, conductivité hydraulique, teneur en sels, etc.). Ces informations ne sont actuellement connues que sur des zones ponctuelles étudiées par exemple dans les travaux de Torres-Rondon (2013) ou d'Heurteaux (1969). Le manque de données conduit à formuler plusieurs hypothèses sur la structure des sols et des aquifères (ex. profondeur initiale des nappes, hétérogénéité des couches, gradients salins verticaux). Dans ce contexte, il faudrait conduire une analyse de sensibilité de MAELIA-Delta aux données d'entrée afin d'identifier celles sur lesquelles devrait porter un effort de mesure.

A défaut et à court-moyen terme, la mise en place de campagnes de terrain ciblées pourrait permettre d'affiner les jeux de données d'entrée, en améliorant la connaissance des dynamiques de salinité et de profondeur de nappe à l'échelle du territoire camarguais. Dans cette logique, la Tour du Valat a initié en 2024 une collaboration avec l'Université de Göttingen sur des mesures de salinité des sols de différentes zones de Camargue, dont notamment des zones agricoles soumises à différentes rotations de cultures. Les résultats d'un premier stage de Master 2 sont actuellement en cours d'analyse et devraient fournir des

données d'entrée intéressantes pour MAELIA-Delta.

Le développement futur du modèle nécessite donc non seulement un renforcement des jeux de données disponibles via une instrumentation ciblée. À cette fin, il convient d'acquérir en priorité des séries temporelles synchrones de niveaux piézométriques et de conductivité électrique (salinité), des profils de propriétés de sol en différents points représentatifs (porosité, distribution granulométrique, conductivité hydraulique saturée et non saturée, teneur en sels). Ces observations permettront : (i) d'effectuer une calibration fondée à la fois sur la reproduction des niveaux d'eau et des signatures salines, et (ii) d'évaluer et possiblement d'améliorer la fiabilité du modèle (Liu, Gupta, 2007).

II.2.5. Perspectives de développement du modèle

Les développements réalisés au cours de cette thèse ouvrent plusieurs perspectives d'évolution du modèle MAELIA-Delta sur l'intégration d'autres composantes du socio-écosystème camarguais.

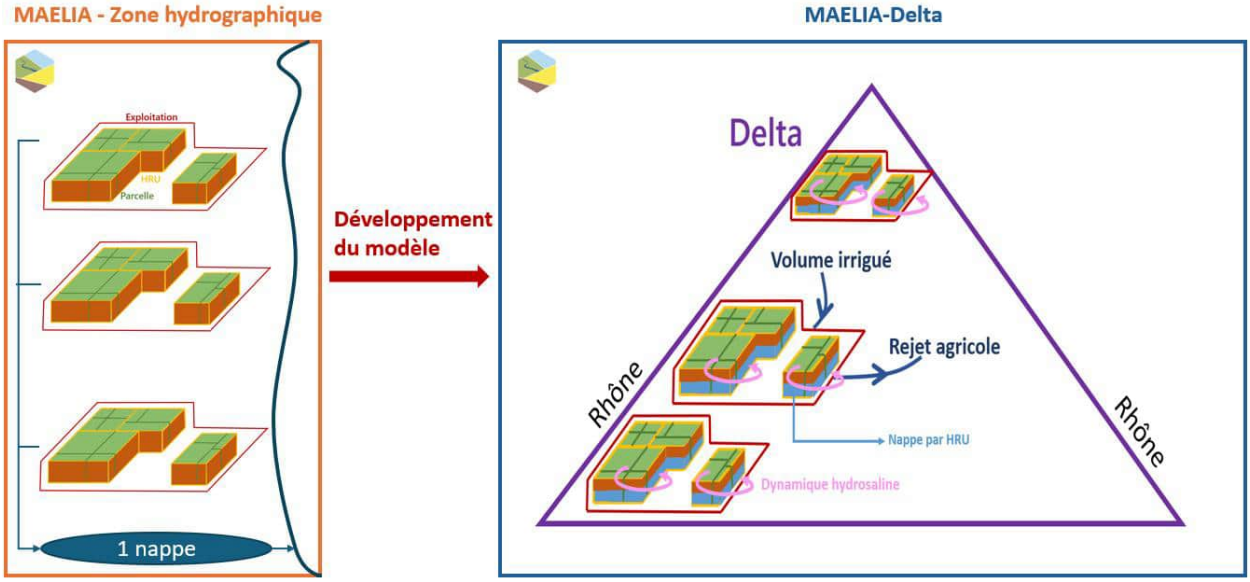
Ainsi, certaines fonctionnalités issues du modèle SaltMod (cf chapitre 2, II.2.5.d.ii.), non jugées pertinentes pour notre cas d'étude, pourraient être intégrées ultérieurement afin d'accroître la généricité du modèle. Parmi celles-ci, la prise en compte des transferts latéraux d'eau souterraine et des flux d'inter-nappes apparaît particulièrement prometteuse pour représenter plus finement les processus hydrosalins dans des contextes deltaïques présentant des écoulements souterrains marqués (avec des pentes importantes, delta du Nil, (Mabrouk et al., 2019)). L'intégration de ces mécanismes de transfert latéral d'eau souterraine entre nappes contribuerait à accroître la généricité du modèle. Cet apport pourrait compléter la représentation des flux latéraux vers les cours d'eau présent dans le formalisme de SWAT. Il pourrait être aussi intégré des puits et des flux de drainage latéral à partir de la zone de transition. Considérant que nous avons ainsi fait le choix de définir une nappe par HRU-RPG pour la Camargue (soit les îlots agricoles décrits dans le RPG dans cette thèse), l'étape suivante serait de pouvoir représenter une nappe comme pouvant avoir comme emprise plusieurs HRU (que ce soit des HRU-RPG ou des HRU sous les milieux naturels) pour améliorer la généricité du modèle sur d'autres deltas. Même si ce formalisme permet d'ores-et-déjà de simuler en première approche les dynamiques de nappe et d'eau dans le sol sur des milieux deltaïques de faible pente, il serait intéressant dans les prochains travaux de pouvoir définir des nappes sous à la fois un ensemble de milieux agricoles et naturels. Ceci pourrait se faire en utilisant des polygones de limites de nappes lus en données d'entrée en associant chaque HRU à une nappe par un identifiant d'HRU. Une deuxième option pourrait être d'intégrer d'autres approches simplifiées de simulation des écoulements souterrains, comme dans le module *gwflow* de SWAT+ développé par Bailey et al. (2020).

Des améliorations méthodologiques pourraient également concerner la représentation de l'évapotranspiration des cultures, notamment du riz en conditions submergées. L'intégration de relations empiriques décrivant l'évolution conjointe de l'évaporation et de la transpiration selon les stades de développement du riz permettrait de mieux restituer les besoins en eau et les flux d'évaporation à l'échelle du système (Chauvelon, 1996).

L'un des enjeux majeurs de développement additionnel réside dans la meilleure représentation des interactions entre systèmes agricoles et milieux naturels (Figure 66). Le réseau complexe de canaux d'irrigation et de drainage de la Camargue joue un rôle central dans ces échanges, en assurant à la fois l'alimentation en eau des parcelles rizicoles et les transferts vers les marais et les lagunes. La modélisation de la structure et du fonctionnement hydraulique de ce réseau permettrait de simuler les flux d'eau entre biefs de canaux (portion de canaux dont les caractéristiques ne varient pas, Moulin (2024)) et d'évaluer

plus précisément les volumes et la salinité des rejets vers les milieux naturels. Une telle approche nécessiterait un travail préalable d'inventaire et de caractérisation du réseau hydraulique. Lors du stage de Moulin (2024), un travail de digitalisation et de correction des données déjà existantes a été effectué sur les principaux canaux de l'île de Camargue. Le travail principal à entreprendre est alors de définir des règles de transfert d'eau entre biefs sur le territoire. L'intégration de la modélisation dans MAELIA des écoulements dans les canaux à faible pente, soumis à une influence de l'aval, et pour lesquels le formalisme de SWAT ne s'applique pas, permettrait d'améliorer la généricité du modèle. Ces développements permettraient aussi d'inclure les interactions avec le Rhône (stations de pompage le long du Grand et du Petit Rhône permettant de mettre en eau ou de drainer les canaux d'irrigation ou de drainage) et la mer (via les systèmes lagunaires), amenant une analyse intégrée du delta. L'intégration de ces interactions aux modèles permettrait d'aller plus loin sur les aspects économiques, concernant les prélèvements et le pompage dans le Rhône (coûts énergétiques).

Cette intégration de la modélisation des canaux est une étape préalable indispensable au couplage de MAELIA-Delta avec des modèles hydrosalins dédiés aux milieux naturels (Figure 66). Ainsi, à terme, il est envisagé de coupler MAELIA-Delta avec le modèle Marais/Roselières « Mar-o-Sel », qui modélise l'impact de la gestion de l'eau (entrée et sortie d'eau) sur les niveaux d'eau et de salinité des marais méditerranéens et sur les passereaux paludicoles, le butor étoilé (*Botaurus stellaris*), le héron pourpré (*Ardea purpurea*) et les canards nicheurs les habitants (Lefebvre et al., 2018) et avec le modèle de l'hydrosystème lagunaire du Vaccarès (Loubet, 2012; Boutron et al., 2015). Ce couplage permettrait d'analyser les effets combinés des pratiques agricoles, de la gestion de l'eau et du changement climatique sur la dynamique hydrosaline et certaines espèces ou groupes d'espèces associés à ces milieux aquatiques.



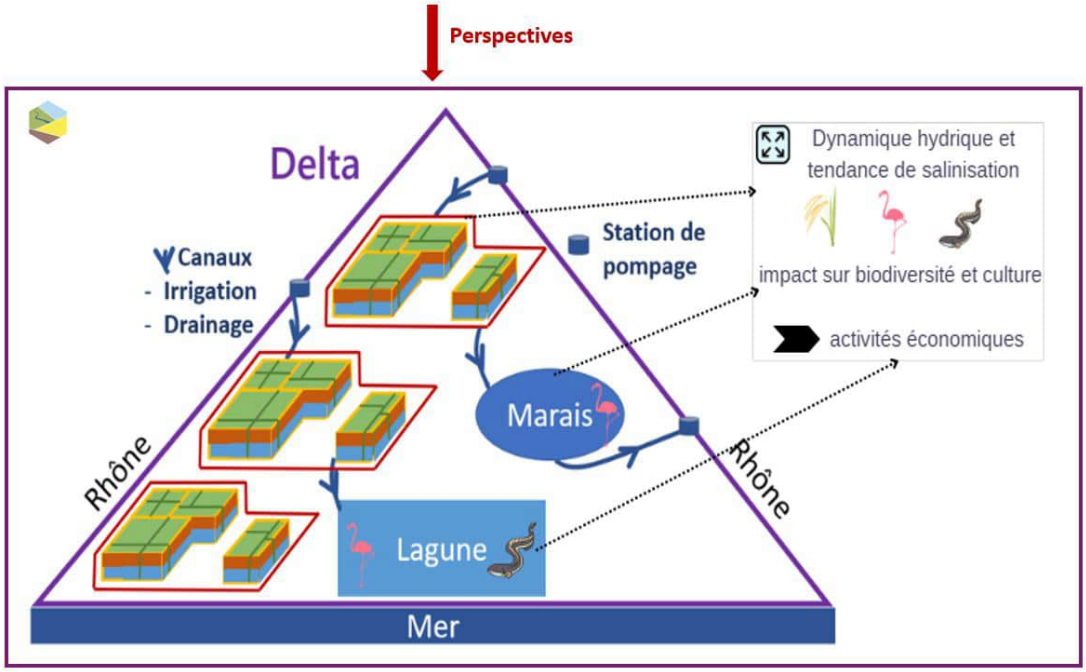


Figure 66 : Schéma simplifié de : en orange de MAELIA, en bleu de MAELIA-Delta à partir des développements de cette thèse et en violet de la représentation des perspectives d'évolution décrites dans cette discussion. Pour MAELIA, une seule nappe est représentée par zone hydrographique alimenté par l'ensemble des exploitations agricoles en rouge (composé des HRU en jaune et des parcelles en vert). MAELIA-Delta intègre la dynamique hydrosaline avec la représentation d'une seule nappe par HRU. Les perspectives de développement intègrent le réseau de canaux d'irrigation et de drainage et les impacts sur les milieux naturels et la biodiversité.

III. Modélisation des interactions entre systèmes agricoles et milieux naturels suivant plusieurs pratiques agricoles

III.1. Analyse centrée sur les milieux agricoles

Les résultats des simulations mettent en lumière le peu de tension persistante entre rendement, gestion de l'eau et tendances de salinisation.

Les simulations révèlent que le scénario agroécologique permet de réduire les prélèvements d'eau d'irrigation et de rejets agricoles (de respectivement 51 et 14 %), mais conduirait à une augmentation de la salinité des sols agricoles et donc à une baisse des rendements des cultures (2,2 t/ha en moyenne contre 4,7 pour le scénario des pratiques tendancielles pour le riz et 4,7 contre 5,3 t/ha pour le blé). À l'inverse, le scénario d'intensification, fondé sur la monoculture du riz et un maraîchage productif, augmente les prélèvements en eau d'irrigation et les rejets agricoles (respectivement +21 et +26%) par rapport au tendanciel mais conduirait à augmenter les rendements des cultures pour les cultures sèches comme le blé malgré une diminution pour le riz (3,1 t/ha moyen pour le riz et 6,0 t/ha pour le blé). Certains travaux mettent en évidence que l'intensification des pratiques sont souvent corrélée à une homogénéisation du paysage et à une réduction de la biodiversité fonctionnelle, facteurs identifiés comme des causes majeures

du déclin des services écosystémiques agricoles (Kleijn et al., 2011; Mallet, 2022; Tscharntke et al., 2005). En parallèle, l'augmentation des quantités d'eau d'irrigation et de rejets agricoles pourraient accentuer la dépendance énergétique des exploitations via une augmentation des besoins de pompage (cf chapitre 1). La hausse des coûts de l'électricité pourrait alors fragiliser la rentabilité de ces systèmes. Si le scénario d'intensification implique des coûts de pompage et d'intrants plus importants, il se distingue par des rendements plus élevés que ceux observés dans le scénario d'agroécologie, suggérant un compromis entre productivité et coûts.

En conclusion, pour les scénarios explorés, le modèle met en évidence des compromis entre niveaux de production, usages de la ressource en eau et tendances de salinisation. Il permet notamment d'analyser comment différents systèmes de culture et modalités de gestion de l'eau au sein des parcelles influencent conjointement la salinité du sol et les rendements.

III.2. Analyse centrée sur les milieux naturels

Les scénarios simulés soulignent combien les dynamiques hydrologiques liées aux pratiques d'irrigation structurent les tendances de salinisation des milieux agricoles (cf chapitre 3). Connaissant les nombreuses interactions entre milieux naturels et milieux agricoles sur le territoire (notamment mises en évidence dans le chapitre 1), ces dynamiques de salinisation des milieux agricoles devraient impacter les milieux naturels (e.g. marais, Torres-Rondon, 2013).

Dans les travaux existants sur la modélisation des systèmes lagunaires camarguais, l'augmentation des surfaces rizicoles dans les ASA dont les rejets agricoles s'écoulent vers le Vaccarès et ne sont pas repompés dans le Rhône, se traduit par une plus grande disponibilité en eau pour les systèmes lagunaires (Loubet, 2012; Boutron et al., 2015). Les résultats du modèle hydrodynamique du complexe lagunaire du Vaccarès de Loubet (2012) montrent notamment que des simulations basées sur différents scénarios (changement climatique, augmentation du niveau marin, aménagements et gestion hydrauliques et activités agricoles sur le bassin) amènent tous à une augmentation de la salinité de l'Etang du Vaccarès. La majorité des parties prenantes présentes dans la Commission Exécutive de l'Eau (WEC dans le chapitre 1) souhaite plutôt une diminution de la salinité dans les lagunes malgré des intérêts divergents comme les pêcheurs qui souhaitent un niveau d'eau suffisant (cf chapitre 1). Ainsi, les diminutions de rejets agricoles simulés dans le scénario agroécologie pourraient avoir un impact positif sur les systèmes lagunaires au regard de la salinité mais réduiraient les apports d'eau douce. Comme introduit précédemment, une perspective serait de quantifier cet impact en couplant MAELIA-Delta avec le modèle lagunaire développé pour le Vaccarès (Boutron et al. 2021).

Par ailleurs, la qualité et les volumes d'eau de rejets agricoles pourraient avoir plusieurs effets sur la végétation aquatique. En effet, la présence des herbiers de zostère *Zostera noltii* dépend étroitement de la profondeur, de la salinité et de la turbidité du Vaccarès (Grillas et al., 2000; Charpentier et al., 2005). Par ailleurs, plusieurs travaux suggèrent un effet potentiel des produits phytosanitaires sur ces herbiers, bien que les mécanismes et l'ampleur de ces impacts restent encore mal quantifiés (Espel et al., 2019). En outre, l'usage d'engrais (notamment azotés) et de produits phytopharmaceutiques diminue la richesse spécifique et l'abondance des organismes non ciblés de 30 à 50 % (Bengtsson et al., 2005 ; Smith et al., 2020 ; Tuck et al., 2014).

En Camargue, les roselières (*Phragmites australis*) constituent un habitat fondamental des zones humides, bordant les marais sensibles à la salinité et aux régimes hydriques instables (Mathevet et al., 2003b). L'équilibre hydrique des roselières dépend en partie des apports d'eau douce provenant du Rhône et des

canaux d'irrigation, afin de compenser la baisse des précipitations estivales et de limiter l'intrusion saline (cf chapitre 1). Ces roselières jouent un rôle important pour la biodiversité locale, offrant des sites de nidification et de refuge pour de nombreuses espèces d'oiseaux (par exemple hérons, butors, passereaux), ainsi que des invertébrés, amphibiens ou poissons adaptés aux milieux émergés ou semi-aquatiques (Barbraud et al., 2002; Poulin et al., 2005, 2009) et ont un rôle important dans la conservation d'espèces et sont liés au contexte socio-économique et politique (Mathevet et al., 2003b, 2015). Les roselières fournissent des services écosystémiques essentiels de filtration, d'épuration et d'accueil d'espèces emblématiques (Čížková et al., 2023). Dans ce contexte, MAELIA-Delta couplé à un modèle de lagune tel que Mar-O-Sel (Lefebvre et al., 2018) pourrait s'avérer un outil précieux pour anticiper la réponse des roselières aux variations des volumes de rejet d'eau de drainage.

Les niveaux d'eau et de salinité des milieux naturels (marais ou systèmes lagunaires) peuvent se répercuter directement sur l'avifaune. Plusieurs études ont montré que la superficie et la salinité des marais conditionnent la richesse spécifique et l'abondance des canards et foulques (Brochet et al., 2009), tandis que les fluctuations hydrologiques influencent la reproduction des flamants roses dans les salins (Béchet, Johnson, 2008; Béchet et al., 2009). À une échelle plus large, la conversion des prairies en cultures a conduit à une diminution des habitats favorables aux oiseaux des milieux agricoles (Tamisier, Grillas, 1994; Gaget et al., 2018; Mallet, 2022). Le lien entre occupation du sol, structure des habitats et communautés d'oiseaux en Camargue a été confirmé par Galewski & Devictor (2016), qui soulignent la sensibilité des espèces spécialistes aux changements d'usage agricole. Ces relations pourraient être simulées dans des modules complémentaires qu'il serait possible d'ajouter à MAELIA-Delta.

III.3. Approche intégrée à l'échelle du territoire

Les résultats de simulation montrent qu'une orientation vers l'agroécologie pourrait réduire les volumes pompés pour l'irrigation et les rejets agricoles de respectivement 51 et 14 % (cf chapitre 3). Cela permettrait de réduire les coûts de pompage des canaux, ou en pompant dans le Rhône des volumes plus importants que les besoins agricoles, de favoriser une amélioration de la disponibilité en eau douce pour les milieux naturels ou les usages secondaires (pêche, chasse, tourisme ornithologique).

En revanche, l'intensification pourrait fragiliser l'intégration des activités liées à la biodiversité ou à l'agro-tourisme, et pourrait induire une tension accrue sur les usages de l'eau dans un contexte de changement climatique (cf chapitre 1). Du point de vue des services écosystémiques, nous avons montré que la productivité accrue de biens agricoles liés à la riziculture par exemple peut se faire au détriment d'une partie des services de régulation et culturels. Or, pour un territoire comme la Camargue, ces derniers sont essentiels non seulement pour la conservation du patrimoine naturel mais aussi pour le maintien des activités touristiques, de chasse et de pêche et de l'identité locale (cf chapitre 1).

IV. Limites de la scénarisation

Les scénarios simulés avec MAELIA-Delta (cf chapitre 3) sont basés sur une déclinaison des pratiques agricoles actuelles. Bien que des scénarios de pratiques agricoles futures aient été définis dans cette thèse, leur définition plus aboutie, notamment en interaction avec les acteurs locaux, et l'évaluation de leurs impacts constituent des perspectives de recherche importantes. D'autres scénarios relatifs aux itinéraires techniques (ITK), successions culturales ou stratégies de gestion de l'eau (irrigation, drainage) pourraient

être mobilisés dans de nouvelles simulations afin d'évaluer leur impact sur la dynamique hydrosaline à long terme. Dans cette thèse, nous avons considéré une seule rotation agroécologique. Il serait possible d'adapter des rotations types suivant les contextes pédoclimatiques rencontrés sur l'île de Camargue et ce notamment en fonction de l'hydromorphie ou du niveau de salinisation des parcelles. Il pourrait être intéressant de tester des itinéraires techniques avec une espèce de riz différente (plus tardive) notamment après une interculture hivernale.

Par ailleurs, le débit du Rhône pourrait être moins important dans le futur aux périodes où les besoins en irrigation sont les plus élevés (période d'irrigation : avril-septembre), ce qui entraînerait des remontées du coin salé plus en amont et plus fréquentes (Fabre et al., 2024). Suivant les stations de pompage concernées par cette remontée du coin salé, les possibilités de pompage d'eau d'irrigation non salée seraient plus limitées (PECHAC, 2022). Ces arrêts potentiels de pompage d'eau pendant les périodes d'irrigation pourraient impacter les disponibilités en eau pour les cultures et induire davantage de stress hydrique pour les cultures, notamment si ce phénomène est récurrent. La deuxième option serait de pomper de l'eau salée, ce qui risquerait d'augmenter le stress salin pour les cultures. Ces scénarios seraient intéressants à étudier à long terme pour analyser quelle décision impacterait le plus positivement les milieux agricoles puis naturels.

Dans le cadre de cette thèse, les variations hydrosalines simulées liées au changement climatique demeurent relativement faibles. Il est probable que cela résulte de l'utilisation d'une projection climatique du RCP 8.5 simulée par la chaîne de modèles CNRM-CERFACS-CNRM-CM5/CNRM-ALADIN63/ADAMONT dont le narratif est décrit comme « Changements futurs relativement peu marqués » (Marson et al., 2024). Utiliser plusieurs projections climatiques issues de chaînes de modèles climatiques contrastées constituent donc une perspective majeure pour explorer l'impact du changement climatique sur l'agriculture, l'hydrologie et la salinité des sols et des nappes de l'île de Camargue. Ainsi, pour un même scénario d'émissions (RCP), les résultats peuvent diverger largement d'une chaîne de modèles à une autre, que ce soit pour la température, les précipitations ou les événements extrêmes (Marson et al., 2024). À ces différences de modélisation s'ajoute la variabilité naturelle du climat, qui peut masquer ou amplifier temporairement les tendances à long terme et accroître la dispersion des projections. Cette combinaison rend indispensable l'analyse d'un large ensemble de modèles afin de mieux appréhender l'éventail des futurs possibles (Marson et al., 2024). Dans le chapitre 3, nous avons ainsi mis en évidence à partir de Marson et al. (2024), les autres modèles climatiques à évaluer ainsi que leur narrative (ICHEC-EC-EARTH/MOCH-HadREM3-GA7-05, MOCH-HadGEM2-ES/CLMcom-CCLM4-8-17, MOHC-HadGEM2-ES/CNRM-ALADIN63).

V. Perspectives pour d'aide à la décision en Camargue

Dans un contexte de gestion d'un territoire, tel qu'un delta, la construction des données d'entrée et scénarios en concertation avec les parties prenantes constitue une étape clé pour générer des connaissances utiles à la gestion (Bodin, 2017; Carr Kelman et al., 2023). Le point de départ consiste à définir conjointement le contexte spatial et temporel, les limites du territoire, les composantes écologiques et sociales concernées, et les horizons temporels des scénarios (Reed et al., 2013; Hossain et al., 2020). La concertation améliore non seulement la qualité des scénarios (en élargissant l'éventail des futurs envisagés) mais favorise également l'appropriation des résultats par les acteurs locaux, condition essentielle pour leur prise en compte effective (Reed et al., 2013).

La mobilisation conjointe des connaissances scientifiques et des savoirs locaux et territoriaux, initiée au

chapitre 1, gagnerait à être renforcée dans le cadre d'atelier dédiés, afin de construire des histoires prospectives cohérentes et pertinentes pour les parties prenantes (Reed et al., 2013). Cette intégration accrue des savoirs contribuerait à améliorer la pertinence des scénarios, leur crédibilité et leur appropriation par les acteurs (Meyer et al., 2020).

Le processus de concertation basé sur l'utilisation de MAELIA-Delta pourrait être structuré suivant plusieurs étapes (Murgue et al. 2015) : i) co-construction d'une instance du modèle, (ii) co-analyse d'un diagnostic partagé et co-construction de scénarios de changement, iii) co-analyse de l'évaluation comparative des scénarios. Dans ce processus, considérant les temps de mise en forme des données d'entrée et des scénarios et de simulation de MAELIA-Delta, ce dernier serait utilisé en « laboratoire » entre les i) et ii) et (ii).

L'étape de construction des scénarios pourrait conduire à la définition de plusieurs scénarios contrastés, par exemple « poursuite du statu quo », « adaptation proactive », « régression ou crise », chacun ayant des hypothèses différentes pour les données d'entrée (sur les pratiques agricoles par exemple) (Etienne et al., 2011). Ces scénarios pourraient permettre de questionner et de simuler des projets futurs ou en cours en Camargue, comme la reconnexion du Rhône et de la mer. Ici, les parties prenantes seraient amené à examiner la plausibilité, la pertinence et les conséquences de chaque scénario. L'analyse de l'évaluation des scénarios faciliterait de sensibiliser les acteurs aux conséquences possibles de leurs choix et l'identification de stratégies de gestion concertées.

La littérature souligne que les scénarios prospectifs, lorsqu'ils sont mobilisés dans des processus d'apprentissage social, permettent de structurer les échanges, de faire émerger et de confronter les représentations des acteurs, et de favoriser l'apprentissage collectif (Reed et al., 2010). En offrant des récits plausibles de futurs contrastés, ils facilitent la discussion autour des enjeux, des incertitudes et des compromis entre objectifs environnementaux, économiques et sociaux. Dans des démarches de gestion territoriale et d'adaptation au changement climatique, les scénarios apparaissent comme des médias de concertation et de co-construction de visions partagées, ouvrant des perspectives intéressantes pour approfondir l'implication des acteurs et renforcer l'appropriation collective des trajectoires d'évolution à favoriser (Reed et al., 2013; Oteros-Rozas et al., 2015). Cependant, le processus participatif exige du temps, des ressources et une conceptualisation soignée (animation, facilitation, suivi) (Guerrero et al., 2018).

En conclusion, pour un territoire comme l'île de Camargue, ce type de méthodologie permettrait de co-construire avec les parties prenantes une vision de futurs possibles, fondée à la fois sur les données et sur les perceptions locales, et d'outiller la gestion du territoire en termes de stratégies adaptatives (Leenhardt et al., 2017; Hossain et al., 2020). Cela positionnerait MAELIA-Delta comme un outil mobilisé dans un processus d'aide à la décision.

REFERENCES

Alcamo, J., Döll, P., Henrichs, T., Kaspar, F., Lehner, B., Rösch, T., Siebert, S., 2003. Development and testing of the WaterGAP 2 global model of water use and availability. Hydrol. Sci. J. 48, 317–337. https://doi.org/10.1623/hysj.48.3.317.45290

Alpaslan, M., Gunes, A., 2001. Interactive effects of boron and salinity stress on the growth, membrane permeabilité and mineral composition of tomato and cucumber plants. Plant and Soil, 236(1), 123-128.

Altieri, M.A., Nicholls, C.I., 2017. Agroecology: a brief account of its origins and currents of thought in Latin America. Agroecol. Sustain. Food Syst. 41, 231–237. https://doi.org/10.1080/21683565.2017.1287147

Anthony, E., Syvitski, J., Săinescu, F., Nicholls, R.J., Cohen, K.M., Marriner, N., Saito, Y., Day, J., Minderhoud, P.S.J., Amorosi, A., Chen, Z., Morhange, C., Tamura, T., Vespremeanu-Stroe, A., Besset, M., Sabatier, F., Kaniewski, D., Maselli, V., 2024. Delta sustainability from the Holocene to the Anthropocene and envisioning the future. Nat. Sustain. 7, 1235–1246. https://doi.org/10.1038/s41893-024-01426-3

Anthony, E.J., Brunier, G., Besset, M., Goichot, M., Dussouillez, P., Nguyen, V.L., 2015. Linking rapid erosion of the Mekong River delta to human activities. Sci. Rep. 5, 14745. https://doi.org/10.1038/srep14745

Arbara, S., Hooimeijer, F., 2025. A conceptual framework for integrating deltaic food systems and spatial design: the case of the Mekong River Delta. Front. Sustain. Food Syst. 9, 1466134. https://doi.org/10.3389/fsufs.2025.1466134

Arnold, J., Srinivasan, R., 1998. Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development1. JAWRA J 34 73–89.

Arto, I., García-Muros, X., Cazcarro, I., González-Eguino, M., Markandya, A., Hazra, S., 2019. The socioeconomic future of deltas in a changing environment. Sci. Total Environ. 648, 1284–1296. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.139

Bailey, R.T., Bieger, K., Arnold, J.G., Bosch, D.D., 2020. A New Physically-Based Spatially-Distributed Groundwater Flow Module for SWAT+. Hydrology 7, 75. https://doi.org/10.3390/hydrology7040075

Bailey, R.T., Tavakoli-Kivi, S., Wei, X., 2019. A salinity module for SWAT to simulate salt ion fate and transport at the watershed scale. Hydrol. Earth Syst. Sci. 23, 3155–3174. https://doi.org/10.5194/hess-23-3155-2019

Balma, F., 2023. Interactions Culture-Elevage et développement de la riziculture biologique en Camargue. Mémoire d'ingénieur SAADS, option RESAD, L'Institut Agro Montpellier.

Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W., Stier, A.C., Silliman, B.R., 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. Ecol. Monogr. 81, 169–193. https://doi.org/10.1890/10-1510.1

Barbraud, C., Lepley, M., Mathevet, R., Mauchamp, A., 2002. Reedbed selection and colony size of breeding Purple Herons Ardea purpurea in southern France. Ibis 1442 227-235.

Barreteau, O., Bots, P.W.G., Daniell, K.A., 2010. A Framework for Clarifying participation in Participatory Research to Prevent its Rejection for the Wrong Reasons. Ecol. Soc. 15. https://doi.org/10.5751/ES-03186-150201

Barrett-Lennard, E., Bennett, S., Colmer, T., 2008. Standardising terminology for describing the level of salinity in soils in Australia., In 2nd International Salinity Forum. Salinity, Water and Society: Global Issues, Local Action (Vol. 30). ed.

Beaudoin, N., Lecharpentier, P., Ripoche-Wachter, D., Strullu, L., Mary, B., Léonard, J., Launay, M., Justes, É., 2023. Stics Soil Crop Model. éditions Quae. https://doi.org/10.35690/978-2-7592-3679-4

Béchet, A., Germain, C., Sandoz, A., Hirons, G.J.M., Green, R.E., Walmsley, J.G., Johnson, A.R., 2009. Assessment of the impacts of hydrological fluctuations and salt pans abandonment on Greater flamingos in the Camargue, South of France. Biodivers Conserv.

Béchet, A., Johnson, A., 2008. Anthropogenic and environmental determinants of Greater Flamingo Phoenicopterus roseus breeding numbers and productivity in the Camargue (Rhone delta, southern France). Ibis 150, 69–79. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2007.00740.x

Béchet, A., Rendón-Martos, M., Rendón, M.Á., Amat, J.A., Johnson, A.R., Gauthier-Clerc, M., 2012. Global economy interacts with climate change to jeopardize species conservation: the case of the greater flamingo in the Mediterranean and West Africa. Environ. Conserv. 39, 1–3. https://doi.org/10.1017/S0376892911000488

Becu, N., Raimond, C., Garine, E., Deconchat, M., Kokou, K., 2014. Coupling Environmental and Social Processes to Simulate the Emergence of a Savannah Landscape Mosaic Under Shifting Cultivation and Assess its Sustainability. J. Artif. Soc. Soc. Simul. 17, 1.

Biggs, D., Miller, F., Thai, H.C., 2009. Making and Unmaking the Mekong Delta: Water Management in Historical and Contemporary Perspective, in: Contested Waterscapes in the Mekong Region Hydropower, Livelihoods and Governance. London, UK, pp. 203–226.

Binder, C.R., Hinkel, J., Bots, P.W.G., Pahl-Wostl, C., 2013. Comparison of Frameworks for Analyzing Social-ecological Systems. Ecol. Soc. 18.

Blondel, J., Barruol, G., Vianet, R., 2013. L'encyclopédie de la Camargue, Buchet-Chastel. ed. Paris.

Bodin, Ö., 2017. Collaborative environmental governance: Achieving collective action in social-ecological systems. Science 357. https://doi.org/10.1126/science.aan1114

Boiffin, J., 1984. La dégradation struturale des couches superficielles du sol sous l'action des pluies. Thèse de Doctorat. Institut National Agronomique Paris Grignon. https://theses.hal.science/tel-02858167/

Bouchard, C., Boutron, O., Lambremon, J., Drouineau, H., Lambert, P., Nicolas, D., 2022a. Impacts of environmental conditions and management of sluice gates on glass eel migration. Estuar. Coast. Shelf Sci. 279, 108139. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2022.108139

Bouchard, C., Drouineau, H., Lambert, P., Boutron, O., Nicolas, D., 2022b. Spatio-temporal variations in glass eel recruitment at the entrance pathways of a Mediterranean delta. ICES J. Mar. Sci. 79, 1874–1887. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac122

Bousquet, F., Le Page, C., 2004. Multi-agent simulations and ecosystem management: a review. Ecol. Model. 176, 313–332. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.01.011

Bouteyre, G., Toni, C., 1972. Géomorphologie et étude des sols sodiques des plaines alluviales: Exemple de la Camargue. Sci. Sols 232.

Boutron, O., 2020. Modélisation de scénarios de gestion prospectifs du Vaccarès. action CS14 du contrat de delta : "Suivi et amélioration de la qualité de l'eau du Vaccarès."

Boutron, O., Bertrand, O., Fiandrino, A., Höhener, P., Sandoz, A., Chérain, Y., Coulet, E., Chauvelon, P., 2015. An Unstructured Numerical Model to Study Wind-Driven Circulation Patterns in a Managed Coastal Mediterranean Wetland: The Vaccarès Lagoon System. Water 7, 5986–6016. https://doi.org/10.3390/w7115986

Boutron, O., Loubet, A., Fiandrino, A., Höhener, P., Sandoz, A., Chérain, Y., Coulet, E., Chauvelon, P., 2011. Modeling of a managed coastal Mediterranean wetland with TELEMAC-2D: the Vaccarès lagoons system (Rhone delta, Camargue, France). Presented at the in: Proceedings of the XVIIIth Telemac & Mascaret User Club. Presented at the XVIIIth Telemac & Mascaret User Club, Chatou, France.

Boutron, O., Paugam, C., Luna-Laurent, E., Chauvelon, P., Sous, D., Rey, V., Meulé, S., Chérain, Y., Cheiron, A., Migne, E., 2021a. Hydro-Saline Dynamics of a Shallow Mediterranean Coastal Lagoon: Complementary Information from Short and Long Term Monitoring. J. Mar. Sci. Eng. 9, 701. https://doi.org/10.3390/jmse9070701

Boutron, O., Paugam, C., Luna-Laurent, E., Chauvelon, P., Sous, D., Rey, V., Meulé, S., Chérain, Y., Cheiron, A., Migne, E., 2021b. Hydro-Saline Dynamics of a Shallow Mediterranean Coastal Lagoon: Complementary Information from Short and Long Term Monitoring. J. Mar. Sci. Eng. 9, 701. https://doi.org/10.3390/jmse9070701

Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussière, F., Cabidoche, Y.M., Cellier, P., Debaeke, P., Gaudillère, J.P., Hénault, C., Maraux, F., Seguin, B., Sinoquet, H., 2003. An overview of the crop model STICS. Eur. J. Agron. 18, 309–332. https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00110-7

BRL, 2004. Etude hydraulique et hydrobiologique des canaux de Camargue. Volume 1 : Etats des lieux - Diagnostique.

Brochet, A.-L., Gauthier-Clerc, M., Mathevet, R., Béchet, A., Mondain-Monval, J.-Y., Tamisier, A., 2009. Marsh management, reserve creation, hunting periods and carrying capacity for wintering ducks and coots. Biodivers. Conserv. 18, 1879–1894. https://doi.org/10.1007/s10531-008-9562-6

Brondizio, E.S., Vogt, N.D., Mansur, A.V., Anthony, E.J., Costa, S., Hetrick, S., 2016. A conceptual framework for analyzing deltas as coupled social–ecological systems: an example from the Amazon River Delta. Sustain. Sci. 11, 591–609. https://doi.org/10.1007/s11625-016-0368-2

Caldwell, R.L., Edmonds, D.A., Baumgardner, S., Paola, C., Roy, S., Nienhuis, J.H., 2019. A global delta dataset and the environmental variables that predict delta formation on marine coastlines. Earth Surf. Dyn. 7, 773–787. https://doi.org/10.5194/esurf-7-773-2019

Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N., Smith, V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. Ecol. Appl. 8, 559–568. https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2

Carpentier, S., Mougeot, A., Jean, G.S., Alessandria, V., Damien, C., 2024. Proposition d'un système de culture agroécologique sur 20 ha du Domaine de la Tour du Valat.

Carr Kelman, C., Brady, U., Raschke, B.A., Schoon, M.L., 2023. A Systematic Review of Key Factors of Effective Collaborative Governance of Social-Ecological Systems. Soc. Nat. Resour. 36, 1452–1470. https://doi.org/10.1080/08941920.2023.2228234

Cassman, K.G., Peng, S., Olk, D.C., Ladha, J.K., Reichardt, W., Dobermann, A., Singh, U., 1998. Opportunities for increased nitrogen-use efficiency from improved resource management in irrigated rice systems. Field Crops Research, 56(1-2), 7-39. CFR, 2021. Bilan de la campagne 2021.

Chadwick, A.J., Lamb, M.P., Ganti, V., 2020. Accelerated river avulsion frequency on lowland deltas due to sea-level rise. Proc. Natl. Acad. Sci. 117, 17584–17590. https://doi.org/10.1073/pnas.1912351117

Charpentier, A., Grillas, P., Lescuyer, F., Coulet, E., Auby, I., 2005. Spatio-temporal dynamics of a Zostera noltii dominated community over a period of fluctuating salinity in a shallow lagoon, Southern France. Estuar. Coast. Shelf Sci. 64, 307–315. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.02.024

Chataigner, J., Mouret, J.-C., 1997. Recherches et production rizicole en France. Cah. Options Méditerranéennes 24.

Chauvelon, P., 1996. Hydrologie quantitative d'une zone humide méditérranéeenne aménagée: Le bassin de Fumemorte en Grande Camargue, delta du Rhône. Thèse de doctorat. Université de Montpellier II Sciences et Techniques du Languedoc.

Cinotti, B., Depresle, B., Patier, C., 2023. L'adaptation de la Camargue au changement climatique.

Čížková, H., Kučera, T., Poulin, B., Květ, J., 2023. Ecological Basis of Ecosystem Services and Management of Wetlands Dominated by Common Reed (Phragmites australis): European Perspective. Diversity 15, 629. https://doi.org/10.3390/d15050629

Cole, C., 2016. From forest to delta: recent themes in South Asian environmental history. South Asian Hist. Cult. 7, 208–219. https://doi.org/10.1080/19472498.2016.1143664

Comoretto, L., Arfib, B., Chiron, S., 2007. Pesticides in the Rhône river delta (France): Basic data for a field-based exposure assessment. Sci. Total Environ., Contaminants in Natural and Constructed Wetlands: Pollutant Dynamics and Control 380, 124–132. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.11.046

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. Agric. For. Meteorol. 206, 55–68. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.02.011

Coreau, A., Pinay, G., Thompson, J.D., Cheptou, P.-O., Mermet, L., 2009. The rise of research on futures in ecology: rebalancing scenarios and predictions. Ecol. Lett. 12, 1277–1286. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01392.x

Corwin, D., Lesch, S., 2005. Soil Quality Indicators - Apparent soil electrical conductivity measurements in agriculture. (No. Computers and Electronics in Agriculture 46:11-43.). USDA Natural Resources Conservation Service.

Costanza, R., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Raskin, R.G., Sutton, P., 1997. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. Nat. 3876630 253-260 26. https://doi.org/10.1038/387253a0

Crivelli, A.J., 1981. Les peuplements de poissons de la Camargue. Rev. DÉcologie 35, 617–672.

Dambacher, J.M., Li, H.W., Rossignol, P.A., 2003. Qualitative predictions in model ecosystems. Ecol. Model. 161, 79–93. https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00295-8

Dang, A.T.N., Kumar, L., Reid, M., 2020. Modelling the Potential Impacts of Climate Change on Rice Cultivation in Mekong Delta, Vietnam. Sustainability 12, 9608. https://doi.org/10.3390/su12229608

Dang, T.D., Cochrane, T.A., Arias, M.E., Tri, V.P.D., 2018. Future hydrological alterations in the Mekong Delta under the impact of water resources development, land subsidence and sea level rise. J. Hydrol. Reg. Stud. 15, 119–133. https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.12.002

Darcy, H., 1856. Les Fontaines Publiques de la Ville de Dijon. Paris Victor Dalmont.

Davidson, N.C., 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. Mar. Freshw. Res. 65, 934. https://doi.org/10.1071/MF14173

Davranche, A., Arzel, C., Pouzet, P., Carrasco, A.R., Lefebvre, G., Lague, D., Thibault, M., Newton, A., Fleurant, C., Maanan, M., Poulin, B., 2024. A multi-sensor approach to monitor the ongoing restoration of edaphic conditions for salt marsh species facing sea level rise: An adaptive management case study in Camargue, France. Sci. Total Environ. 168289. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168289

de Montety, V., 2008. Salinisation d'un aquifère captif côtier en contexte deltaïque - Cas de la Camargue (delta du Rhône, France) -.

De Souza, K., Kituyi, E., Harvey, B., Leone, M., Murali, K.S., Ford, J.D., 2015. Vulnerability to climate change in three hot spots in Africa and Asia: key issues for policy-relevant adaptation and resilience-building research. Reg. Environ. Change 15, 747–753. https://doi.org/10.1007/s10113-015-0755-8

De Wit, R., Vincent, A., Foulc, L., Klesczewski, M., Scher, O., Loste, C., Thibault, M., Poulin, B., Ernoul, L., Boutron, O., 2019. Seventy-year chronology of Salinas in southern France: Coastal surfaces managed for salt production and conservation issues for abandoned sites. J. Nat. Conserv. 49, 95–107. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2019.03.003

Delmotte, S., 2011. Evaluation participative de scénarios : quelles perspectives pour les systèmes agricoles camarguais ? Thèse Dr. Montp. SupAgro 376.

Delmotte, S., Lopez-Ridaura, S., Barbier, J.-M., Wery, J., 2013. Prospective and participatory integrated assessment of agricultural systems from farm to regional scales: Comparison of three modeling approaches. J. Environ. Manage. 129, 493–502. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.08.001

Dervieux, A., 2005. La difficile gestion globale de l'eau en Camargue (France) : le Contrat de delta. VertigO - Rev. Électronique En Sci. Environ. https://doi.org/10.4000/vertigo.2411

Duncan, J., Tompkins, E., Dash, J., Tripathy, B., 2017. Resilience to hazards: rice farmers in the Mahanadi Delta, India. Ecol. Soc. 22. https://doi.org/10.5751/ES-09559-220403

Duru, M., Therond, O., Fares, M., 2015. Designing agroecological transitions; A review. Agron. Sustain. Dev. 35, 0. https://doi.org/10.1007/s13593-015-0318-x

Edmonds, D.A., Caldwell, R.L., Brondizio, E.S., Siani, S.M.O., 2020. Coastal flooding will disproportionately impact people on river deltas. Nat. Commun. 11, 4741. https://doi.org/10.1038/s41467-020-18531-4

Elsawah, S., Hamilton, S.H., Jakeman, A.J., Rothman, D., Schweizer, V., Trutnevyte, E., Carlsen, H., Drakes, C., Frame, B., Fu, B., Guivarch, C., Haasnoot, M., Kemp-Benedict, E., Kok, K., Kosow, H., Ryan, M., Van Delden, H., 2020. Scenario processes for socio-environmental systems analysis of futures: A review of recent efforts and a salient research agenda for supporting decision making. Sci. Total Environ. 729, 138393. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138393

Ericson, J.P., Vörösmarty, C.J., Dingman, S.L., Ward, L.G., Meybeck, M., 2006. Effective sea-level rise and deltas: Causes of change and human dimension implications. Glob. Planet. Change 50, 63–82. https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2005.07.004

Ernoul, L., Mesléard, F., Gaubert, P., Béchet, A., 2014. Limits to agri-environmental schemes uptake to mitigate human–wildlife conflict: lessons learned from Flamingos in the Camargue, southern France. Int. J. Agric. Sustain. 12, 23–36. https://doi.org/10.1080/14735903.2013.798897

Ernoul, L., Roumieux, C., Sandoz, A., 2020. Perception et adaptation au changement climatique dans les deltas méditerranéens (Document). École normale supérieure de Lyon.

Eslami, S., Hoekstra, P., Minderhoud, P.S.J., Trung, N.N., Hoch, J.M., Sutanudjaja, E.H., Dung, D.D., Tho, T.Q., Voepel, H.E., Woillez, M.-N., van der Vegt, M., 2021. Projections of salt intrusion in a mega-delta under climatic and anthropogenic stressors. Commun. Earth Environ. 2, 1–11. https://doi.org/10.1038/s43247-021-00208-5

Espel, D., Diepens, N.J., Boutron, O., Buffan-Dubau, E., Chérain, Y., Coulet, E., Grillas, P., Probst, A., Silvestre, J., Elger, A., 2019. Dynamics of the seagrass Zostera noltei in a shallow Mediterranean lagoon exposed to chemical contamination and other stressors. Estuar. Coast. Shelf Sci. 222, 1–12. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.03.019

Espinasse, B., Franchesquin, N., 2005. Multiagent Modeling and Simulation of Hydraulic Management of the Camargue. SIMULATION 81, 201–221. https://doi.org/10.1177/0037549705053171

Etienne, M., 2009. Co-construction d'un modèle d'accompagnement selon la méthode ARDI: guide méthodologique. 76 P 2009 Hal-02824306.

Etienne, M., Du Toit, D.R., Pollard, S., 2011. ARDI: A Co-construction Method for Participatory Modeling in Natural Resources Management. Ecol. Soc. 16.

Fabre, C., Boutron, O., Delaval, A., Sauvage, S., Sanchez-Pérez, J.M., Radakovitch, O., 2024. Climate change impacts on the river-sea interface of a large French catchment delta undergoing multiple anthropogenic pressures, in: France SWAT Conference Book of Abstracts. Presented at the International SWAT Conference, Strasbourg, pp. 80–81.

FAO, 2022. The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture 2021 – Systems at breaking point. FAO. https://doi.org/10.4060/cb9910en

Ferrer-Alegre, F., Stockle, C.O., 1999. A model for assessing crop response to salinity. Irrig. Sci. 19, 15–23. https://doi.org/10.1007/s002710050067

Frazão Santos, C., Agardy, T., Andrade, F., Crowder, L.B., Ehler, C.N., Orbach, M.K., 2021. Major challenges in developing marine spatial planning. Mar. Policy 132, 103248. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.08.032

Fulton, E.A., Boschetti, F., Sporcic, M., Jones, T., Little, L.R., Dambacher, J.M., Gray, R., Scott, R., Gorton, R., 2015. A multi-model approach to engaging stakeholder and modellers in complex

environmental problems. Environ. Sci. Policy 48, 44–56. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.12.006

Gaget, E., Galewski, T., Jiguet, F., Le Viol, I., 2018. Waterbird communities adjust to climate warming according to conservation policy and species protection status. Biol. Conserv. 227, 205–212. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.019

Galewski, T., Devictor, V., 2016. When Common Birds Became Rare: Historical Records Shed Light on Long-Term Responses of Bird Communities to Global Change in the Largest Wetland of France. PLOS ONE 11, e0165542. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165542

Garschagen, M., 2010. Crises prevention and climate change adaptation in the coupled social-ecological systems of the Mekong delta, Vietnam: the need for rethinking concepts and policies. X Shen T E Downing M Hamza Ed., Institute for Environment and Human Security, Bonn, Germany. Tipping points in humanitarian crisis: from hot spots to hot systems, 45–55.

Gaudou, B., Sibertin-Blanc, C., Therond, O., Amblard, F., Auda, Y., Arcangeli, J.-P., Balestrat, M., Charron-Moirez, M.-H., Gondet, E., Hong, Y., Lardy, R., Louail, T., Mayor, E., Panzoli, D., Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J.-M., Taillandier, P., Van Bai, N., Vavasseur, M., Mazzega, P., 2014. The MAELIA Multi-Agent Platform for Integrated Analysis of Interactions Between Agricultural Land-Use and Low-Water Management Strategies, in: Alam, S.J., Parunak, H.V.D. (Eds.), Multi-Agent-Based Simulation XIV, Lecture Notes in Computer Science. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 85–100. https://doi.org/10.1007/978-3-642-54783-6_6

Genua-Olmedo, A., Alcaraz, C., Caiola, N., Ibáñez, C., 2016. Sea level rise impacts on rice production: The Ebro Delta as an example. Sci. Total Environ. 571, 1200–1210. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.136

Giosan, L., Syvitski, J., Constantinescu, S., Day, J., 2014. Climate change: Protect the world's deltas. Nature, 516(7529), 31-33.

Green, W., Ampt, G., 1911. Studies on soil physics, 1: The flow of air and water through soils. J. Agric. Sci.

Grillas, P., Charpentier, A., Auby, I., Lescuyer, F., Coulet, E., 2000. Spatial dynamics of Zostera noltii over a 5-year period of fluctuating salinity in the Vaccarès lagoon, France. ASLO 2000 Aquat. Sci. Meet. Am. Soc. Limnol. Oceanogr. June 5-9 2000 Cph. Den.

Groparu, T., 2020. Trajectoire d'évolution d'un système deltaïque anthropisé : le delta du Danube : étude couplée par les archives cartographiques et sédimentaires. Thèse de doctorat. Université Toulouse le Mirail - Toulouse II.

Guerrero, A., Bennett, N., Wilson, K., Carter, N., Gill, D., Mills, M., Ives, C., Selinske, M., Larrosa, C., Bekessy, S., Januchowski-Hartley, F., Travers, H., Wyborn, C., Nuno, A., 2018. Achieving the promise of integration in social-ecological research: a review and prospectus. Ecol. Soc. 23. https://doi.org/10.5751/ES-10232-230338

Haasnoot, M., Van Deursen, W., Middlekoop, H., van Beek, E., Wijermans, N., 2012. An Integrated Assessment Metamodel for Developing Adaptation Pathways for Sustainable Water Management in the Lower Rhine Delta. Int. Congr. Environ. Model. Softw.

Hagenlocher, M., Renaud, F.G., Haas, S., Sebesvari, Z., 2018. Vulnerability and risk of deltaic social-ecological systems exposed to multiple hazards. Sci. Total Environ. 631–632, 71–80. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.013

Hamilton, S.H., ElSawah, S., Guillaume, J.H.A., Jakeman, A.J., Pierce, S.A., 2015. Integrated assessment and modelling: Overview and synthesis of salient dimensions. Environ. Model. Softw. 64, 215–229. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.12.005

Hamming, R.W., 1980. Coding and Information Theory. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.

Hassaan, M.A., Abdrabo, M.A., 2013. Vulnerability of the Nile Delta coastal areas to inundation by sea level rise. Environ. Monit. Assess. 185, 6607–6616. https://doi.org/10.1007/s10661-012-3050-x

He, X., Batáry, P., Zou, Y., Zhou, W., Wang, G., Liu, Z., Bai, Y., Gong, S., Zhu, Z., Settele, J., Zhang, Z., Qi, Z., Peng, Z., Ma, M., Lv, J., Cen, H., Wanger, T.C., 2023. Agricultural diversification promotes sustainable and resilient global rice production. Nat. Food. https://doi.org/10.1038/s43016-023-00836-4

Herbert, E.R., Boon, P., Burgin, A.J., Neubauer, S.C., Franklin, R.B., Ardón, M., Hopfensperger, K.N., Lamers, L.P.M., Gell, P., 2015. A global perspective on wetland salinization: ecological consequences of a growing threat to freshwater wetlands. Ecosphere 6, art206. https://doi.org/10.1890/ES14-00534.1

Heurteaux, P., 1996. L'eau et la riziculture en Camargue., in: L'irrigation et Le Drainage: Pourquoi, Comment.

Heurteaux, P., 1969. 1. Recherches sur les rapports des eaux souterraines avec les eaux de surface (etangs , marais, rizieres), les sols halomorphes et la vegetation en Camargue. 2. Recherches sur l'evaporation des surfaces d'eau libre en Camargue. Thèse doctorat ès sciences naturelles: Fac Sci Montpellier.

Heurteaux, P., 1964. Première étape vers l'établissement du bilan hydrologique de la Camargue : étude expérimentale du bilan de l'eau des rizières. Rev. DÉcologie Terre Vie 18, 269–293. https://doi.org/10.3406/revec.1964.6139

Hoitink, A.J.F., Nittrouer, J.A., Passalacqua, P., Shaw, J.B., Langendoen, E.J., Huismans, Y., van Maren, D.S., 2020. Resilience of River Deltas in the Anthropocene. J. Geophys. Res. Earth Surf. 125, e2019JF005201. https://doi.org/10.1029/2019JF005201

Horton, R., 1940. An approach toward a physical interpretation of infiltration capacity. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 5.

Hossain, M.S., Ramirez, J., Szabo, S., Eigenbrod, F., Johnson, F.A., Speranza, C.I., Dearing, J.A., 2020. Participatory modelling for conceptualizing social-ecological system dynamics in the Bangladesh delta. Reg. Environ. Change 20, 28. https://doi.org/10.1007/s10113-020-01599-5

Huang, L., Liu, Y., Ferreira, J. F., Wang, M., Na, J., Huang, J., & Liang, Z., 2022. Long-term combined effects of tillage and rice cultivation with phosphogypsum or farmyart manure on the concentration of salts, minerals, and heavy metals of saline-sodic paddy fields in Northeast China. Soil and Tillage Research, *215*, 105222

Hutton, C.W., Hensengerth, O., Berchoux, T., Tri, V.P.D., Tong, T., Hung, N., Voepel, H., Darby, S.E., Bui, D., Bui, T.N., Huy, N., Parsons, D., 2021. Stakeholder Expectations of Future Policy Implementation Compared to Formal Policy Trajectories: Scenarios for Agricultural Food Systems in the Mekong Delta. Sustainability 13, 5534. https://doi.org/10.3390/su13105534

Ibaňez, C., Pont, D., Prat, N., 1997. Characterization of the Ebre and Rhone estuaries: A basis for defining

and classifying salt-wedge estuaries. Limnol. Oceanogr. 42, 89–101. https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.1.0089

INRAE, 2018. Base de Données Géographique des Sols de France à 1/1 000 000. https://doi.org/10.15454/BPN57S

Isenmann, P., Alisée Géomatique, Mebrek, C., 2016. Occupation du sol 2016 sur le territoire du Parc naturel régional de Camargue.

Jalbert, J., 2023. La Camargue, un delta face au défi climatique. Ann. Mines - Responsab. Environ. 112, 104–107. https://doi.org/10.3917/re1.112.0104

Jiang, Z., Raghavan, S.V., Hur, J., Sun, Y., Liong, S.-Y., Nguyen, V.Q., Van Pham Dang, T., 2019. Future changes in rice yields over the Mekong River Delta due to climate change—Alarming or alerting? Theor. Appl. Climatol. 137, 545–555. https://doi.org/10.1007/s00704-018-2617-z

Johnson, A., Cézilly, F., 2009. The Greater Flamingo, 1st ed. T & AD Poyser.

Junk, W.J., An, S., Finlayson, C.M., Gopal, B., Květ, J., Mitchell, S.A., Mitsch, W.J., Robarts, R.D., 2013. Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis. Aquat. Sci. 75, 151–167. https://doi.org/10.1007/s00027-012-0278-z

Kayser, Y., Gauthier-Clerc, M., Bechet, A., Poulin, B., Massez, G., Cherain, Y., Paoli, J., Sadoul, N., Vialet, E., Paulus, G., Vincent-Martin, N., Pilard, P., Isenmann, P., 2008. Compte rendu ornithologique camarguais pour les années 2001-2006. Rev. DÉcologie 63, 299–349.

Kelly, C., Ellis, G., Flannery, W., 2019. Unravelling Persistent Problems to Transformative Marine Governance. Front. Mar. Sci. 6. https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00213

Kelly, R.A., Jakeman, A.J., Barreteau, O., Borsuk, M.E., ElSawah, S., Hamilton, S.H., Henriksen, H.J., Kuikka, S., Maier, H.R., Rizzoli, A.E., Van Delden, H., Voinov, A.A., 2013. Selecting among five common modelling approaches for integrated environmental assessment and management. Environ. Model. Softw. 47, 159–181. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.05.005

Kendy, E., Gérard-Marchant, P., Todd Walter, M., Zhang, Y., Liu, C., Steenhuis, T.S., 2003. A soil-water-balance approach to quantify groundwater recharge from irrigated cropland in the North China Plain. Hydrol. Process. 17, 2011–2031. https://doi.org/10.1002/hyp.1240

Kerr, J., 2007. Watershed Management: Lessons from Common Property Theory. Int. J. Commons I, 89–109.

Kim, N.W., Chung, I.M., Won, Y.S., Arnold, J.G., 2008. Development and application of the integrated SWAT–MODFLOW model. J. Hydrol. 356, 1–16. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.02.024

Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H.G., Tscharntke, T., 2011. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? Trends Ecol. Evol. 26, 474–481. https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.05.009

Koeble, R., Leip, A., Kempen, M., Petersen, J.-E., Gomez, O., Leip, D., Catarino, R., Bielza, M., Weiss, F., Rotllan-Puig, X., Paracchini, M.L., See, L., Van der Velde, M., 2024. EU Wide Disaggregated CAPRI Model Data: Crops, Livestock, Nitrogen In- and Outputs (Timeseries 2000-2018). https://doi.org/10.5281/zenodo.13992301

Kontgis, C., Schneider, A., Ozdogan, M., Kucharik, C., Tri, V.P.D., Duc, N.H., Schatz, J., 2019. Climate change

impacts on rice productivity in the Mekong River Delta. Appl. Geogr. 102, 71–83. https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2018.12.004

Lacoste, Y., 2006. Hérodote et un delta, il y a trente ans. Hérodote 121. https://doi.org/10.3917/her.121.0042

Lampach, N., Skøien, J.O., Ramos, H., Gaffuri, J., Koeble, R., See, L., van der Velde, M., 2025. Statistical atlas of European agriculture: gridded data from the agricultural census 2020 and the spatial distribution of CAP contextual indicators. Earth Syst. Sci. Data 17, 3893–3919. https://doi.org/10.5194/essd-17-3893-2025

Langevin, C.D., Hughes, J.D., Banta, E.R., Niswonger, R.G., Panday, Sorab, Provost, A.M., 2017. Documentation for the MODFLOW 6 Groundwater Flow Model: U.S. Geological Survey Techniques and Methods, book 6, chap. A55, 197 p (Techniques and Methods), Techniques and Methods.

Lardy, R., 2013. Notes sur les curve numbers.

Lazar, L., Rodino, S., Pop, R., Tiller, R., D'Haese, N., Viaene, P., De Kok, J.-L., 2022. Sustainable Development Scenarios in the Danube Delta—A Pilot Methodology for Decision Makers. Water 14, 3484. https://doi.org/10.3390/w14213484

Lebel, L., Anderies, J.M., Campbell, B., Folke, C., Hatfield-Dodds, S., Hughes, T.P., Wilson, J., 2006. Governance and the Capacity to Manage Resilience in Regional Social-Ecological Systems. Ecol. Soc. 11, art19. https://doi.org/10.5751/ES-01606-110119

Leenhardt, D., Therond, O., Cordier, M.-O., Gascuel-Odoux, 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. Environ. Model. Softw. 37, 125–133. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.03.010

Leenhardt, P., Stelzenmüller, V., Pascal, N., Probst, W.N., Aubanel, A., Bambridge, T., Charles, M., Clua, E., Féral, F., Quinquis, B., Salvat, B., Claudet, J., 2017. Exploring social-ecological dynamics of a coral reef resource system using participatory modeling and empirical data. Mar. Policy 78, 90–97. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.01.014

Lefebvre, G., Germain, C., Poulin, B., 2018. Mar-O-Sel v.3 : Un outil interactif pour promouvoir une gestion raisonnée des marais méditerranéens sous des conditions climatiques actuelles ou futures.

Lefebvre, G., Germain, C., Poulin, B., 2015. Contribution of rainfall vs. water management to Mediterranean wetland hydrology: Development of an interactive simulation tool to foster adaptation to climate variability. Environ. Model. Softw. 74, 39–47. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.08.004

Letcher, R.A., Croke, B.F.W., Jakeman, A.J., Merritt, W.S., 2006. An integrated modelling toolbox for water resources assessment and management in highland catchments: Model description. Agric. Syst. 89, 106–131. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2005.08.006

Levasseur, L., Doutriaux, E., 1992. 5. - Le coin salé du Grand Rhône et les travaux de creusement du seuil de Terrin. Journ. Hydraul. 22, 1–9.

Levavasseur, F., Martin, P., Bouty, C., Barbottin, A., Bretagnolle, V., Thérond, O., Scheurer, O., Piskiewicz, N., 2016. RPG Explorer: A new tool to ease the analysis of agricultural landscape dynamics with

the Land Parcel Identification System. Comput. Electron. Agric. 127, 541–552. https://doi.org/10.1016/j.compag.2016.07.015

Li, L., Lambert, M., Maier, H., Partington, D., Simmons, C., 2015. Assessment of the internal dynamics of the Australian Water Balance Model under different calibration regimes. Environ. Model. Softw. 66. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.12.015

Liu, Y., Gupta, H.V., 2007. Uncertainty in hydrologic modeling: Toward an integrated data assimilation framework. Water Resour. Res. 43. https://doi.org/10.1029/2006WR005756

Loubet, A., 2012. Modélisation de l'hydrosystème Vaccarès : contribution à une gestion adaptative des ressources en eau dans le delta du Rhône, France. Thses de doctorat. Aix-Marseille.

Lu, N., Liu, L., Yu, D., Fu, B., 2021. Navigating trade-offs in the social-ecological systems. Curr. Opin. Environ. Sustain., The dryland social-ecological systems in changing environments 48, 77–84. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2020.10.014

Maas, E.V., Hoffman, G.J., 1977. Crop Salt Tolerance—Current Assessment. J. Irrig. Drain. Div. 103, 115–134. https://doi.org/10.1061/JRCEA4.0001137

Mabrouk, M., Jonoski, A., Oude Essink, G.H.P., Uhlenbrook, S., 2019. Assessing the Fresh–Saline Groundwater Distribution in the Nile Delta Aquifer Using a 3D Variable-Density Groundwater Flow Model. Water 11, 1946. https://doi.org/10.3390/w11091946

Maier, H.R., Guillaume, J.H.A., van Delden, H., Riddell, G.A., Haasnoot, M., Kwakkel, J.H., 2016. An uncertain future, deep uncertainty, scenarios, robustness and adaptation: How do they fit together? Environ. Model. Softw. 81, 154–164. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.03.014

Maleki Tirabadi, M.S., Banihabib, M.E., Randhir, T.O., 2021. SWAT-S: A SWAT-salinity module for watershed-scale modeling of natural salinity. Environ. Model. Softw. 135, 104906. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104906

Mallareddy, M., Thirumalaikumar, R., Balasubramanian, P., Naseeruddin, R., Nithya, N., Mariadoss, A., Eazhilkrishna, N., Choudhary, A.K., Deiveegan, M., Subramanian, E., Padmaja, B., Vijayakumar, S., 2023. Maximizing Water Use Efficiency in Rice Farming: A Comprehensive Review of Innovative Irrigation Management Technologies. Water 15, 1802. https://doi.org/10.3390/w15101802Mallet, P., 2022. Rôle des infrastructures et des pratiques agroécologiques pour la conservation de la biodiversité dans les systèmes de grandes cultures en Camargue. Thèse de doctorat. Université d'Avignon.

Mallet, P., Béchet, A., Galewski, T., Mesléard, F., Hilaire, S., Lefebvre, G., Poulin, B., Sirami, C., 2022. Different components of landscape complexity are necessary to preserve multiple taxonomic groups in intensively-managed rice paddy landscapes. Agric. Ecosyst. Environ. 328, 107864. https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107864

Marson, P., Corre, L., Soubeyroux, J.-M., Sauquet, É., Explore2, 2024. Rapport de synthèse sur les projections climatiques régionalisées. https://doi.org/10.57745/PUR7ML

Martínez-López, J., Albaladejo, J., de Vente, J., 2024. Participatory modelling for sustainable development: Connecting coastal and rural social-ecological systems. Environ. Model. Softw. 177, 106061. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2024.106061

Mathevet, R., 2004. Camargue incertaine. Sciences, usages et natures, Buchet Chastel. ed, Ecologie. Paris.

Mathevet, R., Bousquet, F., Le Page, C., Antona, M., 2003a. Agent-based simulations of interactions between duck population, farming decisions and leasing of hunting rights in the Camargue (Southern France). Ecol. Model. 165, 107–126. https://doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00098-X

Mathevet, R., Etienne, M., Lynam, T., Calvet, C., 2011. Water Management in the Camargue Biosphere Reserve: Insights from Comparative Mental Models Analysis. Ecol. Soc. 16.

Mathevet, R., Lifran, R., Mauchamp, A., Lefebvre, G., Poulin, B., 2003b. ReedSim : Simulating Ecological and Economical Dynamics of Mediterranean Reedbeds. Proc. MODSIM03 Int. Congr. Model. Simul. Integr. Model. Biophys. Soc. Econ. Syst. Resour. Manag. Solut. Townsv. Pp 14-17.

Mathevet, R., Peluso, N.L., Couespel, A., Robbins, P., 2015. Using historical political ecology to understand the present: water, reeds, and biodiversity in the Camargue Biosphere Reserve, southern France. Ecol. Soc. 20. https://doi.org/10.5751/ES-07787-200417

Mathevet, R., Tourenq, C., Mesléard, F., 2002. Agricultural policies, land-use and waterbird conservation: the case study of a major Mediterranean wetland, the Camargue. Cybergeo Eur. J. Geogr. https://doi.org/10.4000/cybergeo.3755

Mazzega, P., Therond, O., Debril, T., March, H., Sibertin-Blanc, C., Lardy, R., Sant'ana, D., 2014. Critical multi-level governance issues of integrated modelling: An example of low-water management in the Adour-Garonne basin (France). J. Hydrol. 519, 2515–2526. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.09.043

McGinnis, M.D., Ostrom, E., 2014. Social-ecological system framework: initial changes and continuing challenges. Ecol. Soc. 19.

Meyer, A., Bannister-Tyrrell, M., Mackenzie, C., Stegeman, A., Cameron, A., 2020. Barriers to the adoption of a fish health data integration initiative in the Chilean salmonid production. Comput. Electron. Agric. 179, 105853. https://doi.org/10.1016/j.compag.2020.105853

Migairou-Leprince, J., 2021. Diversification des exploitations agricoles et conditions d'émergence de l'agroécologie en Camargue. Méthode du diagnostic agraire de la chaire d'agriculture comparée d'AgroParisTech (Mémoire). AgroParisTech, Paris (FRA).

Mijic, A., Liu, L., O'Keeffe, J., Dobson, B., Chun, K.P., 2024. A meta-model of socio-hydrological phenomena for sustainable water management. Nat. Sustain. 7, 7–14. https://doi.org/10.1038/s41893-023-01240-3

Millennium Ecosystem Assessment (Program) (Ed.), 2005. Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis: a report of the Millennium Ecosystem Assessment. World Resources Institute, Washington, DC.

Milliman, J.D., Broadus, J.M., Gable, F., 1989. Environmental and Economic Implications of Rising Sea Level and Subsiding Deltas: The Nile and Bengal Examples. Ambio 18, 340–345.

Moghbel, F., Mosaedi, A., Aguilar, J., Ghahraman, B., Ansari, H., Gonçalves, M.C., 2022. Uncertainty Analysis of HYDRUS-1D Model to Simulate Soil Salinity Dynamics under Saline Irrigation Water Conditions Using Markov Chain Monte Carlo Algorithm. Agronomy 12, 2793. https://doi.org/10.3390/agronomy12112793

Moulin, A., 2024. Conception d'une représentation numérique et spatialisée pour la modélisation intégrée de l'île de Camargue (Mémoire de Master). Université de Montpellier / Montpellier SupAgro.

Mouret, J.-C., 1988. Étude de l'agrosystème rizicole en Camargue dans ses relations avec le milieu et le système cultural : aspects particuliers de la fertilité (These de doctorat). Montpellier 2.

Mouret, J.-C., Leclerc, B., 2018. Le riz et la Camargue: vers des agroécosystèmes durables. Cardère Ed. Educ. 508.

Murgue, C., Lardy, R., Vavasseur, M., Burger-Leenhardt, D.D., Therond, O., 2014. Fine spatio-temporal simulation of cropping and farming systems effects on irrigation withdrawal dynamics within a river basin, in: 7. International Congress on Environmental Modelling and Software, Proceedings of the 7th International Congress on Environmental Modelling and Software (iEMSs). International Environmental Modelling and Software Society (iEMSs), Santiago, United States.

Murgue, C., Therond, O., Leenhardt, D., 2015. Toward integrated water and agricultural land management: Participatory design of agricultural landscapes. Land Use Policy 45, 52–63. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.01.011

Najjar, D., Nyantakyi-Frimpong, H., Devkota, R., Bentaibi, A., 2023. A feminist political ecology of agricultural innovations in smallholder farming systems: Experiences from wheat production in Morocco and Uzbekistan. Geoforum 146, 103865. https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2023.103865

Neitsch, S.L., 2012. SWAT Input Data: .gw.

Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Williams, J.R., 2009. Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009. (Technical Report 406). Texas Water Ressources Institute., Texas.

Niang, A., Pernollet, C.A., Gauthier-Clerc, M., Guillemain, M., 2016. A cost-benefit analysis of rice field winter flooding for conservation purposes in Camargue, Southern France. Agric. Ecosyst. Environ. 231, 193–205. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.018

Nicholls, R.J., Cazenave, A., 2010. Sea-Level Rise and Its Impact on Coastal Zones. Science 328, 1517–1520. https://doi.org/10.1126/science.1185782

Nicolas, D., Contournet, P., Hilaire, S., Crassart, T., Luna-Laurent, E., Milesi, D., Leborne, F., Boulongne, P., Parent, M., Boutron, O., Poulin, B., Thibault, M., 2021. Etude de la connectivité hydrobiologique entre le milieu marin et le complexe lagunaire du Vaccarès via les étangs et marais des salins de Camargue, suivis ichtyologiques 2016-2021. Rapport final, Tour du Valat.

Nilsson, L., Bunnefeld, N., Persson, J., Månsson, J., 2016. Large grazing birds and agriculture—predicting field use of common cranes and implications for crop damage prevention. Agric. Ecosyst. Environ. 219, 163–170. https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.12.021

Nolot, J.M., Debaeke, P., 2003. Principes et outils de conception, conduite et évaluation de systèmes de culture. Cah Agric 12 387–400.

Norgaard, R.B., Kallis, G., Kiparsky, M., 2009. Collectively engaging complex socio-ecological systems: re-envisioning science, governance, and the California Delta. Environ. Sci. Policy 12, 644–652. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2008.10.004

Oosterbaan, R.J., 2001. SALTMOD; description of principles, user manual, and examples of application, Version 1.1.

Oosterbaan, R.J., Abu Senna, M., 1990. Using SALTMOD to predict drainage and salinity in the Nile Delta. ILRI Annual Report 63–74.

Oteros-Rozas, E., Martín-López, B., Daw, T., Bohensky, E., Butler, J., Hill, R., Martin-Ortega, J., Quinlan, A., Ravera, F., Ruiz-Mallén, I., Thyresson, M., Mistry, J., Palomo, I., Peterson, G., Plieninger, T., Waylen, K., Beach, D., Bohnet, I., Hamann, M., Hanspach, J., Hubacek, K., Lavorel, S., Vilardy, S., 2015. Participatory scenario planning in place-based social-ecological research: insights and experiences from 23 case studies. Ecol. Soc. 20. https://doi.org/10.5751/ES-07985-200432

Padmaja, R., Kavitha, K., Pramanik, S., Duche, V.D., Singh, Y.U., Whitbread, A.M., Singh, R., Garg, K.K., Leder, S., 2020. Gender Transformative Impacts from Watershed Interventions: Insights from a Mixed-Methods Study in the Bundelkhand Region of India. Trans. ASABE 63, 153–163. https://doi.org/10.13031/trans.13568

Pahl-Wostl, C., 2009. A conceptual framework for analysing adaptive capacity and multi-level learning processes in resource governance regimes. Glob. Environ. Change 19, 354–365. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2009.06.001

Parida, A.K., Das, A.B., 2005. Salt tolerance and salinity effects on plants: a review. Ecotoxicol. Environ. Saf. 60, 324–349. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2004.06.010

Paris, F., Pedreros, R., Stépanian, A., Bulteau, T., Lecacheux, S., 2017. Modélisation de la submersion marine en Camargue. Rapport final.

PECHAC, 2022. Le changement climatique et ses effets dans la Réserve de biosphère de Camargue. Etat des connaissances en 10 questions/réponses.

Peng, Y., Welden, N., Renaud, F.G., 2023. A framework for integrating ecosystem services indicators into vulnerability and risk assessments of deltaic social-ecological systems. J. Environ. Manage. 326, 116682. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116682

Penman, H.L., 1948. Natural evaporation from open water, bare soil and grass. Proceedings of the Royal Society of London. Series A. Mathematical and Physical Sciences 193(1032), 120-145.

Picon, B., 1990. L'espace et le temps en Camargue. Actes Sud Littérature.

PNRC, 2013. Évolution de l'occupation du sol en Camargue en 20 ans (1991-2011).

Poizat, G., Chauvelon, P., Rosecchi, E., Crivelli, A.J., Contournet, P., 1999. Passage de poissons du Rhône par les pompes d'irrigation de Camargue : premiers résultats. Bull. Fr. Pêche Piscic. 31–43. https://doi.org/10.1051/kmae:1999019

Poizat, G., Rosecchi, E., Chauvelon, P., Contournet, P., Crivelli, A.J., 2004. Long-term fish and macro-crustacean community variation in a Mediterranean lagoon. Estuar. Coast. Shelf Sci. 59, 615–624. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2003.11.007

Pokhrel, Y., Burbano, M., Roush, J., Kang, H., Sridhar, V., Hyndman, D.W., 2018. A Review of the Integrated Effects of Changing Climate, Land Use, and Dams on Mekong River Hydrology. Water 10, 266. https://doi.org/10.3390/w10030266

Poulin, B., Lefebvre, G., Allard, S., Mathevet, R., 2009. Reed harvest and summer drawdown enhance bittern habitat in the Camargue. Biol. Conserv. 142, 689–695. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.11.020

Poulin, B., Lefebvre, G., Mathevet, R., 2005. Habitat selection by booming bitterns *Botaurus stellaris* in French Mediterranean reed-beds. Oryx 39, 265–274. https://doi.org/10.1017/S0030605305000864

Pretty, J., 2007. Agricultural sustainability: concepts, principles and evidence. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 363, 447–465. https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2163

Pretty, J., Bharucha, Z.P., 2014. Sustainable intensification in agricultural systems. Ann. Bot. 114, 1571–1596. https://doi.org/10.1093/aob/mcu205

Qiu, J., Game, E.T., Tallis, H., Olander, L.P., Glew, L., Kagan, J.S., Kalies, E.L., Michanowicz, D., Phelan, J., Polasky, S., Reed, J., Sills, E.O., Urban, D., Weaver, S.K., 2018. Evidence-Based Causal Chains for Linking Health, Development, and Conservation Actions. BioScience 68, 182–193. https://doi.org/10.1093/biosci/bix167

Rahman, M.M., Penny, G., Mondal, M.S., Zaman, M.H., Kryston, A., Salehin, M., Nahar, Q., Islam, M.S., Bolster, D., Tank, J.L., Müller, M.F., 2019. Salinization in large river deltas: Drivers, impacts and socio-hydrological feedbacks. Water Secur. 6, 100024. https://doi.org/10.1016/j.wasec.2019.100024

Ranatunga, K., Nation, E.R., Barratt, D.G., 2008. Review of soil water models and their applications in Australia. Environ. Model. Softw. 23, 1182–1206. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.02.003

Rathjens, H., Oppelt, N., Bosch, D.D., Arnold, J.G., Volk, M., 2015. Development of a grid-based version of the SWAT landscape model. Hydrol. Process. 29, 900–914. https://doi.org/10.1002/hyp.10197Redeker, C., Kantoush, S., 2014. The Nile Delta: Urbanizing on Diminishing Resources. Built Environ. 40 (2):201-212., 145–304.

Reed, M.S., Evely, A.C., Cundill, G., Fazey, I., Glass, J., Laing, A., Newig, J., Parrish, B., Prell, C., Raymond, C., Stringer, L.C., 2010. What is Social Learning? Ecol. Soc.

Reed, M.S., Kenter, J., Bonn, A., Broad, K., Burt, T.P., Fazey, I.R., Fraser, E.D.G., Hubacek, K., Nainggolan, D., Quinn, C.H., Stringer, L.C., Ravera, F., 2013. Participatory scenario development for environmental management: A methodological framework illustrated with experience from the UK uplands. J. Environ. Manage. 128, 345–362. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.016

Renaud, F.G., Syvitski, J.P., Sebesvari, Z., Werners, S.E., Kremer, H., Kuenzer, C., Ramesh, R., Jeuken, A., Friedrich, J., 2013. Tipping from the Holocene to the Anthropocene: How threatened are major world deltas? Curr. Opin. Environ. Sustain., Aquatic and marine systems 5, 644–654. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.11.007

Rhoades, J.D., Kandiah, A., Mashali, A.M., 1992. Chapter 2 - Saline waters as resources, in: The Use of Saline Waters for Crop Production.

Rodriguez-Gonzalez, P.T., Rico-Martinez, R., Rico-Ramirez, V., 2020. Effect of feedback loops on the sustainability and resilience of human-ecosystems. Ecol. Model. 426, 109018. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109018

Rousseau, A.N., Mailhot, A., Turcotte, R., Duchemin, M., Blanchette, C., Roux, M., Etong, N., Dupont, J., Villeneuve, J.-P., 2000. GIBSI – An integrated modelling system prototype for river basin management. Hydrobiologia 422, 465–475. https://doi.org/10.1023/A:1017030618572

Russi, D., ten Brink, P., Farmer, A., Badura, T., Coates, D., Förster, J., Kumar, R., Davidson, N., 2012. The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands. IEEP Lond. Bruss. 78 118p.

Rzigui, H., Dahmouni, M., Hörmann, G., Bogacki, W., Hachicha, M., 2022. assessment of soil salinity in cebala-borj touil irrigated area under different-climate change scenarios northeastern tunisia:

application of SaltMod tool.

Schlüter, S., Großmann, C., Diel, J., Wu, G.M., Tischer, S., Deubel, A., Rücknagel, J., 2018. Long-term effects of conventional and reduced tillage on soil structure, soil ecological and soil hydraulic properties. Geoderma, 332, 10–19.10.1016/j.geoderma.2018.07.001Schneider, M., Schelte, T., Schmitz, F., Körner, M., 2023. EuroCrops: The Largest Harmonized Open Crop Dataset Across the European Union. Sci. Data 10, 612. https://doi.org/10.1038/s41597-023-02517-0

Schneider, P., Asch, F., 2020. Rice production and food security in Asian Mega deltas—A review on characteristics, vulnerabilities and agricultural adaptation options to cope with climate change. J. Agron. Crop Sci. 206, 491–503. https://doi.org/10.1111/jac.12415

Schoups, G., Hopmans, J.W., 2002. Analytical Model for Vadose Zone Solute Transport with Root Water and Solute Uptake. Vadose Zone J. 1, 158–171. https://doi.org/10.2136/vzj2002.1580

Semence de Provence, Z., 2020. ARELATE Riz long A Demi-précoce.

Shaaban, M., Schwartz, C., Macpherson, J., Piorr, A., 2021. A Conceptual Model Framework for Mapping, Analyzing and Managing Supply–Demand Mismatches of Ecosystem Services in Agricultural Landscapes. Land 10, 131. https://doi.org/10.3390/land10020131

Sibertin-Blanc, C., Therond, O., Monteil, C., Mazzega, P., 2019. The Entity-Process Framework for Integrated Agent-Based Modeling of Social-Ecological Systems, in: Boulet, R., Lajaunie, C., Mazzega, P. (Eds.), Law, Public Policies and Complex Systems: Networks in Action, Law, Governance and Technology Series. Springer International Publishing, Cham, pp. 57–86. https://doi.org/10.1007/978-3-030-11506-7_4

Šimůnek, S., Van Genuchten, M.Th., Šejna, M., 2012. HYDRUS: Model Use, Calibration, and Validation. Trans. ASABE 55, 1263–1276. https://doi.org/10.13031/2013.42239

Singh, A., 2024. Effective Management of Water Resources Problems in Irrigated Agriculture Through Simulation Modeling. Water Resour. Manag. 38, 1–19. https://doi.org/10.1007/s11269-024-03796-x

Singh, A., 2016. Evaluating the effect of different management policies on the long-term sustainability of irrigated agriculture. Land Use Policy 54, 499–507. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.03.012

Singh, A., 2012. Validation of SaltMod for a semi-arid part of northwest India and some options for control of waterlogging. Agric. Water Manag. 115, 194–202. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.09.007

Skaggs, R.W., Youssef, M.A., Chescheir, G.M., 2012. DRAINMOD: Model Use, Calibration, and Validation. Trans. ASABE 55, 1509–1522. https://doi.org/10.13031/2013.42259

SNPN, 2020. Rapport d'activité 2020. Société nationale de protection de la nature.

SNPN, 2013. Compte rendu scientifique 2013. Réserve Naturelle de Camargue.

Stephenson, R.L., Hobday, A.J., Butler, I., Cannard, T., Cowlishaw, M., Cresswell, I., Cvitanovic, C., Day, J.C., Dobbs, K., Dutra, L.X.C., Frusher, S., Fudge, M., Fulton, B., Gillanders, B.M., Gollan, N., Haward, M., Hutton, T., Jordan, A., McDonald, J., Macleod, C., Pecl, G., Plaganyi, E.E., van Putten, I., Vince, J., Ward, T., 2023. Integrating management of marine activities in Australia. Ocean Coast. Manag. 234, 106465. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2022.106465

Stephenson, R.L., Hobday, A.J., Cvitanovic, C., Alexander, K.A., Begg, G.A., Bustamante, R.H., Dunstan, P.K., Frusher, S., Fudge, M., Fulton, E.A., Haward, M., Macleod, C., McDonald, J., Nash, K.L., Ogier, E., Pecl, G., Plagányi, É.E., van Putten, I., Smith, T., Ward, T.M., 2019. A practical framework for implementing and evaluating integrated management of marine activities. Ocean Coast. Manag. 177, 127–138. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.04.008

Stöckle, C.O., Donatelli, M., Nelson, R., 2003. CropSyst, a cropping systems simulation model. Eur. J. Agron. 18, 289–307. https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00109-0

Straatsma, M.W., Bloecker, A.M., Lenders, H.J.R., Leuven, R.S.E.W., Kleinhans, M.G., 2017. Biodiversity recovery following delta-wide measures for flood risk reduction. Sci. Adv. 3, e1602762. https://doi.org/10.1126/sciadv.1602762

Struik, P.C., Kuyper, T.W., 2017. Sustainable intensification in agriculture: the richer shade of green. A review. Agron. Sustain. Dev. 37, 39. https://doi.org/10.1007/s13593-017-0445-7

Syvitski, J.P.M., 2008. Deltas at risk. Sustain. Sci. 3, 23–32. https://doi.org/10.1007/s11625-008-0043-3

Syvitski, J.P.M., Kettner, A.J., Overeem, I., Hutton, E.W.H., Hannon, M.T., Brakenridge, G.R., Day, J., Vörösmarty, C., Saito, Y., Giosan, L., Nicholls, R.J., 2009. Sinking deltas due to human activities. Nat. Geosci. 2, 681–686. https://doi.org/10.1038/ngeo629

Syvitski, J.P.M., Saito, Y., 2007. Morphodynamics of deltas under the influence of humans. Glob. Planet. Change 57, 261–282. https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2006.12.001

Tamisier, A., Grillas, P., 1994. A review of habitat changes in the camargue: An assessment of the effects of the loss of biological diversity on the wintering waterfowl community. Biol. Conserv. 70, 39–47. https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)90297-6

Tanji, K.K., Kielen, N.C., 2002. Agricultural Drainage Water Management in Arid and Semi-Arid Areas Annex 1. Crop salt tolerance data, FAO. No 61. Rome.

Terrisse, A., Karner, M., Kaufmann, J., Ernoul, L., 2025. Characterizing governance models for upscaling wetland restoration. Environ. Manage. https://doi.org/10.1007/s00267-025-02132-2

Tessler, Z.D., Vörösmarty, C.J., Grossberg, M., Gladkova, I., Aizenman, H., Syvitski, J.P.M., Foufoula-Georgiou, E., 2015. Profiling risk and sustainability in coastal deltas of the world. Science 349, 638–643. https://doi.org/10.1126/science.aab3574

Therond, O., Belhouchette, H., Janssen, S., Louhichi, K., Ewert, F., Bergez, J.-E., Wery, J., Heckelei, T., Olsson, J.A., Leenhardt, D., Van Ittersum, M., 2009. Methodology to translate policy assessment problems into scenarios: the example of the SEAMLESS integrated framework. Environ. Sci. Policy, Integrated Assessment of Agricultural and Environmental Policies – concepts and tools 12, 619–630. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2009.01.013

Therond, O., Sibertin-Blanc, C., Lardy, R., Gaudou, B., Balestrat, M., Hong, Y., Louail, T., Nguyen, V.B., Panzoli, D., Sanchez-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. Presented at the 7th International Environmental Modelling and Software Society (iEMSs 2014), International Environmental Modelling and Software Society, p. 1.

Therond, O., Tichit, M., Tibi, A., Cahuzac, E., Salles, J.-M., d'autres, et, 2017. EFESE : Services

écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles. Rapport-complet.

Tittonell, P., 2014. Ecological intensification of agriculture — sustainable by nature. Curr. Opin. Environ. Sustain., SI: Sustainability governance and transformation 8, 53–61. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.08.006

Torres-Rondon, L., 2013. Etude et modélisation des transferts d'eau et de sel en milieu deltaïque agricole (Camargue-France). Thèse de doctorat. Université d'Avignon.

Tourenq, C., Aulagnier, S., Durieux, L., Lek, S., Mesléard, F., Johnson, A., Martin, J.-L., 2001. Identifying rice fields at risk from damage by the greater flamingo. J. Appl. Ecol. 38, 170–179. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00581.x

Tremoureux, M., 2019. Impacts de la gestion de l'eau en Camargue sur les services écosystémiques. Univ. Aix-Marseille Tour Valat 41.

Tribouillois, H., Constantin, J., Casal, L., Villerd, J., Therond, O., 2022. Introducing and expanding cover crops at the watershed scale: Impact on water flows. Agric. Ecosyst. Environ. 337, 108050. https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108050

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. Agric. For. Meteorol. 262, 412–422. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.07.026

Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. Ecol. Lett. 8, 857–874. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x

Tuong, P., Bouman, B.A.M., Mortimer, M., 2005. More Rice, Less Water—Integrated Approaches for Increasing Water Productivity in Irrigated Rice-Based Systems in Asia. Plant Prod. Sci. 8, 231–241. https://doi.org/10.1626/pps.8.231

Ullmann, A., Pirazzoli, P.A., Tomasin, A., 2007. Sea surges in Camargue: Trends over the 20th century. Cont. Shelf Res. 27, 922–934. https://doi.org/10.1016/j.csr.2006.12.001

U.S. Soil Conservation Service (SCS), 1972. National Engineering Handbook, Section 4: Hydrology. U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C.

USDA Soil Conservation Service., 1972. National Engineering Handbook Section 4 Hydrology. Chapters 4-10.

Vallecillo, D., 2019. des pistes pour la chasse au gibier d'eau de demain ?

Vallecillo, D., Guillemain, M., Bouchard, C., Roques, S., Champagnon, J., 2023. Influence of changes in local environmental variables on the distribution and abundance dynamics of wintering Teal Anas crecca. Biodivers. Conserv. Online September, 23. https://doi.org/10.1007/s10531-023-02713-9

Vallet-Coulomb, C., Radakovitch, O., de Montety, V., Hermitte, D., Sonzogni, C., Ollivier, P., Paul, M., 2009. L'EAU SOUTERRAINE EN CAMARGUE. André Monaco Wolfgang Ludwig Mireille Provansal Bernard Picon Golfe Lion Un Obs. L'environnement En Méditerranée QUAE 2759203115 Ffhal-01476540.

van Beek, L., Hajer, M., Pelzer, P., van Vuuren, D., Cassen, C., 2020. Anticipating futures through models: the rise of Integrated Assessment Modelling in the climate science-policy interface since 1970. Glob. Environ. Change 65, 102191. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2020.102191

van der Velde, M. van, Claverie, M., d'Andrimont, R., Machefer, M., Bosco, S., Catarino, R., Dentener, F., Angilieri, V., 2024. Policy relevant crop diversity monitoring based on earth observation and farmers' declarations. Environ. Res. Lett. 20, 014054. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ad9d61

van Staveren, M., van Tatenhove, J., 2016. Hydraulic engineering in the social-ecological delta: understanding the interplay between social, ecological, and technological systems in the Dutch delta by means of "delta trajectories." Ecol. Soc. 21. https://doi.org/10.5751/ES-08168-210108

Verbist, K., Cornelis, W.M., Schiettecatte, W., Oltenfreiter, G., Van Meirvenne, M., Gabriels, D., 2007. The influence of a compacted plow sole on saturation excess runoff. Soil & Tillage Research, 96(1–2), 292–302. 10.1016/j.still.2007.07.005Vikas, Ranjan, R., 2024. Agroecological approaches to sustainable development. Front. Sustain. Food Syst. 8. https://doi.org/10.3389/fsufs.2024.1405409

Voinov, A., Bousquet, F., 2010. Modelling with stakeholders. Environ. Model. Softw. 25, 1268–1281. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.03.007

Wang, F., Han, L., Liu, L., Bai, C., Ao, J., Hu, H., Li, R., Li, X., Guo, X., Wei, Y., 2024. Advancements and Perspective in the Quantitative Assessment of Soil Salinity Utilizing Remote Sensing and Machine Learning Algorithms: A Review. Remote Sens. 16, 4812. https://doi.org/10.3390/rs16244812

Ward, J.V., Tockner, K., Schiemer, F., 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity1. Regul. Rivers Res. Manag. 15, 125–139. https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199901/06)15:1/3<125::AID-RRR523>3.0.CO;2-E

Wezel, A., Gemmill Herren, B., Bezner Kerr, R., Barrios, E., Luiz Rodrigues Gonçalves, A., Sinclair, F., 2020. Agroecological principles and elements and their implications for transitioning to sustainable food systems. A review. Agronomy for Sustainable Development 40. https://doi.org/10.1007/s13593-020-00646-z

Wezel, A., Soboksa, G., McClelland, S., Delespesse, F., Boissau, A., 2015. The blurred boundaries of ecological, sustainable, and agroecological intensification: a review. Agron. Sustain. Dev. 35, 1283–1295. https://doi.org/10.1007/s13593-015-0333-y

Yao, R., Yang, J., Zhang, T., Hong, L., Wang, M., Yu, S., Wang, X., 2014. Studies on soil water and salt balances and scenarios simulation using SaltMod in a coastal reclaimed farming area of eastern China. Agric. Water Manag. 131, 115–123. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2013.09.014

Yi, J., Qiu, W., Hu, W., Zhang, H., Liu, M., Zhang, D., Wu, T., Tian, P., Jiang, Y., 2020. Effects of cultivation history in paddy rice on vertical water flows and related soil properties. Soil and Tillage Research, 200, 104613.Yu, Q., Kang, S., Hu, S., Zhang, L., Zhang, X., 2021. Modeling soil water-salt dynamics and crop response under severely saline condition using WAVES: Searching for a target irrigation volume for saline water irrigation. Agric. Water Manag. 256, 107100. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.107100

Yuen, K.W., Hanh, T.T., Quynh, V.D., Switzer, A.D., Teng, P., Lee, J.S.H., 2021. Interacting effects of land-use change and natural hazards on rice agriculture in the Mekong and Red River deltas in Vietnam. Nat. Hazards Earth Syst. Sci. 21, 1473–1493. https://doi.org/10.5194/nhess-21-1473-2021

Zhang, D., Guo, P., 2016. Integrated agriculture water management optimization model for water saving potential analysis. Agric. Water Manag., Special Issue: Water Management Strategies in Irrigated Areas Overseen by: Dr. Brent Clothier 170, 5–19. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.11.004

Zhu, Q., Xing, F., Wang, Y.P., Syvitski, J., Overeem, I., Guo, J., Li, Y., Tang, J., Yu, Q., Gao, J., Gao, S., 2024. Hidden delta degradation due to fluvial sediment decline and intensified marine storms. Sci. Adv. 10, eadk1698. https://doi.org/10.1126/sciadv.adk1698

ANNEXES

Annexe 1 : Detailed information on a) geology, b) climate c) ecological context and d) human activities of the Ile de Camargue

a) Geology

Traditionally, the Ile de Camargue is divised into two morphological units (Bouteyre and Toni 1972): i) fluvio-lagoonal (from Arles to south of the Vaccarès lagoon), composed of a fluvial cover, with riverbanks deposited over lagoonal salt formations (higher elevations), and ii) lagoonal-marine (south of the Vaccarès lagoon to the Mediterranean sea), consisting of marine and lagoonal deposits covered by a shallow fluvial layer (lower elevations) (Fig. 1). The soils are characterized by their marine or fluvial origin, and are classified as "raw mineral soil, slightly developed feeder soils, sodic soils and hydromorphic soils" (Bouteyre and Toni,1972).

b) Climate

The Rhône delta has a Mediterranean climate, with large amounts of sunshine (> 2,500 h/yr), summer drought, and abundant autumn precipitation. Summers are hot, and frost is infrequent (Loubet 2012). From 1989 to 2022, precipitation in the Camargue was significantly higher in winter than in summer, with a large mean annual water deficit of 890 mm/year (i.e. 560 mm mean annual precipitation vs. 1450 mm mean annual open-water evaporation).

c) Ecological context

The Camargue is one of the most biodiverse wetlands in the Mediterranean basin, containing many natural areas (which cover more than 33% of the region) and including a variety of habitat types: ponds, lagoons, marshes, dry grasslands, reedbeds, and salt meadows (with allomorphic vegetation) (Mathevet 2004, Picon 1990). Throughout the year, the Ile de Camargue hosts many waterbird species, which represent the delta's most emblematic taxonomic group, with one of the largest breeding colonies of greater flamingos (*Phoenicopterus roseus*) in the Mediterranean basin (Johnson and Cézilly 2009). In winter, it is a major staging area for common cranes (*Grus grus*), greylag geese (*Anser anser*), ducks (e.g. *Mareca strepera, Anas platyrhynchos, Anas crecca)*, and large amounts of passerines on farmland (Galewski and Devictor 2016).

Due to the abundance and diversity of natural habitats, the region supports many fish species (Crivelli 1981). However, ecological continuity can be complex due to the amount of hydraulic infrastructure in the area (Bouchard et al. 2022a, Nicolas et al. 2021). Fish populations include marine and freshwater species, with strong conservation concerns for two heritage species: the European eel (*Anguilla anguilla*) and short-snouted seahorse (*Hippocampus hippocampus*).

The delta was designated a UNESCO Biosphere Reserve in 1977 and a Ramsar site in 1986 due to its international importance for nesting, staging, and wintering waterbirds. France designated the Rhône delta a Regional Natural Park, which is a contract-based park established between national and local governments that must promote conservation of natural and cultural heritage. Strict biodiversity protection is enforced in four nature reserves.

Agricultural land is located in the northern, western, and eastern sections of the region (Fig 1), in three

zones (Migairou-Leprince 2021): i) alluvial ridges, near the Rhône, with high agricultural potential and cereal systems, vineyards, some cattle breeding, and market gardening; ii) intermediate elevations, consisting of a mosaic of environments with highly variable agricultural potential; and iii) the lowest hydromorphic and halomorphic elevations, generally in marshes or semi-natural environments, which are sometimes grazed by cattle or managed for environmental conservation. Flooded rice is cultivated in all of these areas, especially the lowest.

d) Human activities

The main human activities include agriculture, salt production, hunting, fishing, tourism, (including eco-tourism and birdwatching), and nature conservation. Most of these activities depend directly on water management, either pumping water from the Rhône (e.g. agriculture, hunting marshes) or managing the hydraulic structures/pumping stations that connect the region to the sea (i.e. salt production) (Béchet et al. 2009, Béchet et al. 2012, Béchet and Johnson, 2008, Boutron et al. 2021). Most of the land in the Camargue is privately owned, but ca. 20% of it is owned by national or regional government conservation organizations, including an agency for the conservation of coastal wetlands, as nature reserves and publicly managed marshes.

Annexe 2: Detailed information on water-flow processes

a) Water flows to and from the Rhône river

When the Rhône's flow is low, seawater can move upstream the river and the pumping stations are stopped to avoid transferring saline water into the irrigation canals (Ibañez et al. 1997, Levasseur and Doutriaux 1992). The canals are used mainly to fill and drain agricultural fields (No. e5) used to grow crops (No. e6), especially rice, or to rear livestock (No. e7), but are also used to flood natural marshes (No. e8), some of which are used for hunting. As livestock can drink from the canals, they have greatly eroded many of the banks (BRL 2004). Along the canals, fields are filled and drained using hydraulic valves, small bags to stop water flow, or short-term mobile pumping stations (photographs S1, S2, and S3 in the Annexe). The canals have low slopes, and even slightly reversed slopes in certain sections, especially after local dredging. Depending on the volume of water pumped and on wind conditions, some canals can flow in either direction. In addition to the ones connected to the Rhône, pumping stations have been installed in several places in the canal network (Nos. e9 and e16) to ensure that upstream canals remain connected to higher-elevation downstream canals.

The aquatic ecosystem in the center of the Ile de Camargue includes three interconnected lagoons that form the Vaccarès lagoon system (No. e10 in Fig. 3): Vaccarès, Impériaux and Lion/Dame (Fig. 2b). The Vaccarès lagoon system receives some of the Ile de Camargue's drainage water that is not pumped back into the Rhône. Water is supplied continuously throughout the year via the Fumemorte drainage canal (Fig. 2a), which outlet has no water-control structure. Four other main drainage canals can supply additional drainage water to the Vaccarès lagoon system: i) Roquemaure (Fig. 2a) (depending on the management of the " Mar" hydraulic structure, 4.5 km from the Vaccarès lagoon system), ii) Rousty (depending on management of the sluice gates at its outlet in the Vaccarès lagoon system; No. e11 in Fig. 3), iii) Sigoulette (depending on management of the sluice gates at its outlet in the Vaccarès lagoon system), and iv) Consécanière (pumping station of the "Three Gorges"). Approximately 10 small drainage canals can supply water to the Vaccarès lagoon system, but their combined volume is much lower (Boutron et al. 2015). As the slopes are shallow, high water levels in the lagoons may cause saline water in them to flow into drainage canals, which prevents pumping water out of fields used for livestock to keep them from being flooded. The wind can also cause or exacerbate this reverse flow.

b) Connections to the sea

At two locations (Fig. 2a), two pumping stations can be activated to pump additional saline water from the former saltworks into the pre-concentration ponds of the Salins de Giraud saltworks (No. e15), which remains in operation. Exchanges of surface water between the Ile de Camargue and the sea are managed in the coastal lagoons, except for the Station de l'Eolienne pumping station (No.e16), which is used to drain water directly into the sea near the Pertuis de la Fourcade.

c) Groundwater flows

Groundwater and its associated salt can be exchanged indirectly in the Ile de Camargue due to water management. The Rhône delta contains a deep aquifer and a shallow aquifer composed of fine sediments of fluvio-lagoonal and lagoonal-marine origin. They are separated by a thick layer of clay, silt, and peat, which strongly limits potential exchanges between them (Torres-Rondon 2013). Soil salinity varies greatly within and among the region's agricultural fields due to geomorphology, including the shallowness of groundwater, and the high evapotranspiration, which causes salt to accumulate at lower elevations (Torres-Rondon 2013).

Annexe 3: Detailed information on water governance

a) Irrigation and drainage

The canals and pumping stations are managed and maintained by private farmers or farmer associations (No. e24 in Fig 3. coordinated by SMGAS, except for one that is managed by Saintes-Maries-de-la-Mer. Most private pumping stations are owned by farmers who have land near the banks of the Rhône. Most land further inland depends on collective hydraulic networks (Mathevet 2004). In either case, the price of irrigation water is established by the French Waterways Organization (No. e25). The ability to pump water is based on the type of crop, the location of the salt wedge in the Rhône, the price of irrigation water, and the cost of energy required to run the pumps (No. e26).

Farmer associations are organized into irrigation or drainage associations, which collectively manage 53 pumps at 13 pumping stations:

- 14 irrigation associations: 8 with inlets on the Grand Rhone (151.5-195.8 m^3) and 6 with inlets on the Petit Rhone (44.5-63.0 m^3). These associations cover 21,300 ha, of which 7850 ha are irrigated.
- 13 drainage associations (Fig. 3b) drain more than 40,000 ha, including 32,240 ha whose water drains into the Rhône via pumping stations, and 7,935 ha whose water drains into the Vaccarès lagoon system, mainly via the Fumemorte, Roquemaure, and Versadou canals (Fig. 3a).

Irrigation and private drainage: 74 farms are irrigated by 100 private pumping stations directly in the Rhone. Approximately 175 million m^3 were pumped in 1994. From 1988-1994, 44% of the total volume was pumped by the private sector.

b) Coastal lagoons

The local stakeholders taking part in the WEC (No. e28, Fig 3.) to managed the valves of the Pertuis de la Fourcade (No. e12) are: French government authorities, farmers, fishermen, SMGAS, representatives of local residents, SNPN, managers of the Impériaux lagoon, city of Saintes-Maries-de-la-Mer, and scientists.

For the 2 following sites, the water management implemented aims to favour hydro-saline conditions beneficial to fish, birds and plant species (e.g. seagrass) of several Mediterranean environments being restored on the site, while seeking to reduce the risks of coastal flooding, erosion and salinization.

i) The Camargue National Reserve, managed by the National Society for the Protection of Nature (SNPN), covers part of the Vaccarès lagoon, where all extractive activities are prohibited. The Impériaux lagoon is designated a sensitive natural space.

ii) The Camargue National Reserve, Tour du Valat, and Regional Natural Park manage the lagoons and marshes of the former saltworks via an ecological restoration programme for abandoned saltworks (No. e27) (Davranche et al. 2023).

Changes in precipitation and evaporation, along with a 3-4 mm increase in sea level per year (PECHAC 2022, Ullmann et al. 2007) in the Ile de Camargue prompted stakeholders to regularly adapt management of these sluices gates.

Annexe 4: Detailed information on agriculture

a) Livestock farming

The Camargue has mixed crop-livestock systems and traditional farms with semi-feral bulls, which allow for crop diversification after a rice monoculture, and livestock farming can replace vineyards on certain fields. Farmers set up grazing areas for livestock on natural meadows, natural marshes, and irrigable fields. Some fields can be managed as marshes to graze bulls or for hunting.

The semi-feral bull farms benefit from a local reputation in bullfighting circles. Some farms are owned, while others rent or have grazing contracts for most of their area. Tourism and leasing marshes for hunting are additional sources of income for the farms. Bull breeding and traditional activities are organized to attract tourists, such as the capturing and branding of bulls, bullfighting, an annual bull race, and horse riding. Many of the farms are organic, as their extensive herds are easier to convert to organic requirements. The ability to produce alfalfa and grassland on the farm also makes it easier to convert the fields to organic farming (Migairou-Leprince 2021).

Annexe 5: Detailed information on biodiversity

a) Bird

Due to the diversity of habitats in the Ile de Camargue, 113 bird species (e.g. flamingos, ducks, herons, cranes) are present for breeding, migration, and wintering periods (Kayser et al. 2008) (Fig. 5).

Waterbirds staging and breeding relies directly on flooded areas, salinity and quality of water. For example, salinity and marshland surface area can decrease the abundance of most duck species (Brochet et al. 2009), these criteria depend to some extent on the irrigation management. Studies have highlighted that annual changes in Eurasian teal (*Anas crecca*) abundance are due to salinity and the open-water area available (Vallecillo et al. 2023). The water level of the Vaccarès lagoon is a good predictor of the abundance of breeding greater flamingos in spring as it correlates with the foraging area available to them (Béchet and Johnson 2008).

The Camargue hosts four types of hunting (Mathevet 2004):

- Communal, with membership of and subscription to the communal association and leased hunting grounds, which are public or private
- Private, in which hunters, who often do not live in the Camargue, lease hunting rights from a landowner or the hunting association. This includes land owned by large landowners, often farmers. The number of ducks taken depends on the price of the hunting right.
- Commercial or day, with the release of farm-raised mallards (*Anas platyrhynchos*)
- Business or social, for a landowner's guests, which may occur along with private hunting, with the guests contributing to the costs of marsh management

b) Fish

Many fish in the Camargue are of commercial interest, such as the European sea bass (*Dicentrarchus labrax*), sargo (*Diplodus sargus*), gilt-head bream (*Sparus aurata),* sole (*Solea solea*), and turbot (*Scophthalmus maximus*). As the Gulf of Beauduc and the lagoons have high nutrient concentrations and plankton density, they host the most species. Several species of sharks and rays thrive on the sandy seabed of the Camargue. Eels such as the European eel and silver eel are some of Camargue's most emblematic species, which live there before they leave to reproduce in the Sargasso Sea.

The fish community in the irrigation canals comes from the Rhône because its fish pass through pumping stations and then enter the Vaccarès lagoon system (Poizat et al. 1999). The species include the European eel, Rhône shad *(Alosa fallax),* and sea lamprey *(Petromyzon marinus)*. Fish require high water quality, which is a concern due to the pesticides used in the Camargue and the increased risk of flows of saline water into the canals. Fish are a strong commercial interest in the Camargue, depending on the type of fishing authorized.

The Ile de Camargue hosts three main types of fishing:

- Professional, mainly in the Vaccarès lagoon system. It requires obtaining authorization to fish. Professional fishing occurs in several types of environments. At sea, nets are used to catch sole, European sea bass, gilt-head bream (*Sparus aurata*), tuna (*Thunnus* spp.), and turbot (*Scophthalmus maximus*). In the ponds, a few dozen fishermen catch mainly eels and silversides (*Atherina* spp). In the Rhône, fishermen catch mainly species with a high commercial value (e.g. sea bass, eels, flounder, mullet (*Mugil* spp.).

- Licensed recreational, which occurs in the Rhône, the canals, and the former saltworks. It requires obtaining a license from the fishing federation.

Unlicensed recreational, which is allowed only in the sea or the Beauduc lagoon.

Annexe 6: Pictures of the hydraulic infrastructure to flood a rice field: mobile pumping station

S1 : 

S2 : 

S3 : 

Annexe 7: Report of the meeting with local stakeholders

The main issues to emerge from the meeting could be divided into three groups: the global one, the marginal one and the future one. The global ones are the ones which the majority of the groups spoke about and/or which are an integral part of the questions being asked in the region. The marginal ones are the one cited by only a group or really precise. The future ones are questions that are very likely to arise in the future or prospective scenarios

Global issues:

- Importance of agriculture to the region, and should be adapted to the environment, taking into account natural areas (Vaccarès) and joint management based on multiple objectives (conservation, fishery, hunting). The dynamics of agricultural land must be taken into account. Historically, there have been a number of increases and decreases in agricultural land. At present, the area is shrinking as a result of salinisation and urbanisation.
- Agriculture is particularly affected by changes in subsidies, especially the CAP. Indeed, subsidies have a direct effect on crop rotation, and production systems are highly responsive. Since the reduction in agricultural support and subsidies for industrial tomato growing, rice fields are gradually being replaced by market gardening. The dynamics of organic farming plots show the impact of CAP aid, as there is aid for conversion but not for maintenance, and many plots in the region oscillate between organic and conventional farming.
- There seems to be a need for technical and economic balance in farming systems: solutions that are technically possible and economically viable. In particular, through the possibility of using plant protection products and therefore the acceptance of these products and their correct use. This requires collaboration and negotiation rather than just regulation.
- Farmers finance most of the hydraulic systems in the area (canal network, pumping station). Farmers pay significant costs to maintain the network of canals and pumps. The price of the water and energy needed to bring fresh water to the area is also paid in full by them via the canal network. Energy costs have also undergone very significant inflation, which may raise questions about the future of irrigation based almost entirely on pumping. The seasonal nature of energy costs raises questions, with very high prices in winter preventing pumping even though this is the period when there is the most water in the Rhône. A tax from the French water agency could also be applied in the Camargue. As there is an interconnection between economic activities, farmers pay for water that is used also for other economic activities (hunting, fishing, environmental protection, tourism). Would the system of funding weights need to be reviewed to enable major costs to be shared, so as to avoid the problems of seasonal costs, for example? Another point to emphasise about irrigation funding is that pricing is based on the number of hectares to be irrigated and not on the volume of irrigation used, as this volume is not known.
- The need for lagoon environments such as the Vaccarès (downstream environments) to receive water from agricultural basins.
- Water management around agricultural plots: rice or gravity-fed irrigation solely to manage salt rises: the question of submergence in winter for plots that are irrigated or not, then for the management of hydro saline dynamics, such as alfalfa, which is, now, often irrigated by submergence. With salt rises becoming increasingly common, dry crops will probably require flood irrigation in the future.
- WEC: arena not adapted to water management on the Ile de Camargue, only the Pertuis de la Fourcade

is discussed (fish, fishing and seawater inflow), no discussion of freshwater, created following the floods. Governance does not seem clear to the stakeholders in the area. There seems to be a need to create a new body for freshwater management, such as a local water commission. For some stakeholders in the agricultural sector, there seems to be a problem with managing the balance between salt water and fresh water from the point of view of fish alone, with fishermen deciding on sea entries. A plant purification project that is currently being set up opens up a good prospect.

- Rapid change in the size of farms due to the age pyramid of farmers, leading to rapid changes in practices and crop rotation.
- Diversification constrained by the altitude of the plots
- The balance between salt and fresh water determines the presence and abundance of bird and fish species, and therefore has an impact on other economic activities such as fishing, hunting and tourism.
- Another impact on avifauna is the dynamics of agricultural areas (particularly land use), which can have an impact on their capacity to host birds (particularly with intermediate cover).

Marginal issues:

- Problem of illegal fishing and poaching in the area (carp, catfish). The main problem is on the Vaccarès. Catfish depend on the connectivity of the canals.
- Commercial exploitation of crayfish limited by regulations (problem of invasive species that cannot be kept alive).
- Need to control water ingress and drainage in the plots to keep the soil alive and introduce conservation agriculture, particularly on plots with hydromorphic conditions.

Futures issues?

- A change from snow regime to rain regime in the Alps could alter water flows in the Rhône.
- Reconsideration of traditional Camargue activities at regulatory level: Camargue race and bullfighting. This would lead to a reduction in activity, and therefore a reduction in herds and grazing areas, which could have an impact on tourism.
- Developments in crop pests and adapted pesticides
- What is the cost of protecting the coastline and the effect of climate change: a fixed territory or accompanying global change? Taking into account the cost of energy for the volume of water consumed by different activities (agriculture, hunting, fishing, tourism) and therefore sharing the cost of irrigation.
- Water harvesting techniques to access fresh water without the constraints of the Rhône and the sea: dew, humidity, water in the air.

Annexe 8 : Calibration de nouvelles cultures dans MAELIA (riz et tomate)

Rapport paramétrage riz dans MAELIA

Pour calibrer une nouvelle culture dans AqYield, il faut :

- Extraire les stades phénologiques et sommes de degrés-jour associées à l'aide de STICS
- Calibrer la croissance de la culture avec l'évapotranspiration
- On ne calibrera pas les acquisitions d'azote

Nous avons décidé de calibrer deux espèces de riz présente sdans STICS :

- Ariete
- Thaibonnet

1. Stades phénologiques

Pour Ariete :

Identification avec STICS de :

- La somme de degrés-jour à l'émergence : **80** °j
- La somme de degrés-jour à la floraison : **950** °j
- La somme de degrés-jour à la maturité physiologique : **1250** °j

Pour Thaibonnet :

Identification avec STICS de :

- La somme de degrés-jour à l'émergence : **140** °j
- La somme de degrés-jour à la floraison : **980** °j
- La somme de degrés-jour à la maturité physiologique : **1480** °j

2. Calibration de la culture avec évapotranspiration

1ère étape : identification des années avec rayonnement maximal (suivant données météo Camargue) : 2017 (rayonnement max 3101 J/cm² et rayonnement moyen 2164 J/cm²), 2021 (rayonnement max 3075 J/cm² et rayonnement moyen 2128 J/cm²), 2022 (rayonnement max 3147 J/cm² et rayonnement moyen 2174 J/cm²).

2ème étape : simulation avec STICS sans stress hydrique ni stress azoté sur 3 à 4 situations pédoclimatiques (Camargue, année météo 2017, 2021 et 2022).

3ème étape : dans le fichier espècesCultivees.csv de MAELIA : renseigner pour Ariete Tbase = **12**° et Tmax = **30**° (valeurs STICS) et pour Thaibonnet Tbase = **12**° et Tmax = **30**°.

4ème étape : optimisation par essai-erreur des valeurs de Kmax et Cvig.

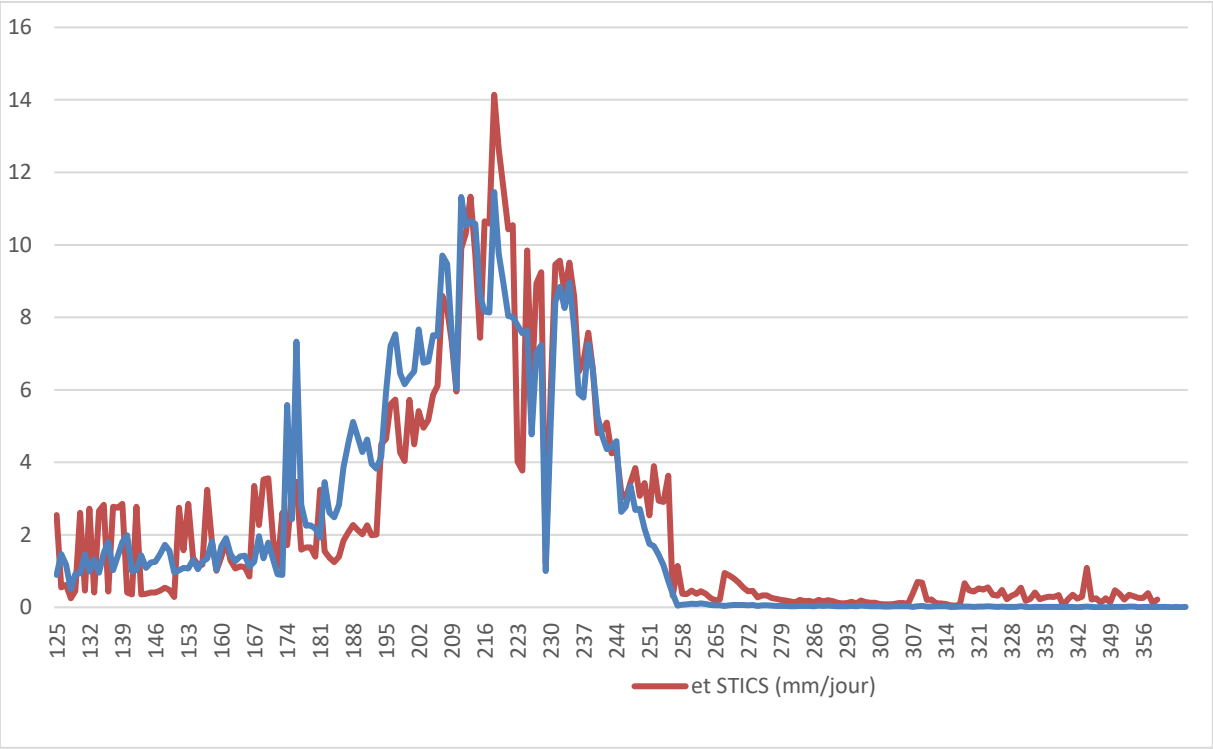
Kmax est la valeur du coefficient cultural Kc maximum de la culture

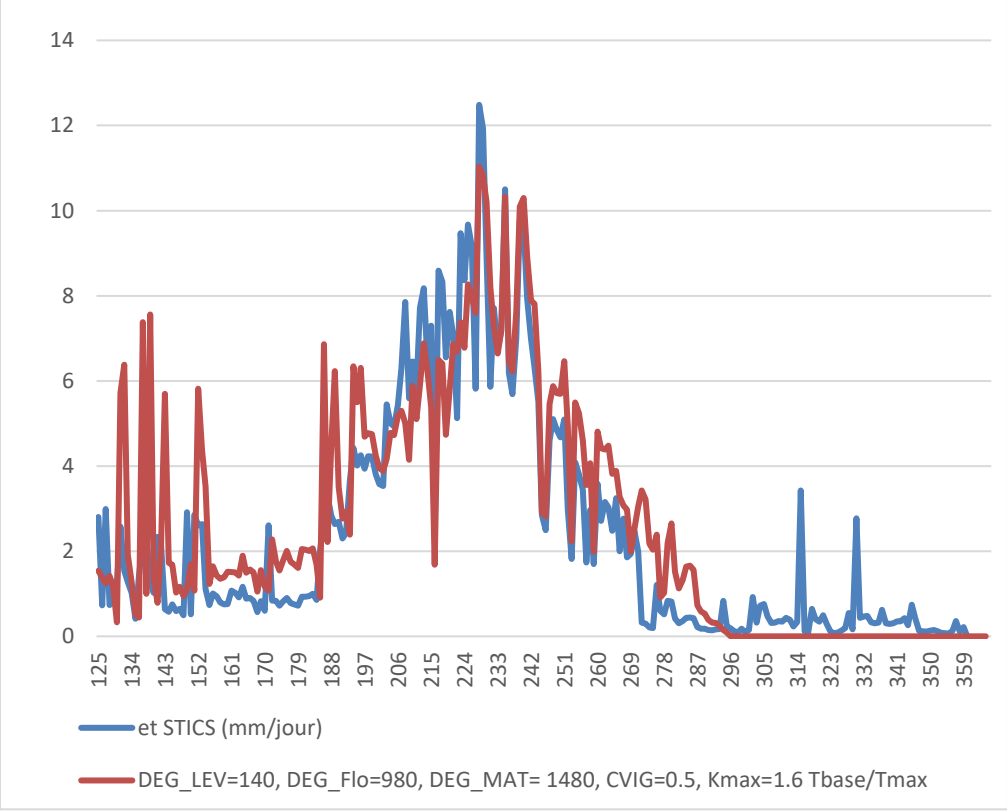
Cvig Coefficient de vigueur de développement déterminant la pente de la croissance de la courbe de Kc

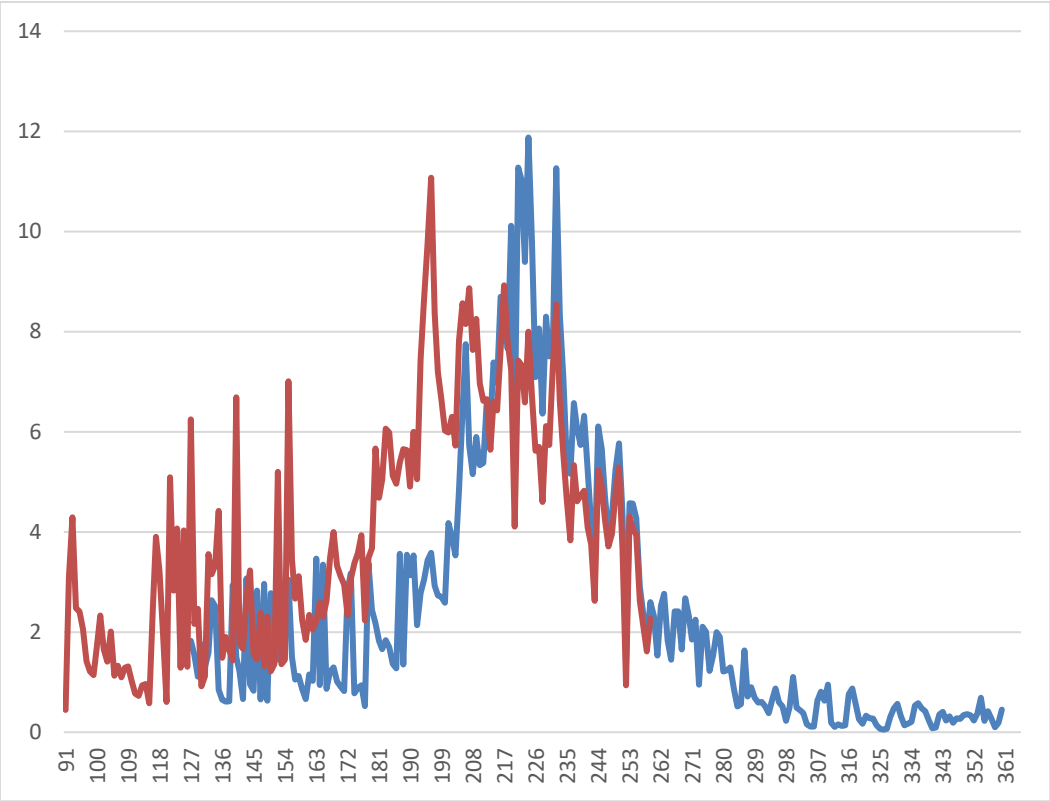
Les erreurs sont calculées à partir de la méthode RMSE (Root Mean Square Error).

Essai / erreur entre plusieurs valeurs comparaison avec données de simulation STICS pour Ariete

KMAX	*1.6*	1.4	1.6
CVIG	*0.5*	0.8	0.6
Année	2022		
Erreur KcMax	*0.003*	0.22	0.07
Erreur Cvig	*0.0002*	0.05	0.02
Erreur cumulée	*0.001*	0.027	0.003
Année	2021		
Erreur KcMax	*0.05*	0.41	0.12
Erreur Cvig	*0.002*	0.0003	0.008
Erreur cumulée	*0.024*	0.2	0.06
Année	2017		
Erreur KcMax	*0.89*	6.9	0.93
Erreur Cvig	*0.02*	0.04	0.019
Erreur cumulée	*0.45*	3.46	0.48
Erreur cumulée années confondues	***0.16***	**1.2**	**0.19**


16
14
12
10
8
6
4
2
0
125 132 139 146 153 160 167 174 181 188 195 202 209 216 223 230 237 244 251 258 265 272 279 286 293 300 307 314 321 328 335 342 349 356
et STICS (mm/jour)

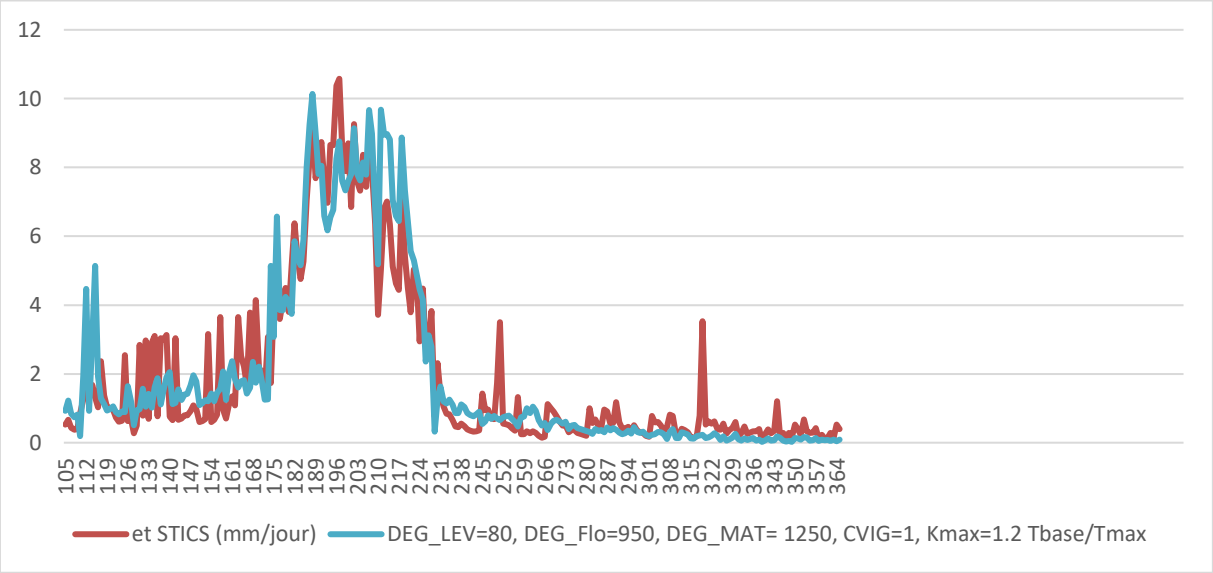

14
12
10
8
6
4
2
0
125 134 143 152 161 170 179 188 197 206 215 224 233 242 251 260 269 278 287 296 305 314 323 332 341 350 359
et STICS (mm/jour)
DEG_LEV=140, DEG_Flo=980, DEG_MAT= 1480, CVIG=0.5, Kmax=1.6 Tbase/Tmax

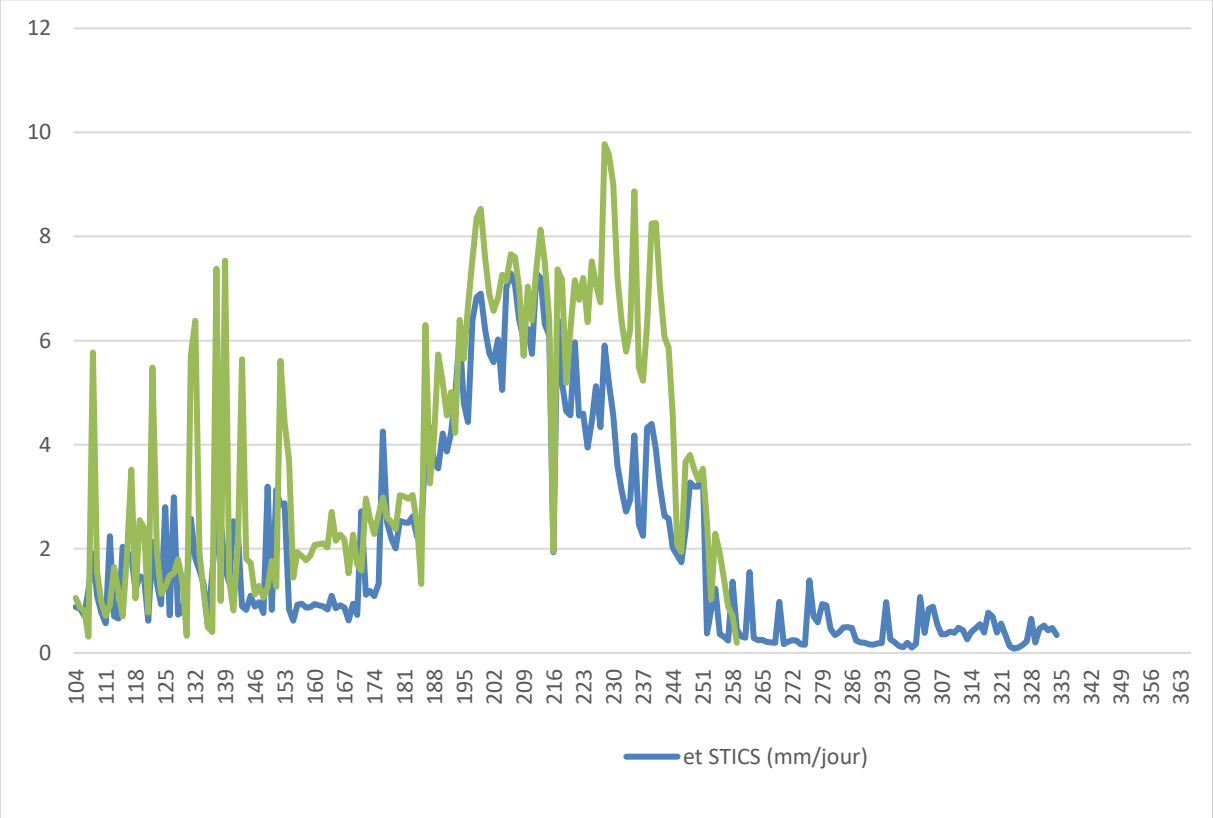


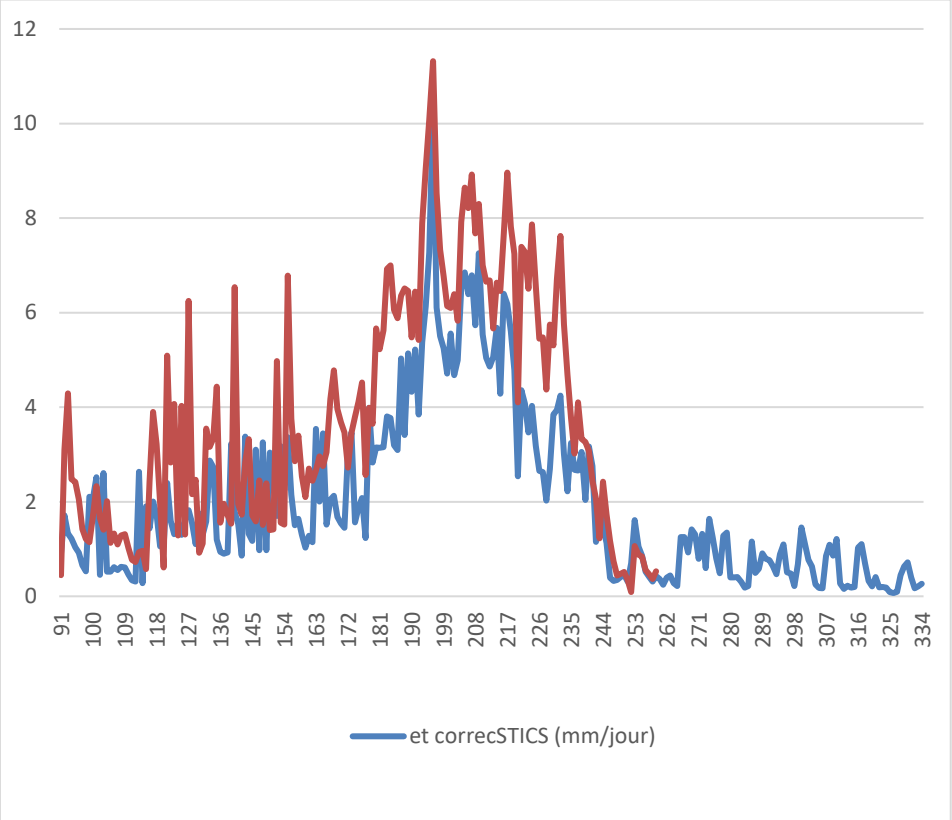
Essai / erreur entre plusieurs valeurs et comparaison avec données de simulation STICS pour Thaibonnet

KMAX	*1.2*	1.1	1
CVIG	*1*	1	1
Année	2022		
Erreur KcMax	*0.32*	0.69	1.05
Erreur Cvig	*0.02*	0.04	0.05
Erreur cumulée	*0.05*	0.22	0.56
Année	2021		
Erreur KcMax	*0.73*	0.9	1.26
Erreur Cvig	*0.02*	0.03	0.04
Erreur cumulée	*0.27*	0.41	0.80
Année	2017		
Erreur KcMax	*0.74*	1.71	1.8

Erreur Cvig	*0.04*	0.08	0.08
Erreur cumulée	*0.28*	1.47	1.7
Erreur cumulée années confondues	***0.20***	**0.70**	**0.91**







Rapport paramétrage tomate dans MAELIA

Pour calibrer une nouvelle culture dans AqYield, il faut :

- Extraire les stades phénologiques et sommes de degrés-jour associées à l'aide de STICS
- Calibrer la croissance de la culture avec l'évapotranspiration
- On ne calibrera pas les acquisitions d'azote

3. Stades phénologiques

Identification avec STICS de :

- La somme de degrés-jour à l'émergence : 200 °j
- La somme de degrés-jour à la floraison : 800 °j
- La somme de degrés-jour à la maturité physiologique : 4000 °j

4. Calibration de la culture avec évapotranspiration

1ère étape : identification des années avec rayonnement max (suivant données météo Camargue) : 2017 (rayonnement max 3101 J/cm² et rayonnement moyen 2164 J/cm²), 2021 (rayonnement max 3075 J/cm² et rayonnement moyen 2128 J/cm²), 2022 (rayonnement max 3147 J/cm² et rayonnement moyen 2174 J/cm²).

2ème étape : simulation avec STICS sans stress hydrique ni stress azoté sur 3 à 4 situations pédoclimatiques (Camargue, année météo 2017, 2021 et 2022).

3ème étape : dans le fichier espècesCultivees.csv de MAELIA : renseigner Tbase = 10° et Tmax = 30° (valeurs STICS).

4ème étape : optimisation par essai-erreur des valeurs de Kmax et Cvig.

Kmax est la valeur du coefficient cultural Kc maximum de la culture

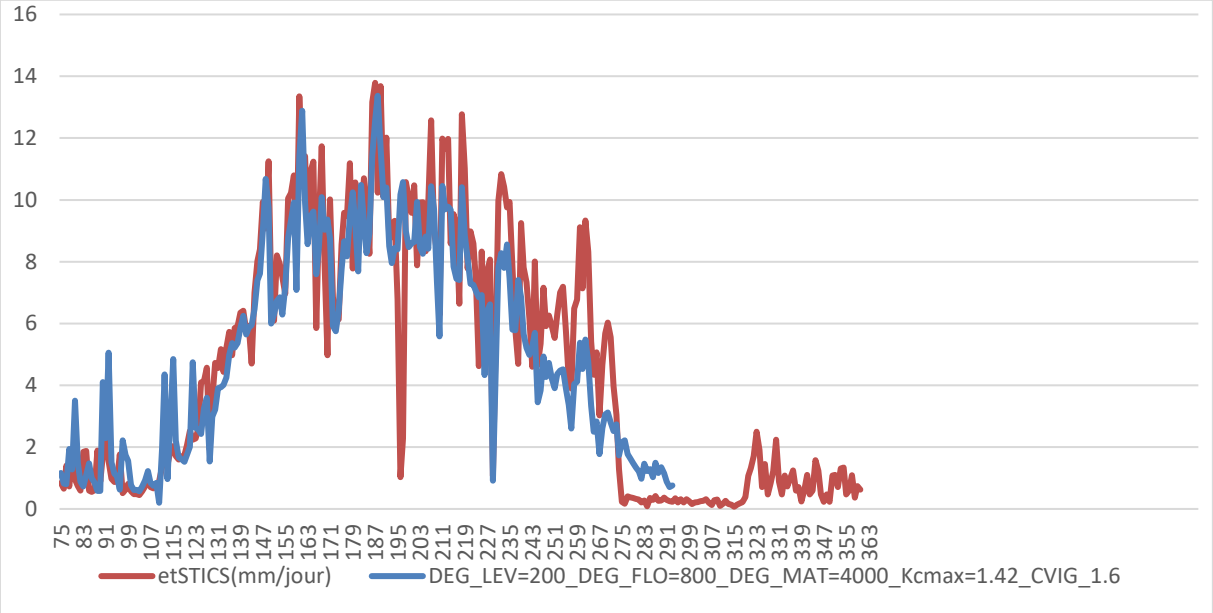
Cvig Coefficient de vigueur de développement déterminant la pente de la croissance de la courbe de Kc

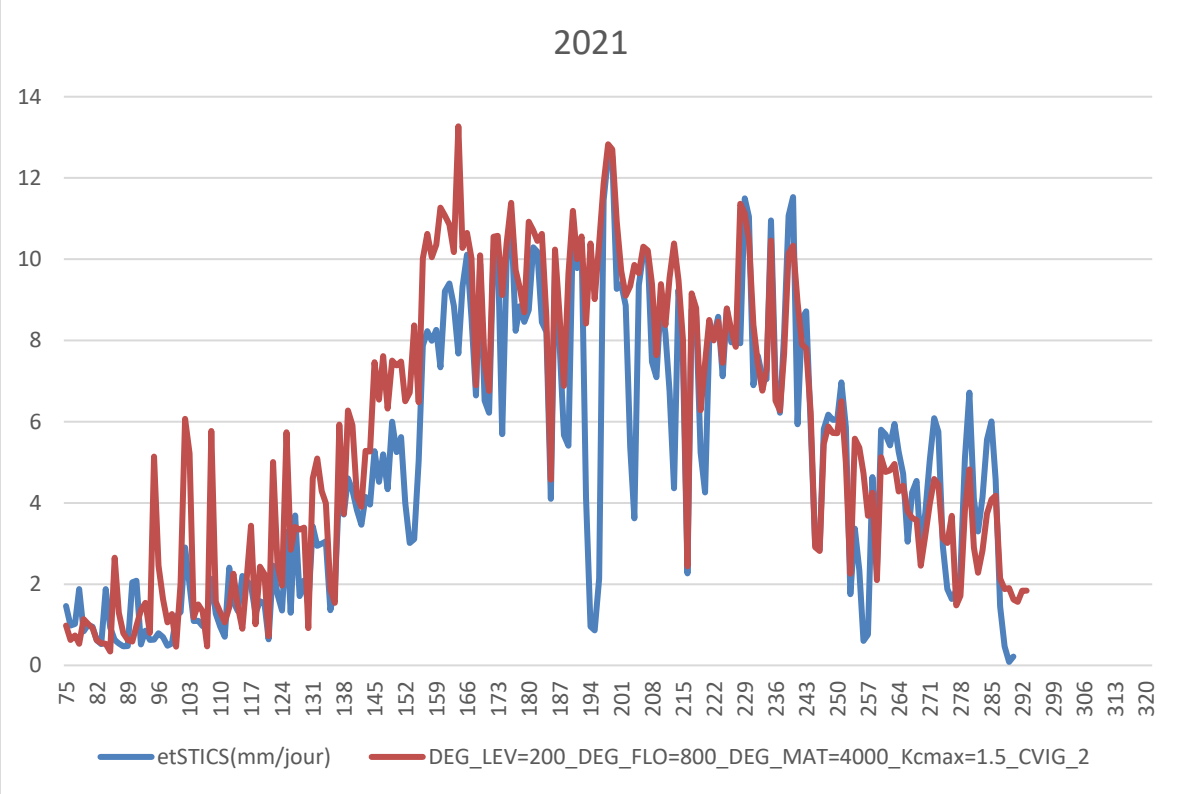
Les erreurs sont calculées à partir de la méthode RMSE (Root Mean Square Error).

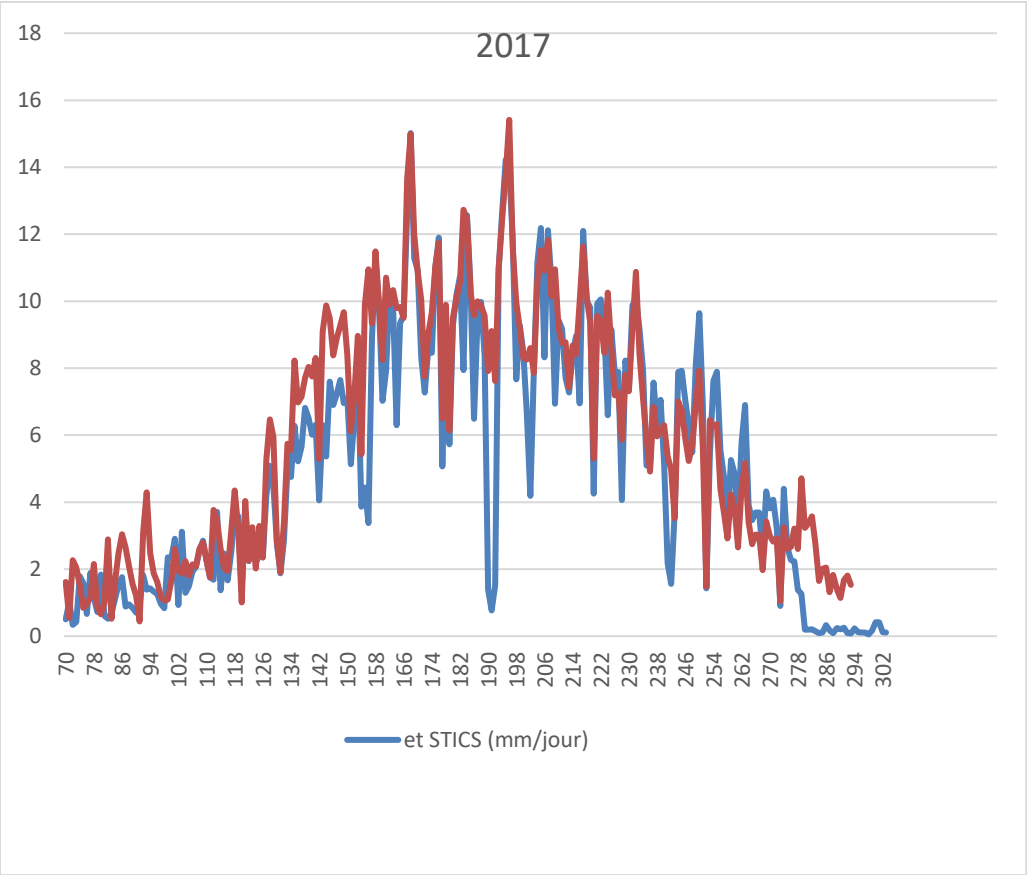
Essai / erreur entre plusieurs valeurs comparaison avec données de simulation STICS

KMAX	*1.42*	1.45	1.5	1.48	1.4	1.4
CVIG	*1.6*	2	2	2.5	3.5	4.5
Année	2022					
Erreur KcMax	*0.553*	0.228	0.007	0.097	0.100	0.022
Erreur Cvig	*0.027*	0.017	0.010	0.007	0.013	0.010
Erreur cumulée	*0.153*	0.026	0.00007	0.005	0.005	0.0003
Année	2021					
Erreur KcMax	*0.692*	0.993	1.247	1.278	0.977	1.044
Erreur Cvig	*0.007*	0.017	0.024	0.025	0.016	0.018
Erreur cumulée	*0.239*	0.494	0.778	0.817	0.476	0.544
Année	2017					
Erreur KcMax	*0.504*	0.835	1.124	1.134	0.742	0.782
Erreur Cvig	*0.0008*	0.007	0.012	0.012	0.005	0.005
Erreur cumulée	*0.127*	0.348	0.632	0.644	0.275	0.306
Erreur	***0.17***	**0.29**	**0.47**	**0.49**	**0.25**	**0.28**

cumulée années confondues						






2017
18
16
14
12
10
8
6
4
2
0
70
78
86
94
102
110
118
126
134
142
150
158
166
174
182
190
198
206
214
222
230
238
246
254
262
270
278
286
294
302
et STICS (mm/jour)

Annexe 9 : Données météo cumulées

Moyenne et écart type pour les scénarios de météo passée et future des cumuls mensuels de précipitation et évapotranspiration (ETP). En gras italique sont mis en évidence les valeurs durant la période d'irrigation du riz. En violet, les données du scénario futur et en rouge les données du scénario passé.

Mois	Scénario	Moyenne précipitation	Ecart type précipitation	Moyenne ETP	Ecart type ETP
janv	Futur	56,0	48,2	38,6	5,2
Févr	Futur	44,1	38,1	50,2	7,3
Mars	Futur	45,7	36,8	75,4	12,5
Avr	***Futur***	***48,3***	***31,4***	***107,4***	***13,0***
Mai	***Futur***	***42,7***	***29,4***	***148,2***	***17,5***
Juin	***Futur***	***24,3***	***15,1***	***157,9***	***19,4***
Juil	***Futur***	***15,2***	***13,6***	***185,4***	***16,2***
août	***Futur***	***18,0***	***13,7***	***165,9***	***15,9***
sept	Futur	80,2	45,6	115,7	13,5
oct	Futur	90,6	55,5	68,3	9,6
nov	Futur	58,4	48,5	41,6	7,0
déc	Futur	57,4	41,9	36,1	7,4
janv	Passé	59,1	47,4	45,9	9,5
Févr	Passé	30,9	31,2	56,3	10,1
Mars	Passé	31,9	29,4	91,3	15,2
Avr	***Passé***	***50,2***	***31,3***	***107,0***	***16,0***
Mai	***Passé***	***41,2***	***30,9***	***136,6***	***16,7***
Juin	***Passé***	***25,0***	***20,4***	***173,7***	***18,3***
Juil	***Passé***	***14,9***	***14,8***	***197,5***	***15,5***

août	***Passé***	***24,0***	***20,4***	***170,5***	***17,8***
sept	Passé	89,6	57,2	118,5	13,9
oct	Passé	76,8	36,8	79,8	12,3
nov	Passé	82,8	56,3	53,5	10,9
déc	Passé	54,1	49,0	45,0	6,7

Annexe 10 : Itinéraires techniques

TOMATE

Opérations Techniques	Détail	Date
Fertilisation avec épandeur	2.5t/ha de 5.8.8 ou 10.16.16 +2MgO A la surface, hm de 0.5 ; 2ha/h	1 avril
Travail du sol (TS) décompacteur	Sur 40cm ; hum max de 0.5 ; 2ha/h	2 avril
TS rotavator	Sur 25 cm, hm de 0.4 ; 0.8 ha/h	6 avril
Herse+ rouleaux + traceurs en même temps	Sur 20 cm, hm de 0.3 ; 1ha/h	8 avril
Plantation équivalent au semis, avec planteuse	15 000 plants/ha max ; Sur 3 cm ; hm de 0.5 ; temp min 2 degrés pour éviter risque gel ; 0.5ha/h	25 avril
Irrigation	Pendant 7h ; 300 L/h pour 100m donc environ 16500L/h *7 ; 10 ha/h	25 avril
Irrigation n°2	Pendant 1h avec 16500 L/h	27 avril
Fertilisation au goutte à goutte	12.61.0 le phosphate monoamonique, 10 jours après la 1ere irrigation ; 10ha/h	4 mai
Désherbage 1	Les 3 sont des herbicides, Hm de 0.7, 1ha/h	15 mai
Traitement phyto fongicide	5kg/ha (eq à 5 unités) de bouillie bordelaise, hm de 0.8, 1ha/h	20 mai
Teppeki Insecticide	100 g/ha, 1ha/h	21 mi

Désherbage 2	herbicide	25 mai
Désherbage 3	herbicide	30 mai
2ème fongicide	10 kg/ha	1 juin
Insecticide Altacor (puis repet tous les 16 jours jusqu'à recolte)	85g/ha ; 1ha/h	2 juin
Insecticide	1L/ha	3 juin
Altacor		18 juin
Proclain n°1 (puis deux autres tous les 16 jours)		20 juin
Fongicide Ranman pour mildiou	½ L/ha	21 juin
2ème insecticide (1 mois après le premier)		3 juillet
Altacor		4 juillet
Proclain		6 juillet
2ème Ranman		13 juillet
Altacor		20 juillet
Irrigation (1 semaine après Ranman)	Pendant 1h	21 juillet
Puis irrigation tous les jours à partir des premiers fruits	1 à 3h ; eq à 4 mm/j	De jusqu'au 13 août
Proclain		22 juillet
Altacor		5 août
Récolte		A partir du 20 août/sept

BLE DUR CONVENTIONNEL PRECEDENT COLZA

OT	Détail	Dates
Déchaumage	15 cm	Du 01/07 au 31/08
Travail du sol profond : type labour	Avec cultivateur, 25cm	Du 30/08 au 31/10
Semis	-200 grains/m2 (environ 180kg/ha) si date optimale -350 grains/m2 (environ 400 kg/ha) si tardif car perte de rendement final	Sous période optimale= 15/10-20/11 Tardif= 20/10-30/01
Désherbage 1	Seulement si semis optimal, Défi 3L/ha + 0.15L/ha	17/10-22/11 2 jours après semis
Ferti 1 (3 semaines entre chaque ferti)	Nexen 46150kg/ha 150kg/ha d'azote Contrainte : pluie sup à 10mm (5mm sinon) : sinon pas l'apport Stade tallage	Optimal :15/12-15/02(entre 1 jour et 1mois après semis) Tardif : rien
Désherbage 2	Herbicide Allié duo 0.04L/ha	15/02-10/04
Ferti 2	Nexen 46150 kg/ha Contrainte : pluie sup à 10mm (5mm sinon) Stade courant montaison	Opti : 15/02-/30/03 Tardif : 20/02-30/03
Ferti 3	Nexen 46150 kg/ha Contrainte : pluie sup à 10mm (5mm sinon)	Opti : 30/03-15/04 Tardif : 30/03-10/05
Fongicide : si maladie	Elatus Era 0.75L/ha	02/05
Moisson	Contraintes : taux humidité grain + pluie max (entrée dans le champ)	Opti : 07/06-30/06 Tardif : 30/06-07/07

BLE DUR CONVENTIONNEL PRECEDENT RIZ

OT	Détail	Dates
Déchaumage	15 cm	Fin octobre
Travail du sol profond : type labour	Avec cultivateur, 25cm	Fin octobre
Semis	-200 grains/m2 (environ 180kg/ha) si date optimale -350 grains/m2 (environ 400 kg/ha) si tardif car perte de rendement final	A partir de début novembre Opti : 10/11-30/11 Tardif : 01/12-30/01
Ferti 1 (3 semaines entre chaque ferti)	Nexen 46150 kg/ha Contrainte : pluie sup à 10mm (5mm sinon) : sinon on ne fait pas l'apport Stade tallage	Optimal : 10/01-20/01 Tardif : 20/01-02/02
Désherbage 1	Herbicide Allié duo 0.04L/ha	15/02-10/04
Ferti 2	Nexen 46150 kg/ha 200kg/ha d'azote Contrainte : pluie sup à 10mm (5mm sinon) Stade courant montaison	Opti : 15/02-/30/03 Tardif : 20/02-30/03
Ferti 3	Nexen 46150kg/ha Contrainte : pluie sup à 10mm (5mm sinon)	Opti : 30/03-15/04 Tardif : 30/03-10/05
Fongicide : si maladie	Elatus Era 0.75L/ha	02/05

Moisson	Contraintes : taux humidité grain+ pluie max (entrée dans le champ)	Opti : 07/06-30/06 Tardif : 30/06-07/07

BLE BIO PRECEDENT LEGUMINEUSE

OT	Détail	Dates
Déchaumage	15 cm	Du 01/07 au 31/08
Travail du sol profond : type labour	Avec cultivateur, 25cm	Du 30/08 au 31/10
Semis	-350 grains/m2, plus dense et on sème plus tard	Sous période optimale= 30/10-30/10 Tardif= 31/10-30/11
Désherbage 1	Obligatoire, herse rotative Contrainte : blé minimum stade 1 feuille	Opti :01/12 Tardif : 01/03
Désherbage 2	Herse rotative	Opti : 01/01 Tardif : 01/04
Fongicide : si maladie odium	soufre	01/03-30/04
Moisson	Contraintes : taux humidité grain+ pluie max (entrée dans le champ)	Opti : 07/06-30/06 Tardif : 30/06-07/07

COLZA CONVENTIONNEL

OT	Détail	Dates
Déchaumage si précédent blé ; si précédent riz on le sème direct dedans sans TS	15 cm	Du 01/07 au 31/08
Semis	Semis au drone, entre 4 et 8 kg/ha	Entre le 15 et 30 septembre (1 semaine avant moisson)
Ferti 1(3 semaines entre chaque ferti)	30 unités d'azote = 120kg/ha	1 mois après semis
Ferti 2	70 unités d'azote ie 150kg/ha	Fin décembre
Ferti 3	70 unités d'azote ie 150kg/ha	Mars
Fongicide	Joyau 0.7L/ha	15/03-15/04
Récolte		20 juin

LUZERNE : QUASI UNIQUEMENT EN BIO en Camargue : 3/4 ANNEES D'AFFILEE

OT	Détail	Dates
Déchaumage superficiel	15 cm, 1ha/h	Du 01/07 au 31/08
Semis	Semoir de précision 1ha/h On sème stratégiquement pour avoir une pluie juste après 20/30 kg/ha	2 possibilités : -octobre -début février : le plus fréquent si précédent riz
Ferti rare	500kg/ha de 0.20.20	Début novembre
Récolte : fauche	Entre 3 et 6 fauches par an, 2ha/h	20 juin
Ou pâturage		

- Blé tendre : pareil que BD mais moins d'azote : 3 unités par quintal au lieu de 3.7, et on supprime parfois ferti 1
- Orge : encore moins d'azote : 2.5 unités en ferti 1
- Tournesol : à compléter mais qu'en conventionnel : ça ressemble à la conduite d'un colza

OT	Détail	Dates
Déchaumage si précédent blé ; si précédent riz on le sème direct dedans sans TS	15 cm	Du 01/07 au 31/08
Semis	Semis au drone, entre 4 et 8 kg/ha	Entre le 15 et 30 septembre (1 semaine avant moisson)
Ferti 1 (3 semaines entre chaque ferti)	30 unités d'azote = 120kg/ha	1 mois après semis
Ferti 2	70 unités d'azote ie 150kg/ha	Fin décembre
Ferti 3	70 unités d'azote ie 150kg/ha	Mars
Fongicide	Joyau 0.7L/ha	15/03-15/04
Récolte		20 juin

- Couverts intermédiaires : mélange de trèfles ou vesce : entre des riz le plus souvent ; Majoritairement couvert d'hiver, si été il faut une entrée d'eau en plus

OT	Détail	Dates
Semis	Semis au drone dans le riz Entre 6 et 10kg/ha	2 possibilités : -octobre -début février : le plus fréquent si précédent riz
Destruction mécanique		Fin mars

RIZ

OT	Détail	Date
Travail du sol Labour	30 cm, humidité maximale de 0.5, 1ha/h	1 décembre
TS herse rotative	20 cm, humidité maximale 0.3, 1ha/h	1 février
TS nivellement	0cm avec lame à niveler, humidité maximale 0.2, 1ha/h	2 février
Engrais 15/5/20	300 kg/ha	3 février
Herse rotative n°2 pour enfouir	20 cm, humidité maximale 0.4, 1ha/h	3 février
Création des rigoles	15/20 cm, humidité maximale 0.2, 12 ha/h	4 février
Première mise en eau pour faux semis	On maintient un niveau d'eau de 10/12cm en envoyant de l'eau pendant 4 jours, minimum 1200 m3/ha	5-9 avril on envoie de l'eau et on laisse en eau pendant 15 jours au total
Ouverture des vannes de drainage : assec		20 avril
Possibilité n°1 : disque	Humidité maximale 0.4	30 avril
Possibilité n°2 : le plus fréquent : désherbant herbicide avec pulvérisateur	4L/ha	25 avril
Irrigation	Maintien niveau d'eau de 10 cm (pour les riz conventionnel) / 15cm (pour les riz en biologique)	26 avril
Semis à la volée	240 kg/ha avec épandeur, 0cm, 4ha/h	Début mai : 1 mai ; ou autour du 15 mai Période : du 25 avril au 20 mai Sous période n°1 du 25/04-07/05 et Sous période n°2 du 08/05 au 20/05

Assec par ouverture des vannes pour bon enracinement	Stade coléoptile 3cm	15 mai, ou 10 à 15 jours après semis (optimal 14 jours), stade phénologique pour l'enracinement
Désherbage herbicide (seulement pour conventionnel)	1.5 L/ha	Pendant assec, en fait on profite de l'assec d'enracinement pour faire le semis, en veillant à avoir plusieurs jours sans pluie prévus pour avoir la terre sèche ; entre 10 et 15 jours pour bon enracinement, et le choix du jour dépend de l'humidité du sol
Remise en eau	Maintien 10 cm	17 mai : 48h après assec
Fertilisation azotée pour favoriser tallage	50 unités d'urée, stade 3 feuilles	18 mai
Assec complet	Avant désherbage	1 juin
Désherbage (seulement si conventionnel)	2L/ha	2 juin
Remise en eau	10 cm pour le niveau, et je le tiens	4 juin
Engrais	50 unités d'azote uréique et 50 unités de K, stade début montaison, 120 kg/ha	15 juillet
Surverse	Stade plein voire fin tallage	À partir de fin juillet
Fongicide dans l'eau (seulement si conventionnel)	Si pyriculariose ou si trop d'humidité	Fin juillet
Traitement avec phéromones contre pyrale du riz (seulement si conventionnel)	10 tiges/ha	Début août
Contrainte au Stade fécondation	Si T<13 degrés grosse perte de rendement	
Floraison		Mi-août
Maturité		Début septembre

Stop surverse et stop apports d'eau	Au stade maturité, mais sans drainage	Début septembre
Drainage complet	Ouverture des vannes	10 septembre : 10 jours avant moisson
Moisson	Stade grain mur, taux humidité grain le plus faible possible (optimum à 14%)	20 septembre/10 novembre
(Semis colza)	Dans le riz	Vers le 15 septembre, 10 jours avant moisson

Annexe 11 : Tableau reprenant une partie des variables de sorties possibles de MAELIA-Delta

Variable	**Echelle**	**Unité**
Irrigation	parcelle	mm
Rejet agricole	parcelle	mm
Infiltration	parcelle	mm
Surface	parcelle	ha
Evapotranspiration	parcelle	mm
Remontée capillaire	parcelle	mm
Salinité dans la zone racinaire	parcelle	dS/m
Salinité dans la zone de transition	nappe	dS/m
Salinité dans l'aquifère	nappe	dS/m
Altitude de la nappe	nappe	mNGF
Croissance des cultures	parcelle	Echelle de végétation
Lixiviation de nitrate	parcelle	kg N /ha
Minéral N dans la zone racinaire	parcelle	kg N /ha
Réserve utile de surface	parcelle	mm
Réserve utile de travail	parcelle	mm
Réserve utile racinaire	parcelle	mm
Réserve utile totale	parcelle	mm
Réserve gravitaire dans la zone racinaire maximale	parcelle	mm