

# Méthodes pour la modélisation dynamique des composantes socioéconomiques et biologiques des systèmes agricoles à petite échelle

Julien Malard

Département de génie des bioressources

Université McGill, Montréal

1 décembre 2020

*Composition du jury :*

*Dr Jan Adamowski (directeur de thèse)*

*Dr Hugo Melgar-Quiñonez (co-directeur de thèse)*

*Dr Grant Clark*

*Dr Olivier Barreteau*

*Dr Vijaya Raghavan*

Thèse présentée à l'Université McGill comme exigence partielle du doctorat en  
philosophie (Ph.D.) en Génie des bioressources

© Julien Malard, 2020

## Résumé

L'agriculture à petite échelle est une composante clef des systèmes agroalimentaires au niveau mondiale et contribue de manière importante et à l'économie, et à l'alimentation humaine, et ce, en tout particulier dans le cas des communautés Indigènes. Les systèmes agricoles à petite échelle sont particulièrement complexes et diverses sur les plans socioéconomiques autant qu'agronomiques et écologiques, et c'est cette diversité structurelle, entre autres, qui détermine le comportement et la durabilité au long terme des systèmes agricoles et le bien-être des communautés qui en dépendent. Malgré leur importance à l'alimentation mondiale, les systèmes agricoles à petite échelle, en tout particulier ceux qui supportent des communautés Indigènes, font face à de graves défis d'ordre socioéconomique de même qu'environnemental et climatique.

Dans ce contexte, l'utilisation des outils de modélisation informatique pourrait contribuer à une meilleure gestion de ces systèmes socioenvironnementaux complexes tout en favorisant le développement de politiques durables qui prennent en compte les relations réciproques entre environnement, société et économie qui caractérisent le fonctionnement de ces systèmes. Cependant, et malgré l'application fréquente des modèles participatifs envers les systèmes socioenvironnementaux (tel que la sociohydrologie) de même qu'à l'analyse des systèmes agricoles à grande échelle, plusieurs barrières s'opposent à l'application de la modélisation informatique à l'évaluation et à la conceptualisation des systèmes agricoles à petite échelle.

Du côté socioéconomique, la complexité des interactions entre variables sociales, économiques et environnementales génère fréquemment des comportements et des réponses contre-intuitives de la part des systèmes agricoles. La modélisation des dynamiques des systèmes est une approche prometteuse envers la simulation participative de ces systèmes; toutefois, le manque de données temporelles des variables clefs de la majorité des systèmes agricoles à petite échelle, de même que la difficulté associée à la représentation des processus biophysiques complexes (tels les changements climatiques ou la croissance des cultures) dans un environnement des dynamiques des systèmes compliquent l'application de cette méthodologie à l'analyse des systèmes agricoles à petite échelle.

Du côté écologique et environnemental, ces systèmes incluent une grande diversité de réseaux trophiques agroécologiques qui déterminent les pressions des ravageurs et influencent de manière importante les rendements finaux. Cependant, aucun cadre

méthodologique uniformisé n'existe pour la modélisation des dynamiques des populations des réseaux trophiques agroécologiques.

La présente thèse propose des nouvelles méthodes et outils informatiques dans le but de contribuer à combler ces lacunes. Du côté socioéconomique, elle propose des méthodes participatives axées sur les dynamiques des systèmes pour évaluer la durabilité environnementale et socioéconomique des systèmes agricoles à petite échelle, dans le contexte de la comparaison de deux systèmes agricoles à petite échelle et Indigènes au Guatemala (l'un orienté vers le marché commercial, l'autre vers l'autosuffisance). Les nouvelles méthodes proposées incluent 1) le développement d'une méthodologie de calibration et validation spatiale axée sur l'inférence hiérarchique bayésienne qui permet la calibration des modèles des dynamiques des systèmes lorsque les données temporelles se font rares, de même que 2) le développement d'un outil informatique générique qui facilite le couplage des modèles des dynamiques des systèmes socioéconomiques aux modèles physiques externes, tel un modèle des cultures. Les résultats de l'application de cette méthodologie au Guatemala indiquent que la méthodologie participative des dynamiques des systèmes décèle bien les variables et relations clefs de ces systèmes socioéconomiques et environnementaux, et que le couplage des modèles génère des prévisions plus précises et réalistes qu'auraient été possibles dans l'absence du modèle physique externe. Du côté agroécologique, la thèse présente 3) une meilleure fondation théorique pour la modélisation de la prédation au sein des réseaux trophiques et 4) un cadre méthodologique et un outil informatique générique pour la modélisation des dynamiques populationnelles des réseaux trophiques agroécologiques. Les résultats présentent la première évidence théorique, axée sur la modélisation calibrée, des dynamiques écologiques responsables de la résurgence des ravageurs dans les systèmes sous contrôle chimique et font démonstration de l'utilité de la gestion intégrée des ravageurs axée sur la modélisation prédictive.

Les résultats de cette thèse seront utiles lors de la planification des projets de développement agricole auprès des communautés agricoles à petite échelle, en tout particulier dans le contexte des régions Indigènes.

## Abstract

Smallholder agriculture is central to agricultural and food systems throughout the world and contributes significantly to human nutrition and economy, especially in the case of Indigenous communities. At the same time, small-scale agricultural systems are particularly complex as well as agroecologically and socioeconomically diverse. This structural diversity strongly influences their long-term behaviour and sustainability, along with the well-being of the communities that depend on them. Nevertheless, and despite their importance to world nutrition, smallholder agricultural systems (and in particular Indigenous ones) are faced with particularly challenging socioeconomic, as well as environmental and climatic, conditions.

In this context, the use of computer modelling tools could contribute to a better management of these complex socioenvironmental systems while facilitating the development of sustainable policies that are cognizant of the reciprocal relationships between environment, society and economy that characterise these systems. Despite the frequent application of participatory modelling to socioenvironmental (such as sociohydrological) systems as well as to the analysis of large-scale agricultural systems, several challenges remain regarding the application of modelling tools to the evaluation and design of small-scale agricultural systems.

On the socioeconomic side, the complexity of the interactions between social, economic and environmental variables in agricultural systems often generates counterintuitive behaviours and responses. System dynamics modelling is a promising approach with regards to the participatory modelling of such systems; nonetheless, a frequent lack of temporal data regarding the key variables of small-scale agricultural systems, combined with the difficulty associated with representing complex biophysical processes such as climate change and crop growth in a system dynamics environment, complicate the successful application of these methods.

On the ecological and environmental side, small-scale agricultural systems display a wide diversity of agroecological food webs that are responsible for pest pressures and thereby exert a strong influence on final yields. However, no uniform methodological framework for modelling agroecological food web population dynamics has been developed to date.

This thesis proposes new methodologies and software tools to address these gaps in the literature. On the socioeconomic side, the thesis proposes participatory system dynamics

modelling methods to evaluate the environmental and socioeconomic sustainability of small-scale agricultural systems, using the comparison of two different Indigenous small-scale agricultural systems (one prioritising commercial agriculture, and the other self-sufficiency) as case studies. The newly proposed methodologies include 1) the development of a calibration and validation methodology based on hierarchical Bayesian inference to allow for system dynamics model calibration when temporal data is hard to come by, as well as 2) the development of a generic software tool to facilitate coupling between socioeconomic system dynamics models and external physically-based models (such as a cropping model). The results of the application of this methodology to Guatemala indicate that the participatory methodology was successful at identifying key variables and relationships between the socioeconomic and environmental spheres, while model coupling allowed for the generation of more precise and realistic predictions than would have been possible in the absence of an external physically-based model. On the agroecological side, this thesis presents 3) a better theoretical foundation for the modelling of predation in food webs, and 4) a methodological framework and generic software tool for building agroecological food web population dynamics models. The results presented in this thesis offer the first theoretical evidence, based on calibrated model simulations, of the ecological dynamics behind pest resurgence in fields under synthetic chemical control and also demonstrate the utility of a predictive modelling-based integrated pest management approach.

The results of this thesis may be of use for the design of agricultural development programmes targeted towards small-scale agricultural communities, especially in the context of Indigenous regions.

## Xe'eltzij

Ri kokoj taq tiko'n yeb'an nım kiq'ij chikiwäch ri taq rikilal nuk'ulem pa ri chi jun ruwach'ulew, chuqa' chuwäch ri pwaqil, ri kiwayb'äl konojel winaqi', kan ke ri rub'eyal pa kitinamit ri qawinaq.

Ri kokoj taq nuk'ulem richin tiko'n nım kijalajojil rub'eyal chikiwäch ri pwaqil, ja re' nib'ano' ri ruk'waxik chuqa' ruk'iyinem chupam ri tinamit ri kan k'o rejqalen pa kiwi'. Qetaman chik, chi re' nım ruq'ij pa ruwi' ri rikilal chi jun ruwach'ulew, ri kokoj taq tiko'n chuqa' ri yeto'on kik'in ri winaqi' pa taq tinamik nikik'ül jantape k'ayewal pa ruwi' pwaqil, ruwach'ulew chuqa' meq'tewalel.

Richin niqaqa' jub'a' ri k'ayewal pa ruwi, k'o chi nikusëx taq samajib'äl ri rub'anon k'utb'äl kematz'ib' richin jun utzlaj rukusaxik ri jajalöj taq nuk'ulem re', chuqa' nuto'on wi yesamej junam ri pwaqil, ri meq'etewalel, winaqil chi ruwach'ulew. Man k'in k'a we ri', kan k'o k'a ri jalajöj rub'eyal rusamajixik b'anon junam chuqa' runuk'oxik ri runuk'ulem (achi'el winaqil retamab'alil ya', xa junam ri nimalaj taq tiko'n). Xa ja ri', k'a k'o na jujun taq k'ayewal rub'anon chuwäch rukusaxik ri k'utb'äl kematz'ib', re niqatz'ët chupam ri nuk'üt ri tojtob'enik rik'in ruchojmirisaxik ri kokoj taq nuk'ulem richin tiko'n.

Chupam ri winaqil pwaqil man q'alaj ta natzët retal ri jalajöj rub'ey nikik'waj richin natz'ët ri nikib'än chuqa' ri ntel pe man pa rub'eyal ta kib'anon ri nuk'ulem tiko'n. K'o ruk'atzinen rub'anon ri k'utb'äl kematz'ib' kichin kisilonem nuk'ulem, kik'in ri winaqi' yesamaj chupam re nuk'ulem re'. Man k'in k'a we ri', k'a k'o na retal nik'atzin, k'iy man junam ta ruxe'el kitzij chirij ri nuk'ulem re' richin ri kokoj taq tiko'n (achi'el rujalaj ruwäch q'ij, xa junan ruk'iyirisaxik ri tiko'n) ruma ri chupam re jalajöj nuk'ulem k'ayew jub'a nikusëx rub'eyal rusamajixik ri nuk'ulem ri kokoj taq tiko'n.

Chupam ri ruwach'ulew ri jalajöj rub'eyal ruxamajixik, rukemik ri kirikilal chikopi' chuqa' ntok chupam ri ruwäch ruk'iyinem ri tikonik yeb'an. K'a majun runuk'ik rub'eyal ruxamajixik pa ruwi' re' kan ja ta ri nikusëx wakami pa ri ruk'unem kokoj tiko'n.

Re nojiwuj re' nusöl jujun k'ak'a taq b'eyalil richin ta nisamajix pa rub'eyal chuqa' ri samajib'äl richin kematz'ib' nikichojmirisaj ta ri k'ayew k'o pa ruwi' re', ke ri nuto', nuya' ruchuq'a ri yek'atzin pa ri nuk'unem kokoj taq tiko'n. Chupam ri pwaqil nusöl k'iy ruwäch rusamajixik richin nutojtob'ej rub'eyal rupalib'äl ruk'iyinem ri ruk'unem kokoj taq tiko'n. Nujunimaxij rik'in ka'i' ruk'unem tiko'n kuma ri qawinaq pa Iximulew (Jun richin yek'ayin

pa taq k'ayb'äl, ri jun chik richin kiwayb'al pa kachoch). Qa sik'ij ri k'ak'a taq b'eyalil nusöl ri nojiwuj re', 1) jun rub'eyal richin nutzët rujunimalil chuqa' runuk'ik ri taq k'utb'äl richin kisilonem ri nuk'ulem. 2) jun rub'eyal rik'in jun samajib'äl richin kematz'ib' roma rutununem ri k'utb'äl kichin kisilonem winaqil-pwaqil nuk'ulem kik'in ri k'utb'äl kichin ruwächulew, achi'el ri k'utb'äl richin runimirisaxik ri tiko'n. Re' nuk'üt rukusaxik re b'eyalil re' pa Iximulew. Ja ri kan utzlaj richin nikik'ut chi ri b'eyalil richin ruk'utb'alinem ri kisilonem nuk'ulem rik'in ri winaqi' k'o ruk'atzinem, roma tikirel nikanux ri taq retal jaloj, xa junan k'o k'iq'ij chuwäch ri nuk'ulem re' richin winaqil, pwaqil chuqa' ruwächulew. 3) jun üt na'ojil pa rub'eyal rik'in ri ruk'utb'äl chuwäch ri rikilal taq achlajil, ri chikopi' chupam ri jalajöj rub'eyal rikilal, xa junam 4) K'o jun rub'eyal chuqa' jun rusamajib'al k'utb'äl kematz'ib' richin nitzët ri rub'eyal yesamej ronojel ri e k'äs chi ruwach'ulew richin nikinuk' ri rikilal. Nuk'üt re na'ojil re' ja nab'ey rub'eyal richin nitzët ruxe'el ri n'ix chikopi', runimirisaxik kiwinaqilem chikopi' nikitij tiko'n toq ri winaqi' nikikusaj ri kamisab'äl ni'x chikopi'. Nuk'üt chuqa' ruk'atzinem ri k'utb'alinem chuwäch ri tunun rukusaxik ni'x pa tiko'n.

Re nojiwuj re' k'o na'oj chupam richin katz'inel runuk'oxik, ruchojmirisaxik ri taq samäj richin ruk'iyirisaxik ri nuk'ulem kokoj taq tiko'n pa konojel tinamit, chuqa' xa junan pa ri tinamit kichin ri qawinaq.

## Resumen

La agricultura a pequeña escala representa un componente central de los sistemas agroalimentarios mundiales y, por lo mismo, contribuyen de manera importante y a la economía, la alimentación humana, particularmente en las comunidades Indígenas. Los sistemas agrícolas a pequeña escala son particularmente complejos y diversos en los ámbitos socioeconómicos tanto como los agroecológicos, y esta diversidad estructural determina fuertemente el comportamiento y la sostenibilidad a largo plazo tanto del sistema como de las comunidades que dependen de él. No obstante, y a pesar de su importancia para la alimentación mundial, los sistemas agrícolas a pequeña escala, y en particular los que apoyan las comunidades Indígenas, se enfrentan a grandes desafíos de orden socioeconómico, así como ambiental y climático.

En este contexto, la utilización de herramientas de modelización informática podría contribuir a una mejor gestión de estos sistemas socioambientales y al mismo tiempo fomentar el desarrollo de políticas públicas sostenibles que tomen en cuenta las relaciones recíprocas entre ambiente, sociedad y economía que caracterizan el funcionamiento de estos sistemas. Mientras tanto, y a pesar del uso frecuente de modelos participativos en el análisis de sistemas socioambientales (p. ej., la sociohidrología) tanto como de sistemas agrícolas a gran escala, varios desafíos quedan frente a la aplicación de la modelización informática, a la evaluación y a la conceptualización de los sistemas agrícolas a pequeña escala.

Del lado socioeconómico, la complejidad de las interacciones entre variables sociales, económicas y ambientales genera frecuentemente comportamientos y respuestas contradictorias de parte de los sistemas agrícolas. La modelización de dinámica de sistemas ofrece una metodología interesante hacia la simulación participativa de estos sistemas. No obstante, la falta de datos temporales de las variables claves de la mayoría de los sistemas agrícolas a pequeña escala, combinada con la dificultad asociada a la representación de los procesos biofísicos complejos (tales como los cambios climáticos o el crecimiento de los cultivos) en un ambiente de dinámica de sistemas complican la aplicación de esta metodología a los sistemas agrícolas a pequeña escala.

Del lado ecológico y ambiental, estos sistemas incluyen una gran diversidad de redes tróficas agroecológicas, las cuales determinan las presiones de las plagas sobre los cultivos y por lo tanto ejercen una fuerte influencia en los rendimientos finales. No obstante, ningún



cuadro metodológico estandarizado para la modelización de las dinámicas poblacionales de las redes tróficas agroecológicas ha sido desarrollado.

En este contexto, la presente tesis propone nuevos métodos y herramientas informáticas que contribuyen a responder a estas necesidades. Del lado socioeconómico, propone metodologías participativas de dinámica de sistemas para evaluar la sostenibilidad ambiental y socioeconómica de los sistemas agrícolas a pequeña escala, en el contexto de la comparación de dos sistemas agrícolas Indígenas a pequeña escala en Guatemala (uno orientado hacia el mercado comercial, y el otro hacia la autosuficiencia). Los nuevos métodos propuestos incluyen 1) el desarrollo de una metodología de calibración y de validación espacial de los modelos de dinámicas de sistemas aplicable a situaciones donde los datos temporales son difíciles de encontrar, y 2) el desarrollo de una herramienta informática genérica para facilitar la conexión entre modelos de dinámica de sistemas y modelos físicos externos, tales como los modelos de cultivos. Los resultados de la aplicación de esta metodología a Guatemala indican que la metodología participativa de dinámica de sistemas identifica exitosamente las variables y las relaciones claves de los sistemas socioeconómicos y ambientales, y que la conexión de los modelos genera previsiones más precisas y realistas que hubieran sido posibles sin el uso de un modelo físico externo. Del lado agroecológico, la tesis presenta 3) una mejor fundamentación teórica para la modelización de la depredación en las redes tróficas, así como 4) un cuadro metodológico y una herramienta informática genérica para la modelización de las dinámicas poblacionales de las redes tróficas agroecológicas. Los resultados presentan la primera evidencia teórica, basada en la modelización calibrada, de las dinámicas ecológicas detrás del resurgimiento de las plagas bajo regímenes de control químico y demuestran la utilidad de la gestión integrada y basada en modelización predictiva de las plagas.

Los aportes de esta tesis serán útiles en el contexto de la planificación de intervenciones de desarrollo agrícola para comunidades agrícolas a pequeña escala, en particular en el contexto de las regiones Indígenas.

## சுருக்கம்

உலகெங்கிலும் உள்ள உணவு மற்றும் வேளாண் அமைப்புகளுக்கு, சிறு-குறு விவசாயம் முக்கியமானதாகும். இந்த விவசாய அமைப்புகள், குறிப்பாக பழங்குடி சமூகங்களின் பொருளாதாரம் மற்றும் ஊட்டச்சத்திற்கு குறிப்பிடத்தக்க பங்களிப்பை அளிக்கிறது. இருப்பின சிறு-குறு விவசாய முறைகள் என்றும் சிக்கலானவை. அத்துடன் வேளாண் அறிவியல் மற்றும் சமூக பொருளாதார ரீதியாக மாறுபட்டவை. இந்த கட்டமைப்பின் பன்முகத்தன்மைதான் வேளாண் அமைப்புகளின் நீண்டகால செயல்பாட்டையும், நிலைத்தன்மையையும் வலுவாக பாதிக்கிறது. மேலும் அவ்வமைப்புகளைச் சார்ந்து இருக்கும் சமூக நல்வாழ்வின் பின்தகு நிலைக்குக் காரணமாகவும் அமைகிறது. உலக ஊட்டச்சத்துக்குச் சிறு தொழில் வேளாண் அமைப்புகளின் முக்கியத்துவம் அதிகம் இருந்தாலும், இவ்வமைப்புகள் (குறிப்பாக பழங்குடியைச் சார்ந்தவை) தற்போது சமூக பொருளாதாரம், சுற்றுச்சூழல் மற்றும் வானிலை சார்ந்த சவால்களை அதிகம் எதிர்கொள்கின்றது.

இந்த சூழலில், சிக்கலான சமூக சுற்றுச்சூழல் அமைப்புகளின் பொருத்தமான மேலாண்மைக்காக கணினி உருவகப்படுத்துதல் கருவிகள் உபயோகமாக இருக்கும். இந்த வகையான கருவிகளால் சுற்றுச்சூழலுக்கும், சமூகத்திற்கும் பொருளாதாரத்திற்கும் இடையில் உள்ள பரஸ்பர உறவுகளை எல்லாம் கணக்கில் எடுத்து நிலையான கொள்கைகள் உருவாக்கப்படும். சமூக நீரியல் போன்ற சமூக சுற்றுச்சூழல் புலங்களிலும், பெரிய அளவிலான வேளாண்மை புலத்திலும் பங்கேற்பு உருவகப்படுத்துதல் அடிக்கடி உபயோகப்படும் என்றாலும் , சிறிய அளவிலான வேளாண்மையின் விஷயத்தில் கணினி உருவகப்படுத்துதலின் வெற்றிகரமான உபயோகத்திற்குச் சில தடைகள் உள்ளன.

சமூக பொருளாதார பகுதியில், வேளாண் அமைப்புகளைச் சார்ந்த சமூக, பொருளாதார மற்றும் சுற்றுச்சூழல் மாறிகளுக்கு இடையிலான தொடர்பினால் ஏற்படும் சிக்கலானது எதிர்பாராத நடத்தைகளை உருவாக்கும். இந்த சூழலில் அமைப்பு இயக்கவியல் மாதிரியமைத்தல் என்பது இந்த அமைப்புகளின் பங்கேற்பு முறை உருவகப்படுத்துதலுக்காக ஒரு உபயோகமான முறை ஆகும். ஆயினும், இந்த

அமைப்புகளின் முக்கியமான மாறிகளுக்குச் சம்பந்தமாக கிடைக்கும் தரவுகளின் குறைவும், அதற்கு மேல் வானிலை மாற்றம், பயிர் வளர்ச்சி போன்ற சிக்கலான உயிர் இயற்பியல் செயல்முறைகளும், அமைப்பு இயக்கவியல் சூழலில் உருவகப்படுத்துதலுக்குத் தொடர்புடைய சிரமமும், சிறிய அளவிலான விவசாயப் புலத்தில் இந்த செய்முறையின் உபயோகத்திற்கு முக்கியமான தொழில்நுட்ப தடைகள் ஆகும்.

சுற்றுச்சூழல் சார்பில், விவசாய அமைப்புகளைச் சார்ந்த வேளாண் உணவு வலைகள், பூச்சிகளின் தாக்கத்தைக் குறைத்து இறுதி விளைச்சலை உயர்த்தி, தன் பரந்த பன்முகத்தன்மையைக் காட்டுகின்றன. இருப்பினும், வேளாண் சூழல் உணவு வலைகளின் மக்கள் தொகை இயக்கவியல்களை, உருவகப்படுத்தும் செயல்முறை இன்றுவரை உருவாக்கப்படவில்லை.

இந்த ஆய்வறிக்கையால் மேல்கண்ட கேள்விகளுக்கு பதில் கொடுக்கும் புதுமையான முறைகளும், கணினி கருவிகளும் முன்மொழியப்படுகின்றன. சமூக பொருளியல் புலத்தில், சிறிய அளவிலான வேளாண்மை அமைப்புகளின் பேண்தகுநிலையை சோதிக்கும் அமைப்பு இயக்கவியலுடன் சார்ந்து பங்கேற்பு செய்யும் முறைகளை முன்மொழியப்படுகின்றன. இந்த ஆராய்ச்சி குவாத்தமாலாவில் உள்ள இரண்டு வெவ்வேறு பழங்குடி குறுநில வேளாண் அமைப்புகளை ஒப்பிடுகிறது. ஓர் அமைப்பு வணிக வேளாண்மை உற்பத்தி செய்தாலும், இரண்டாவது அமைப்பு முன்னுரிமையில் தன்நிறைவு உற்பத்தி செய்கிறது. இந்த ஆய்வறிக்கையால் முன்மொழியப்பட்டப் புதுமையான முறைகளால் கீழ்கண்ட கண்டுபிடிப்புகள் பங்களிப்புகின்றன. க) குறைந்த கால அளவு தரவுகளுக்குப் பொருத்தமான இடஞ்சார்ந்த அளவுத்திருத்தத்திற்கும் சரிபார்த்தலுக்கும் படிநிலை பேயசின் அனுமானம் சார்ந்து செய்முறைகள் முன்மொழியப்படுகின்றன. உ) பயிர் வளர்ச்சி போன்ற வெளிப்புற இயற்பியல் மாதிரிகளையும் சமூக பொருளாதார அமைப்பு இயக்கவியல் மாதிரிகளையும் இணைக்கும் ஒரு பொதுவான கணினி மென்பொருள் கருவி உருவாக்கப்பட்டது. இந்த கருவியை குவாத்தமாலாவில் உபயோகிக்கும் பொழுது, அமைப்பு இயக்கவியல் பங்கேற்பு முறைகளால் சமூக பொருளாதார மற்றும் சுற்றுச்சூழல் அமைப்புகளின் முக்கியமான மாறிகளும் உறவுகளும்

கண்டுபிடிக்கப்பட்டன. மேலும், தனிப்பட்ட அமைப்பு இயக்கவியல் மாதிரியால் கூடியதை விட யதார்த்தமாகவும் துல்லியமாகவும் முன்னறிவிப்புகள் இணைக்கப்பட்ட மாதிரிகள் கிடைக்கின்றன.

வேளாண் சுற்றுச்சூழல் புலத்தில், இந்த ஆய்வறிக்கை டு) ஒரு சிறந்த தத்துவார்த்தத்தை முன்வைக்கும், உணவு வலைகளில் வேட்டையாடலை மாதிரியாக்குவதற்கான அடித்தளம் மற்றும், ச) ஒரு முறைசார் கட்டமைப்பு மற்றும் வேளாண் உணவு வலைகளின் மக்கள் தொகை இயக்கவியல் மாதிரிகளை உருவாக்குவதற்கான பொதுவான மென்பொருள் கருவிகளும் வடிவமைக்கப்படுகின்றன.

இந்த ஆய்வறிக்கையின் முடிவுகளால் முதல் முறையாக இரசாயன கட்டுப்பாட்டுக்கு கீழே உள்ள வேளாண் வயல்களில் தீமை செய்யும் பூச்சிகளின் மீட்டெழுச்சிக்கு மூல காரணமான சுற்றுச்சூழல் இயக்கவியல்களும், முன்கணிப்பு மாதிரியமைத்தல் மூலமாக ஒருங்கிணைந்த தீங்கு செய்யும் பூச்சி கட்டுப்படுத்தும் மேலாண்மையையும் வழிவகுக்கின்றன.

இந்த ஆய்வறிக்கையின் முடிவுகள் வேளாண் மேம்பாட்டுத் திட்டங்களின் வடிவமைப்பிற்குப் பயனுள்ளதாக இருக்கும், குறுநில வேளாண் சமூகங்களில், குறிப்பாக, பழங்குடியின் பகுதிகளுக்கு உபயோகமாக இருக்கும்.

## Remerciements

Je tiens à remercier mon superviseur principal, le professeur Jan Adamowski, de même que mon co-superviseur professeur Hugo Melgar-Quiñonez de m'avoir donné l'opportunité d'entreprendre ce projet de doctorat et de m'avoir guidé avec beaucoup de soin et de patience tout le long de cette aventure. Je tiens également à remercier Zachary Mason, Andréane De Chassy, Judy Mengistu, Lingyun Wang, Weng-Si Chiu, Mak'uu'x (Marco) Ramírez Ramírez et Marcela Rojas Díaz pour leur aide de collecte de données auprès des champs agricoles et des parties prenantes lors de la recherche de terrain au Guatemala. Je demeure également reconnaissant envers தண்முகி சிவன்மலையப்பன் பரமேஸ்வரன் (Thannmughi Sivanmalaiappan Parameshwaran) pour son édition de la traduction du résumé en tamoul et envers professeur Vijaya Raghavan pour la seconde révision qu'il lui apporta. Je tiens aussi à remercier Hugo Melgar-Quiñonez pour sa révision de la version espagnol, de même que Mako Pich' Ya' pour ses corrections à la version Kaqchikel et Celia Angélica Ajú pour la révision approfondie qu'elle y apporta par la suite.

Je suis aussi reconnaissant envers les professeurs Héctor Tuy de l'Universidad Rafael Landívar et நல்லுசாமி ஆனந்தராஜா (Nallusamy Anandaraja) da la தமிழ்நாடு வேளாண்மைப் பல்கலைக்கழகம் (Université Agricole du Tamil Nadu) de m'avoir accueilli auprès de leurs universités respectives et d'avoir toujours fait beaucoup plus que le nécessaire afin de faciliter mon arrivée et mon intégration dans des pays que je ne connaissais pas. Merci également à toutes mes amies et amis du Guatemala et de l'Inde pour m'avoir accueilli si chaleureusement auprès de leurs pays, de leurs voisinages et de leurs familles, sans l'amitié et le support desquelles je n'aurais jamais pu mener à terme ma recherche sur le terrain, et qui ont dû endurer mon Kaqchikel et mon tamoul particulièrement affreux au cours de ces premiers mois.

Je suis tout particulièrement reconnaissant à toutes les parties prenantes et à tous les agriculteurs et agricultrices au Guatemala et en Inde qui ont partagé avec moi ouvertement et sans réserve toutes leurs connaissances qui se retrouvent dans cette thèse.

Finalement, un gros merci à mère pour tout son encouragement et son oreille toujours attentive à mes problèmes scientifiques (qu'il s'agisse de la politique guatémaltèque ou de l'inférence hiérarchique bayésienne), de même qu'au reste de ma famille et à toutes mes amies et amis, au Canada et ailleurs, pour leur support tout au long de mes études.

## Contributions des auteurs

Les chapitres 3 à 15 de cette thèse ont été publiés ou soumis à l'évaluation auprès de diverses revues scientifiques revues par des pairs. Dans tous les cas, l'auteur de cette thèse conceptualisa la recherche, développa et appliqua les méthodologies, développa tout modèle ou code informatique original (lorsqu'applicable) et écrivit l'article. Le professeur Jan Adamowski est le superviseur principal de cette thèse, et le professeur Hugo Melgar-Quiñonez le co-superviseur. Tous les deux apportèrent des contributions importantes à la direction et au développement de la recherche qui y est présentée. Les professeurs Héctor Tuy de l'Universidad Rafael Landívar, Luis Andrés Arévalo-Rodríguez de l'Universidad del Valle de Guatemala et நல்லுசாமி ஆனந்தராஜா (Nallusamy Anandaraja) de la தமிழ்நாடு வேளாண்மைப் பல்கலைக்கழகம் (Université Agricole du Tamoul Nadu) contribuèrent en tant que superviseurs de la recherche de terrain au Guatemala et en Inde et apportèrent des conseils et de la supervision sans lesquels le développement et l'application des méthodologies de recherche et de modélisation participative appropriées au contexte de ces pays n'auraient été possibles.

Marcela Rojas Díaz et 王凌云 (Lingyun Wang) apportèrent un appui sur le terrain très précieux lors de l'application de la méthodologie de modélisation participative avec les parties prenantes au Guatemala, tandis que جسيكا بو نصار (Jessica Bou Nassar) contribua à la vérification des preuves mathématiques lors des études théoriques de la modélisation des réseaux trophiques agroécologiques.

Pour plus de détails, voir la description détaillée des contributions précises à chaque article qui seront fournies dans les sections de connexion qui précèdent chacun des chapitres ayant fait l'objet d'une publication antérieure ou future.

# Table des matières

Résumé.....	2
Abstract.....	4
Xe'eltzij.....	6
Resumen.....	8
சுருக்கம்.....	10
Remerciements.....	13
Contributions des auteurs.....	14
Table des matières.....	15
Liste des figures.....	29
Liste des tableaux.....	38
1 Chapitre 1 : Introduction.....	43
1.1 Enjeux auxquels fait face l'agriculture à petite échelle.....	43
1.2 Défis face à la modélisation des systèmes agricoles à petite échelle.....	44
1.3 L'importance des dynamiques socio-environnementales.....	46
1.4 L'importance des dynamiques agroécologiques.....	48
1.5 Objectifs de la recherche.....	49
1.6 Contributions.....	50
1.7 Structure de la thèse.....	52
2 Chapitre 2 : Revue de la littérature.....	54
2.1 Enjeux liés à la modélisation des dynamiques des systèmes.....	54
2.1.1 Méthodologies d'évaluation des systèmes agricoles.....	55
2.1.2 Approches participatives pour la modélisation socioenvironnementale.....	57
2.1.3 Étude de cas.....	59
2.1.4 Quantification et validation des modèles des dynamiques des systèmes.....	60
2.1.5 Modélisation couplée.....	61
2.1.5.1 Méthodes existantes de couplage.....	62
2.1.5.2 Développement d'un outil générique pour faciliter le couplage des modèles .....	63
2.2 Enjeux liés à la modélisation des réseaux trophiques agroécologiques.....	63
2.2.1 L'état actuel de la modélisation des réseaux trophiques agroécologiques.....	64
2.2.1.1 Modèles à niveau trophique unique.....	64
2.2.1.2 Études observationnelles et expérimentales.....	65

2.2.1.3 Modèles des cultures couplés.....	65
2.2.1.4 Modèles des réseaux.....	66
2.2.2 Développement d'un outil de modélisation agroécologique.....	66
2.2.3 Équations de prédation.....	68
2.2.3.1 Équations existantes.....	68
2.2.3.2 Critères suggérés pour les équations de prédation discrètes.....	70
2.2.4 Modélisation de la gestion agricole des réseaux trophiques.....	70
2.3 Résumé.....	71
Connexion au chapitre 3.....	74
3 Chapitre 3 : Modélisation participative des dynamiques des systèmes pour l'évaluation du développement agricole et de la sécurité alimentaire : le cas des systèmes agroalimentaires Indigènes à petite échelle au Tz'olöj Ya' et au K'iche' (Guatemala).....	75
3.1 Résumé.....	75
3.2 Introduction.....	76
3.3 Méthodologie.....	82
3.3.1 Région d'étude.....	82
3.3.2 Identification de la problématique.....	84
3.3.3 Identification des parties prenantes.....	85
3.3.4 Entrevues individuelles.....	85
3.3.5 Fusion des diagrammes de boucles causales.....	87
3.3.6 Ateliers de modélisation de groupe.....	88
3.4 Résultats et discussion.....	89
3.4.1 Identification et participation des parties prenantes.....	89
3.4.2 Diagrammes de boucles causales.....	90
3.4.3 Fusion des diagrammes individuels.....	91
3.4.4 Construction collaborative du modèle.....	93
3.4.4.1 Sous-modèle agricole.....	94
3.4.4.2 Sous-modèle socioéconomique.....	96
3.4.5 Analyse de durabilité.....	97
3.5 Conclusion.....	102
3.6 Remerciements.....	103
3.7 Contributions des auteurs.....	103
3.8 Références.....	104



4 Chapitre 4 : Participatory system dynamics modelling for agricultural development and food security: small-scale agriculture and food systems in the Indigenous communities of Tz’olöj Ya’ and K’iche’ (Guatemala).....	110
4.1 Abstract.....	110
4.2 Introduction.....	111
4.3 Methodology.....	116
4.3.1 Study site.....	116
4.3.2 Problem definition.....	118
4.3.3 Stakeholder analysis.....	118
4.3.4 Individual interviews.....	119
4.3.5 Merging of causal loop diagrams.....	120
4.3.6 Group model-building workshops.....	121
4.4 Results and discussion.....	122
4.4.1 Stakeholder identification and participation.....	122
4.4.2 Individual causal loop diagrams.....	123
4.4.3 Individual model merging.....	124
4.4.4 Group model building.....	126
4.4.4.1 Agricultural sub-model.....	127
4.4.4.2 Socioeconomic sub-models.....	129
4.4.5 Sustainability analysis.....	130
4.5 Conclusion.....	134
4.6 Acknowledgements.....	135
4.7 Author contributions.....	135
4.8 References.....	135
Connexion au chapitre 5.....	142
5 Chapitre 5 : Modélisation hybride des dynamiques des systèmes et inférence hiérarchique bayésienne pour palier le manque de données temporelles : le cas des systèmes agroalimentaires Indigènes à petite échelle au Tz’olöj Ya’ et au K’iche’ (Guatemala).....	143
5.1 Résumé.....	143
5.2 Introduction.....	144
5.3 Méthodes.....	147
5.3.1 Région d’étude.....	147
5.3.2 Méthodologie participative.....	148
5.3.3 Quantification du modèle.....	149

5.3.4 Préparation des données.....	149
5.3.5 Calibration du modèle.....	150
5.3.6 Validation spatiale.....	152
5.3.7 Logiciels.....	153
5.4 Résultats.....	154
5.4.1 Quantification du modèle.....	154
5.4.1.1 Sous-module de l'agriculture et du système alimentaire.....	154
5.4.1.2 Sous-module économique.....	156
5.4.1.3 Sous-module de <i>l'aménagement</i> du territoire.....	159
5.4.1.4 Sous-module de population.....	160
5.4.2 Calibration et validation du modèle.....	160
5.4.2.1 Validation spatiale.....	162
5.4.2.2 Limitations du modèle.....	165
5.5 Discussion.....	166
5.6 Conclusion.....	169
5.7 Contributions des auteurs.....	169
5.8 Remerciements.....	169
5.9 Références.....	170
6 Chapitre 6: Hybrid Bayesian inference-based participatory system dynamics modelling for temporally data-poor regions: Indigenous small-scale agriculture and food systems in Tz'olöj Ya' and K'iche' (Guatemala).....	177
6.1 Abstract.....	177
6.2 Introduction.....	177
6.3 Methods.....	180
6.3.1 Study area.....	181
6.3.2 Participatory methodology.....	181
6.3.3 Model quantification.....	182
6.3.4 Data preparation.....	182
6.3.5 Model calibration.....	182
6.3.6 Spatial validation.....	185
6.3.7 Software.....	186
6.4 Results.....	186
6.4.1 Model quantification.....	186
6.4.1.1 Agriculture and food system submodule.....	186

6.4.1.2 Economic submodule.....	188
6.4.1.3 Land use submodule.....	190
6.4.1.4 Population submodule.....	191
6.4.2 Model calibration and case study validation.....	192
6.4.2.1 Spatial validation.....	193
6.4.2.2 Model limitations.....	196
6.5 Discussion.....	197
6.6 Conclusion.....	199
6.7 Author contributions.....	199
6.8 Acknowledgements.....	200
6.9 References.....	200
Connexion au chapitre 7.....	207
7 Chapitre 7 : Développement d'un outil informatique pour améliorer la rapidité, la reproductibilité et l'accessibilité pour les parties prenantes du couplage des modèles des dynamiques des systèmes avec des modèles physiques.....	208
7.1 Résumé.....	208
7.2 Introduction.....	208
7.3 Méthodes courantes pour le couplage des modèles.....	211
7.3.1 Scriptage.....	211
7.3.2 Feuilles de calcul.....	212
7.3.3 Traduction du modèle.....	212
7.3.4 Modèles « d'enveloppe ».....	212
7.3.5 Couplage avec les modèles des dynamiques des systèmes.....	213
7.4 Le logiciel Tinamit.....	214
7.4.1 Structure du logiciel Tinamit.....	214
7.4.1.1 Enveloppe des modèles des dynamiques des systèmes.....	215
7.4.1.2 Enveloppe des modèles physiques.....	216
7.4.1.3 Enveloppe des modèles couplés.....	216
7.4.1.4 Structure détaillée de Tinamit.....	216
7.4.2 Utilisation du logiciel Tinamit.....	220
7.4.2.1 Enveloppe pour le modèle physique.....	222
7.4.2.2 Préparation du modèle des dynamiques des systèmes.....	223
7.4.2.3 Couplage des modèles.....	223
7.4.2.4 Interface graphique utilisateur.....	223

7.5 Application de Tinamit : Étude de cas de la salinité des sols au Pakistan.....	225
7.5.1 Modèle physique (SAHYSMOD).....	225
7.5.2 Modèle socioéconomique des dynamiques des systèmes.....	227
7.5.3 Analyse des politiques.....	229
7.6 Résultats et discussion.....	230
7.6.1 Facilité d'adoption et flexibilité.....	230
7.6.2 Résultats de l'étude de cas.....	232
7.7 Conclusions.....	233
7.8 Contributions des auteurs.....	235
7.9 Remerciements.....	235
7.10 Appendice 1 : Accès au logiciel et aux données.....	235
7.10.1 Python.....	235
7.10.2 Tinamit.....	235
7.10.3 Vensim DSS.....	236
7.10.4 SAHYSMOD.....	236
7.11 Références.....	236
8 Chapitre 8 : Development of a software tool for rapid, reproducible, and stakeholder- friendly dynamic coupling of system dynamics and physically-based models.....	242
8.1 Abstract.....	242
8.2 Introduction.....	242
8.3 Current methods for model coupling.....	244
8.3.1 Scripting.....	244
8.3.2 Spreadsheets.....	245
8.3.3 Model translation.....	245
8.3.4 Wrapper models.....	245
8.3.5 Coupling with system dynamics models.....	246
8.4 The <i>Tinamit</i> software.....	247
8.4.1 <i>Tinamit</i> software structure.....	247
8.4.1.1 System dynamics model wrapper.....	248
8.4.1.2 Physically-based model wrapper.....	248
8.4.1.3 Coupled model wrapper.....	248
8.4.1.4 Detailed structure of Tinamit.....	249
8.4.2 Use of the Tinamit software.....	252
8.4.2.1 Physically-based model-specific wrapper.....	253

8.4.2.2 System dynamics model preparation.....	254
8.4.2.3 Model coupling.....	254
8.4.2.4 Graphical user interface.....	254
8.5 Application of Tinamit: A case study of soil salinity policies in Pakistan.....	255
8.5.1 Physically-based (SAHYSMOD) model.....	256
8.5.2 Socioeconomics SD-based model.....	257
8.5.3 Policy analyses.....	259
8.6 Results and discussion.....	260
8.6.1 Adoptability and flexibility.....	260
8.6.2 Case study results.....	261
8.7 Conclusions.....	263
8.8 Author contributions.....	264
8.9 Acknowledgements.....	264
8.10 Appendix 1 : Software and data availability.....	264
8.10.1 Python.....	264
8.10.2 Tinamit.....	264
8.10.3 Vensim DSS.....	265
8.10.4 SAHYSMOD.....	265
8.11 References.....	265
Connexion au chapitre 9.....	271
9 Chapitre 9 : Couplage d'un modèle des dynamiques des systèmes avec un modèle agricole : développement de politiques pour lutter contre l'insécurité alimentaire face aux changements climatiques dans un système agricole Indigène à petite échelle au Tz'olöj Ya' (Guatemala) 272	
9.1 Résumé.....	272
9.2 Introduction.....	272
9.3 Méthodologie.....	275
9.3.1 Étude de cas.....	275
9.3.2 Modèle des dynamiques des systèmes.....	275
9.3.3 Modèle biophysique.....	277
9.3.4 Connexion des modèles.....	278
9.3.5 Données et changements climatiques.....	279
9.3.6 Analyses de scénario.....	282
9.3.7 Outils informatiques.....	283
9.4 Résultats et discussion.....	283

9.4.1 Utilité d'une approche couplée.....	283
9.4.2 Changements climatiques et résilience.....	285
9.5 Conclusion.....	288
9.6 Remerciements.....	289
9.7 Contributions des auteurs.....	289
9.8 Références.....	289
Connexion au chapitre 10.....	295
10 Chapitre 10 : Application d'un modèle des dynamiques des systèmes couplé avec un modèle des cultures pour comparer les systèmes alimentaires Indigènes à petite échelle face aux changements climatiques au Tz'olöj Ya' et au K'iche', Iximulew (Guatemala).....	296
10.1 Résumé.....	296
10.2 Introduction.....	296
10.3 Méthodologie.....	300
10.3.1 Études de cas.....	301
10.3.2 Modèle des dynamiques des systèmes.....	301
10.3.3 Modèle des cultures.....	302
10.3.4 Changements climatiques.....	303
10.3.5 Choix de politiques.....	303
10.3.6 Scénarios climatiques et chocs socioéconomiques.....	304
10.4 Résultats et discussion.....	305
10.5 Conclusion.....	312
10.6 Remerciements.....	312
10.7 Contributions des auteurs.....	312
10.8 Références.....	312
Connexion au chapitre 11.....	320
11 Chapitre 11 : Modèles de prédation : Critères théoriques et évaluation empirique des équations de forme fonctionnelle pour les systèmes de prédateurs et de proies.....	322
11.1 Résumé.....	322
11.2 Introduction.....	322
11.3 Critères standards envers les fonctions de prédation.....	326
11.3.1 Comportement à haute densité de la proie.....	327
11.3.2 Comportement à basse densité de la proie.....	327
11.3.3 Comportement à haute densité du prédateur.....	327
11.3.4 Comportement à basse densité du prédateur.....	328

11.3.5 Autres considérations.....	328
11.3.6 L'équation Kovai.....	328
11.4 Méthodes (étude empirique).....	329
11.5 Résultats et discussion.....	331
11.5.1 Étude théorique.....	331
11.5.2 Étude empirique.....	335
11.6 Conclusion.....	338
11.7 Remerciements.....	339
11.8 Contributions des auteurs.....	339
11.9 Disponibilité des données.....	339
11.10 Références.....	339
11.11 Appendice A : Dérivation des limites et dérivées non triviales.....	343
11.11.1 Dépendance à la proie Type II.....	343
11.11.2 Dépendance à la proie Type III.....	344
11.11.3 Dépendance au ratio Type II.....	344
11.11.4 Dépendance au ratio Type III.....	345
11.11.5 Hassell-Varley Type I.....	346
11.11.6 Hassell-Varley Type II.....	347
11.11.7 Hassell-Varley Type III.....	347
11.11.8 Beddington-DeAngelis.....	348
11.11.9 Crowley-Martin.....	349
11.11.10 Royama-Rogers.....	350
11.11.11 Kovai.....	351
11.12 Appendice B : Tableau supplémentaire.....	354
12 Chapitre 12 : Modelling predation: Theoretical criteria and empirical evaluation of functional form equations for predator-prey systems.....	357
12.1 Abstract.....	357
12.2 Introduction.....	357
12.3 Standard criteria for predation functions.....	360
12.3.1 Behaviour at high prey density.....	361
12.3.2 Behaviour at low prey density.....	361
12.3.3 Behaviour at high predator density.....	361
12.3.4 Behaviour at low predator density.....	362
12.3.5 Other considerations.....	362

12.3.6 The Kovai equation.....	362
12.4 Methods (empirical study).....	363
12.5 Results and discussion.....	365
12.5.1 Theoretical study.....	365
12.5.2 Empirical study.....	369
12.6 Conclusion.....	372
12.7 Author contributions.....	373
12.8 Acknowledgements.....	373
12.9 Data availability.....	373
12.10 References.....	373
12.11 Appendix A: Calculation of non-trivial limits and derivatives.....	377
12.11.1 Prey dependent Type II.....	377
12.11.2 Prey dependent Type III.....	377
12.11.3 Ratio dependent Type II.....	378
12.11.4 Ratio dependent Type III.....	379
12.11.5 Hassell-Varley Type I.....	380
12.11.6 Hassell-Varley Type II.....	380
12.11.7 Hassell-Varley Type III.....	381
12.11.8 Beddington-DeAngelis.....	382
12.11.9 Crowley-Martin.....	382
12.11.10 Royama-Rogers.....	383
12.11.11 Kovai.....	385
12.12 11 Appendix B: Supplementary table.....	387
Connexion au chapitre 13.....	390
13 Chapitre 13 : Développement de <i>Tiko'n</i> , un outil informatique modulaire pour le développement des modèles de réseau trophique agroécologique.....	392
13.1 Résumé.....	392
13.2 Introduction.....	392
13.3 Matériaux et méthodes.....	398
13.3.1 Structure de <i>Tiko'n</i> .....	399
13.3.1.1 Simulations.....	400
13.3.1.2 Modules.....	401
13.3.1.2.1 Module des réseaux trophiques.....	402
13.3.1.2.2 Module des cultures.....	411



13.3.1.2.3	Module du climat.....	412
13.3.1.2.4	Module de gestion.....	412
13.3.1.2.5	Module des pièges.....	413
13.3.1.3	Expériences.....	413
13.3.1.4	Résultats.....	413
13.3.1.5	Incertitude paramétrique.....	414
13.3.1.6	Interactions entre paramètres.....	415
13.3.1.7	Calibrations.....	416
13.3.2	Étude de cas.....	416
13.4	Résultats.....	417
13.4.1	Développement du modèle.....	417
13.4.2	Résultats de la calibration.....	418
13.4.3	Le biocontrôle.....	420
13.5	Discussion.....	420
13.6	Conclusions.....	424
13.7	Contribution des auteurs.....	425
13.8	Remerciements.....	425
13.9	Appendice A : Disponibilité des logiciels.....	425
13.9.1	Python.....	425
13.9.2	Tiko'n.....	425
13.9.3	Code de l'analyse.....	426
13.10	Appendice B : Données supplémentaires.....	426
13.11	Références.....	426
14	Chapitre 14 : Development of a new modular software tool for agroecological food web model development: <i>Tiko'n</i> .....	433
14.1	Abstract.....	433
14.2	Introduction.....	433
14.3	Materials and methods.....	437
14.3.1	Structure of Tiko'n.....	438
14.3.1.1	Simulations.....	439
14.3.1.2	Modules.....	440
14.3.1.2.1	Food web module.....	441
14.3.1.2.2	Crop module.....	449
14.3.1.2.3	Climate module.....	450

14.3.1.2.4 Management module.....	451
14.3.1.2.5 Trapping module.....	451
14.3.1.3 Experiments.....	451
14.3.1.4 Results.....	452
14.3.1.5 Parameter uncertainty.....	452
14.3.1.6 Parameter interactions.....	453
14.3.1.7 Calibrations.....	453
14.3.2 Case study.....	454
14.4 Results.....	455
14.4.1 Model development.....	455
14.4.2 Calibration results.....	455
14.4.3 Biocontrol.....	457
14.5 Discussion.....	457
14.6 Conclusions.....	460
14.7 Author contributions.....	461
14.8 Acknowledgements.....	461
14.9 Appendix A : Software requirements.....	461
14.9.1 Python.....	461
14.9.2 Tiko'n.....	461
14.9.3 Analysis code.....	462
14.10 Appendix B : Supplementary data.....	462
14.11 References.....	462
Connexion au chapitre 15.....	469
15 Chapitre 15 : Application de la modélisation des réseaux trophiques agroécologiques pour planifier et évaluer les systèmes agricoles biologiques et conventionnels.....	470
15.1 Résumé.....	470
15.2 Introduction.....	471
15.3 Méthodologie.....	473
15.3.1 Spécification de la structure trophique.....	473
15.3.2 Sélection des <i>a priori</i> et des équations.....	474
15.3.3 Calibration et validation.....	478
15.3.4 Implémentation des scénarios de gestion.....	478
15.3.5 Contrôle selon un calendrier fixe.....	479
15.3.6 Contrôle biologique selon des seuils d'action économiques.....	480

15.3.7 Optimisation du contrôle biologique.....	480
15.3.8 Simulations à parasitoïde unique.....	481
15.3.9 Logiciel.....	481
15.4 Résultats et discussion.....	482
15.4.1 Construction du modèle.....	482
15.4.2 Pesticides, biocontrôle et stabilité.....	483
15.4.3 Gestion selon les seuils d'action écologiques.....	486
15.5 Conclusion.....	490
15.6 Déclaration de conflits d'intérêt.....	491
15.7 Contribution des auteurs.....	491
15.8 Remerciements.....	491
15.9 Appendice A : Données supplémentaires.....	491
15.10 Références.....	491
16 Chapitre 16 : Agroecological food web modelling to evaluate and design organic and conventional agricultural systems.....	496
16.1 Abstract.....	496
16.2 Introduction.....	497
16.3 Methods.....	498
16.3.1 Trophic structure specification.....	498
16.3.2 Equation and <i>a priori</i> selection.....	499
16.3.3 Calibration process and validation.....	502
16.3.4 Implementation of management scenarios.....	503
16.3.5 Fixed date control.....	504
16.3.6 Economic action threshold biological control.....	504
16.3.7 Optimisation of biological control.....	504
16.3.8 Single parasitoid runs.....	505
16.3.9 Software.....	506
16.4 Results and discussion.....	506
16.4.1 Model construction.....	506
16.4.2 Pesticides, biocontrol and stability.....	507
16.4.3 Ecological threshold-based management.....	509
16.5 Conclusion.....	513
16.6 Declaration of Competing Interest.....	513
16.7 Author contributions.....	513

16.8 Acknowledgements.....	513
16.9 Appendix A : Supplementary data.....	514
16.10 References.....	514
17 Chapitre 17 : Conclusion.....	519
17.1 Récapitulation des contributions.....	519
17.2 Recommandations pour la recherche future.....	522
18 Références générales.....	524

## Liste des figures

Figure 3.1: Résumé du processus de modélisation participative.....	82
Figure 3.2: Exemple simplifié d'un diagramme de boucles causales provenant de la phase d'entrevues individuelles. Le R indique une boucle auto-renforçante, et le É une boucle d'équilibre.....	87
Figure 3.3: Exemple de fusion des diagrammes de boucles causales individuels. Les flèches vertes en gras indiquent les relations présentes dans les deux diagrammes individuels.....	88
Figure 3.4: Diagramme des boucles causales des sous-modèles agricoles de Concepción (en haut) et de Chiche' (en bas). Les chiffres rouges encerclés indiquent des cycles et des processus d'intérêt référencés au cours du processus de modélisation participative.....	92
Figure 4.1: Overview of participatory model-building process.....	116
Figure 4.2: Example of simplified causal loop diagram from the individual interview phase, with reinforcing (R) and balancing (B) loops.....	120
Figure 4.3: Example of merging individual CLDs. Green (bold) variables and arrows in the combined diagram indicate 659 variables and relationships present in both individual CLDs. ....	121
Figure 4.4: Causal loop diagram of the agricultural sub-models from Concepción (a) and Chiche' (b). Red (circled) numbers were used to refer to specific cycles and processes in the model during the participatory model-building process and in the text below.....	125
Figure 5.1: Présentation simplifiée du sous-module de l'agriculture et du système alimentaire. ....	156
Figure 5.2: Présentation simplifiée du sous-module de l'économie. Les variables en gris indiquent des variables déjà présentes ailleurs sur le diagramme et dédoublées à des fins de clarté. Les symboles de nuage indiquent des flux qui se déversent vers des niveaux exogènes au modèle.....	158
Figure 5.3: Présentation simplifiée du sous-module de l'aménagement du territoire.....	159
Figure 5.4: Présentation simplifiée du sous-module de la population.....	160

Figure 5.5: Données observées (points individuels) et simulées (ligne pleine) des variables de niveau clefs (forêts, malnutrition et population) à Concepción et à Chiche’ .....	161
Figure 5.6: Distribution géographique des mesures de qualité d’ajustement du modèle à travers le Guatemala envers la couverture forestière, la malnutrition infantile chronique et la population. Pour chaque mesure, la couleur vert indique un meilleur ajustement et le rouge un moins bon ajustement.....	162
Figure 5.7: Comparaison des tendances simulées et observées de différentes variables de niveau clefs du modèle auprès de chaque territoire socioéconomique. Les points indiquent les municipalités individuelles appartenant à chaque territoire; les lignes bleues pleines, la droite de meilleur ajustement; la zone ombragée, l’intervalle de confiance de 95% de cette dernière; les lignes noires pointillées, l’intervalle de confiance de 95% des prévisions du modèle de régression. Les lignes bleues pointillées indiquent, à titre de référence, les axes des x et des y et la ligne du ratio 1:1 correspondant à un ajustement parfait du modèle. Le territoire 10 ne comportait que 3 municipalités et n’est pas inclus parmi des visualisations.....	164
Figure 6.1: Simplified view of the agriculture and food system submodule.....	188
Figure 6.2: Simplified view of the economic submodule. Variables in grey indicate variables already present elsewhere in the diagram and that have been duplicated to improve the clarity of the model representation. Cloud symbols indicate flows that lead to stocks exogenous to the model boundaries.....	190
Figure 6.3: Simplified view of the land use submodule.....	191
Figure 6.4: Simplified view of the population submodule.....	192
Figure 6.5: Observed (point) and simulated (line) data for key stocks (forests, malnutrition, and population) in both Concepción and Chiche’ .....	193
Figure 6.6: Geographic distribution of goodness of fit measures across Guatemala for forest cover, child chronic malnutrition and population. For each measure, green indicates better fit and red poorer fit.....	194
Figure 6.7: Comparison of predicted and observed trends for key model stocks across all socioeconomic territories. Points indicate individual municipalities within each territory, solid blue lines the best-fit trend line to the data points, shaded areas the 95% confidence interval for this trend, and dashed black lines the regression’s 95% confidence interval for the data	

points, Dotted blue lines indicate the x and y axes and the 1:1 line of perfect model fit for reference. Territory 10 contained only 3 municipalities and as such was not included in these visualisations.....	195
Figure 7.1: Structure générale de Tinamit. DS = Dynamiques des systèmes; P = modèle physique.....	215
Figure 7.2: Diagramme de classe LUM (Langage unifié de modélisation) pour Tinamit. Pour des raisons de clarté, seules les classes et attributs les plus importants y paraissent, de même que les méthodes abstraites qui ne sont identifiées que dans la classe parente. MDS : Modèle des dynamiques des systèmes; P : Physique.....	217
Figure 7.3: Organigramme du processus de modélisation couplée tel qu'une utilisatrice ou utilisateur l'implémenterait avec Tinamit. DS = Dynamiques des systèmes; P = modèle physique.....	221
Figure 7.4: L'interface utilisateur graphique de Tinamit. De gauche à droite, haut en bas : écran de chargement des modèles, interface de couplage des variables, simulation du modèle, et options de langue.....	224
Figure 7.5: Exemple du diagramme de boucles causales du sous-modèle agricole. Reproduit de Inam et al. (2017b) avec la permission d'Elsevier.....	228
Figure 8.1: Overall structure of Tinamit. SD = System Dynamics; PB = Physically-based..	248
Figure 8.2: UML class diagram of Tinamit. For clarity, only the most important classes and attributes are shown and abstract methods are only shown in the parent class.....	249
Figure 8.3: Flowchart of the model coupling process for an end user using the Tinamit model coupling software. SD = system dynamics, PB = physically-based.....	252
Figure 8.4: The Tinamit graphical user interface. From left to right, top to bottom: model loading page, variable coupling interface, model runs, and language options.....	255
Figure 8.5: Example of the agricultural sub-model causal loop diagram. Reprinted from Inam et al. (2017b) with permission from Elsevier.....	258
Figure 9.1: Diagramme du processus participatif.....	276

Figure 9.2: Risque de perte des cultures (lissé) selon l'année de simulation et le scénario de changement climatique (TCR = Trajectoire de concentration représentatif) avec le modèle des dynamiques des systèmes (DS) seul et couplé.....	283
Figure 9.3: Influence du modèle des cultures externe sur les projections de population avec la politique d'éducation. À gauche : modèle des dynamiques des systèmes (SD) seul ; à droite : modèle couplé. La ligne noire pointillée indique le scénario de base (sans politique ni changement climatique). TCR = Trajectoire de concentration représentatif.....	284
Figure 9.4: Impact relatif de chaque combinaison de politique et scénario de changement climatique sur différentes variables clefs au cours des 70 dernières années de la simulation. Abréviations de politiques : B=Base, Rf=Reforestation, AS=Autosuffisance produits agricoles, AG=Achats de groupe, JF=Jardins familiaux, MS=Meilleurs salaires, Éd=Éducation. Les chiffres (0; 2,6; 4,5; 6,0 et 8,5) indiquent le scénario climatique TCR (Trajectoire de concentration représentatif). Toute valeur est relative à la valeur de la même variable pour le scénario B0.....	285
Figure 9.5: Effet des politiques de reforestation (gauche) et de salaire minimum (droite) sur la couverture forestière. TCR : Trajectoire de concentration représentatif.....	286
Figure 9.6: Diagramme simplifié des dynamiques d'emplois et de salaire dans le modèle. R indique un cycle de rétroaction renforçant, tandis que É indique un cycle d'équilibre.....	287
Figure 10.1: Procédure de modélisation participative. De J. Malard, Adamowski, Rojas Díaz, et al. (2020).....	301
Figure 10.2: Diagramme de boucles causales représentant la relation entre la malnutrition et l'économie.....	306
Figure 10.3: Diagramme de boucles causales représentant les dynamiques économiques du système agroalimentaire.....	307
Figure 10.4: Interactions entre politiques (horizontal) et chocs socioéconomiques (vertical) pour différentes variables de Concepción (Tz'olöj Ya'). Première rangée : Valeurs de diverses variables au cours des 70 dernières années de la simulation sous le scénario climatique 8,5, relatives au scénario de base sans changement climatique. Deuxième rangée : Impact du scénario climatique 8,5 pour chaque combinaison de politique et de choc, relatif au résultat de la même combinaison sans changement climatique (changement relatif; 0 indique qu'il n'y a aucun changement en comparaison avec le scénario sans changement climatique).	



Abréviations de politique : B = scénario de base (aucune politique); Rf = reforestation; AS = autosuffisance produits agricoles; AG = achats de groupe; JF = jardins familiaux; MS = meilleurs salaires; Éd = éducation. Abréviations de choc : Agr = agrocommercial; Écon = économique; Empl = emplois; Infl = inflation; AgrÉcon = agrocommercial et économique.  
 .....310

Figure 10.5: Interactions entre politiques (horizontal) et chocs socioéconomiques (vertical) pour différentes variables de Chiche' (K'iche'). Première rangée : Valeurs de diverses variables au cours des 70 dernières années de la simulation sous le scénario climatique 8,5, relatives au scénario de base sans changement climatique. Deuxième rangée : Impact du scénario climatique 8,5 pour chaque combinaison de politique et de choc, relatif au résultat de la même combinaison sans changement climatique (changement relatif; 0 indique qu'il n'y a aucun changement en comparaison avec le scénario sans changement climatique).

Abréviations de politique : B = scénario de base (aucune politique); Rf = reforestation; AS = autosuffisance produits agricoles; AG = achats de groupe; JF = jardins familiaux; MS = meilleurs salaires; Éd = éducation. Abréviations de choc : Agr = agrocommercial; Écon = économique; Empl = emplois; Infl = inflation; AgrÉcon = agrocommercial et économique.  
 .....311

Figure 11.1: Illustration des différentes formes de réponse fonctionnelle qui peuvent découler de l'équation Kovai. a) Réponse de forme Holling Type III (Schenk et Bacher 2002, données de l'année 2000); b) réponse de forme Holling Type II (Fernandez-Maldonado et al. 2017); c) tel que prévu, ajustement moins qu'optimal de l'équation face aux données de forme Holling Type IV (Líznarová et Pekár 2013, données de Zodarion-Tetramorium); d) illustration du partage des proies entre prédateurs lorsque ces derniers commencent à interférer entre eux (Uttley 1980, figure 4.3.1). N : densité de la proie; P : densité du prédateur.....335

Figure 11.2: Présentation des observations de la réponse fonctionnelle (proie consommée par prédateur) pour de différentes densités de prédateur (*Stenostomum virginanum*) et de proie (*Paramecium aurelia*), de même que des prévisions des modèles calibrés. La ligne représente la moyenne du modèle, et la zone ombragée l'écart type de la distribution a posteriori du modèle. a) Équation dépendante du ratio de Type III; b) Équation Hassell-Varley de Type III; c) Équation Beddington-DeAngelis; d) Équation Kovai. N indique la densité de la proie. Les données proviennent de Kratina et al. (2009).....336

Figure 11.3: Classement de diverses équations (un classement moins élevé indiquant un meilleur ajustement de l'équation en comparaison aux autres) selon le classement moyen des équations de Type II pour le même ensemble de données. Chaque point représente le classement d'une équation ou d'un groupe d'équations (Type III, BD ou KV) lorsque calibrée selon un ensemble de données expérimentales (un classement inférieur étant favorable). Les lignes indiquent le modèle de régression linéaire pour chaque équation ou groupe d'équations, les zones ombragées indiquant les intervalles de confiance de 95%. Type II inclut les équations de Hassell-Varley, de dépendance à la proie et de dépendance au ratio combinées avec une réponse de Holling Type II; Type III inclut les mêmes équations avec une réponse de forme Holling Type III; BD signifie l'équation Beddington-DeAngelis; KV signifie l'équation Kovai.....337

Figure 12.1: Example of different functional responses possible with the Kovai equation. a) Type III Holling response form (Schenk and Bacher 2002, experiment year 2000); b) Type II Holling response form (Fernandez-Maldonado et al. 2017); c) suboptimal fit, as expected, against data with a Type IV functional response (Líznarová and Pekár 2013, Zodarion-Tetramorium data); d) example of ability of Kovai equation to partition prey between predators when predators begin interfering amongst themselves (Uttley 1980, figure 4.3.1). N: Prey density; P: Predator density.....369

Figure 12.2: Functional response (prey consumed per predator) observations for various predator and prey densities of the *Stenostomum virginanum*-*Paramecium aurelia* predator-prey system, along with fitted model predictions (line represents mean; shaded area the standard deviation of model posterior distribution). a) Ratio dependent Type III equation, b) Hassell-Varley Type III equation, c) Beddington-DeAngelis equation, d) Kovai equation. N indicates the prey density. Data from Kratina et al. (2009).....370

Figure 12.3: Rankings of various equations, where lower ranks indicate better fit relative to the other equations, versus the Type II equation rank for the same experimental dataset. Each point represents ranking of one equation or group of equations (Type III, BD or KV) when fitted to one experimental dataset (lower is better). Lines indicate linear model regression for each equation or group, and shaded areas represent 95% confidence intervals. Type II includes Hassell-Varley, prey-dependent and ratio-dependent equations with Holling Type II response; Type III includes the same equations with a Holling Type III response; BD indicates the Beddington-DeAngelis equation; KV indicates the Kovai equation.....371

Figure 13.1: Structure principale de Tiko'n. Les points de suspension indiquent une composante répétée.....	400
Figure 13.2: Processus de simulation de Tiko'n. Chaque étape, lorsque exécutée au cours de la simulation, s'applique de manière itérative à chaque module.....	401
Figure 13.3: Exemple de construction et de simulation d'un réseau trophique avec l'interface de Tiko'n. Les mots en gras indiquent les méthodes, fonctions et classes propres à l'interface de programmation de Tiko'n.....	418
Figure 13.4: Prévisions du modèle et données observées. IC : Intervalle de confiance.....	419
Figure 13.5: Dynamiques de la population des larves d'O. arenosella (tous stades de larve combinés). Gauche : sans biocontrôle; centre : avec une seule application de parasitoïdes; droite : avec la même dose de parasitoïdes divisée entre trois applications plus petites. SDÉ : Seuil de dommage économique; IC : Intervalle de confiance.....	420
Figure 14.1: Main structure of Tiko'n. Ellipses indicate repeated components.....	439
Figure 14.2: Tiko'n simulation workflow. Each step, when called in the simulation, is iteratively called for all linked modules.....	440
Figure 14.3: Example of food web construction and simulation in Tiko'n. Names in bold indicate special Tiko'n programming interface classes, methods or functions.....	455
Figure 14.4: Model predictions and observed data. CI: Confidence interval.....	456
Figure 14.5: Population dynamics of O. arenosella larvae (total of all stages) without biocontrol (left), with one large larval parasitoid release (middle) and with the same parasitoid dose divided into three smaller releases (right). EIL: economic injury threshold; CI: Confidence interval.....	457
Figure 15.1: Diagramme du réseau trophique utilisé lors de la simulation. La lettre L indique les stades de larve (juvéniles). Les flèches à ligne continue indiquent les transitions d'un stade de vie au suivant. Les flèches pointillées indiquent des relations trophiques de parasitisme et les cercles pointillés indiquent les stades de vie parasités.....	474
Figure 15.2: Données simulées et observées pour divers stades de vie des insectes du modèle. IC : Intervalle de confiance.....	483

Figure 15.3: Gauche : probabilité de dépasser le seuil de dommage économique selon le jour de simulation sous les cas de biocontrôle avec parasitoïdes de pupe (vert), un pesticide générique qui affecte chaque stade de vie de façon égale (orange) et un pesticide qui épargne les œufs (bleu). Les autres pesticides sélectifs génèrent des dynamiques similaires et n'apparaissent pas dans ce graphe. Les régions ombragées délimitent les limites du 95% des répétitions obtenues en variant le jour d'application de la méthode de contrôle. Centre et droite : Dommage économique total lissé selon chaque méthode de contrôle, au cours des premiers 60 jours (centre) et au cours du reste de la simulation (droite), selon le jour d'application du contrôle. Les régions ombragées indiquent l'intervalle de confiance de 95%. Dans les trois cadres, la ligne pointillée indique l'évolution naturelle du risque ou du niveau de dommage lorsqu'aucune méthode de contrôle n'est appliquée.....484

Figure 15.4: Convergence de l'algorithme RDD (Recherche dimensionnée dynamiquement) présentant la meilleure valeur obtenue à date selon l'itération. Les lignes indiquent l'évolution de l'algorithme lors de l'optimisation des jours d'application pour le biocontrôle avec parasitoïdes de pupe ou de larve. Le logarithme du Seuil de dommage économique normalisé-jours (SNJ) auprès de la plante fut employé en tant que fonction objective à minimiser.....486

Figure 15.5: Comparaison de l'effet de chaque espèce de parasitoïde auprès du système de réseau trophique. Haut : Risque de dépassement du seuil de dommage économique selon le jour de simulation, avec les scénarios de biocontrôle unique à date fixe (bleu), de biocontrôle dynamique selon les seuils économiques (orange) et de biocontrôle appliqué à des dates optimisées selon le modèle (vert) pour les parasitoïdes de larve (gauche) et de pupe (droite). Les régions ombrées représentent les intervalles de confiance de 90% obtenues en variant les dates d'application et les seuils d'intervention. Centre : Relation entre prévalence de parasitisme et population de l'hôte pour chaque espèce de parasitoïde lors du scénario de contrôle (sans intervention). Bas : Impact de l'absence temporaire de chaque parasitoïde sur les dynamiques populationnelles des larves de *O. arenosella*. IC indique l'intervalle de confiance.....488

Figure 16.1: Schematic of the food web used in the simulation. The letter L indicates larval (juvenile) stages. Full arrows indicate normal transition from one life stage to the next; dashed arrows indicate parasitism events and dashed circles indicate parasitized life stages. ....499

Figure 16.2: Simulated and observed data for various insect life stages in the model. CI: Confidence interval.....507

Figure 16.3: Left: probability of exceeding economic injury level over time for biocontrol with pupal parasitoids (green), a pesticide equally effective across all life stages (orange), and a pesticide affecting all but egg life stages (blue); other selective pesticides displayed similar dynamics and are not shown here. Shaded regions indicate 95% of the range of results from applying the same control measure at different dates. Middle and right: (smoothed) total economic injury with each control measure over the first 60 days (middle) and after the first 60 days (right) of simulation according to the day the control measure was applied; shaded areas indicate the 95% confidence interval. The dotted line in all graphs denotes the natural evolution of the outbreak risk or injury level when no control measures were applied.....508

Figure 16.4: Convergence of DDS algorithm (shown according to cumulative best objective function value) for optimal release day selection for both larval and pupal parasitoid biocontrol options. The objective function to minimise was the log of the Normalised Economic injury level-Days (NED) to the crop.....510

Figure 16.5: Comparison of two parasitoid species' impact on the food web system. Top: Risk of pest levels above the economic injury level over time, with a single calendar-based application (blue), threshold-based applications (orange), or model-optimised application dates (green) of either pupal or larval parasitoids. Shaded areas represent the 90% confidence interval of expected outcomes obtained from different application dates or threshold values. Middle: Relationship between parasitism level and host population for both parasitoids in the no control scenario. Bottom: Impact of temporarily removing each parasitoid on the dynamics of *O. arenosella* larval populations. CI indicates confidence interval.....511

## Liste des tableaux

Tableau 3.1: Participation institutionnelle et individuelle des parties prenantes pour chaque étude de cas. Le pourcentage manquant est toujours relatif à l'activité précédente. Cnc : Concepción; Chch : Chiche'.....	90
Table 4.1: Stakeholder and institutional participation in the modelling process in both case studies. % missing institutions and individuals are relative to the previous activity. Cnc: Concepción, Chch: Chiche'.....	123
Tableau 5.1: Mesures de qualité de l'ajustement du modèle pour différentes variables de niveau clefs. ENS : Efficacité Nash-Sutcliffe; EKG : Efficacité Kling-Gupta; RCNEQM : Racine carrée normalisée de l'erreur quadratique moyenne.....	161
Table 6.1: Goodness of fit measures for key model stocks in each study region. NSE: Nash-Sutcliffe Efficiency; KGE: Kling-Gupta Efficiency; RMNSE: Normalised root-mean-square error.....	193
Tableau 7.1: Résumé des différentes méthodes de couplage des modèles, adapté de Halbe et al. (2014). Les signes positifs indiquent une bonne performance, les zéros une performance moyenne et les signes négatifs une mauvaise performance envers chacun des indicateurs...	214
Tableau 7.2: Description des attributs et méthodes des classes les plus centrales à Tinamit. Les méthodes abstraites apparaissent en texte italique et ne paraissent que dans la classe parente par souci de clarté.....	218
Tableau 7.3: Variables utilisées lors du couplage entre le modèle SAHYSMOD et le modèle socioéconomique des DS (dynamiques des systèmes).....	229
Tableau 7.4: Scénarios de gestion de la salinité des sols. Les valeurs des variables continues sont présentées pour chaque scénario; l'activation des variables binaires est indiquée par un « x » dans la case appropriée.....	230
Tableau 7.5: Valeurs moyennes (au cours de 20 ans) des indicateurs de performance des cinq alternatives de politique publique analysées avec Tinamit. Abréviations des scénarios de politique : UCE : Utilisation conjonctive de l'eau; DV : Drainage vertical; RC : Revêtement des canaux; IP : Irrigation sous pression; REP : Récupération des eaux de pluie.....	232

Table 8.1: Summary of different model coupling approaches for SD and physically-based models, modified and expanded from Halbe et al. (2014). Positive signs indicate good performance, zeros normal performance, and negative signs poor performance for each indicator.....	247
Table 8.2: Description of the major attributes and methods of the major classes in Tinamit. Abstract methods are in italics and are, for clarity, only shown in the parent class.....	250
Table 8.3: Variables used in dynamic coupling of SAHYSMOD and SD-based socioeconomic model (variable name, units, description and coupling direction).....	259
Table 8.4: Different soil salinity management scenarios. “Switch” variables are indicated with an X where activated, while continuous input variable values are reported for all runs.....	260
Table 8.5: Average values (of a 20-year time series) of performance indicators of the five soil policy alternatives analyzed through Tinamit. Policy abbreviations: CWU = Conjunctive water use, VD = Vertical drainage, CL = Canal lining, PIM = Pressurized irrigation method, and RWH = Rainwater harvesting.....	262
Tableau 9.1: Variables échangées entre les différentes composantes du modèle couplé. PCSE indique le modèle des cultures et MDS le modèle des dynamiques des systèmes. Tinamit/ تقدير indique des variables dont les valeurs sont fournies, à travers Tinamit, par le logiciel de gestion des données climatiques تقدير [taqdir].....	279
Tableau 9.2: Spécification des politiques appliquées au modèle.....	283
Tableau 10.1: Politiques appliquées au modèle.....	303
Tableau 10.2: Chocs socioéconomiques appliqués au modèle.....	304
Tableau 11.1: Études et bases de données utilisées pour les analyses. DP : dépendance de la proie, DR :dépendance du ratio; HV : Hassell-Varley; CM : Crowley-Martin; RR : Royama-Rogers; BD : Beddington-DeAngelis; A : autre équation pas considérée par la présente étude. Les chiffres romains indiquent la forme de la réponse fonctionnelle Holling. Seules les équations identifiées en raison de leur bon ajustement ou bien recommandées par les auteurs de l’étude correspondante sont incluses dans la colonne de droite.....	330
Tableau 11.2: Comparaison du comportement de différentes équations de prédation populaires sous des conditions extrêmes. T indique la forme de réponse fonctionnelle Holling	

(I, II ou III).  $f(N,P)$  représente le taux de prédation par prédateur et  $g(N,P) = P * f(N,P)$  représente le taux de prédation total.  $\alpha$  représente le taux de prédation maximal par prédateur,  $N$  et  $P$  sont les densités de la proie et du prédateur,  $T_h$  est le temps de manutention par proie consommée et les autres variables sont des constantes empiriques.  $\alpha, b, c \in [0, \infty)$ ;  $m \in [0, 1]$ . Les cellules ombragées indiquent des comportements indésirables. Voir la section 11.11 (Appendice A : Dérivation des limites et dérivées non triviales) pour les détails des calculs menant aux résultats présentés ci-dessous.....333

Tableau 11.3: CILA, soit « Critère d’information largement applicable » (en premier) et classement (en parenthèses) de chaque équation lorsqu’appliquée aux différents ensembles de données. Un classement ou une valeur de CILA plus proche de 0 indique un meilleur ajustement du modèle. Les noms des ensembles de données sont reproduits tel qu’ils apparaissent dans le code du matériel supplémentaire. KV : Kovai; DP : Dépendance à la proie; DR : Dépendance au ratio; HV : Hassell-Varley; BD : Beddington-DeAngelis; CM : Crowley-Martin; RR : Royama-Rogers. Les chiffres romains suivant les équations DP, DR et HV indiquent la forme de réponse fonctionnelle de Holling.....354

Table 12.1: Studies and datasets used in the analyses. PD indicates prey dependence, RD ratio dependence, HV Hassell-Varley, CM Crowley-Martin, RR Royama-Roger, BD Beddington-DeAngelis, and O other equations not reviewed in this study. Roman numerals indicate Holling functional response form. Only equations finally recommended or identified as giving good fit by the authors of the corresponding study are mentioned in the last column. ....364

Table 12.2: Comparison of critical extreme condition properties of common predation equations. T indicates Holling response type (I, II or III).  $f(N,P)$  represents the predation rate per predator and  $g(N,P)=P*f(N,P)$  represents the total predation rate, where  $\alpha$  is the theoretical maximum predation rate per predator,  $N$  and  $P$  are the prey and predator densities, respectively,  $T_h$  is the handling time per prey and other variables are empirical constants.  $\alpha, b, c \in [0, \infty)$ ;  $m \in [0, 1]$ . Shaded squares indicate undesirable behaviours as compared to the ideal equation. See Appendix A: Calculation of non-trivial limits and derivatives for details on the calculation of the results presented here.....367

Tableau 12.3: Widely applicable information criterion (WAIC) and rankings of each equation when applied to different datasets. Lower rank and WAIC within a dataset indicate better model fit. KV: Kovai; PD: Prey dependent; RD: Ratio dependent; HV: Hassell-Varley; BD:



Beddington-DeAngelis; CM: Crowley-Martin; RR: Royama-Rogers. Roman numerals after PD, RD and HV equations indicate the Holling response form.....387

Tableau 13.1: Équations incluses dans Tiko'n. Références incluses lorsqu'approprié.  $T_{max}$  indique la température maximale,  $T_{moy}$  la température moyenne,  $s$  l'intervalle temporelle,  $coh$  le numéro de cohortes,  $a_{i,t}$  l'âge de la cohorte  $i$  à temps  $t$ .  $fdc$  indique la fonction de densité cumulative.  $N$  indique la population du stade de vie, sauf indication contraire. \*Les fonctions probabilistes disponibles incluent les distributions Cauchy, Gamma, Logistique, Normale,  $T$  et Triangulaire. La distribution par défaut est la Normale.....404

Tableau 13.2: Équations activées par défaut pour chaque catégorie d'insecte fournie par Tiko'n. Seuls les processus et sous-processus activés par défaut pour un insecte et stade de vie donnés apparaissent. \* Le mouvement n'est activé par défaut que dans les expériences contenant plus d'un champ. \*\* Les équations pour la prédation, la reproduction et le mouvement des parasitoïdes juvéniles se voient copiés des équations du stade de vie correspondant de l'hôte. Le vieillissement, la mortalité et les transitions ne s'appliquent qu'au dernier stade juvénile avant que celui-ci n'émerge de son hôte en tant que puppe ou parasitoïde adulte.....408

Tableau 13.3: Statistiques d'ajustement du modèle selon l'espèce et le stade de vie.  $EKG$  : Efficacité Kling-Gupta;  $ENS$  : Efficacité Nash-Sutcliffe;  $RNEQM$  : Racine carrée normalisée de l'erreur quadratique moyenne;  $IC$  : Intervalle de confiance.....419

Table 14.1: Equations provided in Tiko'n; literature references are provided where relevant.  $T_{max}$  indicates maximum temperature,  $T_{avg}$  average temperature,  $s$  the time step,  $coh$  the number of cohorts,  $a_{i,t}$  the age of cohort  $i$  at time  $t$ .  $cdf$  indicates the cumulative density function. Unless otherwise noted,  $N$  is the life stage population. \* Probabilistic functions include the Cauchy, Gamma, Logistic, Normal,  $T$ , and Triangular distributions; default is Normal.....443

Table 14.2: Default equations for each insect category provided by Tiko'n. Only the processes and subprocesses activated by default for a specific insect and stage are shown. \*Movement is only activated by default in experiments with more than one field. \*\*Parasitoid juvenile equations for predation, reproduction and movement are copied from the host stage equations; aging, mortality and transitions apply only to the final juvenile stage before emerging from the host as a parasitoid pupa or adult.....447

Table 14.3: Model fit statistics by species and life stage. KGE: Kling-Gupta Efficiency; NSE: Nash-Sutcliffe Efficiency; NRMSE: Normalised Root Mean Square Error; CI: Confidence Interval.....	456
Tableau 15.1: Équations du modèle. Définitions des variables : x : population du stade de vie (unité : individus); N : densité de la proie (individus ha <sup>-1</sup> ); P : densité du prédateur (individus ha <sup>-1</sup> ); Norm( $\mu$ , $\sigma$ ) : variable aléatoire normalement distribuée avec un écart type de $\sigma$ autour de la valeur moyenne $\mu$ ; F( $\mu$ , $\sigma$ , t) : Fonction de densité cumulative de la distribution Norm( $\mu$ , $\sigma$ ) au point t; t : âge de l'organisme; $\Delta t$ : changement d'âge au cours de l'intervalle de temps précédente. Abréviations des stades de vie : OA : Opisina arenosella; PP : Parasitoïde de pupe; PL : Parasitoïde de larve; a : adulte; j : juvénile; $\alpha$ : œuf; p : pupe.....	475
Tableau 15.2: Statistiques de qualité d'ajustement du modèle après la calibration.....	482
Table 16.1: Equations used in the model. Variable names: x: life stage population (individuals); N: prey density (individuals ha <sup>-1</sup> ); P: predator density (individuals ha <sup>-1</sup> ), Norm( $\mu$ , $\sigma$ ): normal random variable with mean $\mu$ and standard deviation $\sigma$ ; F ( $\mu$ , $\sigma$ , t): cumulative density function of Norm( $\mu$ , $\sigma$ ) at point t; t: age of organism; $\Delta t$ : change in age over last time step. Life stage abbreviations: OA: Opisina arenosella; PP: Pupal parasitoid; LP: Larval parasitoid; a: adult; j: juvenile; e: egg; p: pupa.....	500
Table 16.2: Model fit statistics after calibration.....	506

# 1 Chapitre 1 : Introduction

L'agriculture à petite échelle est d'une importance centrale à l'alimentation de l'humanité. D'une part, elle offre fréquemment des rendements, par unité de superficie, supérieurs à ceux des exploitations à grande échelle, et l'agriculture familiale représente la majorité de la production agricole au niveau mondial (Graeub et al. 2016). Elle maintient également la diversité des graines et des systèmes agricoles au niveau mondial, tout en offrant de moindres taux de pertes post-récolte (Ricciardi et al. 2018). Toutefois, beaucoup de ces communautés agricoles se voient en même temps durement touchées par l'insécurité alimentaire et la malnutrition (FAO 2014), surtout lorsqu'il s'agit de communautés Indigènes (FAO 2015).

## 1.1 Enjeux auxquels fait face l'agriculture à petite échelle

Les causes de cette situation paradoxale sont à la fois socioéconomiques et agroécologiques. D'un côté, la faim n'est pas le résultat d'un manque de nourriture au niveau global (Holt-Giménez et al. 2012), sinon d'un manque de production et d'accès au niveau local et individuel. En un même temps, on ne peut nier que le rendement au niveau du champ est d'une importance critique pour les communautés agricoles. Une portion substantielle (de 10 à 40% selon la culture) de la production agricole mondiale est perdue annuellement aux espèces nuisibles (Savary et al. 2019), et la dépendance de maintes communautés agricoles à petite échelle, y compris des communautés Indigènes, sur l'utilisation des pesticides de synthèse témoigne du fait que la pression des ravageurs demeure une menace importante envers les rendements de l'agriculture à petite échelle, de même qu'envers la sécurité alimentaire qui en dépend.

Ces problèmes ne sont pas aussi simples qu'ils se présentent à première vue. Malgré l'impression toujours populaire à ce jour que les famines (et la malnutrition chronique) sont les conséquences d'un manque de production alimentaire, des nuances importantes, telles la vulnérabilité accrue des ouvrières et ouvriers agricoles comparés à d'autres secteurs de l'économie et le fait que les famines engendrées par des pertes agricoles peuvent débiter *avant* la date de récolte prévue pour les cultures perdues, ont établi que le rôle que joue l'accès social et économique aux aliments est beaucoup plus central envers l'évolution de la malnutrition que celui du simple rendement agricole (Sen 2010). L'insécurité alimentaire qui perdure au sein des communautés agricoles à petite échelle, surtout dans le cas des communautés Indigènes, est donc le résultat de multiples facteurs sociaux, économiques et

environnementaux dont les dynamiques et interactions complexes doivent être prises en compte lors de l'élaboration de politiques publiques de développement agricole visant à éviter la malnutrition.

Du côté des rendements agricoles au niveau local et des pertes importantes dues aux ravageurs, la question est également complexe et ne saurait se résumer à celle de l'accès aux pesticides : au niveau mondial, peu de différences entre les rendements biologiques et non biologiques ont été recensées (Holt-Giménez et al. 2012; Seufert, Ramankutty, et Foley 2012), et ce, de manière encore plus prononcée dans le cas des fruits et des légumes. En outre, les pesticides de synthèse posent des risques inacceptables à la santé des communautés qui les appliquent et les consomment, et peuvent même causer des résurgences des insectes nuisibles (Guedes et al. 2016; Flor et al. 2019). Vu le grand nombre d'exemples anecdotiques de contrôle biologique des cultures à petite échelle au niveau mondial, en grande partie par la valorisation des services écosystémiques fournis par les réseaux trophiques comportant les insectes auxiliaires, le problème se résume donc à la question de pourquoi et comment ces réseaux arrivent à contrôler les populations d'insectes nuisibles, quand et pourquoi ils ne le font pas, et quelles méthodes de gestion biologique sont appropriées pour diminuer le risque d'une éclosion dans le contexte de l'agriculture à petite échelle.

## **1.2 Défis face à la modélisation des systèmes agricoles à petite échelle**

L'agriculture à petite échelle fait donc face à deux problèmes complexes qui ne peuvent être abordés sans analyser le comportement des systèmes également complexes dont ils sont les produits. La modélisation informatique devient dans ce contexte un outil puissant afin d'élucider les composantes clefs de ces systèmes et de développer des politiques qui prennent en compte ces complexités et comportements dynamiques et parfois inattendus. Malgré la grande importance des systèmes agricoles à petite échelle envers l'alimentation et le bien-être de l'humanité, la majorité des outils de modélisation disponibles pour l'agriculture furent développés dans le contexte de l'agriculture à grande échelle, possiblement en raison de l'importance économique de cette dernière dans les pays desquels proviennent grand nombre de ces outils de modélisation, tout autant qu'en raison de la simplicité relative des grandes monocultures d'un point de vue de modélisation lorsque comparées aux paysages de l'agriculture à petite échelle. Les modèles des cultures existants s'orientent donc en quasi-totalité vers la prévision des rendements et de la pollution engendrée par des monocultures de

différentes espèces selon les impacts des facteurs abiotiques (van Ittersum et Donatelli 2003; Jones et al. 2003; Brisson et al. 2003; Salmerón et al. 2014), et très peu d'entre eux peuvent simuler les interactions entre les cocultures ou les dynamiques des réseaux trophiques agroécologiques, composantes cependant centrales des systèmes agricoles à petite échelle.

Les systèmes agricoles à petite échelle diffèrent des systèmes d'envergure plus grande de plusieurs manières, différences qui compliquent les méthodes d'analyse de leur durabilité et de leur résilience. En un premier temps, les systèmes à petite échelle, y compris ceux sur lesquels reposent les communautés Indigènes, sont fréquemment, mais certainement pas toujours, orientés vers la production des aliments pour la consommation de la famille ou de la communauté immédiate. D'autres, cependant, priorisent la production des cultures à plus grande valeur monétaire dans le but de générer des revenus monétaires avec lesquels combler les besoins, alimentaires et autres, de la famille. Ces différentes décisions au sujet du développement agricole local mènent par la suite à de différentes structures économiques, réalités alimentaires et interactions avec l'environnement.

Dans un second temps, les systèmes agricoles à petite échelle contiennent fréquemment une grande diversité de cultures dans le cadre d'une mosaïque de paysages extrêmement variés. Les dynamiques des réseaux trophiques agricoles, qui comprennent les insectes nuisibles autant que les auxiliaires et les relations trophiques entre ceux-ci, deviennent donc très complexes. Ajoutent ensuite à cette complexité les différentes philosophies et approches envers la gestion des réseaux trophiques agroécologiques, allant du biologique au entièrement chimique.

Ces différences peuvent être considérées selon l'angle socioéconomique-environnemental (structure sociale et économique, et gestion des ressources naturelles, qui occasionnent des changements au long terme) aussi bien que sous l'angle de la gestion agroécologique (interactions entre les décisions humaines de gestion agricole et les réseaux trophiques agroécologiques qui détermineront les pressions des ravageurs et le rendement des cultures à court et moyen terme). Notons toutefois que la ligne entre ces deux composantes des systèmes agricoles demeure floue, et qu'elles interagissent également entre elles. Ces deux composantes, cependant, tiennent en commun l'applicabilité du concept des systèmes dynamiques à leur analyse. Il est déjà bien établi que les interactions entre société, économie et environnement sont réciproques, et que les dynamiques qui découlent de ces systèmes sont clefs au développement de politiques intégrées pour assurer la sécurité alimentaire de manière durable et résiliente aux changements externes. Les structures complexes dont comportent les

réseaux trophiques agroécologiques mènent également à de nombreux cycles de rétroalimentation qui génèrent des comportements tout aussi complexes des dynamiques populationnelles au sein des champs agricoles.

Ces deux grand thèmes de la durabilité de l'agriculture à petite échelle, celle des interactions au long terme entre composantes socioéconomiques et environnementales et celle des interactions à court et moyen terme entre espèces composantes des réseaux trophiques agroécologiques, se ressemblent donc dans la complexité de leurs structures, la nature dynamique de leurs comportements qui sont générés de manière endogène par ces structures, et l'opportunité toujours ouverte d'améliorer les méthodes de modélisation aptes à représenter les dynamiques de ces systèmes.

Cette thèse a donc comme objectif principal de contribuer au développement de méthodes de modélisation pour la représentation des systèmes dynamiques dans le cadre des systèmes agricoles à petite échelle.

### **1.3 L'importance des dynamiques socio-environnementales**

Les modèles des dynamiques des systèmes ont déjà connu une certaine popularité au sein de la communauté scientifique du domaine de la modélisation socioenvironnementale (Elsawah et al. 2017). Ces méthodes, fréquemment participatives, permettent de modéliser de manière visuelle les relations et les rétroactions entre les différentes composantes sociales, économiques et environnementales des interactions entre humains et environnement. La centralité des cycles de rétroaction et des dynamiques au long terme dans la méthodologie des dynamiques des systèmes fait de celle-ci une méthode bien adapté à la représentation des comportements complexes et parfois contre-intuitifs qui découlent de la gestion des systèmes de ressources naturelles, telles l'hydrologie et l'agriculture. Ce sont, justement, ces interactions complexes qui déterminent les dynamiques des systèmes socioenvironnementaux et le succès des politiques et interventions visant à améliorer leur durabilité (谷口 真人 [Makoto TANIGUCHI] 2018; Elsawah et al. 2017). En outre, la participation des parties prenantes lors de projets de modélisation de ces systèmes est essentielle non seulement afin d'assurer le développement d'un modèle complet qui incorpore tous les éléments et processus d'importance locale (Ritzema et al. 2010; Butler et Adamowski 2015), mais aussi afin de favoriser la participation de ces parties prenantes dans la prise de décisions découlant de

l'apprentissage facilité par le processus de modélisation lui-même (Elsawah et al. 2017; Packett et al. 2020).

Dans ce contexte, la méthodologie des dynamiques des systèmes offre une voie intéressante pour modéliser et mieux comprendre les processus qui mènent à la sécurité, ou bien l'insécurité, alimentaire systémique dans de différents systèmes agricoles à petite échelle. Malgré l'application de la méthodologie des dynamiques des systèmes à l'analyse du comportement de divers systèmes agricoles à petite échelle (Parsons, Nicholson, Blake, Ketterings, Ramírez-Aviles, Fox, et al. 2011; Stephens et al. 2012; Inam et al. 2017a; Hossain et al. 2020), cette thèse demeure la première application de cette méthodologie envers la comparaison de différentes philosophies de développement agricole et des conséquences de celles-ci envers la sécurité alimentaire, et ce, au sein de communautés Indigènes dont l'économie est axée sur l'agriculture à petite échelle. Cependant, certains défis doivent être résolus afin de permettre l'application de ces méthodologies à l'analyse de la durabilité, présente et future, des systèmes agricoles à petite échelle.

En premier lieu, et contrairement à la situation pour grand nombre d'études hydrologiques ou d'agriculture à grande échelle, ces systèmes font rarement l'objet d'une collecte de données régulière et au long terme, ce qui complique la tâche de calibration et de validation des modèles visant à représenter leurs dynamiques. Les seules données disponibles étant fréquemment issues de recensements et de sondages gouvernementaux, la résolution spatiale des données disponibles se voit favorisée au détriment de la résolution temporelle. De nouvelles méthodes de validation et de calibration axées sur la diversité spatiale seront donc nécessaires afin de tirer profit de cette situation très commune dans le contexte de l'agriculture à petite échelle, surtout dans les communautés Indigènes.

Un second défi demeure l'incorporation des processus de croissance des cultures au sein d'un tel modèle. Tandis que les modèles des dynamiques des systèmes sont bien adaptés à la représentation des processus socioéconomiques et des interactions circulaires entre différentes composantes du système, la méthodologie ne s'adapte néanmoins pas très facilement à la modélisation des processus biophysiques complexes, telles l'hydrologie et la croissance des cultures (Halbe, Pahl-Wostl, et Adamowski 2018; Inam et al. 2017a). La réponse des cultures aux changements climatiques demeure toutefois une question centrale à la prédiction de la résilience de ces systèmes socioenvironnementaux face aux changements futurs (Hossain et al. 2017). Tandis que la majorité des études socioenvironnementales axées sur l'utilisation des modèles des dynamiques des systèmes décident de tout simplement

représenter, si bien que possible, les processus physiques au sein de l'environnement de modélisation des dynamiques des systèmes (Stephens et al. 2012; Stojkovic et Simonovic 2019; Hossain et al. 2020), d'autres, au contraire, ont décidé de déléguer la simulation des composantes physiques du système à un modèle externe spécialisé et, ensuite, de coupler ce modèle de manière dynamique et bidirectionnelle avec le modèle des dynamiques des systèmes (Parsons, Nicholson, Blake, Ketterings, Ramírez-Aviles, Fox, et al. 2011; Inam et al. 2017a).

Cette deuxième approche serait particulièrement appropriée lors des études portant sur la durabilité et la résilience des systèmes agricoles à petite échelle face aux changements climatiques et aux autres facteurs de stress. Cependant, le manque d'outils informatiques génériques pour faciliter le couplage des modèles des dynamiques des systèmes aux modèles physiques externes entraîne la nécessité de développer un nouvel outil de couplage des modèles pour chaque étude de cas, outils qui demeurent fréquemment peu flexibles et peu accommodants envers la participation des parties prenantes.

## **1.4 L'importance des dynamiques agroécologiques**

Les dynamiques agroécologiques, cependant, ne se prêtent pas facilement à l'environnement de modélisation des dynamiques des systèmes. De même que les processus environnementaux physiques tels les systèmes hydrologiques et la croissance des cultures, les systèmes agroécologiques incluent grand nombre de processus et d'équations aussi complexes qu'exigeantes en matière d'utilisation de la capacité computationnelle. Les logiciels de modélisation des dynamiques des systèmes tels que Vensim et Stella, avec leurs interfaces graphiques, leurs options limitées pour les équations et leur exécution lente comparée à celle des autres langages informatiques, sont loin de fournir un environnement approprié pour la simulation des réseaux trophiques agricoles.

Cet aspect clef des systèmes agricoles à petite échelle, donc, devra être modélisé par l'entremise de modèles physiques externes aux modèles des dynamiques des systèmes, tout comme les modèles des cultures eux-mêmes. Grand nombre d'études par observation (Macfadyen et al. 2009; Gagic et al. 2011; Pockock, Evans, et Memmott 2012) ou bien purement théoriques (Tang et al. 2013; Liu 2014) figurent parmi la littérature des réseaux trophiques agroécologiques, mais très peu d'études combinent observations et modélisation afin de démontrer quels processus théoriques sont responsables des phénomènes observés. Contrairement à la situation des modèles hydriques et des cultures, très peu de modèles



prédictifs des réseaux trophiques agroécologiques calibrés selon des données observées ont été développés à date, et aucun logiciel générique n'est disponible aujourd'hui pour encadrer le développement de ces modèles, et ce, malgré le grand potentiel de la modélisation des réseaux trophiques envers l'amélioration de notre compréhension du fonctionnement des systèmes agroécologiques (Tonnang et al. 2017). Parmi les lacunes dans la littérature, notons le manque de procédure standardisée pour construire et calibrer des modèles des réseaux trophiques agroécologiques, le manque de critères standards de cohérence théorique dans le cadre du développement d'équations pour prédire les taux de prédation et l'absence de méthodes et de formats standardisés afin de partager et de réutiliser les diverses composantes des modèles calibrés.

Chacune des ces limitations devra être surmontée afin d'appliquer les modèles des réseaux trophiques agroécologiques à l'explication et à la prévision des dynamiques populationnelles des ravageurs et des auxiliaires auprès de champs agricoles sous de différents régimes de gestion.

## **1.5 Objectifs de la recherche**

L'objectif central de cette thèse est de développer des méthodes participatives de modélisation dynamique pour évaluer la durabilité des systèmes agricoles à petite échelle.

Cet objectif central entraîne les sous-objectifs suivants :

- 1 Développer des méthodes de modélisation participative des dynamiques des systèmes pour analyser la durabilité socioéconomique et environnementale des systèmes agricoles à petite échelle.
  - 1.1 Développer et appliquer des méthodes participatives de modélisation des dynamiques des systèmes pour l'analyse des systèmes agricoles à petite échelle.
  - 1.2 Développer et appliquer des méthodes pour connecter des modèles des dynamiques de systèmes avec des modèles physiques pour évaluer la durabilité des systèmes socio-environnementaux.
- 2 Développer des méthodes pour la modélisation des dynamiques des réseaux trophiques agroécologiques.
  - 2.1 Développer une équation de prédation applicable à la simulation dynamique des réseaux trophiques agroécologiques.

2.2 Développer les méthodologies et outils informatiques nécessaires pour simplifier et standardiser la modélisation des systèmes des réseaux trophiques agroécologiques.

2.3 Évaluer l'impact de différents systèmes de gestion agricole sur les dynamiques des réseaux trophiques et sur la durabilité des services écosystémiques fournis par ceux-ci.

## 1.6 Contributions

Cette thèse offre des contributions innovantes d'ordre méthodologique tout autant que des contributions aux connaissances d'ordre pratique, et ce, auprès du domaine de la modélisation des dynamiques des systèmes autant qu'envers le domaine de la modélisation des réseaux trophiques agroécologiques.

Dans le cadre de l'objectif 1, cette thèse offre les contributions innovantes suivantes au domaine de la modélisation des dynamiques des systèmes :

- 1 Le chapitre 3 (premier article scientifique), en réponse à l'objectif 1,1 de la thèse, propose une méthodologie qualitative et participative axée sur la modélisation des dynamiques des systèmes pour comparer la durabilité au long terme des systèmes de développement agricole à petite échelle.
- 2 Le chapitre 5 (deuxième article scientifique), dans le cadre de l'objectif 1,2, présente la première instance d'une méthodologie axée sur la calibration hiérarchique bayésienne afin de substituer l'espace pour le temps lors de la calibration et de la validation des modèles des dynamiques des systèmes qui représentent des systèmes socioenvironnementaux pour lesquels des données temporelles observées de haute qualité ne sont pas disponibles.
- 3 Le chapitre 7 (troisième article scientifique), toujours en réponse à l'objectif 1,2, présente le premier outil informatique générique, flexible et transparent pour coupler des modèles des dynamiques des systèmes socioéconomiques construits de manière participative avec les modèles physiques externes, tels les modèles des cultures.
- 4 Le chapitre 9 (quatrième article scientifique), également dans le cadre de l'objectif 1,2, présente :

- 4.1 Une méthodologie de modélisation des dynamiques des systèmes couplée pour évaluer la durabilité des systèmes agroalimentaires à petite échelle face aux changements climatiques.
  - 4.2 Une démonstration que les changements climatiques risquent d'aggraver la situation d'insécurité alimentaire des communautés Indigènes agricoles au Tz'olöj Ya', au Guatemala, et que les politiques d'ordre socioéconomique, contrairement aux interventions agricoles, pourraient être parmi les plus résilientes envers ces changements climatiques.
- 5 Le chapitre 10 (cinquième article scientifique), toujours dans le cadre de l'objectif 1,2, présente :
- 5.1 Une méthodologie axée sur la modélisation des dynamiques des systèmes couplée afin de comparer la durabilité de deux différents systèmes agroalimentaires Indigènes à petite échelle et de développer des stratégies d'adaptation personnalisées envers l'intersection des changements climatiques avec les conditions socioéconomiques adverses.
  - 5.2 Une démonstration que les systèmes agricoles à petite échelle axés sur la production pour le marché risquent moins lors de chocs dans le secteur d'emploi mais deviennent plus vulnérables aux fluctuations des prix du marché agricole, tandis que ceux axés sur l'autosuffisance demeurent moins vulnérables à ces fluctuations.
  - 5.3 Une démonstration que des interventions d'ordre socioéconomique peuvent mener à des impacts très positifs sur la durabilité des systèmes, non seulement auprès des variables socioéconomiques mais aussi auprès de celles environnementales. Ceci renforce l'évidence en faveur du point de vue selon lequel les problèmes environnementaux seraient fondamentalement socioéconomiques, et que le fait de s'attaquer à ces derniers peut s'avérer même plus efficace que de tenter d'influencer le problème environnemental de manière directe.

Du côté de la modélisation agroécologique, cette thèse offre les contributions suivantes, lesquelles s'inscrivent dans le cadre de l'objectif 2 de la même :

- 6 En réponse à l'objectif 2,1, le chapitre 11 (sixième article scientifique) présente, pour la première fois dans la littérature :

- 6.1 Une série de critères théoriques pour évaluer la cohérence mathématique des équations de réponse fonctionnelle de la prédation en vue de leur application auprès des modèles trophiques à intervalles de temps discrètes.
- 6.2 La première instance d'une équation fonctionnelle de prédation qui répond à tous ces critères. Sera également démontré sa performance supérieure sur le plan empirique en comparaison aux autres équations connues dans la littérature lors d'une analyse comparative basée sur des données provenant d'une grande diversité d'écosystèmes.
- 7 Le chapitre 13 (septième article scientifique) présente la première méthodologie standardisée pour la modélisation des réseaux trophiques agroécologiques et fournit un outil informatique qui l'implémente (objectif 2,2).
- 8 Le chapitre 15 (huitième article scientifique) présente, dans le cadre de l'objectif 2,3 :
- 8.1 La première application, avec un modèle multitrophique calibré selon des données observées, de la modélisation des dynamiques des populations des réseaux trophiques à la question de la stabilité des systèmes agroécologiques dans le cadre de la gestion intégrée et biologique des ravageurs.
- 8.2 La première démonstration de la modélisation, à l'aide d'un modèle des réseaux trophiques calibré selon des données observées, du phénomène de résurgence, selon lequel l'application d'un pesticide peut engendrer une augmentation éventuelle dans la population de l'insecte nuisible qu'il vise. Sera démontré, également à l'aide du même cadre méthodologique de modélisation, que le contrôle biologique des ravageurs offre des résultats plus lents que ceux du contrôle chimique mais moins à risque de provoquer une telle résurgence de l'espèce nuisible.
- 8.3 La première démonstration, à l'aide d'un modèle des réseaux trophiques calibré selon des données observées, que l'incertitude liée à la réponse des réseaux trophiques agroécologiques est étroitement liée à l'état du système au moment où un traitement (biologique ou non) est appliqué.

## **1.7 Structure de la thèse**

Le chapitre 2 résume l'état des connaissances au sujet de la modélisation dynamique dans le contexte de l'agriculture, et ce, des points de vue socioéconomique aussi bien

qu'agroécologique. Chacun des chapitres suivants découle d'une différente publication scientifique de l'auteur de cette thèse; lorsque la langue originale de la publication est l'anglais, une copie de l'article dans sa langue originale suit la version française. Les chapitres 3 à 10 présentent les contributions de cette thèse dans le cadre du sous-objectif 1 portant sur la modélisation socioéconomique et environnementale des dynamiques des systèmes dans le contexte de l'évaluation des projets de développement agricole à petite échelle avec un regard tout particulier au cas des régions Indigènes, tandis que le deuxième sous-objectif, portant sur les enjeux de la modélisation des systèmes de réseaux trophiques agroécologiques, est présenté au cours des chapitres 11 à 15. Le chapitre 17, en guise de conclusion, récapitule les contributions originales de cette thèse et offre des recommandations pour la continuation de la recherche sur ces enjeux, suivi des références générales (chapitre 18) appartenant aux chapitres n'ayant pas fait l'objet d'une publication individuelle précédente (chapitres 1, 2 et 17).

## **2 Chapitre 2 : Revue de la littérature**

Cette thèse présente des contributions à deux différentes branches de la modélisation dynamique des systèmes agricoles, en tout particulier des systèmes agricoles Indigènes à petite échelle. La grande diversité de systèmes agricoles et socioéconomiques connexes dans le monde préconise l'importance du développement de méthodes de modélisation holistiques et intégrées afin de mieux comprendre les processus qui alimentent les dynamiques des différents systèmes agricoles à petite échelle et de faciliter le développement de recommandations pour améliorer leur durabilité à moyen et long terme. De toutes les différences entre les différents systèmes agricoles à petite échelle dans le monde, deux grands thèmes émergent : les différences entre les systèmes socioéconomiques, qui mènent à des dynamiques complexes entre humains et environnement au long terme, et les différences entre les méthodes de gestion des réseaux trophiques agroécologiques, qui déterminent les dynamiques de pression des ravageurs sur les cultures, et cela, au court terme aussi bien qu'au long terme. La présente thèse vise donc à développer et à appliquer des méthodologies participatives et des outils informatiques pour les deux enjeux suivants :

1. La modélisation des dynamiques des systèmes socioéconomiques et environnementaux dans le cadre du développement agricole des communautés d'agriculture à petite échelle.
2. La modélisation des dynamiques populationnelles des réseaux trophiques agroécologiques sous de différents régimes de gestion.

### **2.1 Enjeux liés à la modélisation des dynamiques des systèmes**

L'insécurité alimentaire est un enjeu de taille qui demeure particulièrement complexe (Candel 2014), comme tout problème fondamentalement socio-environnemental (Bojórquez-Tapia et al. 2019). Dans ce contexte, la modélisation des dynamiques des systèmes offre une approche tout particulièrement bien adaptée à l'analyse des systèmes complexes : elle peut représenter les rétroactions entre variables de manière explicite et visuelle; la simplicité et la transparence des modèles facilitent l'inclusion des parties prenantes dans les démarches participatives; elle peut débiter sous forme qualitative avant d'être quantifié et elle facilite la combinaison de différents points de vue en un seul modèle qui peut ensuite simuler les dynamiques au long terme des systèmes intégrés (Sterman 2000; Halbe, Pahl-Wostl, et

Adamowski 2018). La modélisation des dynamiques des systèmes participative est donc une méthodologie intéressante pour ce qui traite de la question de l'insécurité alimentaire, car cette dernière est un enjeu complexe qui se déroule fréquemment au long terme et qui dépend fortement des interactions entre différents domaines (environnement, société et économie).

Les sections qui suivent présentent les diverses méthodologies disponibles pour l'analyse de la durabilité des systèmes socioenvironnementaux, en tout particulier des systèmes agricoles. Elles présenteront ensuite les contributions de la méthodologie des dynamiques des systèmes au domaine de la modélisation socioenvironnementale, suivi d'une description du contexte de l'étude de cas de cette étude et des défis et solutions proposées envers l'application de la méthodologie participative des dynamiques des systèmes à la question de la durabilité des systèmes agricoles à petite échelle.

### **2.1.1 Méthodologies d'évaluation des systèmes agricoles**

Dans le contexte des enjeux liés à la durabilité du développement agricole, un nombre important de méthodologies ont été développées afin de mesurer ou de comparer la durabilité de différents systèmes agricoles. Beaucoup de ces approches demeurent axées sur les indicateurs de durabilité et les mesures de performance (soit environnementale, économique, sociale ou autre) d'un système agricole, bien que celles-ci soient évaluées de différentes manières, de la modélisation des cultures à l'utilisation d'entrevues qualitatives et d'autres méthodes participatives.

Les méthodes axées sur l'utilisation des indicateurs cherchent en somme à développer une liste de mesures représentative des différents branches (sociale, économique et environnementale) de la durabilité. Parmi ces méthodes s'inscrivent nombreux systèmes d'évaluation, entre autres le système DEXiPM, qui contient 75 indicateurs et qui les combine ensemble afin de présenter un résumé de la durabilité économique, sociale et environnementale de différents systèmes agricoles; ceux-ci peuvent ensuite être comparés et puis évalués de manière à identifier les compromis à faire entre les trois composantes de la durabilité lors de la transition d'un système à un autre (Pelzer et al. 2012). D'autres méthodes d'aide à la décision multicritère incluent celles appliquées par Talukder (2016) à l'évaluation de la durabilité de différents systèmes agricoles au Bangladesh; lors de cette étude, des axes supplémentaires (productivité, stabilité, efficacité, longévité, compatibilité et équité) de la durabilité furent également représentés par un ensemble de 50 indicateurs. Une approche

similaire fut également utilisée lors de l'analyse de différents systèmes d'agriculture industrielle en Nouvelle Zélande (Dooley et al. 2009). Ces approches, qui demeurent fondamentalement qualitatives malgré l'agrégation de plusieurs indicateurs, sont fréquemment implémentées à l'aide d'une méthode participative soit lors de la sélection des critères et indicateurs, soit lors de l'évaluation des résultats.

Une approche similaire mais plus quantitative est l'application de l'optimisation multi-objectif à la conceptualisation et l'évaluation des systèmes agricoles. Selon cette méthodologie, plusieurs objectifs entre lesquels des compromis pourraient devoir être acceptés sont identifiés, et un algorithme d'optimisation tel celui d'évolution génétique multi-objectif est par la suite appliqué afin d'identifier des solutions situées à la frontière d'efficacité de Pareto. Figure parmi les nombreuses applications de cette méthode l'optimisation des pratiques de gestion en matière d'irrigation, de culture et de fertilisation dans le contexte des systèmes agricoles africains (Pastori et al. 2015) qui visait à minimiser la pollution des nitrates tout en maximisant la performance selon les prévisions du modèle des cultures STICS (Brisson et al. 2003). De manière similaire, le modèle FarmDESIGN (Groot, Oomen, et Rossing 2012) connecte un modèle agricole bioéconomique à un algorithme d'optimisation afin de maximiser le profit et l'accumulation de la matière organique tout en minimisant les coûts de main-d'œuvre et les pertes d'azote au sein d'une ferme biologique aux Pays-Bas; une analyse plus récente (Todman et al. 2019) a également démontrée à l'aide d'une méthodologie semblable que la rentabilité des cultures du blé au Royaume-Uni pourrait être maintenue tout en diminuant les émissions d'oxyde nitreux. Bon nombre de ces approches incluent également une composante de participation des parties prenantes, soit lors de la collecte de données nécessaire à l'analyse, soit lors de l'évaluation des résultats, lesquels se présentent sous la forme de plusieurs alternatives optimales.

Ces approches offrent une vue d'ensemble sur les différents angles de la durabilité telle qu'elle s'applique au contexte de différents systèmes agricoles et, en outre, permet de comparer ces différents systèmes selon leurs avantages et leurs faiblesses. Cependant, ces méthodes à elles seules ne permettent pas d'évaluer ou de prévoir les dynamiques à long terme de ces systèmes, ni de capter de manière explicite les rétroactions entre les domaines environnemental, social et économique. C'est pour cette raison que la modélisation socioéconomique et environnementale participative prend de l'essor dans le domaine de la gestion des ressources naturelles.



### **2.1.2 Approches participatives pour la modélisation socioenvironnementale**

De nombreuses applications de la modélisation participative afin de résoudre des questions d'ordre environnemental sont recensés dans la littérature (Vennix, Andersen, et Richardson 1997; Elsayah et al. 2017). La participation lors des processus de modélisation socioenvironnementale facilite la tâche de modélisation, permet l'inclusion de divers processus socioenvironnementaux locaux au sujet desquels les chercheuses et chercheurs de l'extérieur ne sont pas nécessairement au courant, et a le potentiel de contribuer à la participation locale dans la prise des décisions au sujet de la gestion environnementale (Butler et Adamowski 2015; Halbe, Pahl-Wostl, et Adamowski 2018; Elsayah et al. 2020).

Un grand nombre de méthodologies participatives ont été développées pour faciliter l'apprentissage social et la prise de décisions mieux informées des comportements complexes des systèmes socioenvironnementaux. Figurent parmi ces méthodes la co-construction des modèles (Bousquet et al. 2007; Kirshen et Cardwell 2008; Ducrot et al. 2008; Ritzema et al. 2010), l'utilisation des jeux sérieux (Souchère et al. 2010; Laamarti, Eid, et El Saddik 2014; Morley, Khoury, et Savić 2017; Furber, Medema, et Adamowski 2018; J. Sušnik et al. 2018; Medema et al. 2019), les réseaux bayésiens participatifs (Cain, Batchelor, et Waughray 1999; Chan et al. 2008; McCloskey et al. 2011; Farmani et al. 2012; Richards, Sanò, et Sahin 2016; Salliou et al. 2017; Laurila-Pant et al. 2019) et les modèles à base d'agents (Bousquet et al. 2007; Lansing et al. 2017; Egli et al. 2019; Will et al. 2020; Lindkvist et al. 2020).

Dans le domaine de l'hydrologie (Winz, Brierley, et Trowsdale 2009), nombre d'études ont appliqué des modèles des dynamiques des systèmes afin d'évaluer les dynamiques au long terme des systèmes hydrologiques et de proposer des politiques pour les gérer de manière plus durable (Stave 2010; Badham et al. 2019), telles celles sur le potentiel de valorisation de l'énergie des eaux usées à l'échelle globale (Breach et Simonovic 2018), la gestion et la résilience des réservoirs d'eau dans le contexte des changements climatiques (Simonovic et Arunkumar 2016; Stojkovic et Simonovic 2019; Jiang et al. 2020), la gestion des eaux agricoles (Inam et al. 2015; 2017a; 2017b; Jeong et Adamowski 2016), et l'adaptation aux changements climatiques (Langsdale Stacy M. et al. 2009; Chapman et Darby 2016). La grande diversité des cas d'application de la méthodologie des dynamiques des systèmes aux enjeux sociohydrologiques découle en toute vraisemblance des avantages qu'apporte cette méthodologie à la modélisation des systèmes complexes socioenvironnementaux lorsque comparée aux autres méthodes de modélisation

participative : elle ne nécessite pas de grands investissements de temps ou de programmation au début du projet, elle permet la participation à un niveau qualitatif sans toutefois empêcher le développement ultérieur d'un modèle quantitatif et elle permet la représentation de manière explicite des relations, délais et rétroactions complexes entre diverses variables d'ordre socioéconomique autant qu'environnemental (Halbe, Pahl-Wostl, et Adamowski 2018).

Les caractéristiques des systèmes sociohydrologiques qui les rendent si aptes à l'application d'une méthodologie des dynamiques des systèmes définissent également les systèmes socioenvironnementaux en général, y compris les systèmes des ressources naturelles et d'exploitation agricole. Malgré l'accent porté par une grande portion de la littérature présente sur l'application des ces méthodes à la gestion des ressources hydriques, plusieurs études portant sur l'agriculture à petite échelle et la sécurité alimentaire ont également fait appel à une méthodologie des dynamiques des systèmes afin d'élucider les rétroactions entre le monde humain et l'environnement. Au Kenya, une étude de l'interaction entre l'accès aux ressources naturelles et la pauvreté au sein des systèmes agricoles à petite échelle utilisa un modèle des dynamiques des systèmes pour représenter les dynamiques entre la fertilité des sols, l'insécurité alimentaire et les décisions économiques des ménages (Stephens et al. 2012). Plus récemment, au Bangladesh, une étude participative chercha à identifier les limites à l'adaptation du système socioenvironnemental (agriculture, forêts et pêche) du delta du Bangladesh face aux changements climatiques tout en prenant compte des relations complexes entre systèmes socioéconomiques et environnementaux (Hossain et al. 2017; 2020). D'autres études ont également appliqué la modélisation des dynamiques des systèmes à l'analyse de la durabilité et de la résilience de divers systèmes agricoles, telles la cultivation du riz le long du delta du Mékong, *đồng bằng sông Cửu Long* (Nguyễn Thành Tựu 2018); la sécurité alimentaire (Bala et al. 2014), les prix agricoles (Mohammadi et al. 2015) et les cycles de production du cacao (Arshad et al. 2015) en Malaisie; les services écosystémiques dans les Andes (Marín, Rodríguez, et Niemeyer 2012); les changements de vocation du territoire au Sahel (Rasmussen et al. 2012); les systèmes agropastoraux au Yucatán (Mexique) (Parsons, Nicholson, Blake, Ketterings, Ramírez-Aviles, Fox, et al. 2011; Parsons, Nicholson, Blake, Ketterings, Ramírez-Aviles, Cherney, et al. 2011) et les stratégies des fermières au Vietnam (Ha et al. 2017). Notons toutefois que la majorité de ces études dépendent très fortement des suppositions faites par les chercheuses et chercheurs quant aux relations quantitatives entre les variables identifiées par les parties prenantes, les relations socioéconomiques présentant généralement les plus grands défis; cette thèse, dans les

sections qui suivent, proposera également une méthodologie quantitative de calibration et de validation de tels modèles lorsque les données temporelles observées se font rares.

### **2.1.3 Étude de cas**

La modélisation participative des dynamiques des systèmes offre donc un cadre théorique et méthodologique intéressant pour évaluer de différents systèmes de développement agricole à petite échelle. Cette thèse présente une telle méthodologie, basée sur les études précédentes de modélisation participative, qui se base sur un processus d'entrevues et d'ateliers de modélisation avec les parties prenantes des systèmes agricoles à petite échelle afin d'identifier leurs forces et vulnérabilités au moyen et au long terme et de développer des recommandations intégrées pour améliorer leur durabilité et s'attaquer aux problème de l'insécurité alimentaire chronique.

Cette thèse utilise comme étude de cas pour la modélisation des dynamiques des systèmes deux systèmes agricoles Indigènes à petite échelle au Guatemala. L'un de ces systèmes, aux K'iche', priorise la production agricole pour l'autosuffisance, tandis que l'autre, à Tz'olöj Ya', priorise la production agricole pour les ventes commerciales. Cette distinction fondamentale entre les philosophies du développement des deux systèmes entraîne une série de différences d'ordres social, économique, agronome et environnemental. En outre, le système d'autosuffisance dépend de la culture de plantes qui contribuent à la diète locale (maïs, fèves et cucurbitacées) à basse valeur commerciale, tandis que le système commercial produit des légumes et des fruits d'une plus grande valeur monétaire afin de pouvoir maximiser le rendement économique des terrains familiaux. Le système d'autosuffisance utilise aussi des produits agricoles (engrais et insecticides) biologiques d'élaboration locale, tout au contraire des pesticides et engrais chimiques commerciaux qui sont achetés en grande quantité par les fermières et les fermiers qui participent au système de production commerciale. Cependant, les deux régions demeurent fortement dépendantes de l'agriculture à petite échelle, et souffrent également de taux élevés de pauvreté, d'insécurité alimentaire et de malnutrition (MAGA 2012).

Ces résultats représentent la première application de la modélisation participative des dynamiques des systèmes à l'évaluation des projets de développement agricole à petite échelle au sein des communautés Indigènes, et explorent comment les interactions entre changement climatique, conditions socioéconomiques externes et politiques publiques

déterminent la résilience de la capacité du système à générer de la sécurité alimentaire pour sa population à l'avenir.

Cela étant dit, plusieurs difficultés d'ordre technique envers le développement et l'application d'un tel modèle se dressent, entre autres les difficultés liées à la quantification et la validation d'un modèle des dynamiques des systèmes lorsque les données observées du système se font rares, autant que l'incorporation du processus complexe de la croissance des cultures (et de la relation entre celle-ci et les changements climatiques). Les sections suivantes offriront plus de détails au sujet de ces enjeux et des solutions présentement disponibles dans la littérature, avant de présenter les contributions uniques qu'apporte cette thèse à leur résolution.

#### **2.1.4 Quantification et validation des modèles des dynamiques des systèmes**

Le domaine des dynamiques des systèmes évolua originalement du domaine des affaires et de la consultation (Sterman 2000), où la disponibilité des données ne pose pas de problème majeur. Suivant son adoption par le domaine de l'hydrologie, la question de la quantification dans des situations moins favorables commença à se poser (Chapman et Darby 2016; Parra, Jaramillo, et Arango-Aramburo 2018). Les méthodes de validation traditionnelles des dynamiques des systèmes incluent une phase de vérification de la structure suivie d'une phase de vérification du comportement du modèle (Y. Barlas 1989; Yaman Barlas 1996; Yaman Barlas et Kanar 2000; Coyle et Exelby 2000; Oliva 2003; Qudrat-Ullah et Seong 2010). Cette seconde phase peut devenir problématique lorsque la disponibilité des données observées correspondant aux variables clefs est insuffisante pour l'application des tests traditionnels. Face à cette situation, nombre d'études des dynamiques des systèmes dans le contexte de la gestion des ressources naturelles doivent se remettre à des estimations des relations incertaines entre composantes socioéconomiques et environnementales du modèle, estimations qui peuvent soit être obtenues des parties prenantes (Luna-Reyes et Andersen 2003; Bastin et al. 2013; Chapman et Darby 2016), soit, tel est plus fréquemment le cas, être déterminées par les chercheuses et chercheurs eux-mêmes (Inam et al. 2017a; Parsons, Nicholson, Blake, Ketterings, Ramírez-Aviles, Fox, et al. 2011; Rasmussen et al. 2012). Une approche plus formelle pour estimer les valeurs incertaines des paramètres lors des études apporterait donc une contribution importante à l'objectivité et à la quantification de l'incertitude des modèles des dynamiques des systèmes dans le cadre de la modélisation socioenvironnementale.

Cette thèse, inspirée par les propositions formulées au sujet du potentiel de la modélisation sociohydrologique hybride (Mekonnen et al. 2015; Di Baldassarre et al. 2019), propose une approche alternative lorsque des données spatialement explicites sont disponibles. Cette approche cherche, en somme, à substituer l'espace pour le temps (Blöschl et al. 2019) en appliquant un algorithme d'inférence bayésienne hiérarchique (Betancourt et Girolami 2015; Kuczera et al. 2010; Seidou et al. 2006; Reza Najafi et Moradkhani 2013) à l'estimation des paramètres des équations empiriques incertaines du modèle des dynamiques des systèmes. Une approche spatiale similaire est également proposée pour la validation des modèles calibrés.

### **2.1.5 Modélisation couplée**

Contrairement aux processus socioéconomiques, les processus physiques de l'environnement, telles l'hydrologie et la croissance des cultures, peuvent s'avérer particulièrement complexes et techniques et ne bénéficient pas nécessairement de l'application d'une méthodologie participative (Inam et al. 2017a; Halbe, Pahl-Wostl, et Adamowski 2018). Leur inclusion dans les modèles des dynamiques des systèmes devient donc encombrant et à risque ou bien de devenir simpliste (Inam et al. 2017a; Ammar et Davies 2019), ou bien de contenir des erreurs d'implémentation. Cependant, la raison d'être même de la modélisation des dynamiques des systèmes dans le contexte de la gestion socioenvironnementale étant justement d'analyser de manière explicite l'impact des rétroactions entre l'environnement et l'humanité, un compromis doit être trouvé. Grand nombre d'études des dynamiques des systèmes (Langsdale Stacy M. et al. 2009; Janez Sušnik et al. 2012; Stephens et al. 2012; Chapman et Darby 2016; Simonovic et Arunkumar 2016; Hossain et al. 2017; Nguyễn Thành Tựu 2018; Stojkovic et Simonovic 2019; Jiang et al. 2020; Hossain et al. 2020) ont tout simplement pris la décision de représenter les composantes environnementales dans l'environnement de simulation des dynamiques des systèmes aussi bien que celui-ci le permet. Cette approche peut être utile si les processus environnementaux d'importance envers les objectifs du projet de modélisation sont assez simples pour être représentés par un modèle des dynamiques des systèmes. Lorsque les objectifs du projet deviennent plus complexes, cependant, cette approche n'est plus suffisante. À titre d'exemple, les études se penchant sur les impacts des changements climatiques sur les systèmes agricoles, de même que celles concernant les interactions entre méthodes de gestion optimales des ressources des sols et des ressources hydriques, risquent d'atteindre rapidement les limites des modèles des dynamiques des systèmes.

Une solution à ce défi est le couplage des modèles, lorsqu'un modèle socioéconomique des dynamiques des systèmes est couplé, au moment de la simulation, à un modèle externe des processus physiques environnementaux. Différentes approches ont été développées pour faciliter le couplage des modèles, soit entre modèles des dynamiques des systèmes ou entre modèles physiques, et certaines de ces méthodologies se prêtent mieux au contexte de la modélisation participative axée sur les dynamiques des systèmes.

### **2.1.5.1 Méthodes existantes de couplage**

Parmi les méthodes existantes de couplage des modèles figurent 1) le scriptage (Peck, Neuwirth, et Simonovic 2014), 2) les feuilles de calcul (Inam et al. 2017b), 3) la traduction des modèles (Ammar et Davies 2019) et 4) les modèles enveloppes (Patrick Smith, Holzworth, et Robertson 2005; Gregersen, Gijsbers, et Westen 2007).

Les exemples de l'application d'une de ces méthodes au cas du couplage d'un modèle socioéconomique des dynamiques des systèmes à un modèle physique externe représentant un processus environnemental se font rares. Cependant, deux d'entre elles méritent une attention toute particulière. La première s'agit d'un modèle des dynamiques des systèmes représentant un système agropastoral au Yucatán, situé au sud du Mexique. Au cours du processus de modélisation, les auteurs connectèrent un modèle des dynamiques des systèmes développé avec le logiciel Vensim à un modèle de la culture des forages du logiciel APSIM (Parsons, Nicholson, Blake, Ketterings, Ramírez-Aviles, Fox, et al. 2011; Parsons, Nicholson, Blake, Ketterings, Ramírez-Aviles, Cherney, et al. 2011). Ce dernier modélise les dynamiques des sols, du climat et des cultures, et communique de manière bidirectionnelle avec les composantes sociales et économiques de la production du petit bétail au sein du modèle des dynamiques des systèmes afin d'évaluer le potentiel économique de différents niveaux d'intégration entre les systèmes pastoraux et agricoles. L'approche de couplage utilisée dans ce cas s'apparente à la méthode du scriptage. Le second exemple de couplage est une évaluation des politiques de gestion de la salinité des sols au Pakistan (Inam et al. 2015; 2017a; 2017b) d'un point de vue socioenvironnemental. Un modèle des dynamiques des eaux souterraines et de la salinité des sols en SAHYSMOD fut couplé, à l'aide d'une méthodologie axée sur les feuilles de calcul, à un modèle participatif des dynamiques des systèmes représentant le système social et économique de l'agriculture à petite échelle de la région du رچنا دواب (Rechna Doab) au Pakistan. Cette dernière étude évalua qu'une stratégie de revêtement des canaux agricoles, moyennant un investissement gouvernemental, pourrait

mener à de meilleurs résultats au long terme vis-à-vis la salinité des sols lorsque comparée à la stratégie gouvernementale présente de drainage vertical des eaux souterraines.

Ces études, peu nombreuses, démontrent toutefois l'utilité d'une approche couplée lors de la modélisation des dynamiques des systèmes socioenvironnementaux. Étant donné la grande importance de la considération des interactions entre les domaines humain et environnemental lors de l'évaluation des systèmes agricoles Indigènes à petite échelle, une approche de modélisation participative des dynamiques des systèmes couplée à un modèle environnemental externe fut priorisée dans le cadre du premier objectif de cette thèse.

Cependant, le nombre très limité d'études ayant effectué un tel couplage souligne la difficulté technique d'une telle approche et le manque d'une méthode générique et facile à implémenter pour le couplage des modèles des dynamiques des systèmes aux modèles physiques. Au lieu de programmer un autre logiciel spécifique à l'étude de cas, cette thèse développe un outil informatique générique pour le couplage des modèles qui sera non seulement utile dans le cadre de la présente étude, mais facilitera également le couplage des modèles socioéconomiques aux modèles environnementaux de manière générale pour le domaine.

#### ***2.1.5.2 Développement d'un outil générique pour faciliter le couplage des modèles***

Dans ce contexte, cette thèse présente le développement d'un outil informatique flexible, générique et transparent pour faciliter le couplage des modèles socioéconomiques des dynamiques des systèmes avec les modèles physiques externes des processus environnementaux. L'outil offre une procédure standardisée pour le couplage bidirectionnel des modèles et pour l'exécution des simulations couplés. En automatisant les étapes génériques du processus de couplage, cet outil favorise l'inclusion des dynamiques socioenvironnementales au sein des études d'évaluation de la durabilité au long terme de ces systèmes et diminue également la barrière à l'inclusion des modèles environnementaux techniques auprès des études des dynamiques des systèmes.

## **2.2 Enjeux liés à la modélisation des réseaux trophiques agroécologiques**

Les réseaux trophiques agroécologiques jouent un rôle centrale auprès des systèmes agricoles et déterminent les pressions qu'exerceront les insectes nuisibles sur les cultures et leurs rendements. Tandis que des modèles des cultures sont fréquemment utilisés pour

comparer et prévoir les impacts de différents scénarios climatiques et systèmes de gestion sur les rendements, les sols et l'eau (Salmerón et al. 2014; Bindi et al. 2015; Qin et al. 2015), la modélisation des réseaux trophiques agroécologiques demeure, jusqu'à présent, dans les coulisses du domaine de la modélisation agricole prédictive. Cependant, ces méthodes ont le potentiel de répondre à des questions écologiques fondamentales selon une approche mécanique (Macneale et al. 2014), et de faciliter le développement d'outils d'aide à la décision envers les questions écologiques d'ordre pratique dans le cadre de la gestion des ravageurs (González-Chang et al. 2016). Le deuxième objectif de cette thèse vise donc à contribuer au développement de fondations théoriques, de méthodologies et d'outils informatiques génériques, accessibles et flexibles afin de faciliter le progrès en modélisation des réseaux trophiques agroécologiques et d'accélérer son inclusion parmi les outils habituels d'évaluation de durabilité agricole.

### **2.2.1 L'état actuel de la modélisation des réseaux trophiques agroécologiques**

Tandis que nombre de modèles existent pour modéliser les risques de dommage et les populations futures des ravageurs des cultures, peu d'entre eux utilisent une approche des réseaux trophiques complets, et les études qui considèrent les réseaux trophiques en entier demeurent en grande partie qualitatives et ne peuvent donc fournir de prévisions quantitatives.

#### **2.2.1.1 Modèles à niveau trophique unique**

Plusieurs modèles ont été élaborés afin de prévoir la population d'une ou plusieurs espèces nuisibles d'intérêt. Figurent parmi ceux-ci le modèle LATEBLIGHT (Andrade-Piedra et al. 2005) de *Phytophthora infestans* auprès des cultures de patates qui incorpore effets du climat, de la culture et des fongicides; le modèle de *Eldana saccharina* et des cultures de canne à sucre (P. M. Horton et al. 2002), et le modèle multiespèces des ravageurs du riz RICEPEST (Laetitia Willocquet et al. 2000; L Willocquet et al. 2002). Ces modèles se basent généralement sur les variables abiotiques tels le climat et la gestion humaine (pesticides, irrigation, engrais) de même que sur la croissance de la culture afin d'estimer les risques futures que présentent les ravageurs envers la croissance et le rendement des cultures. En se limitant à un seul niveau trophique, cette classe de modèles se voit néanmoins limitée dans ses capacités de prévision, car elle ne peut prendre en compte l'impact des niveaux trophiques supérieurs et des dynamiques du réseau trophique entier sur l'incidence des



ravageurs, impacts qui toutefois s'avèrent fréquemment être d'une importance significative (Guedes et al. 2016; Zou et al. 2020).

### **2.2.1.2 Études observationnelles et expérimentales**

D'autres études ont fait appel à des méthodes observationnelles ou expérimentales pour élucider les dynamiques plus complexes entre les niveaux supérieurs des réseaux trophiques agroécologiques. L'une de ces études, effectuée auprès des cultures de soja, utilisa des analyses de régression statistique pour identifier les relations entre le contrôle naturel des pucerons et la diversité fonctionnelle, la présence des auxiliaires et le contexte spatial des champs (Maisonhaute, Labrie, et Lucas 2017). Du côté expérimentale, les analyses de régression des données provenant de champs de riz soumis à l'application d'insecticides aux Philippines démontra que ces applications diminuent la prévisibilité et la stabilité des réseaux trophiques (Cohen et al. 1994). Une étude plus récente, qui comportait également une composante expérimentale, évalua la relation entre la structure trophique et la vulnérabilité aux extinctions locales d'un système multitrophique comprenant plantes, herbivores, parasitoïdes, et hyperparasitoïdes (Sanders et al. 2018). Ces études observationnelles ou expérimentales ne font cependant pas appel à l'utilisation d'un modèle prédictif des dynamiques des populations.

### **2.2.1.3 Modèles des cultures couplés**

Le domaine de la modélisation des cultures commence également à incorporer de plus en plus de composantes écologiques. Tandis que certains modèles des cultures, tel que DSSAT (Jones et al. 2003), peuvent prévoir l'impact d'une population de ravageurs si celle-ci est fournie en tant que données externes, d'autres études ont envisagé la connexion dynamique d'un modèle des cultures à un modèle externe des ravageurs. Le modèle CANEGRO de croissance de la canne à sucre fut donc combiné à un modèle populationnel du ravageur *Eldana saccharina* (P. Horton 2008) et ensuite élargi afin d'inclure d'autres espèces de ravageurs et une meilleure gamme de facteurs abiotiques (Potgieter, Vuuren, et Conlong 2016). Le modèle des cultures SIMBA fut connecté de manière similaire à un modèle de réseau trophique agricole (Tixier et al. 2013), tandis qu'un modèle du blé implémenté dans le logiciel APSIM fut également connecté (Whish et al. 2015) à un modèle de cohortes du pathogène *Puccinia striiformis* construit avec le logiciel DYMEEX (Sutherst et Maywald 1998).

#### **2.2.1.4 Modèles des réseaux**

Certaines études, en outre, ont développé des modèles des dynamiques populationnelles des réseaux trophiques. GETLAUS01 (Gosselke et al. 2001) est un modèle FORTRAN des pucerons qui prend en compte les dynamiques trophiques entre un grand nombre de prédateurs, parasitoïdes et maladies dans les champs de blé, tandis que l'étude de Sanchez et al. (2018) comportait elle aussi une composante de modélisation stochastique des réseaux trophiques afin de déterminer le risque d'extinction locale. L'environnement de simulation des réseaux trophiques CENOCON (Mamedov et Udalov 2002) offre également une interface standardisée pour le développement des systèmes trophiques complexes à l'aide de modèles à base d'agents. Une application plus récente des modèles à base d'agents pour la gestion intégrée des insectes nuisible serait le modèle COSMOS (Vinatier et al. 2009; 2012) du charançon du bananier (*Cosmopolites sordidus*) et son utilisation à fins d'évaluation des méthodes culturelles de contrôle biologique dans les cultures de bananes.

Ces études en soi ne répondent toutefois pas en entier à la demande pour un modèle générique et interopérable pour la modélisation des réseaux trophiques agroécologiques. Nombre ces modèles sont développés dans des langages informatiques compilés (tel que FORTRAN) et spécifient les espèces d'intérêt, leurs paramètres et les relations trophiques qui les relient directement dans le code source du programme, tandis que d'autres sont développés dans un environnement de simulation à base d'agents, lequel est exigeant en matière de ressources computationnelles et se prête difficilement à la simulation programmatique qui faciliterait les processus de calibration et de validation des modèles.

#### **2.2.2 Développement d'un outil de modélisation agroécologique**

Dans le domaine de la modélisation des cultures, tout comme dans celui de la modélisation hydrologique, une série de modèles standards a été développée pour implémenter les composantes génériques du système. Mentionnons les modèles DSSAT (Jones et al. 2003), CropSyst (Stöckle, Donatelli, et Nelson 2003), STICS (Brisson et al. 2003), APSIM (Keating et al. 2003), WOFOST/PCSE (Diepen et al. 1989; de Wit 2019) et AquaCrop (Vanuytrecht et al. 2014), parmi d'autres, pour la modélisation des cultures de même que les modèles SWAT(+) (Bieger et al. 2017), MODFLOW (Harbaugh et al. 2017) et SAHYSMOD (Oosterbaan 1995) pour la modélisation hydrologique. Chacun de ces modèles fournit des équations standardisées qui s'appliquent de manière générique à tout système, peu importe l'endroit ou les différences locales pertinentes à l'étude de cas, et offre ensuite une méthode

de configuration standardisée pour spécifier ces différences. À titre d'exemple, les modèles hydrologiques présentent tous une interface uniformisée pour la spécification de la topologie et de la géographie d'un bassin versant et procéderont ensuite à l'application d'équations hydrologiques bien établies afin d'estimer les flux d'eau, de nutriments et de polluants à travers le réseau fluvial. Les modèles des cultures offrent, de manière similaire, la possibilité de définir les caractéristiques génériques de la plante, les propriétés physiques du sol, les pratiques de gestion et les données météorologiques; ces données d'entrée seront ensuite simulées selon une série d'équations bien définie et déjà validée qui représentent les dynamiques des sols et la croissance physiologique des cultures.

Cependant, aucun outil similaire n'existe pour le cas des modèles des réseaux trophiques agricoles. Malgré le grand nombre d'équations disponibles dans la littérature pour prévoir la prédation, la reproduction, la migration et tout autre processus d'évolution des populations des réseaux trophiques, aucun outil ne les combine toutes dans un environnement intégré de simulation qui permettrait aux utilisatrices et utilisateurs de spécifier uniquement les parties non génériques d'un réseau trophique d'intérêt avant d'effectuer une simulation. Le résultat de ce manque est une liste de plus en plus longue d'implémentations individuelles de modèles des réseaux trophiques par différents groupes de chercheuses et de chercheurs (voir les sections précédentes), modèles qui demeurent spécifiques à l'étude de cas pour laquelle ils furent développés et qui se prêtent donc difficilement à la généralisation ou à l'application à de différentes régions. Cette situation force donc chaque nouvelle étude à implémenter à nouveau les composantes génériques des modèles des réseaux trophiques, ce qui mène à une barrière d'entrée élevée qui décourage l'innovation dans ce domaine de la modélisation. Du même trait, cela entrave la dissémination des pratiques optimales en matière de modélisation et augmente le risque que les implémentations personnalisées des modèles des réseaux trophiques ne suivent pas ces pratiques optimales ou bien qu'elles contiennent des erreurs théoriques non détectées.

Cette thèse présentera donc le développement d'un logiciel générique pour la modélisation des dynamiques populationnelles des réseaux trophiques. Ce logiciel automatise les aspects génériques du processus de modélisation, tout en offrant aux utilisatrices et aux utilisateurs l'option de modifier les valeurs par défaut lorsqu'une application particulière du modèle le nécessite.

Un second défi face au développement de modèles des réseaux trophiques agroécologiques, cependant, demeure le manque d'une équation de forme fonctionnelle des taux de prédation applicable aux modèles à temps discret.

### **2.2.3 Équations de prédation**

Hors les études purement théoriques, la quasi-totalité des modèles des réseaux trophiques agroécologiques demeurent trop complexes pour la dérivation d'une solution analytique et se voient donc implémentées de manière discrète, le modèle étant initialisé avec les populations initiales qui seront modifiées selon une série de processus biologiques (reproduction, prédation, mortalité) à chaque pas de la simulation (Gosselke et al. 2001; Xu et al. 2013; Potgieter, Vuuren, et Conlong 2016; van Vuuren, Potgieter, et van Vuuren 2018). La majorité des études qui implémentent des modèles des réseaux trophiques de cette manière, cependant, font appel à des équations fonctionnelles de prédation qui ne sont pas applicables à un modèle à temps discret (Imbert et al. 2020; Sanders et al. 2018), et qui risquent de générer des résultats incohérents d'un point de vue mathématique.

#### **2.2.3.1 Équations existantes**

De nombreuses équations fonctionnelles de prédation ont été proposées dans la littérature. Celles-ci, qui prévoient le taux de prédation selon les populations d'une proie et de son prédateur, peuvent être classifiées de manière générale soit selon leur forme mathématique, soit selon les variables explicatives (indépendantes). Selon cette première classification, chaque équation appartient à l'une des catégories de réponse fonctionnelle I, II, III ou IV, celles-ci représentant, respectivement, une relation de forme linéaire, logarithmique, exponentielle ou de croissance suivie de déclin entre la variable explicative et la variable dépendante (taux de prédation) (Holling 1959). Selon le second système de classification, les équations peuvent être soit dépendantes de la proie (la variable explicative étant la population de la proie), soit dépendantes du ratio (la variable explicative étant le ratio de la population de la proie à celle du prédateur) (Arditi et Ginzburg 1989; Akcakaya, Arditi, et Ginzburg 1995; Peter A. Abrams 1994; P.A. Abrams 2015). Les équations de prédation parmi les plus populaires sont produites d'une combinaison de ces deux classifications : nous parlerons donc d'une équation dépendante de la proie de type I (relation linéaire entre population de la proie et taux de prédation par prédateur), ou bien d'une équation dépendante du ratio de type III (relation logistique entre le ratio de proie au prédateur et le taux de prédation). Notons également la présence d'équations de formes intermédiaires, telles les équations Hassell-

Varley (Hassell et Varley 1969), Beddington-DeAngelis (Beddington 1975; DeAngelis, Goldstein, et O'Neill 1975), Royama-Rogers (Royama 1971; Rogers 1972; Kfir 1983) et Crowley-Martin (Crowley et Martin 1989), qui se situent sur la gamme continue entre les extrêmes de dépendance envers la proie et de dépendance envers le ratio.

Cependant, ces équations disponibles présentent certaines lacunes théoriques, tel qu'établi depuis un certain temps (P.A. Abrams et Ginzburg 2000; Schenk, Bersier, et Bacher 2005). En outre, la dépendance envers la proie devient irréaliste lorsque les populations de prédateurs augmentent et commencent à compétitionner entre elles pour l'accès à la proie. En un même temps, la dépendance envers le ratio s'avère également irréaliste lorsque les populations de la proie et du prédateur demeurent très basses; ces équations prévoient une haute disponibilité de proie par prédateur même si cette proie est très rare et difficile à rechercher dans l'environnement. Le fait que ni les équations dépendantes de la proie, ni celles dépendantes du ratio ne puissent donner des prévisions cohérentes d'un point de vue théorique sur toute la gamme de densités populationnelles de proie et de prédateur possibles indique la présence d'erreurs structurelles d'ordre théorique au sein de celles-ci et suggère que ces équations ne sont pas aptes à une application pratique dans le contexte des modèles des réseaux trophiques.

D'autres lacunes d'ordre théorique se présentent lors de l'application de ces équations, y compris celles de forme intermédiaire, à des modèles à temps discret. Tandis que le taux de prédation instantané n'est pas limité de cette manière, la prédation au cours d'une intervalle de temps ne pourra dépasser le nombre de proies initialement présentes lors de l'application de l'équation à un modèle à temps discret. Il n'est cependant pas rare de trouver des équations fonctionnelles de prédation qui peuvent générer des taux de prédation par unité de temps supérieurs au nombre de proies, sinon même infinis, lorsque les populations de proie ou de prédateur augmentent ou bien approchent zéro. Ces incohérences théoriques sont tout particulièrement problématiques étant donné que les conditions populationnelles extrêmes sous lesquelles ces incohérences deviennent évidentes sont avant tout fréquentes dans les champs agricoles, surtout lors de l'application du biocontrôle par inondation.

Ces équations demeurent néanmoins populaires au sein d'études de modélisation agroécologique à temps discret, telle l'équation dépendante de la proie de type I qui fut utilisée lors d'une étude de l'impact des cocultures sur les dynamiques des réseaux trophiques (Imbert et al. 2020) de même que lors d'une étude de la stabilité des réseaux trophiques à complexité variable (Sanders et al. 2018).

### **2.2.3.2 Critères suggérés pour les équations de prédation discrètes**

Étant donné l'état de la littérature au sujet des équations fonctionnelles de prédation, cette thèse propose une série de critères théoriques de cohérence auxquels toute équation de prédation devrait répondre afin d'être applicable à un modèle à temps discret. Ces critères, en somme, visent à assurer que l'équation ne peut prévoir une prédation totale supérieure au nombre de proies disponibles, que l'appétit de chaque prédateur individuel est un nombre fini, et qu'aucune proie n'est mangée lorsqu'aucun prédateur n'est présent. Cette thèse démontre également qu'aucune des équations fonctionnelles de prédation recensées dans la littérature ne répond à l'ensemble de ces critères, et propose ensuite une équation, nommée l'équation « Kovai », qui répond à tous les critères théoriques énumérés ci-dessus. Cette équation offre également une transition continue entre les réponses dépendante du ratio et dépendante de la proie, la prédation par prédateur étant déterminée selon une combinaison de l'abondance de la proie et du ratio du nombre de proies au nombre de prédateurs, approche qui permet ainsi de résoudre les problèmes tels qu'énumérés par Abrams et Ginzburg (2000) liés à la transition entre dépendance envers la proie et dépendance envers le ratio selon les niveaux populationnels des deux espèces. La nouvelle équation proposée par cette thèse est ensuite utilisée afin de simuler les taux de prédation lors de la modélisation des réseaux trophiques au cours des chapitres suivants.

### **2.2.4 Modélisation de la gestion agricole des réseaux trophiques**

La durabilité des systèmes agricoles se voit fréquemment évaluée selon de maints indicateurs et mesures de performance économiques, environnementales, agronomiques ou sociales (Galan, Peschard, et Boizard 2007; Pelzer et al. 2012; Angevin et al. 2017). En outre, la performance des systèmes biologiques et non biologiques a été évaluée selon les rendements par superficie (Seufert, Ramankutty, et Foley 2012), la pollution engendrée (Zeng et al. 2014), l'efficacité énergétique (Lynch, MacRae, et Martin 2011) ou bien la durabilité économique (Matuschke, Mishra, et Qaim 2007; Afidchao et al. 2014). Cependant, les interactions bidirectionnelles entre réseaux trophiques et pratiques de gestion agricole demeurent d'une importance centrale à la durabilité des systèmes et à leur capacité de soutenir des rendements acceptables. Plusieurs études ont mesuré les relations ou les impacts entre méthodes de gestion, paysages et réseaux trophiques autant que les services écosystémiques fournis par ceux-ci (Moore 1994; Macfadyen et al. 2009; Gagic et al. 2011; Lohaus, Vidal, et Thies 2013). En outre, des relations complexes et parfois contre-intuitives entre régimes de fertilisation, diversité des herbivores et interactions avec les niveaux

trophiques supérieurs ont été recensées lors d'études expérimentales sur le terrain (Lohaus, Vidal, et Thies 2013), de même que par des relations statistiques observées entre l'intensité de l'agriculture dans le paysage et les services de contrôle naturel écosystémiques (Gagic et al. 2011). Ces composantes clefs de la durabilité des systèmes de gestion agricole demeurent néanmoins très peu présents au sein de la littérature de la modélisation agricole, très probablement en raison de la complexité de ces systèmes trophiques et du manque d'outils de modélisation informatiques, recensés dans les sections précédentes, qui faciliteraient le développement de tels modèles. Les modèles des cultures (Keating et al. 2003; Jones et al. 2003) se limitent donc en majeure partie aux interactions entre les cultures et l'environnement abiotique et ne considèrent pas les composantes trophiques écologiques de la durabilité des systèmes agricoles.

Cette thèse présente donc un des premiers exemples de l'utilisation d'un modèle des dynamiques populationnelles d'un réseau trophique agroécologique afin d'évaluer la durabilité de différentes méthodes de contrôle des ravageurs selon la probabilité d'obtenir un niveau de contrôle acceptable à moyen et long terme. À l'aide d'une étude de cas du contrôle du vers du cocotier (*Opisina arenosella*) au Sri Lanka (Perera, Hassell, et Godfray 1988), cette étude contribue une nouvelle dimension aux analyses de durabilité en élucidant les dynamiques par lesquelles les méthodes de contrôle biologiques et moins biologiques affectent le fonctionnement des réseaux trophiques agroécologiques de manière directe et indirecte, ce qui déterminera ensuite le risque d'une résurgence de l'insecte nuisible. Ces méthodes ont un potentiel tout particulier dans le contexte du développement de méthodes de gestion biologique et intégrée des insectes nuisibles et permettent, pour la première fois, de représenter à l'aide d'un modèle calibrée et stochastique les processus écologiques telle la résurgence des ravageurs (Dutcher 2007) et le contrôle naturel qui déterminent le succès et l'échec des systèmes de gestion agroécologique à petite échelle.

## 2.3 Résumé

La revue de littérature du présent chapitre propose des nouvelles méthodologies pour la modélisation intégrée des systèmes agricoles à petite échelle selon deux grands thèmes de modélisation, celui de la modélisation participative des dynamiques des systèmes et celui de la modélisation des dynamiques populationnelles des réseaux trophiques agroécologiques.

Du côté de la modélisation des dynamiques des systèmes, plusieurs innovations d'ordre méthodologique furent proposées, notamment :

1. L'application de la modélisation participative des dynamiques des systèmes à l'analyse de différents systèmes de développement agricole.
2. Une nouvelle méthode de calibration et de validation spatiale, axée sur l'inférence bayésienne hiérarchique, afin de calibrer et valider les modèles des dynamiques des systèmes socioenvironnementaux lorsque des données temporelles ne sont pas disponibles.
3. Le développement d'un outil générique pour le couplage des modèles des dynamiques des systèmes à un modèle environnemental physique externe.

Du côté des réseaux trophiques agroécologiques, les méthodes suivantes furent présentées :

1. Le développement du premier outil générique pour standardiser la modélisation des dynamiques populationnelles des réseaux trophiques.
2. Une proposition pour l'évaluation de la cohérence théorique des équations de prédation, et la première équation de prédation qui répond à tous ces critères.
3. L'application de la modélisation des populations des réseaux trophiques agroécologiques à l'évaluation empirique de la stabilité et de la durabilité de ces réseaux sous de différents régimes de gestion des ravageurs. Ceci représente la première application d'un modèle mécanique (avec composante stochastique) d'un réseau trophique agroécologique, calibré selon des données observées, à la génération de recommandations agronomiques pour la gestion durable du système agroécologique.

Les chapitres 3 à 10 traitent de la modélisation des dynamiques des systèmes. Chacun présente un article scientifique; lorsque l'article original parut en anglais, celui-ci est présenté premièrement en français, suivi de la version dans sa langue originale. Le chapitre 3 décrit le développement du modèle qualitatif du système socio-agricole dans deux différentes situations de développement agricole et social au Guatemala, suivi de la calibration et de la validation du modèle au cours du chapitre 5. Le chapitre 7 présent le développement d'un outil pour coupler ce genre de modèle socioéconomique à un modèle externe de l'environnement, suivi des chapitres 9 et 10 qui utilisent cet outil pour développer un modèle couplé du système socioenvironnemental de l'agriculture au Tz'olöj Ya' et au K'iche' au



Guatemala et pour l'appliquer à l'analyse de la résilience du système face aux changements climatiques.

Les chapitres 11 à 16 présentent, quant à eux, les contributions de cette thèse envers le domaine de la modélisation des réseaux trophiques. Le chapitre 8 présente des critères d'évaluation empiriques pour les équations de prédation et propose une nouvelle équation qui est plus performante, d'un point de vue théorique et empirique, que celles disponibles dans la littérature. Le chapitre 13 développe un outil générique pour la modélisation des réseaux trophiques agricoles, et est suivi du chapitre 15 qui utilise cet outil pour évaluer la durabilité de différentes méthodes de contrôle des ravageurs au sein d'un champ agricole.

Le chapitre 17 présente ensuite une conclusion à la thèse.

## Connexion au chapitre 3

Cette section de la thèse présente une méthodologie participative pour l'évaluation des systèmes agroalimentaires dans le cadre des projets de développement d'agriculture à petite échelle auprès des communautés Indigènes. Axée sur une méthodologie qualitative des dynamiques des systèmes, cette approche permet d'inclure les parties prenantes dans l'identification des objectifs et la spécification de la structure du modèle. Le présent chapitre s'inscrit dans le cadre de l'objectif 1,1 de cette thèse, et sera suivi, dans le chapitre 5, d'une méthodologie pour quantifier ces modèles développés de manière participative avec les parties prenantes. Cette méthodologie est particulièrement utile pour l'identification des différences et similitudes entre diverses philosophies de développement agricole. Appliquée à une étude de cas de deux systèmes agroéconomiques (agriculture d'autosuffisance versus agriculture commerciale) auprès de deux différentes communautés agricoles Indigènes, elle permet de souligner les différences entre les processus et dynamiques de chaque système, différences qui déterminent leurs vulnérabilités et leur résilience.

Le présent chapitre est une traduction à la langue française de l'article intitulé « Participatory system dynamics modelling for agricultural development and food security: small-scale agriculture and food systems in the Indigenous communities of Tz'olöj Ya' and K'iche' (Guatemala) », qui sera soumis pour considération pour publication à titre d'article scientifique auprès de la revue *System Dynamics Review* (J. Malard et al. 2020, 1). Suivra, dans le chapitre 4, la version originale en anglais. Des coauteurs, l'auteur de la thèse développa la méthodologie, implémenta le processus de modélisation participative, construisit le modèle et écrivit l'article. M. Rojas Díaz et 王凌云 (Lingyun Wang) apportèrent une aide précieuse à l'organisation et au déroulement des ateliers de modélisation participative au Guatemala (Tz'olöj Ya' et K'iche'). J. Adamowski, H. Tuy et H. Melgar-Quñonez participèrent en tant que superviseurs de la recherche au Canada et au Guatemala.

### **3 Chapitre 3 : Modélisation participative des dynamiques des systèmes pour l'évaluation du développement agricole et de la sécurité alimentaire : le cas des systèmes agroalimentaires Indigènes à petite échelle au Tz'olöj Ya' et au K'iche' (Guatemala)**

#### **3.1 Résumé**

Le développement durable de l'agriculture est un pilier centrale de la durabilité environnementale et de la sécurité alimentaire des régions rurales. L'évaluation de cette durabilité, cependant, est une problématique particulièrement complexe qui nécessite l'intégration des enjeux sociaux, économiques et environnementaux. À cette fin, les analyses économiques, les études sur la pollution et les évaluations de durabilité axées sur les indicateurs ont toutes été appliquées à cette question de la durabilité des systèmes agricoles. Le développement d'une méthode participative qui considère de manière explicite les structures internes complexes autant que les rétroactions entre les différentes composantes de ces systèmes pourrait cependant apporter une nouvelle dimension à l'évaluation de la durabilité agricole.

Cette recherche utilise la modélisation des dynamiques des systèmes de manière participative avec les parties prenantes afin d'évaluer la durabilité de deux systèmes agricoles suivant de différents cheminements de développement au Guatemala rural (soit, l'agriculture commerciale fortement dépendante de l'utilisation d'intrants externes et l'agriculture de subsistance à faible apport d'intrants). Le projet commença par des entrevues individuelles de construction de diagrammes de boucles causales, suivies d'une série d'ateliers de modélisation de groupe au cours desquels la vulnérabilité de chaque système agricole à de différents chocs et tendances exogènes, aussi bien qu'envers des changements générés de manière endogène, fut évaluée. Cette méthodologie facilita l'identification des variables et cycles de rétroaction clefs autant que des moteurs principaux de la productivité agricole dans chaque région. L'accès aux ressources financières fut identifiée en tant que facteur principal des augmentations de productivité dans le système orienté vers le marché, tandis que l'intégration communautaire et le transfère des connaissances agricoles traditionnelles furent identifiées en tant que processus clefs dans le système de production d'autosuffisance.

Cette recherche représente la première utilisation de la modélisation des dynamiques des systèmes dans le contexte de l'analyse des dynamiques générées par de différentes stratégies de développement agricole et de la durabilité de leurs impacts sur la sécurité alimentaire de la région. La méthodologie participative facilita la construction d'une vision partagée du système agroécologique auprès des parties prenantes tout en éclaircissant les avantages et les vulnérabilités de chaque système, favorisant ainsi le développement de politiques publiques intégrées et socialement acceptées pour la promotion du développement agricole. Les résultats suggèrent que le système d'agriculture de subsistance est plus résistant à la dégradation environnementale au long terme autant qu'envers les fluctuations des marchés agricoles. Cependant, le système axé sur la production commerciale paraît plus résistant envers les problèmes économiques et les stressés environnementaux immédiats, telles les sécheresses. Ces différences indiquent l'importance de développer des politiques de sécurité alimentaire spécifiques à chaque région; à titre d'exemple, les enjeux de la dégradation environnementale et de la dépendance sur le marché dans le cas de l'agriculture commerciale pourraient former des cibles d'intérêt pour les projets d'intervention, tandis que le manque d'opportunités de génération de revenu et les taux élevés de migration seraient d'une plus grande importance auprès de la communauté orientée vers l'autosuffisance.

Ces résultats pourraient également présenter un intérêt particulier pour les organisations de développement lors de la planification d'interventions agricoles selon l'une ou l'autre des philosophies de développement considérées au cours de cette étude. La méthodologie présentée par cet article pourrait aussi faciliter la participation des parties prenantes au stade de la conceptualisation des projets de développement agricole.

## **3.2 Introduction**

Le développement agricole rural demeure une problématique complexe qui implique des rétroactions entre les composantes sociale, biophysique et économique telles la culture, la démographie, les marchés et la durabilité environnementale. Les méthodologies généralement utilisées afin d'évaluer la durabilité des systèmes agricoles peuvent être catégorisées selon trois méthodes de recherche : 1) des méthodologies axées sur l'utilisation des indicateurs afin d'assigner un score de durabilité selon la performance du système envers différents « piliers du développement durable », 2) des analyses de la performance d'un système agricole selon ses conséquences (en termes de production, d'économie, de sécurité alimentaire ou de pollution) et 3) la recherche sociale axée sur les entrevues.

Étant donné la complexité des systèmes agricoles, de différents indicateurs sont fréquemment utilisés afin de simplifier l'analyse de leur durabilité. Ces indicateurs représentent en majeure partie les impacts économiques et environnementaux de ces systèmes (Galan et al., 2007; Pelzer et al., 2012; van der Linden et al., 2020). En un premier lieu, des indicateurs de durabilité sont identifiés par les chercheuses et chercheurs et sont ensuite mesurés au sein de différents systèmes agricoles; ils seront très fréquemment amalgamés par la suite soit en un seul score de durabilité, soit en scores individuels pour chacun des piliers économique, environnemental et social. Les résultats d'une telle analyse visent à produire une mesure indirecte mais standardisée de la durabilité d'un système agricole afin de faciliter les comparaisons, sans nécessairement se soucier d'identifier les causes ou des conséquences de ces différences en matière de durabilité. Ces approches, qui fournissent une vue générale des aspects environnementaux, sociaux et économiques d'un système agricole, ne sont pas toujours très consistantes (p. ex., voir Galan et al. (2007)), se voient limitées à l'analyse de mesures définies par les chercheuses et chercheurs et ne donnent aucune indication au sujet des dynamiques, des interactions et des rétroactions au long terme entre les variables considérées, limitant ainsi leur utilité envers la conceptualisation des interventions agricoles durables. Dans le cas de l'agriculture à petite échelle, ces méthodologies nous donnent également peu d'information au sujet de la connexion entre les indicateurs de durabilité agricole et les bénéfices escomptés d'un système agricole durable, tels l'accès à la nourriture, la protection des revenus et la sécurité alimentaire des ménages. Ces études n'incluent fréquemment pas de composante de participation des parties prenantes, ce qui peut nuire à la chance de l'adoption des résultats par celles-ci lors de la prise de décision.

D'autres méthodes tentent de mesurer la performance des systèmes agricoles selon leur productivité. Des analyses économiques et des modèles de régression sont d'usage fréquent lors d'études qui visent à élucider les conséquences de différents systèmes agricoles, telle l'analyse de l'impact du blé hybride auprès des rendements des producteurs à petite échelle (Matuschke et al., 2007) et l'étude de la viabilité économique de différentes variétés de maïs génétiquement modifié dans le contexte philippin (Afidchao et al., 2014). Pour ce qui traite de la production agricole, les données observées sur le terrain tout autant que les modèles physiques de la croissance des cultures se voient fréquemment appliqués à des problématiques telles la prévision des conséquences des changements climatiques auprès des rendements des cultures en Afrique du Sud, (Zinyengere et al., 2014), l'évaluation des impacts de différentes pratiques de gestion des cultures de couverture dans les champs de

mais en Espagne (Salmerón et al., 2014) et l'analyse du risque que pose la variabilité des conditions climatiques envers le rendement du blé en Australie (Bracho-Mujica et al., 2019). Du côté social, notons également l'utilisation de diverses mesures statistiques de la sécurité alimentaire, lesquelles se basent sur les expériences de manque d'accès aux aliments telles que rapportées par les ménages (FAO, 2012; Segall-Corrêa et al., 2014). Lorsqu'intégrées au sein de différents sondages, de telles mesures peuvent aider à l'identification des causes ou des conséquences potentielles de l'insécurité alimentaire par l'entremise d'analyses statistiques de corrélation entre les niveaux d'insécurité alimentaire et les facteurs explicatifs potentiels d'ordre socioéconomique ou agricole (del Carmen Morales-Ruán et al., 2014; Mundo-Rosas et al., 2014). De même, d'autres études d'ordre statistique axées sur les sondages socioéconomiques et agronomiques auprès des agricultrices et agriculteurs ont été menées (Anders et al., 2020). Ce genre d'étude ne considère toutefois pas les dynamiques, les interactions et les rétroactions entre les composantes sociales, économiques et environnementales des systèmes agricoles, dynamiques qui sont clefs à l'évolution de la productivité et de la durabilité de ces systèmes complexes. En outre, de telles études se voient également limitées à une série de questions et de variables telles que définies par les chercheuses et chercheurs et courent donc le risque de passer à côté de variables et de processus d'importance, composantes clefs qui ne sont peut-être pas évident aux membres de la communauté scientifique mais qui demeurent très claires dans les visions des communautés et des parties prenantes locales.

Les méthodologies sociologiques, très différentes des méthodes décrites ci-dessus, ont également été utilisées afin d'améliorer notre compréhension des relations et rétroactions complexes entre les sphères socioéconomiques et environnementales, y compris dans le contexte de l'insécurité alimentaire. Au cours de ces études, des entrevues ouvertes avec les parties prenantes génèrent des descriptions générales des causes et des conséquences de l'insécurité alimentaire ou de la production agricole (Brownhill et Hickey, 2012; Carey, 2009). Ces méthodes offrent un point de vue plus large de la problématique mais ne peuvent toutefois pas produire des prévisions quantitatives qui serviraient au développement de recommandations de politique publique. Leur dépendance envers l'utilisation des sondages limite également la considération des dynamiques des systèmes, et les résultats sont généralement produits sans que la communauté n'ait grande opportunité de les utiliser afin de comprendre le fonctionnement du système et d'utiliser ces connaissances pour formuler leurs propres solutions.

La modélisation participative socioenvironnementale offre donc la possibilité intéressante de combiner l'ouverture d'esprit et la participation des parties prenantes qui caractérisent les approches sociologiques tout sans sacrifier les capacités prédictives des méthodes axées sur les modèles mathématiques et les indicateurs. Ce genre de modélisation participative, originalement populaire dans le contexte des domaines de l'hydrologie et de la gestion environnementale, incorpore les parties prenantes dans le processus de développement de modèles socioéconomiques et environnementaux. D'une part, les modèles conceptuels qualitatifs peuvent être développés de manière participative afin d'analyser les composantes socioéconomiques et physiques du système (Dugua et Chakroun, 2019; Fulton et al., 2015; Inam et al., 2015). Du côté quantitatif, notons les méthodes de modélisation participative telles la planification de vision commune, qui regroupe les parties prenantes afin de développer des modèles physiques du système (Ritzema et al., 2010), la conversion des schémas mentaux des parties prenantes en réseaux bayésiens (Chan et al., 2008) et les simulations et jeux de rôle au cours desquels les parties prenantes font face à un modèle informatique du système d'intérêt et doivent ensuite « jouer » à la prise de décision (Souchère et al., 2010). Aucune de ces méthodes, cependant, n'offre aux parties prenantes une représentation visuelle des niveaux, des flux, des délais et des rétroactions entre composantes socioéconomiques et environnementales du système. C'est pour cette raison que la modélisation des dynamiques des systèmes, et en tout particulier la modélisation des dynamiques des systèmes axée sur la co-construction participative des modèles avec les parties prenantes, offre un manière innovante et puissante de représenter dans le même modèle dynamique les processus sociaux autant que physiques afin d'explorer les rétroactions importantes mais fréquemment contre-intuitives qui déterminent le comportement du système (Halbe et Adamowski, 2011; Inam et al., 2015; Sterman, 2000). La méthodologie de modélisation participative des dynamiques des systèmes, originaire du domaine de la consultation dans le monde d'affaires, offre plusieurs avantages : 1) elle offre une vision plus approfondie du système que celle qui serait générée par les méthodes conventionnelles d'échantillonnage de données des systèmes physiques et d'application des sondages auprès des systèmes socioéconomiques et 2) elle stimule le dialogue entre les parties prenantes, ce qui favorise l'échange d'idées et la prise en connaissance de différents points de vue, y compris entre parties prenantes ayant des opinions ou des intérêts divergents. Le modèle final quantifié pourra ensuite être appliqué à l'évaluation de différents scénarios et à la recherche de solutions mutuellement acceptables aux enjeux en cause (Halbe et al., 2018).

Des modèles des dynamiques des systèmes furent récemment appliqués dans le domaine de la gestion des ressources hydriques (Halbe et Adamowski, 2011; Inam et al., 2017a, 2017b, 2015; Langsdale Stacy M. et al., 2009) justement en raison de la complexité des systèmes sociohydrologiques qui se retrouvent au centre des interactions entre systèmes naturels et humains. Les enjeux du développement agricole partagent grand nombre des mêmes caractéristiques, soit leur complexité, l'intégration de processus physiques et sociaux, et la diversité des parties prenantes, qui font des problématiques de la gestion de l'eau de si bons candidats pour l'application des méthodologies de modélisation des dynamiques des systèmes. Cependant, les études de ce genre sont moins nombreuses dans le contexte du domaine agricole et de la sécurité alimentaire. Parmi celles-ci, mentionnons l'application, à l'étude de la sécurité alimentaire des petits exploitants agricoles au Kenya, d'un modèle des dynamiques des systèmes prenant en compte processus physiques et socioéconomiques (Stephens et al., 2012), de même que le développement par Bala et al. (2014) d'un modèle des dynamiques des systèmes de la production rizicole et de la sécurité alimentaire en Malaisie. De manière similaire, Arshad et al. (2015), toujours en Malaisie, appliquèrent cette approche pour analyser les fluctuations majeures de production de cacao. Dans le delta du Mékong (*đồng bằng sông Cửu Long*) du Vietnam, Nguyễn Thành Tựu (2018) appliqua une méthodologie des dynamiques des systèmes afin de prévoir les impacts du changement climatique envers les systèmes de riziculture, tandis que Marín et al. (2012) au Pérou utilisèrent les dynamiques des systèmes afin d'incorporer les aspects sociaux, économiques et environnementaux des systèmes agricoles et des moyens de subsistance des communautés de la région de la brousse d'*Opuntia* dans les Andes. Ces méthodes ont également trouvé utilité envers la modélisation des systèmes de production agricole et ovine au Yucatán au Mexique (Parsons et al., 2011b, 2011a) de même qu'envers l'évaluation de la résilience des systèmes agricoles à petite échelle au Bangladesh envers les changements climatiques et les chocs d'ordre socioéconomique (Hossain et al., 2020, 2017). Ces études de modélisation des dynamiques des systèmes à fins d'évaluation des dynamiques complexes qui les caractérisent porte à croire qu'une méthodologie similaire pourrait être utile envers la comparaison des différentes philosophies de développement agricole. Une telle approche pourrait également diminuer le risque qu'une planification de projet de développement qui n'est pas pleinement consciente des rétroactions entre environnement, société et économie, de même que des impacts de l'intervention auprès des communautés et des agroécosystèmes, puisse faire face à des enjeux de durabilité inattendus.



Lors de cette recherche, la durabilité de deux projets de développement agricole ruraux au Guatemala sera comparée dans le cadre d'une étude participative axée sur la modélisation qualitative des dynamiques des systèmes. L'un de ces systèmes agricoles est orienté vers la production commerciale intensive des cultures maraîchères et dépend des marchés agricoles et d'un haut taux de roulement financier. L'autre, qui se situe pourtant dans une région similaire avec une économie également dominée par l'agriculture Indigène à petite échelle, a pris la décision de se développer en priorisant un système à bas utilisation d'intrants et de ressources financières tout en produisant des cultures destinées à l'autosuffisance alimentaire. Ces approches sont toutes les deux d'usage fréquent lors des projets de développement international et présentent des gammes différentes d'avantages et de vulnérabilités socioéconomiques et environnementales. Aucune étude à date, cependant, n'aurait élaboré une étude intégrée des dynamiques et des rétroactions entre les sphères socioéconomiques et environnementales qui déterminent la durabilité au long terme de ces deux systèmes.

Cette recherche propose donc comme objectifs 1) le développement d'un cadre méthodologique, axée sur celui proposé auparavant (Halbe et al., 2018; Inam et al., 2015), pour la construction participative des modèles des dynamiques des systèmes dans le contexte de l'analyse de la durabilité des projets de développement agricole et 2) l'application de cette méthodologie à l'analyse de deux différents systèmes agricoles au Guatemala afin de déterminer lequel des deux, si cela est possible, est plus apte à l'amélioration au long terme de la situation de sécurité alimentaire, autant qu'envers le développement de politiques spécifiques aux vulnérabilités de chacun. Seuls les modèles quantitatifs peuvent offrir des prévisions quantitatives du comportement future d'un système; cependant, les modèles conceptuels qualitatifs peuvent également offrir des prévisions et des recommandations qualitatives et sont, en outre, plus simples et rapides à développer. Cet avantage permet d'inclure les parties prenantes dès le début du processus de modélisation en attendant que les modèles quantitatifs soient prêts. Les modèles qualitatifs peuvent également élucider la structure du système telle que perçue par les parties prenantes et peuvent mettre en évidence des solutions potentielles aux enjeux qui émergent des relations complexes du système (Fulton et al. 2015). Au cours de cette étude, nous espérons que l'aspect participatif de la modélisation de groupe offrira une meilleure conceptualisation de la problématique qu'aurait été possible selon d'autres méthodes, tandis que l'utilisation des dynamiques des systèmes facilitera l'identification des processus sous-jacents qui expliqueraient les niveaux

constamment élevés d'insécurité alimentaire auprès des deux régions d'étude, autant que les interactions, soient-elles positives ou négatives, de ces processus avec les projets de développement.

### 3.3 Méthodologie

La présente recherche s'inspire des études précédentes et offre la première utilisation de la méthodologie des dynamiques des systèmes à la comparaison de différentes alternatives de développement agricole. La progression graduelle du projet, qui commence par des entrevues de construction de diagrammes de boucles causales avant de procéder aux ateliers de modélisation de groupe, contribue au développement d'une vision partagée entre parties prenantes. Cette méthodologie permet donc une participation accrue des parties prenantes tout au long du développement du modèle et améliore ainsi les chances que les résultats de l'activité de modélisation aboutiront à de réels impacts au moment de la prise de décision par les parties prenantes. La Figure 3.1 ci-dessous résume les cinq étapes du processus de modélisation participative utilisé lors de ce projet.

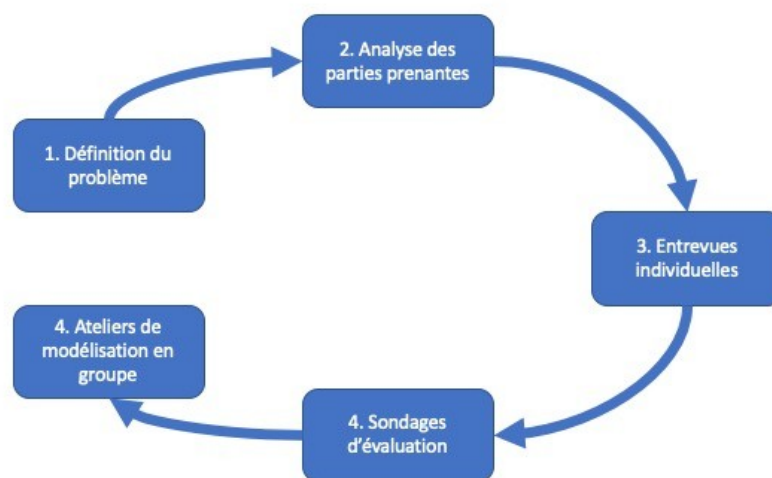


Figure 3.1: Résumé du processus de modélisation participative.

#### 3.3.1 Région d'étude

Le Guatemala offre une étude de cas intéressante dans le contexte de l'évaluation de différentes philosophies de développement agricole (commerciale et d'autosuffisance) en raison de la croissance rapide de la population rurale, de la croissance des niveaux de pauvreté et des hauts taux d'insécurité alimentaire, le tout étant accentué dans les régions

Indigènes du pays. Ces enjeux donnent une urgence toute particulière au développement de solutions durables envers les défis d'ordres social et écologique auxquels fait face le secteur agricole rural. L'agriculture représente environ 14% du PIB du Guatemala, mais elle demeure une source importante d'emplois, tandis que la population rurale représente 53% de la population totale du pays tout en croissant à un taux annuel de 2,8%. En même temps, le pays souffre du plus haut taux de malnutrition chronique des enfants de toute la région de l'Amérique latine (49% en comparaison au 29% du Honduras en deuxième place, le PIB par personne de ce dernier étant néanmoins systématiquement plus de 30% inférieur à celui du Guatemala) (MAGA, 2012; SEGEPLAN, 2009; World Bank, 2014).

Cette recherche compare deux études de cas provenant de deux municipalités du Guatemala : Concepción (département de Tz'olöj Ya', ou Sololá en espagnol) et Chiche' (département du K'iche', ou El Quiché en espagnol). Ces deux régions sont les bénéficiaires de différents projets menés par des ONGs. Dans le cas de Concepción, le projet PROSOL (financé par le CRDI du Canada et implémenté par les ONGs canadiennes SOCODEVI et CECI) vise à améliorer les revenus des communautés agricoles en encourage la formation de coopératives en vue de la commercialisation des cultures, tels les légumes, à haute valeur monétaire. Le projet offrit des graines, des produits chimiques, des outils et des services réguliers d'extension agricole, de capacitation et de connexion au marché. Malgré le fait que plusieurs communautés bénéficiaires du projet PROSOL exportent une partie de leurs récoltes, la coopérative agricole à Concepción produit pour les marchés locaux et nationaux (y compris des supermarchés à la capitale). Les familles, toutefois, gardent généralement au moins une petite portion de terrain dédiée à la production de maïs (*awan*) pour leur propre consommation. Ces activités ont certainement contribué à l'augmentation des revenus agricoles, mais les enjeux de la dégradation environnementale et de la dépendance envers les marchés demeurent toujours dans l'attente d'une solution satisfaisante.

Le projet au Chiche' suit une approche très différente. Initié par la branche sociale de l'Église catholique CARITAS du K'iche', le projet promeut le développement d'un système agricole axé sur la gestion des agroécosystèmes pour l'autosuffisance et utilisant peu d'intrants externes. Même si les participantes et participants demeurent libres de cultiver et de vendre leurs récoltes, de même que de répandre les intrants agricoles, selon leur gré, le projet demeure axé sur la production locale d'intrants agricoles et la cultivation des cultures de base, et la majorité des familles participantes ont commencé à éviter le recours aux intrants de synthèse au cours de l'intervention. Étant de donné les bas prix de ces cultures auprès des

marchés locaux, et vue qu'aucune priorité n'a été accordée au développement de la capacité de commercialisation, peu des individus qui participent au projet amènent leurs récoltes au marché. Cette stratégie offre une protection envers les fluctuations des prix agricoles et la dégradation environnementale qui affectent les communautés du Tz'olöj Ya', mais sa durabilité socioéconomique fait cependant face à plusieurs défis, surtout dans le contexte des demandes économiques non agricoles telles l'éducation et la santé.

Les premier, troisième et quatrième auteurs de cet article ont passé un total de onze mois dans la région d'étude et ont visité chaque région de manière hebdomadaire à mensuelle afin d'interagir avec les parties prenantes et les communautés agricoles. Ces auteurs parlent tous espagnol, et le premier auteur parle également Kaqchikel et K'iche', les langues de Concepción et de Chiché'. Le fait de pouvoir travailler dans ces dernières langues contribua de manière importante au progrès de la recherche.

Ce projet de recherche suivit une méthodologie de développement de modèles environnementaux et socioéconomiques qualitatifs des dynamiques des systèmes inspirée par celle de Halbe et al. (2018) et d'Inam et al. (2015). Elle comporte les étapes suivantes : 1) l'identification de la problématique, 2) l'identification des parties prenantes, 3) une série d'entrevues individuelles auprès des parties prenantes (diagrammes de boucles causales), 4) la fusion des diagrammes de boucles causales et 5) une série d'ateliers de construction de modèle en groupe.

### **3.3.2 Identification de la problématique**

La sécurité alimentaire, telle que définie par le Sommet mondial de l'alimentation de 1996, existe lorsque « tous les êtres humains ont, à tout moment, un accès physique et économique à une nourriture suffisante, saine et nutritive leur permettant de satisfaire leurs besoins énergétiques et leurs préférences alimentaires pour mener une vie saine et active » (FAO, 2006). Étant donné l'attention particulière que les gouvernements récents du Guatemala ont accordé aux concepts de la malnutrition des enfants et de la sécurité alimentaire, toutes les parties prenantes qui participèrent comprenaient bien cette terminologie et aucune difficulté d'ambiguïté ou de définition contradictoire entre parties prenantes ne fut recensée. L'objectif final de l'exercice de modélisation était d'analyser la durabilité de chacun des deux systèmes agricoles d'intérêt, la durabilité étant définie selon la capacité des projets de développement de générer des améliorations en matière de sécurité alimentaire qui ne perdront pas leur efficacité face à des facteurs inattendus d'ordres social,

économique ou environnemental, qu'ils soient de provenance exogène ou endogène. Selon cette définition, un système agricole serait plus durable qu'un autre du point de vue de la sécurité alimentaire s'il s'avère plus efficace envers l'amélioration de la qualité, de la disponibilité ou de l'accessibilité de la nourriture au long terme.

### **3.3.3 Identification des parties prenantes**

Les parties prenantes des domaines du développement agricole et de la sécurité alimentaire furent identifiées selon le processus à quatre étapes proposé par Inam et al. (2015). Les parties prenantes furent en un premier temps identifiées à travers les organisations CARITAS et PROSOL responsables de l'implémentation des projets de développement agricole auprès de chaque communauté. Les auteurs ont fait un effort conscient d'inclure parmi les parties prenantes (Inam et al., 2015) des preneurs de décision, des utilisateurs, des exécuteurs de projet et des experts. Compte tenu des tensions politiques au Guatemala (notons en passant que le projet de recherche se déroulait en même temps que la campagne électorale nationale), nous avons pris un soin tout particulier d'éviter l'incorporation des élus et des élus dans le processus de modélisation en faveur de l'inclusion des employés locaux des organisations environnementales. Malgré le fait que cette décision diminua les opportunités d'inclusion des preneurs de décision de haut niveau, elle aida également à diminuer le risque bien réel que le projet soit accusé (à tort ou à raison) de devenir politisé à des fins électorales. Lors du processus d'identification des parties prenantes, et selon les recommandations des parties prenantes initiales, d'autres ONGs, des employés de différents départements gouvernementaux de niveau municipal et départemental (reliés à la sécurité alimentaire, l'agriculture, et le développement social) et les représentants d'une association agricole furent également invités à participer.

### **3.3.4 Entrevues individuelles**

Des entrevues individuelles d'une durée d'une à deux heures furent organisées avec chaque partie prenante identifiée. Dans la mesure du possible, ces entrevues se déroulèrent de manière individuelle afin de capter l'opinion de chaque partie prenante dans l'absence de l'influence des autres participants; en raison des contraintes de temps des parties prenantes, certaines entrevues « individuelles » combinèrent cependant plus d'une partie prenante en même temps (et même une fois deux organisations gouvernementales connexes). Aucune des parties prenantes n'avait participé à un projet de modélisation des dynamiques des systèmes par le passé, mais aucune n'éprouva de difficulté envers les tâches requises. Des diagrammes

de boucles causales (Vennix, 1996) furent élaborées en demandant aux parties prenantes de commencer par la problématique (l'insécurité alimentaire) et ensuite d'identifier ses causes et ses conséquences. La problématique fut écrite sur un morceau de papier et ensuite collée au milieu d'une grande feuille de papier blanc. Les parties prenantes écrivirent ensuite les causes (directes et indirectes) du problème sur d'autres morceaux de papier qui furent collés à la gauche de la problématique et connectés par des flèches indiquant la polarité des relations. La même procédure fut répétée lors de l'identification, sur la partie droite de la feuille, des conséquences de la problématique. Lors de la dernière phase de l'entrevue, les parties prenantes furent invitées à fermer des cycles de rétroaction en dessinant des flèches connectant les conséquences aux causes de la problématique. Cette méthodologie est d'une utilité particulière envers la représentation visuelle du « schéma mental » des parties prenantes qui définit la manière dont la personne visualise la problématique (Vennix, 1996). Le rôle du facilitateur et de la facilitatrice se limita donc aux directives d'ordre général, telle la clarification des situations lorsque ce que la partie prenante avait dit ne correspondait pas à ce qu'elle venait d'écrire. La rectification de telles erreurs ne posaient généralement aucun problème.

Il est important de mentionner que cette approche peut inclure autant les variables physiques, tel le rendement agricole, que les variables sociales telle la sécurité alimentaire. L'exemple présenté dans la Figure 3.2 comporte une boucle de renforcement (à gauche); c'est-à-dire, un changement dans la valeur de l'une de ses variables enclenchera une série d'événements qui aboutira en un renforcement de l'action initiale. Le cycle de droite est un cycle d'équilibre, car elle contrecarrera ou du moins mitigera un changement dans l'une ou l'autre de ses variables; à titre d'exemple, une augmentation de la pauvreté entraînera une migration plus importante, par laquelle sera obtenue une certaine quantité d'argent qui mitigera, en partie, l'augmentation initiale de la pauvreté. Les symboles positifs (+) indiquent des relations proportionnelles (p. ex., une augmentation des emplois agricoles entraînera une augmentation auprès des revenus) et les symboles négatifs (-) indiquent une relation inverse (p. ex., une augmentation des revenus diminuera la pauvreté).

*Figure 3.2: Exemple simplifié d'un diagramme de boucles causales provenant de la phase d'entrevues individuelles. Le R indique une boucle auto-renforçante, et le É une boucle d'équilibre.*

C'est en identifiant ces cycles que les parties prenantes développent une compréhension plus approfondie des complexités du système socioécologique avec lequel elles travaillent. De même, l'exercice facilite l'identification des comportements de renforcement au sein du système tout autant que des points leviers pour le développement de politiques efficaces et durables.

### **3.3.5 Fusion des diagrammes de boucles causales**

Les diagrammes de boucles causales provenant des entrevues individuelles (un total de 3 à 7 entrevues par région d'étude) furent ensuite transcrits du papier vers le logiciel Vensim (Vensim PLE, 2017) de modélisation des dynamiques des systèmes et fusionnés en un seul modèle qualitatif pour chaque région d'étude suivant l'approche d'Inam et al (2015). Les variables et les processus présents dans plus d'un diagramme furent combinés (voir Figure 3.3) et le modèle final divisé en sous-modèles (agronomique et socioéconomique pour Chiche'; agronomique, économique et santé-social dans le cas de Concepción) afin de favoriser la clarté de la présentation. Ces thèmes furent choisis parce que la majorité des variables et des processus du modèle complet se classifient bien dans l'un ou l'autre d'entre eux; ils ont aussi l'avantage de correspondre aux expertises de différents groupes de parties prenantes, ce qui permit à ces dernières de trouver leur domaine d'expertise plus rapidement lors des questionnaires et des activités au cours des ateliers. Le modèle de Concepción fut divisé en trois sous-modèles, contrairement à deux sous-modèles pour le cas de Chiche', en raison du plus grand nombre d'entrevues individuelles et de la taille proportionnellement plus grande du modèle complet dans cette région.

*Figure 3.3: Exemple de fusion des diagrammes de boucles causales individuels. Les flèches vertes en gras indiquent les relations présentes dans les deux diagrammes individuels.*

### **3.3.6 Ateliers de modélisation de groupe**

Suivant le développement du modèle combiné et de ses sous-modèles, un sondage portant sur les composantes clefs de ceux-ci fut envoyé à toutes les parties prenantes en format papier ou électronique. Le sondage posa les questions suivantes au sujet de chaque cycle ou processus d'importance du modèle :

1. Croyez-vous que ce cycle (ou processus) soit exacte?
2. Si non, pourquoi?
3. Quelle importance donneriez-vous présentement à ce cycle (ou processus)?
4. Croyez-vous que cette importance augmentera, diminuera ou demeurera plus ou moins constante à l'avenir?

Les réponses à ces questions furent utilisées à fins de vérification de la structure du modèle suite à la phase de fusion des modèles individuels. Elles permirent aussi l'identification des points de divergence entre les opinions des parties prenantes avant le premier atelier de modélisation de groupe.

Les ateliers durèrent environ 2,5 heures (y compris une pause de 30 minutes) et accueillirent en moyenne 5 à 10 individus. La série d'ateliers de modélisation participative comporta entre 2 à 3 ateliers par région et suivit le calendrier suivant :



1. Revue du modèle et de ses sous-modèles, suivi d'une discussion avec les parties prenantes au sujet des changements à apporter et des variables et processus manquants (questions similaires à celles présentées dans le sondage).
2. Présentation d'une version préliminaire du modèle quantifié, et révision des suppositions sous-jacentes, des données et des équations.
3. Suite de la révision des suppositions structurelles du modèle quantifié, et début de l'évaluation du modèle.
4. Revue des suppositions structurelles et des données du modèle.

Les résultats de la phase qualitative de la modélisation sont présentés dans cet article. Cependant, la présentation d'une version préliminaire du modèle quantitatif contribua de manière significative à l'intérêt continu des parties prenantes envers le processus de modélisation; en outre, bon nombre des suppositions révisées dans le processus apportèrent des modifications à la structure (composante qualitative) du modèle et auront donc eu une incidence auprès des résultats présentés dans le présent article. La quantification formelle du modèle fera l'objet d'une étude prochaine.

## **3.4 Résultats et discussion**

### **3.4.1 Identification et participation des parties prenantes**

Les entrevues débutèrent avec les ONGs responsables de l'implémentation du projet de développement dans chaque région. Lors des entrevues individuelles, chaque partie prenante fut invitée à proposer d'autres parties prenantes potentielles. En fin de compte, 4 institutions de Chiche' et 7 de Concepción participèrent au stade d'entrevues individuelles (un total de 8 individus dans chacun des cas). Parmi ces institutions figurent les organisations responsables de l'implémentation de chaque projet de développement, d'autres organisations non gouvernementales actives dans les domaines de l'agriculture et du développement rural dans les régions d'étude (telles des coopératives de prêts et des ONGs de développement agricole), des dirigeants d'associations de fermières et de fermiers (à Concepción) et des représentants gouvernementaux au niveau local en matière d'agriculture, de santé et de sécurité alimentaire.

Les participantes et participants contribuèrent de manière active au projet de recherche et, en grande partie, paraissaient apprécier la méthodologie participative. En effet, les doutes exprimés au début du processus au sujet de l'utilité de « ne faire que parler » au lieu de faire

quelque chose donnèrent place à une appréciation de l'utilité de la méthodologie envers l'organisation des connaissances et l'identification des points leviers pour la planification des politiques publiques. Les hauts taux de roulement des participants individuels, surtout entre la phase de modélisation individuelle et le premier atelier de groupe (voir Tableau 3.1), diminuent de manière considérable lorsqu'on considère le roulement institutionnel. La méthodologie présentée par cet article permet sans difficulté l'ajout de nouvelles parties prenantes au cours du projet sans que celles-ci n'éprouvent de grandes difficultés à comprendre les résultats antérieurs et à commencer à y contribuer elles-mêmes.

*Tableau 3.1: Participation institutionnelle et individuelle des parties prenantes pour chaque étude de cas. Le pourcentage manquant est toujours relatif à l'activité précédente. Cnc : Concepción; Chch : Chiche'.*

		Modélisation individuelle		Ateliers de groupe							
		Cnc	Chch	1		2		3		4	
		Cnc	Chch	Cnc	Chch	Cnc	Chch	Cnc	Chch	Cnc	Chch
Nombre de...	Participant.e.s	8	8	9	5	8	2	9	-	10	-
	Institutions	5	4	7	5	5	2	7	-	7	-
% nouvelles	Participant.e.s	-	-	89%	80%	25%	0%	33%	-	10%	-
...	Institutions	-	-	50%	60%	17%	0%	14%	-	0%	-
% de ... manquantes	Participant.e.s	-	-	89%	88%	44%	60%	63%	-	11%	-
	Institutions	-	-	43%	50%	38%	60%	33%	-	14%	-

### 3.4.2 Diagrammes de boucles causales

Un total de sept diagrammes de boucles causales furent générés à Concepción et trois à Chiche'.

La qualité et la profondeur des connaissances captées par les diagrammes de boucles causales bénéficièrent tout particulièrement de l'inclusion de parties prenantes provenant de différentes institutions. La majorité des parties prenantes identifièrent les relations centrales entre production agricole, pauvreté, sécurité alimentaire et malnutrition. Elles identifièrent, cependant, de différents facteurs explicatifs envers la production agricole et la pauvreté de même que des conséquences distinctes de la malnutrition, et ce, selon leurs domaines d'expertise. Les parties prenantes ayant une formation agricole soulignèrent de manière plus importante les limites d'ordre agronomique (soit environnementales ou économiques) à la productivité agricole, tandis que les parties prenantes provenant du domaine de la sécurité alimentaire et de la santé apportèrent leurs expériences en matière de maladies infantiles et

d'éducation. L'inclusion des parties prenantes provenant d'une grande variété de domaines, y compris l'agriculture, le développement et la santé, assura l'identification d'une diversité de variables d'ordre socioéconomique autant qu'environnemental de même que des relations causales qui les relient.

### **3.4.3 Fusion des diagrammes individuels**

Les modèles individuels de chaque région d'étude furent par la suite fusionnés en combinant les variables identiques présentes dans plus d'un modèle individuel. (À titre d'exemple, voir la Figure 3.3.)

Les modèles fusionnés demeurèrent trop compliqués pour être représentés de manière claire sur une seule page et furent donc divisés en sous-modèles distincts (sous-modèles d'agriculture et de socioéconomie pour Chiche', et sous-modèles agricole, économique et de société-santé pour Concepción). Les variables communes entre les différents sous-modèles permettent toutefois l'analyse des impacts réciproques entre les différents sous-systèmes. La Figure 3.4 présente un exemple des sous-modèles agricoles de Concepción et de Chiche'.

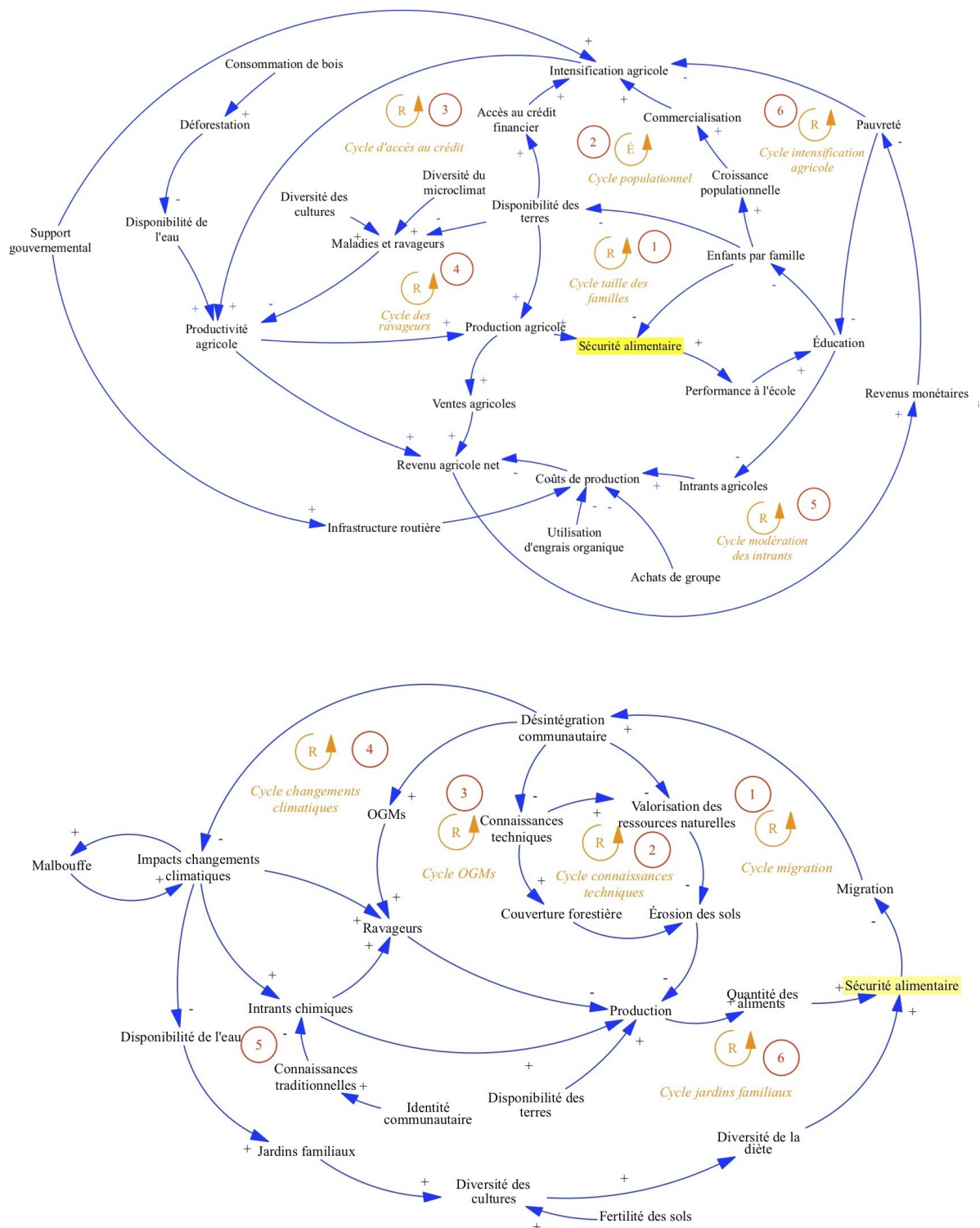


Figure 3.4: Diagramme des boucles causales des sous-modèles agricoles de Concepción (en haut) et de Chiche' (en bas). Les chiffres rouges encadrés indiquent des cycles et des processus d'intérêt référencés au cours du processus de modélisation participative.

### 3.4.4 Construction collaborative du modèle

Les ateliers de modélisation en groupe furent organisés avec l'aide du SESAN (Secrétariat de la sécurité alimentaire) de chaque municipalité qui incorporèrent les ateliers avec les rencontres hebdomadaires de l'initiative de sécurité alimentaire du gouvernement national, *Pacto Hambre Cero*. La majorité des institutions qui avaient déjà participé aux entrevues individuelles participèrent également aux ateliers; cependant, une grande proportion des individus présents aux ateliers n'avaient pas participé lors des entrevues individuelles, certaines parties prenantes initiales n'étant plus en poste ou bien ayant délégué la participation à l'un de leurs collègues. L'utilisation des rencontres du *Pacto Hambre Cero* apporta aussi un certain nombre de nouvelles institutions qui n'avaient pas participé auparavant aux entrevues individuels. Le projet de développement agricole à Concepción avait également tiré sa fin entre les phases de modélisation individuelle et de modélisation en groupe du projet de recherche, ce qui termina leur implication; de même, un employé d'un autre ONG quitta ses fonctions et continua sa participation en tant que partie prenante indépendante suivant le premier atelier de modélisation en groupe. La première rencontre dans chaque région d'étude fut donc dédiée à une récapitulation de la méthodologie de modélisation et du modèle en général.

La représentation directe des groupes d'agricultrices et d'agriculteurs lors des ateliers de groupe ne fut possible qu'au Chiche'. À Concepción, l'association invitée ne participa qu'aux ateliers de modélisation de groupe, très probablement en raison des tensions politiques au Guatemala et de la perception que la participation de représentants gouvernementaux aurait « politisé » le processus. Afin de compenser pour cette perte, un effort tout particulier fut accordé au recrutement de participants des ONGs et des institutions gouvernementales locales, tels les agronomes travaillant en extension agricole. Ces derniers étant eux-mêmes des membres des communautés d'intérêt et provenant très souvent de familles agricoles, ils surent apporter un point de vue des communautés agricoles locales au projet. L'inclusion des représentants gouvernementaux du niveau local au lieu des fonctionnaires de haut niveau assura plus de participation communautaire et aida aussi à éviter que le projet soit incorporé dans des campagnes ou programmes politiques. À la fin, les parties prenantes qui participèrent aux ateliers de groupe, y compris des représentants de différents niveaux gouvernementaux qui appartenait donc possiblement à de différentes formations politiques, travaillèrent ensemble de manière productive sans tension visible ni tentative d'utiliser le modèle à des fins politiques.

Très peu des parties prenantes remplirent le questionnaire avant le premier atelier. Les questions posées dans le questionnaire furent donc discutées de manière orale lors de ce premier atelier, à la suite duquel un plus grand nombre de parties prenantes remplirent les versions papier du questionnaire afin de soumettre des idées et des commentaires additionnels avant le second atelier. Plusieurs changements importants à la structure des modèles furent indiqués par les parties prenantes au cours des premiers ateliers, y compris des nouvelles variables qui n'avaient pas été identifiées lors des entrevues individuelles (telle la requête que la variable de « production agricole » soit divisée entre production des cultures de base d'autosuffisance et la production maraîchère), de même que la clarification des définitions de variables qui étaient ambiguës. À titre d'exemple, « l'éducation » signifiait « l'éducation scolaire » pour certaines parties prenantes et « connaissances générales » pour d'autres, tandis que le « travail des enfants » signifiait « l'exploitation des enfants » pour les parties prenantes de formation sociale et « l'entraînement professionnel » des enfants pour celles du domaine agricole.

De manière générale, les deux systèmes sont caractérisés par la très haute proportion de cycles de renforcement, fait qui pourrait expliquer les niveaux très élevés d'insécurité alimentaire dans les deux municipalités aux taux de malnutrition chronique infantile au-delà du 50%. Les sections qui suivent décrivent les différences entre les sous-modèles des deux régions d'étude, les sous-modèles de société-santé et de l'économie de Concepción étant considérés ensembles afin de faciliter la comparaison avec le sous-modèle socioéconomique correspondant de Chiche'.

#### **3.4.4.1 Sous-modèle agricole**

Le cœur du modèle demeure identique pour les deux régions d'étude, la malnutrition étant la conséquence d'un manque de quantité (calories) et de qualité (fruits et légumes) des aliments, celles-ci étant à leur tour déterminées selon deux des piliers centraux de la sécurité alimentaire : la disponibilité et l'accès aux aliments. Dans le cas de Concepción, toutefois, les légumes peuvent être ou bien consommés, ou bien, tel est le cas plus fréquent, vendus au marché, tandis qu'à Chiche' la totalité de la production agricole est destinée à la consommation familiale, même si les familles peuvent également acheter de la nourriture additionnelle si cela devient nécessaire. Cette distinction importante figure rarement dans la structure des modèles développés au cours des études précédentes des dynamiques des systèmes agricoles (Hossain et al., 2020; Inam et al., 2015; Parsons et al., 2011b; Stephens et al., 2012); dans ces modèles, la production agricole ne contribue qu'aux revenus, lesquels

peuvent par la suite influencer la nutrition humaine (Hossain et al., 2020, 2017). Les contributions directes de l'agriculture à la nutrition demeurent cependant d'une importance primordiale dans le cas de l'agriculture pour l'autosuffisance. Il s'agit donc de la première instance d'une telle représentation de la sécurité alimentaire avec un modèle des dynamiques des systèmes, où la production agricole et l'économie contribuent de manière individuelle à la nutrition humaine. Cette nouvelle approche offre une différente vision des facteurs qui contribuent à l'insécurité alimentaire et permet l'évaluation des compromis qui doivent être faits entre la commercialisation agricole et l'autosuffisance. Ces nuances au sein de la représentation de la sécurité alimentaire dans le modèle sont une conséquence directe de la méthode participative qui fut utilisée au cours de cette étude et ne se concrétisèrent qu'après la conclusion des entrevues individuelles, lorsque le processus de modélisation participatif avait procédé à la phase des ateliers de modélisation en groupe.

Dans le cas de Chiche', le cycle de rétroaction central (Figure 3.4, cycle 1 de la partie supérieure) entre la sécurité alimentaire et la production agricole est de nature sociale. Une perte en matière de productivité agricole entraînera une augmentation en insécurité alimentaire et en migration, ce qui déclenchera la désintégration communautaire. Celle-ci, à son tour, affecte une grande gamme de variables portant sur la gestion des ressources naturelles, telles l'érosion des sols, la déforestation (2), la mauvaise gestion des ravageurs (3) et la vulnérabilité aux changements climatiques (4), lesquels finissent tous par diminuer la productivité agricole à nouveau. Ces conséquences ressemblent à celles rapportés par plusieurs études précédentes des dynamiques des systèmes de l'agriculture à petite échelle (Hossain et al., 2020; Inam et al., 2015), tout en demeurant plus détaillées. Selon les modèles de ces études précédentes, l'effet de la migration aboutit généralement à ses impacts auprès de la population totale et de l'utilisation du territoire ou de la production agricole qui en découle; la présente étude ajoute à ces impacts les conséquences peut-être moins tangibles mais tout aussi importantes découlant de la migration forcée. Le modèle participatif indique aussi que les jardins familiaux peuvent améliorer la diversité des cultures mais demeurent restreints selon la disponibilité de l'eau lors de la saison sèche, disponibilité qui est à risque d'être exacerbée par les changements climatiques (6).

Dans le cas de Concepción (Figure 3.4, partie inférieure), la productivité agricole se voit déterminée selon l'intensification agricole et l'accès à l'eau pour l'irrigation. Les cycles de rétroaction connectent la productivité agricole aux conditions économiques, qui découlent à leur tour de la situation sociale et nutritionnelle. Ces processus ressemblent aux dynamiques

identifiées au Bangladesh (Hossain et al., 2017) et au Kenya (Stephens et al., 2012). Une mauvaise production agricole est identifiée en tant que cause d'une basse fréquentation scolaire et d'un faible taux de scolarité au sein de la population, ce qui mène à des taux de fertilité plus élevés et une diminution de la disponibilité de terre agricole par famille (cycle 1, de renforcement). De l'autre côté de la médaille, la croissance populationnelle fut identifiée comme facteur clef à la commercialisation agricole, ce qui améliore la productivité agricole et, en fin de compte, améliore la scolarité et diminue la croissance populationnelle (cycle 2, d'équilibre). La production agricole fut également identifiée en tant que variable clef dans un cycle de renforcement positif avec l'accès au crédit à fins d'investissement agricole (6), lequel finira par diminuer les coûts de la production de même que la pauvreté de manière générale (5).

L'intensification agricole fut identifiée en tant que cause de meilleurs rendements à Concepción, tandis qu'à Chiche' deux mécanismes séparés et opposés furent identifiés : d'un côté, l'intensification peut améliorer les rendements au court terme, mais elle risque de favoriser l'émergence des ravageurs et d'entraîner une perte des rendements au long terme (5). Ce phénomène, aussi connu sous le nom du « tapis roulant des pesticides », fait référence à la situation où l'application d'un pesticide entraîne en soi une augmentation des dommages des ravageurs au long terme. Tandis que ce phénomène a déjà été observé au cours d'études observationnelles par le passé (Weddle et al., 2009), cette étude présente la première instance de son identification par les parties prenantes participant à un exercice de modélisation des dynamiques des systèmes. Ceci est une conséquence de l'inclusion directe des agricultrices et agriculteurs dans le processus de modélisation autant que de l'inclusion de diverses communautés agricoles : paradoxalement, ce phénomène ne fut mentionné que par les agriculteurs et agricultrices de Chiche', qui évitent de manière générale l'application des pesticides de synthèse; les communautés de Concepción, qui utilisent ces pesticides en grande quantité, n'ont pas abordé le sujet.

#### **3.4.4.2 Sous-modèle socioéconomique**

Du côté socioéconomique de la durabilité, un cycle de rétroaction commun aux deux régions d'étude fut la perte de capacité de travail des enfants souffrant d'un retardement de croissance, ce qui mène ensuite à plus d'insécurité alimentaire au cours de leurs vies. Chiche', où l'agriculture ne dépend pas des ventes des récoltes, n'est pas si vulnérable aux fluctuations des prix agricoles; en cas de perte des récoltes, cependant, la région dépend entièrement des revenus des petites entreprises et des emplois salariés. Les familles de



Concepción peuvent cependant se relier sur les revenus agricoles commerciaux en sus des emplois salariés, ce qui leur offre une meilleure flexibilité économique. L'éducation demeure un facteur clef dans les deux régions qui contribue aux opportunités d'emploi autant que directement à la qualité de la diète par l'entremise des choix alimentaires plus nutritifs. Mentionnons également que l'éducation est une variable clef identifiée au cours de cette étude qui n'avait pas été considérée en tant que facteur central par les études précédentes, auprès desquelles l'éducation jouait ou bien le rôle d'une simple variable de sortie et non d'une composante dynamique d'un cycle de rétroaction, ou bien ne figurait tout simplement pas dans le modèle (Hossain et al., 2020; Inam et al., 2015; Parsons et al., 2011b; Rasmussen et al., 2012).

La présence d'options de commercialisation et d'autosuffisance pour l'agriculture de Concepción pourrait suggérer une meilleure résilience envers les chocs économiques. Cependant, les parties prenantes indiquèrent qu'une très petite portion de la production maraîchère est destinée à l'autosuffisance, et la dépendance accrue envers les revenus agricoles afin de combler les besoins financiers de l'investissement agricole autant que de l'alimentation familiale suggère au contraire une certaine vulnérabilité envers les chocs et les tendances économiques défavorables, telles les fluctuations des prix des intrants agricoles et des récoltes. Chiche' demeure plus indépendant du marché en ce qui traite de la production agricole aussi bien que de l'alimentation et n'est donc pas si vulnérable envers les conditions économiques. Cependant, les faibles quantités de ressources financières derrière son économie limitent les opportunités d'achat d'aliments en cas de perte des cultures.

### **3.4.5 Analyse de durabilité**

Chiche' paraît plus résistant envers les enjeux de durabilité agricole au long terme (telle la dégradation des sols et des réseaux écologiques), tandis que les parties prenantes de Concepción n'identifièrent que les bénéfices au court terme de l'intensification agricole sans considérer les impacts au long terme. Pour ce qui traite des chocs environnementaux au court terme telle la sécheresse, cependant, la communauté de Concepción a accès à l'irrigation et à d'autres technologies agricoles et pourrait donc s'avérer plus résistante envers les conditions averses.

Du côté de la durabilité sociale, l'intégration communautaire fut identifiée en tant que facteur clef à la gestion durable des ressources naturelles tels les sols et la biodiversité. La migration en raison de l'insécurité alimentaire fut à son tour identifiée en tant que cause

majeure de la désintégration communautaire, ce qui compléta un grand nombre de cycles de rétroaction entre production agricole et insécurité alimentaire. Ces mécanismes ne sont pas présents dans la même mesure à Concepción, où l'agriculture dépend plus de l'intensification et de la commercialisation. Chiche' se voit également plus vulnérable aux chocs d'ordre social (tel les besoins en matière de santé), car les opportunités pour la génération des revenus nécessaires pour faire face à ces chocs se font plus rares.

Les résultats de cette étude offrent des recommandations intéressantes à l'attention des projets futurs de développement agricole. L'implémentation des projets de développement d'agriculture « traditionnelle » à faible apport d'intrants auprès des communautés agricoles offre l'avantage d'un certain degré d'indépendance envers l'économie financière externe, mais les besoins financiers non agricoles de la communauté doivent également être pris en compte. Le fait que les variables clefs liées à la productivité agricole dans ce système étaient toutes reliées au maintien et à la transmission des connaissances écologiques traditionnelles, lesquelles se voient menacées par la migration et la désintégration communautaire, indique l'importance toute particulière qui doit être accordée à ces enjeux afin d'assurer la durabilité du système. Du côté du système d'agriculture commerciale, les variables liées à la productivité agricole ( « support gouvernemental », « pauvreté » et « accès au crédit » ) dépendaient tant qu'à elles de la disponibilité des ressources financières ou bien de la disponibilité de l'eau, l'irrigation étant critique pour la production des cultures maraîchères tout au long de l'année, y compris pendant la saison sèche.

La majorité des études des dynamiques des systèmes de l'agriculture à petite échelle présentes dans la littérature ressemblent plus à l'étude de cas de Concepción en matière de structure économique et des dynamiques agricoles. À titre d'exemple, le modèle CLASSES du Kenya (Stephens et al., 2012) est centré autour de variables de niveau représentant deux formes de capital : le capital financier et le capital naturel (teneur en matière organique des sols). Le capital financier est également la source principale de l'accumulation d'argent et des ressources par les familles. De manière similaire, l'étude d'Inam et al. (2017a, 2017b, 2015) met l'emphase sur le capital financier, la qualité des sols et de l'eau (selon la salinité et non la matière organique) et le capital en infrastructure (puits et revêtement des canaux d'irrigation). La présente étude comparative de deux différentes philosophies socioéconomiques du développement agricole offre la première documentation axée sur un processus de modélisation des dynamiques des systèmes d'un système agricole alternatif tel que présent à Chiche' dont les rendements et la sécurité alimentaire dépendent tout autant du capital des

connaissances traditionnelles. L'utilisation d'une méthodologie de modélisation participative facilita l'identification rapide des variables et des rétroactions clefs à la structure de chaque système agricole, et ce, même si l'équipe de recherche avait peu de connaissances préalables au sujet des régions des études de cas. De tels résultats ne pourraient être obtenus avec une méthodologie axée sur les sondages ou les indicateurs où les chercheuses et chercheurs doivent déterminer d'eux-mêmes quelles variables sont suffisamment importantes pour mériter d'être incluses.

La méthodologie des dynamiques des systèmes, à son tour, facilita la représentation explicite des cycles de rétroaction et des causes principales de l'insécurité alimentaire auprès de chaque région. L'importance de la migration et de l'intégration communautaire envers la préservation des pratiques agricoles traditionnelles à Chiche', de même que la centralité de l'accès au crédit envers l'intensification agricole à Concepción, étaient déjà bien connues des parties prenantes; cependant, c'est à travers le processus de modélisation des dynamiques des systèmes que celles-ci apprirent à les considérer en tant que composantes centrales de cycles de rétroaction renforçants qui offrent des opportunités intéressantes pour le développement de politiques et d'interventions à l'avenir.

Ces observations au sujet de la durabilité à part, la méthodologie participative contribua également à la génération d'une vision partagée du système entre les parties prenantes. La désintégration communautaire et la préservation des connaissances traditionnelles étaient les priorités principales des parties prenantes; du côté de Concepción, l'éducation et l'utilisation des ressources traditionnelles furent également mentionnées. Suite à la présentation du modèle combiné, cependant, les parties prenantes de Concepción furent marquées par la centralité de la dépendance de l'agriculture sur la disponibilité de l'eau, elle-même affectée par la déforestation. Une partie prenante qui avait présenté l'importance de l'éducation à maintes reprises au cours de l'atelier changea même d'opinion sur-le-champ et déclara que « toute l'éducation du monde ne nous servira à rien s'il ne nous reste plus d'eau! » Ces instances d'introspection et d'échange de points de vue entre les parties prenantes gouvernementales et non gouvernementales favorisent la collaboration et le développement d'interventions intégrées qui en découlent. Malgré le fait que les diagrammes développés individuellement par les différentes parties prenantes faisaient état de points de vue très différents, les sondages de suivi et les ateliers réguliers de modélisation en groupe générèrent un consensus plus fort entre les différentes parties prenantes. L'inclusion de tous les points de vue dans le même modèle des dynamiques des systèmes par la représentation d'idées

apparemment contradictoires par de différents cheminements entre variables contribua au développement de la confiance envers le processus de modélisation et envers le modèle lui-même, tout autant qu'à la reconnaissance des opinions des autres parties prenantes (et parfois même à des changements d'opinion).

La modélisation des dynamiques des systèmes permet aussi de clarifier les impacts contradictoires que certaines variables peuvent occasionner sur les autres. À titre d'exemple, la croissance populationnelle à Concepción fut identifiée en un même temps comme cause proportionnelle et inversement proportionnelle de la sécurité alimentaire. En diminuant la disponibilité des terres agricoles par personne, elle peut diminuer la sécurité alimentaire, de manière similaire aux modèles du Bangladesh (Hossain et al., 2020, 2017) et du Pakistan (Inam et al., 2015). En même temps, une plus grande densité populationnelle peut augmenter les opportunités pour la commercialisation agricole et donc augmenter les revenus. Ce dernier impact n'est pas souvent rapporté par d'autres études de modélisation des dynamiques des systèmes, à l'exception possible de la contribution de la croissance populationnelle à la disponibilité de la main d'œuvre agricole au Sahel telle que rapportée par Rasmussen et al. (2012). La représentation simultanée des impacts contradictoires de la même variable fut possible grâce à l'utilisation des diagrammes des boucles causales et contribua ainsi à la résolution des conflits entre parties prenantes ayant de différents points de vue.

Des points de vue opposés au sujet de la relation entre les intrants agricoles et la productivité des cultures à Chiche' furent réconciliés de manière similaire. Les intrants peuvent bel et bien contribuer à l'amélioration des rendements de manière directe; cependant, ils peuvent également favoriser la résurgence des ravageurs au long terme et ainsi diminuer la productivité. Il est vrai que toutes ces connaissances existaient déjà au préalable auprès des parties prenantes des régions d'étude. Cependant, la représentation explicite des processus parallèles et des cycles de rétroaction par l'entremise des diagrammes de boucles causales facilita de manière importante le développement du consensus entre les parties prenantes et la priorisation des variables clefs pour les interventions et les politiques. À titre d'exemple, la reconnaissance du rôle central que jouent les forêts auprès des deux systèmes encouragea les parties prenantes à prioriser les projets de reforestation. L'intérêt principal des discussions changea graduellement au cours des ateliers, telle l'emphase initiale à Concepción portée sur l'éducation qui, une fois le rôle relativement mineur de cette dernière au sein des cycles de rétroaction du modèle remarqué, donna lieu à la nécessité de bonifier les investissements d'ordres agricole et environnemental.

Le processus de modélisation aida également les parties prenantes à réaliser que, étant donné le grand nombre de cycles de rétroaction au sein des modèles, les interventions (telles la reforestation et le jardinage familial) visant qu'une seule variable du système risquent de ne pas rendre les résultats escomptés à moins qu'elles ne soient implémentées de manière coordonnée avec de différentes initiatives. Le processus de modélisation termina avec la génération d'une liste d'idées de projet visant de différentes variables clefs au sein du modèle (telles la diversification de l'agriculture et des diètes, l'amélioration des technologies agricoles et la reforestation) que les parties prenantes comptaient promouvoir afin d'améliorer la sécurité alimentaire. Cette reconnaissance par les parties prenantes de l'importance des interventions simultanées est une des contributions clefs du processus de modélisation participatif.

Certaines limitations à la méthodologie présente méritent tout de même une mention particulière. La décision de construire le modèle au niveau municipal permit le développement d'une comparaison détaillée entre deux systèmes de développement agricole, mais elle apporte tout de même certaines limitations au sujet des bornes du modèle. Étant donné la superficie relativement petite des deux municipalités, leurs systèmes agricoles et socioéconomiques demeurent étroitement liés à ceux des municipalités voisines, et parfois même à ceux de municipalités plus lointaines. Bon nombre d'agricultrices et d'agriculteurs de Concepción demeurent dans la municipalité voisine de Tz'olöj Ya' (capitale du département du même nom), tandis que leurs récoltes sont vendus en partie à la capitale nationale (Armita'). Ces complexités rendent le modèle dépendant des facteurs externes, telle la demande nationale envers les produits agricoles, qui doivent être incorporés en tant que variables exogènes. Les politiques développées afin de s'attaquer aux causes internes de la sécurité alimentaire doivent également être construites afin de demeurer résilientes à des différentes conditions externes qui demeurent hors du contrôle des parties prenantes locales. La méthodologie de l'étude présente génère une vue plus approfondie des causes des dynamiques du comportement du système au long terme que n'est offerte par les méthodologies plus axées sur les données, telle l'étude d'Anders et al. (2020) qui fit appel aux sondages et à la recherche action participative pour l'analyse de la sécurité alimentaire au Malawi, de même que celle de Balana et al. (2019) qui appliqua une approche de modélisation d'optimisation à l'amélioration de la sécurité alimentaire des petits exploitants agricoles au Ghana. Cependant, elle ne saurait offrir des estimés quantitatifs des perceptions

des agricultrices et agriculteurs, de même que des valeurs actuelles des variables clefs ou des compromis entre différentes stratégies de politique publique. Il sera intéressant, lors d'études à l'avenir, de combiner les résultats des études axées sur les sondages à la quantification des modèles des dynamiques des systèmes.

En guise de conclusion, mentionnons que la génération d'outils prédictifs et quantitatifs d'aide à la prise des décisions qui vont au-delà du simple développement d'une vision partagée passera obligatoirement par la quantification des modèles et l'évaluation quantitative de différents scénarios. En effet, c'était justement l'idée d'arriver à cette phase du processus de modélisation qui garda bien des parties prenantes motivées tout au long du processus de recherche suivant le premier atelier. Les défis liés à la conversion des diagrammes de boucles causales qualitatifs des systèmes agricoles en modèles quantifiés des dynamiques des systèmes par un processus participatif de modélisation fera l'objet de recherches à venir.

### **3.5 Conclusion**

Une méthodologie participative pour le développement des modèles qualitatifs des dynamiques des systèmes agricoles fut proposée et appliquée dans le cadre de deux études de cas dans des régions Indigènes du Guatemala rural, l'une fortement dépendante des intrants agricoles et orientée vers le marché, l'autre axée autour d'un système à faible apport d'intrants agricoles et financiers et orientée vers la production pour l'autosuffisance. Cette méthodologie fut clef au développement d'une vision partagée et de propositions de politiques potentielles par des parties prenantes diverses provenant du gouvernement, des ONGs et des communautés agricoles.

Les résultats soulignent les avantages et vulnérabilités uniques de chaque système agricole qui doivent être prises en compte lors du développement de politiques personnalisées à chaque région. La dégradation environnementale et la dépendance économique devront être prises en charge dans l'étude de cas d'agriculture intensive, de même que le manque d'opportunités économiques et les taux de migration élevés auprès de la communauté axée sur l'autosuffisance. De manière générale, le système d'agriculture de subsistance demeure plus résistant aux pressions d'ordres économique et environnementale au long terme, tandis que le système intensif demeure moins vulnérable à la désintégration sociale.

La méthodologie facilita également la comparaison de la durabilité des régions selon leur potentiel, au long terme, envers l'amélioration de la situation de sécurité alimentaire. Les deux font face à de différents stressés présents et futures, et même si les parties prenantes

n'ont pas identifié l'un des deux en tant que « meilleure » option, elles sont conscientes des avantages et des désavantages uniques offerts par le système que leur communauté a décidé de suivre et proposèrent des interventions en conséquence de ce fait. Les résultats de cette recherche pourront également être utiles pour les organisations qui planifient des interventions de développement agricole et qui désirent aborder ces lacunes en matière de durabilité dès le début du projet. En outre, la méthodologie elle-même telle que présentée par cet article pourrait faciliter l'intégration des parties prenantes et des communautés affectées par les projets de développement des ONGs dès le stade de conceptualisation du projet et ainsi aborder les enjeux de durabilité dès le début de l'implémentation.

### **3.6 Remerciements**

Nous tenons à remercier les employés de l'IARNA (Universidad Rafael Landívar) pour leur support logistique au déroulement de la recherche sur le terrain, de même que toutes les participantes et participants pour leur apports aux résultats de l'étude. Nous tenons également à exprimer notre reconnaissance envers les bureaux de la SESAN du Guatemala à Concepción et à Chiche' pour leur aide lors de l'organisation des ateliers de modélisation de groupe avec les parties prenantes de chaque municipalité. Cette recherche bénéficia du financement d'une Bourse de découverte du CRSNG (no. RGPIN-2015-05554) octroyée au Dr Jan Adamowski; d'une Bourse de 3<sup>e</sup> cycle FRQNT, d'une Bourse du CRDI aux chercheurs candidats au doctorat (no : 107759-99906075-017), d'une Bourse d'études supérieures Canada Vanier et d'un Supplément pour études à l'étranger Michael-Smith (Programme de bourses d'études supérieures du Canada) octroyées à Julien Malard; de même que d'une Bourse de recherche de 1<sup>er</sup> cycle (BRCP) du CRSNG octroyée à Marcela Rojas Díaz sous la supervision du Dr Shiv Prasher (Département de Génie des bioressources de l'Université McGill). Aucune des sources de financement fut impliquée dans la planification de la méthodologie, l'analyse des données ou la décision de publier.

### **3.7 Contributions des auteurs**

JM conceptualisa la méthodologie, effectua le travail de terrain et d'interaction avec les parties prenantes, développa le modèle, analysa les résultats et écrivit l'article. MRD et LYW contribuèrent au travail de terrain et à la participation des parties prenantes. JA, HT et HMQ supervisèrent le projet de recherche.

### 3.8 Références

- Afidchao, M.M., Musters, C.J.M., Wossink, A., Balderama, O.F., de Snoo, G.R., 2014. Analysing the farm level economic impact of GM corn in the Philippines. *NJAS - Wageningen Journal of Life Sciences* 70–71, 113–121. <https://doi.org/10.1016/j.njas.2014.05.008>
- Anders, E.J., Zulu, L.C., Jambo, E.R., 2020. Limits to grain-legume technology integration by smallholder farmers: The case of time-sensitive labor demands and food security primacy in Malawi. *Agricultural Systems* 184, 102879. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102879>
- Arshad, F.M., Bala, B.K., Alias, E.F., Abdulla, I., 2015. Modelling boom and bust of cocoa production systems in Malaysia. *Ecological Modelling* 309–310, 22–32. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.03.020>
- Bala, B.K., Alias, E.F., Arshad, F.M., Noh, K.M., Hadi, A.H.A., 2014. Modelling of food security in Malaysia. *Simulation Modelling Practice and Theory* 47, 152–164. <https://doi.org/10.1016/j.simpat.2014.06.001>
- Balana, B.B., Sanfo, S., Barbier, B., Williams, T., Kolavalli, S., 2019. Assessment of flood recession agriculture for food security in Northern Ghana: An optimization modelling approach. *Agricultural Systems* 173, 536–543. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.03.021>
- Bracho-Mujica, G., Hayman, P.T., Ostendorf, B., 2019. Modelling long-term risk profiles of wheat grain yield with limited climate data. *Agricultural Systems* 173, 393–402. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.03.010>
- Brownhill, L., Hickey, G.M., 2012. Using interview triads to understand the barriers to effective food security policy in Kenya: a case study application. *Food Sec.* 4, 369–380. <https://doi.org/10.1007/s12571-012-0183-2>
- Carey, D., 2009. Guatemala's Green Revolution: Synthetic Fertilizer, Public Health, and Economic Autonomy in the Mayan Highland. *Agricultural History* 83, 283–322. <https://doi.org/10.3098/ah.2009.83.3.283>



- Chan, T., Ross, H., Powell, B., Hoverman, S., 2008. Participatory approaches in developing a model to assist water resource management in a catchment in the Solomon Islands. Presented at the iEMSs (International Congress on International Environmental Modelling and Software), Barcelona, Catalonia, pp. 850–857.
- del Carmen Morales-Ruán, M., Méndez-Gómez Humarán, I., Shamah-Levy, T., Valderrama-Álvarez, Z., Melgar-Quíñonez, H., 2014. La inseguridad alimentaria está asociada con obesidad en mujeres adultas de México. *Salud Pública de México* 56, S54–S61.
- Dugua, B., Chakroun, L., 2019. Planifier avec le territoire : la dynamique des lieux de projets à l'épreuve des approches participatives et paysagères. *vertigo*. <https://doi.org/10.4000/vertigo.24559>
- FAO, 2012. Escala Latinoamericana y Caribeña de Seguridad Alimentaria (ELCSA): Manual de uso y aplicación.
- FAO, 2006. Food Security. FAO Agricultural and Development Economics Division.
- 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. *Environmental Science & Policy* 48, 44–56. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.12.006>
- Galan, M.B., Peschard, D., Boizard, H., 2007. ISO 14 001 at the farm level: Analysis of five methods for evaluating the environmental impact of agricultural practices. *Journal of Environmental Management* 82, 341–352. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.06.025>
- Halbe, A., Adamowski, J., 2011. Use of Participatory System Dynamics Modelling for Collaborative Watershed Management in Québec, Canada. *Journal of Agricultural Engineering* 48, 23–29.
- Halbe, J., Pahl-Wostl, C., Adamowski, J., 2018. A methodological framework to support the initiation, design and institutionalization of participatory modeling processes in water resources management. *Journal of Hydrology* 556, 701–716. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.09.024>

- Hossain, M.S., Dearing, J.A., Eigenbrod, F., Johnson, F.A., 2017. Operationalizing safe operating space for regional social-ecological systems. *Science of The Total Environment* 584–585, 673–682. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.095>
- 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>
- Inam, A., Adamowski, J., Halbe, J., Prasher, S., 2015. Using causal loop diagrams for the initialization of stakeholder engagement in soil salinity management in agricultural watersheds in developing countries: A case study in the Rechna Doab watershed, Pakistan. *Journal of Environmental Management* 152, 251–267. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.01.052>
- Inam, A., Adamowski, J., Prasher, S., Halbe, J., Malard, J., Albano, R., 2017a. Coupling of a distributed stakeholder-built system dynamics socio-economic model with SAHYSMOD for sustainable soil salinity management – Part 1: Model development. *Journal of Hydrology* 551, 596–618. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.039>
- Inam, A., Adamowski, J., Prasher, S., Halbe, J., Malard, J., Albano, R., 2017b. Coupling of a distributed stakeholder-built system dynamics socio-economic model with SAHYSMOD for sustainable soil salinity management. Part 2: Model coupling and application. *Journal of Hydrology* 551, 278–299. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.040>
- Langsdale Stacy M., Beall Allyson, Carmichael Jeff, Cohen Stewart J., Forster Craig B., Neale Tina, 2009. Exploring the Implications of Climate Change on Water Resources through Participatory Modeling: Case Study of the Okanagan Basin, British Columbia. *Journal of Water Resources Planning and Management* 135, 373–381. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2009\)135:5\(373\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2009)135:5(373))
- MAGA, 2012. Plan Operativo Anual 2013: Dirección de Planeamiento. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación.

- Marín, V.H., Rodríguez, L.C., Niemeyer, H.M., 2012. A socio-ecological model of the Opuntia scrublands in the Peruvian Andes. *Ecological Modelling* 227, 136–146. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.12.010>
- Matuschke, I., Mishra, R.R., Qaim, M., 2007. Adoption and Impact of Hybrid Wheat in India. *World Development* 35, 1422–1435. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2007.04.005>
- Mundo-Rosas, V., Méndez-Gómez Humarán, I., Shamah-Levy, T., 2014. Caracterización de los hogares mexicanos en inseguridad alimentaria. *Salud Pública de México* 56, S12–S20.
- Nguyễn Thành Tựu, 2018. 시스템동적모델 적용을 통한 기후변화 및 인간활동의 영향이 베트남 메콩 델타 지역 수자원에 미치는 영향 연구. [*Un modèle des dynamiques des systèmes des ressources d'eau dans le delta du Mékong face au changement climatique et aux activités humaines.*] 한림대학교 대학원, 춘천시 한림대학길 [*Chuncheon, Université Hallym*].
- Parsons, D., Nicholson, C.F., Blake, R.W., Ketterings, Q.M., Ramírez-Aviles, L., Cherney, J.H., Fox, D.G., 2011a. Application of a simulation model for assessing integration of smallholder shifting cultivation and sheep production in Yucatán, Mexico. *Agricultural Systems* 104, 13–19. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2010.08.006>
- Parsons, D., Nicholson, C.F., Blake, R.W., Ketterings, Q.M., Ramírez-Aviles, L., Fox, D.G., Tedeschi, L.O., Cherney, J.H., 2011b. Development and evaluation of an integrated simulation model for assessing smallholder crop–livestock production in Yucatán, Mexico. *Agricultural Systems* 104, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2010.07.006>
- Pelzer, E., Fortino, G., Bockstaller, C., Angevin, F., Lamine, C., Moonen, C., Vasileiadis, V., Guérin, D., Guichard, L., Reau, R., Messéan, A., 2012. Assessing innovative cropping systems with DEXiPM, a qualitative multi-criteria assessment tool derived from DEXi. *Ecological Indicators* 18, 171–182. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.019>
- Rasmussen, L.V., Rasmussen, K., Reenberg, A., Proud, S., 2012. A system dynamics approach to land use changes in agro-pastoral systems on the desert margins of Sahel. *Agricultural Systems* 107, 56–64. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2011.12.002>

- Ritzema, H., Froebrich, J., Raju, R., Sreenivas, Ch., Kselik, R., 2010. Using participatory modelling to compensate for data scarcity in environmental planning: A case study from India. *Environmental Modelling & Software, Thematic Issue - Modelling with Stakeholders* 25, 1450–1458. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.03.010>
- Salmerón, M., Cavero, J., Isla, R., Porter, C.H., Jones, J.W., Boote, K.J., 2014. DSSAT Nitrogen Cycle Simulation of Cover Crop-Maize Rotations under Irrigated Mediterranean Conditions. *Agronomy Journal* 106, 1283–1296. <https://doi.org/10.2134/agronj13.0560>
- Segall-Corrêa, A.M., Marin-León, L., Melgar-Quíñonez, H., Pérez-Escamilla, R., 2014. Refinement of the Brazilian Household Food Insecurity Measurement Scale: Recommendation for a 14-item EBIA. *Rev. Nutr.* 27, 241–251. <https://doi.org/10.1590/1415-52732014000200010>
- SEGEPLAN, 2009. *Política Nacional de Desarrollo Rural Integral*. Secretaria de Planificación y Programación de la Presidencia.
- Souchère, V., Millair, L., Echeverria, J., Bousquet, F., Le Page, C., Etienne, M., 2010. Co-constructing with stakeholders a role-playing game to initiate collective management of erosive runoff risks at the watershed scale. *Environmental Modelling & Software* 25, 1359–1370. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.03.002>
- Stephens, E.C., Nicholson, C.F., Brown, D.R., Parsons, D., Barrett, C.B., Lehmann, J., Mbugua, D., Ngoze, S., Pell, A.N., Riha, S.J., 2012. Modeling the impact of natural resource-based poverty traps on food security in Kenya: The Crops, Livestock and Soils in Smallholder Economic Systems (CLASSES) model. *Food Security* 4, 423–439. <https://doi.org/10.1007/s12571-012-0176-1>
- Sterman, J., 2000. *Business dynamics: systems thinking and modelling for a complex world*. Irwin-McGraw-Hill, New York, NY, USA.
- van der Linden, A., de Olde, E.M., Mostert, P.F., de Boer, I.J.M., 2020. A review of European models to assess the sustainability performance of livestock production systems. *Agricultural Systems* 182, 102842. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102842>

Vennix, J., 1996. *Group Model-Building: Facilitating Team Learning using System Dynamics*. Wiley, Chichester, UK.

Vensim PLE, 2017. . Ventana Systems.

Weddle, P.W., Welter, S.C., Thomson, D., 2009. History of IPM in California pears—50 years of pesticide use and the transition to biologically intensive IPM. *Pest Management Science* 65, 1287–1292. <https://doi.org/10.1002/ps.1865>

World Bank, 2014. World Bank Open Data [WWW Document]. URL <http://data.worldbank.org>

Zinyengere, N., Crespo, O., Hachigonta, S., Tadross, M., 2014. Local impacts of climate change and agronomic practices on dry land crops in Southern Africa. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 197, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.07.002>

## **4 Chapitre 4 : Participatory system dynamics modelling for agricultural development and food security: small-scale agriculture and food systems in the Indigenous communities of Tz'olöj Ya' and K'iche' (Guatemala)**

### **4.1 Abstract**

Sustainable rural agricultural development is of central importance for environmental sustainability and food security in rural regions. However, assessing the sustainability of such systems is quite complex and requires integration of social, economic and environmental factors. While several approaches have been developed to analyse the sustainability of agricultural systems, from economic analyses to yield and pollution studies to indicator-based sustainability assessments, there is a lack of participatory methods that allow for the representation of complex structures and feedback loops between different system components.

In this research, we apply a participatory qualitative system dynamics method to analyse the sustainability of two different agricultural development pathways in rural Guatemala (market-based intensive agriculture versus low-input self-sufficiency agriculture) by using stakeholder-built models. Individual causal loop diagram-building interviews were followed by group modelling sessions to compare the vulnerability of each system to both exogenous shocks and trends and endogenously-generated changes. The methodology successfully allowed for the identification of the major feedback loops and drivers of agricultural productivity in each region, as well as the crucial variables central to each system. In particular, cash availability is the major driving force behind current productivity increases in the market-based system, while community integration and transfer of traditional agricultural knowledge formed key links in the subsistence agriculture system.

This is the first use of participatory system dynamics modelling of agricultural systems to analyse the dynamics and sustainability of different agricultural development approaches in generating lasting improvements in food security. The methodology was successful at bringing together various stakeholders to create a shared vision of each socio-ecological system and to recognise the sustainability strengths and weaknesses of each, which allows for the development of more integrated and socially accepted programs to advance agricultural

development. Results suggest that the subsistence agriculture system is more resistant to long-term trends in environmental degradation, as well as adverse changes in agricultural markets, while the market-based system is more resistant to general economic stresses as well as immediate environmental stressors such as drought. As such, different policies for sustainability of food security in each region may be necessary, such as addressing environmental degradation and economic dependency in the market-based agriculture case study as well as low income opportunities and high migration in the subsistence-based community.

These results are also of use to development organisations planning future agricultural interventions of either type, and the methodology could also be useful for programme implementers aiming for stakeholder participation earlier in the development process.

## **4.2 Introduction**

Rural agricultural development is a highly complex issue and involves feedbacks between biophysical, social, and economic aspects, including cultural, demographic, market and environmental sustainability issues. In general, attempts to measure the sustainability of such agricultural systems have generally focused either on (1) indicator-based approaches that tally scores in different “sustainability pillars”, (2) output-based approaches that measure the impact of an agricultural system on a particular output (such as pollution, production, economics, or food security) or (3) interview-based social research.

Indicators have been widely used in agricultural sustainability assessment in order to simplify these highly complex systems into a tractable measure. In general, these have centred on economic and/or environmental impact analyses of the systems, often through the use of indicator-based sustainability assessment tools (e.g., Galan et al. (2007), Pelzer et al. (2012), and van der Linden et al. (2020)). These models measure researcher-defined indicators of sustainability in different agricultural systems, usually followed by indicator aggregation into an overall sustainability index (or indices, such as economic, environmental, and social pillars), and seek to provide a standardised, comparable proxy for the sustainability of a particular agricultural system, though without much attention to determining the causes or consequences of their sustainability or lack thereof. While providing a “summary” overview of the environmental and/or economic and social aspects of the agricultural system, such approaches are not always very consistent (for example, see Galan et al., (2007)), are limited to researcher-defined metrics, and give no indication as to the longer-term dynamics,

interactions and feedbacks between the variables measured, limiting their potential for use in intervention design. In the case of smallholder farming, they also give us very little information on how these sustainability metrics translate into actual access to food and income, and ultimately food security, for the household. These studies are also limited in their ability to include stakeholders in the analysis, which affects the potential for adoption of the results.

Other approaches have attempted to empirically measure the impacts of agricultural systems on various outputs. For instance, economic analyses and regression models have been employed to understand the impacts of particular agricultural systems; for example, see Matuschke et al.'s (2007) analysis of the impacts of hybrid wheat on smallholders' yields and incomes and Afidchao et al.'s (2014) analysis of the economic viability of different types of genetically modified corn for Philippine farmers. On the production side, physically-based crop models and observed data have been used to represent the biophysical components of agricultural systems (for example, the prediction of climate change impacts on Southern African crop yields (Zinyengere et al., 2014), of the consequences of corn-cover crop management practices on nitrogen leaching in Spain (Salmerón et al., 2014), or of wheat yield risk according to climatic conditions in Australia (Bracho-Mujica et al., 2019)). On the social side, several validated experience-based scales of food security, which measure food security according to households' experiences in food shortages, have been developed (FAO, 2012; Segall-Corrêa et al., 2014). These are applied, through surveys, to elucidate potential causes (or consequences) of food insecurity through the analysis of statistical correlations between food security levels and socioeconomic and agricultural explanatory factors (del Carmen Morales-Ruán et al., 2014; Mundo-Rosas et al., 2014) or else through different statistical analyses (Anders et al., 2020). These output-based approaches, however, generally do not consider the system dynamics, feedbacks, and interactions between social, economic and environmental parts of the complex system that ultimately determine its productivity and sustainability. In addition, these studies are limited to the researcher-defined questions and variables to be measured and risk missing important variables or insights that may be clear to the community or local stakeholders but less evident to the researcher.

At the other end of the scale, another approach to understanding the complex interrelations and feedbacks between socioeconomic and environmental factors (including policies) and food security has been the use of a more sociological framework, where open-ended interviews with key stakeholders are used to paint a broad perspective of the causes and



consequences of food insecurity or agricultural production (Brownhill and Hickey, 2012; Carey, 2009). While addressing the narrowness of scope that limits the potential of the other aforementioned approaches to understand the dynamics behind food security, these studies present difficulties for the application of results towards providing quantitative predictions and policy recommendations. Being survey-based, they are unable to take the dynamic aspects of the system into account, and the community often has little opportunity to use the results to understand the system and formulate their own solutions.

In this context, participatory socioenvironmental modelling offers the interesting possibility of combining the open-endedness and stakeholder inclusiveness of sociological approaches with the predictive capability of the mathematical models and indicator-based approaches previously described. While not as commonly used in the field of agricultural sustainability assessment, several approaches and frameworks have been developed in the environmental and hydrology field for the participation of key stakeholders in the development of socioeconomic and physically-based models. On the one hand, conceptual, or qualitative, models can be developed in a participatory manner (Dugua and Chakroun, 2019; Fulton et al., 2015; Inam et al., 2015) for the joint analysis of socioeconomic and physical system components. On the quantitative modelling side, existing participatory frameworks include Shared Vision Planning, where stakeholders jointly build simple physically-based models of the system (Ritzema et al., 2010), the conversion of stakeholder mental maps into Bayesian belief networks (Chan et al., 2008) and simulations and role-playing games (Souchère et al., 2010), where stakeholders are presented with computer models of the system and are then given the opportunity to “play” at making management decisions and viewing the outputs. These approaches, however, for the most part have not been used to visually represent to stakeholders the stocks and flows, delays, and feedbacks between socioeconomic and physical components of the models, for which reason system dynamics modelling, and in particular system dynamics models built with stakeholders through a participatory approach, offer an innovative and powerful method of explicitly including both social and physical processes into dynamic models that capture important, but not always intuitive, feedbacks and connections between system variables that may lead to counterintuitive system behaviour (Halbe and Adamowski, 2011; Inam et al., 2015; Sterman, 2000). Originally developed for the business consulting field, the main benefits of participatory system dynamics models are that they can be used to 1) generate more in-depth information about a system than the conventional methods of data sampling for physical system components and surveys for

socioeconomic ones, and 2) stimulate dialogue and an increased understanding of the system and of alternative points of view among stakeholders (including ones with conflicting viewpoints and interests). The final, quantified model can then be used to test “what-if” scenarios and aid in the identification of mutually acceptable solutions to problems (Halbe et al., 2018).

Recently, system dynamics models have been successfully used in the water management field (Halbe and Adamowski, 2011; Inam et al., 2017a, 2017b, 2015; Langsdale Stacy M. et al., 2009), precisely because water is a very complex issue at the nexus of natural systems and human social systems whose effective management requires an in-depth understanding of both these systems as well as of their interactions. Interestingly, agricultural development issues share many of the very same characteristics (complexity, combination of physical and social aspects, and a very diverse set of stakeholders) that make water management issues so amenable to system dynamics modelling approaches. However, there has been less research regarding the application of participatory system dynamics models to the agricultural field, as well as to food security. A very interesting study of food security in smallholder farms is that employed by Stephens et al. (2012), who used a system dynamics modelling approach to understanding food security in Kenya by building a joint socioeconomic-physical model of smallholder agricultural systems. Similarly, Bala et al. (2014) developed a system dynamics model of rice production and food security in Malaysia, while Arshad et al. (2015) developed a system dynamics model to explain the boom and bust cycles of cocoa production systems in the same country. Nguyễn Thành Tựu (2018) also used a system dynamics approach to predict the impacts of climate change on rice cultivation systems in the Mekong Delta (*đồng bằng sông Cửu Long*) region of Vietnam. In Peru, system dynamics modelling was used by Marín et al. (2012) to incorporate social, economic and environmental variables and processes into a model of the *Opuntia* scrublands and their impact on farmer livelihoods. In addition, participatory system dynamics has also been applied to the case of smallholder agriculture and sheep production in Yucatán, México (Parsons et al., 2011b, 2011a) as well as the resilience to climate change and other shocks of human-water ecosystem and smallholder agriculture dynamics in Bangladesh (Hossain et al., 2020, 2017). These applications of system dynamics modelling to the evaluation of the complex dynamics of which socio-environmental systems are comprised suggest that the methodology could also be particularly useful to evaluate and compare different human development paradigms in the design of agricultural development projects, which, when their planning does not integrate assessment

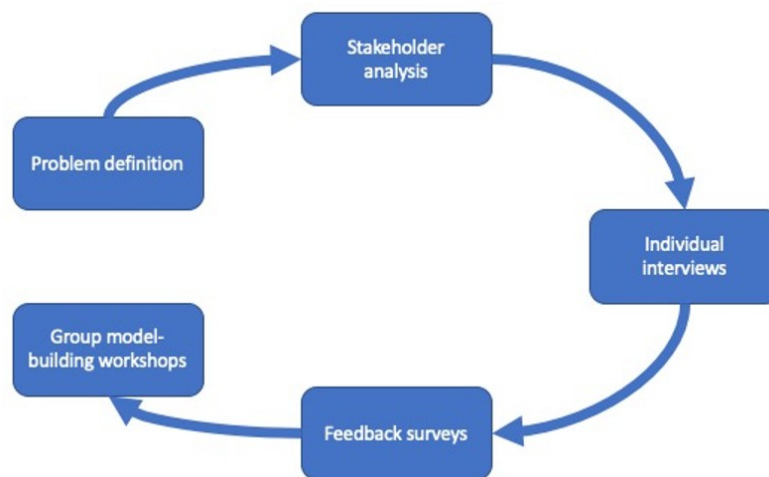
of the complex environmental-socioeconomic feedbacks and impacts of these projects on the recipient communities and agroecosystems, may be left vulnerable to unexpected sustainability issues.

In this research, we use two case studies of rural agricultural development projects in Guatemala to propose a methodology for the inclusion of stakeholders in the assessment of agricultural development project sustainability through the use of qualitative system dynamics modelling. One system, based on intensive market-oriented production of horticultural crops, relies on commercialisation and a high cash flow for community development. The other, though similarly based in an Indigenous community of smallholder farmers, has opted for the use of low-input (low cash flow), subsistence-based production of staple crops for their development. While both approaches, common in international development projects, show unique socioeconomic and environmental benefits and vulnerabilities, no integrated assessment of the dynamics and the feedbacks between socioeconomic and environmental spheres that determine long-term sustainability has been conducted to date.

This research therefore aims to 1) develop a framework for using participatory system dynamics model building, based on those proposed by Halbe et al. (2018) and Inam et al. (2015), to analyse the sustainability of agricultural development projects, and 2) apply this framework to the analysis of two different development projects in rural Guatemala, in order to determine which of the two approaches, if any, is better-suited for improving food security and what particular concerns should be addressed in order to improve the sustainability of each. While only quantitative models can provide quantitative predictions of future system behaviour, qualitative (“conceptual”) models can provide qualitative predictions and recommendations and have the advantage of being simple and rapid to develop, providing an opportunity for stakeholder involvement early in the modelling process while more time-consuming quantitative models are developed. They also allow for the elicitation of stakeholder conceptions of system structure and can elucidate the structure of complex relationships (and potential solutions to problems) in the system (Fulton et al. 2015). We hypothesised that the highly participatory model-building aspect of the research would allow for more comprehensive knowledge collection than other methods, while the system dynamics portion of the research would allow for the identification of the underlying drivers behind the still very high levels of food insecurity in both regions and how the projects’ efforts interact, either positively or negatively, with these feedback processes.

## 4.3 Methodology

This research builds on previous approaches by being the first to use this methodology for the comparison of different agricultural development alternatives. By beginning with individual causal loop diagram interviews before moving on to group model-building workshops, the methodology contributes to the development of a shared vision of the agricultural system between stakeholders. This significantly increases stakeholders' say in the construction of the model and improves the probability that the results of the modelling activity will ultimately be used by stakeholders in policy design and analysis. Figure 4.1 below shows the five-step participatory modelling process used in this research.



*Figure 4.1: Overview of participatory model-building process*

### 4.3.1 Study site

Guatemala offers an interesting opportunity to compare alternative agricultural development approaches (intensive market-based agriculture and low-input subsistence-based agriculture), where a combination of rapid rural population growth, rising poverty levels and high rates of food insecurity, particularly in Indigenous regions, makes the development of sustainable solutions to the social and ecological challenges facing the rural agricultural sector of paramount importance. While agriculture accounts for approximately 14% of Guatemala's GDP, the agricultural sector remains a significant source of employment, and the rural population, which accounts for 53% of the country's total population, is growing at the rapid rate of 2.8% a year. On the other hand, Guatemala has the highest level of child

malnutrition in the entirety of Latin America, with 49% of children affected by chronic malnutrition (Honduras, in second place, has a rate of 29% despite a per capita GDP consistently more than 30% lower than that of Guatemala) (MAGA, 2012; SEGEPLAN, 2009; World Bank, 2014).

This research uses two case studies from two municipalities of Guatemala: Concepción (Department of Tz'olöj Ya', or Sololá in Spanish) and Chiche' (Department of K'iche', or El Quiché in Spanish) that have been the recipients of different NGO-led agricultural development projects. In the case of Concepción, the Canadian IDRC-funded PROSOL project (implemented by SOCODEVI and CECI, two Canadian non-governmental organisations) has aimed to increase farmers' incomes in the region through aid in the formation of cooperatives and the commercialisation of high-value crops, in particular export vegetables. The project facilitated the development of commercial agriculture by providing seeds, chemicals and tools as well as regular field extension services, training sessions, and market connections. While several communities served by the PROSOL project are exporting crops, their farmer group in Concepción has stayed within the national market, producing horticultural crops that are sold in the village market as well as to large-scale retailers in the Guatemalan capital (families, nonetheless, often tend to retain a least a small parcel of land for growing their own maize). While these have certainly boosted farmer incomes, the challenges of environmental degradation and market vulnerability have not been adequately addressed.

On the other hand, the CARITAS social branch of the Catholic Church in the Chiche' has promoted a low-input, agroecosystem management-heavy development approach for local farmers with self-sufficiency as their main goal, with only surplus product being brought to the market. While participating farmers are free to plant, apply and sell what they wish, the project has concentrated on the promotion of locally-produced inputs to staple crops, and most families involved in the project have shifted significantly away from chemical inputs over the course of the intervention. Since these crops fetch low prices in markets, and as no priority has been given to developing organisation and capacity for commercialisation of produce, unlike in Concepción, few of the farmers involved bring much produce to market. While this approach has shielded farmers from the vagaries of market prices as well as from most of the more severe environmental degradation issues affecting the Tz'olöj Ya' communities, concerns have been raised regarding its socioeconomic sustainability,

especially as non-agricultural economic needs (such as education or health care) begin to highlight the vulnerabilities of a low-cash system.

The first, third and fourth authors of this article spent a total of seven months in the study region, including weekly to monthly visits at each study site to interact with stakeholders and farming communities. All three of these authors speak Spanish fluently, and the first author can also communicate in Kaqchikel and K'iche', the languages of Concepción and Chiche', respectively. Ability to work in these latter languages substantially facilitated the research progress.

In each of the two case study regions, we followed a methodology inspired by that of Halbe et al. (2018) and Inam et al. (2015) to develop qualitative system dynamics models of environmental systems and their associated socioeconomic systems. The developed methodology includes the following steps: 1) Problem definition, 2) Stakeholder analysis, 3) Individual stakeholder interviews, 4) Merging of stakeholder causal loop diagrams, and 5) Group model-building workshops.

### **4.3.2 Problem definition**

Food security was defined by the 1996 World Food Summit as “when all people at all times have access to sufficient, safe, nutritious food to maintain a healthy and active life” (FAO, 2006). Given the emphasis that recent governments in Guatemala have placed on the concept of child malnutrition and achieving food security, all included stakeholders were quite well-acquainted with both terms and no problems of ambiguity or of differing definitions amongst stakeholders were encountered. The final goal for the models was to analyse the sustainability of each of the agricultural systems, where the term “sustainability” refers to the ability of each of the projects studied to yield meaningful improvements in food security that will not fall victim, as is often the case, to unexpected (endogenous or exogenous) economic, social or environmental shortcomings. According to this methodology, an agricultural system may be considered “more sustainable” than another from a food security point of view if it is better capable of generating better improvements in food quality, availability and accessibility in the long term.

### **4.3.3 Stakeholder analysis**

Stakeholders from both the agricultural development and food security fields were included as per the 4-step stakeholder identification approach proposed by Inam et al. (2015).

In each study region, stakeholders were first identified through the organisations (CARITAS and PROSOL) that implemented the development project in each case study. Efforts were made to include stakeholders representing decision-makers, users, implementers and experts. Given political tensions in Guatemala (the research project also spanned a local and national election campaign), care was taken to avoid elected officials in the process (who could easily be accused by other participants, and quite possibly rightfully so, of politicising the project) and to instead include on-the-ground workers from the various governmental offices. While this reduced the potential of including higher-level decision makers in the process, it also avoided the (potentially much greater) risk of seeing the process considered as being part of a political campaign. Through this stakeholder analysis and selection process, the stakeholder list was expanded to include other NGOs, government workers from various departments (related to food security, agriculture, or social development) at the municipal and departmental level, and organisers of a farmer association, according to the recommendations of the initially included stakeholders (snowball sampling process).

#### **4.3.4 Individual interviews**

Individual interviews were conducted with the identified stakeholders in each case study region and in general lasted 1 to 2 hours long. Due to time limitations of the stakeholders, several “individual interviews” were conducted with more than one stakeholder and, on one occasion, with stakeholders from two different (though related) governmental institutions. However, efforts were made to conduct interviews with only one institution at a time so as to capture each one’s point of view individually and without interference from other stakeholders. None of the stakeholders involved was familiar with system dynamic modelling before the project, and all found the process quite simple to assimilate. Causal loop diagrams (Vennix, 1996) were generated by asking stakeholders, starting with a “problem variable” (food insecurity), to identify the causes and then impacts of this problem variable. The problem variable was first written on a sticky note and placed in the middle of a large sheet of paper. The stakeholders were then asked to write the causes of the problem variable (including first and higher-order causes) on individual sticky notes and to place them on the sheet, drawing causal links (indicating the polarity of each link) between variables, followed by the consequences of the problem variable. Finally, stakeholders were asked to draw feedbacks between the consequences and causes, closing feedback loops in the diagram. The main power of such participatory causal loop diagrams is their ability to capture, on paper, a representation of the ‘mental map’ that the stakeholder holds of the situation (Vennix, 1996);

the role of the facilitator was limited to general guidance of the stakeholder throughout the process and pointing out, when necessary, inconsistencies between what the stakeholder was saying and the variable linkages or polarities they drew. Such mistakes were generally rare and quite rapidly corrected by the facilitator.

An important point is that this approach is able to include with equal effectiveness both physical variables (such as yield) and social variables (such as food security). In the example given in Figure 4.2, the loop to the left is a reinforcing loop, as a change in any variable (for example, an increase in productivity) leads to a series of events that reinforces the initial change. The loop to the right is termed a balancing loop, as the loop functions to mitigate, or balance, any change in one of its variables (e.g., an increase in poverty leads to the migration of workers, who earn some money to partially offset the initial increase in poverty). As can be seen below, positive signs (+) are used to denote proportional relationships (e.g., increasing agricultural jobs increase income), and negative signs (-) to denote inverse relationships (e.g., increasing income decreases poverty).

The identification of these loops allows stakeholders to gain a deeper knowledge of and appreciation for the complexity of the socioecological system in which they work, and, in particular, allows them to identify potentially powerful reinforcing behaviour patterns in the system as well as key leverage points for effective and sustainable policies.

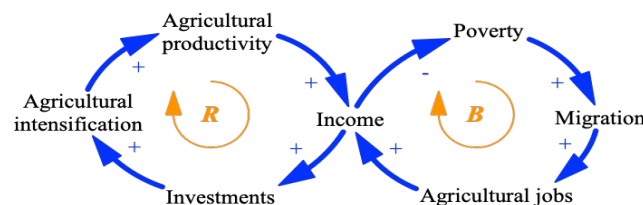


Figure 4.2: Example of simplified causal loop diagram from the individual interview phase, with reinforcing (R) and balancing (B) loops.

The identification of these loops allows stakeholders to gain a deeper knowledge of and appreciation for the complexity of the socioecological system in which they work, and, in particular, allows them to identify potentially powerful reinforcing behaviour patterns in the system as well as key leverage points for effective and sustainable policies.

### 4.3.5 Merging of causal loop diagrams

Individual causal loop diagrams from the different stakeholders (3 to 7 per case study) were then transcribed from paper to the system dynamics modelling software Vensim (Vensim PLE, 2017) and merged to form one combined model for each case study region



following the approach of Inam et al. (2015). Common variables and processes from various individual causal loop diagrams were merged (e.g., Figure 4.3), and the final model was divided into several sub-models for clarity (Agronomic and Socioeconomic sub-models for the case of Chiche' and Agronomic, Economic and Health-Social sub-models for Concepción). These sub-model themes were chosen as most of the variables and processes included in the model fit well into one of these categories, which also coincided with the expertise of different groups of stakeholders, allowing stakeholders to more rapidly find the topics of their interest when completing questionnaires or participating in workshops. The Concepción model was divided into three sub-models as opposed to only two for Chiche' due to the higher number of individual models used to build the former (and its correspondingly larger size).

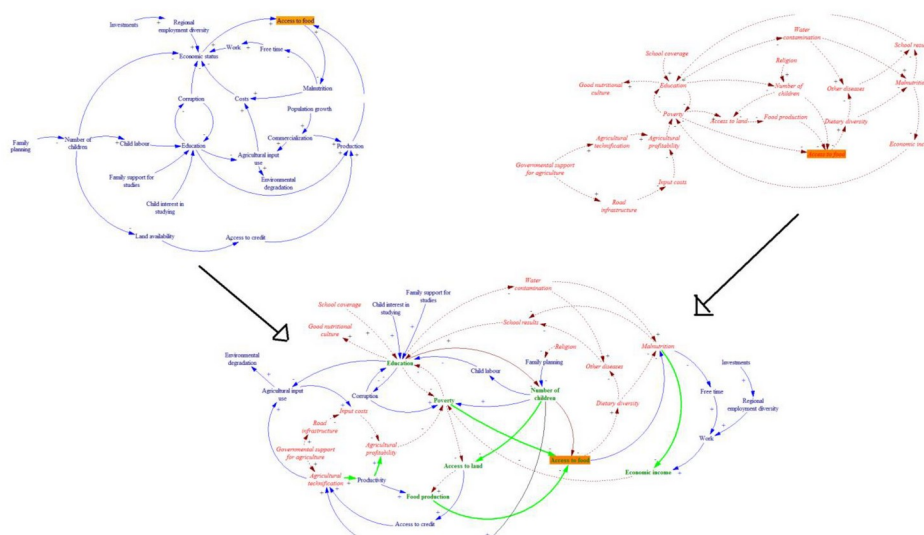


Figure 4.3: Example of merging individual CLDs. Green (bold) variables and arrows in the combined diagram indicate 659 variables and relationships present in both individual CLDs.

#### 4.3.6 Group model-building workshops

Following the construction of the combined model and its constituent sub-models, these were incorporated into a survey and given to all study participants either by email or on paper. The survey asked the following questions with regards to each major loop or process in each sub-model:

1. Do you believe this loop (process) to be correct?
2. If not, why not?

3. What importance do you currently give to this loop (process)?
4. Do you expect this importance to increase, remain the same, or decrease in the future?

The responses to these questions allowed for the verification of the previous model-combining step, as well as to highlight regions of dissent between individual stakeholders in preparation for the group model-building workshop.

The group workshops lasted approximately 2.5 hours (including a half-hour break) and were generally attended by 5-10 individual participants. The participatory model-building workshop series (2 to 3 per region) followed the following schedule:

1. Review of the model and its sub-models, and collection of feedback on its components and any missing parts (similar to the questions present in the survey).
2. Presentation of a preliminary quantified version of the model, and review of the underlying assumptions, data and equations.
3. Continuation of the review of the quantified model structural assumptions, and beginning of model testing.
4. Review of quantified model structural and data assumptions.

In this paper, the qualitative modelling results of the research are presented. The presentation of a preliminary quantified version of the models was crucial to keeping stakeholders' interest in the modelling process; in addition, many of the assumptions reviewed in the process led to modifications in the structure (qualitative part) of the models and are therefore relevant to the results of this paper. Full formal model quantification will be pursued in future research.

## **4.4 Results and discussion**

### **4.4.1 Stakeholder identification and participation**

The authors began interviews with the NGO projects leading the development process in each region. During the individual interview stage, interviewed stakeholders were asked to provide additional stakeholders whom they believed should be included. In the end, a total of 4 institutions from Chiche' and 7 from Concepción participated in the initial individual interview stage (for a total of 8 individuals in each case), including the organisations responsible for the implementation of each development project, other agricultural and rural

development non-governmental organisations active in the case study municipality (for example, loan cooperatives and agricultural development NGOs), farmer association leaders (in Concepción) and local (municipal and departmental) governmental officials in agriculture, health, and food security.

Overall, participants were quite engaged with the research and appreciated the methodology. In fact, initial doubts as to the usefulness of “only talking” instead of acting gave way to appreciation of the methodology’s ability to organise ideas and identify crucial points for policy leverage. While stakeholder turnover was quite high, especially between the individual interviews and the first group model-building workshop (Table 4.1), the institutional turnover rate was much lower, and the methodology proposed here effectively allowed for new stakeholders to understand the previous work and to begin participating even at later stages.

*Table 4.1: Stakeholder and institutional participation in the modelling process in both case studies. % missing institutions and individuals are relative to the previous activity. Cnc: Concepción, Chch: Chiche’.*

		Individual modelling		Group workshop							
				1		2		3		4	
		Cnc	Chch	Cnc	Chch	Cnc	Chch	Cnc	Chch	Cnc	Chch
Number of...	Participants	8	8	9	5	8	2	9	-	10	-
	Institutions	5	4	7	5	5	2	7	-	7	-
% new ...	Participants	-	-	89%	80%	25%	0%	33%	-	10%	-
	Institutions	-	-	50%	60%	17%	0%	14%	-	0%	-
% missing ...	Participants	-	-	89%	88%	44%	60%	63%	-	11%	-
	Institutions	-	-	43%	50%	38%	60%	33%	-	14%	-

#### 4.4.2 Individual causal loop diagrams

Overall, seven stakeholder diagrams were generated from the Concepción case study and three from Chiche’.

The inclusion of stakeholders from various institutions greatly increased the richness of the causal loop diagrams generated in the interview process. In general, most stakeholders identified the central model causal links between agricultural production, poverty, food security, and malnutrition. However, the causes of agricultural production and poverty, as well as the impacts of malnutrition, varied according to the stakeholder’s background. For instance, individuals from an agricultural background focused on the technical

(environmental and economic) limitations to agricultural productivity, while the inclusion of stakeholders from the food security or health field brought experience in child illnesses and education issues to the model. By including stakeholders from the agriculture, development and health fields, a wide variety of socioeconomic and environmental variables and causal relationships were identified.

#### **4.4.3 Individual model merging**

The individual models within each case study region were then merged by combining identical variables present in different individual models. (For example, see Figure 4.3.)

The resulting models were too complex to represent adequately on one page and so were divided into distinct sub-models (Agricultural and Socioeconomic sub-models for Chiche' and Agricultural, Economic and Social-health models for Concepción). All sub-models, however, contained overlapping variables, allowing for the analysis of the reciprocal impacts of the various subsystems on each other. Figure 4.4 illustrates an example of the agricultural sub-model from Concepción and Chiche'.

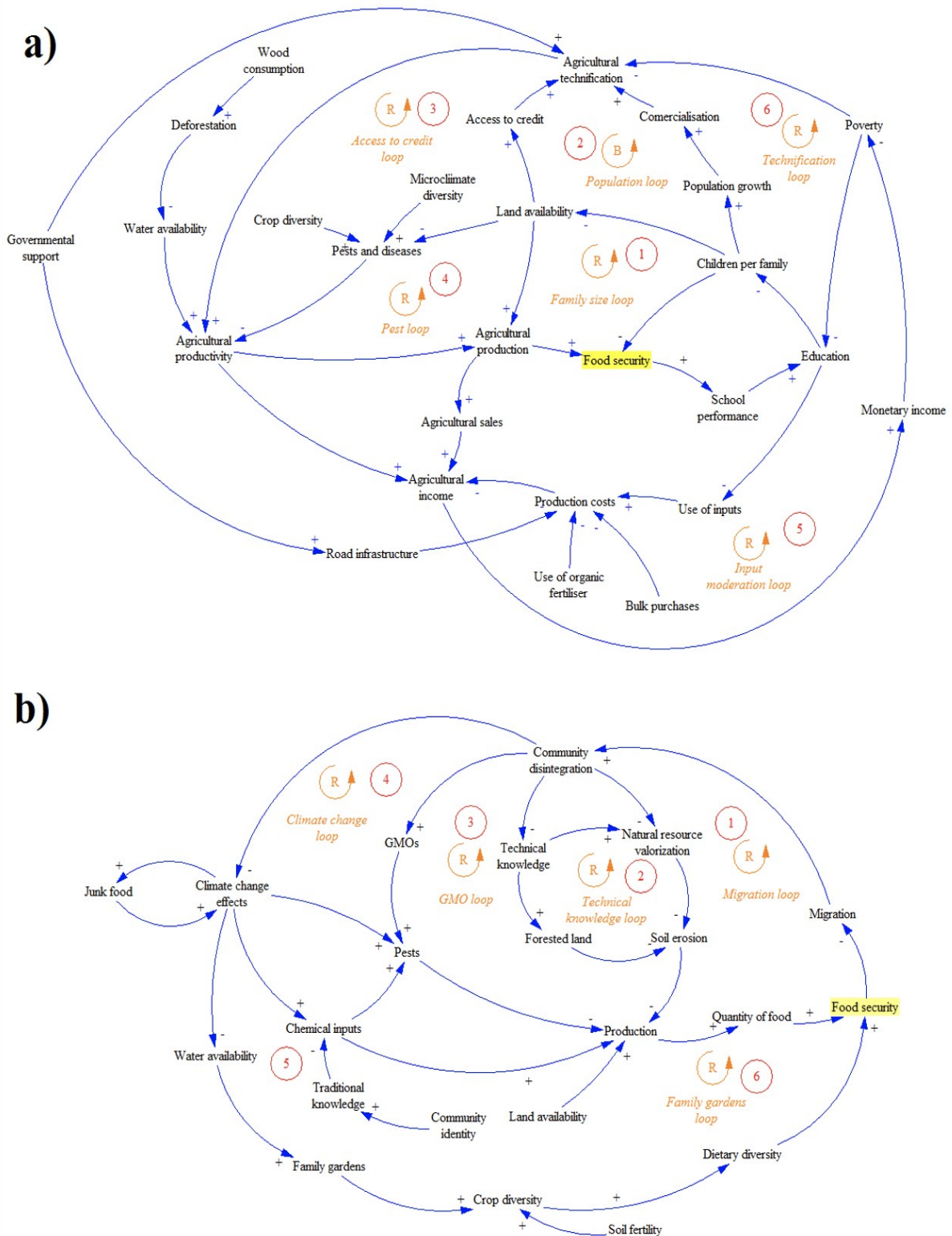


Figure 4.4: Causal loop diagram of the agricultural sub-models from Concepción (a) and Chiche' (b). Red (circled) numbers were used to refer to specific cycles and processes in the model during the participatory model-building process and in the text below.

#### 4.4.4 Group model building

Group model-building sessions were organised in partnership with the SESAN (Food Security Secretariat) of each case study municipality and were incorporated into the regular weekly *Pacto Hambre Cero* (the national government's food security action partnership) meetings held by the municipal SESAN representative. While the majority of the institutions originally participating in the individual interviews attended the workshops, many of the persons attending the workshops were not those who had completed the individual interviews due to busy schedules (with stakeholders delegating participation to coworkers) and institutional turnover. In addition, the incorporation of the modelling process into the *Pacto Hambre Cero* meetings brought in several institutions who had not participated in the individual interviews. (The agricultural development project in Concepción also came to an end between the individual modelling and group modelling phases of the project, effectively removing the organisation from further participation in the modelling process, while a representative from another NGO left the organisation and continued participating as an independent stakeholder after the first group modelling workshop) As such, the first workshop in each region was dedicated to explaining the modelling methodology and reviewing the combined model with the participants.

Direct representation of farmer groups was only possible in Chiche'; in Concepción, the invited group only participated in the individual interview phase but did not participate in the group model-building workshops, likely due to the political tensions in Guatemala and the perception that the participation of government officials in the workshops had "politicised" the process. To compensate, effort was placed in obtaining participation from NGO and governmental stakeholders at the local scale (e.g., agricultural extension workers), who were generally hired by the government or NGOs from the very communities of interest and who were quite often farmers or from farming families themselves, in order to ensure that the views of farmers were nonetheless included to as much an extent as possible. This inclusion of local-level governmental employees instead of higher-level managers, in addition to assuring more community participation, also reduced the chances that the project become politicised through incorporation in higher-level political programmes or campaigns. In the end, the stakeholders who attended the workshops (including stakeholders of different governmental levels and therefore presumably different political affiliations) worked together productively with no visible tensions or use of the modelling process for political ends.

Very few of the stakeholders completed the questionnaire before the first workshop. However, the questions of the questionnaire were orally discussed at the first workshop, and many stakeholders subsequently used the paper versions to submit additional thoughts and comments before the second workshops. In the initial group model-building workshops, several important changes to the models were requested by the stakeholders, including additions of variables which had not been captured in the individual causal loop diagram-building interviews (for instance, “agricultural production” was requested to be explicitly divided into basic grains production and horticultural production) as well as the clarification of variables with ambiguous meanings. For instance, “education” was taken as meaning “schooling” by some and “general knowledge” — including traditional knowledge — by others; similarly, “child labour” was seen as “child exploitation” by participants from a social background, and as “child training” by those with an agricultural background.

Overall, both systems were characterised by a very high proportion of reinforcing loops, which may explain the very high levels of food insecurity in both municipalities (malnutrition levels greater than 50%). Here we discuss the differences between the sub-models of each case study region (considering the Social-Health and Economic sub-models of Concepción jointly to enable comparison with the corresponding Socioeconomic sub-model of Chiche’).

#### ***4.4.4.1 Agricultural sub-model***

In both study areas, the core structure explaining malnutrition is identical, with malnutrition caused by quantity (calories) and quality (fruits and vegetables) of food (in turn determined by availability and accessibility, two of the main pillars of food security). However, in the case of Concepción, vegetables can be either sold or consumed by the family (mostly the former), while, in Chiche’, all agricultural production goes to family consumption (though families can also buy food, if necessary). This is a distinction that has been rarely reported in other system dynamics studies of agricultural systems, where crop production generally only contributes to income (Hossain et al., 2020; Inam et al., 2015; Parsons et al., 2011b; Stephens et al., 2012), which may then in some cases impact nutrition (Hossain et al., 2020, 2017). In self-sufficiency-based agriculture, nonetheless, direct contributions of agriculture to nutrition are of importance. This representation of food security in a system dynamics framework, where both economy and agricultural production contribute individually to nutritional outcomes, has not been reported in the literature before and offers a new approach to understanding the drivers of food insecurity and the trade-offs between agricultural commercialisation and nutritional self-sufficiency. These nuances in the

representation of food security were a direct consequence of the participatory method used and, indeed, were only concretised after the conclusion of the individual interview phase, during the group model-building part of the research.

In the case of Chiche', the key feedback loop (Figure 4.4a, loop 1) between food security and agricultural production is mostly social in nature. Poor agricultural production leads to food insecurity and migration, leading to community disintegration. Community disintegration, in turn, leads to a wide range of natural resource mismanagement, including soil erosion, clearing of forested land (2), mismanagement of pests (3), and vulnerability to climate change (4), which ultimately further restricts agricultural productivity. These consequences are similar to but more detailed than those previously reported in system dynamics studies of small-scale agriculture, where migration usually only affects the total population and subsequent agricultural production or land use (Hossain et al., 2020; Inam et al., 2015); the present study highlights the other, less tangible but potentially significant, social impacts resulting from forced migration. On the other hand, the use of family gardens to improve crop diversity was identified as an important possibility, but was restricted by lack of water in the dry season (and exacerbated by climate change effects) (6).

In the case of Concepción (Figure 4.4b), agricultural productivity was determined by agricultural intensification and access to water, and feedback loops to agricultural productivity centred on socioeconomic impacts of food availability on agricultural intensification opportunities, similarly to the dynamics identified in Bangladesh by Hossain et al. (2017) and in Kenya by Stephens et al. (2012). Low agricultural production was seen as causing, amongst other issues, poor school performance and education, eventually leading to higher birth rates and less land availability per family (1, a reinforcing loop). On the other hand, population growth was identified as being a driver of agricultural commercialisation, increasing agricultural productivity and ultimately improving schooling and reducing population growth (2, a balancing loop). Increasing production was also seen as playing a positive feedback loop by increasing the credit available to farmers for further agricultural investments (6). Improved education can also lead to more moderate use of agricultural inputs, reducing production costs and poverty yet again (5).

Interestingly, agricultural intensification in Concepción was seen as a source of improved yields, while in Chiche' it was seen as affecting yields through two distinct and opposite mechanisms: increasing yields in the short term but eventually leading to an increase in pests and a decrease in yields in the long term (5). This phenomenon of the "pesticide treadmill,"



where pesticide use contributes to long-term pest problems, has been previously empirically documented in the field (Weddle et al., 2009) but had not been reported from stakeholders in other participatory system dynamics exercises. The direct inclusion of small-scale farmers in the modelling phases was certainly responsible for the identification of this phenomenon, as was the inclusion of diverse farming communities (farmers in Concepción, which has a high rate of pesticide use, did not mention this issue; somewhat paradoxically, it was only identified by farmers in a region that had decided to mostly avoid synthetic pesticide use).

#### **4.4.4.2 Socioeconomic sub-models**

Regarding the socioeconomic aspects of sustainability, a common feedback loop in both systems was the inability of stunted children to work effectively later in life, leading to more food insecurity. In Chiche', the lack of agricultural sales ensured that families are not vulnerable to changes in agricultural input prices; however, in the case of a lack of food production, their entire income possibilities rest on small business income or wages. On the other hand, market-based production families in Concepción have an income base in both waged labour and commercial agricultural production, allowing for more economic income flexibility. In both case studies, education is a key factor in explaining both work opportunities and diet quality (through more nutritional food opportunities), affecting food security. It is interesting to note that education is another variable that was identified as a key variable in explaining food security dynamics in the present study but which had to date been either ignored or else considered only as a model output (and not as a dynamic component of a feedback loop) in previous studies (Hossain et al., 2020; Inam et al., 2015; Parsons et al., 2011b; Rasmussen et al., 2012).

The presence of both market and self-subsistence possibilities for agricultural production in Concepción could suggest stronger resiliency to economic shocks. However, stakeholders indicated that very little of horticultural production is destined for home consumption. In fact, the very strong reliance on agricultural incomes for both agricultural inputs and food purchases suggests a certain vulnerability to economic shocks and trends (agricultural input or output price changes) in the region. On the other hand, the Chiche' case study is mostly independent of the market for both production and consumption, and so is not very vulnerable to economic shocks or trends. However, the low cash-flow economy restricts opportunities for food purchases in the case of agricultural failure (environmental shocks).

#### 4.4.5 Sustainability analysis

Overall, Chiche' seems more resistant to long-term trends in agricultural sustainability (such as soil and ecological network degradation), while stakeholders in Concepción only identified the short-term benefits of their agricultural intensification without taking longer-term impacts into account. In the case of short-term environmental shocks (such as drought), however, the Concepción community, with access to irrigation and other technologies, may be better-equipped to withstand the extreme event.

On the side of social sustainability, community cohesion in Chiche' was seen as a major factor contributing to successful natural resource management, in particular soil and pest management. In turn, migration due to food insecurity was identified as the major factor behind the disintegration of community cohesion. Thus, a host of reinforcing feedback loops between agricultural production factors and food insecurity were identified. In Concepción, where more farmers rely on agricultural intensification and market production, these mechanisms were not as present. Chiche' is also more vulnerable to social shocks (such as poor health), as its opportunities for the income generation required to offset these shocks are more limited.

These results provide important recommendations for future agricultural development projects. The implementation of low-input, "traditional" agriculture development projects for smallholder farmers has the advantage of being relatively independent of the outside cash economy; however, attention must be paid to the communities' non-agricultural cash necessities. In addition, the key productivity variables in the low-input system were all dependent on the preservation and transmission of traditional ecological knowledge (and threatened by migration and community disintegration). These will be key points to retain to ensure the sustainability of such interventions. On the side of the market-based approach, the key productivity variables were dependent on cash availability ("governmental support", "poverty" and "access to credit") and water availability (as irrigation is required for year-long production of horticultural market crops in a region with only seasonal rain).

Most system dynamics studies of smallholder agriculture in the literature resemble the Concepción case study in terms of economic structure and drivers of agriculture. For instance, the CLASSES model from Kenya (Stephens et al., 2012) centres on two stocks of capital: one economic (cash) and one natural resource-based (soil organic matter), the former being the key driver of wealth and resource accumulation by families. Similarly, the study by

Inam et al. (2017a, 2017b, 2015) centres on economic (cash) capital, water and soil quality (though in terms of salinity instead of soil organic matter), and infrastructure capital (wells and canal lining). The present study, through its comparison of two different socioeconomic paradigms operating in a similar natural environment, presents the first documentation, through participatory system dynamics modelling, of an alternative system in Chiche' that depends just as much on traditional knowledge capital for sustained yields and food security. The use of this participatory model-building process allowed for the identification of the major links and feedbacks between the main variables of the systems, and the participatory nature of the process allowed for the rapid diagramming of the structure of the important components of the agro-socioeconomic system in each case study with very little prior knowledge of the situation in each region. This is not as readily obtainable through survey or indicator-based results, where the researcher must determine which variables are of importance and to be measured.

The use of system dynamics modelling for the research allowed for the explicit representation of feedback loops and driving processes behind food insecurity in each region. For example, while the fact that migration and community integration are key factors in determining the maintenance of traditional agricultural practices in Chiche' and that access to credit is key to agricultural intensification in Concepción were well-recognised by stakeholders before the project, it was through the modelling process that stakeholders came to view these points as key points in crucial reinforcing feedback loops. These key variables are potential targets for future policies and interventions.

Apart from drawing key insights into the sustainability of each system, the methodology was also successful at creating a shared vision of the complex problem between stakeholders from different institutions. In Chiche', the main priority identified by stakeholders was community disintegration and the preservation of traditional knowledge necessary to successfully manage natural resources. Education and use of traditional resources and knowledge were also emphasised by the Concepción stakeholders. However, upon presentation of the combined model, the latter were struck by the impact of water availability on agriculture (affected through deforestation). In fact, a stakeholder who had repeatedly emphasised the importance of education throughout the workshop, upon seeing the model, changed point of view and stated that "all the education we want is of no use if we have no water!" These insights and increased understanding of different stakeholders' viewpoints offer an improved opportunity for better collaboration and intervention design between

different governmental and nongovernmental institutions in both case study regions. Although the initial, individually-built models showed differing views amongst the various stakeholders, the use of follow-up questionnaires prior to the first meeting, as well as the regular model-building workshops, rapidly led to the formation of a stronger consensus between the participants. The ability to express all points of view in the model, and to explicitly represent seemingly conflicting ideas through different causal pathways, led to rapid formation of trust in both the process and the model itself, as well as recognition of the opinions of other stakeholders (and, occasionally, changes in opinions).

In addition, opposing effects of certain variables can be easily illustrated through this approach. For instance, in Concepción, population growth was seen as having two opposite effects on food security. By decreasing land availability per person, population growth was seen as decreasing food security (similar to the results from Bangladesh by Hossain et al., (2020, 2017) and Pakistan by Inam et al., (2015); however, increases in population density were also seen as increasing opportunities for agricultural commercialisation and increases in income (a process not as commonly reported in other studies, with the possible exception of population growth contributing to agricultural labour potential in the Sahel (Rasmussen et al., 2012)). The participatory causal loop diagram methodology allowed for the explicit recognition of such contradictory behaviours and avoids conflicts between stakeholders with different viewpoints.

Similarly, the methodology allowed for the rapid reconciliation of the opposing points of view in Chiche' regarding the impact that agricultural inputs have on crop productivity. Through a direct impact on yields, such inputs can increase production; however, by fomenting pest resurgences in the long term, the same inputs can eventually decrease productivity. While this knowledge certainly existed in the study regions beforehand (all information was, after all, provided by the involved stakeholders), the explicit representation of parallel processes and feedback loops in the model-building process allowed for a rapid formation of consensus between stakeholders and a prioritisation of areas for interventions and policies. For example, it was after seeing the completed diagrams and the central role that forests play in both that the stakeholder groups in both study regions decided to place a high importance on reforestation projects. The general focus of the development discourse also shifted throughout the process; for instance, the need for general education, which was central to the initial discourse of stakeholders in Concepción, was placed secondary to the need for agricultural

and environmental investments after seeing its relatively minor role in the key feedback loops of the model.

Similarly, the recognition that there are many reinforcing loops in the models, and that actions aiming at improving only one aspect of the system (for example, reforestation projects, or home garden initiatives) are likely to fail unless done in conjunction with other initiatives, was recognised by stakeholders through the modelling process. Stakeholders in both study regions ended the process with a list of interventions to promote in order to achieve food security through key variables in each of the main feedback loops and processes (the main ones being agricultural diversification and consumption, improved technologies, and reforestation). This need for simultaneous interventions had not been strongly recognised by the involved stakeholders before their participation in the modelling process.

The emphasis on municipal-level dynamics, which allowed for the detailed comparison of differences between agricultural development paradigms, does nevertheless pose certain limitations with regards to system boundaries. As both study site municipalities are relatively small, their agricultural and socioeconomic systems are closely intertwined with those of neighbouring, and sometimes not so neighbouring, municipalities. For instance, many farmers who cultivate land in Concepción reside in the neighbouring municipality of Tz'olöj Ya', and products from those fields may be sold as far away as the national capital (Armita'). These complexities mean that the model is also dependent on external factors (such as national demand for agricultural products) that must be treated as external drivers of system changes, and the understanding that even policies which are designed to address the internal drivers of food insecurity must also be considered from a resilience standpoint under different external conditions that are beyond the control of local stakeholders. As compared to more data-based approaches, such as that of Anders et al. (2020) using surveys and participatory action research to analyse food security in Malawi or of Balana et al. (2019) applying optimisation modelling to improving food security of smallholder farmers in Ghana, the methodology presented in this article can offer more detailed explanations of long-term dynamics and system drivers through its explicit representation of feedbacks between system components, but does not offer quantitative estimates of farmer perceptions, of current values of model state variables, or of trade-offs between policy strategies. An interesting avenue for future research would therefore be the application of results from survey studies towards the quantification of system dynamics models.

As a final note, it is important to recognise that for the models to be used as quantitatively predictive decision support tools beyond the creation of a shared vision of important feedback loops, quantification and scenario testing of the two models is necessary. (In fact, it was the prospect of arriving at this phase that kept many stakeholders interested in and involved in the modelling process beyond the first group model-building session.) The challenges of converting qualitative causal loop diagrams of agricultural systems into quantified system dynamics models through the participatory model-building process will be the subject of future research.

## 4.5 Conclusion

A participatory methodology for building qualitative system dynamics models of agricultural systems was proposed and applied to two case studies in rural Indigenous Guatemalan smallholder communities, comparing input-intensive, market-based agricultural development with a self-sufficiency-based, low-input and low cash flow approach. The methodology was effective at bringing governmental and NGO stakeholders and local farmers together to create a shared vision of the system and to develop potential policies.

The results of the study suggest that both systems have unique advantages and vulnerabilities that need to be addressed through distinct policies in each, including addressing environmental degradation and economic dependency in the intensive agriculture case study as well as low income opportunities and high migration in the subsistence-based community. In general, the subsistence agriculture system was most resistant to economic and environmental trends, while the integrity of high-input system was less sensitive to social disintegration.

The methodology was also successful at comparing the sustainability of both regions in terms of generating lasting impacts on food security. Both projects were seen to be vulnerable to different present and potential stressors, and, although stakeholders did not identify one type of development as being “better” than the other, recognised the unique advantages and disadvantages of the systems that their communities have chosen and proposed policy actions correspondingly. The results of this research may also be of use to organisations planning future agricultural interventions and who wish to address these sustainability limitations before they arise, while the methodology itself as developed in this research could also be of use to allow NGOs to more actively integrate communities and local stakeholders during the

planning and development stage of project development (and possibly avoid sustainability shortfalls before they occur).

## 4.6 Acknowledgements

Sincerest thanks to the IARNA (Universidad Rafael Landívar) staff for their logistics support of the field research, as well as to all of the study participants. The authors also wish to express their appreciation to the Guatemalan SESAN offices of both Concepción and Chiche' for organising the group model-building workshops with the relevant stakeholders in their respective municipalities. Funding for this research was provided by an NSERC Discovery Grant held by JA, an IDRC of Canada PhD Research Grant, a Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies (FRQNT): Bourse de 2e cycle and a Vanier Canada Graduate Scholarship held by JM, as well as an NSERC USRA award to Marcela Rojas held under the supervision of Dr. Shiv Prasher (Dept. Bioresource Engineering, McGill University). None of the funding sources played a direct role in study design, data analysis or decision to publish.

## 4.7 Author contributions

JM conceptualised the methodology, conducted fieldwork and stakeholder engagement, developed the model, analysed the results, and wrote the paper. MRD and LYW contributed to fieldwork and stakeholder engagement. JA, HT and HMQ supervised the research.

## 4.8 References

- Afidchao, M.M., Musters, C.J.M., Wossink, A., Balderama, O.F., de Snoo, G.R., 2014. Analysing the farm level economic impact of GM corn in the Philippines. *NJAS - Wageningen Journal of Life Sciences* 70–71, 113–121. <https://doi.org/10.1016/j.njas.2014.05.008>
- Anders, E.J., Zulu, L.C., Jambo, E.R., 2020. Limits to grain-legume technology integration by smallholder farmers: The case of time-sensitive labor demands and food security primacy in Malawi. *Agricultural Systems* 184, 102879. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102879>

- Arshad, F.M., Bala, B.K., Alias, E.F., Abdulla, I., 2015. Modelling boom and bust of cocoa production systems in Malaysia. *Ecological Modelling* 309–310, 22–32. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.03.020>
- Bala, B.K., Alias, E.F., Arshad, F.M., Noh, K.M., Hadi, A.H.A., 2014. Modelling of food security in Malaysia. *Simulation Modelling Practice and Theory* 47, 152–164. <https://doi.org/10.1016/j.simpat.2014.06.001>
- Balana, B.B., Sanfo, S., Barbier, B., Williams, T., Kolavalli, S., 2019. Assessment of flood recession agriculture for food security in Northern Ghana: An optimization modelling approach. *Agricultural Systems* 173, 536–543. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.03.021>
- Bracho-Mujica, G., Hayman, P.T., Ostendorf, B., 2019. Modelling long-term risk profiles of wheat grain yield with limited climate data. *Agricultural Systems* 173, 393–402. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.03.010>
- Brownhill, L., Hickey, G.M., 2012. Using interview triads to understand the barriers to effective food security policy in Kenya: a case study application. *Food Sec.* 4, 369–380. <https://doi.org/10.1007/s12571-012-0183-2>
- Carey, D., 2009. Guatemala’s Green Revolution: Synthetic Fertilizer, Public Health, and Economic Autonomy in the Mayan Highland. *Agricultural History* 83, 283–322. <https://doi.org/10.3098/ah.2009.83.3.283>
- Chan, T., Ross, H., Powell, B., Hoverman, S., 2008. Participatory approaches in developing a model to assist water resource management in a catchment in the Solomon Islands. Presented at the iEMSs (International Congress on International Environmental Modelling and Software), Barcelona, Catalonia, pp. 850–857.
- del Carmen Morales-Ruán, M., Méndez-Gómez Humarán, I., Shamah-Levy, T., Valderrama-Álvarez, Z., Melgar-Quiñonez, H., 2014. La inseguridad alimentaria está asociada con obesidad en mujeres adultas de México. *Salud Pública de México* 56, S54–S61.



- Dugua, B., Chakroun, L., 2019. Planifier avec le territoire : la dynamique des lieux de projets à l'épreuve des approches participatives et paysagères. *vertigo*. <https://doi.org/10.4000/vertigo.24559>
- FAO, 2012. Escala Latinoamericana y Caribeña de Seguridad Alimentaria (ELCSA): Manual de uso y aplicación.
- FAO, 2006. Food Security. FAO Agricultural and Development Economics Division.
- 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. *Environmental Science & Policy* 48, 44–56. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.12.006>
- Galan, M.B., Peschard, D., Boizard, H., 2007. ISO 14 001 at the farm level: Analysis of five methods for evaluating the environmental impact of agricultural practices. *Journal of Environmental Management* 82, 341–352. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.06.025>
- Halbe, A., Adamowski, J., 2011. Use of Participatory System Dynamics Modelling for Collaborative Watershed Management in Québec, Canada. *Journal of Agricultural Engineering* 48, 23–29.
- Halbe, J., Pahl-Wostl, C., Adamowski, J., 2018. A methodological framework to support the initiation, design and institutionalization of participatory modeling processes in water resources management. *Journal of Hydrology* 556, 701–716. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.09.024>
- Hossain, M.S., Dearing, J.A., Eigenbrod, F., Johnson, F.A., 2017. Operationalizing safe operating space for regional social-ecological systems. *Science of The Total Environment* 584–585, 673–682. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.095>
- 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>

- Inam, A., Adamowski, J., Halbe, J., Prasher, S., 2015. Using causal loop diagrams for the initialization of stakeholder engagement in soil salinity management in agricultural watersheds in developing countries: A case study in the Rechna Doab watershed, Pakistan. *Journal of Environmental Management* 152, 251–267. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.01.052>
- Inam, A., Adamowski, J., Prasher, S., Halbe, J., Malard, J., Albano, R., 2017a. Coupling of a distributed stakeholder-built system dynamics socio-economic model with SAHYSMOD for sustainable soil salinity management – Part 1: Model development. *Journal of Hydrology* 551, 596–618. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.039>
- Inam, A., Adamowski, J., Prasher, S., Halbe, J., Malard, J., Albano, R., 2017b. Coupling of a distributed stakeholder-built system dynamics socio-economic model with SAHYSMOD for sustainable soil salinity management. Part 2: Model coupling and application. *Journal of Hydrology* 551, 278–299. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.040>
- Langsdale Stacy M., Beall Allyson, Carmichael Jeff, Cohen Stewart J., Forster Craig B., Neale Tina, 2009. Exploring the Implications of Climate Change on Water Resources through Participatory Modeling: Case Study of the Okanagan Basin, British Columbia. *Journal of Water Resources Planning and Management* 135, 373–381. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2009\)135:5\(373\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2009)135:5(373))
- MAGA, 2012. Plan Operativo Anual 2013: Dirección de Planeamiento. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación.
- Marín, V.H., Rodríguez, L.C., Niemeyer, H.M., 2012. A socio-ecological model of the Opuntia scrublands in the Peruvian Andes. *Ecological Modelling* 227, 136–146. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.12.010>
- Matuschke, I., Mishra, R.R., Qaim, M., 2007. Adoption and Impact of Hybrid Wheat in India. *World Development* 35, 1422–1435. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2007.04.005>
- Mundo-Rosas, V., Méndez-Gómez Humarán, I., Shamah-Levy, T., 2014. Caracterización de los hogares mexicanos en inseguridad alimentaria. *Salud Pública de México* 56, S12–S20.

- Nguyễn Thành Tựu, 2018. 시스템동적모델 적용을 통한 기후변화 및 인간활동의 영향이 베트남 메콩 델타 지역 수자원에 미치는 영향 연구. [*System dynamics model for water resources in Vietnamese Mekong Delta affected by climate change and human activities.*] 한림대학교 대학원, 춘천시 한림대학길 [*Chuncheon, Hallym University*].
- Parsons, D., Nicholson, C.F., Blake, R.W., Ketterings, Q.M., Ramírez-Aviles, L., Cherney, J.H., Fox, D.G., 2011a. Application of a simulation model for assessing integration of smallholder shifting cultivation and sheep production in Yucatán, Mexico. *Agricultural Systems* 104, 13–19. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2010.08.006>
- Parsons, D., Nicholson, C.F., Blake, R.W., Ketterings, Q.M., Ramírez-Aviles, L., Fox, D.G., Tedeschi, L.O., Cherney, J.H., 2011b. Development and evaluation of an integrated simulation model for assessing smallholder crop–livestock production in Yucatán, Mexico. *Agricultural Systems* 104, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2010.07.006>
- Pelzer, E., Fortino, G., Bockstaller, C., Angevin, F., Lamine, C., Moonen, C., Vasileiadis, V., Guérin, D., Guichard, L., Reau, R., Messéan, A., 2012. Assessing innovative cropping systems with DEXiPM, a qualitative multi-criteria assessment tool derived from DEXi. *Ecological Indicators* 18, 171–182. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.019>
- Rasmussen, L.V., Rasmussen, K., Reenberg, A., Proud, S., 2012. A system dynamics approach to land use changes in agro-pastoral systems on the desert margins of Sahel. *Agricultural Systems* 107, 56–64. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2011.12.002>
- Ritzema, H., Froebrich, J., Raju, R., Sreenivas, Ch., Kselik, R., 2010. Using participatory modelling to compensate for data scarcity in environmental planning: A case study from India. *Environmental Modelling & Software, Thematic Issue - Modelling with Stakeholders* 25, 1450–1458. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.03.010>
- Salmerón, M., Caveró, J., Isla, R., Porter, C.H., Jones, J.W., Boote, K.J., 2014. DSSAT Nitrogen Cycle Simulation of Cover Crop-Maize Rotations under Irrigated Mediterranean Conditions. *Agronomy Journal* 106, 1283–1296. <https://doi.org/10.2134/agronj13.0560>

- Segall-Corrêa, A.M., Marin-León, L., Melgar-Quiñonez, H., Pérez-Escamilla, R., 2014. Refinement of the Brazilian Household Food Insecurity Measurement Scale: Recommendation for a 14-item EBIA. *Rev. Nutr.* 27, 241–251. <https://doi.org/10.1590/1415-52732014000200010>
- SEGEPLAN, 2009. Política Nacional de Desarrollo Rural Integral. Secretaria de Planificación y Programación de la Presidencia.
- Souchère, V., Millair, L., Echeverria, J., Bousquet, F., Le Page, C., Etienne, M., 2010. Co-constructing with stakeholders a role-playing game to initiate collective management of erosive runoff risks at the watershed scale. *Environmental Modelling & Software* 25, 1359–1370. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.03.002>
- Stephens, E.C., Nicholson, C.F., Brown, D.R., Parsons, D., Barrett, C.B., Lehmann, J., Mbugua, D., Ngoze, S., Pell, A.N., Riha, S.J., 2012. Modeling the impact of natural resource-based poverty traps on food security in Kenya: The Crops, Livestock and Soils in Smallholder Economic Systems (CLASSES) model. *Food Security* 4, 423–439. <https://doi.org/10.1007/s12571-012-0176-1>
- Sterman, J., 2000. *Business dynamics: systems thinking and modelling for a complex world*. Irwin-McGraw-Hill, New York, NY, USA.
- van der Linden, A., de Olde, E.M., Mostert, P.F., de Boer, I.J.M., 2020. A review of European models to assess the sustainability performance of livestock production systems. *Agricultural Systems* 182, 102842. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102842>
- Vennix, J., 1996. *Group Model-Building: Facilitating Team Learning using System Dynamics*. Wiley, Chichester, UK.
- Vensim PLE, 2017. . Ventana Systems.
- Weddle, P.W., Welter, S.C., Thomson, D., 2009. History of IPM in California pears—50 years of pesticide use and the transition to biologically intensive IPM. *Pest Management Science* 65, 1287–1292. <https://doi.org/10.1002/ps.1865>

World Bank, 2014. World Bank Open Data [WWW Document]. URL <http://data.worldbank.org>

Zinyengere, N., Crespo, O., Hachigonta, S., Tadross, M., 2014. Local impacts of climate change and agronomic practices on dry land crops in Southern Africa. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 197, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.07.002>

## Connexion au chapitre 5

Le développement participatif des modèles des dynamiques des systèmes tel que décrit dans le chapitre précédent peut élucider les processus et les variables clefs qui déterminent la structure et le comportement de différents systèmes agroéconomiques. Cependant, seule une analyse quantitative peut apporter des prévisions numériques tant qu’au comportement du système au long terme, point indispensable pour l’évaluation des impacts des changements climatiques, autant que pour la proposition de différentes politiques socioéconomiques et environnementales pour y faire face.

Le présent chapitre propose une méthodologie pour la quantification et la validation des modèles socioéconomiques des dynamiques des systèmes lorsque la disponibilité des données temporelles demeure insuffisante pour l’application des méthodes traditionnelles d’évaluation des modèles des dynamiques des systèmes. La substitution de l’espace pour le temps et l’appel à l’inférence hiérarchique bayésienne pour calibrer les relations empiriques incertaines du modèle comptent parmi les innovations proposées par cet article. Le présent chapitre s’inscrit dans le cadre de l’objectif 1,2 de cette thèse.

Ce chapitre est une traduction au français de l’article intitulé « Hybrid Bayesian inference-based participatory system dynamics modelling for temporally data-poor regions: Indigenous small-scale agriculture and food systems in Tz’olöj Ya’ and K’iche’ (Guatemala) », lequel sera soumis pour considération pour publication à titre d’article revu par les pairs auprès de la revue scientifique *System Dynamics Review* (J. Malard, Adamowski, Tuy, et al. 2020b, 2). Il sera suivi, dans le chapitre 6, de la version originale en anglais. Des coauteurs, l’auteur de la thèse développa la méthodologie et le modèle, effectua les analyses et écrivit l’article. J. Adamowski, H. Tuy et H. Melgar-Quiñonez participèrent en tant que superviseurs du projet de recherche au Canada et au Guatemala.

## **5 Chapitre 5 : Modélisation hybride des dynamiques des systèmes et inférence hiérarchique bayésienne pour palier le manque de données temporelles : le cas des systèmes agroalimentaires Indigènes à petite échelle au Tz'olöj Ya' et au K'iche' (Guatemala)**

### **5.1 Résumé**

La modélisation participative des dynamiques des systèmes est une méthodologie utile envers la caractérisation des systèmes agricoles et des dynamiques complexes qui relient leurs composantes humaines et agronomiques et qui déterminent leur comportement et leur durabilité au long terme. Le manque de disponibilité des données temporelles correspondant aux variables d'intérêt de ces systèmes socioéconomiques pose toutefois une barrière à l'adoption des méthodes axées sur les dynamiques des systèmes dans le contexte agricole. Cette recherche propose une nouvelle approche pour la quantification des relations difficiles à quantifier au sein des modèles des dynamiques des systèmes socioenvironnementaux lorsque les données des variables socioéconomiques d'intérêt n'ont que très peu d'observations temporelles mais sont riches en précision spatiale, tel est souvent le cas avec des données de sondages ou de recensements. La méthodologie fait appel à l'inférence bayésienne hiérarchique et fut appliquée à un modèle participatif des dynamiques des systèmes agricoles et de la sécurité alimentaire au Tz'olöj Ya' et au K'iche' au Guatemala. Les résultats indiquent que le modèle, lorsqu'il est appliqué à des municipalités à l'extérieur des études de cas, est plus performant auprès des municipalités dont les conditions socioéconomiques et environnementales s'apparentent à celles des études de cas. Tandis que le modèle offre des bonnes prévisions pour toutes les variables clefs auprès des deux études de cas, la procédure de validation spatiale auprès des autres municipalités démontre que les tendances de population, suivies par celles de la malnutrition infantile chronique, sont bien représentées par le modèle dans les municipalités similaires à celles des études de cas; les dynamiques de la couverture forestière, toutefois, demeurent beaucoup plus difficiles à généraliser entre régions, et ce, même entre régions similaires. L'approche hybride fut centrale à la génération de ces résultats : tandis que la participation des parties prenantes fut indispensable à l'identification des relations clefs entre variables, l'inférence bayésienne et la validation

spatiale rendirent possible l'évaluation de la validité du modèle, de même que de ses limites géographiques.

## 5.2 Introduction

La production et le fonctionnement des systèmes agricoles sont des enjeux prioritaires dans le contexte actuel des changements climatiques et de la faim qui se remet à croître au niveau mondial (FAO et al., 2018). Les systèmes agricoles à petite échelle qui nourrissent une grande portion de la population mondiale sont des systèmes particulièrement complexes qui se situent à l'intersection entre les domaines environnemental et humain, et l'effort présentement consacré à l'évaluation et à l'amélioration de la performance de l'agriculture à petite échelle témoigne de la demande pour des méthodes holistiques pour l'analyse de la durabilité et des vulnérabilités des très différents systèmes agricoles à petite échelle qui existent dans le monde.

La méthodologie des dynamiques des systèmes demeure un outil particulièrement bien adapté à l'analyse des systèmes et des problèmes complexes qui présentent des comportements contre-intuitifs et, de cette raison, se voit présentement appliquée à l'analyse de divers systèmes socioenvironnementaux (Marín et al., 2012). Sa version participative, tant qu'à elle, est bien située pour l'application des modèles à l'amélioration de la compréhension et de la communication au sujet de ces systèmes entre les parties prenantes qui y travaillent. Elle facilite de même l'apprentissage social entre parties prenantes et favorise l'évolution d'une vision partagée qui reflète les connaissances et l'expertise de chaque partie prenante. Le manque de données fiables provenant des régions qui n'ont pas encore été l'objet d'études de modélisation à date complique toutefois l'application de cette méthodologie à de nombreuses régions qui font face à des problèmes socioéconomiques et environnementaux. Plusieurs études ont cependant développé des modèles participatifs des dynamiques des systèmes agricoles tropicaux ou à petite échelle (Hossain et al., 2020; Mohammadi et al., 2015; Stephens et al., 2012). Figurent parmi celles-ci le développement d'un modèle de l'agriculture pastorale à petite échelle au Sahel (Rasmussen et al., 2012) et la construction d'un modèle couplé entre dynamiques des systèmes et le modèle des cultures APSIM dans le contexte de l'évaluation de l'efficacité relative de l'agriculture intégrée et de l'agriculture spécialisée au sein d'un système d'exploitation agricole (maïs) et ovine au Yucatán, au Mexique (Parsons et al., 2011b, 2011a). Un modèle participatif des dynamiques des systèmes fut également développé par Inam et al. (2017a, 2017b) au sujet de l'agriculture à petite



échelle et de la salinité des sols au Pakistan. Dans la majorité de ces cas, le manque de données envers nombre de paramètres et d'équations du modèle fut résolu par l'utilisation d'entrevues avec les parties prenantes expertes, d'estimations selon les valeurs disponibles dans la littérature, et de tests de comportement (Barlas, 1989) et d'analyses de sensibilité visant à vérifier la structure et le fonctionnement général du modèle.

Ces méthodes, tout en demeurant fort utiles en soi, bénéficieraient tout de même d'une inclusion plus systématique des données observées auprès des variables socioéconomiques et environnementales lors des phases de calibration et de validation du modèle (Elsawah et al., 2020). Nous prendrons cette opportunité pour faire mention du fait que les termes *validation* et *calibration* font l'objet d'un certain débat au sein de la communauté de modélisation des dynamiques des systèmes. À ce titre, un point de vue tiendrait que le fait que tous les modèles sont, par définition, des approximations de la réalité démontre qu'aucun modèle ne pourra être « validé » ou « vérifié » au sens stricte du terme (Sterman, 2000). Notons également que les deux termes sont aussi l'objet d'une certaine quantité d'ambiguïté. Tandis que certains auteurs les traitent comme des synonymes, d'autres appellent *vérification* le processus de confirmation que l'implémentation technique du modèle (mathématique et programmatique) ne comporte pas d'erreurs et *validation* le processus de confirmation que le modèle, y compris ses bornes et sa structure, sont aptes à la modélisation du problème pour lequel le modèle fut créé. Une revue détaillée de l'emploi des deux termes fut présentée par Lemke et Łatuszyńska (2014); Coyle et Exelby (2000) en arrivent à la conclusion que « la validation englobe la vérification et un modèle vérifié pourrait toujours s'avérer invalide s'il représente de manière exacte les mauvais processus. Un modèle valide ne pourrait en revanche avoir échoué sa vérification » (traduction de l'auteur de la thèse). Étant donné que nombre d'auteurs dans le domaine de l'évaluation des modèles des dynamiques des systèmes (Barlas, 1996; Chapman et Darby, 2016; Jiang et al., 2020; Lemke et Łatuszyńska, 2014; Saysel et Barlas, 2006) utilisent le mot *validation* dans le contexte des différentes manières d'implémenter, selon Coyle (1997; cité dans Coyle et Exelby, 2000) « le processus par lequel est établi dans un modèle la confiance nécessaire en vue de son application à un enjeu donné », nous utiliserons le mot *validation* en ce sens au cours de cet article.

Le développement d'une méthodologie de calibration des équations des modèles des dynamiques des systèmes avec des données spatialement explicites mais temporellement rares offrirait une approche plus systématique à la calibration de ces modèles. Un candidat naturel pour cette tâche serait l'inférence bayésienne, qui permet la combinaison de

l'information *a priori* avec les données observées afin d'estimer les distributions *a posteriori* des paramètres des équations. Dans sa forme hiérarchique, l'inférence bayésienne peut utiliser, de manière implicite, les données disponibles des différentes régions d'intérêt en tant que valeurs *a priori* initiales pour les paramètres des régions qui souffrent d'un manque de données observées. Cette méthode, en outre, fut appliquée au domaine hydrologique dans le contexte de l'estimation des paramètres hydrologiques des régions non jaugées (Reza Najafi et Moradkhani, 2013; Seidou et al., 2006; Wu et al., 2010).

De côté de l'évaluation des modèles, les méthodes présentement utilisées à fins d'évaluation des modèles des dynamiques des systèmes (Barlas, 1989; Boğ et Barlas, 2005) comprennent la vérification des tendances et du comportement général du modèle en comparaison avec les données observées de la région d'étude. Ces méthodes, cependant, ne s'appliquent pas facilement aux conditions de pénurie de données temporelles, car celles-ci ne pourront être divisées en périodes de calibration et de validation. Une application spatiale de ces méthodes, qui comporterait l'évaluation d'un modèle construit dans une région spécifique selon les données temporelles limitées d'un grand nombre de régions similaires et non similaires afin de vérifier si le comportement du modèle représente bien les différences du système qui mènent à de différents comportements au sein de régions autrement similaires, pourrait donc offrir une stratégie pour la validation spatiale des modèles de même que pour l'évaluation des limites à la généralisation du modèle.

Cette œuvre présente donc 1) une méthodologie axée sur l'inférence bayésienne hiérarchique avec des données spatiales afin de calibrer les relations socioéconomiques incertaines au sein d'un modèle participatif des dynamiques des systèmes, 2) une méthodologie pour la validation spatiale des modèles des dynamiques des systèmes et 3) un exemple de l'application de ces nouvelles méthodologies à un modèle des dynamiques d'un système de la sécurité alimentaire et de l'agriculture à petite échelle à Concepción (Tz'olöj Ya') et à Chiche' (K'iche') au Guatemala.

Les méthodes proposées dans cet article ne se veulent pas des remplacements aux méthodes traditionnelles de validation et de vérification des modèles des dynamiques des systèmes, mais, tout au contraire, se présentent en tant que façon de les compléter lorsque les données s'avèrent insuffisantes pour l'application de la majorité des méthodes traditionnelles axées sur les données.

## 5.3 Méthodes

Toute méthode de modélisation participative repose sur la contribution des connaissances des parties prenantes et de celles des chercheurs et chercheuses à de différents stades du processus de modélisation; de même, l'inclusion des contributions des parties prenantes peut s'avérer particulièrement utile lorsque les données se font rares (Hossain et al., 2020; Roobavannan et al., 2018; Villamor et al., 2019). La présente étude de modélisation participative suit le processus présenté ce-dessous, qui fut inspiré par la méthodologie de modélisation avec la participation des parties prenantes de Halbe et al. (2018) et d'Inam et al. (2017a, 2017b, 2015) :

1. Identification des variables d'importance, des relations qui les relient et des cycles de rétroaction par les parties prenantes au cours d'entrevues individuelles et d'ateliers de modélisation en groupe.
2. Quantification, par les chercheuses et chercheurs, du modèle qualitatif des boucles causales afin de générer un modèle des dynamiques des systèmes.
3. Recensement des données spatiales disponibles, tels les recensements nationaux et autres sondages, et connexion des variables disponibles dans les données aux variables d'intérêt correspondantes dans le modèle.
4. Quantification de manière individuelle selon l'inférence bayésienne hiérarchique des relations entre variables du modèle des dynamiques des systèmes pour lesquelles aucune forme mécanique n'est évidente.
5. Utilisation du nombre fréquemment restreint de variables pour lesquelles des séries temporelles et spatialement explicites sont disponibles afin de valider le comportement du modèle entier.

Cette méthodologie rend possible la calibration selon des données limitées, lorsque la division des données temporelles en phases de calibration et de validation s'avère impossible, tout en vérifiant que les cycles clefs de rétroaction et les processus du modèle peuvent reproduire les dynamiques observées du modèle à travers le temps. Les sections suivantes décriront chacune de ces étapes en plus de détail.

### 5.3.1 Région d'étude

L'étude eu lieu à Concepción (Tz'olöj Ya') et à Chiche' (K'iche') au Guatemala (Malard et al., 2020). Ces deux municipalités souffrent de taux élevés de malnutrition infantile

chronique (entre 55 et 65% en 2014) qui affichent néanmoins une diminution graduelle depuis l'an 2000. Elles se caractérisent en outre par la prédominance de l'agriculture et leurs populations à grande majorité Indigènes, mais différent selon les systèmes agricoles en place : tandis que Chiche' priorise le développement de la production pour l'autosuffisance, le développement agricole à Concepción est orienté vers la production commerciale des fruits et des légumes pour les marchés locaux et nationaux. Ces différences font des deux municipalités une étude de cas tout particulièrement intéressante pour l'application d'une méthodologie de comparaison des systèmes agricoles à petite échelle.

La problématique de la sécurité alimentaire au sein de ces deux municipalités offre une comparaison entre deux systèmes socioéconomiques très différents qui font face au même problème persistant, situation parfaite pour l'application d'une méthodologie axée sur les dynamiques des systèmes. Du même trait, ces deux régions se prêtent bien à la méthodologie quantitative présentée par cet article en raison de la disponibilité très limitée des données temporelles correspondant aux variables de niveau clefs (4 à 6 points au cours de 20 ans pour les variables de couverture forestière, de malnutrition infantile chronique et de population) combinée à un très bonne résolution spatiale des données (provenant de plus de 300 municipalités et de 13 000 ménages ayant participé au sondage ENCOVI de 2011) correspondant à une grande gamme de variables d'ordres environnemental et socioéconomique présentes dans le modèle.

### **5.3.2 Méthodologie participative**

Le modèle fut développé de manière participative tel que décrit dans un article précédant (Malard et al., 2020). Les parties prenantes impliquées en matière d'agriculture, de sécurité alimentaire, de malnutrition ou de développement humain et provenant de différents ordres de gouvernement, des ONGs locales et des organisations communautaires dans chacune des régions d'étude furent invitées à participer à des entrevues individuelles de construction de diagrammes de boucles causales (DBC) suivant la méthodologies de Inam et al. (2015). Ces entrevues furent suivies d'une série d'ateliers de co-construction de modèles au cours desquels le modèle combiné leur fut présenté, suivi d'une discussion au sujet des améliorations et des corrections que les parties prenantes voulaient apporter au modèle. La présence de locuteurs de Kaqchikel, de K'iche' et d'espagnol parmi les auteurs qui participèrent à la recherche sur le terrain fut centrale au succès de la méthode participative dans la région.

### 5.3.3 Quantification du modèle

Les DBCs des deux études de cas furent ensuite fusionnés afin de générer un seul modèle plus générale suivant la méthodologie présenté auparavant (Halbe et al., 2018; Inam et al., 2017a, 2015; Malard et al., 2015). En grande partie, les relations et les variables proposées par de différentes parties prenantes se complémentaient bien et contribuèrent ainsi à la formation de cycles de rétroaction. Les conflits relativement rares où des contributions de différentes parties prenantes se retrouvaient en contradiction directe furent résolus lors des discussions avec l'ensemble des parties prenantes au cours des ateliers de modélisation en groupe. Les relations entre les différentes variables furent par la suite classifiées en tant que relation mécanique, structurelle ou empirique. Les relations mécaniques sont celles dont la structure demeure entièrement mécanique et qui ne nécessitent donc aucune calibration; à titre d'exemple, les revenus familiaux sont la somme des revenus de sources agricole, entrepreneurial et salariale. Les relations structurelles sont celles qui gardent une structure mécanique mais qui contiennent toutefois un ou plusieurs paramètres dont la valeur demeure incertaine. (À titre d'exemple, le rendement du maïs est le produit du rendement maximal potentiel et du facteur de perte en raison du stress hydrique; le rendement potentiel doit toutefois être estimé selon les données observées.) Enfin, les relations empiriques représentent les relations entre variables pour lesquelles il n'existe aucune relation mécanique, telle la relation positive entre éducation et salaires, et dont la forme de l'équation de même que les valeurs des paramètres devront être estimés selon les données disponibles.

Le modèle fut construit à l'échelle municipale, et non à l'échelle individuelle, afin de faciliter sa connexion aux données observées au niveau municipal et d'éviter la demande computationnelle élevée associée aux modèles à base d'agents (Reid Bell et al., 2019). À titre d'exemple, le revenu moyen par famille fut donc connecté de manière empirique aux niveau de pauvreté municipal, au lieu de modéliser les revenus et les dépenses des familles individuelles.

### 5.3.4 Préparation des données

Le sondage ENCOVI 2011, les recensements populationnels, et les sondages d'aménagement du territoire (SIFGUA, 2020) provenant du gouvernement du Guatemala furent utilisés en tant que sources de données pour le modèle. Les données de l'ENCOVI 2011 à l'échelle individuelle furent transformées et agrégées au niveau municipal à l'aide d'un code R (R Core Team, 2018).

### 5.3.5 Calibration du modèle

La calibration des modèles des dynamiques des systèmes est généralement axée sur l'optimisation de la concordance des résultats avec les données temporelles observées. Lorsque de telles données ne sont pas disponibles, l'inférence bayésienne, en tout particulier l'inférence hiérarchique bayésienne (Gelman, 2006; Gelman et Hill, 2006; Wiecki et Elbers, 2014), offre une façon de substituer l'espace pour le temps afin de permettre la calibration des relations empiriques individuelles du modèle.

Les relations empiriques du modèle furent calibrées selon les données municipales. Le Guatemala est un pays très diverse sur les plans environnemental et social et comporte plus de 300 municipalités regroupées en 22 départements administratifs et entre lesquelles les conditions socioéconomiques et environnementales varient de façon importante, même à l'intérieur du même département. Une étude précédente (Gálvez et al., 2015) utilisa un algorithme de classification hiérarchique pour classier les municipalités du Guatemala en 10 territoires selon leurs conditions socioéconomiques et environnementales, ces territoires étant fréquemment, mais loin de toujours, géographiquement contiguës. À titre d'exemple, le Territoire 1 contient des municipalités très Indigènes (92%) et agraires (67,5%) et souffre de taux élevés d'insécurité alimentaire et de pauvreté (74%), tandis que d'autres territoires sont soit plus urbains (p. ex., 6, 9 et 10), plus hispaniques (p. ex., 4, 5 et 7) ou mieux nourris (p. ex., 8). Les municipalités de Concepción et de Chiche' appartiennent toutes les deux au Territoire 1; voir Gálvez et al. (2015) pour une description plus complète de chaque territoire.

Deux différentes hiérarchies furent évaluées lors de l'inférence bayésienne, la première administrative (les municipalités étant assignées à leurs départements respectifs) et la deuxième socioéconomique (les municipalités étant assignées aux territoires qui englobent d'autres municipalités de conditions socioéconomiques et environnementales similaires).

L'inférence bayésienne est une méthode de calibration qui combine l'information *a priori* avec l'évidence obtenue des observations, qu'elles soient riches ou rares, afin de produire la distribution *a posteriori* finale des paramètres des équations. Dans sa forme hiérarchique, l'inférence bayésienne crée des distributions d'hyperparamètres à chaque niveau de l'hiérarchie, lesquels serviront ensuite de distribution *a priori* envers les paramètres du niveau hiérarchique inférieur (Betancourt et Girolami, 2015; Gelman, 2006; Wiecki et Elbers, 2014). La calibration simultanée des hyperparamètres des niveaux supérieurs de l'hiérarchie avec les paramètres réguliers du dernier niveau assure que les paramètres des niveaux

supérieurs s'ajusteront au flux d'information provenant des données observées à la base de l'hierarchie, tandis que les régions individuelles où les données se font rares pourront s'appuyer de manière plus importante sur les distributions des hyperparamètres du niveau hiérarchique supérieure. Cette méthode rend donc possible la calibration des régions géographiques où les données seraient autrement insuffisantes pour une calibration non hiérarchique.

À titre d'exemple concret, les hyperparamètres nationaux d'une équation donnée seront calibrés selon les observations effectuées auprès de chaque municipalité de la région, tandis que l'algorithme d'inférence calibrera les paramètres du niveau territorial selon les hyperparamètres nationaux et les observations de chaque municipalité qui appartient à ce territoire. Lorsqu'un grand nombre de données observées est disponible auprès d'un territoire, les distributions finales des paramètres de celui-ci se verront influencées de manière importante par les données observées, tandis que les territoires avec peu de données disponibles verront les distributions *a posteriori* de leurs paramètres s'approcher des distributions génériques du niveau national.

Chaque équation fut calibrée selon la forme générale suivante inspirée par Gelman (2006) et Wiecki et Elbers (2014) :

$$y_{i,c} = f(x_{i,c}, \alpha_c) + \epsilon_c$$

$$\epsilon_c \sim \text{DemiNormale}(0, \sigma_y)$$

Où  $y_{i,c}$  représente l'observation de la municipalité  $i$  provenant de la région (c'est-à-dire, du territoire ou du département)  $c$ ;  $\alpha_c$  est le vecteur des paramètres de l'équation pour la région  $c$ ;  $x_{i,c}$  est le vecteur des variables indépendantes;  $\sigma_y$  est l'écart type des observations d' $y$  et  $f$  est l'équation prédictrice de la variable  $y$  provenant du modèle des dynamiques des systèmes.

Dans le cas des paramètres sans bornes, la distribution *a priori* de chaque paramètre  $\alpha_c$  fut spécifiée selon les hyperparamètres nationaux :

$$\alpha_c \sim N(\mu_\alpha, \sigma_\alpha)$$

$$\mu_\alpha \sim N(0, 10^4)$$

$$\sigma_\alpha \sim \Gamma(\mu=0.5, \sigma=0.2)$$

Où  $\mu_\alpha$  et  $\sigma_\alpha$  représentent les hyperparamètres du niveau national (moyenne et écart type) qui spécifient la distribution a priori de laquelle les estimés départementaux ou territoriaux du paramètre  $\alpha$  seront échantillonnés (Gelman, 2006; Wiecki et Elbers, 2014).

Dans les cas des paramètres avec bornes, les distributions des hyperparamètres furent spécifiées de manière identique, tandis que la distribution pour  $\alpha_c$  fut transformée selon une fonction exponentielle (dans le cas d'une seule borne) ou de tangente hyperbolique (dans la présence de deux bornes).

Les calibrations furent réalisées à l'aide de l'algorithme d'inférence bayésienne de Monte Carlo hamiltonien nommé échantillonnage sans demi-tour (« NUTS » selon son nom anglophone « No U-Turn Sampler ») (Hoffman et Gelman, 2014). Toutes les étapes décrites ci-dessus nécessaires à la spécification du modèle hiérarchique, de même que l'inférence elle-même, furent implémentés par l'entremise du logiciel *Tinamit* développé par les auteurs du présent article (Malard et al., 2017).

### **5.3.6 Validation spatiale**

Suite à la calibration, le modèle fut validé non seulement auprès des municipalités de Chiche' et de Concepción mais plutôt envers toutes les municipalités du Guatemala afin d'évaluer le potentiel d'application générale des résultats de l'étude de modélisation.

Tandis que les équations du modèle furent calibrées au niveau territorial ou départemental, les données initiales des variables de niveau et les variables constantes (telles la population, les distributions d'âge, l'aménagement du territoire, la malnutrition et le rendement commercial de l'agriculture) étaient spécifiques à chaque municipalité. Ceci nous permet donc de tester l'hypothèse que le modèle incorpore tous les cycles de rétroaction et les processus nécessaires pour expliquer les dynamiques clefs du système, et que les différences observées entre le comportement des différentes municipalités s'expliqueraient donc entièrement selon les différences entre les valeurs initiales et les variables constantes de chaque municipalité. Si le modèle ne parvient pas à reproduire le comportement du système dans certaines régions géographiques, cela serait donc une indication que le modèle n'est pas apte à la représentation de cette région, très probablement en raison de l'omission de variables et de processus clefs à cette région qui n'étaient pas présents auprès de la région d'étude originale.



Toutes les municipalités furent simulés pour une période de 30 ans (de 1985 à 2015) avec une intervalle de temps annuelle. Suite aux simulations, des mesures de qualité de l'ajustement ( $R^2$ , indice de correspondance (Willmott, 1981) et efficacités Nash-Sutcliffe et Kling-Gupta (Gupta et al., 2009)) furent calculées envers chaque variable d'intérêt dans chaque municipalité. Notons que de tels tests statistiques traditionnels, malgré leur application continue (Chapman et Darby, 2016; Pfaffenbichler et al., 2010), sont généralement déconseillés dans le contexte de la modélisation des dynamiques des systèmes en faveur de tests plus sophistiqués axés sur l'évaluation des schémas temporelles (Barlas, 1996). Cependant, la disponibilité limitée des données dans le contexte de la présente étude ne permet pas l'application de ces méthodes populaires d'évaluation des modèles des dynamiques des systèmes. Nous proposons donc une méthode alternative de validation qui substitue l'espace pour le temps en appliquant des tests statistiques traditionnels de manière spatialement explicite afin de vérifier si ceux-ci, de même que les tendances générales du modèle, sont plus performants dans des régions similaires au site d'étude de cas que dans les régions avec des structures de système différentes. Les tendances observées et simulées des variables de niveau clefs furent également calculées et comparées auprès de chaque municipalité.

### 5.3.7 Logiciels

Les données utilisées au cours de ce projet furent préparés avec le logiciel R (R Core Team, 2018) avant d'être transférées à Python (Python Software Foundation (PSF), 2019) et au logiciel *Tinamit* (révision 4d05fe3) (Malard et al., 2017) pour le reste des analyses. Le logiciel de modélisation visuelle Vensim PLE fut utilisé lors de la construction du modèle des dynamiques des systèmes, mais les simulations elles-mêmes furent exécutées en *Tinamit* avec son moteur de simulation PySD (Houghton, 2016). L'utilisation de ces logiciels à source ouverte facilite la transparence et la reproductibilité scientifique des résultats et offre en même temps une meilleure expérience d'automatisation et de connexion aux bases de données externes lors de la simulation. Le modèle, de même que les données et le code nécessaires à la reproduction des ces analyses sont accessibles en tant que matériel supplémentaire.

## 5.4 Résultats

### 5.4.1 Quantification du modèle

Les sections qui suivent présentent la structure générale du modèle quantifié de niveaux et de flux. Le modèle complet est disponible en tant que matériel supplémentaire.

#### 5.4.1.1 Sous-module de l'agriculture et du système alimentaire

Le sous-module agricole est axé sur la production du maïs, une des principales cultures de base au Guatemala, y compris dans les deux régions d'étude (Figure 5.1). Étant donné que plusieurs pertes des cultures récentes au pays furent causées par les sécheresses, la production du maïs fut modélisée en tant que fonction de la précipitation selon la méthode de déficit d'évapotranspiration utilisée par Inam et al. (2017).

Un défi tout particulier à l'application de la modélisation des dynamiques des systèmes à la malnutrition chronique est la grande diversité d'aliments qui forment une diète humaine et la relation complexe entre celle-ci et le risque de malnutrition pour une région donnée, tout en prenant compte des autres facteurs telles les maladies infantiles. Les parties prenantes identifiaient la quantité et la qualité des aliments en tant que facteurs explicatifs de la malnutrition; néanmoins, une analyse des données ENCOVI révéla une corrélation positive entre la malnutrition chronique et le nombre de calories consommés par personne au niveau municipal. Cet effet est vraisemblablement le résultat des ménages en situation d'insécurité alimentaire qui se tournent vers des aliments moins chers à faible teneur en nutriments mais à densité calorique élevée, telles les céréales de bases, au dépens des fruits et légumes. Il ne fut également pas possible de lier les maladies infantiles à la malnutrition dans le modèle quantitatif en raison des limitations des données au sujet de cette variable. Celles-ci étaient limitées au pourcentage des enfants par municipalité qui ont souffert d'une maladie respiratoire ou de la diarrhée au cours du mois précédent et n'offrirent aucune relation empirique avec les taux de malnutrition. Malgré l'évidence empirique convaincante au niveau mondial qui indiquerait que les maladies infantiles sont une cause de la malnutrition (Walson et Berkley, 2018), les résultats de la présente étude suggèrent que des données limitées à un seul mois seraient insuffisantes pour l'établissement de relations empiriques entre ces variables, et les maladies infantiles durent donc être exclues du modèle final.

De côté de la qualité de la diète, toutefois, une forte relation empirique fut établie entre la diversité de la diète selon l'indice de diversité Shannon (Shannon, 1948; Spellerberg et Fedor, 2003) et la malnutrition. Seule la diversité de la diète fut donc incluse en tant que facteur

explicatif de la malnutrition dans le modèle, la diversité étant elle-même la conséquence de la production d'autosuffisance et des achats d'aliments. Un deuxième défi conceptuel se posa par la suite, soit, l'établissement de la relation empirique entre le grand nombre de différents aliments produits et consommés et la qualité de la diète qui en découle. En fin de compte, la décision fut prise de convertir tous les aliments en valeur monétaire selon les données de l'ENCOVI 2011 afin de pouvoir lier la valeur monétaire de la diète par personne de chaque famille à la variable de qualité de la diète. Cette solution offre l'avantage d'une seule unité de mesure pour la considération des aliments de production d'autosuffisance et des aliments achetés, et prend également en compte le fait que, de manière générale, les aliments plus nutritifs et divers ont tendance à valoir plus cher d'un point de vue monétaire. Cette méthode offrit également des résultats empiriques satisfaisants lorsqu'elle fut appliquée aux données de l'ENCOVI 2011.

En outre, le système d'*awan* ou de *milpa* au Guatemala inclut non seulement la maïs mais aussi une grande variété de différentes cultures, telles les fèves, les légumes et parfois même les fruits, qui jouent toutes un rôle important envers la nutrition et la sécurité alimentaire. Étant donné la difficulté pratique de modéliser chacune de ces cultures de manière explicite (et étant également donné l'absence dans la littérature de modèle capable de modéliser toutes ces cultures de manière intégrée au sein du même champ agricole), une relation linéaire empirique fut établie entre le rendement du maïs et la valeur totale du rendement de l'agriculture de subsistance selon les données disponibles.

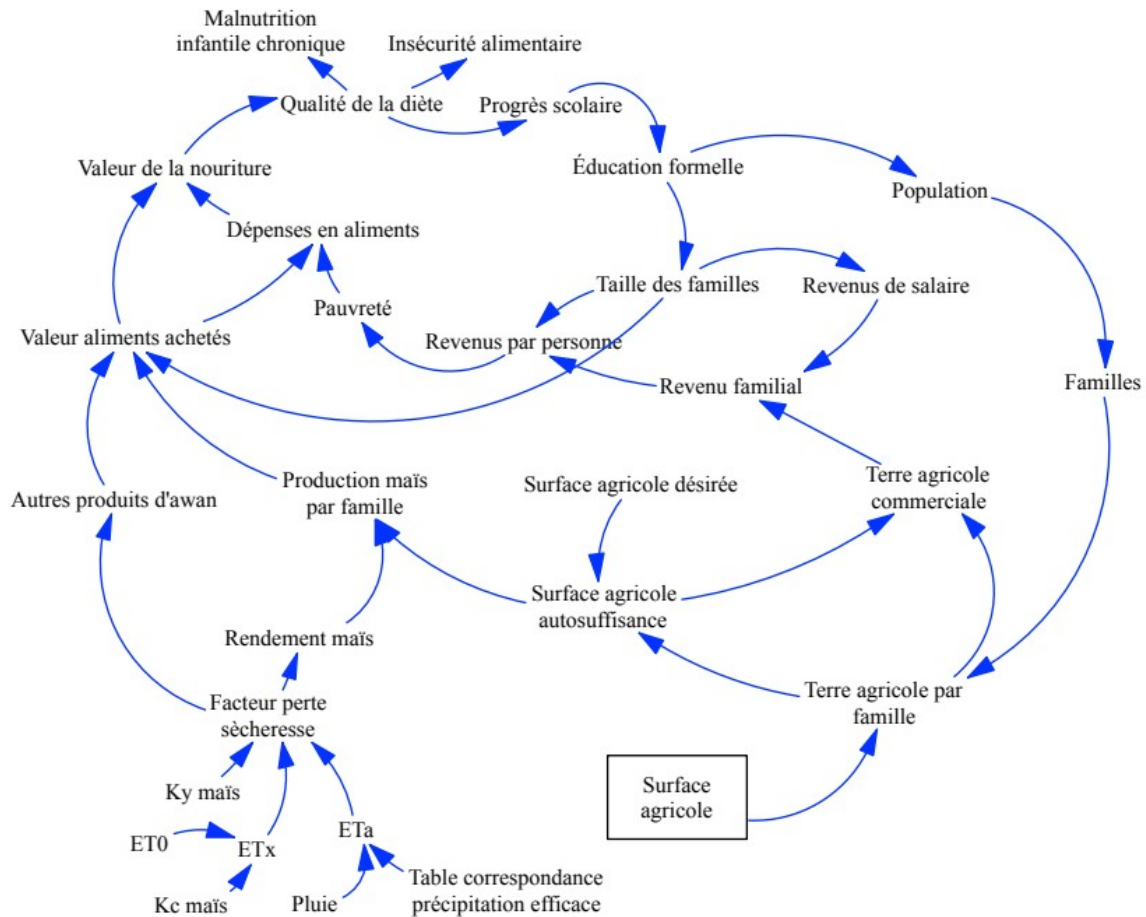


Figure 5.1: Présentation simplifiée du sous-module de l'agriculture et du système alimentaire.

#### 5.4.1.2 Sous-module économique

Trois options de travail sont incluses dans le modèle : l'agriculture de subsistance, l'agriculture commerciale et les emplois salariés (Figure 5.2). L'agriculture de subsistance n'est pas considérée selon une approche d'optimisation économique, mais au contraire selon un objectif d'autosuffisance déterminé par une relation empirique avec le taux de pauvreté de la municipalité, une pauvreté plus prononcée menant à une plus grande dépendance sur l'agriculture d'autosuffisance. La quantité de terre agricole désirée à fins de production d'autosuffisance est ensuite calculée selon les rendements anticipés. Un bas niveau de rendement agricole entraîne donc une demande en terre agricole plus importante afin de combler les besoins alimentaires de la population; cependant, les pertes subites (tel dans le cas d'une sécheresse) diminuent l'intérêt de la population envers l'agriculture de subsistance. Cette approche offre donc l'avantage de représenter les ajustements graduels du système au

tendances au long terme des rendements (les terrains agricoles de chaque famille diminuent graduellement en taille si les rendements s'améliorent, et peuvent également augmenter si les rendements détériorent) tout en permettant au système de répondre de manière opposée aux chocs au court terme (abandon de l'agriculture de subsistance en faveur des emplois rémunérés ou de la migration lors de pertes catastrophiques des récoltes).

De l'autre côté, l'attrait relatif de l'agriculture commerciale en comparaison à celui des emplois rémunérés est déterminé selon le rendement économique anticipé de chacun. Le travail agricole total par année est ensuite calculé selon la quantité de terre agricole disponible (on ne peut avoir plus de fermières et de fermiers que de terre disponible) et le reste de la population économiquement active participe aux emplois rémunérés (ou bien contribue au chômage, le cas échéant). S'il n'y a pas suffisamment de terre agricole pour les besoins d'autosuffisance et de production commerciale, l'autosuffisance prend priorité. Les niveaux d'emploi et de chômage sont ensuite calculés selon la capacité économique de la région (relation empirique selon la densité populationnelle), tandis que la migration fut modélisée selon les niveaux de chômage par une relation logistique proposée par Rasmussen et al. (2012).

Les revenus et la qualité de l'alimentation furent conceptualisés au niveau familial en raison de la relation plus directe entre la sécurité alimentaire et les revenus par personne au niveau de la famille (étant donné que les adultes en mesure de travailler contribuent à l'alimentation des jeunes au sein de leur unité familiale). Les salaires dépendent du niveau d'éducation moyen de la municipalité, et le progrès scolaire découle de la disponibilité des écoles, de la malnutrition chronique, et de la prévalence du travail des enfants. Les revenus familiaux provenant des emplois rémunérés sont calculés selon le nombre d'adultes par famille et ajustés en fonction de la fraction de la population économiquement active qui détient un emploi salarié. Étant donné que la pauvreté elle-même affecte les niveaux d'éducation par l'entremise de son impact auprès du travail des enfants et de la malnutrition chronique, ces relations génèrent deux cycles de rétroaction de renforcement qui peuvent maintenir une population dans un piège de pauvreté et de malnutrition.

Ces approches divergent des méthodes utilisées par les autres modèles de l'agriculture à petite échelle présents dans la littérature. Le modèle de la sécurité alimentaire au Kenya développé par Stephens et al. (2012) utilise une seule variable de niveau pour représenter la valeur totale des ressources financières familiales, de même que le modèle de la salinité des sols et de la gestion agricole au Pakistan d'Inam et al. (2017a, 2017b) qui utilise lui aussi une

seule variable de niveau pour représenter la valeur des ressources financières des fermiers. L'insécurité alimentaire est toutefois plus étroitement liée aux niveaux de pauvreté et à l'inégalité économique qu'à la richesse totale ou moyenne d'une région. Des modèles à base d'agents pourraient également être utilisés afin de modéliser les revenus et les dépenses de chaque famille de manière individuelle, telle l'analyse de la migration de Reid Bell et al. (2019) mais demeurent très exigeants en matière de ressources computationnelles. L'approche adoptée par la présente recherche suit un chemin intermédiaire entre ces deux représentations alternatives de la pauvreté et utilise la pauvreté totale comme variable intermédiaire qui connecte revenus familiaux à la sécurité alimentaire et aux autres impacts sociaux. La pauvreté totale, tant qu'à soi, est modélisée selon une relation empirique qui relie revenus moyens au niveau de pauvreté municipale. Cette méthode facilite l'utilisation des données observées lors de la calibration des relations plus difficiles à quantifier de manière mécanique (telle la relation entre les revenus d'une famille et son manque d'accès à la nourriture) et évite d'essayer de forcer ce problème particulier dans la structure plus rigide des niveaux et des flux des dynamiques des systèmes.

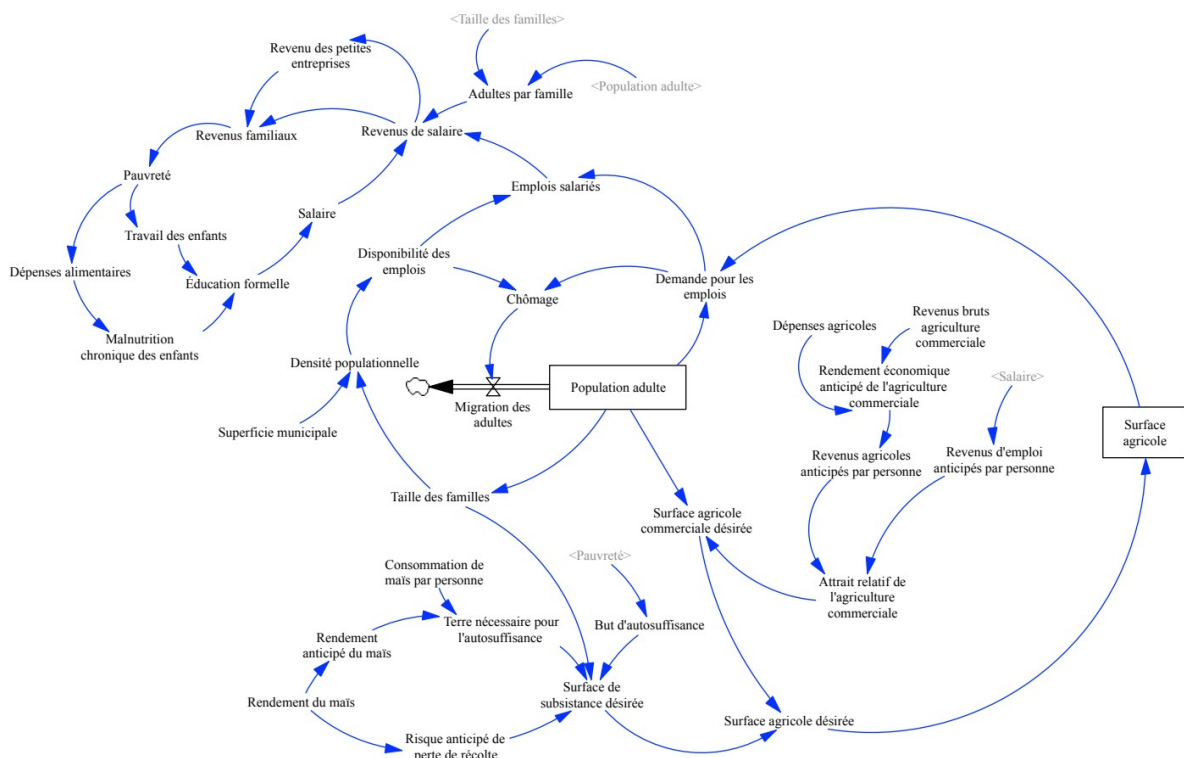


Figure 5.2: Présentation simplifiée du sous-module de l'économie. Les variables en gris indiquent des variables déjà présentes ailleurs sur le diagramme et dédoublées à des fins de clarté. Les symboles de nuage indiquent des flux qui se déversent vers des niveaux exogènes au modèle.

### 5.4.1.3 Sous-module de l'aménagement du territoire

La modélisation endogène des changements en matière d'aménagement du territoire est centrale au développement de recommandations de politiques (Jafino et al., 2019), et plusieurs processus derrière les dynamiques du territoire furent identifiés par les parties prenantes lors de la phase de modélisation participative de la recherche (Figure 5.3). Trois catégories d'utilisation des terres furent modélisées : les terres forestières, les terres agricoles et les arbustes. Les forêts autant que les arbustes peuvent être converties en agriculture, tandis que les terres agricoles, si elles sont abandonnées, redeviendront des arbustes jusqu'à ce qu'elles soient reboisées de manière naturelle ou artificielle. Le bois de chauffage peut également être extrait des forêts de manière durable ou non durable.

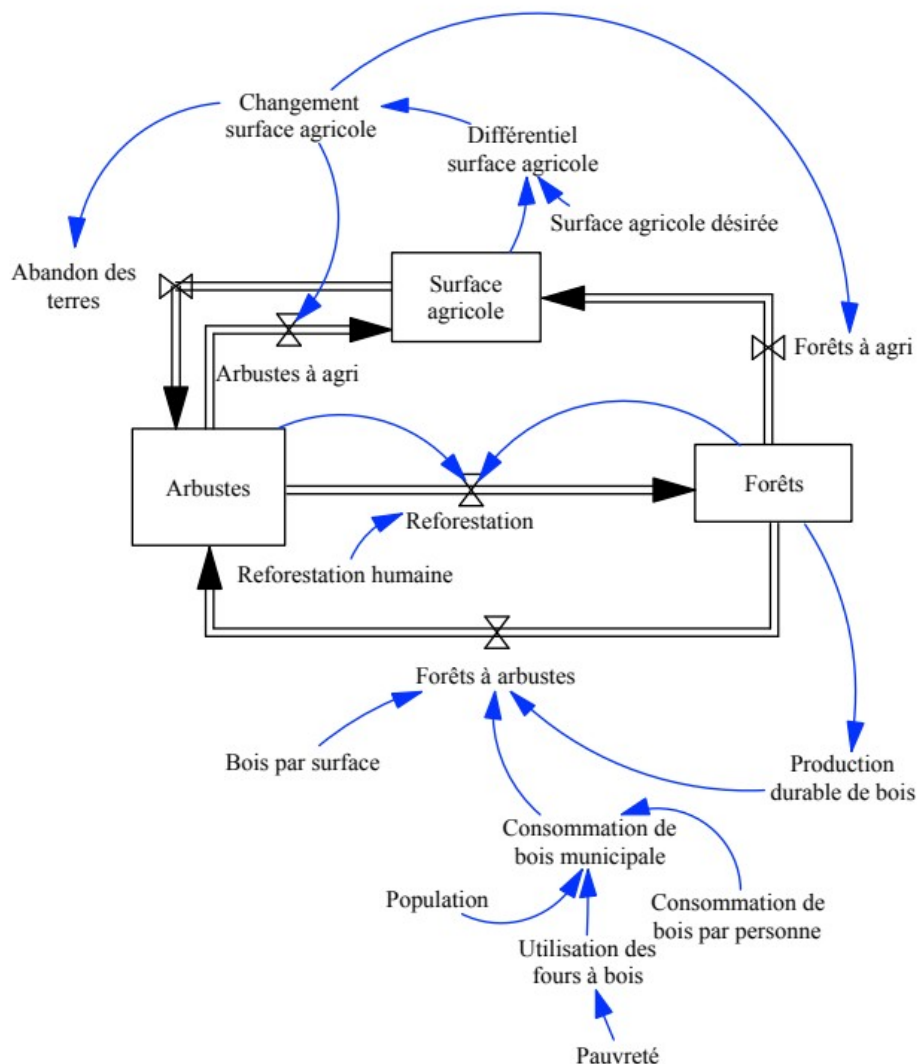


Figure 5.3: Présentation simplifiée du sous-module de l'aménagement du territoire.

#### 5.4.1.4 Sous-module de population

La population totale fut divisée en trois niveaux distincts (enfants, adultes et âge d'or) afin de mieux représenter les dynamiques populationnelles telles la mortalité infantile, la participation au marché du travail et la fertilité (Figure 5.4). Cette dernière dépend du niveau éducationnel de la municipalité, une meilleure éducation menant ainsi à une moindre croissance populationnelle et, potentiellement, une meilleure disponibilité des ressources par personne, de laquelle découlerait à son tour des meilleures opportunités éducatives (cycle de renforcement). La migration fut représentée de manière permanente et affecte chaque groupe d'âge de manière proportionnelle. Elle forme ainsi un cycle d'équilibre avec le taux de chômage. Lorsque la demande pour les emplois excède la capacité de l'économie locale, la migration peut alléger une portion de l'excédent; en même temps, la dépendance de l'économie locale envers la densité populationnelle témoigne qu'une migration catastrophique, possiblement en réponse à une sécheresse sévère prolongée, risque toutefois de déclencher un cycle de renforcement hors contrôle entre pertes populationnelles et effondrement économique.

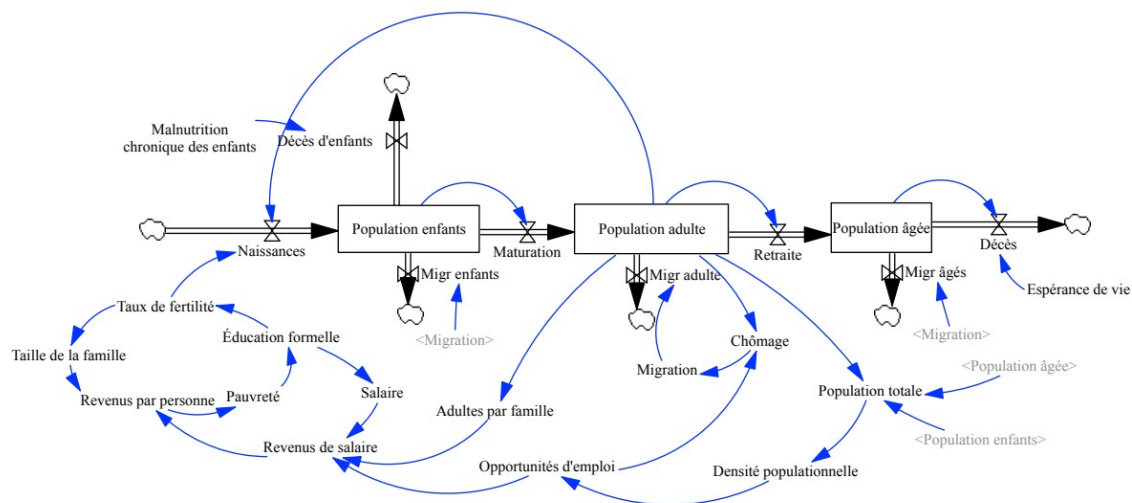


Figure 5.4: Présentation simplifiée du sous-module de la population.

#### 5.4.2 Calibration et validation du modèle

Le fichier en format texte contenant le modèle des dynamiques des systèmes (.mdl) de même qu'une liste de toutes les variables et équations présentes dans le modèle calibré est disponible en tant que matériel supplémentaire. Les simulations du modèle calibré correspondent relativement bien aux données de plusieurs variables de niveau clefs observées



auprès des deux régions d'étude de cas (Figure 5.5). Le Tableau 5.1 présente un résumé des mesures de qualité de l'ajustement du modèle auprès des deux études de cas. Tel que mentionné auparavant, les tests statistiques de ce genre ne sont pas particulièrement applicables à la validation temporelle des modèles des dynamiques des systèmes et devraient par conséquent être considérés avec prudence. Ces valeurs ne sont présentées ici qu'à fins de comparaison avec les mesures de qualité de l'ajustement du modèle lorsqu'appliqué aux différentes régions du Guatemala telles que rapportées lors de la validation spatiale (5.4.2.1).

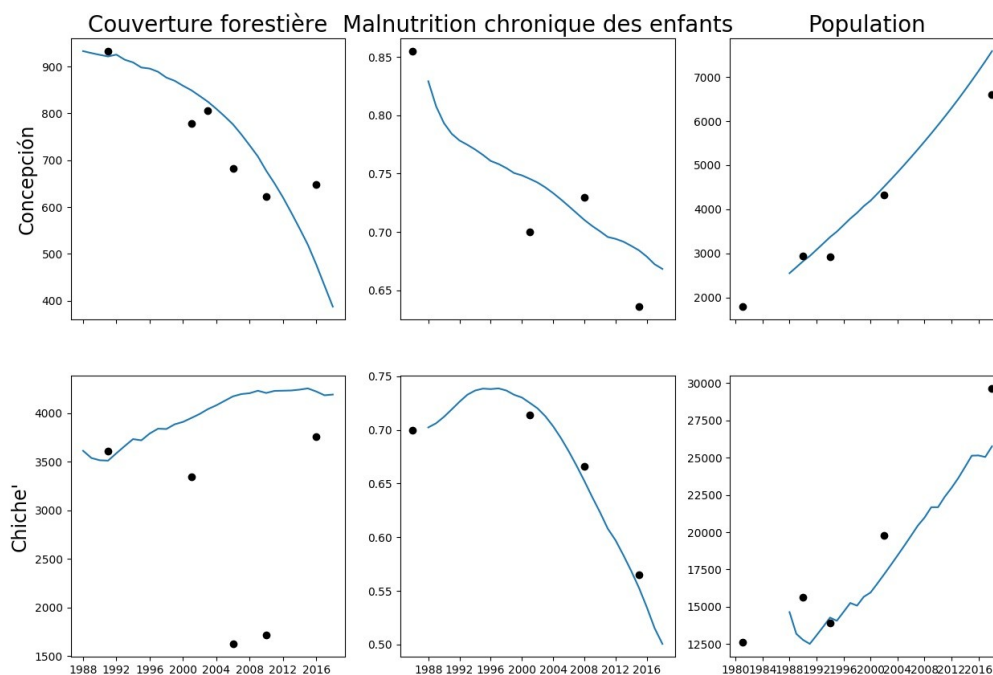


Figure 5.5: Données observées (points individuels) et simulées (ligne pleine) des variables de niveau clefs (forêts, malnutrition et population) à Concepción et à Chiché'.

Tableau 5.1: Mesures de qualité de l'ajustement du modèle pour différentes variables de niveau clefs. ENS : Efficacité Nash-Sutcliffe; EKG : Efficacité Kling-Gupta; RCNEQM : Racine carrée normalisée de l'erreur quadratique moyenne.

Municipalité	Variable	ENS	EKG	R <sup>2</sup>	Indice de concordance	RCNEQM
Concepción	Forêts	0,318	0,588	0,638	0,867	0,118
	Malnutrition	0,685	0,749	0,814	0,904	0,054
	Population	0,889	0,754	0,987	0,978	0,129
Chiché'	Forêts	-1,982	-0,726	0,261	0,430	0,579

Municipalité	Variable	ENS	EKG	R <sup>2</sup>	Indice de concordance	RCNEQM
	Malnutrition	0,950	0,846	0,979	0,989	0,020
	Population	0,825	0,776	0,949	0,947	0,130

#### 5.4.2.1 Validation spatiale

La Figure 5.6 présente, pour tout le pays du Guatemala, les mesures de qualité de l'ajustement du modèle envers les variables de population, de malnutrition infantile chronique et de couverture forestière.



Figure 5.6: Distribution géographique des mesures de qualité d'ajustement du modèle à travers le Guatemala envers la couverture forestière, la malnutrition infantile chronique et la population. Pour chaque mesure, la couleur vert indique un meilleur ajustement et le rouge un moins bon ajustement.

Tel que présenté dans la figure, les prévisions du modèle envers la malnutrition, problématique centrale de la présente étude, sont plus fiables dans les régions centrales et occidentales du pays, où se situent les deux études de cas utilisées lors de la construction du modèle. Les résultats des côtes atlantiques et pacifiques, au contraire, donnèrent des résultats

nettement moins satisfaisants. Les prévisions des dynamiques de la population présentèrent des tendances similaires mais moins fortes, tandis qu'aucun schéma géographique ne fut discerné pour ce qui traite des dynamiques de couverture forestière.

La Figure 5.7 ci-dessous présente les relations entre les tendances prévues et observées pour les variables de la population, de la malnutrition infantile chronique et de la couverture forestière auprès des différents territoires.

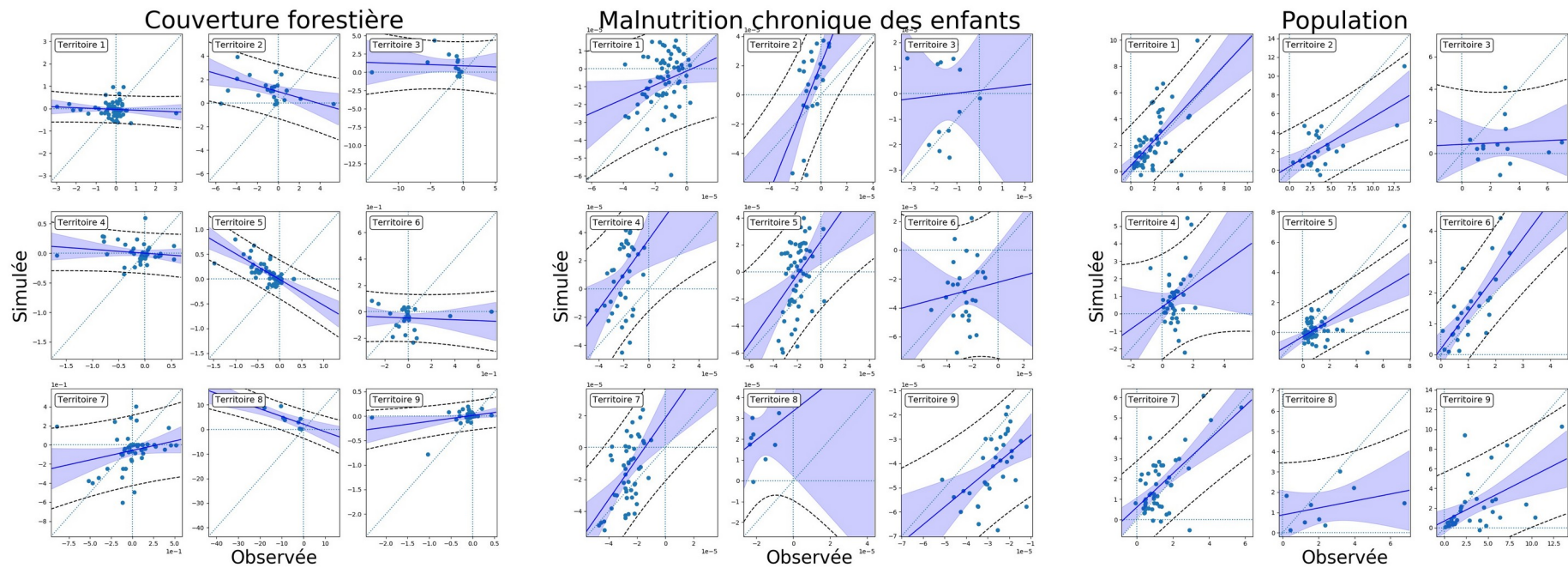


Figure 5.7: Comparaison des tendances simulées et observées de différentes variables de niveau clefs du modèle auprès de chaque territoire socioéconomique. Les points indiquent les municipalités individuelles appartenant à chaque territoire; les lignes bleues pleines, la droite de meilleur ajustement; la zone ombragée, l'intervalle de confiance de 95% de cette dernière; les lignes noires pointillées, l'intervalle de confiance de 95% des prévisions du modèle de régression. Les lignes bleues pointillées indiquent, à titre de référence, les axes des x et des y et la ligne du ratio 1:1 correspondant à un ajustement parfait du modèle. Le territoire 10 ne comportait que 3 municipalités et n'est pas inclus parmi des visualisations.

Le territoire 10, qui ne contient que la capitale nationale Armita' (Guatemala) et ses banlieues, ne contenait que 3 municipalités et ne sut offrir des corrélations informatives. Le modèle offre des prévisions relativement exactes pour ce qui traite des tendances de population auprès des différents territoires et municipalités mais se montre moins habile envers la prévision des tendances en matière de sécurité alimentaire et encore moins apte envers les tendances de couverture forestière. Toutefois, le modèle est généralement plus performant au sein du territoire 1 qu'envers les autres territoires.

La même analyse, lorsqu'appliquée au niveau départemental, donna des résultats similaires, même si le département de Tz'olöj Ya' (qui contient la municipalité de Concepción) présenta des meilleurs résultats que le K'iche' (le département où se situe la municipalité de Chiche') envers la malnutrition chronique infantile.

#### **5.4.2.2 Limitations du modèle**

Plusieurs limitations du modèle méritent également une mention particulière. La modélisation des dynamiques des systèmes est certes une méthode utile pour représenter les comportements complexes qui découlent des rétroactions et des délais au sein des systèmes; elle demeure toutefois moins apte envers la modélisation de l'hétérogénéité au sein de ces mêmes systèmes. Cette variabilité interne, telles les inégalités économiques et l'accès inégal à la terre, seraient mieux représentée par un modèle à base d'agents. L'étude présente représenta les revenus et la disponibilité de la terre selon la moyenne familiale au niveau municipal, tandis que les inégalités furent prises en compte de manière implicite lors de la connexion entre pauvreté (mesurée selon le nombre de personnes en-delà du seuil de pauvreté et de leur distance de ce seuil) et le revenu moyen familial de la municipalité. Un modèle à base d'agents offrirait certainement une représentation plus détaillée des dynamiques de la terre et de la pauvreté, mais nécessiterait une quantité bien plus importante de puissance computationnelle et demeure hors de la portée de la présente étude.

Le modèle est aussi limité par sa portée municipale; il ne peut pas modéliser plus d'une municipalité à la fois et ne fut pas conçu dans le but de prévoir des phénomènes d'ordres national ou international tels les changements macroéconomiques ou la migration en masse. De tels événements, pour l'instant, doivent donc être modélisés en tant que scénarios ou chocs exogènes.

Le module des cultures dépend pour l'instant uniquement de la précipitation totale et ne peut donc pas représenter les impacts qu'occasionnent les changements en température ou en

distribution des pluies auprès des rendements agricoles. La complexité de cette partie du modèle des dynamiques des systèmes pourrait être augmentée, mais la modélisation des cultures est un enjeu très complexe et avant tout un processus physique pour lequel des modèles sophistiqués tels que DSSAT, CropSyst, STICS, APSIM et PCSE (Brisson et al., 2003; de Wit, 2019; Jones et al., 2003; Keating et al., 2003; Stöckle et al., 2003) ont déjà été développés. Au lieu de tenter de réimplémenter les processus de ces modèles au sein d'un environnement des dynamiques des systèmes qui est généralement mal adapté à la représentation de ces processus (Ammar et Davies, 2019; Inam et al., 2017a; Malard et al., 2017), nos efforts de recherche à l'avenir travailleront à coupler le modèle des dynamiques des systèmes présenté au cours de cet article à un modèle physique externe des cultures.

## 5.5 Discussion

L'aspect participatif du processus de modélisation facilita une meilleure inclusion des parties prenantes et mena au développement d'un modèle plus solide qu'aurait pu être créé sans la participation de celles-ci. Les détails au sujet des contributions qualitatives de la méthodologie participative furent présentés dans un article précédant (Malard et al., 2020); cependant, plusieurs contributions d'importance pour le modèle quantifié méritent une mention particulière ici. L'inclusion de deux différentes études de cas du même territoire contribua de manière significative à la richesse du modèle final. À titre d'exemple, les dynamiques de la migration ne furent identifiées que par les parties prenantes de Chiche', possiblement une indication que la migration économique forcée y serait plus prévalente. Ces dynamiques furent cependant centrales au module de population du modèle et au succès des tests de validation de valeur extrême lorsque les opportunités économiques et agricoles du modèle furent artificiellement forcées vers zéro. L'inclusion d'études de cas de régions similaires qui affichent néanmoins des différences selon certains aspects (dans le cas présent, selon le cheminement de développement économique) peut ainsi diminuer le risque d'omission de processus socio-environnementaux clefs qui, malgré leur présence, ne sont pas encore devenus suffisamment problématiques pour figurer parmi les priorités des parties prenantes de toutes les régions d'intérêt de l'étude.

La participation contribua également à l'identification de plusieurs variables clefs du modèle, telle la différence explicite entre l'agriculture d'autosuffisance et l'agriculture commerciale qui n'avait pas été remarquée par les auteurs lors des entrevues individuelles mais qui fut rapidement identifiée par les parties prenantes lors du premier atelier de

modélisation en groupe. Le processus de quantification à son tour contribua à l'identification des relations qui avaient été proposées par les parties prenantes mais qui, selon les données, n'ont à la fin qu'une incidence négligeable sur les dynamiques du système lui-même. À titre d'exemple, la mortalité infantile est un problème critique en soi, mais ne paraît pas occasionner d'impact significatif auprès des dynamiques populationnelles tel qu'avait été suggéré par les parties prenantes. Cette synergie entre, d'un côté, les contributions des parties prenantes à la structure du modèle des dynamiques des systèmes et, de l'autre, l'utilisation de la modélisation axée sur les données afin de quantifier les relations incertaines entre variables aboutit à la génération d'un modèle plus robuste par l'entremise d'un processus de modélisation qui permet aux parties prenantes autant qu'aux chercheuses et chercheurs du projet d'élargir leurs points de vue et leurs connaissances au sujet de la problématique.

Quelques cycles d'équilibre qui génèrent des comportements contre-intuitifs méritent également une mention particulière. Le narratif dominant du développement dans la région tient qu'une diminution des taux de fertilité aboutira à des meilleures conditions de vie en raison d'une plus grande quantité de ressources par personne. Le processus de modélisation identifia, cependant, une relation positive entre la taille des familles et les revenus familiaux, et l'impact d'une diminution artificielle du taux de fertilité lors de simulations expérimentales contribua très peu à l'allègement de la malnutrition. En ce sens, l'on peut considérer les taux de fertilité élevés en tant que stratégie de survie face aux conditions socioéconomiques adverses, et cela peut même être contreproductif que de les cibler par une intervention directe. Les interventions qui au contraire s'attaquent aux causes sous-jacentes des taux de fertilité élevés, telles l'amélioration de l'accès à l'éducation et un meilleur salaire minimum, aboutirent tant qu'à elles à une réduction substantielle du taux de pauvreté de même que de la fertilité.

Une dynamique similaire se déroula dans le contexte des rendements agricoles. Si les rendements agricoles sont bonifiés de manière artificielle (tel que par l'apport d'une nouvelle technologie agricole), la quantité de terre agricole par famille finira par diminuer graduellement au fil des années et, en bout de ligne, laissera les familles aussi vulnérables qu'avant face aux chocs climatiques et autres. Au contraire, une diversification de l'économie et l'offre de meilleures opportunités économiques aux ménages pourrait s'avérer une stratégie plus résiliente au long terme.

L'utilisation de l'inférence hiérarchique bayésienne afin de calibrer les relations empiriques des parties du modèle qui étaient difficiles à quantifier manuellement facilita

l'inclusion et la représentation plus robuste des relations entre variables telles les achats de nourriture, la production d'autosuffisance, la qualité de la diète, la malnutrition, l'éducation et les salaires. Ces équations auraient certainement pu être quantifiées selon des estimés de la littérature et des suppositions de la part des chercheurs et chercheuses; toutefois, la méthodologie axée sur les données qui fut présentée par cet article offre une méthode plus objective et plus rapide pour la quantification, et permet également d'automatiser le processus de calibration en vue d'appliquer le modèle à des régions hors de la zone d'étude.

Malgré ces apports de la calibration bayésienne, la participation des parties prenantes offre plusieurs avantages lorsque comparée à une méthodologie uniquement axée sur les données. Parmi ceux-ci figurent l'intérêt accru des parties prenantes envers la recherche, une meilleure communication entre parties prenantes et de plus importantes chances que la recherche leur inspire confiance et soit en fin de compte adoptée lors de la prise des décisions. De même, les retombées de la participation lors de la construction du modèle incluent l'identification par les parties prenantes des variables importantes et des relations causales entre celles-ci, résultats qui auraient été très difficiles d'extraire, à l'aide seule des méthodes purement statistiques, des bases de données contenant plusieurs centaines de variables hautement intercorrélées. À titre d'exemple, tandis que la pauvreté, l'éducation et les taux de fertilité sont tous corrélés, la participation des parties prenantes fut indispensable à l'identification des relations causales à inclure dans le modèle (cycle de rétroaction entre pauvreté et éducation; fertilité dépendante de l'éducation).

Du côté de la validation spatiale, il est intéressant de noter que les prévisions du modèle en matière de malnutrition et de population furent plus précises dans les régions géographiquement proches des études de cas, tandis que les prévisions de couverture forestière démontrèrent peu de tendance géographique. Il est possible que la variabilité des dynamiques du territoire entre les différentes régions du pays soient en cause; la pente, la capacité des sols envers l'agriculture et les protections de zonage et leur respect ne furent pas considérées dans le modèle. Tandis que les prévisions du modèle cadrent bien avec les observations des données disponibles des deux régions d'étude, la validation spatiale ajoute une toute autre profondeur à l'analyse de la validité du modèle. Les résultats indiquent donc que nous pouvons avoir un niveau de confiance élevé lors de l'application du modèle aux dynamiques de la malnutrition dans les régions du plateau guatémaltèque où il fut développé, mais qu'un nouveau modèle de sécurité alimentaire et de l'agriculture devrait être développé avec les parties prenantes locales si l'on voulait modéliser les régions côtières ou orientales



du pays. En outre, l'application du modèle envers des questions d'ordre forestière à l'extérieur des deux régions d'étude nécessiterait une analyse plus approfondie des causes de la grande variabilité de la qualité d'ajustement du modèle envers cette variable à travers le pays.

## **5.6 Conclusion**

Les systèmes agricoles à petite échelle sont centraux au développement durable et à l'amélioration de la sécurité alimentaire mondiale. La modélisation des dynamiques des systèmes est un outil important dans le contexte de l'analyse de tels systèmes complexes et des interactions entre les domaines social, économique et environnemental qui déterminent leurs durabilité et leurs vulnérabilités. Le manque fréquent de données observées temporelles correspondant aux variables clés de ces systèmes complique néanmoins l'application des méthodes traditionnelles de calibration et de validation de ces modèles. Cet article présente une méthode d'inférence bayésienne hiérarchique afin de substituer l'espace pour le temps lors de la calibration des relations incertaines entre variables socioéconomiques d'un modèle participatif des dynamiques des systèmes agroalimentaires au Guatemala. Tandis que les résultats du modèle se comparent de manière favorable aux données limitées des deux régions d'étude de cas, la procédure de validation spatiale également présentée par cet article permet d'identifier les variables que le modèle représente bien dans de différentes régions du pays, de même que ses limitations géographiques évidentes. Une telle méthodologie peut ensuite faciliter le développement de modèles similaires dans le futur autant que l'évaluation des forces et des limites des modèles déjà disponibles.

## **5.7 Contributions des auteurs**

JM conceptualisa la méthodologie, développa le modèle et le code, effectua les analyses et écrivit l'article. JA, HT et HMQ contribuèrent en tant que superviseurs du projet de recherche.

## **5.8 Remerciements**

Cette recherche fut possible grâce au support d'une Bourse de découverte du CRSNG (no. RGPIN-2015-05554) octroyée au Dr Jan Adamowski de même que d'une Bourse de 3<sup>e</sup> cycle du FRQNT, d'une Bourse du CRDI aux chercheurs candidats au doctorat (no : 107759-99906075-017), d'une Bourse d'études supérieures Canada Vanier et d'un Supplément pour

études à l'étranger Michael-Smith (Programme de bourses d'études supérieures du Canada) octroyées à Julien Malard.

## 5.9 Références

- Ammar, M.E., Davies, E.G.R., 2019. On the accuracy of crop production and water requirement calculations: Process-based crop modeling at daily, semi-weekly, and weekly time steps for integrated assessments. *J. Environ. Manage.* 238, 460–472. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.030>
- Barlas, Y., 1996. Formal aspects of model validity and validation in system dynamics. *Syst. Dyn. Rev.* 12, 183–210. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1727\(199623\)12:3<183::AID-SDR103>3.0.CO;2-4](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1727(199623)12:3<183::AID-SDR103>3.0.CO;2-4)
- Barlas, Y., 1989. Multiple tests for validation of system dynamics type of simulation models. *Eur. J. Oper. Res.* 42, 59–87. [https://doi.org/10.1016/0377-2217\(89\)90059-3](https://doi.org/10.1016/0377-2217(89)90059-3)
- Betancourt, M., Girolami, M., 2015. Hamiltonian Monte Carlo for Hierarchical Models, in: Upadhyay, S., Singh, U., Dey, D., Loganathan, A. (Eds.), *Current Trends in Bayesian Methodology with Applications*. Chapman and Hall/CRC, pp. 79–101. <https://doi.org/10.1201/b18502-5>
- Boğ, S., Barlas, Y., 2005. Automated dynamics pattern testing, parameter calibration and policy improvement. Presented at the International System Dynamics Conference, Boston, USA.
- Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussièrè, 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., Modelling Cropping Systems: Science, Software and Applications* 18, 309–332. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00110-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00110-7)
- Chapman, A., Darby, S., 2016. Evaluating sustainable adaptation strategies for vulnerable mega-deltas using system dynamics modelling: Rice agriculture in the Mekong Delta's An Giang Province, Vietnam. *Sci. Total Environ.* 559, 326–338. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.162>

- Coyle, G., Exelby, D., 2000. The validation of commercial system dynamics models. *Syst. Dyn. Rev.* 16, 27–41. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1727\(200021\)16:1<27::AID-SDR182>3.0.CO;2-1](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1727(200021)16:1<27::AID-SDR182>3.0.CO;2-1)
- Coyle, R.G., 1977. *Management system dynamics*. Wiley, London ; New York.
- de Wit, A., 2019. *Python Crop Simulation Environment*.
- Elsawah, S., Filatova, T., Jakeman, A.J., Kettner, A.J., Zellner, M.L., Athanasiadis, I.N., Hamilton, S.H., Axtell, R.L., Brown, D.G., Gilligan, J.M., Janssen, M.A., Robinson, D.T., Rozenberg, J., Ullah, I.I.T., Lade, S.J., 2020. Eight grand challenges in socio-environmental systems modeling. *Socio-Environ. Syst. Model.* 2, 16226. <https://doi.org/10.18174/sesmo.2020a16226>
- FAO, IFAD, UNICEF, WFP, WHO (Eds.), 2018. *Building climate resilience for food security and nutrition, The state of food security and nutrition in the world*. FAO, Rome.
- Gálvez, J., Andrews, K., Buch, M., Vargas, H., Pineda, P., Rivera Delgado, A.S., Carrera Cruz, J., Iturbide, M.J., Ortiz, A., Chavería, H., Carrera, J.L., Pérez, G., Gándara, A., Miranda, S., Donis, L., Monterroso, O., Tuy, H., Cleaves, C., Santos, L., González, L., Citalán, E., Canel, J., 2015. *Perfil del agro y la ruralidad de Guatemala 2014: Situación actual y tendencias*. IARNA & IICA.
- Gelman, A., 2006. Multilevel (Hierarchical) Modeling: What It Can and Cannot Do. *Technometrics* 48, 432–435. <https://doi.org/10.1198/004017005000000661>
- Gelman, A., Hill, J., 2006. *Data Analysis Using Regression and Multilevel/Hierarchical Models*, 1 edition. ed. Cambridge University Press, Cambridge ; New York.
- Gupta, H.V., Kling, H., Yilmaz, K.K., Martinez, G.F., 2009. Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *J. Hydrol.* 377, 80–91. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.003>
- Halbe, J., Pahl-Wostl, C., Adamowski, J., 2018. A methodological framework to support the initiation, design and institutionalization of participatory modeling processes in water

- resources management. *J. Hydrol.* 556, 701–716.  
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.09.024>
- Hoffman, M.D., Gelman, A., 2014. The No-U-Turn Sampler: Adaptively setting path lengths in Hamiltonian Monte Carlo. *J. Machine Learning Research* 15, 1593-1623.
- 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>
- Inam, A., Adamowski, J., Halbe, J., Prasher, S., 2015. Using causal loop diagrams for the initialization of stakeholder engagement in soil salinity management in agricultural watersheds in developing countries: A case study in the Rechna Doab watershed, Pakistan. *J. Environ. Manage.* 152, 251–267.  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.01.052>
- Inam, A., Adamowski, J., Prasher, S., Halbe, J., Malard, J., Albano, R., 2017a. Coupling of a distributed stakeholder-built system dynamics socio-economic model with SAHYSMOD for sustainable soil salinity management – Part 1: Model development. *J. Hydrol.* 551, 596–618. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.039>
- Inam, A., Adamowski, J., Prasher, S., Halbe, J., Malard, J., Albano, R., 2017b. Coupling of a distributed stakeholder-built system dynamics socio-economic model with SAHYSMOD for sustainable soil salinity management. Part 2: Model coupling and application. *J. Hydrol.* 551, 278–299. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.040>
- Jafino, B.A., Haasnoot, M., Kwakkel, J.H., 2019. What are the merits of endogenising land-use change dynamics into model-based climate adaptation planning? *Socio-Environ. Syst. Model.* 1, 16126. <https://doi.org/10.18174/sesmo.2019a16126>
- Jiang, H., Simonovic, S.P., Yu, Z., Wang, W., 2020. A system dynamics simulation approach for environmentally friendly operation of a reservoir system. *J. Hydrol.* 587, 124971.  
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124971>

- Jones, J.W., Hoogenboom, G., Porter, C.H., Boote, K.J., Batchelor, W.D., Hunt, L.A., Wilkens, P.W., Singh, U., Gijsman, A.J., Ritchie, J.T., 2003. The DSSAT cropping system model. *Eur. J. Agron., Modelling Cropping Systems: Science, Software and Applications* 18, 235–265. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00107-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00107-7)
- Keating, B.A., Carberry, P.S., Hammer, G.L., Probert, M.E., Robertson, M.J., Holzworth, D., Huth, N.I., Hargreaves, J.N.G., Meinke, H., Hochman, Z., McLean, G., Verburg, K., Snow, V., Dimes, J.P., Silburn, M., Wang, E., Brown, S., Bristow, K.L., Asseng, S., Chapman, S., McCown, R.L., Freebairn, D.M., Smith, C.J., 2003. An overview of APSIM, a model designed for farming systems simulation. *Eur. J. Agron., Modelling Cropping Systems: Science, Software and Applications* 18, 267–288. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00108-9](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00108-9)
- Lemke, J., Łatuszyńska, M., 2014. Validation of System Dynamics Models – A Case Study (SSRN Scholarly Paper No. ID 2410509). Social Science Research Network, Rochester, NY.
- Malard, J., Adamowski, J., Rojas Díaz, M., 王凌云 (Lingyun Wang), Tuy, H., Melgar-Quiñonez, H., 2020. Participatory system dynamics modelling for agricultural development and on food security: small-scale agriculture and food systems in the Indigenous communities of Tz’olöj Ya’ and K’iche’ (Guatemala). *Sera soumis à System Dynamics Review*.
- Malard, J.J., Adamowski, J.F., Rojas, D.M., Carrera, J., Gálvez, J., Monadres, H., Melgar-Quiñonez, H., 2015. Use of participatory system dynamics modelling to assess the sustainability of smallholder agriculture. Presented at the American Society of Agricultural and Biological Engineers Annual International Meeting 2015, pp. 3432–3440.
- Malard, J.J., Inam, A., Hassanzadeh, E., Adamowski, J., Tuy, H.A., Melgar-Quiñonez, H., 2017. Development of a software tool for rapid, reproducible, and stakeholder-friendly dynamic coupling of system dynamics and physically-based models. *Environ. Model. Softw.* 96, 410–420. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.06.053>

- Marín, V.H., Rodríguez, L.C., Niemeyer, H.M., 2012. A socio-ecological model of the *Opuntia* scrublands in the Peruvian Andes. *Ecol. Model.* 227, 136–146. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.12.010>
- Mohammadi, S., Arshad, F.M., Bala, B.K., Ibragimov, A., 2015. System dynamics analysis of the determinants of the Malaysian Palm oil price. *Am. J. Appl. Sci.* 12, 355–362. <https://doi.org/10.3844/ajassp.2015.355.362>
- Parsons, D., Nicholson, C.F., Blake, R.W., Ketterings, Q.M., Ramírez-Aviles, L., Cherney, J.H., Fox, D.G., 2011a. Application of a simulation model for assessing integration of smallholder shifting cultivation and sheep production in Yucatán, Mexico. *Agric. Syst.* 104, 13–19. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2010.08.006>
- Parsons, D., Nicholson, C.F., Blake, R.W., Ketterings, Q.M., Ramírez-Aviles, L., Fox, D.G., Tedeschi, L.O., Cherney, J.H., 2011b. Development and evaluation of an integrated simulation model for assessing smallholder crop–livestock production in Yucatán, Mexico. *Agric. Syst.* 104, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2010.07.006>
- Pfaffenbichler, P., Emberger, G., Shepherd, S., 2010. A system dynamics approach to land use transport interaction modelling: the strategic model MARS and its application. *Syst. Dyn. Rev.* 26, 262–282. <https://doi.org/10.1002/sdr.451>
- Rasmussen, L.V., Rasmussen, K., Reenberg, A., Proud, S., 2012. A system dynamics approach to land use changes in agro-pastoral systems on the desert margins of Sahel. *Agric. Syst.* 107, 56–64. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2011.12.002>
- Reid Bell, A., Calvo-Hernandez, C., Oppenheimer, M., 2019. Migration, Intensification, and Diversification as Adaptive Strategies. *Socio-Environ. Syst. Model.* 1, 1–18. <https://doi.org/10.18174/sesmo.2019a16102>
- Reza Najafi, M., Moradkhani, H., 2013. Analysis of runoff extremes using spatial hierarchical Bayesian modeling: Hierarchical Bayesian Model of Flood. *Water Resour. Res.* 49, 6656–6670. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20381>
- Roobavannan, M., van Emmerik, T.H.M., Elshafei, Y., Kandasamy, J., Sanderson, M.R., Vigneswaran, S., Pande, S., Sivapalan, M., 2018. Norms and values in

- sociohydrological models. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 22, 1337–1349. <https://doi.org/10.5194/hess-22-1337-2018>
- Salvatier, J., Wiecki, T.V., Fonnesbeck, C., 2016. Probabilistic programming in Python using PyMC3. *PeerJ Comput. Sci.* 2, e55. <https://doi.org/10.7717/peerj-cs.55>
- Saysel, A.K., Barlas, Y., 2006. Model simplification and validation with indirect structure validity tests. *Syst. Dyn. Rev.* 22, 241–262. <https://doi.org/10.1002/sdr.345>
- Seidou, O., Fortin, V., St-Hilaire, A., Favre, A.-C., El Adlouni, S., Bobée, B., 2006. Estimating the snow water equivalent on the Gatineau catchment using hierarchical Bayesian modelling. *Hydrol. Process.* 20, 839–855. <https://doi.org/10.1002/hyp.6127>
- Shannon, C.E., 1948. A mathematical theory of communication. *Bell Syst. Tech. J.* 27, 379–423, 623–656.
- SIFGUA, S. de I.F. de G., 2020. Cobertura forestal [WWW Document]. URL <http://www.sifgua.org.gt/Cobertura.aspx>
- Spellerberg, I.F., Fedor, P.J., 2003. A tribute to Claude Shannon (1916-2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the ‘Shannon-Wiener’ Index: On species richness and diversity. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 12, 177–179. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00015.x>
- Stephens, E.C., Nicholson, C.F., Brown, D.R., Parsons, D., Barrett, C.B., Lehmann, J., Mbugua, D., Ngoze, S., Pell, A.N., Riha, S.J., 2012. Modeling the impact of natural resource-based poverty traps on food security in Kenya: The Crops, Livestock and Soils in Smallholder Economic Systems (CLASSES) model. *Food Secur.* 4, 423–439. <https://doi.org/10.1007/s12571-012-0176-1>
- Sterman, J., 2000. *Business dynamics: systems thinking and modelling for a complex world*. Irwin-McGraw-Hill, New York, NY, USA.
- Stöckle, C.O., Donatelli, M., Nelson, R., 2003. CropSyst, a cropping systems simulation model. *Eur. J. Agron., Modelling Cropping Systems: Science, Software and Applications* 18, 289–307. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00109-0](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00109-0)

- Villamor, G.B., Griffith, D.L., Kliskey, A., Alessa, L., 2019. Contrasting stakeholder and scientist conceptual models of food-energy-water systems: a case study in Magic Valley, Southern Idaho. *Socio-Environ. Syst. Model.* 2, 16312. <https://doi.org/10.18174/sesmo.2020a16312>
- Walson, J.L., Berkley, J.A., 2018. The impact of malnutrition on childhood infections. *Curr. Opin. Infect. Dis.* 31, 231–236. <https://doi.org/10.1097/QCO.0000000000000448>
- Wiecki, T., Elbers, D., 2014. The Best Of Both Worlds: Hierarchical Linear Regression in PyMC3. While My MCMC Gently Samples Bayesian Model. *Data Sci. Python*. URL <https://twiecki.io/blog/2014/03/17/bayesian-glms-3/>
- Willmott, C.J., 1981. ON THE VALIDATION OF MODELS. *Phys. Geogr.* 2, 184–194. <https://doi.org/10.1080/02723646.1981.10642213>
- Wu, W., Clark, J.S., Vose, J.M., 2010. Assimilating multi-source uncertainties of a parsimonious conceptual hydrological model using hierarchical Bayesian modeling. *J. Hydrol.* 394, 436–446. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.09.017>



## **6 Chapitre 6: Hybrid Bayesian inference-based participatory system dynamics modelling for temporally data-poor regions: Indigenous small-scale agriculture and food systems in Tz'olöj Ya' and K'iche' (Guatemala)**

### **6.1 Abstract**

Participatory system dynamics modelling is a useful method for characterising agricultural systems and the complex dynamics linking their human and agronomic counterparts that determine the long-term behaviour and sustainability of these systems. One major challenge facing this use of system dynamics methods, nonetheless, is the relative scarcity of time-series data for many key variables of interest in these socioeconomic systems, which hinders the use of these models. In this research, we propose a new approach for quantifying difficult-to-quantify relationships within system dynamics models of socio-environmental systems when temporally scarce but spatially rich data (as is often the case with survey or census data) is available for many socioeconomic model variables of interest. The methodology, which uses hierarchical Bayesian inference, was applied to a model of agricultural systems and food security in Tz'olöj Ya', Guatemala. Results indicate that the model performs better in non-study site municipalities that are socioeconomically and environmentally similar to the case study sites than in less similar municipalities. While the model performs well regarding all key variables in both study sites, the spatial validation procedure across non-case study municipalities shows that trends in population, followed by child chronic malnutrition, are relatively well-represented by the model in all similar municipalities, while forest cover dynamics are much more difficult to generalise across regions, even seemingly similar ones. These results were possible due to the hybrid approach used: stakeholder participation was central to the identification of key relationships between variables, while Bayesian inference and spatial validation allowed for the assessment of the model's validity and geographical limits.

### **6.2 Introduction**

Agricultural production and system functioning is an important topic in the face of climate change and recently increasing world hunger (FAO et al., 2018). In particular, the small-scale agricultural systems which serve to provide food and livelihoods to a large proportion of the

world's population include complex interactions between human and environmental spheres. As much research and effort is dedicated to measure and improve the performance of small-scale agriculture, holistic methods to analyse the sustainability and vulnerabilities of different, sometimes alternative, systems are needed.

System dynamics (SD) modelling is an important tool for understanding complex systems and problems with counterintuitive behaviours, and has already been applied to the analysis of many human-environmental systems (Marín et al., 2012). Participatory modelling, and participatory system dynamics modelling in particular, is useful for facilitating the application of these models by stakeholders to better understand, communicate on, and work with these systems. They also facilitate learning between stakeholders and the creation of a shared vision that includes each stakeholder's knowledge and expertise. However, a challenge with system dynamics modelling of socioeconomic-environmental problems in many regions that have not received much modelling attention is the lack of readily available data. Several studies have built participatory system dynamics models of tropical and small-scale agricultural systems (Hossain et al., 2020; Mohammadi et al., 2015; Stephens et al., 2012). In particular, Rasmussen et al. (2012) developed a model smallholder pastoral agriculture in the Sahel, and Parsons et al. (2011b, 2011a) developed a coupled system dynamics-crop (APSIM) model of smallholder agriculture in Yucatán to analyse the effectiveness of specialised versus integrated farming (of sheep production with milpa). Inam et al. (2017a, 2017b) also developed a participatory-based model of small-scale agriculture and land salinity in Pakistan. In most of these cases, the lack of data for many model parameters and equations is addressed by relying on expert interviews with stakeholders, estimated "best guesses" for parameter values from the literature, and behavioural (Barlas, 1989) and sensitivity analysis to ensure that the model's structure and general functioning are correct.

These approaches, while very useful, do stand to gain from a more systematic inclusion of observed data for both socioeconomic and environmental variables in the model calibration and validation processes (Elsawah et al., 2020). It is important to note that these terms have been the subject of some dissent in the system dynamics field, with arguments made that since all models are approximations of reality, no model can be "validated" or "verified" in the strict sense of the word (Sterman, 2000). Both terms themselves have also lent themselves to different interpretations. Some have used both as synonyms, while many authors use verification to refer to ensuring that the model is technically well implemented (no

programming or mathematical errors) and validation to ensuring that the model (including bounds and structure) is fit for its real-world purpose. (Lemke and Łatuszyńska, 2014) provide an in-depth review of the usage of both terms, while (Coyle and Exelby, 2000) conclude that “validation subsumes verification and a verified model might be invalid if it correctly represented the wrong purpose. A valid model could not be unverified.” Since many authors in the field of system dynamics model evaluation (Barlas, 1996; Chapman and Darby, 2016; Jiang et al., 2020; Lemke and Łatuszyńska, 2014; Saysel and Barlas, 2006) use the term validation to refer to various manners of implementing, as put by (Coyle, 1977) (cited in (Coyle and Exelby, 2000)), the “process by which we establish sufficient confidence in a model to be prepared to use it for some particular purpose,” we will adopt this meaning of the term validation in this paper.

In this context, there is a need for a methodology to calibrate equations, in a spatially explicit manner, where data is spatially explicit but unequally rich between the different regions of interest. A natural candidate framework for such a situation would be Bayesian inference, which allows for the combination of both *a priori* information with observed data points to estimate the final posteriori distribution of the equation parameters. In its hierarchical form, Bayesian inference can implicitly utilise the data available from different regions as starting *a priori* values for other, more data-scare, regions, and has already been used in the hydrological domain to estimate hydrological parameters in ungauged regions (Reza Najafi and Moradkhani, 2013; Seidou et al., 2006; Wu et al., 2010).

Regarding model evaluation, however, current methods of model evaluation of system dynamics models (Barlas, 1989; Bož and Barlas, 2005), which generally consist of verifying the models’ trends and overall behaviour against observed data for one study location, are not readily applicable to situations where poor temporal resolution of data for the study location prevent the splitting of data into validation and calibration datasets. The use of these methods for spatial validation, where a model built in one region is tested against temporally limited data from a large number of similar and dissimilar regions, could therefore provide a manner of verifying whether the behaviour of the model is successful at representing the key system differences that lead to different behaviour in similar regions, as well as evaluating how universal the modelled system structure is, and where it is not applicable.

In this research, we therefore 1) propose a methodology for using hierarchical Bayesian inference on spatial data to calibrate uncertain socioeconomic variable relationships within a participatory SD model, 2) propose a procedure for spatial validation of SD models, and 3)

give an example of the methodology from a system dynamics model of smallholder agriculture and food security in Concepción (Tz'olöj Ya') and Chiche' (K'iche'), Guatemala.

These proposed methods do not aim to replace standard SD validation and verification procedures, but rather to supplement them where data is insufficient for most conventional data-based approaches.

## 6.3 Methods

In all participatory model-building, both researchers and stakeholders contribute information and knowledge to different parts of the model-building process, and the inclusion of stakeholder input can be especially useful when data is scarce (Hossain et al., 2020; Roobavannan et al., 2018; Villamor et al., 2019). In this participatory system dynamics modelling study, the following process, which builds on the participatory modelling stakeholder engagement methodology of Halbe et al. (2018) and Inam et al. (2017a, 2017b, 2015), was employed.

1. Stakeholders, through individual interviews and group model-building workshops, identify variables of importance, relationships between them, and feedback loops.
2. The qualitative causal loop diagram (CLD) model is quantified into a System Dynamics model by researchers.
3. Assessment of available spatial datasets (e.g., censuses and other surveys) and connection of available data variables to model variables of interest.
4. Relationships between variables in the SD model for which no mechanistic form is readily evident are quantified on an individual basis using a data-based hierarchical Bayesian inference approach.
5. The (often few) variables for which spatially explicit time series data for trend identification is also available are used to validate overall model (feedback loops) behaviour.

This methodology allows for calibration with limited data, where temporally splitting data for validation and calibration is impossible, while still verifying that the key feedback loops and processes within the model are able to reproduce observed system behaviour over time. Details on each of these steps is given below.

### **6.3.1 Study area**

The study was carried out in Concepción (Tz'olöj Ya') and Chiche' (K'iche'), Guatemala (Malard et al., 2020). Both regions suffer from high levels of chronic child malnutrition (55-65% in 2014), though these levels have been generally decreasing since 2000 for both localities. Both are highly agrarian, mostly Indigenous regions that depend mostly on agriculture for subsistence. However, while agricultural development in Chiche' has been generally focused on production of subsistence crops to combat food insecurity, development in Concepción has seen a much stronger emphasis on a cash-based economy and the commercial production of fruits and vegetables for sale in local and national markets. These differences make the two study regions an interesting case study to compare the functioning of different small-scale agricultural systems.

These two regions, along with the problem of food security, were chosen for this study due to their relevance to a system dynamics approach (two very different socioeconomic systems facing the same, persistent, problem of food insecurity over time). In addition, they are particularly applicable to the quantitative methodology developed in this paper due to the very limited availability time-series data for key stock variables, consisting of a few (4-6) data points over approximately 20 years for forest cover, child chronic malnutrition, and population, combined with good accessibility of spatially disaggregated data (over 300 municipalities and 13000 households) from the 2011 ENCOVI survey on a variety of socioeconomic and environmental variables preset in the models.

### **6.3.2 Participatory methodology**

The model was developed in a participatory manner as described in a previous paper (J. Malard et al. 2020). In each study site, stakeholders involved in agriculture, food security or malnutrition, or human development from governments, (local) NGOs and community organisations were invited to participate in individual causal loop diagram (CLD) building interviews. CLDs were developed as in Inam et al. (2015), following which a series of group model-building workshops was conducted over which the combined model was presented and discussed and parts to improve or correct were identified by the stakeholders. The ability of the authors who participated in the field research to speak Kaqchikel, K'iche' and Spanish were also central to the research team's ability to conduct participatory research in the region.

### **6.3.3 Model quantification**

The final quantified model was built by combining CLDs from both case studies in order to generate a single, more widely applicable model, based on our previous approaches (Halbe et al., 2018; Inam et al., 2017a, 2015; Malard et al., 2015). In general, relationships and variables proposed by different stakeholders complemented each other, and often formed feedback loops. When stakeholders' contributions explicitly conflicted (though rarely), these points were discussed with all stakeholders in the group model-building workshops in order to decide on the final model structure. Relationships between variables were then classified as either mechanistic, process-based or empirical equations. Mechanistic relationships are those whose equations are entirely mechanistic and require no calibration (for instance, family income is the sum of agricultural, salary and business income sources). Process-based relationships are mechanistic in structure, but have one or more parameter of uncertain value (e.g., maize yield is the product of maximum potential yield and a water stress yield loss factor, but the potential yield itself must be estimated from data). Finally, empirical relationships are those for which no purely mechanistic equation exists (e.g., the positive relationship between education and salary) and for which the equation shape and parameter values must be estimated from available data.

The model itself was built at the municipal scale, instead of the individual scale, in order to facilitate connection to observed municipal-level data as well as to reduce the computational burden that would have been necessary with an agent-based modelling approach (Reid Bell et al., 2019). For instance, instead of attempting to model the income and expenditure of individual families, overall average income was related to overall municipal poverty levels through an empirical relationship.

### **6.3.4 Data preparation**

The ENCOVI 2011 survey, censuses, and land use surveys (SIFGUA, 2020) conducted by the Guatemala government were used as data sources. In the case of the 2011 ENCOVI survey, where data was available on an individual basis, data for each variable of interest was prepared and aggregated to the municipal level using an R code (R Core Team, 2018).

### **6.3.5 Model calibration**

Calibration of system dynamics models, when done, are usually based on optimisation of model output to observed time series. When such time series are unavailable, however, Bayesian inference, in particular hierarchical Bayesian inference (Gelman, 2006; Gelman and

Hill, 2006; Wiecki and Elbers, 2014), may be used to substitute space for time in order to calibrate individual empirical relationships within the model.

In this study, the empirical relationships present in the model were calibrated with municipal-level data. Guatemala itself is a very diverse country, both socially and environmentally, with over 300 administrative municipalities divided into 22 departments. However, socioeconomic and environmental conditions often vary widely between municipalities of the same department, and a previous study (Gálvez et al., 2015) used hierarchical clustering to group similar municipalities into 10 different, often but not always geographically contiguous, socioeconomic-environmental territories based on a number of socioeconomic and environmental indicators. For instance, Territory 1 consists of very Indigenous (92%) and highly agrarian (67.5%) municipalities, with high levels of food insecurity and poverty (74%), while other territories are either more urban (e.g. 6, 9, 10), more hispanic (e.g., 4, 5, 7), or less food insecure (e.g., 8). Both Concepción and Chiche' are part of Territory 1. See Gálvez et al. (2015) for a complete description of each territory.

Two different hierarchies for Bayesian inference were tested, the first administrative (municipalities assigned to their respective departments) and the second socioeconomical, where municipalities were assigned to territories, of similar socioeconomic and environmental characteristics.

Bayesian inference is a calibration method that permits *a priori* information to be combined with evidence (whether scant or strong) from observations to generate final probability distributions for equation parameters. In its hierarchical form, Bayesian inference creates “hyperparameter” distributions at each level of the hierarchy, which are then used as *a priori* distributions for the level immediately below it (Betancourt and Girolami, 2015; Gelman, 2006; Wiecki and Elbers, 2014). As both hyperparameters from higher levels and regular parameters from the final (lowest) level are calibrated simultaneously by the calibration algorithm, this has the particular benefit that parameters for higher levels of the hierarchy will adjust to information flowing up from observed data at the lowest levels, while individual regions from lower levels of the hierarchy for which data is scant or missing will draw more heavily on the hyperparameters immediately above them, allowing for the calibration of data-poor regions of the map.

As a concrete example, the national hyperparameters of a specific equation will be calibrated according to the observations from all municipalities, while the inference algorithm

will calibrate the parameters for the territorial level according to both the national hyperparameters and the observations each municipality belonging to the territory. Territories with large quantities of observed data will see these weigh more in the calibration, while those with little data will see their posteriori parameter distributions approach the generic ones of the country level.

In particular, each equation was calibrated according to the following general form modelled from Gelman (2006) and Wiecki and Elbers (2014):

$$y_{i,c} = f(x_{i,c}, \alpha_c) + \epsilon_c$$

$$\epsilon_c \sim \text{HalfNormal}(0, \sigma_y)$$

Where  $i$  represents the observation of municipality  $i$  from region (territory or department)  $c$ ,  $\alpha_c$  is the vector of equation parameters for region  $c$ ,  $x_{i,c}$  the vector of causal variables,  $\sigma_y$  the standard deviation of observations of  $y$  and  $f$  the equation for the predictand  $y_{i,c}$  as specified in the system dynamics model.

For unbounded parameters, the *a priori* for each parameter  $\alpha_c$  was specified according to its national hyperparameters as:

$$\alpha_c \sim N(\mu_\alpha, \sigma_\alpha)$$

$$\mu_\alpha \sim N(0, 10^4)$$

$$\sigma_\alpha \sim \Gamma(\mu=0.5, \sigma=0.2)$$

Where  $\mu_\alpha$  and  $\sigma_\alpha$  are the national-level hyperparameters (mean and standard deviation) specifying the *a priori* distribution from which territorial or departmental estimates of the parameter  $\alpha$  is drawn (Gelman, 2006; Wiecki and Elbers, 2014).

In the case of bounded parameters, distributions for hyperparameters were specified in the same manner, while the distribution for  $\alpha_c$  itself was then transformed with either an exponential function (for single-bounded parameters) or a hyperbolic tangent function (for parameters with two bounds).

Calibrations were executed with PyMC3's (Salvatier et al., 2016) default No U-Turn Sampler (NUTS) Hamiltonian Monte Carlo inference algorithm (Hoffman and Gelman, 2014). All steps of hierarchical model specification process given above, as well as the



inference itself, were implemented through the *Tinamit* software previously developed by the authors (Malard et al., 2017).

### **6.3.6 Spatial validation**

Following calibration, the model was validated not only in the municipalities of Chiche' and Concepción used to develop it but also against all municipalities in Guatemala in order to determine how widely applicable the results of the current study were.

While model equations were calibrated at the territorial or departmental levels, initial data for key stocks and constants (population, population age distribution, land use, malnutrition, commercial yield from agriculture) specific to each municipality were used. This allows us to test the hypothesis that the model incorporates all key feedback loops and processes necessary to understand the main dynamics of the system, and that all observed differences between municipalities' behaviour uniquely stem from differences in initial values and constants. Failure of the model to reproduce observed behaviour in specific geographical regions therefore indicates that the model would not be appropriate for use in that region, likely because it lacks key variables and processes important to that region but missing from the original study area.

All municipalities were simulated for 30 years with a yearly time step, starting from 1985 and ending in 2015. Following the simulations, common goodness-of-fit measures ( $R^2$ , index of agreement (Willmott, 1981), and Nash-Sutcliffe and Kling-Gupta efficiencies (Gupta et al., 2009)) were calculated for each variable of interest in each municipality. Such traditional statistical tests, though still used (Chapman and Darby, 2016; Pfaffenbichler et al., 2010), are generally considered to be less applicable to system dynamics models. While other, more sophisticated tests oriented towards temporal patterns are generally recommended (Barlas, 1996), in the present research time-series data of sufficient temporal resolution is not available for the application of these standard system dynamics tests. As such, this research proposes an alternative method of model validation for such situations where space is substituted for time and standard statistical tests are applied in a spatially explicit manner to test whether these, as well as general trends, perform better in regions similar to the study site than in other regions with different system structures. Observed and simulated trends for important stocks were also calculated for each municipality.

### **6.3.7 Software**

Data used in this research were preprocessed with R (R Core Team, 2018) before being passed on to Python (Python Software Foundation (PSF), 2019) and *Tinamit* (Malard et al., 2017) software (commit 4d05fe3) in which the remainder of the analyses were conducted. While the Vensim PLE visual editing software was used to build the system dynamics model, *Tinamit* and its inbuilt PySD (Houghton, 2016) backend were used as runtime environments for the model due to their greater capacity for automation and external data provision, in addition to their open-source licenses that facilitate scientific transparency and reproducibility. The model, input data and all code used to run the analyses are provided as supplementary material.

## **6.4 Results**

### **6.4.1 Model quantification**

The sections below describe the general structure of the quantified stock and flow model. The full model is provided as supplementary material.

#### ***6.4.1.1 Agriculture and food system submodule***

The agricultural submodule centres on maize, a major staple crop in Guatemala, including both case study sites (Figure 6.1). Since lack of rainfall has been the cause for several recent crop failures, the decision was made to model maize yield primarily as a function of rainfall, employing the evapotranspiration deficit method used by Inam et al. (2017).

One particular challenge of modelling chronic malnutrition with a system dynamics approach is determining how a wide range of foods consumed, along with other factors such as childhood illnesses, combine to determine the malnutrition risk for a specific region. While stakeholders had identified both quantity and quality of food as causes for malnutrition, analysis of ENCOVI data showed that the initial approach of measuring food quantity according to calories consumed per capita was unsuccessful, as regions with more malnutrition also consumed more calories per capita. This is likely because more food insecure households are forced to resort to cheaper, lower nutritional quality foods that also contain more calories (e.g., basic grains at the expense of fruits and vegetables). In addition, we were unable to include childhood illnesses as a cause for malnutrition in the model because the data available on illnesses (percentage of children per municipality having suffered from diarrheal or respiratory illness in the past month) showed no empirical

relationship with malnutrition levels. While there is strong empirical evidence worldwide that childhood illnesses are a cause of malnutrition (Walson and Berkley, 2018), this study suggests that illness data limited to the past month may be insufficient to establish quantitative empirical relationships and as such precluded the inclusion of childhood illnesses in the present model.

As such, the final model included only diet quality as a causal factor for malnutrition, with diet quality itself being a result of both subsistence production and food purchases. A second conceptual difficulty was then to determine the empirical relationship between the wide range of foods produced and consumed, and how these translate to dietary quality. The decision was made to convert all foods to their monetary value (according to ENCOVI 2011 data), and to then link this per capita monetary value of the diet to the dietary quality variable. This approach has the advantage of providing a simple common unit to combine both purchased and produced food, and also takes advantage of the fact that more nutritious and diverse foods also tend to be worth more monetarily. The approach was also found to perform well empirically when quantified with the ENCOVI 2011 data.

Finally, the *awan* or *milpa* system in Guatemala includes much more than only maize, but also a wide variety of other crops, including beans, vegetables and in some places even fruits, which play an important part in nutrition and food security. Since modelling each of these crops individually would be impractical (and since no wholly integrated multi-crop model is even available in the literature), and empirical linear relationship between maize yield and total subsistence agricultural output was established based on available data.

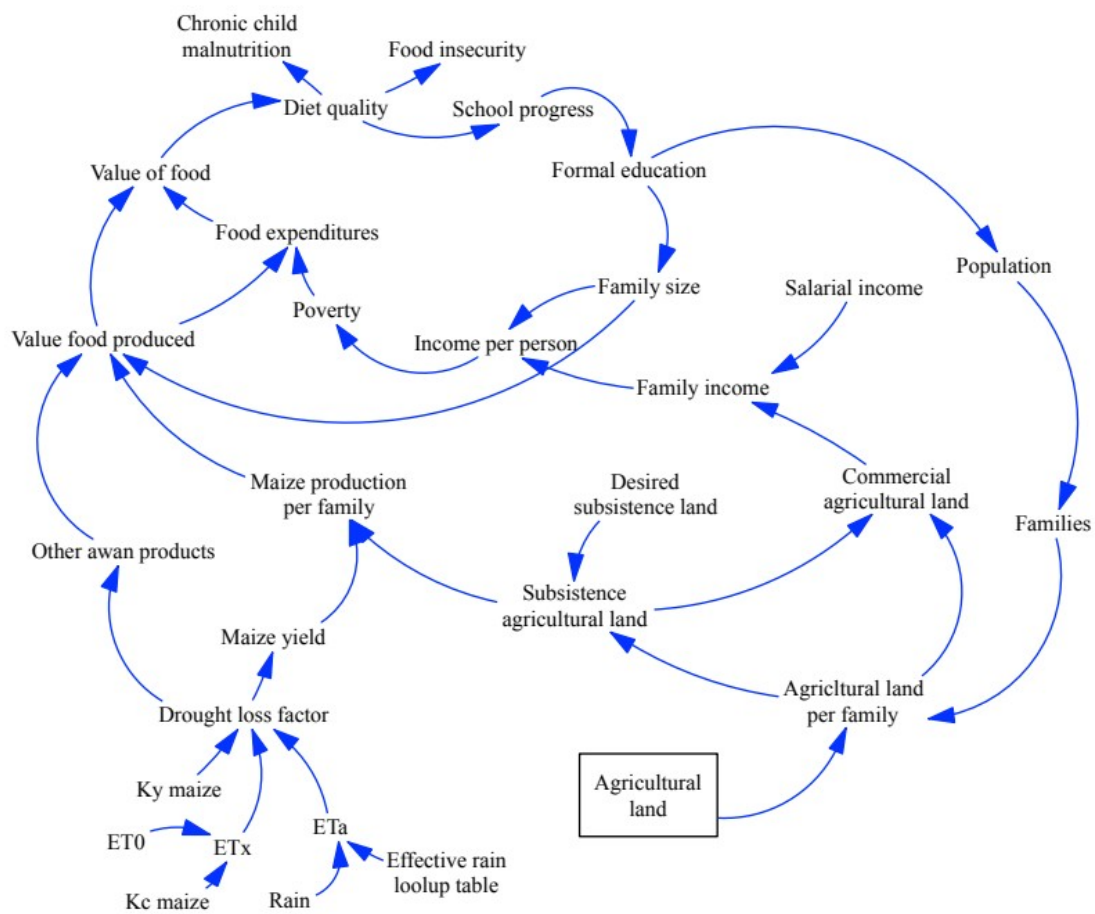


Figure 6.1: Simplified view of the agriculture and food system submodule.

#### 6.4.1.2 Economic submodule

Three main occupations are included in the model: subsistence agriculture, commercial agriculture, and salaried work (Figure 6.2). Subsistence agriculture is not considered economically, but rather according to target level of subsistence agriculture, which is determined according to an empirical relationship with the poverty level of the municipality (higher poverty leading to a greater dependence on subsistence agriculture). The desired subsistence agricultural land is then calculated according to the expected yield. While generally lower crop yields therefore lead to a larger desired quantity of subsistence agricultural land to meet the population's food requirements, important crop losses (such as those due to drought) reduce the desire for subsistence agriculture. This has the advantage of modelling both gradual adjustment to long-term yield trends (e.g., family plot size may be reduced if yields increase, or increased if yields gradually fall), as well as the opposite

response to short-term shocks (abandonment of subsistence agriculture for employment or migration in the case of catastrophic crop failure).

On the other hand, the relative attraction of commercial agriculture versus salaried employment is calculated according to the expected economic return of each. Total agricultural labour for a given year is then calculated according to the amount of agricultural land available (not everyone who wishes to farm may have access to land), and the remaining labour force assigned to (un)employment. If there is not enough available agricultural land to satisfy both subsistence and commercial needs, subsistence takes precedence. Levels of employment and unemployment are calculated according to the economic employment capacity of the region (empirically estimated according to population density), while migration was modelled based on unemployment levels according to the logistic relationship proposed by Rasmussen et al. (2012).

Family units were chosen to model income and food quality, as the average familial income per person is conceptually more directly linked to food security than individual income (as working adults provide food to children within a familial unit). Salary itself is determined from the average education level of the municipality, which itself is determined according to the availability of schools, chronic malnutrition, and incidence of child labour. Family income from salaried work is calculated according to the number of adults per family, adjusted for the fraction of the labour force that is engaged in salaried work (versus agricultural work or unemployment). As poverty itself then impacts education levels both through child labour as well as chronic malnutrition, these relationships form two reinforcing feedback loops that may serve to keep a population in a poverty-malnutrition trap.

These approaches differ somewhat from other smallholder agricultural models from the existing literature. For instance, the model of food security in Kenya by Stephens et al. (2012) uses an overall stock for Household Available Cash, while the model of soil salinity and farming practices in Pakistan by Inam et al. (2017a, 2017b) also uses an overall stock to represent farmer cash reserves. However, food security is often determined by poverty levels and income inequality, which is not well represented by an average or overall stock. At the other end of the spectrum, agent-based models could model every family's cash flows individually (e.g., the analysis of migration by Reid Bell et al. (2019)), but are very expensive computationally. The current approach, which employs overall poverty as the key variable linking incomes with food security and other social outcomes, chooses a middle path between the two modelling paradigm extremes and employs an empirical relationship to link average

income in the municipality to expected poverty levels. This has the advantage of allowing for the more difficult-to-quantify relationships (such as how income translates to actual shortage of food) to be inferred from available datasets instead of trying to force this particular problem into a rigid system dynamics framework of stocks and flows.

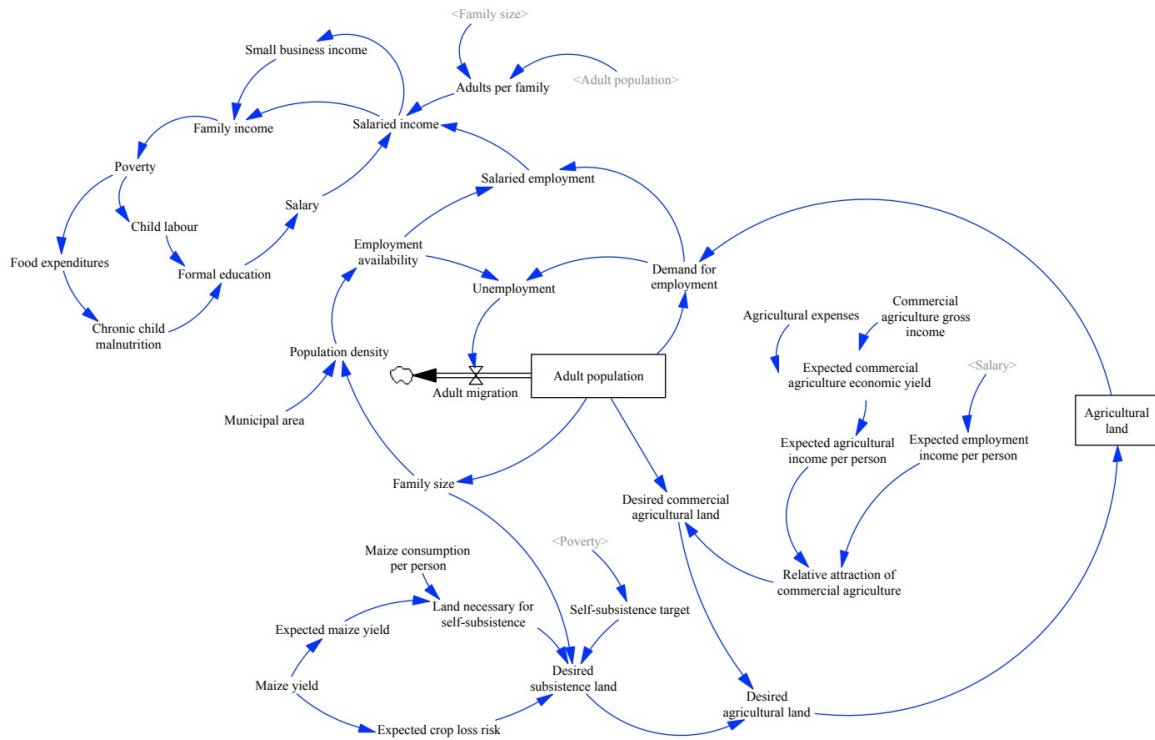


Figure 6.2: Simplified view of the economic submodule. Variables in grey indicate variables already present elsewhere in the diagram and that have been duplicated to improve the clarity of the model representation. Cloud symbols indicate flows that lead to stocks exogenous to the model boundaries.

### 6.4.1.3 Land use submodule

Endogenous modelling of land use change has been identified as important for the formulation of relevant policy recommendations (Jafino et al., 2019), and these dynamics were also often highlighted by stakeholders during the participatory mapping stage of the research (Figure 6.3). Three categories of land use were modelled: forested land, agricultural land, and shrubland. Both shrubland and forested land can be converted to agriculture, while agricultural land may be abandoned back to shrubland and shrubland itself then be naturally or manually reforested. Forested land may also be harvested, including overharvested, for wood for heating purposes.

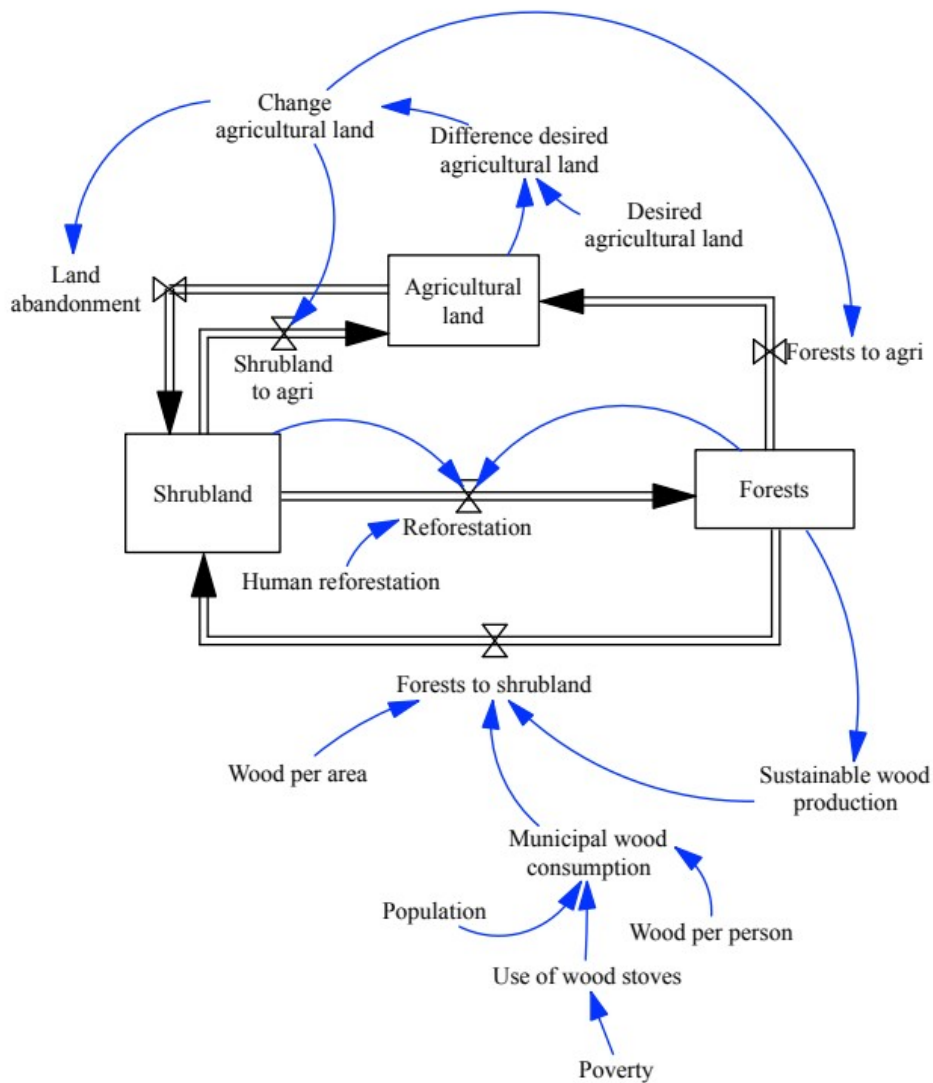


Figure 6.3: Simplified view of the land use submodule.

#### 6.4.1.4 Population submodule

The total population was divided into three distinct stocks (children, adults and seniors) in order to allow for more precise modelling of population dynamics, in particular, child mortality, employment, and fertility rate dynamics (Figure 6.4). The latter was determined according to the educational level of the municipality, meaning that a higher educational level may lead to lower population growth and, potentially, more resources per capita and therefore better educational prospects (reinforcing loop). Migration was assumed to be permanent and to affect all age classes proportionally, and closes a balancing loop with unemployment. As employment demand supersedes the capacity of the local economy, migration relieves some

of the excess demand; however, the dependence of local economic capacity on population density also means that catastrophic migration (such as in response to severe recurring drought) could activate a reinforcing loop of both population and economic collapse.

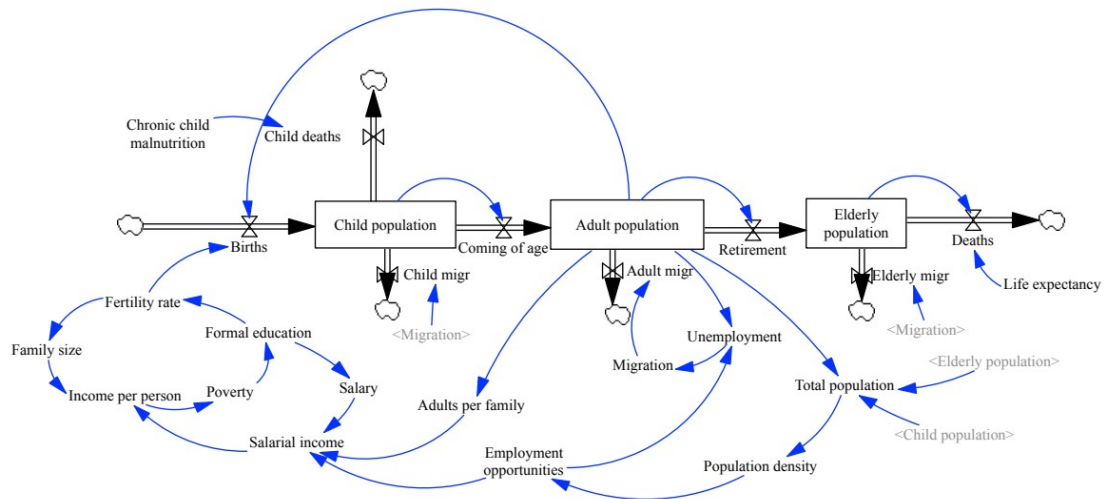


Figure 6.4: Simplified view of the population submodule.

### 6.4.2 Model calibration and case study validation

See the Supplementary material for the system dynamics model file (.mdl), which is text-readable and includes a list of all variables and equations calibrated in the model. When the calibrated model was applied to both case studies, observations for key stock variables were generally well matched by model output (Figure 6.5). Table 6.1 also gives a summary of model fit statistics when applied to the case studies. As mentioned above, such standard statistical tests are usually not applicable to temporal validation of system dynamics models and so should not be over-interpreted. They are presented here to serve as a reference to enable the comparison of case study site goodness of fit metrics with those of other sites used in the spatial validation process (6.4.2.1).



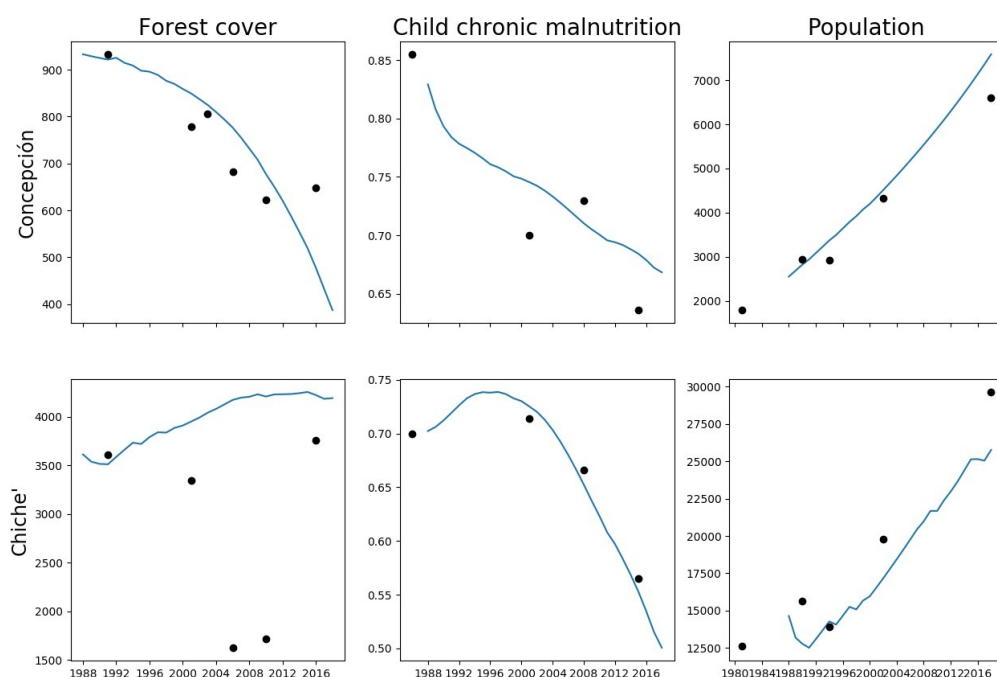


Figure 6.5: Observed (point) and simulated (line) data for key stocks (forests, malnutrition, and population) in both Concepción and Chiche'.

Table 6.1: Goodness of fit measures for key model stocks in each study region. NSE: Nash-Sutcliffe Efficiency; KGE: Kling-Gupta Efficiency; RMNSE: Normalised root-mean-square error.

Municipality	Variable	NSE	KGE	R <sup>2</sup>	Agreement Index	RMNSE
Concepción	Forests	0,318	0,588	0,638	0,867	0,118
	Malnutrition	0,685	0,749	0,814	0,904	0,054
	Population	0,889	0,754	0,987	0,978	0,129
Chiche'	Forests	-1,982	-0,726	0,261	0,430	0,579
	Malnutrition	0,950	0,846	0,979	0,989	0,020
	Population	0,825	0,776	0,949	0,947	0,130

#### 6.4.2.1 Spatial validation

Figure 6.6 shows goodness of fit measures for population, chronic child malnutrition and forest cover across Guatemala.



Figure 6.6: Geographic distribution of goodness of fit measures across Guatemala for forest cover, child chronic malnutrition and population. For each measure, green indicates better fit and red poorer fit.

The analysis for malnutrition, the main problem variable of this study, shows that the best matches between modelled and observed data were generally to be found in the central-western parts of the country, a region which includes the two case studies used to build the model, while the Pacific and Atlantic coasts and the northern regions did not fare nearly as well. While population results showed a similar though less marked tendency, the modelling fit for forest cover dynamics showed no discernible geographical difference.

Figure 6.7 below shows the relationships between predicted and observed trends for population, chronic child malnutrition and forest cover across different territories.

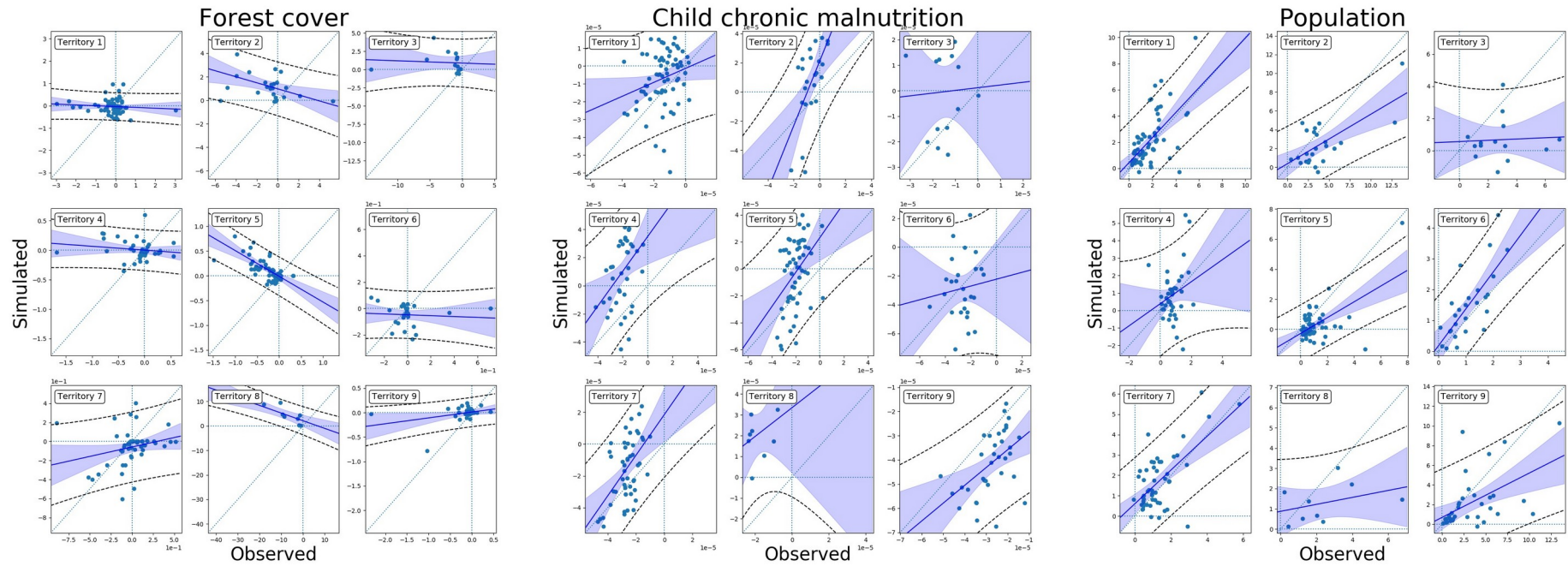


Figure 6.7: Comparison of predicted and observed trends for key model stocks across all socioeconomic territories. Points indicate individual municipalities within each territory, solid blue lines the best-fit trend line to the data points, shaded areas the 95% confidence interval for this trend, and dashed black lines the regression's 95% confidence interval for the data points, Dotted blue lines indicate the x and y axes and the 1:1 line of perfect model fit for reference. Territory 10 contained only 3 municipalities and as such was not included in these visualisations.

Territory 10, which represents the national capital Armita' (Guatemala) and its suburbs, only contains 3 municipalities and is therefore unable to provide informative correlations. The model provides relatively good predictions of population trends but is somewhat less skilled in discerning food security trends, and even less able to model forest cover trends, across a wide range of territories and municipalities (though the model generally performs better in Territory 1 than in many other territories for several of these variables.)

When applied to the departmental level, this analysis showed similar results, though Tz'olöj Ya' (the department containing Concepción) gave better results with chronic malnutrition than K'iche' (the department containing Chiche').

#### **6.4.2.2 Model limitations**

Several model boundaries and limitations also merit attention. While system dynamics modelling is a useful method for representing complex behaviours that arise from system feedbacks and delays, they are less suited to modelling heterogeneity within the system (e.g., economic and land inequalities), which are best modelled with agent-based modelling. In the current study, while income and land availability were modelled on an average per-family basis, inequalities were implicitly taken into account by measuring poverty rates were according to the number of people below the poverty line, as well as their distance below it, and then using empirical equations to link average income to poverty level for each municipality. While an agent-based model could provide a more detailed representation of land and poverty dynamics, they require a good deal more computational power and remained outside the scope of the current study.

In addition, the current model can only simulate the dynamics of one municipality at a time and was not intended to predict national or international phenomena such as macroeconomic changes or mass migration. Such events are therefore, for the moment, best modelled as external scenarios or shocks.

Additionally, the cropping module depends only on total rainfall and, in its present form, is unable to model impacts of changing temperatures or rainfall unreliability on crop yield. While the model could be made increasingly complex, crop modelling is a highly physically-based endeavour for which sophisticated models, such as DSSAT, CropSyst, STICS, APSIM and PCSE, already exist (Brisson et al., 2003; de Wit, 2019; Jones et al., 2003; Keating et al., 2003; Stöckle et al., 2003). Instead of attempting to reimplement these models' processes in a system dynamics environment generally ill suited for intensive physically-based modelling

(Ammar and Davies, 2019; Inam et al., 2017a; Malard et al., 2017), future work will address the coupling of the system dynamics model presented here with an external physically-based cropping model.

## 6.5 Discussion

The participatory nature of the modelling approach allowed for greater inclusion of stakeholders as well as for the development of a stronger model than would have been possible without stakeholder involvement. While a detailed discussion of the qualitative contributions of the participatory methodology is given in a previous paper (Malard et al., 2020), several contributions with incidence on the quantified model merit discussion here. The inclusion of two different study sites from the same territory, in particular, led to the development of a more complete model than would otherwise have been possible. For instance, migration dynamics were only mentioned by Chiche' stakeholders (potentially indicating that economically forced migration may be more prevalent there), but were central to the population module of the model and in ensuring that the model passed extreme value tests where economic and agricultural opportunities in the municipality were driven to zero. In this manner, the inclusion of similar case studies that nonetheless differ in several respects (in this case in terms of their economic development path) may decrease the risk of important socio-environmental phenomena being overlooked because they, while certainly present, have not yet become problematic enough to become prominent in most stakeholders' worldview in every case study region of interest.

Participation was also key to establishing central model variables, such as the explicit distinction between subsistence and commercial agriculture which had been overlooked by the authors but was then corrected by stakeholders in the first group model-building workshop. At the same time, the quantification process allowed for the identification of relationships that were proposed by stakeholders but were then found to have minimal influence on the system's behaviour itself. For example, child mortality caused by malnutrition, while a critical problem in itself, was not found to be strong enough to have a significant impact on population dynamics as suggested by stakeholders. This synergy between stakeholder contributions to the system dynamics model structure and data-based modelling to quantify uncertain relationships led to the production of a stronger model through a process in which both stakeholders and researchers expanded their worldviews of the problem.

A few balancing loops in the model also generate counterintuitive behaviours that merit special attention. One major focus of the development narrative is to reduce birth rates so that there will be, in theory, more resources to go around. However, the modelling process also identified a positive relationship between family size and income per family, and, effectively, manually reducing the birth rate in test simulations did very little to alleviate malnutrition. In this sense, high fertility rates can be seen as a coping strategy in the face of adverse socioeconomic conditions, and directly targeting them for intervention may be counterproductive. On the other hand, interventions addressing the root cause of high fertility rates, such as improving education access or minimum wages, led to effective reductions in both poverty and fertility rates.

A similar dynamic was seen with agricultural yields. If maximum potential yields are artificially increased (such as through new agricultural technologies), the amount of agricultural land per family, over time, decreases proportionally and leaves families equally vulnerable to climatic or other shocks. Instead, diversification of the economy and increased economic opportunities for households may provide better resilience in the long term.

Use of hierarchical Bayesian inference to calibrate empirical relationships for difficult-to-quantify parts of the model allowed for the inclusion and more robust representation of relationships between such variables as food purchases, subsistence production, diet quality, malnutrition, education and salaries. While estimates from the literature and “best guesses” could also have allowed for model quantification, the data-based approach proposed in this research allows for a more objective and rapid quantification, as well as for automatic extension of the quantification procedure to regions outside of the study areas.

However, and despite these advantages, the participation of stakeholders provides several benefits as compared to a purely data-driven approach. Apart from increased interest in the research, improved communication between stakeholders and better potential for ultimate trust in and actual use of the results, the results of the participatory method allows for the identification of important variables and their presumed causal relationships, information which would be very challenging to extract using purely statistical methods on databases with hundreds of highly intercorrelated variables. For instance, while poverty, education and fertility rates are all highly correlated, it was stakeholder participation that specified their specific causal relationship to include in the model (feedback loop between poverty and education, and education affecting fertility).

Regarding the spatial validation procedure, it is interesting that malnutrition and population would be best modelled in locations close to the case studies, while forests showed less of a trend. This may be because of the variability of land use dynamics (slopes, land suitability for agriculture, and protected areas and their enforcement were not considered in this model). While the model provided good results for all variables for which data was available in each of the two case study regions, the spatial validation procedure allows for more in-depth analysis of its applicability. In particular, while we may be confident of its representation of key dynamics behind malnutrition in the Guatemalan highlands where it was built, if the methodology were to be applied to the coastal or eastern regions of the country a new model of agricultural and food security would have to be built in a participatory manner with a new set of local stakeholders. In addition, application of the model to forestry questions anywhere outside of the two study regions would need a more in-depth study of the reasons behind the large differences in predictive power across the entire country.

## **6.6 Conclusion**

Small-scale agricultural systems are crucial for sustainable development and the improvement of food security worldwide, and system dynamics modelling is often used as a tool to analyse these complex systems and the interactions between social, economic and environmental spheres that determine their sustainability and vulnerabilities. However, lack of temporal data on many key variables in these systems often precludes the use of traditional model calibration and validation techniques. In this research, a hierarchical Bayesian inference approach was used to substitute space for time to calibrate highly uncertain empirical relationships between socioeconomic variables in a participatory agriculture and food system dynamics model from Guatemala. While the model performed well with the limited available data in the case study regions, the spatial validation procedure also proposed by this study showed which variables the model is the most skilled at predicting across a range of different regions, as well as its evident geographical limitations. Such a methodology can then serve to target future model development, as well as to provide guidance as to the strengths and limits of currently available models.

## **6.7 Author contributions**

JM developed the methodology and the model, wrote the code, ran the analyses and wrote the paper. JA, HT and HMQ supervised the research project.

## 6.8 Acknowledgements

This research was made possible thanks to the support of a Bourse de découverte du CRSNG (no. RGPIN-2015-05554) held by Jan Adamowski, as well as a Bourse de 3<sup>e</sup> cycle du FRQNT, a Bourse du CRDI aux chercheurs candidats au doctorat (no : 107759-99906075-017), a Bourse d'études supérieures Canada Vanier and a Supplément pour études à l'étranger Michael-Smith (Programme de bourses d'études supérieures du Canada) awarded to Julien Malard.

## 6.9 References

- Ammar, M.E., Davies, E.G.R., 2019. On the accuracy of crop production and water requirement calculations: Process-based crop modeling at daily, semi-weekly, and weekly time steps for integrated assessments. *J. Environ. Manage.* 238, 460–472. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.030>
- Barlas, Y., 1996. Formal aspects of model validity and validation in system dynamics. *Syst. Dyn. Rev.* 12, 183–210. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1727\(199623\)12:3<183::AID-SDR103>3.0.CO;2-4](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1727(199623)12:3<183::AID-SDR103>3.0.CO;2-4)
- Barlas, Y., 1989. Multiple tests for validation of system dynamics type of simulation models. *Eur. J. Oper. Res.* 42, 59–87. [https://doi.org/10.1016/0377-2217\(89\)90059-3](https://doi.org/10.1016/0377-2217(89)90059-3)
- Betancourt, M., Girolami, M., 2015. Hamiltonian Monte Carlo for Hierarchical Models, in: Upadhyay, S., Singh, U., Dey, D., Loganathan, A. (Eds.), *Current Trends in Bayesian Methodology with Applications*. Chapman and Hall/CRC, pp. 79–101. <https://doi.org/10.1201/b18502-5>
- Boğ, S., Barlas, Y., 2005. Automated dynamics pattern testing, parameter calibration and policy improvement. Presented at the International System Dynamics Conference, Boston, USA.
- Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussi re, F., Cabidoche, Y.M., Cellier, P., Debaeke, P., Gaudill re, J.P., H nault, C., Maraux, F., Seguin, B., Sinoquet, H., 2003. An overview of the crop model stics. *Eur. J. Agron., Modelling Cropping Systems: Science, Software and Applications* 18, 309–332. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00110-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00110-7)



- Chapman, A., Darby, S., 2016. Evaluating sustainable adaptation strategies for vulnerable mega-deltas using system dynamics modelling: Rice agriculture in the Mekong Delta's An Giang Province, Vietnam. *Sci. Total Environ.* 559, 326–338. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.162>
- Coyle, G., Exelby, D., 2000. The validation of commercial system dynamics models. *Syst. Dyn. Rev.* 16, 27–41. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1727\(200021\)16:1<27::AID-SDR182>3.0.CO;2-1](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1727(200021)16:1<27::AID-SDR182>3.0.CO;2-1)
- Coyle, R.G., 1977. *Management system dynamics*. Wiley, London ; New York.
- de Wit, A., 2019. *Python Crop Simulation Environment*.
- Elsawah, S., Filatova, T., Jakeman, A.J., Kettner, A.J., Zellner, M.L., Athanasiadis, I.N., Hamilton, S.H., Axtell, R.L., Brown, D.G., Gilligan, J.M., Janssen, M.A., Robinson, D.T., Rozenberg, J., Ullah, I.I.T., Lade, S.J., 2020. Eight grand challenges in socio-environmental systems modeling. *Socio-Environ. Syst. Model.* 2, 16226. <https://doi.org/10.18174/sesmo.2020a16226>
- FAO, IFAD, UNICEF, WFP, WHO (Eds.), 2018. *Building climate resilience for food security and nutrition, The state of food security and nutrition in the world*. FAO, Rome.
- Gálvez, J., Andrews, K., Buch, M., Vargas, H., Pineda, P., Rivera Delgado, A.S., Carrera Cruz, J., Iturbide, M.J., Ortiz, A., Chavería, H., Carrera, J.L., Pérez, G., Gándara, A., Miranda, S., Donis, L., Monterroso, O., Tuy, H., Cleaves, C., Santos, L., González, L., Citalán, E., Canel, J., 2015. *Perfil del agro y la ruralidad de Guatemala 2014: Situación actual y tendencias*. IARNA & IICA.
- Gelman, A., 2006. Multilevel (Hierarchical) Modeling: What It Can and Cannot Do. *Technometrics* 48, 432–435. <https://doi.org/10.1198/004017005000000661>
- Gelman, A., Hill, J., 2006. *Data Analysis Using Regression and Multilevel/Hierarchical Models*, 1 edition. ed. Cambridge University Press, Cambridge ; New York.

- Gupta, H.V., Kling, H., Yilmaz, K.K., Martinez, G.F., 2009. Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *J. Hydrol.* 377, 80–91. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.003>
- Halbe, J., Pahl-Wostl, C., Adamowski, J., 2018. A methodological framework to support the initiation, design and institutionalization of participatory modeling processes in water resources management. *J. Hydrol.* 556, 701–716. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.09.024>
- Hoffman, M.D., Gelman, A., 2014. The No-U-Turn Sampler: Adaptively setting path lengths in Hamiltonian Monte Carlo. *J. Machine Learning Research* 15, 1593-1623.
- 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>
- Inam, A., Adamowski, J., Halbe, J., Prasher, S., 2015. Using causal loop diagrams for the initialization of stakeholder engagement in soil salinity management in agricultural watersheds in developing countries: A case study in the Rechna Doab watershed, Pakistan. *J. Environ. Manage.* 152, 251–267. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.01.052>
- Inam, A., Adamowski, J., Prasher, S., Halbe, J., Malard, J., Albano, R., 2017a. Coupling of a distributed stakeholder-built system dynamics socio-economic model with SAHYSMOD for sustainable soil salinity management – Part 1: Model development. *J. Hydrol.* 551, 596–618. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.039>
- Inam, A., Adamowski, J., Prasher, S., Halbe, J., Malard, J., Albano, R., 2017b. Coupling of a distributed stakeholder-built system dynamics socio-economic model with SAHYSMOD for sustainable soil salinity management. Part 2: Model coupling and application. *J. Hydrol.* 551, 278–299. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.040>
- Jafino, B.A., Haasnoot, M., Kwakkel, J.H., 2019. What are the merits of endogenising land-use change dynamics into model-based climate adaptation planning? *Socio-Environ. Syst. Model.* 1, 16126. <https://doi.org/10.18174/sesmo.2019a16126>

- Jiang, H., Simonovic, S.P., Yu, Z., Wang, W., 2020. A system dynamics simulation approach for environmentally friendly operation of a reservoir system. *J. Hydrol.* 587, 124971. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124971>
- Jones, J.W., Hoogenboom, G., Porter, C.H., Boote, K.J., Batchelor, W.D., Hunt, L.A., Wilkens, P.W., Singh, U., Gijsman, A.J., Ritchie, J.T., 2003. The DSSAT cropping system model. *Eur. J. Agron., Modelling Cropping Systems: Science, Software and Applications* 18, 235–265. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00107-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00107-7)
- Keating, B.A., Carberry, P.S., Hammer, G.L., Probert, M.E., Robertson, M.J., Holzworth, D., Huth, N.I., Hargreaves, J.N.G., Meinke, H., Hochman, Z., McLean, G., Verburg, K., Snow, V., Dimes, J.P., Silburn, M., Wang, E., Brown, S., Bristow, K.L., Asseng, S., Chapman, S., McCown, R.L., Freebairn, D.M., Smith, C.J., 2003. An overview of APSIM, a model designed for farming systems simulation. *Eur. J. Agron., Modelling Cropping Systems: Science, Software and Applications* 18, 267–288. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00108-9](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00108-9)
- Lemke, J., Łatuszyńska, M., 2014. Validation of System Dynamics Models – A Case Study (SSRN Scholarly Paper No. ID 2410509). Social Science Research Network, Rochester, NY.
- Malard, J., Adamowski, J., Rojas Díaz, M., 王凌云 (Lingyun Wang), Tuy, H., Melgar-Quiñonez, H., 2020. Participatory system dynamics modelling for agricultural development and on food security: small-scale agriculture and food systems in the Indigenous communities of Tz’olöj Ya’ and K’iche’ (Guatemala). *System Dynamics Review* (to be submitted).
- Malard, J.J., Adamowski, J.F., Rojas, D.M., Carrera, J., Gálvez, J., Monadres, H., Melgar-Quiñonez, H., 2015. Use of participatory system dynamics modelling to assess the sustainability of smallholder agriculture. Presented at the American Society of Agricultural and Biological Engineers Annual International Meeting 2015, pp. 3432–3440.
- Malard, J.J., Inam, A., Hassanzadeh, E., Adamowski, J., Tuy, H.A., Melgar-Quiñonez, H., 2017. Development of a software tool for rapid, reproducible, and stakeholder-friendly

- dynamic coupling of system dynamics and physically-based models. *Environ. Model. Softw.* 96, 410–420. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.06.053>
- Marín, V.H., Rodríguez, L.C., Niemeyer, H.M., 2012. A socio-ecological model of the *Opuntia* scrublands in the Peruvian Andes. *Ecol. Model.* 227, 136–146. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.12.010>
- Mohammadi, S., Arshad, F.M., Bala, B.K., Ibragimov, A., 2015. System dynamics analysis of the determinants of the Malaysian Palm oil price. *Am. J. Appl. Sci.* 12, 355–362. <https://doi.org/10.3844/ajassp.2015.355.362>
- Parsons, D., Nicholson, C.F., Blake, R.W., Ketterings, Q.M., Ramírez-Aviles, L., Cherney, J.H., Fox, D.G., 2011a. Application of a simulation model for assessing integration of smallholder shifting cultivation and sheep production in Yucatán, Mexico. *Agric. Syst.* 104, 13–19. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2010.08.006>
- Parsons, D., Nicholson, C.F., Blake, R.W., Ketterings, Q.M., Ramírez-Aviles, L., Fox, D.G., Tedeschi, L.O., Cherney, J.H., 2011b. Development and evaluation of an integrated simulation model for assessing smallholder crop–livestock production in Yucatán, Mexico. *Agric. Syst.* 104, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2010.07.006>
- Pfaffenbichler, P., Emberger, G., Shepherd, S., 2010. A system dynamics approach to land use transport interaction modelling: the strategic model MARS and its application. *Syst. Dyn. Rev.* 26, 262–282. <https://doi.org/10.1002/sdr.451>
- Rasmussen, L.V., Rasmussen, K., Reenberg, A., Proud, S., 2012. A system dynamics approach to land use changes in agro-pastoral systems on the desert margins of Sahel. *Agric. Syst.* 107, 56–64. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2011.12.002>
- Reid Bell, A., Calvo-Hernandez, C., Oppenheimer, M., 2019. Migration, Intensification, and Diversification as Adaptive Strategies. *Socio-Environ. Syst. Model.* 1, 1–18. <https://doi.org/10.18174/sesmo.2019a16102>
- Reza Najafi, M., Moradkhani, H., 2013. Analysis of runoff extremes using spatial hierarchical Bayesian modeling: Hierarchical Bayesian Model of Flood. *Water Resour. Res.* 49, 6656–6670. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20381>

- Roobavannan, M., van Emmerik, T.H.M., Elshafei, Y., Kandasamy, J., Sanderson, M.R., Vigneswaran, S., Pande, S., Sivapalan, M., 2018. Norms and values in sociohydrological models. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 22, 1337–1349. <https://doi.org/10.5194/hess-22-1337-2018>
- Salvatier, J., Wiecki, T.V., Fonnesbeck, C., 2016. Probabilistic programming in Python using PyMC3. *PeerJ Comput. Sci.* 2, e55. <https://doi.org/10.7717/peerj-cs.55>
- Saysel, A.K., Barlas, Y., 2006. Model simplification and validation with indirect structure validity tests. *Syst. Dyn. Rev.* 22, 241–262. <https://doi.org/10.1002/sdr.345>
- Seidou, O., Fortin, V., St-Hilaire, A., Favre, A.-C., El Adlouni, S., Bobée, B., 2006. Estimating the snow water equivalent on the Gatineau catchment using hierarchical Bayesian modelling. *Hydrol. Process.* 20, 839–855. <https://doi.org/10.1002/hyp.6127>
- Shannon, C.E., 1948. A mathematical theory of communication. *Bell Syst. Tech. J.* 27, 379–423, 623–656.
- SIFGUA, S. de I.F. de G., 2020. Cobertura forestal [WWW Document]. URL <http://www.sifgua.org.gt/Cobertura.aspx>
- Spellerberg, I.F., Fedor, P.J., 2003. A tribute to Claude Shannon (1916-2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the ‘Shannon-Wiener’ Index: On species richness and diversity. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 12, 177–179. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00015.x>
- Stephens, E.C., Nicholson, C.F., Brown, D.R., Parsons, D., Barrett, C.B., Lehmann, J., Mbugua, D., Ngoze, S., Pell, A.N., Riha, S.J., 2012. Modeling the impact of natural resource-based poverty traps on food security in Kenya: The Crops, Livestock and Soils in Smallholder Economic Systems (CLASSES) model. *Food Secur.* 4, 423–439. <https://doi.org/10.1007/s12571-012-0176-1>
- Sterman, J., 2000. *Business dynamics: systems thinking and modelling for a complex world*. Irwin-McGraw-Hill, New York, NY, USA.

- Stöckle, C.O., Donatelli, M., Nelson, R., 2003. CropSyst, a cropping systems simulation model. *Eur. J. Agron., Modelling Cropping Systems: Science, Software and Applications* 18, 289–307. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00109-0](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00109-0)
- Villamor, G.B., Griffith, D.L., Kliskey, A., Alessa, L., 2019. Contrasting stakeholder and scientist conceptual models of food-energy-water systems: a case study in Magic Valley, Southern Idaho. *Socio-Environ. Syst. Model.* 2, 16312. <https://doi.org/10.18174/sesmo.2020a16312>
- Walson, J.L., Berkley, J.A., 2018. The impact of malnutrition on childhood infections. *Curr. Opin. Infect. Dis.* 31, 231–236. <https://doi.org/10.1097/QCO.0000000000000448>
- Wiecki, T., Elbers, D., 2014. The Best Of Both Worlds: Hierarchical Linear Regression in PyMC3. While My MCMC Gently Samples Bayesian Model. *Data Sci. Python*. URL <https://twiecki.io/blog/2014/03/17/bayesian-glms-3/>
- Willmott, C.J., 1981. ON THE VALIDATION OF MODELS. *Phys. Geogr.* 2, 184–194. <https://doi.org/10.1080/02723646.1981.10642213>
- Wu, W., Clark, J.S., Vose, J.M., 2010. Assimilating multi-source uncertainties of a parsimonious conceptual hydrological model using hierarchical Bayesian modeling. *J. Hydrol.* 394, 436–446. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.09.017>

## Connexion au chapitre 7

Suivant le développement d'un modèle socioéconomique à base des dynamiques des systèmes, l'incorporation d'un modèle externe physique pour représenter les processus environnementaux du système permet d'inclure un niveau de complexité et sophistication au-delà de ce qui est possible selon les capacités computationnelles d'un environnement de simulation des dynamiques des systèmes. Le processus de couplage des modèles des dynamiques des systèmes avec des modèles physiques externes est cependant particulièrement compliqué d'un point de vue technique, surtout lorsque les deux modèles sont implémentés dans de différents langages informatiques. En outre, la grande majorité des méthodes développées jusqu'à date demeurent spécifiques au modèle pour lesquelles elles furent développées et ne s'adaptent donc pas facilement à de nouvelles études de cas.

Le chapitre suivant décrit le développement d'un outil informatique générique pour le couplage des modèles des dynamiques des systèmes avec des modèles physiques externes. Ce logiciel permettra ensuite de coupler le modèle des systèmes agroéconomiques développé au cours des deux chapitres précédents avec un modèle des cultures externe lors des chapitres suivants. Le présent chapitre s'inscrit dans le cadre de l'objectif 1,2 de cette thèse.

Ce chapitre est une traduction au français de l'article intitulé « Development of a software tool for rapid, reproducible, and stakeholder-friendly dynamic coupling of system dynamics and physically-based models » (J. J. Malard et al. 2017) publié en 2017 dans la revue scientifique *Environmental Modelling and Software* en tant qu'article révisé par les pairs. Suivra, dans le chapitre 8, la version originale en anglais. L'auteur de la thèse développa le logiciel *Tinamit*, exécuta les analyses, analysa les résultats et écrivit l'article. Des co-auteurs de l'article, A. Inam fournit le modèle de la salinité des sols au Pakistan utilisé lors de l'étude de cas, tandis que E. Hassanzadeh contribua au résumé des approches alternatives. J. Adamowski, H.A. Tuy et H. Melgar-Quíñonez participèrent en tant que superviseurs du projet au Canada et au Guatemala.

## **7 Chapitre 7 : Développement d'un outil informatique pour améliorer la rapidité, la reproductibilité et l'accessibilité pour les parties prenantes du couplage des modèles des dynamiques des systèmes avec des modèles physiques**

### **7.1 Résumé**

La modélisation des dynamiques des systèmes se prête facilement au développement des modèles participatifs. Cependant, elle s'applique difficilement à la modélisation des processus physiques complexes, telle la modélisation des eaux souterraines, et les méthodes existantes disponibles pour faciliter le couplage des modèles des dynamiques des systèmes aux modèles physiques demeurent complexes et inflexibles. Dans cet article, nous présentons *Tinamit*, un nouvel outil informatique qui améliore la rapidité et la reproductibilité de ce processus de couplage. *Tinamit* offre la possibilité de coupler et de simuler des modèles en quelques lignes de code Python (ou sans aucune ligne de code, si l'interface graphique est utilisée), ce qui, nous l'espérons, améliorera l'accessibilité des modèles couplés pour les parties prenantes et leur permettra de continuer à les utiliser même lorsque un projet de recherche financé aura tiré à sa fin. À titre d'exemple, nous appliquons *Tinamit* à la connexion d'un un modèle de la salinité des sols (SAHYSMOD) à un modèle des dynamiques des systèmes représentant l'économie agricole du Pakistan afin d'analyser les compromis liés à différentes options de politique de gestion, parmi lesquelles la politique de revêtement des canaux pourrait s'avérer utile. De tels résultats n'auraient pu être obtenus sans l'utilisation d'un modèle couplé.

### **7.2 Introduction**

La gestion intégrée des ressources d'eau, comme toute gestion environnementale, requière des outils holistiques d'aide à la décision qui demeurent sensibles aux interactions complexes et à long terme entre société, économie et nature dans le contexte de l'analyse des impacts des politiques et interventions (Jakeman et Letcher, 2003). La grande majorité des outils informatiques disponibles, cependant, ne représentent qu'une composante des systèmes socioenvironnementaux, ou bien, s'il parviennent à combiner diverses composantes, ne le font que par une connexion superficielle entre les résultats d'un modèle et les données



initiales de l'autre (p. ex., Schmitz et al., 2009). Une telle représentation partielle des processus des systèmes socioéconomiques peut toutefois s'avérer problématique lorsque l'on vise à évaluer les impacts au long terme de diverses politiques publiques sur le fonctionnement du système entier (Pahl-Wostl, 2007). Tandis que certains modèles socioéconomiques et environnementaux ont été développés dans le milieu académique, la complexité des méthodologies de modélisation utilisées dans la majorité de ces cas ne facilite pas la participation des parties prenantes dans ce processus (p. ex., Akhtar et al., 2013; Elshafei et al., 2014). Une alternative serait donc de coupler un modèle socioéconomique développé par l'entremise d'une méthodologie propice à la participation des parties prenantes avec un modèle physique de façon à ce que les deux modèles puissent échanger leurs données de manière dynamique au cours de la simulation. Un tel couplage entre modèles facilite ainsi l'exploration des relations dynamiques entre les diverses composantes du système, tout autant que des comportements complexes qui découlent de ces interactions, le tout avec une méthodologie qui permet néanmoins la participation et les contributions des points de vues des parties prenantes (p. ex., Inam et al., 2017b).

La modélisation des dynamiques des systèmes (DS) de Forrester (1961) demeure parmi les méthodes les plus prometteuses dans le cadre de la modélisation des processus socioéconomiques. L'intuitivité de ces modèles, de même que leur capacité d'intégration de divers points de vue provenant de différentes disciplines, font de ceux-ci des outils importants dans l'évaluation holistique des impacts environnementaux (Winz et al., 2009; Kelly et al., 2013). Les DS jouissent également d'une importance accrue dans les processus de modélisation participatifs, car leur interface visuelle permet la modélisation, par les parties prenantes elles-mêmes, des systèmes environnementaux dans lesquels celles-ci travaillent (Stave, 2003; Simonovic, 2009). Une revue de la part de Mirchi et al. (2012) résume l'état de l'application de la modélisation des DS aux questions d'ordre physique (environnemental) tout comme à la question de la modélisation participative des ressources d'eau et de la formulation de politiques publiques. Les modèles des DS ont aussi connu une grande popularité dans le domaine de la modélisation et de la gestion intégrée des ressources d'eau (p. ex., Ahmad et Simonovic, 2004; Madani et Mariño, 2009; Butler et Adamowski, 2015; Hassanzadeh et al., 2012; Sahin et al., 2015). Entre autres applications, les modèles des DS furent utilisés pour connecter des modèles socioéconomiques et hydrologiques à l'intérieur d'une seule plateforme, tel que dans les études de Cockerill et al. (2006), Langsdale et al. (2009) et Sušnik et al. (2012). Cependant, et malgré l'aptitude de la modélisation des DS pour

le développement des modèles socioéconomiques avec la participation active des parties prenantes (p. ex., Winz et al., 2009; Langsdale et al., 2007, 2009), la représentation des systèmes physiques à l'intérieur de l'environnement de simulation des DS demeure une procédure compliquée. En un premier temps, l'utilisation d'une représentation simpliste des relations dynamiques et non linéaires entre les composantes d'un système biophysique dans l'environnement de simulation des DS augmente le risque de générer une représentation erronée du comportement du système entier (Prodanovic et Simonovic, 2010). En outre, la complexité de la majorité des modèles physiques (tels que SWAT (SWAT, 2017), DSSAT (Jones et al., 2003; Hoogenboom et al., 2015) et autres) fait de leur traduction à l'interface des DS une tâche presque impossible, surtout lorsque ces modèles se voient fréquemment mis à jour par des tierces parties.

Le couplage des modèles socioéconomiques des DS avec des modèles physiques préexistants (p. ex., les modèles des cultures tels que DSSAT, CropSyst (Stöckle et al., 2003) et APSIM (Keating et al., 2003), autant que les modèles hydrologiques tels que SWAT et SAHYSMOD) offre donc la possibilité de combiner le « meilleur des deux mondes » en ce qui traite de l'intégration des modèles physiques dans les projets de modélisation participative axés sur les DS. Cette approche permet aux parties prenantes d'accéder aux capacités prédictives des modèles physiques tout sans quitter l'environnement intuitif de la modélisation des DS. L'échange des données entre variables internes (et possiblement externes) des deux modèles au moment de la simulation permet en outre de simuler le système entier comme si il fut représenté par un seul modèle intégré. Un tel couplage des modèles devient une méthode particulièrement économe en temps et en énergie car il permet de réutiliser les modèles physiques librement disponibles, éliminant ainsi la nécessité de reconstruire et de réévaluer l'exactitude des représentations des processus physiques dans l'environnement des DS, procédure qui n'est de toute façon pas faisable pour tous les processus physiques.

Parmi les méthodes de couplage entre modèles se retrouvent 1) le scriptage (p. ex., Peck et al., 2014), 2) les feuilles de calcul (p. ex., Inam et al., 2017a), 3) la traduction des modèles (p. ex., Prodanovic et Simonovic, 2010) et 4) l'utilisation de modèles « enveloppe » (p. ex., Shrestha et al., 2013). Ces méthodes, cependant, furent en grande majorité développées dans le contexte du couplage entre deux modèles physiques et se voient donc limitées pour ce qui traite de leur applicabilité aux contextes participatifs. La demande pour des outils et des méthodologies intuitives, flexibles et accessibles aux parties prenantes pour le couplage des

modèles des DS avec des modèles physiques se fait donc ressentir. Tandis que des méthodes de couplage génériques furent développées pour d'autres applications (tel le travail récent de Belete et al. (2017) au sujet du couplage de modèles entre différentes plateformes), et que celles-ci ont démontré leur potentiel envers la diminution des barrières d'ordre technique envers le couplage des modèles, aucune telle méthodologie ou outil n'existe à présent pour coupler des modèles des DS avec des modèles physiques.

Au cours de cet article, nous i) évaluerons les bénéfices et les inconvénients associés avec les méthodes courantes de couplage des modèles des DS avec les modèles physiques dans le cadre d'un projet de modélisation participative (section 7.3), ii) présenterons un nouvel outil informatique, nommé *Tinamit*, qui vise à faciliter le couplage des modèles de manière rapide, flexible et accessible aux parties prenantes (sections 7.2 et 7.4), et iii) présenterons un exemple de l'application de *Tinamit* au couplage d'un modèle physique de la salinité des sols à un modèle agricole des DS construit par les parties prenantes (section 7.5). Le modèle couplé est ensuite appliqué à l'analyse des impacts réciproques entre les composantes physiques et socioéconomiques du système agricole, autant qu'à l'évaluation de diverses options de politiques pour la gestion durable de la salinité des sols. La section 7.6 offre une discussion des avantages et des limitations de *Tinamit* et présente des recommandations pour la recherche à l'avenir, et est suivie par les conclusions générales dans la section 7.7.

## 7.3 Méthodes courantes pour le couplage des modèles

### 7.3.1 Scriptage

Le « scriptage » signifie l'utilisation d'un code informatique, fréquemment écrit dans un langage à part (p. ex., Python ou Visual Basic), pour connecter les deux modèles que l'on désire coupler. Le code gère la simulation des deux modèles pas par pas et effectue l'échange des données entre les variables connectées. À titre d'exemple, mentionnons l'utilisation de cette méthode pour coupler un modèle des DS en Vensim de la résilience d'un hôpital face à une catastrophe naturelle avec le logiciel ArcGIS (Peck et al., 2014), son application par Rosenzweig et Hodges (2011) à la connexion d'un modèle hydrodynamique à un modèle de déversement d'hydrocarbures, ou celle d'Akhtar et al. (2013) au couplage d'un modèle des systèmes mondiaux en Vensim (ANEMI) avec un logiciel d'optimisation en MATLAB. Notons toutefois que ce dernier n'est pas un exemple de couplage entre deux modèles, sinon de couplage entre un seul modèle et un algorithme externe d'optimisation.

### **7.3.2 Feuilles de calcule**

Les feuilles de calcule, telles que Excel, offrent une différente méthode de contrôler l'exécution et l'échange des données entre les modèles physiques et les modèles socioéconomiques des DS. Selon cette méthode, un macro en langage Visual Basic peut être inclus dans un fichier Excel, lequel contrôlera par la suite l'exécution des deux modèles. Les résultats d'un modèle seront ensuite automatiquement copiés dans les cellules correspondantes de la feuille de calcule, par l'entremise de laquelle ils deviendront par la suite disponibles en tant que données d'entrée pour le deuxième modèle (Inam et al., 2017a).

### **7.3.3 Traduction du modèle**

La traduction des modèles est moins une méthode de couplage selon le sens technique de l'expression qu'elle est une approche de « force brute ». Lors du couplage par traduction, l'un ou l'autre des modèles (sinon les deux) est traduit dans un langage de programmation commun. Cette approche demeure courante en pratique, telle l'étude de Prodanovic et Simonovic (2010) qui traduisirent en Java un modèle des DS socioéconomique et un modèle physique du bassin versant Upper Thames afin d'effectuer des simulations couplées. De manière similaire, Cai et al. (2003) développèrent un modèle économique, agricole et hydrologique dans un seul environnement de programmation.

### **7.3.4 Modèles « d'enveloppe »**

Une dernière option pour effectuer le couplage entre modèles serait l'utilisation de « modèles d'enveloppe ». Lors de cette approche, un logiciel est développé pour « envelopper » chacun des modèles à coupler et gèrera ensuite l'exécution et l'échange des données entre ceux-ci. Un exemple serait OpenMI, une structure informatique qui fut développée pour faciliter le couplage entre modèles physiques (Gregersen et al., 2007). Parmi les applications de cette méthode figurent le couplage d'un modèle des sols et des eaux rurales (SWAT) avec un modèle de l'écoulement urbain (Shrestha et al., 2013), la combinaison de modèles d'écoulement urbain et d'égouts pluviaux (Liao et al., 2012) et l'intégration de modèles économiques, agricoles et des eaux souterraines au cours d'une étude cherchant à élucider les impacts des politiques d'utilisation de l'eau dans le contexte de la gestion durable de l'aquifère Ogallala aux États-Unis d'Amérique (Bulatewicz et al., 2010).

### 7.3.5 Couplage avec les modèles des dynamiques des systèmes

Ces méthodes, malgré fort utiles en ce qui traite du couplage entre modèles physiques, demeurent moins qu'idéales envers le couplage des modèles physiques avec des modèles socioéconomiques des DS construits par les parties prenantes. Si nous considérons la reproductibilité, la rapidité de l'implémentation, la flexibilité et la transparence du modèle en tant qu'indicateurs clefs de la facilité d'utilisation du modèle par les utilisatrices et utilisateurs finaux (voir van Delden et al., 2011; McIntosh et al., 2011; Elsayah et al., 2015), le Tableau 7.1 ci-dessous résume les avantages et les désavantages de chacune des approches courantes pour le couplage des modèles. Ces approches, en somme, laissent toujours à désirer, en raison de 1) la nécessité d'un niveau important de connaissances techniques de la part des utilisatrices et utilisateurs au moment d'effectuer des simulations et d'évaluer différents scénarios, 2) le manque de flexibilité qui force la modification du code source à chaque fois qu'une variable couplée est modifiée et 3) la quantité non négligeable de temps nécessaire pour effectuer toute modification au code de couplage (Halbe et al., 2014).

Étant données ces limitations, la présente étude propose une nouvelle méthode pour le couplage des modèles des DS (socioéconomiques) avec des modèles physiques préexistants. Le logiciel, *Tinamit*, est une librairie et une interface de programmation d'applications (IPA) en langage Python qui s'appuie sur la méthode d'enveloppes pour le couplage des modèles en fournissant des modules Python génériques pour envelopper les modèles des DS. Cette approche répond aux critères énumérés ci-dessus en offrant une implémentation rapide autant qu'une grande flexibilité tout en évitant de demander aux utilisatrices et utilisateurs d'interagir avec le code source pour effectuer des changements routiniers (telles des modifications aux noms des variables, à la structure du modèle des DS ou auprès des variables connexes). En outre, le logiciel *Tinamit* permet la spécification (et l'annulation) des connexions entre modèles des DS et physiques avec une seule ligne de code (ou, si l'interface graphique est utilisée, sans aucun code), et cela, sans jamais devoir toucher au code source de *Tinamit* lui-même. Cet article est la première instance publiée d'une méthodologie standardisée pour le couplage des modèles des DS et physiques qui demeure accessible à une partie prenante typique lors d'un projet de modélisation participative.

Tableau 7.1: Résumé des différentes méthodes de couplage des modèles, adapté de Halbe et al. (2014). Les signes positifs indiquent une bonne performance, les zéros une performance moyenne et les signes négatifs une mauvaise performance envers chacun des indicateurs.

Méthode de couplage	Reproductibilité	Rapidité de l'implémentation	Flexibilité	Transparence
Scriptage	+	-	+	0
Feuilles de calcule	+	0	+	++
Traduction du modèle	++	-	-	0
Modèle d'enveloppe	+	-	++	++

## 7.4 Le logiciel Tinamit

*Tinamit* est un logiciel orienté objet et une interface de programmation d'applications (IPA) qui facilite le processus de couplage entre modèles des DS et modèles physiques. Le nom du logiciel lui-même vient du mot pour « village » en Kaqchikel, la langue majoritaire dans la région du Guatemala où ce logiciel fut développé par le premier auteur de la présente étude. Le logiciel demeure générique et n'est pas spécifique à un seul modèle des DS ou physique, ce qui évite la nécessité de le reprogrammer pour chaque nouvelle application. Dans cette section, nous présenterons la structure informatique derrière *Tinamit*, ce qui pourrait être d'intérêt particulier pour celles et ceux qui s'intéressent à contribuer au développement de ce logiciel (ou d'un logiciel similaire). Les lectrices et lecteurs qui s'intéressent premièrement à l'application pratique de *Tinamit* pourraient donc continuer directement à la section 7.4.2. Les détails sur la disponibilité de *Tinamit* et des autres logiciels nécessaires pour effectuer les analyses présentées dans cet article se trouvent dans l'Appendice 1 : Accès au logiciel et aux données.

### 7.4.1 Structure du logiciel Tinamit

Le cœur de *Tinamit* contient trois classes Python qui implémentent les enveloppes des modèles, l'un pour les modèles physiques, l'un pour les modèles des DS et le dernier pour les modèles couplés (Figure 7.1). Chacune de ces enveloppes vient munie de méthodes (fonctions de classe Python) qui implémentent, de manière générique, les tâches nécessaires au couplage des modèles (détection des variables, configuration de la simulation, exécution

de la simulation, lecture et échange des données). La seule classe avec laquelle l'utilisatrice ou l'utilisateur doit interagir demeure la l'enveloppe pour le modèle couplé, laquelle crée et gère de manière automatisée les enveloppes pour chaque modèle individuel. Tandis que l'enveloppe des DS est générique est s'applique présentement à tout modèle Vensim, l'enveloppe des modèles physiques nécessite toutefois le développement d'une extension pour chaque genre (logiciel) de modèle physique que l'on désire coupler. C'est-à-dire, une extension séparée doit être écrite pour SAHYSMOD, pour SWAT, et pour tout autre logiciel de modèle physique qui sera inclus dans une simulation. Les sections suivantes présentent de manière générale la structure de *Tinamit*; voir la section 7.4.1.4 et Figure 7.2 pour une description plus détaillée des attributs, des méthodes et des relations entre les classes internes de *Tinamit*.

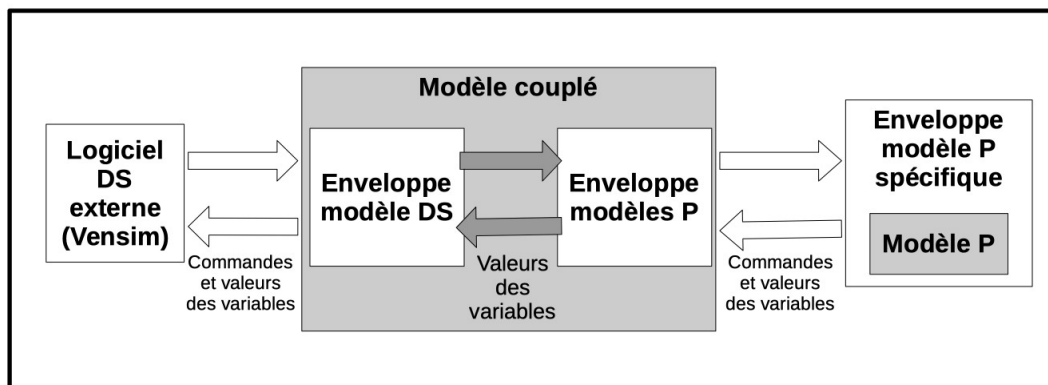


Figure 7.1: Structure générale de *Tinamit*. DS = Dynamiques des systèmes; P = modèle physique.

#### 7.4.1.1 Enveloppe des modèles des dynamiques des systèmes

L'enveloppe générique de *Tinamit* pour les modèles DS (*tinamit.MDS.EnvolturaMDS*) enveloppe le modèle des DS par l'entremise de fonctions spécifiques pour l'initialisation et la simulation du modèle dans l'environnement *Tinamit*. La classe d'enveloppe des DS générique sert de parent à des sous-classes spécifiques à chaque logiciel des DS supporté (p. ex., *tinamit.MDS.ModeloVENSIM* dans le cas de Vensim). Chaque sous-classe implémente les fonctions nécessaires pour le couplage et la simulation des modèles (détection des variables, configuration de la simulation, exécution de la simulation, lecture et échange des données) de manière spécifique au logiciel de DS qu'elle représente. Veuillez prendre note que ces fonctions demeurent spécifiques au logiciel des DS et non au modèle des DS lui-même; c'est-à-dire, l'enveloppe pour Vensim peut contrôler n'importe quel modèle développé avec le

logiciel Vensim. Pour l'instant, *Tinamit* ne supporte que les modèles des DS Vensim (format « .vpm ») et nécessite la version DSS DLL de Vensim afin de contrôler la simulation.

#### **7.4.1.2 Enveloppe des modèles physiques**

Étant donné la grande diversité de modèles physiques qui pourraient potentiellement être couplés avec des modèles des DS, l'enveloppe générique des modèles physiques incluse avec *Tinamit* ne fournit que quelques fonctions génériques et doit être liée avec une enveloppe spécifiquement écrite pour le genre de modèle physique que l'on souhaite connecter. Pour plus de détails, voir la section 7.4.2.1.

#### **7.4.1.3 Enveloppe des modèles couplés**

L'enveloppe du modèle couplé (*tinamit.Conectado.Conectado*) demeure l'unique enveloppe que l'utilisatrice ou l'utilisateur final doit accéder directement. L'enveloppe, qui doit être instanciée avec les adresses des fichiers contenant les modèles physique et des DS, initialise de manière automatique les enveloppes qui correspondent à ces deux modèles. Les méthodes spécifiques à l'enveloppe du modèle couplé peuvent ensuite être invoquées afin de spécifier la connexion entre les variables des deux modèles et de simuler le modèle couplé selon une période de temps et une résolution temporelle déterminées. Les détails de ce processus seront présentés dans la section 7.4.2.

#### **7.4.1.4 Structure détaillée de Tinamit**

Figure 7.2 présente un diagramme de classe LUM (Langage unifié de modélisation) de la structure interne générale du logiciel *Tinamit*. Tous les modèles de *Tinamit*, qu'ils soient couplés ou uniques, héritent de manière directe ou indirecte de la classe *Modelo*. Cette classe abstraite fournit plusieurs fonctions génériques pour le contrôle de la simulation (telles la configuration de la simulation, l'échange des variables et la simulation pas par pas), lesquelles sont ensuite implémentées par les classes représentant les enveloppes de modèles soit SD, physiques ou couplés. L'invocation de ces fonctions dans l'enveloppe du modèle couplé assure la rapidité de la simulation des modèles couplés dans *Tinamit*. À titre d'exemple, la méthode *incrementar()* de la classe *Conectado* avancera la simulation des deux modèles couplés selon la quantité de temps spécifiée et effectuera tout échange nécessaire entre les valeurs des variables des deux modèles avant de continuer au prochain pas de la simulation. Vu que ces actions se déroulent dans le cadre du processus de simulation du modèle couplé, il n'y a plus de nécessité d'exécuter de manière manuelle des actions telles que la lecture des variables d'entrée, l'écriture des variables de sortie et l'échange des valeurs



des variables à chaque pas de la simulation. Le Tableau 7.2 offre une description plus détaillée des méthodes et attributs de chaque classe présente dans *Tinamit*.

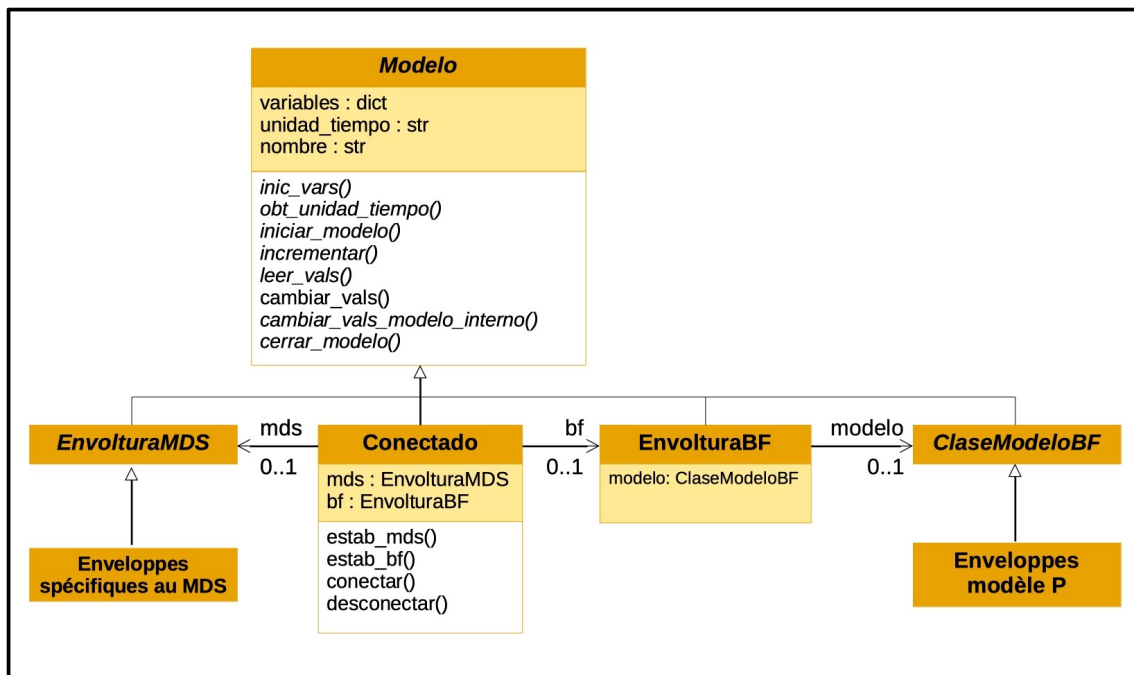


Figure 7.2: Diagramme de classe LUM (Langage unifié de modélisation) pour Tinamit. Pour des raisons de clarté, seules les classes et attributs les plus importants y paraissent, de même que les méthodes abstraites qui ne sont identifiées que dans la classe parente. MDS : Modèle des dynamiques des systèmes; P : Physique.

Tableau 7.2: Description des attributs et méthodes des classes les plus centrales à Tinamit. Les méthodes abstraites apparaissent en texte italique et ne paraissent que dans la classe parente par souci de clarté.

Classe	Méthode ou attribut	Description
Modelo		Classe de haut niveau qui représente tous les modèles, couplés ou non (enveloppes de modèle des DS, de modèles physiques et de modèles couplés).
	variables: dict	Attribut de dictionnaire où chaque clef représente le nom d'une variable, et chaque valeur un dictionnaire des propriétés de ladite variable. Cette dernière doit contenir les clefs suivantes : « ingreso » (booléenne, indique si la variable est une entrée du modèle); « egreso » (booléenne; indique si la variable est une sortie du modèle); « val » (matrice ou nombre à virgule flottante; indique la valeur actuelle de la variable); « unidades » (chaîne; indique les unités) et « dims » (tuple; indique les dimensions de la variable).
	unidad_tiempo: str	Une chaîne représentant l'unité de temps du modèle.
	nombre: str	Le nom du modèle (utilisé lors du couplage).
	<i>inic_vars()</i>	Lit les données d'entrée du modèle et remplit le dictionnaire d'attributs des variables selon le fichier de configuration du modèle.
	<i>obt_unidad_tiempo()</i>	Renvoie l'unité de temps du modèle.
	<i>iniciar_modelo()</i>	Initialise la simulation, fréquemment par l'entremise de l'interface en ligne de commande ou bien d'une bibliothèque de liens dynamiques (BLD).
	<i>incrementar(paso)</i>	Avance la simulation d'un nombre de pas égal à <i>paso</i> .
	<i>leer_vals()</i>	Lit les valeurs actuelles des variables du modèle.
	<i>cambiar_vals(valores)</i>	L'une des seules méthodes de <i>Modelo</i> qui n'est pas une fonction abstraite, cette méthode prend les nouvelles valeurs des variables du dictionnaire <i>valores</i> et les sauvegarde dans l'attribut interne <i>variables</i> de l'objet <i>Modelo</i> avant d'appeler la fonction <i>cambiar_vals_modelo_interno()</i> pour effectuer, si nécessaire, le changement auprès du modèle externe.

Classe	Méthode ou attribut	Description
	<i>cambiar_vals_modelo_interno(valores)</i>	Donné le dictionnaire <i>valores</i> de variables et de leurs nouvelles valeurs, effectue les opérations nécessaires auprès du modèle externe afin que celui-ci soit au courant de ces nouvelles valeurs. Généralement, ceci s'effectue par l'entremise d'une modification à un fichier d'entrée, ou bien par l'invocation d'une fonction de BLD.
	<i>cerrar_modelo()</i>	Termine la simulation et ferme le modèle externe, s'il y a lieu.
Conectado		<i>Conectado</i> combine un modèle des DS avec un modèle physique au sein d'un seul modèle couplé. En plus de son implémentation des méthodes abstraites héritées de <i>Modelo</i> , cette classe contient plusieurs attributs et méthodes propres à elle-même.
	mds	L'enveloppe du modèle DS couplé.
	bf	L'enveloppe du modèle physique couplé.
	estab_mds(archivo_mds)	Connecte au modèle des DS contenu dans le fichier <i>archivo_mds</i> . Cette méthode est invoquée automatiquement lors de l'instanciation de <i>Conectado</i> .
	estab_bf(archivo_bf)	Connecte au modèle physique contenu dans le fichier <i>archivo_bf</i> . Cette méthode est invoquée automatiquement lors de l'instanciation de <i>Conectado</i> .
<i>EnvolturaMDS</i>		<i>EnvolturaMDS</i> est une class abstraite, en majeure partie vide, qui sert de gabarit aux enveloppes de modèles des DS. L'implémentation des méthodes héritées de <i>Modelo</i> se voit déléguée aux implémentations d'enveloppes spécifiques aux différents logiciels des DS, puisque ces implémentations varient de façon significative entre logiciels.
EnvolturaBF		Cette classe sert de lien général entre un objet <i>Conectado</i> et les enveloppes de modèle physiques développées par des parties tierces.
	modelo: ClaseModeloBF	Une connexion à l'enveloppe spécifique au modèle physique.
<i>ClaseModeloBF</i>		Cette classe fournit un gabarit, en majeure partie vide, pour le développement d'enveloppes pour les modèles physiques.

### 7.4.2 Utilisation du logiciel Tinamit

La Figure 7.3 présente le processus de construction et de simulation des modèles couplés avec le logiciel *Tinamit*. Le logiciel peut être utilisé et en tant que code informatique selon l'IPA de *Tinamit*, de même qu'en tant que logiciel visuel avec son interface utilisateur graphique (IUG). Ce dernier élimine toute dépendance sur le code Python écrit lors du couplage des modèles, pourvu, toutefois, qu'une enveloppe appropriée pour le modèle physique est disponible. Les mêmes étapes conceptuelles pour la construction et la simulation des modèles couplés s'appliquent, peu importe si l'on utilise l'IUG ou bien l'IPA.

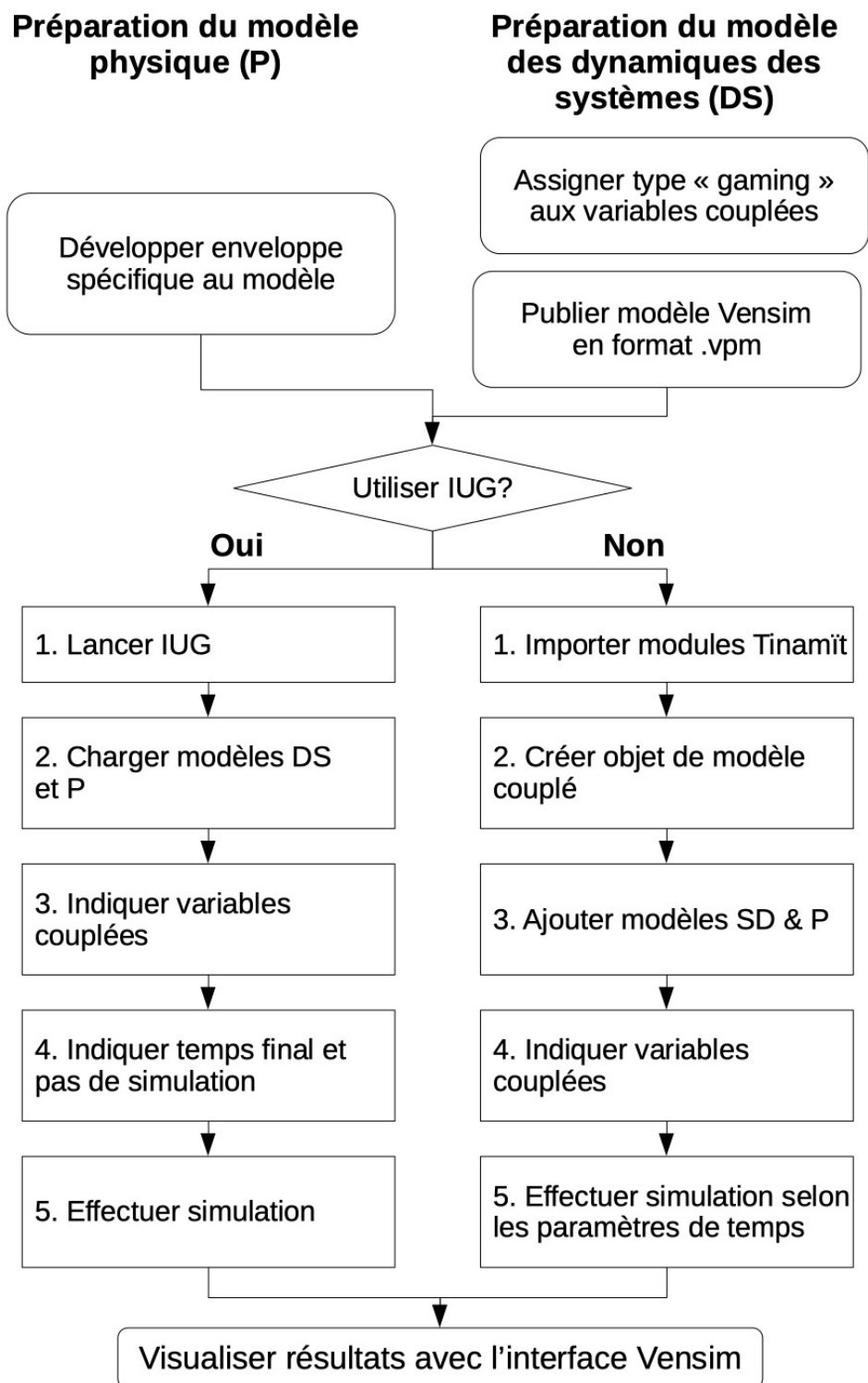


Figure 7.3: Organigramme du processus de modélisation couplée tel qu'une utilisatrice ou utilisateur l'implémenterait avec Tinamit. DS = Dynamiques des systèmes; P = modèle physique.

### 7.4.2.1 Enveloppe pour le modèle physique

La structure de *Tinamit* permet la connexion sans restriction à tout genre de modèle physique. Cependant, cette connexion requière l'écriture d'une sous-classe Python qui hérite de la classe parente d'enveloppe des modèles physiques (*BF.ClaseModeloBF*) et qui implémentera sept fonctions spécifiques au logiciel du modèle physique que l'on désire connecter :

- 1) *inic\_vars()* : Doit inspecter le modèle physique et détecter les noms des variables, de même que leurs unités, leurs dimensions, et si elles sont des variables d'entrée ou de sortie (ou les deux, le cas échéant).
- 2) *obt\_unidad\_tiempo()* : Doit lire et renvoyer l'unité temporelle du modèle physique, qui sera ensuite utilisée par *Tinamit* pour synchroniser l'écoulement du temps dans les deux modèles connectés.
- 3) *iniciar\_modelo()* : Lance une nouvelle simulation. Dans la plupart des cas, ceci implique la lecture d'un fichier de données initiales et de configuration de simulation en un certain format standard propre au logiciel du modèle physique.
- 4) *incrementar(paso: int)* : Avance la simulation selon l'intervalle de temps spécifiée par *paso*.
- 5) *leer\_vals()* : Lit les valeurs des variables du modèle physique et les transfère à un dictionnaire interne de l'objet d'enveloppe, duquel *Tinamit* pourra ensuite accéder les valeurs lors de la phase d'échange de données entre les modèles.
- 6) *cambiar\_vals\_modelo\_interno(valores: dict)* : Change les valeurs internes des variables du modèle selon les nouvelles valeurs données dans le paramètre *valores*, de telle manière à ce que le modèle externe utilise ces nouvelles valeurs en tant que données d'entrée lors du prochain pas de la simulation du modèle. Cette fonction est utilisée par *Tinamit* pour mettre à jour les valeurs des variables couplées selon les résultats du modèle des DS.
- 7) *cerrar\_modelo()* : Exécute les tâches de nettoyage avant la fermeture du modèle (p. ex., effacer les fichier temporaires). Fonction optionnelle.

En pratique, une programmatrice ou un programmeur peut développer l'enveloppe spécifique au modèle physique, laquelle, si elle est bien écrite et inclut un nombre suffisant de variables potentielles pour le couplage, ne nécessitera plus de modification, même si les

parties prenantes décident plus tard de changer la structure du modèle des DS ou même l'identité des variables à coupler. Pour l'instant, le code de *Tinamit* est distribué avec une enveloppe prête à utiliser pour le modèle physique SAHYSMOD (*EnvolturaBF.en.SAHYSMOD.wrapper*).

#### **7.4.2.2 Préparation du modèle des dynamiques des systèmes**

Le modèle des DS développé en Vensim doit être correctement configuré avant le couplage. En premier lieu, les variables du modèle des DS Vensim qui pourraient être utilisées en tant que variables couplées d'entrée dont les valeurs proviendraient du modèle physique doivent être spécifiées, par l'entremise de l'interface Vensim, en tant que variables de genre « gaming » afin de permettre la mise à jour dynamique de leurs valeurs lors de la simulation. Le modèle Vensim doit ensuite être publié en format *.vpm*.

#### **7.4.2.3 Couplage des modèles**

Une fois l'enveloppe du modèle physique et le modèle des DS prêts, le couplage, la simulation, et la modification des modèles s'avère une procédure simple et rapide. Pour effectuer une simulation couplée, l'utilisatrice ou l'utilisateur doit en premier lieu créer une instance de la classe représentant l'enveloppe des modèles couplés (procédure effectuée de manière automatique lorsque l'IUG de *Tinamit* est utilisée; voir section 7.4.2.4). Le fichier *.vpm* de Vensim, de même que les fichiers spécifiant le modèle physique, doivent ensuite être importés. Les variables à échanger lors de la simulation couplée peuvent ensuite être spécifiées (y compris les facteurs de conversion d'unités, si nécessaire), et la simulation pourra ensuite être lancée avec la durée de temps et la fréquence temporelle désirées. Un exemple d'un tel code est offert dans le matériel supplémentaire; veuillez prendre note que des résultats identiques pourraient également être obtenus par l'entremise de l'IUG.

#### **7.4.2.4 Interface graphique utilisateur**

Tel que mentionné auparavant, *Tinamit* comporte, afin de faciliter son utilisation par les non-programmeurs, une extension IUG qui peut être lancée à l'aide du fichier de code source *tinamit/Interfaz/IGU.py* (Figure 7.4). Cette interface prend en charge les invocations des fonctions de *Tinamit* et guide ses utilisatrices et utilisateurs pas à pas à travers le processus de couplage des modèles. Lors de la première étape, les modèles des DS et physique sont chargés; ceci est suivi par le couplage des variables et, finalement, par la spécification des paramètres de simulation (l'intervalle de temps, les conversions d'unité et le nom de la simulation). Les modèles couplés peuvent également être sauvegardés et ensuite ouverts à

nouveau, ce qui permet donc la sauvegarde et le partage des modèles couplés entre différentes collaboratrices et collaborateurs. Les résultats des simulations du modèle couplé, tant qu'à elles, peuvent être visualisées directement dans le logiciel des DS (p. ex., Vensim).

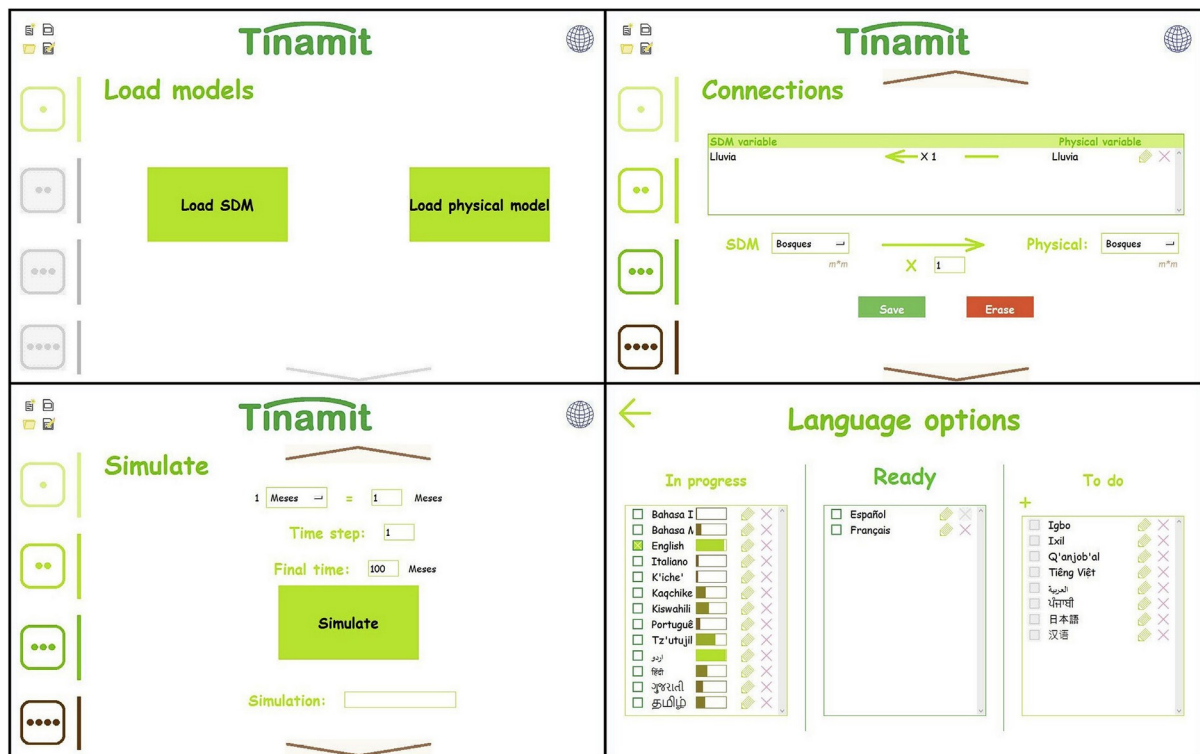


Figure 7.4: L'interface utilisateur graphique de Tinamit. De gauche à droite, haut en bas : écran de chargement des modèles, interface de couplage des variables, simulation du modèle, et options de langue.

L'interface peut aussi être visualisée dans différentes langues, et peut de même être traduite par une utilisatrice ou un utilisateur si celui-ci désire y ajouter une nouvelle langue non disponible auparavant (voir Figure 7.4). L'interface, qui demeure compatible avec les alphabets de droite à gauche, est présentement disponible en plusieurs langues, y compris l'espagnol, le français, l'ourdou, le Tz'utujil et l'anglais (en majeure partie des langues parlées dans les régions d'intérêt professionnel des auteurs). Tandis que l'interface utilise peu de texte et que les résultats peuvent être visualisés avec le logiciel des DS seul, la traduction demeure un facteur important pour son adoption à grande échelle, car plusieurs étapes du processus de couplage dépendent des instructions écrites de *Tinamit* (chargement des modèles, spécification de l'intervalle de temps et de la fréquence d'échange des données, messages d'erreur). Les traductions sont sauvegardées dans un fichier central nommé « Trads.json » et qui se partage facilement entre différentes utilisatrices et utilisateurs. La facilité de traduction de l'interface de *Tinamit* est l'un des facteurs qui augmentent son



potentiel pour la facilitation de la modélisation participative auprès de divers groupes de parties prenantes dans de diverses régions et pays.

## **7.5 Application de Tinamit : Étude de cas de la salinité des sols au Pakistan**

Nous présentons ici un exemple de l'application du logiciel *Tinamit* au couplage d'un modèle des DS construit par les parties prenantes qui représente les conditions socioéconomiques des revenus agricoles et des choix de culture au Pakistan avec un modèle physique des eaux souterraines et de la salinité des sols (SAHYSMOD). Le modèle couplé vise à identifier des options de politiques qui génèrent des résultats favorables envers le domaine socioéconomique autant qu'envers l'environnemental. Le modèle fut originalement développé pour la région du Rechna Doab du Pakistan, où les bas niveaux de précipitation et la dépendance sur les ressources d'eau souterraine de basse qualité ont mené à un problème de salinité des sols d'importance agronomique (Inam et al., 2017b). Malgré des investissements importants de la part du gouvernement en matière de projets de drainage, la situation n'a pas montrée de grande amélioration au cours de la dernière décennie. Le but de l'étude était donc d'analyser l'impact de différentes solutions, parfois mutuellement exclusives, qui furent proposées par les diverses parties prenantes de la région d'étude (p. ex., des groupes de fermiers, des ONGs et des représentants du gouvernement) afin de comprendre, en prenant compte des processus socioéconomiques autant qu'environnementaux, quelles interventions pourraient offrir une vraie amélioration. Le code utilisé lors de l'exécution de cette analyse par l'entremise de l'IPA de *Tinamit* se trouve dans le fichier *tinamit/Ejemplos/en/Ejemplo\_SAHYSMOD/Coupling\_script.py* du matériel supplémentaire.

### **7.5.1 Modèle physique (SAHYSMOD)**

Le Modèle spatial agro-hydro-salinité (SAHYSMOD, selon ses sigles en anglais) est un modèle distribué à l'échelle du bassin versant qui calcule les bilans hydriques et de sel à une résolution temporelle saisonnière (Oosterbaan, 2005). SAHYSMOD divise le profil du sol en quatre niveaux (surface, zone racinaire, zone de transition et aquifère) et peut simuler entre une à quatre saisons distinctes par année. Les bilans hydriques et de sel saisonniers servent d'entrées au modèle; ceux-ci dépendent de l'hydrologie des eaux de surface (précipitation, évapotranspiration potentielle, irrigation et écoulement) autant que de l'hydrologie des eaux souterraines (pompage, remontée capillaire et drainage). Le modèle offre également une

grande gamme d'options de gestion multidimensionnelles qui permettent l'évaluation de scénarios tels que le drainage souterrain vertical et horizontal, l'utilisation conjonctive des eaux de surface et souterraines pour l'irrigation, le revêtement des canaux, le drainage contrôlé et la rotation des cultures. Le modèle présente par la suite un estimé des bilans d'eau agricole, d'eau souterraine et de la salinité à résolution saisonnière pour chaque polygone géographique. Les flux d'eau et de sel sont estimés selon le principe de conservation de masse, selon lequel le changement du niveau sera positif si la recharge est supérieure à la décharge (et vice versa). Le modèle calibré par Inam et al. (2017c) pour la région du Rechna Doab du Pakistan fut utilisé dans le cadre de l'analyse présente.

À fins de compatibilité avec *Tinamit*, une classe d'enveloppe spécifique à SAHYSMOD fut écrite (disponible au `tinamit/EnvolturaBF/en/SAHSYMOD/wrapper.py`). Cette enveloppe gère l'accès aux variables d'entrée et de sortie de SAHYSMOD, et permet la modification de toute variable d'entrée avant d'effectuer la simulation de l'année suivante. En un premier temps, l'enveloppe lit les fichiers d'entrée et de résultats de SAHYSMOD et transfère les données qui y sont contenues à un dictionnaire interne des valeurs des variables correspondantes. L'enveloppe prend ensuite les résultats de l'année précédente (ou bien les données initiales), les combine avec les changements des valeurs des variables couplées, et génère un nouveau fichier d'entrée de SAHYSMOD en vue de la simulation de l'année suivante.

L'enveloppe s'adapte également à la simulation des modèles saisonniers de SAHYSMOD. Une instance de l'enveloppe de SAHYSMOD dotée de l'adresse locale du fichier exécutable de SAHYSMOD et du fichier contenant la configuration du modèle doit être créée; l'adresse du fichier contenant cette instance peut ensuite être donnée à l'objet *Conectado* de modèle couplé, lequel l'utilisera afin de charger et d'initialiser le modèle SAHYSMOD. Un exemple en pseudo-code de ce processus suit ci-dessous, une implémentation en Python étant donnée dans le code source de *Tinamit*. Le logiciel *Tinamit* sera en mesure d'importer l'enveloppe SAHYSMOD contenue dans le code ci-dessous (maintenant spécifique à la région et aux données initiales du modèle de salinité en question) et pourra ensuite l'utiliser de manière automatique dans une simulation couplée.

```
importer tinamit.SAHYSMOD.enveloppe en tant que enveloppe
MonModèle = enveloppe(adresse_locale_exe_sahysmod, adresse_données_initiales)
```

### **7.5.2 Modèle socioéconomique des dynamiques des systèmes**

Le modèle des DS utilisé lors de cet exemple est une version simplifiée du modèle des DS construit avec les parties prenantes par Inam et al. (2017b) pour représenter les processus socioéconomiques des revenus agricoles et leurs interactions avec les politiques envers la salinité des sols au Pakistan. Le modèle des DS fut construit de manière participative suivant la méthodologie développée par Inam et al. (2017b), elle-même inspirée par celle de Vennix (1996). Cette méthodologie comporte quatre étapes principales, soit : 1) l'identification des parties prenantes clefs (groupes d'agriculteurs et d'agricultrices, gouvernements et ONGs), 2) le développement de diagrammes de boucles causales (DBC) par l'entremise d'entrevues individuelles de modélisation avec lesdites parties prenantes, 3) la fusion des DBCs individuels en un seul modèle qualitatif et 4) la quantification du modèle, selon les données disponibles, afin de créer un modèle des dynamiques des systèmes (également appelé modèle de niveaux et de flux). Le modèle lui-même comporte des sous-modules de quatre secteurs centraux : l'agriculture, l'économie, l'eau et la gestion; un exemple du DBC correspondant au module de l'agriculture est présenté par la Figure 7.5. Le système socioéconomique-physique est représenté dans le modèle par l'entremise de diverses variables de niveaux (efficacité d'irrigation, étendue des canaux revêtus, capacité des canaux, capacité envasée des canaux, demande en eau, extraction d'eau et nombre de puits tubés), variables de flux (infiltration, écoulement, revenus, dépenses, dégradation de revêtement des canaux, construction des canaux et consommation d'eau), et de fonctions de table de consultation (revêtement des canaux, politiques de récupération de l'eau de pluie et d'efficacité d'irrigation, facteur d'inflation, perceptions publiques, et distribution de l'eau dans les canaux). Le modèle des DS complet se trouve dans le matériel supplémentaire.

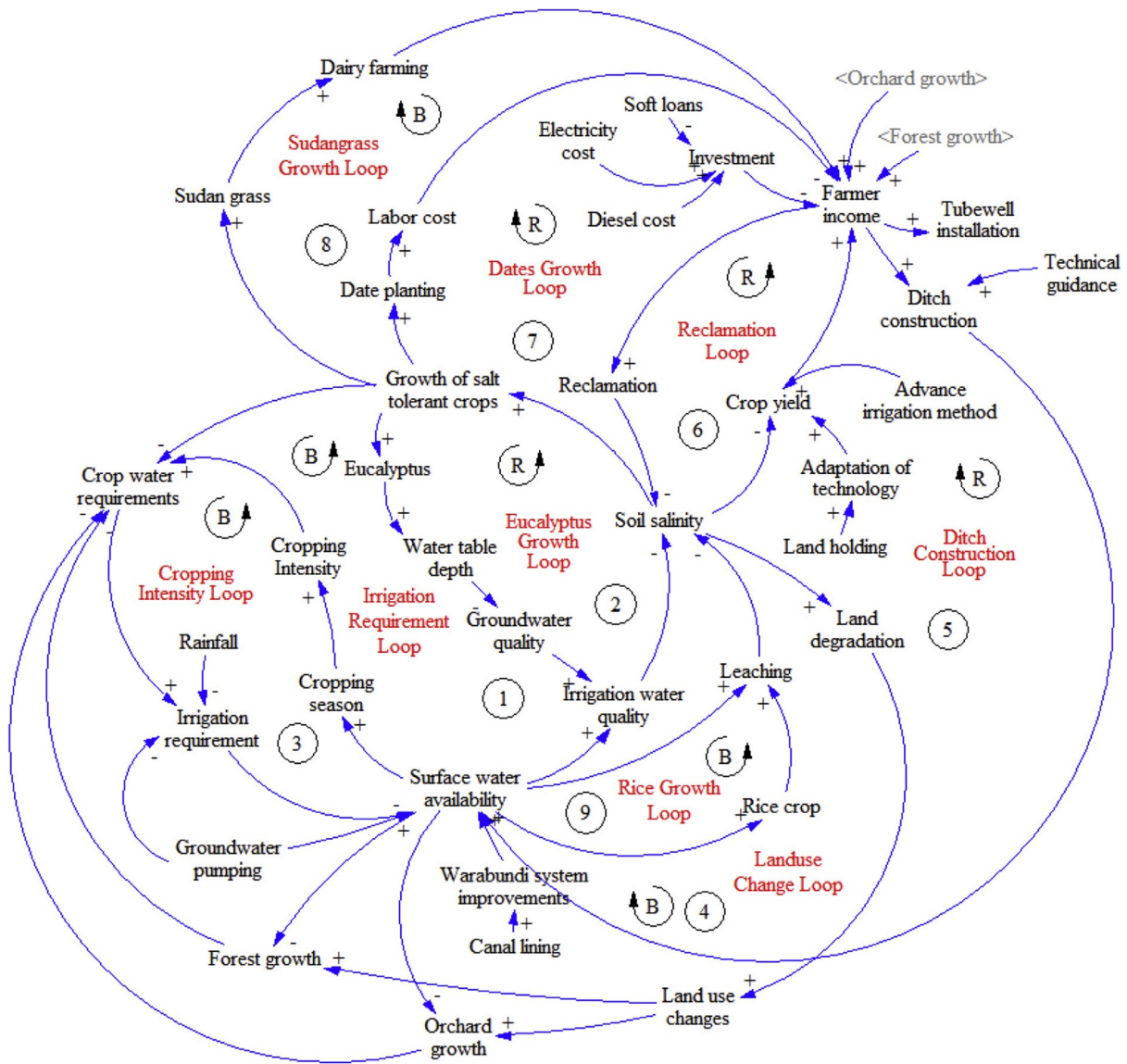


Figure 7.5: Exemple du diagramme de boucles causales du sous-modèle agricole. Reproduit de Inam et al. (2017b) avec la permission d'Elsevier.

Le modèle des DS socioéconomique et le modèle SAHYSMOD furent ensuite couplés, par l'entremise de l'IPA de *Tinamit*, avec les variables représentant la gestion agricole (provenant du modèle des DS et transférées à SAHYSMOD) et les variables représentant la situation environnementale (de SAHYSMOD au modèle des DS). La simulation couplée se voit donc dotée de la capacité de modéliser les changements dans la situation socioéconomique, tels les revenus agricoles, tout aussi bien que leurs effets réciproques sur les conditions physiques, telles des décisions de culture et d'irrigation. Cette représentation plus réaliste des interactions réciproques entre les sphères humaines et environnementales offre ainsi une meilleure représentation de la situation réelle. Le Tableau 7.3 ci-dessous énumère les

variables échangées entre les modèles des DS et SAHYSMOD, tout autant que leurs descriptions, leurs unités et la direction de la connexion.

*Tableau 7.3: Variables utilisées lors du couplage entre le modèle SAHYSMOD et le modèle socioéconomique des DS (dynamiques des systèmes).*

Variable	Unités	Description	Direction du couplage
Profondeur nappe phréatique	m	Moyenne saisonnière de la profondeur de la nappe phréatique relatif au niveau du sol	SAHYSMOD → DS
Salinité zone racinaire	dS m <sup>-1</sup>	Salinité du sol dans la zone racinaire	SAHYSMOD → DS
Qualité de l'eau	dS m <sup>-1</sup>	Moyenne saisonnière de la salinité de l'eau souterraine	SAHYSMOD → DS
Infiltration	m <sup>3</sup> saison <sup>-1</sup> m <sup>-2</sup>	Taux d'infiltration d'eau du réseau de canalisation selon les conditions de revêtement variables	SAHYSMOD ← DS
Irrigation	m <sup>3</sup> saison <sup>-1</sup> m <sup>-2</sup>	Taux d'application d'irrigation par polygone	SAHYSMOD ← DS
Capacité des puits tubés	m <sup>3</sup> mois <sup>-1</sup> m <sup>-2</sup>	Taux d'extraction d'eau souterraine par polygone	SAHYSMOD ← DS
Efficacité d'irrigation	Fraction	Fraction de l'eau appliquée qui rejoint la zone racinaire	SAHYSMOD ← DS
Fraction d'eau souterraine	Fraction	Fraction d'eau d'irrigation qui provient de l'aquifère	SAHYSMOD ← DS

### 7.5.3 Analyse des politiques

Les analyses de scénarios permettent l'évaluation des impacts de différentes options de politiques selon leurs résultats escomptés et les bénéfices associés. Lors de la présente étude, des scénarios de politiques proposés par les parties prenantes (Inam et al., 2015) furent évalués afin d'améliorer notre connaissance de leurs impacts potentiels sur la disponibilité de l'eau la salinité des sols, de même que sur les revenus agricoles. Ces politiques, présentées dans le Tableau 7.4 ci-dessous, incluent l'utilisation conjonctive des eaux de surface et des eaux souterraines pour l'irrigation (UCE), le drainage vertical (DV), le revêtement des canaux (RC), l'irrigation sous pression (IP) et la récupération d'eau de pluie (REP). Chacune de ces politiques fut simulée en changeant les valeurs des variables d'entrée appropriées dans

la simulation *Tinamit*, suite à quoi les meilleures politiques furent identifiées en analysant les résultats des simulations du modèle couplé.

*Tableau 7.4: Scénarios de gestion de la salinité des sols. Les valeurs des variables continues sont présentées pour chaque scénario; l'activation des variables binaires est indiquée par un « x » dans la case appropriée.*

Scénario	Code	Récupération des eaux de pluie	Revêtement des canaux	Efficacité de l'irrigation	% d'eau souterraine à l'irrigation	Capacité des puits tubés (m <sup>3</sup> /h)
Utilisation conjonctive de l'eau	UCE				80	100,8
Drainage vertical	DV				0	153,0
Revêtement des canaux	RC		X		0	0,0
Irrigation sous pression	IP			X	0	0,0
Récupération des eaux de pluie	REP	X			0	0,0

## 7.6 Résultats et discussion

Les sections suivantes présentent en premier lieu les résultats d'ordre méthodologique, suivis des résultats de l'analyse de l'étude de cas.

### 7.6.1 Facilité d'adoption et flexibilité

*Tinamit* facilita le couplage des deux modèles en diminuant de manière substantielle l'effort et le temps généralement nécessaires pour l'implémentation d'une telle procédure. Le développement d'une enveloppe spécifique aux modèles SAHYSMOD nécessita certes un certain investissement de temps; cet effort, cependant, représente une tâche à acquitter qu'une seule fois par logiciel de modèle physique et ne nécessitera donc plus de modifications, même si les paramètres initiales du modèle physique, telle la structure des sols, devaient être modifiés.

Une fois l'enveloppe terminée, en sus, aucune autre modification n'y est nécessaire même lors de la connexion de nouveaux modèles. C'est-à-dire, l'enveloppe développée lors de cette étude peut maintenant effectuer le couplage de tout modèle des DS avec tout modèle SAHYSMOD. Nous espérons que cet avantage méthodologique facilitera l'utilisation et le

développement continu du modèle couplé par les parties prenantes, et cela, de manière indépendante et sans support additionnel ni de la part d'un programmeur ou programmatrice, ni de celle d'un projet financé de collaboration en recherche. *Tinamit* demeure également très flexible envers les modèles physiques qui pourront être connectés grâce au développement de nouvelles classes d'enveloppe. Tant que le contrôle de la simulation peut être automatisé (initialisation, incrémentation pas à pas de la simulation, et lecture et modification des variables), une enveloppe de compatibilité pourra être développée, peu importe l'environnement de simulation ou le langage informatique qui alimente le modèle physique. La seule limitation que *Tinamit* impose au couplage des modèles est que la fréquence d'échange des données ne peut être inférieure à la fréquence à laquelle le modèle externe permet la lecture et la mise à jour des valeurs de ses variables. À titre d'exemple, un modèle des cultures à fréquence saisonnière ne pourra être couplé avec une fréquence mensuelle d'échange des données.

D'une manière similaire, une fois l'enveloppe d'un logiciel des DS développée, *Tinamit* peut coupler tout modèle développé par le même logiciel. Ceci est une amélioration notable en comparaison à la méthode traditionnelle d'enveloppes pour coupler les modèles des DS, lorsque des enveloppes spécifiques à chaque modèle des DS ou physique individuel doivent être développées (et mises à jour lors d'un changement dans le modèle des DS ou le modèle physique). Avec *Tinamit*, cependant, tant que les enveloppes compatibles avec les logiciels des modèles des DS et physique sont disponibles, la configuration et l'exécution d'une simulation couplée s'effectuent rapidement, sans aucune nécessité de développer une enveloppe spécifique au modèle lui-même. Cette universalité des enveloppes *Tinamit* assure du même trait la compatibilité entre enveloppes écrites par de différentes personnes dans le cadre de différents projets.

L'implémentation d'une simulation couplée se voit elle aussi accélérée par *Tinamit*. Tandis que cent lignes ou plus de code de couplage est situation commune dans le domaine de la modélisation couplée, le même couplage effectué avec *Tinamit* lors de cette étude ne contenait que 14 lignes de code (deux pour importer et initialiser *Tinamit*, une pour charger chacun des modèles, une pour chaque connexion entre variables et une pour lancer la simulation). La brièveté de ce code facilite également la tâche des personnes qui voudront y apporter des changements telles que des modifications aux variables ou des ajouts et suppressions de connexions entre variables. Des résultats identiques peuvent également être obtenus avec l'IUG sans aucune nécessité d'écrire du code soi-même.

Ces exemples de couplage dynamique entre modèles des DS socioéconomiques et modèles physiques à part, mentionnons également que le logiciel *Tinamit* peut également effectuer un couplage unidirectionnel avec le modèle physique. Ces possibilités ouvrent la porte à l'adoption à plus grande échelle du couplage des modèles dans le domaine de la modélisation et de la gestion des ressources participatives. Elle permettrait, en outre, l'incorporation de scénarios de changement climatique dans les projets de modélisation des DS participative afin de faciliter la planification des politiques d'adaptation aux changements climatiques et d'encourager du même trait l'analyse intégrée par les parties prenantes des impacts des politiques potentielles sous de différents scénarios climatiques.

## 7.6.2 Résultats de l'étude de cas

Le Tableau 7.5 ci-dessous résume les impacts de chaque scénario de politique tel que prédit par le modèle des DS (socioéconomie agricole) couplé avec le modèle SAHYSMOD (salinité des sols). Les politiques sont évaluées selon leur impacts sur la salinité des sols, la disponibilité de l'eau, et le revenu agricole. Aucune politique ne parvint à diminuer les niveaux de salinité en-deça des seuils de tolérance des cultures, ce qui indique qu'aucune de ces politiques, par elle-même, n'offre de grande possibilité de résoudre l'intégralité du problème de la salinité des sols dans la région. Cependant, une certaine réduction fut observée lors de l'application du revêtement des canaux, effet découlant de la réduction en infiltration et du meilleur contrôle de l'engorgement des sols. Les revenus agricoles nettement inférieurs dans ce scénario indiquent toutefois la nécessité d'un support gouvernemental à l'implémentation de cette politique. Au contraire, les scénarios de drainage vertical et d'utilisation conjonctive de l'eau menèrent à une très bonne disponibilité en eau mais à une salinisation accrue des sols causée par la salinisation secondaire. Une évaluation approfondie de la qualité de l'eau souterraine est donc nécessaire avant d'implémenter l'une de ces deux politiques visant à contrôler l'engorgement des sols. L'irrigation sous pression s'avéra insuffisante pour lessiver les sels de la zone racinaire et causa une augmentation de la salinité, tandis que la politique de récupération des eaux de pluie, étant donné le manque d'eau généralisé, n'a su montrer des résultats positifs envers les indicateurs d'intérêt.

*Tableau 7.5: Valeurs moyennes (au cours de 20 ans) des indicateurs de performance des cinq alternatives de politique publique analysées avec Tinamit. Abréviations des scénarios de politique : UCE : Utilisation conjonctive de l'eau; DV : Drainage vertical; RC : Revêtement des canaux; IP : Irrigation sous pression; REP : Récupération des eaux de pluie.*

Scénarios	Indicateur de performance
-----------	---------------------------



	<b>Revenus agricoles (Rps/ha/mois)</b>	<b>Disponibilité de l'eau (m<sup>3</sup>/ha/saison)</b>	<b>Salinité des sols (dS/m)</b>
UCE	147 314	1 136	13,90
DV	151 028	1 152	14,50
RC	33 151	1 100	12,01
IP	140 490	1 012	13,90
REP	131 103	1 065	12,19

Cette analyse prête donc à suggérer que le revêtement des canaux serait le scénario le plus approprié d'un point de vue environnemental, mais qu'il devra être accompagné d'un investissement substantiel de la part du gouvernement. Les résultats de cette analyse, qui prennent en compte les prévisions conjointes des modèles physiques et socioéconomiques afin d'évaluer des options de politique, pourraient donc être d'un intérêt particulier pour les responsables politiques. Une analyse effectuée avec SAHYSMOD en isolation n'aurait su identifier les rétroactions entre composantes socioéconomiques, tel le coût important du revêtement des canaux. De différentes approches de couplage des modèles, tels le scriptage ou les feuilles de calcul, auraient certes pu générer des résultats similaires; cependant, l'utilisation de *Tinamit* lors des phases de couplage et de simulation des politiques offre une expérience beaucoup plus flexible et intuitive qui serait également plus attrayante envers les parties prenantes et d'autres personnes moins confortables avec l'idée de la programmation.

Étant donné qu'aucune participation des parties prenantes suivant le développement du modèle des DS quantifié initial ne fut possible lors de l'étude de cas présent, nous ne pouvons pas confirmer la facilité de l'utilisation de *Tinamit* pour le couplage des modèles en présence des parties prenantes et devons nous contenter de l'analyse de l'impact de *Tinamit* sur la facilité de l'implémentation des politiques proposées par les parties prenantes dans un environnement de modélisation couplée. Cette limitation à part, nous comptons évaluer lors d'études futures le potentiel d'utiliser *Tinamit*, à moyen et à long terme, pour éveiller l'intérêt des parties prenantes envers le processus de couplage des modèles.

## 7.7 Conclusions

La modélisation participative est de plus en plus reconnue en tant qu'outil important pour assurer l'inclusion des parties prenantes dans les processus de gestion des ressources d'eau et de l'environnement. Les modèles des dynamiques des systèmes (DS), malgré leur potentiel pour l'inclusion des parties prenantes de manière interactive dans les processus de

modélisation, demeurent en grande partie incapables de représenter les processus biophysiques complexes. Entre autres défis, la représentation de nombreux processus biophysiques dans l'environnement de modélisation des DS demeure fondamentalement impraticable, tandis que la complexité et l'inflexibilité des méthodes disponibles pour coupler les modèles socioéconomiques des DS avec un modèle externe des processus environnementaux biophysiques complique la tâche d'effectuer une simulation intégrée. Ces rétroactions dynamiques entre processus socioéconomiques et biophysiques, toutefois, demeure clefs à notre compréhension des impacts que les politiques, telle la possibilité du revêtement des canaux pour diminuer la salinité des sols mentionnée lors de cette étude, peuvent occasionner sur les systèmes environnementaux aussi bien que sur les systèmes socioéconomiques. De telles analyses ne seraient possibles par l'entremise d'un simple modèle socioéconomique ou bien d'un modèle physique non couplé.

Dans ce contexte, *Tinamit* offre une nouvelle méthodologie pour le couplage des modèles physiques externes avec les modèles des DS construits par les parties prenantes. Cet outil en langage Python facilite la tâche de couplage et la rend transparente, et ce, pour les modélisateurs autant que pour les parties prenantes qui n'auront que peu de connaissances en programmation. Il facilite en outre l'exécution de simulations couplées entre modèles socioéconomiques et modèles physiques, même après la fin d'un projet financé et le départ des chercheurs et chercheuses universitaires. La structure modulaire de *Tinamit*, tout autant que la disponibilité de son code à source ouverte, permettent également le développement de nouvelles fonctionnalités, telle l'addition de nouveaux modèles physiques et de logiciels des DS, et facilite le partage de ces contributions entre les membres de la communauté de modélisation participative.

Une priorité pour le développement de se modèle à l'avenir serait d'améliorer la capacité de *Tinamit* envers l'échange de variables multidimensionnelles, ce qui faciliterait la tâche de connexion des modèles spatialement distribués. L'évaluation sur le terrain du potentiel de *Tinamit* pour stimuler l'adoption au long terme par les parties prenantes des méthodologies de modélisation couplée dans le cadre de la prise de décisions environnementales serait également d'un intérêt particulier.

## 7.8 Contributions des auteurs

JM et AI développèrent le code de *Tinamit* et effectuèrent les analyses; JM, EH, AI et JA écrivirent l'article, JA, HMQ et HT contribuèrent à la conceptualisation et à la supervision du projet.

## 7.9 Remerciements

Cette recherche fut possible grâce au soutien d'une Bourse de découverte du CRSNG (no. RGPIN-2015-05554) octroyée au Dr Jan Adamowski, autant que d'une Bourse de 3<sup>e</sup> cycle FRQNT, d'une Bourse du CRDI aux chercheurs candidats au doctorat (no : 107759-99906075-017), d'une Bourse d'études supérieures Canada Vanier et d'un Supplément pour études à l'étranger Michael-Smith (Programme de bourses d'études supérieures du Canada) octroyées à Julien Malard.

La version la plus récente de *Tinamit*, y compris les fichiers des données utilisées lors des analyses présentées dans cet article, se trouvent au <https://github.com/julienmalard/tinamit>. Une copie de la version exacte du code de *Tinamit* et des données utilisées lors de la présente recherche est disponible en tant que matériel supplémentaire.

## 7.10 Appendice 1 : Accès au logiciel et aux données

### 7.10.1 Python

Le model *Tinamit* es un logiciel en langage Python qui est distribué sous une licence à source ouverte au <https://github.com/julienmalard/tinamit>. Python, étant un langage à source ouverte orienté objet et jouissant d'un accès à un grand nombre de bibliothèques scientifiques et numériques, fut choisi comme langage de base pour ce projet. Le logiciel *Tinamit* nécessite Python 3,5 (PSF, 2016) et les libraires numpy (van der Walt et al., 2011), scipy (Jones et al., 2015) et matplotlib (Hunter, 2007), lesquelles sont toutes disponibles auprès de l'Index de paquets Python (PyPI) sous licences source ouverte, tout comme *Tinamit* lui-même.

### 7.10.2 Tinamit

Le code de *Tinamit* occupe environ 2,5 mégaoctets d'espace sur le disque et inclut une interface utilisateur graphique (IUG) qui permet la traduction de l'IGU lui-même dans la langue la plus appropriée pour la communauté des parties prenantes lors de son application au sein d'un projet de modélisation appliquée. La documentation complète est disponible au <http://tinamit.readthedocs.io>.

### 7.10.3 Vensim DSS

Le logiciel *Tinamit* est compatible avec les modèles de Vensim et nécessite les fonctionnalités de la bibliothèque de liens dynamiques (DLL selon ses sigles en anglais) de la version Système d'aide à la décision (DSS) de Vensim.

Développeur : Ventana Systems, Inc.

Prix : Présentement \$795 (US) pour l'utilisation académique

### 7.10.4 SAHYSMOD

SAHYSMOD (Oosterbaan, 2005) est un modèle physique spatialement explicite de la salinité des sols et des flux des eaux souterraines. Il est librement disponible, et l'enveloppe Python nécessaire pour assurer sa compatibilité avec *Tinamit* est incluse avec la distribution de *Tinamit*.

Développeur: R.J. Oosterbaan.

Disponibilité: Téléchargement gratuit du <http://www.waterlog.info/sahysmod.htm>.

## 7.11 Références

- Ahmad, S., Simonovic, S.P., 2004. Spatial system dynamics: new approach for simulation of water resources systems. *J. Comput. Civ. Eng.* 18 (4), 331-340.
- Akhtar, M.K., Wibe, J., Simonovic, S.P., MacGee, J., 2013. Integrated assessment model of society-biosphere-climate-economy-energy system. *Environ. Model. Softw.* 49, 1-21.
- Belete, G.F., Voinov, A., Morales, J., 2017. Designing the distributed model integration framework e DMIF. *Environ. Model. Softw.* 94, 112-126.
- Bulatewicz, T., Yang, X., Peterson, J.M., Staggenborg, S., Welch, S.M., Steward, D.R., 2010. Accessible integration of agriculture, groundwater, and economic models using the Open Modeling Interface (OpenMI): methodology and initial results. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 14, 521-534.
- Butler, C., Adamowski, J., April 05, 2015. Empowering marginalized communities in water resources management: addressing inequitable practices in Participatory Model Building. *J. Environ. Manage.* 153, 153-162.

- Cai, X., McKinney, D.C., Lasdon, L.S., 2003. Integrated hydrologic-agronomic economic model for river basin management. *J Water Resour. Plan. Manag.* 129 (1), 4-17.
- Cockerill, K., Passell, H., Tidwell, V., 2006. Cooperative modeling: building bridges between science and the public. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 42 (2), 457-471.
- Elsawah, S., Guillaume, J.H., Filatova, T., Rook, J., Jakeman, A.J., 2015. A methodology for eliciting, representing, and analysing stakeholder knowledge for decision making on complex socio-ecological systems: from cognitive maps to agent-based models. *J. Environ. Manag.* 151, 500-516.
- Elshafei, Y., Sivalapan, M., Tonts, M., Hipsey, M.R., 2014. A prototype framework for models of socio-hydrology: identification of key feedback loops and parameterisation approach. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 18, 2141-2166.
- Forrester, J.W., 1961. *Industrial Dynamics*. MIT Press, Cambridge. M.A. Gregersen, J.B., Gijsbers, P.J.A., Westen, S.J.P., 2007.
- OpenMI: open modelling interface. *J. Hydroinformatics* 9 (3), 175-191.
- Halbe, J., Inam, M.A., Boisvert-Chouinard, J., Malard, J.J., Adamowski, J., Prasher, S., 2014. Participatory and Integrated Assessment of Water Resources Management Policies through the Coupling of Group Built System Dynamics Models and Expert Physical Models. Presented at the ASABE, Montréal, Canada.
- Hassanzadeh, E., Zarghami, M., Hassanzadeh, Y., 2012. Determining the main factors in declining the Urmia Lake level by using system dynamics modeling. *Water Resour. Manag.* 26 (1), 129-145.
- Hoogenboom, G., Jones, J.W., Wilkens, P.W., Porter, C.H., Boote, K.J., Hunt, L.A. , Singh, U., Lizaso, J.I., White, J.W., Uryasev, O., Ogoshi, R., Koo, J., Shelia, V., Tsuji, G.Y., 2015. *Decision Support System for Agrotechnology Transfer (DSSAT) Version 4.6*. DSSAT Foundation, Prosser, Washington. <http://dssat.net>.
- Hunter, J.D., 2007. Matplotlib: a 2D graphics environment. *Comput. Sci. Eng.* 9, 90-95.

- Inam, A., Adamowski, J., Halbe, J., Malard, J., Albano, R., Prasher, S., 2017a. Coupling of a distributed stakeholder-built system dynamics socio-economic model with SAHYSMOD for sustainable soil salinity management Part 2: model coupling and application. *J. Hydrol.* 551, 278-299.
- Inam, A., Adamowski, J., Halbe, J., Malard, J., Albano, R., Prasher, S., 2017b. Coupling of a distributed stakeholder-built system dynamics socio-economic model with SAHYSMOD for sustainable soil salinity management Part 1: model development. *Hydrol.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.039>.
- Inam, A., Adamowski, J., Halbe, J., Prasher, S., 2015. Using causal loop diagrams for the initialization of stakeholder engagement in soil salinity management in agricultural watersheds in developing countries: a case study in the Rechna Doab watershed, Pakistan. *J. Environ. Manag.* 152, 251-267.
- Inam, A., Albano, R., Adamowski, J., Prasher, S., 2017c. Parameter estimation and uncertainty analysis of the spatial Agro hydro salinity model (SAHYSMOD) in the semi-arid climate of Rechna Doab, Pakistan. *Environ. Model. Softw.* 94, 186-211.
- Jakeman, A.J., Letcher, R.A., 2003. Integrated assessment and modelling: features, principles and examples for catchment management. *Environ. Model. Softw.* 18 (6), 491-501.
- Jones, J.W., Hoogenboom, G., Porter, C.H., Boote, K.J., Batchelor, W.D., Hunt, L.A., Wilkens, P.W., Singh, U., Gijsman, A.J., Ritchie, J.T., 2003. DSSAT cropping system model. *Eur. J. Agron.* 18, 235-265.
- Jones, E., Oliphant, E., Peterson, P., et al., 2015. SciPy: open source scientific tools for Python. <http://www.scipy.org>.
- Keating, B.A., Carberry, P.S., Hammer, G.L., Probert, M.E., Robertson, M.J., Holzworth, D., Huth, N.I., Hargreaves, J.N.G., Meinke, H., Hochman, Z., McLean, G., Verburg, K., Snow, V., Dimes, J.P., Silburn, M., 2003. An overview of APSIM, a model designed for farming systems simulation. *Eur. J. Agron.* 18, 267-288.
- Kelly, R.A., Jakeman, A.J., Barreteau, O., Borsuk, M.E., El Sawah, 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.
- Langsdale, S., Beall, A., Carmichael, J., Cohen, S., Forster, C., 2007. An exploration of water resources futures under climate change using system dynamics modeling. *Integr. Assess.* 7 (1), 51-79.
- Langsdale, S., Beall, A., Carmichael, J., Cohen, S., Forster, C., Neale, T., 2009. Exploring the implications of climate change on water resources through participatory modeling: case study of the Okanagan Basin, British Columbia. *J. Water Resour. Plann Manag.* 135 (5), 373-381.
- Liao, Y.-P., Lin, S.-S., Chou, H.-S., 2012. Integration of urban runoff and storm sewer models using the OpenMI framework. *J. Hydroinformatics* 14 (4), 884-901.
- Madani, K., Mariño, M.A., 2009. System dynamics analysis for managing Iran's Zayandeh-Rud river basin. *Water Resour. Manag.* 23 (11), 2163-2187.
- McIntosh, B.S., Ascough, J.C., Twery, M., Chew, J., Elmahdi, A., Haase, D., Harou, J.J., Hepting, D., Cuddy, S., Jakeman, A.J., Chen, S., Kassahun, A., Lautenbach, S., Matthews, K., Merritt, W., Quinn, N.W.T., Rodriguez-Roda, I., Sieber, S., Stavenga, M., Sulis, A., Ticehurst, J., Volk, M., Wrobel, M., van Delden, H., El-Sawah, S., Rizzoli, A., Voinov, A., 2011. Environmental decision support systems (EDSS) development challenges and best practices. *Environ. Model. Softw.* 26 (12), 1389-1402.
- Mirchi, A., Madani, K., Watkins, D., Ahmad, S., 2012. Synthesis of system dynamics tools for holistic conceptualization of water resources problems. *Water Resour. Manag.* 26 (9), 2421-2442.
- Oosterbaan, R.J., 2005. SAHYSMOD (Version 7.1a), Description of Principles, User Manual and Case Studies. Int. Inst. L. Reclam. Improv., Wageningen, Netherlands.
- Pahl-Wostl, C., 2007. The implications of complexity for integrated resources management. *Environ. Model. Softw.* 22, 561-569.

- Peck, A., Neuwirth, C., Simonovic, S.P., 2014. Coupling System Dynamics with Geographic Information Systems: CCaR Project Report. University of Western Ontario Department of Civil and Environmental Engineering, report no. 086. ISBN 1913-3219.
- Prodanovic, P., Simonovic, S.P., 2010. An operational model for support of integrated watershed management. *Water Resour. Manag.* 24 (6), 1161-1194.
- PSF (Python Software Foundation), 2016. Python language reference, version 3.5. <http://www.python.org>.
- Rosenzweig, I., Hodges, B.R., 2011. A Python Wrapper for Coupling Hydrodynamic and Oil Spill Models. CRWR Online Report 11-09.
- Sahin, O., Stewart, R.A., Porter, M.G., 2015. Water security through scarcity pricing and reverse osmosis: a system dynamics approach. *J. Clean. Prod.* 88, 160-171.
- Schmitz, O., Karssenber, D., van Deursen, W.P.A., Wesseling, C.G., 2009. Linking external components to a spatio-temporal modelling framework: coupling MODFLOW and PCRaster. *Environ. Model. Softw.* 24 (9), 1088-1099.
- Shrestha, N.K., Leta, O.T., De Fraine, B., van Griensven, A., Bauwens, W., 2013. OpenMI-based integrated sediment transport modelling of the river Zenne, Belgium. *Environ. Model. Softw.* 47, 193-206.
- Simonovic, S.P., 2009. *Managing Water Resources: Methods and Tools for a Systems Approach*. UNESCO, Paris.
- Stave, K.A., 2003. A system dynamics model to facilitate public understanding of water management options in Las Vegas, Nevada. *J. Environ. Manag.* 67 (4), 303-313.
- Stöckle, C.O., Donatelli, M., Nelson, R., 2003. CropSyst, a cropping systems simulation model. *Eur. J. Agron.* 18, 289-307.
- Sušnik, J., Vamvakeridou-Lyroudia, L.S., Savić, D.A., Kapelan, Z., 2012. Integrated system dynamics modelling for water scarcity assessment: case study of the Kairouan region. *Sci. Total Environ.* 440, 290-306.



SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (2017). <http://swat.tamu.edu/>.

van Delden, H., Seppelt, R., White, R., Jakeman, A.J., 2011. A methodology for the design and development of integrated models for policy support. *Environ. Model. Softw.* 26 (3), 266-279.

van der Walt, S., Colbert, S.C., Varoquaux, G., 2011. The NumPy array: a structure for efficient numerical computation. *Comput. Sci. Eng.* 13, 22-30.

Vennix, 1996. *Group Model Building: Facilitating Team Learning Using System Dynamics*. Wiley, ISBN 978-0-471-95355-5.

Winz, I., Brierley, G., Trowsdale, S., 2009. The use of system dynamics simulation in water resources management. *Water Resour. Manag.* 23 (7), 1301-1323.

## **8 Chapitre 8 : Development of a software tool for rapid, reproducible, and stakeholder-friendly dynamic coupling of system dynamics and physically-based models**

### **8.1 Abstract**

System Dynamics (SD) modeling is well adapted to developing participatory environmental models. However, SD models are ill-suited for complex physical (e.g., groundwater) processes, and existing methods to couple them with physically-based models tend to be complex and inflexible. We here present *Tinamit*, a novel tool to couple SD and physically-based models in a rapid, reproducible, and stakeholder-friendly manner. *Tinamit* requires only a few lines of Python code to couple and simulate models (or, with its interface, no coding at all), which is expected to make model coupling more accessible to stakeholders and allow them to continue developing coupled models after the end of a funded project. We use *Tinamit* to couple a SD-based farmer economics model from Pakistan with a soil salinity model (SAHYSMOD) and analyze the trade-offs of various policies, of which canal lining with subsidies seemed promising. Such results cannot be readily obtained from either model alone.

### **8.2 Introduction**

Effective environmental management, and in particular water resources management, requires holistic impact assessment tools that can assist in the deep understanding of environmental system processes, including biophysics and socioeconomics and their complex interactions over time (Jakeman and Letcher, 2003). However, many available tools either represent only one aspect of environmental systems, or encompass individual models for each of the system processes which are loosely connected through their final outputs and inputs (e.g., Schmitz et al., 2009). Using such models with partial representation of system processes can be problematic, particularly to evaluate long-term impacts of policy decisions on the entire system performance (Pahl-Wostl, 2007). While some joint socioeconomic-environmental models have been developed by researchers, stakeholder participation is difficult to achieve given the complexity of most modelling approaches (e.g., Akhtar et al., 2013; Elshafei et al., 2014). One way to overcome this challenge is to couple participatory-built socioeconomic models developed in a stakeholder-friendly framework with physically-

based models in such a way that the models exchange data at runtime. Such model linkage enables the exploration of the dynamic relationships among various system elements, as well as the complex behavior that emerges from such interactions, while retaining stakeholder inputs and viewpoints (e.g., Inam et al., 2017b).

System dynamics (SD) (Forrester, 1961) is one of the promising approaches for modelling socioeconomic processes that allows for holistic environmental impact assessments due to its intuitiveness and capability to integrate various viewpoints, disciplines and processes (Winz et al., 2009; Kelly et al., 2013). SD is of particular interest in participatory model building as it allows stakeholders to create models of the environmental systems they work with through a highly visual interface (Stave, 2003; Simonovic, 2009). Mirchi et al. (2012) has conducted a review of the application of SD in understanding physical system processes and policy making, as well as participatory water resource modeling. SD has been widely used for integrated water resource modeling and management (e.g., Ahmad and Simonovic, 2004; Madani and Mariño, 2009; Butler and Adamowski, 2015; Hassanzadeh et al., 2012; Sahin et al., 2015). In particular, SD has been used to link socioeconomic and hydrological models in one platform, including the work of Cockerill et al. (2006), Langsdale et al. (2009) and Sušnik et al. (2012). Although SD is a useful approach to develop socioeconomic models and elicit stakeholder participation (e.g., Winz et al., 2009; Langsdale et al., 2007, 2009), the representation of physically-based systems in the SD environment is rather challenging and time-intensive. For one, simple representations of dynamic and non-linear relationships among biophysical system variables in a SD environment might inaccurately represent the overall system behavior (Prodanovic and Simonovic, 2010); in addition, the complexity of most detailed physical models (such as SWAT (SWAT, 2017), DSSAT (Jones et al., 2003; Hoogenboom et al., 2015), etc.) renders their translation into the SD interface infeasible, especially when these models are frequently updated by a third party.

Coupling SD-based models of socioeconomic systems with existing physically-based models of the environment (e.g., cropping models such as DSSAT, CropSyst (Stöckle et al., 2003) and APSIM (Keating et al., 2003), or hydrological models such as SWAT and SAHYSMOD) is therefore a promising method for obtaining the “best of both worlds” by allowing for the integration of physically-based models into participatory SD-based projects. This allows stakeholders to indirectly access the predictive power of physically-based models through the intuitive SD modelling interface. The exchange of data on internal (and, potentially, output) variables between individual models at runtime effectively allows for the

simulation of the larger system as if it were represented by one overall, integrated model. Furthermore, such model coupling becomes a highly time-effective way of reusing freely available physically-based models, as it eliminates the need to construct and test the accuracy of models of physical processes in the SD environment (which, in addition, may not be feasible for all physical processes).

Common approaches to couple separate models include: 1) scripting (e.g., Peck et al., 2014), 2) spreadsheet databases (e.g., Inam et al., 2017a), 3) model translation (e.g., Prodanovic and Simonovic, 2010), and 4) wrapper models (e.g., Shrestha et al., 2013); these approaches, however, have for the most part been developed in the context of linking two physically-based models and are ill-suited for participatory modelling. There is therefore a lack of intuitive, flexible and stakeholder-accessible tools and methodologies for coupling SD and physically-based models. General model coupling frameworks have been developed for other purposes (such as the recent work of Belete et al. (2017) to couple models in different platforms) and have been shown to significantly reduce the workload necessary for future coupled model development. However, no such framework or tool currently exists to couple SD and physically-based models.

This article will i) discuss the benefits and drawbacks of current methods with regards to coupling SD models with physically-based models in the context of a participatory modelling process (Section 8.3), ii) present a novel software coupling tool, *Tinamit*, to implement flexible, rapid, and stakeholder-friendly model coupling (Sections 8.2 and 8.4), and iii) provide an example of *Tinamit's* application to coupling a stakeholder-build SD farming model with a physically-based soil salinity model (Section 8.5). The coupled model is used to analyze the reciprocal impacts of the physically-based and socioeconomic subcomponents of the agricultural system on each other and to test the potential of various policy options for sustainable soil salinity management. Finally, Section 8.6 elaborates on the benefits and limitations of *Tinamit* and outlines future research directions, followed by general conclusions in Section 8.7.

## **8.3 Current methods for model coupling**

### **8.3.1 Scripting**

Scripting refers to the use of a computer code, written in a separate language (e.g., Python or Visual Basic) as a “linking” program that externally controls both models to be linked,

running each one for the desired time step and then, within the linking program itself, managing the exchange of input and output data between the two models. For instance, the scripting approach has been used to couple a Vensim SD model of hospital system resilience during a natural emergency with ArcGIS (Peck et al., 2014), by Rosenzweig and Hodges (2011) to couple hydrodynamic and oil spill models, and by Akhtar et al. (2013) to connect a Vensim global systems model (ANEMI) with a MATLAB model-optimizing program (though, strictly speaking, the latter is not an example of coupling two models per se, but rather of connecting a model with an external optimizer).

### **8.3.2 Spreadsheets**

The use of computer spreadsheets (in particular Excel) offers another opportunity to control the execution of and data exchange between physical models and SD-based socioeconomic models. In this case, a Visual Basic language macro is written into the Excel file, which then controls the execution of each model. Outputs from one model are copied into the cells of the Excel sheet and are available for export as input data into the other model (Inam et al., 2017a).

### **8.3.3 Model translation**

Not as much a coupling method as a “brute force” approach, model translation refers to the translation of one or both of the individual models into a common programming language. Nonetheless, this approach is rather common in the modelling field, including Prodanovic and Simonovic's translation of a SD-based socioeconomic and a physically-based model representing the Upper Thames watershed into the Java programming language, from which the integrated model could be run (Prodanovic and Simonovic, 2010), and Cai et al.'s (2003) development of a joint economic-agricultural-hydrologic model within a single programming language framework.

### **8.3.4 Wrapper models**

A final option for coupling models is to develop “wrapper models”, which involves the development of a computer program to “wrap around” each model to be coupled and manage the execution of each and the exchange of data between the two. OpenMI is such a modelling framework that has been used to couple different physically-based models (Gregersen et al., 2007). Examples include coupling a rural soil and water model (SWAT) to an urban water runoff model (Shrestha et al., 2013); combining urban runoff and storm sewer models (Liao

et al., 2012); and integrating economic, agricultural, and groundwater models in a study of the impacts of water-use policies in sustainable management of the Ogallala Aquifer of the United States (Bulatewicz et al., 2010).

### **8.3.5 Coupling with system dynamics models**

While these methods are quite adequate for linking physically-based models, they fall short with regards to coupling stakeholder-built socioeconomic SD models with physically-based ones. In brief, considering replicability, implementation speed, flexibility and model transparency as key indicators of model utilization by end users (see van Delden et al., 2011; McIntosh et al., 2011; Elsayah et al., 2015). Table 8.1 summarizes the benefits and drawbacks of the current model coupling approaches. Existing model coupling approaches fall short, as they 1) require a high level of expertise or knowledge by end users to run the model and test different scenarios, 2) are not flexible as changing coupled variables requires significant recoding, and 3) require significant amounts of time for implementation of any changes to the coupling code (Halbe et al., 2014).

Given these current limitations, this study proposes a new approach for coupling SD-based (socioeconomic) models with existing physically-based models. The developed software, *Tinamit*, is a Python-language package and Application Programming Interface (API) based on the wrapper model approach that automatically wraps SD models in a generic Python-language wrapper. This coupling approach addresses the above-noted issues by offering a rapid implementation speed, high flexibility, and little or no requirement for user interaction with actual code for routine changes to the coupled models (such as variable names, SD model structure, and coupling variables), advantages which no current wrapper model approach offers for SD model coupling. Most importantly, *Tinamit* allows users to specify (and remove) connections between SD and physically-based models with only a single line of code (or, if using the graphical user interface, a few clicks) and no need to modify the original code. This is the first published instance of a standardized coupling method for SD and physically-based models that can be feasibly used by typical stakeholders in a participatory model-building project.

Table 8.1: Summary of different model coupling approaches for SD and physically-based models, modified and expanded from Halbe et al. (2014). Positive signs indicate good performance, zeros normal performance, and negative signs poor performance for each indicator.

Coupling method	Reproducibility	Implementation speed	Flexibility	Transparency
Scripting	+	-	+	0
Spreadsheets	+	0	+	++
Model translation	++	-	-	0
Wrapper models	+	-	++	++

## 8.4 The *Tinamit* software

*Tinamit* is an object-oriented Python software and Application Programming Interface (API) that greatly facilitates the process of coupling SD and physically-based models. The program is named after the word village in Kaqchikel, the majority language in the region of Guatemala where the program was developed by the first author. The software is not specific to the particular SD model or physically-based model to be coupled, which avoids the need for extensive and model-specific programming to couple models. Here we first describe the programming structure behind *Tinamit*, which is more useful for those interested in contributing further to *Tinamit* or aiming to develop a similar tool; readers only interested in using *Tinamit* as is may prefer to continue on to Section 8.4.2. A description of the availability of *Tinamit* and of the other software required to run the examples provided in this article is given in Appendix 1 : Software and data availability.

### 8.4.1 *Tinamit* software structure

The core of *Tinamit* itself consists of three Python classes that code for model wrappers, one for physically-based models, one for system dynamics models, and one for coupled models (Figure 8.1). Each of these wrappers comes with inbuilt methods that allow for generic implementation of the tasks required for model coupling (variable detection, simulation setup, model simulation, data reading and data exchange). The only class with which the end user needs to interact is the coupled model wrapper, which automatically creates and manages the wrappers for each of the individual models. While the SD wrapper is generic and currently functions with all Vensim models, the physically-based model wrapper requires the development of extensions for every different type (software) of physically-based

model that one wishes to couple (i.e., a separate extension must be developed for SAHYSMOD, DSSAT, etc.). The following sections broadly describe *Tinamit's* general structure; see Section 8.4.1.4 and Figure 8.2 for a more detailed description of *Tinamit's* internal classes' attributes, methods and connections.

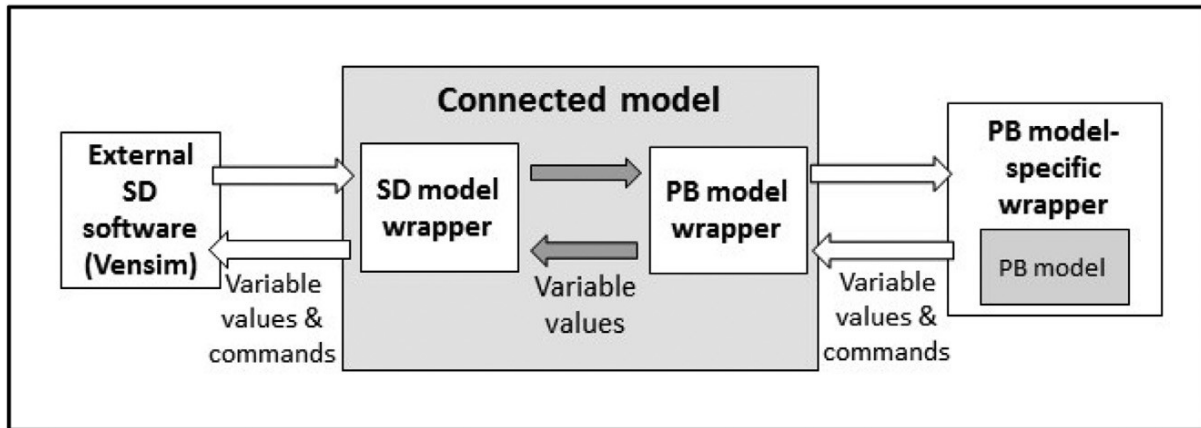


Figure 8.1: Overall structure of *Tinamit*. SD = System Dynamics; PB = Physically-based.

#### 8.4.1.1 System dynamics model wrapper

The *Tinamit* generic SD model wrapper class (*tinamit.MDS.EnvolturaMDS*) automatically wraps the SD model with the necessary functions for model initialization and simulation within *Tinamit*. The generic SD model wrapper class is subclassed for each supported SD software (e.g., *tinamit.MDS.ModeloVENSIM* for Vensim); each subclass implements SD software-specific functions (methods) to call each of the generic tasks required for model coupling and simulation (variable detection, simulation setup, model simulation, data reading and data exchange). Note that these functions are specific to the SD software and not to the SD model itself, so that, for example, the Vensim wrapper subclass is capable of wrapping around any SD model built in the Vensim software. As of now, *Tinamit* only supports Vensim models (“*.vpm*” format) and uses the Vensim DSS DLL to control model simulation flow.

#### 8.4.1.2 Physically-based model wrapper

Given the very wide diversity of potential physically-based models to couple with SD models, the generic physically-based model wrapper that comes with *Tinamit* provides only general functions and must be linked to a wrapper specifically written for the type of physically-based model to be used. See Section 8.4.2.1 for more details.

#### 8.4.1.3 Coupled model wrapper

The coupled model wrapper object (*tinamit.Conectado.Conectado*) is the only wrapper that needs to be directly accessed by the final user. Provided with the file path locations of the



physically-based and SD models as initiation parameters, this object automatically creates the appropriate SD and physically-based wrappers for each of the two models.

The user can then call the wrapper's methods to specify which variables from each model are to be coupled, as well as to simulate the coupled model with a specified time frame and time step. This process is explained in detail in Section 8.4.2.

#### 8.4.1.4 Detailed structure of Tinamit

Figure 8.2 (a UML class diagram) shows the general internal structure of the *Tinamit* software. All *Tinamit* models, whether single or coupled, inherit directly or indirectly from the *Modelo* class. This abstract class provides several generic functions for model simulation control (including simulation run set-up, variable exchange, and step-by-step simulation), which are implemented individually by the SD and physically-based model wrapper classes, as well as by the coupled model wrapper. The coupled model wrapper's implementations of these functions are what allow for rapid coupled model simulation with *Tinamit*. For instance, the *incrementar()* method of *Conectado* will increment the simulation of both coupled models by the specified time step and effectuate any necessary variable value exchanges between the two models before continuing on to the next time step. These actions are completed within the coupled model simulation process, and users therefore do not have to directly invoke such actions as variable input, output and exchange at each time step. For more details on the classes present in *Tinamit*, along with the methods and attributes of each, see Table 8.2.

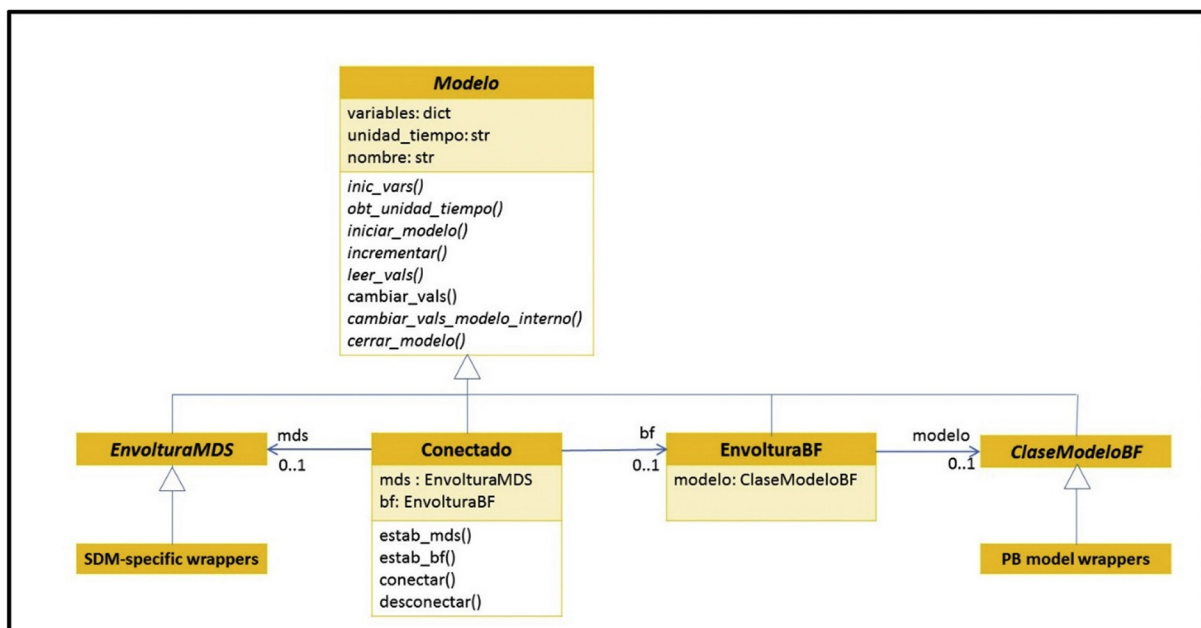


Figure 8.2: UML class diagram of *Tinamit*. For clarity, only the most important classes and attributes are shown and abstract methods are only shown in the parent class.

Table 8.2: Description of the major attributes and methods of the major classes in Tinamit. Abstract methods are in italics and are, for clarity, only shown in the parent class.

Class	Method or attribute	Description
Modelo		Top-level class that represents all models, whether coupled or not (SD model wrappers, physically-based model wrappers, and connected models).
	<code>variables: dict</code>	A dictionary attribute where each key is a variable name and each value is a dictionary of that variable's properties. The latter has the following keys: “ingreso” (Boolean; whether the variable is a model input); “egreso” (Boolean; whether the variable is a model output); “val” (float or matrix; current variable value); “unidades” (string; variable units); and “dims” (tuple; variable dimensions).
	<code>unidad_tiempo: str</code>	A string reporting the time step of the model.
	<code>nombre: str</code>	The name of the model (used in coupling).
	<code>inic_vars()</code>	Reads the model input and populates the variables attribute dictionary according to the input file.
	<code>obt_unidad_tiempo()</code>	Returns the time step of the model.
	<code>iniciar_modelo()</code>	Initializes the model run (usually by sending a command to the command line, or by opening a dll library).
	<code>incrementar(paso)</code>	Increases the current simulation by <i>paso</i> number of time steps.
	<code>leer_vals()</code>	Reads intermediate variable values from the model.
	<code>cambiar_vals(valores)</code>	One of the only methods of <i>Modelo</i> which is not an abstract method, this method reads in new variable values from <i>valores</i> (a dictionary) and stores them in the <i>Modelo</i> object's <i>variables</i> attribute before calling <code>cambiar_vals_modelo_interno()</code> to effectuate the change in the external model as well, if necessary.
	<code>cambiar_vals_modelo_interno(valores)</code>	Given new variable values in <i>valores</i> , takes appropriate action with the external model (often through a dll call or input file modification) to update its internal variable values.

Class	Method or attribute	Description
Conectado	<i>cerrar_modelo()</i>	Ends the simulation and closes any linked external model.
		<i>Conectado</i> brings SD and physically-based models into a single coupled model. In addition to its implementations of abstract methods from <i>Modelo</i> , <i>Conectado</i> has a few special attributes and methods of its own.
	mds	The coupled SD model wrapper.
	bf	The coupled physically-based model wrapper.
	estab_mds(archivo_mds)	Establishes the SD model located at <i>archivo_mds</i> . This function is automatically called upon creation of a <i>Conectado</i> instance.
	estab_bf(archivo_bf)	Establishes the physically-based model located at <i>archivo_bf</i> . This function is automatically called upon creation of a <i>Conectado</i> instance.
<i>EnvolturaMDS</i>		<i>EnvolturaMDS</i> is a mostly empty abstract class provided as a template for SD model wrappers. The implementation of the abstract methods inherited from <i>Modelo</i> are left to the SD software-specific wrapper implementations to implement, as these vary from software to software.
EnvolturaBF		This class serves as a general link between a <i>Conectado</i> object and a user-defined physically-based model wrapper.
	modelo: ClaseModeloBF	A connection to the physically-based model-specific wrapper.
<i>ClaseModeloBF</i>		This class serves as a mostly empty template for users to develop wrappers for physically-based models.

## 8.4.2 Use of the Tinamit software

Figure 8.3 outlines the workflow for using the *Tinamit* software to couple models and then run dynamically coupled simulations. The program may be used either in a programming script as an API or through its Graphical User Interface (GUI), the latter of which removes all requirements for coding while coupling models, provided that the appropriate physically-based model wrapper has already been developed. The same conceptual steps for building and simulating coupled models apply whether using the API or the GUI and are described below.

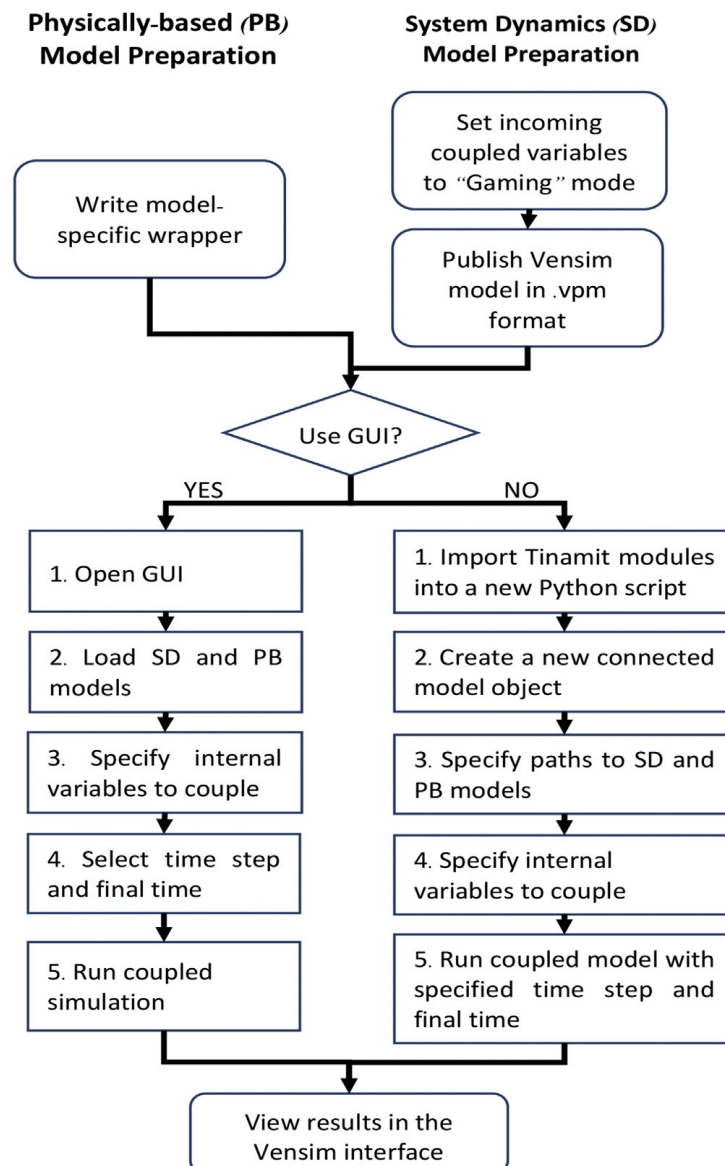


Figure 8.3: Flowchart of the model coupling process for an end user using the *Tinamit* model coupling software. *SD* = system dynamics, *PB* = physically-based.

### 8.4.2.1 Physically-based model-specific wrapper

*Tinamit* was written so as to be open as to the type of physically-based model which can be used. This, however, requires that the user write a brief extension of the wrapper class specific to the physically-based model software that they wish to connect. Users are provided with a parent Python class (*BF.ClaseModeloBF*) that they must subclass and for which they must implement seven class-specific functions (methods):

- 1) *inic\_vars()* : Detect available model variable names, their units and dimensions, and whether they are input or output variables (or both) from the underlying external physically-based model.
- 2) *obt\_unidad\_tiempo()* : Read and return the units of the physically-based model's time step (will be used by *Tinamit* to correctly time the coupled simulation runs).
- 3) *iniciar\_modelo()* : Start a new simulation run. This usually includes reading a standard input file for the underlying physically-based model, which will determine this model's initial conditions for the specific run.
- 4) *incrementar(paso: int)* : Advance the model simulation by a specified time step *paso*.
- 5) *leer\_vals()* : Read the internal values of the model variables from the physically-based model into a dictionary attribute of the wrapper, from which *Tinamit* can then read values for model coupling.
- 6) *cambiar\_vals\_modelo\_interno(valores: dict)* : Change the internal variable values of the model according to the values in *valores*, so that the next call to the external physically-based model will use these updated values as input data. This is used by *Tinamit* to automatically update coupled variables' values according to the SD model's output.
- 7) *cerrar\_modelo()* : Perform closing tasks (e.g., file cleanup) before ending the simulation (optional).

In practice, a programmer can write the appropriate physically-based model-specific wrapper, which, if properly done to include a sufficient number of potential coupling variables, will require no modification even if stakeholders later choose to change the structure of the system dynamics model or the actual variables used in the model coupling. As of now, a physically-based model-specific wrapper for SAHYSMOD is included in the *Tinamit* code (*EnvolturaBF.en.SAHYSMOD.wrapper*).

### **8.4.2.2 System dynamics model preparation**

The SD model developed in Vensim software must be prepared for use in model coupling. Firstly, those variables in the Vensim SD model which are (potentially) to be used as incoming coupling variables from the physically-based model must be set (through the Vensim interface) to the “gaming” variable subtype to allow for dynamic update during the simulation. The Vensim model must then be published as a .vpm file.

### **8.4.2.3 Model coupling**

Once both the physically-based model wrapper and the SD models have been prepared, any user can rapidly couple, simulate, and modify models. To run a coupled simulation, the user must first create an instance of the coupled model wrapper class (done automatically if using the GUI; see Section 8.4.2.4) and import the Vensim .vpm as well as the physically-based model-specific wrapper files. The user then specifies which variables to use in model coupling (including unit conversions, if necessary) and then runs the coupled model with the specified time step and time frame. An example of such a script is given in the supplementary material; note that identical results can be achieved through the GUI.

### **8.4.2.4 Graphical user interface**

As mentioned, *Tinamit* comes with a GUI extension, launched by the source code file *tinamit/Interfaz/IGU* (Figure 8.4) that allows for its use by non-programmers. The interface handles calls to *Tinamit* functions to allow for use by those without programming knowledge and guides the user step-by-step throughout the model coupling process. In the first step, both SD and physically-based models are loaded, followed by variable coupling and finally the specification of simulation parameters (time step, unit conversions, and runs). Users may also save and load coupled models, so that constructed coupled models can be saved for future use and shared between collaborators. Coupled model simulation results can be viewed directly in the SD software (e.g., Vensim).

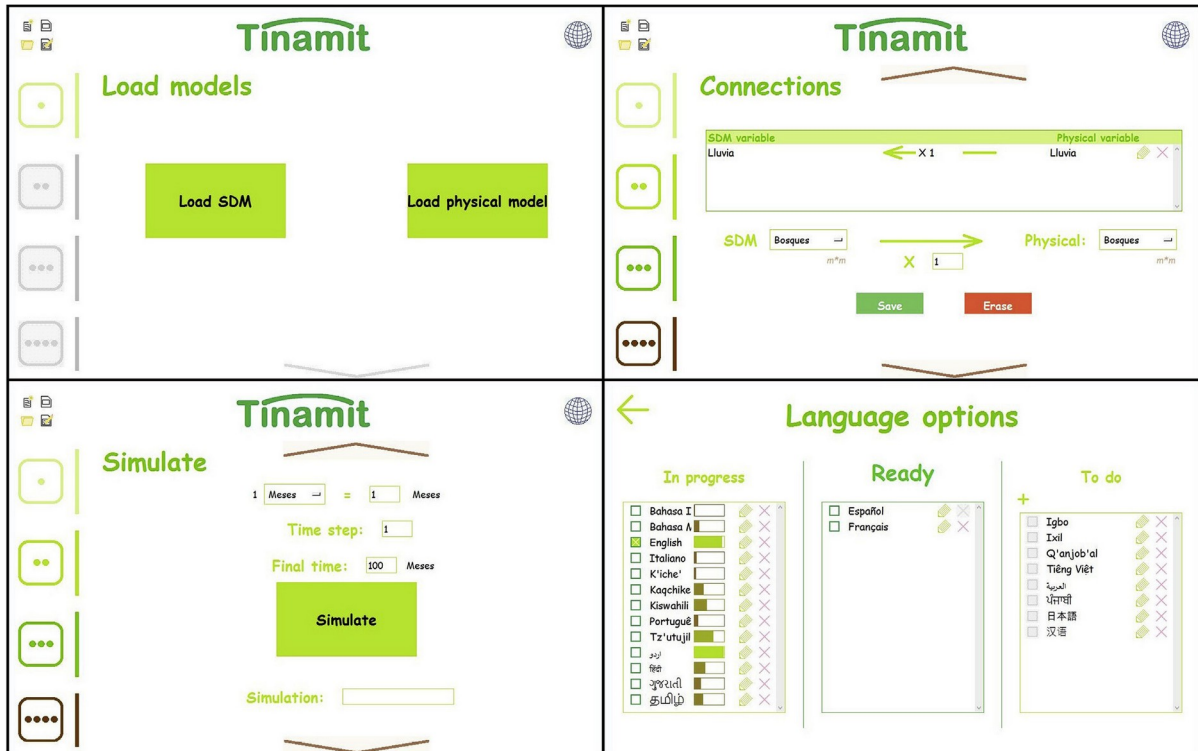


Figure 8.4: The Tinamit graphical user interface. From left to right, top to bottom: model loading page, variable coupling interface, model runs, and language options.

The interface also has translation capacities (see Figure 8.4), allowing users to both view the interface in their preferred language as well as to contribute to or add a new language if their language of choice is not yet available (including support for right-to-left scripts); as of now the interface is available in several languages including Spanish, French, Urdu, Tz'utujil, and English (for the most part, languages spoken in the areas of research interest of the authors). Although the interface has minimal text and simulation results can be visualized in the SD software itself, several key steps for model coupling are dependent on text instructions from *Tinamit* (in particular, model loading, time step and final time specification and error messages), making translatability an important factor for wide adoptability. Translations are stored in one central “Trads.json” file, which can be easily shared among different users, increasing the potential for collaboration. The ease of translation of the *Tinamit* interface greatly increases the tool's potential for participatory modelling across stakeholder groups in different regions and countries.

## 8.5 Application of Tinamit: A case study of soil salinity policies in Pakistan

Here we present an example of the use of the *Tinamit* software to couple a stakeholder-built socioeconomic SD model of farmer income and cropping choices in Pakistan with a

physically-based groundwater and soil salinity model (SAHYSMOD) to identify policy options that are effective in terms of both socioeconomic and environmental aspects. The model was initially developed for the Rechna Doab region of Pakistan, where low rainfall and reliance on marginal quality groundwater resources have led to a soil salinity problem of agronomic severity (Inam et al., 2017b), which, despite substantial government investment in drainage projects, has not shown much signs of improving over the last decade. The goal of the study was therefore to assess the impact of various (sometimes mutually exclusive) solutions proposed by various stakeholders in the study area (i.e., farmer groups, NGOs and government representatives) to understand which could have a positive impact once socioeconomic as well as environmental processes are taken into account.

The code used to run this analysis through the *Tinamit* API may be found in the file *tinamit/Ejemplos/en/Ejemplo\_SAHYSMOD/ Coupling script.py* in the supplementary material.

### **8.5.1 Physically-based (SAHYSMOD) model**

The Spatial Agro-Hydro-Salinity MODEL (SAHYSMOD) is a distributed watershed-scale model that computes salt and water balances with a seasonal time step (Oosterbaan, 2005). SAHYSMOD divides soil profiles into four layers (i.e., surface, root zone, transition zone, and aquifer), and the number of seasons per year can vary from one (twelve-month duration) to four (three-month duration each). Seasonal salt and water balances are used as inputs; these are related to surface water hydrology (e.g. rainfall, potential evapotranspiration, irrigation, and runoff) and groundwater hydrology (e.g. groundwater pumping, capillary rise and drainage). The model has many multidimensional management options that enable the user to evaluate different management scenarios, such as horizontal and vertical subsurface drainage, conjunctive water use, canal lining, controlled drainage and crop rotation. The model then yields a comprehensive seasonal output, estimating changes in agricultural water, groundwater and salt balance for each layer in each polygon. Salt and water changes are estimated through the conservation of mass principle, in which storage is positive if recharge is more than the discharge and vice versa. For more detail on SAHYSMOD in general, refer to Oosterbaan (2005). For the present analysis, the SAHYSMOD model calibrated by Inam et al. (2017c) for the Rechna Doab region of Pakistan was used.

To allow for compatibility with *Tinamit*, a special wrapper class (available in *tinamit/EnvolturaBF/en/SAHYSMOD/wrapper.py*) was written for SAHYSMOD which



allows *Tinamit* to access the entire range of SAHYSMOD input and output variables, as well as update any input variable in preparation for the next year's run. The wrapper functions by parsing input and output files from SAHYSMOD and storing the corresponding input and output variable values. Finally, based on the previous season's output (or on initial data) and coupled variable changes, the wrapper generates a new SAHYSMOD input file for the next year's run.

The wrapper allows for seasonal coupling of SAHYSMOD models with *Tinamit*. Users may subclass this wrapper to specify their locale-specific SAHYSMOD executable file path and model-specific input data file location; this file path can then be given to the Conectado coupled model object to load the user's locale-specific SAHYSMOD physically-based model wrapper. Below is a pseudocode example of how this may be done (refer to the *Tinamit* source code for an example in actual Python code). *Tinamit* will automatically import the SAHYSMOD wrapper generated by this code (now specific to the locale and the initial data to be used by the model) and can then use it for a coupled simulation run.

```
importer tinamit SAHYSMOD wrapper as wrapper
Modelo = wrapper(path_to_local_SAHYSMOD_exe, path_initial_data)
```

### 8.5.2 Socioeconomics SD-based model

The group-built SD model used in this example is a simplified form of the stakeholder-built SD model previously developed to represent socioeconomic processes in farmer incomes and decisions with regards to soil salinity in Pakistan (Inam et al., 2017b). This SD model was built following a methodology developed by Inam et al. (2017b), itself based on one developed by Vennix (1996), by 1) identifying key stakeholders (farmer groups, government, and NGOs), 2) conducting individual Causal Loop Diagram (CLD) model-building interviews with the identified key stakeholders, 3) merging the individual CLDs together into one qualitative model, and 4), using available data, quantifying the model into a system dynamics (stock and flow) model. Its submodules can be categorized into four main sectors: agriculture, economics, water and management; see Figure 8.5 for an example of the CLD of the model's agricultural submodule. The complete model consists of various stocks (irrigation efficiency, lined canal length, constructed capacity, silted capacity, water requirement, farm income, debits and tubewell numbers), a number of rates (seepage, runoff, income, expenditure, canal lining decay, construction and water consumption), and lookup or table functions (canal lining, water harvesting and irrigation efficiency policies, the inflation factor, perception states, and canal water distribution) that together represent the entire

socioeconomic-biophysical system. The complete SD model is provided in the supplementary material.



Figure 8.5: Example of the agricultural sub-model causal loop diagram. Reprinted from Inam et al. (2017b) with permission from Elsevier.

The Tinamit API was used to couple the SD-based socioeconomic model with SAHYSMOD through feedbacks between agricultural management (SD to SAHYSMOD) and environmental outcomes (SAHYSMOD to SD). By capturing changes in socioeconomic conditions (such as farmer incomes) and their reciprocal effects on physical conditions (such as cropping and irrigation decisions), the simulation can produce results that more closely

mimic real-world situations. Table 8.3 lists the interchanging variables of SAHYSMOD and SD models, along with their descriptions, units and coupling direction.

*Table 8.3: Variables used in dynamic coupling of SAHYSMOD and SD-based socioeconomic model (variable name, units, description and coupling direction).*

Variable	Units	Description	Coupling direction
Water table depth	m	Seasonal average depth of water table below soil surface	SAHYSMOD → SD
Root zone salinity	dS m <sup>-1</sup>	Soil salinity in crop root zone	SAHYSMOD → SD
Water quality	dS m <sup>-1</sup>	Seasonal average salt concentration of groundwater	SAHYSMOD → SD
Seepage	m <sup>3</sup> season <sup>-1</sup> m <sup>-2</sup>	Rate of seepage from canal network under lined and unlined conditions	SAHYSMOD ← SD
Irrigation	m <sup>3</sup> season <sup>-1</sup> m <sup>-2</sup>	Rate of canal supplies per polygon	SAHYSMOD ← SD
Tubewell growth and capacity	m <sup>3</sup> month <sup>-1</sup> m <sup>-2</sup>	Groundwater abstraction rate per polygon	SAHYSMOD ← SD
Irrigation efficiency	Fraction	Ratio of water applied to water stored in root zone	SAHYSMOD ← SD
Groundwater fraction	Fraction	Ratio of water applied to groundwater pumped from the aquifer	SAHYSMOD ← SD

### 8.5.3 Policy analyses

Scenario analyses are important to evaluate the effects of different policy options in terms of possible outcomes and associated benefits. In the present study, stakeholder-recommended policy scenarios (Inam et al., 2015) were tested to understand their impacts on water availability, soil salinity, and farm income. These policies include conjunctive water use (CWU), vertical drainage (VD), canal lining (CL), pressurized irrigation method (PIM) and rainwater harvesting (RWH); see Table 8.4. All scenarios were implemented through *Tinamit* by changing the appropriate input variables, and the coupled model outputs of each run were evaluated to select the most appropriate policy scenario on the basis of environmental and economic benefits.

Table 8.4: Different soil salinity management scenarios. “Switch” variables are indicated with an X where activated, while continuous input variable values are reported for all runs.

Main scenarios	Code	Rainwater harvesting	Canal lining	Irrigation efficiency	Well water to irrigation (%)	Tubewell capacity (m3/h)
Conjunctive water use	CWU				80	100,8
Vertical drainage	VD				0	153,0
Canal lining	CL		X		0	0,0
Pressurized irrigation	PI			X	0	0,0
Rainwater harvesting	RWH	X			0	0,0

## 8.6 Results and discussion

The following sections discuss the results from both methodological and case study perspectives.

### 8.6.1 Adoptability and flexibility

*Tinamit* was successful at greatly simplifying the model coupling process in terms of time and human effort. In brief, while a certain amount of work was required for the implementation of the SAHYSMOD-specific wrapper, this is a one-time task necessary for every type of physically-based model to be linked and requires no further updating once completed, even if the initial parameters of the physically-based model (e.g., soil structure) are to be changed. Once the wrapper has been written, there is no need for further modification to couple new models; in fact, the SAHYSMOD wrapper described above can be used as is by any researcher or stakeholder to couple any SD model with any similar SAHYSMOD model. This is expected to allow continued stakeholder use and development of the coupled model to be independent of further support from a programmer or funded research collaboration. *Tinamit* is also very open as to the types of physical models for which wrapper classes can be written. As long as control of the model's simulation (run initialization, stepwise incrementation of the simulation, and variable input and output) can be automated (whether through the command line or through a dynamic link library), an appropriate wrapper may be written, no matter whether the model is written in a compiled or interpreted language. The only limitation to coupling such models with *Tinamit* is that the

coupling time step cannot be smaller than the time step at which the model allows the user to read and update intermediate variable values (so that a seasonal crop model could not be coupled at a monthly time step).

Similarly, once a wrapper has been written for a SD software, *Tinamit* is capable of coupling any SD model written in that software. This is in contrast to the general wrapper model approach of coupling SD models, in which case-by-case wrappers are developed for the SD and physically-based models to be coupled (and which would need to be updated whenever a new SD model is to be used, or if the SD model were to be coupled to a different physically-based model). With *Tinamit*, as long as generic wrappers for the SD and physically-based software (and not specific models) have been written, a coupled simulation may be rapidly set up and run. The generic nature of *Tinamit* wrappers also means that wrappers written by different people for different projects are fully compatible with each other.

Use of *Tinamit* for model coupling also allows for a very rapid implementation. While typical model-coupling code can easily run for over a hundred lines, *Tinamit* allowed for model coupling and simulation in 14 lines of code (two lines to load and initialize *Tinamit*, one line to load each of the models, one line for each variable connection and one line to simulate). The succinctness of the code makes it very simple for end users to make changes to the coupling and simulation, such as variable changes or the suppression or addition of variable connections. In addition, identical results may be obtained through the *Tinamit* GUI with no use of code.

As a final note, the *Tinamit* software not only allows for dynamic coupling between SD-based socio-economic and physically-based models, but also, if more appropriate for the modelling project, for loose one-way coupling with the physically-based model. This method opens the door to more widespread adoption of model coupling in participatory model building and resource management projects, including, for instance, the incorporation of climate change scenarios into participatory SD modelling and climate adaptation policy design, which would simplify the integrated analysis, by stakeholders, of the impacts of policy decisions under different climate change scenarios.

### **8.6.2 Case study results**

Table 8.5 summarizes the results of each policy scenario tested through the coupled SD (farmer socioeconomic) - SAHYSMOD (soil salinity) model in terms of soil salinity

reduction, water availability, and farm income. In all scenarios, soil salinities above crop tolerance levels were observed, indicating that these proposed policies alone will likely be insufficient to completely solve the soil salinity issue in the region. However, some reductions were observed under the canal lining case, which may be attributed to decreases in seepage and better control of waterlogging, though the low farmer incomes in this scenario highlight the need for government support of this policy. On the other hand, high water availability and high soil salinity values were observed under both vertical drainage and conjunctive water use scenarios, which might be attributed to secondary salinization and highlight the need for proper evaluation of groundwater quality before adopting this policy for waterlogging control. Pressurized irrigation, for its part, led to insufficient flushing of salts from the crop root zone and an increase in soil salinity, while the rainwater harvesting policy, due to the general scarcity of water, did not lead to promising results with respect to any of the measured indicators.

*Table 8.5: Average values (of a 20-year time series) of performance indicators of the five soil policy alternatives analyzed through Tinamit. Policy abbreviations: CWU = Conjunctive water use, VD = Vertical drainage, CL = Canal lining, PIM = Pressurized irrigation method, and RWH = Rainwater harvesting.*

<b>Scenarios</b>	<b>Performance indicator</b>		
	<b>Farm income (Rps/ha/month)</b>	<b>Water availability (m<sup>3</sup>/ha/season)</b>	<b>Soil salinity (dS/m)</b>
CWU	147 314	1 136	13.90
VD	151 028	1 152	14.50
CL	33 151	1 100	12.01
PI	140 490	1 012	13.90
RWH	131 103	1 065	12.19

As such, the analysis indicates that canal lining can be regarded as the best environmental management scenario, but that it will require an initial investment in the form of governmental subsidies to fund the project. These results, which draw from both socioeconomic and physically-based models to determine optimal policy options, are of a high level of importance to policy makers. A similar analysis with SAHYSMOD alone would not have identified the socioeconomic impacts and feedbacks within the system, such as the impacts of the high costs of canal lining. While other coupling approaches (such as scripting or the use of spreadsheet databases) can achieve similar results, the use of *Tinamit* for model

coupling and policy simulation allowed for a much more flexible and intuitive approach that could be more easily adopted by stakeholders and other non-programmers.

As the case study project used to illustrate model coupling with *Tinamit* here did not include stakeholder participation after the development of the final quantified SD model, we were only able to test the ease of implementing stakeholder-proposed policies in coupled model runs and were not able to test the use of *Tinamit* directly with stakeholders. However, future research will focus on evaluating the effectiveness of *Tinamit* to generate meaningful stakeholder interest in model coupling in the medium to long term.

## 8.7 Conclusions

Participatory modelling is increasingly recognized as an important method of including stakeholders in participatory environmental and water resource management. While system dynamics (SD) modelling has gained popularity as an intuitive and stakeholder-friendly modelling tool, the inclusion of complex biophysical processes in SD modelling projects has met several difficulties, in particular the infeasibility of representing many biophysical processes in a SD framework as well as the complexity and inflexibility of methods to couple socioeconomic SD models with external physically-based models of biophysical environmental processes. Including these dynamic feedbacks between socioeconomic and biophysical processes, however, is key to understanding the impacts of policy actions, such as the possibility of canal lining for soil salinity remediation analyzed in this paper, that have both environmental and socioeconomic ramifications. Such analyses cannot be performed with either SD-based socioeconomic or physically-based models alone.

*Tinamit* offers a new framework for coupling stakeholder-built SD models with external physically-based models. The Python language tool allows modellers and stakeholders with little to no coding knowledge to rapidly and transparently couple models together and run dynamically coupled socioeconomic-biophysical model simulations, even after researchers have left after the end of a funded project. *Tinamit's* modular structure and open-source code make the development of new additions, such as support for new physically-based models and SD software, easy to add and share across the participatory modelling community.

Further research should aim at developing subscribing capacities for *Tinamit*, allowing for its use in coupling spatially distributed models, as well as testing, in the field, the potential of *Tinamit* to instigate long-term stakeholder adoption of coupled modelling approaches for environmental decision-making.

## 8.8 Author contributions

JM and AI developed the *Tinamit* code and ran the analyses; JM, EH, AI and JA wrote the paper; JA, HMQ, and HT contributed to project conception and supervision.

## 8.9 Acknowledgements

This research was supported by an NSERC Discovery Grant (Grant number: RGPIN-2015-05554) held by Dr. Jan Adamowski, as well as an *FQRNT Bourse de 3e cycle*, a *Bourse du CRDI aux chercheurs candidats au doctorat* (Award number: 107759-99906075-017), a *Bourse d'études supérieures du Canada Vanier* and a *Supplément pour études à l'étranger Michael-Smith (Programme de bourses d'études supérieures du Canada)* scholarship held by Julien Malard.

The most up-to-date version of *Tinamit*, including supporting data files used in this article, may be found at <https://github.com/julienmalard/Tinamit/>. A copy of the exact version of the *Tinamit* code and data used for the analyses in this paper is included in the supplementary material.

## 8.10 Appendix 1 : Software and data availability

### 8.10.1 Python

The *Tinamit* model is written in the Python language and is available under an open-source license at <https://github.com/julienmalard/tinamit>. Python was chosen as it is an open-source object-oriented language with access to significant scientific and numerical computational libraries, making it an ideal choice for this project. The software requires Python 3.5p (PSF, 2016) as well as the packages *numpy* (van der Walt et al., 2011), *scipy* (Jones et al., 2015) and *matplotlib* (Hunter, 2007), all of which (as well as *Tinamit* itself) are available from the Python Package Index (PyPI) repository under open source licenses.

### 8.10.2 Tinamit

The *Tinamit* code requires approximately 2.5 Mb of disk space and includes multilingual Graphical User Interface (GUI) support that allows users to translate the GUI into the most appropriate language for their stakeholder community; full documentation is available at <http://tinamit.readthedocs.io>.



### 8.10.3 Vensim DSS

For system dynamics modelling, the *Tinamit* software currently supports Vensim and requires the Vensim Decision Support System version's Dynamic Link Library (DLL) capabilities.

Developer: Ventana Systems, Inc.

Price: Currently at \$795 (US) for academic use.

### 8.10.4 SAHYSMOD

SAHYSMOD (Oosterbaan, 2005) is a spatially explicit physically-based soil salinity and groundwater flow model used for the case study analysis in this paper, and is freely available. The *Tinamit* wrapper class specifically developed for SAHYSMOD compatibility is included in the standard *Tinamit* download.

Developer: R.J. Oosterbaan.

Availability: Free download from <http://www.waterlog.info/sahysmod.htm>.

## 8.11 References

- Ahmad, S., Simonovic, S.P., 2004. Spatial system dynamics: new approach for simulation of water resources systems. *J. Comput. Civ. Eng.* 18 (4), 331-340.
- Akhtar, M.K., Wibe, J., Simonovic, S.P., MacGee, J., 2013. Integrated assessment model of society-biosphere-climate-economy-energy system. *Environ. Model. Softw.* 49, 1-21.
- Belete, G.F., Voinov, A., Morales, J., 2017. Designing the distributed model integration framework e DMIF. *Environ. Model. Softw.* 94, 112-126.
- Bulatewicz, T., Yang, X., Peterson, J.M., Staggenborg, S., Welch, S.M., Steward, D.R., 2010. Accessible integration of agriculture, groundwater, and economic models using the Open Modeling Interface (OpenMI): methodology and initial results. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 14, 521-534.
- Butler, C., Adamowski, J., April 05, 2015. Empowering marginalized communities in water resources management: addressing inequitable practices in Participatory Model Building. *J. Environ. Manage.* 153, 153-162.

- Cai, X., McKinney, D.C., Lasdon, L.S., 2003. Integrated hydrologic-agronomic economic model for river basin management. *J Water Resour. Plan. Manag.* 129 (1), 4-17.
- Cockerill, K., Passell, H., Tidwell, V., 2006. Cooperative modeling: building bridges between science and the public. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 42 (2), 457-471.
- Elsawah, S., Guillaume, J.H., Filatova, T., Rook, J., Jakeman, A.J., 2015. A methodology for eliciting, representing, and analysing stakeholder knowledge for decision making on complex socio-ecological systems: from cognitive maps to agent-based models. *J. Environ. Manag.* 151, 500-516.
- Elshafei, Y., Sivalapan, M., Tonts, M., Hipsey, M.R., 2014. A prototype framework for models of socio-hydrology: identification of key feedback loops and parameterisation approach. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 18, 2141-2166.
- Forrester, J.W., 1961. *Industrial Dynamics*. MIT Press, Cambridge. M.A. Gregersen, J.B., Gijsbers, P.J.A., Westen, S.J.P., 2007.
- OpenMI: open modelling interface. *J. Hydroinformatics* 9 (3), 175-191.
- Halbe, J., Inam, M.A., Boisvert-Chouinard, J., Malard, J.J., Adamowski, J., Prasher, S., 2014. Participatory and Integrated Assessment of Water Resources Management Policies through the Coupling of Group Built System Dynamics Models and Expert Physical Models. Presented at the ASABE, Montréal, Canada.
- Hassanzadeh, E., Zarghami, M., Hassanzadeh, Y., 2012. Determining the main factors in declining the Urmia Lake level by using system dynamics modeling. *Water Resour. Manag.* 26 (1), 129-145.
- Hoogenboom, G., Jones, J.W., Wilkens, P.W., Porter, C.H., Boote, K.J., Hunt, L.A. , Singh, U., Lizaso, J.I., White, J.W., Uryasev, O., Ogoshi, R., Koo, J., Shelia, V., Tsuji, G.Y., 2015. *Decision Support System for Agrotechnology Transfer (DSSAT) Version 4.6*. DSSAT Foundation, Prosser, Washington. <http://dssat.net>.
- Hunter, J.D., 2007. Matplotlib: a 2D graphics environment. *Comput. Sci. Eng.* 9, 90-95.

- Inam, A., Adamowski, J., Halbe, J., Malard, J., Albano, R., Prasher, S., 2017a. Coupling of a distributed stakeholder-built system dynamics socio-economic model with SAHYSMOD for sustainable soil salinity management Part 2: model coupling and application. *J. Hydrol.* 551, 278-299.
- Inam, A., Adamowski, J., Halbe, J., Malard, J., Albano, R., Prasher, S., 2017b. Coupling of a distributed stakeholder-built system dynamics socio-economic model with SAHYSMOD for sustainable soil salinity management Part 1: model development. *Hydrol.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.039>.
- Inam, A., Adamowski, J., Halbe, J., Prasher, S., 2015. Using causal loop diagrams for the initialization of stakeholder engagement in soil salinity management in agricultural watersheds in developing countries: a case study in the Rechna Doab watershed, Pakistan. *J. Environ. Manag.* 152, 251-267.
- Inam, A., Albano, R., Adamowski, J., Prasher, S., 2017c. Parameter estimation and uncertainty analysis of the spatial Agro hydro salinity model (SAHYSMOD) in the semi-arid climate of Rechna Doab, Pakistan. *Environ. Model. Softw.* 94, 186-211.
- Jakeman, A.J., Letcher, R.A., 2003. Integrated assessment and modelling: features, principles and examples for catchment management. *Environ. Model. Softw.* 18 (6), 491-501.
- Jones, J.W., Hoogenboom, G., Porter, C.H., Boote, K.J., Batchelor, W.D., Hunt, L.A., Wilkens, P.W., Singh, U., Gijsman, A.J., Ritchie, J.T., 2003. DSSAT cropping system model. *Eur. J. Agron.* 18, 235-265.
- Jones, E., Oliphant, E., Peterson, P., et al., 2015. SciPy: open source scientific tools for Python. <http://www.scipy.org>.
- Keating, B.A., Carberry, P.S., Hammer, G.L., Probert, M.E., Robertson, M.J., Holzworth, D., Huth, N.I., Hargreaves, J.N.G., Meinke, H., Hochman, Z., McLean, G., Verburg, K., Snow, V., Dimes, J.P., Silburn, M., 2003. An overview of APSIM, a model designed for farming systems simulation. *Eur. J. Agron.* 18, 267-288.
- Kelly, R.A., Jakeman, A.J., Barreteau, O., Borsuk, M.E., El Sawah, 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.
- Langsdale, S., Beall, A., Carmichael, J., Cohen, S., Forster, C., 2007. An exploration of water resources futures under climate change using system dynamics modeling. *Integr. Assess.* 7 (1), 51-79.
- Langsdale, S., Beall, A., Carmichael, J., Cohen, S., Forster, C., Neale, T., 2009. Exploring the implications of climate change on water resources through participatory modeling: case study of the Okanagan Basin, British Columbia. *J. Water Resour. Plann Manag.* 135 (5), 373-381.
- Liao, Y.-P., Lin, S.-S., Chou, H.-S., 2012. Integration of urban runoff and storm sewer models using the OpenMI framework. *J. Hydroinformatics* 14 (4), 884-901.
- Madani, K., Mariño, M.A., 2009. System dynamics analysis for managing Iran's Zayandeh-Rud river basin. *Water Resour. Manag.* 23 (11), 2163-2187.
- McIntosh, B.S., Ascough, J.C., Twery, M., Chew, J., Elmahdi, A., Haase, D., Harou, J.J., Hepting, D., Cuddy, S., Jakeman, A.J., Chen, S., Kassahun, A., Lautenbach, S., Matthews, K., Merritt, W., Quinn, N.W.T., Rodriguez-Roda, I., Sieber, S., Stavenga, M., Sulis, A., Ticehurst, J., Volk, M., Wrobel, M., van Delden, H., El-Sawah, S., Rizzoli, A., Voinov, A., 2011. Environmental decision support systems (EDSS) development challenges and best practices. *Environ. Model. Softw.* 26 (12), 1389-1402.
- Mirchi, A., Madani, K., Watkins, D., Ahmad, S., 2012. Synthesis of system dynamics tools for holistic conceptualization of water resources problems. *Water Resour. Manag.* 26 (9), 2421-2442.
- Oosterbaan, R.J., 2005. SAHYSMOD (Version 7.1a), Description of Principles, User Manual and Case Studies. Int. Inst. L. Reclam. Improv., Wageningen, Netherlands.
- Pahl-Wostl, C., 2007. The implications of complexity for integrated resources management. *Environ. Model. Softw.* 22, 561-569.

- Peck, A., Neuwirth, C., Simonovic, S.P., 2014. Coupling System Dynamics with Geographic Information Systems: CCaR Project Report. University of Western Ontario Department of Civil and Environmental Engineering, report no. 086. ISBN 1913-3219.
- Prodanovic, P., Simonovic, S.P., 2010. An operational model for support of integrated watershed management. *Water Resour. Manag.* 24 (6), 1161-1194.
- PSF (Python Software Foundation), 2016. Python language reference, version 3.5. <http://www.python.org>.
- Rosenzweig, I., Hodges, B.R., 2011. A Python Wrapper for Coupling Hydrodynamic and Oil Spill Models. CRWR Online Report 11-09.
- Sahin, O., Stewart, R.A., Porter, M.G., 2015. Water security through scarcity pricing and reverse osmosis: a system dynamics approach. *J. Clean. Prod.* 88, 160-171.
- Schmitz, O., Karssenberg, D., van Deursen, W.P.A., Wesseling, C.G., 2009. Linking external components to a spatio-temporal modelling framework: coupling MODFLOW and PCRaster. *Environ. Model. Softw.* 24 (9), 1088-1099.
- Shrestha, N.K., Leta, O.T., De Fraine, B., van Griensven, A., Bauwens, W., 2013. OpenMI-based integrated sediment transport modelling of the river Zenne, Belgium. *Environ. Model. Softw.* 47, 193-206.
- Simonovic, S.P., 2009. *Managing Water Resources: Methods and Tools for a Systems Approach*. UNESCO, Paris.
- Stave, K.A., 2003. A system dynamics model to facilitate public understanding of water management options in Las Vegas, Nevada. *J. Environ. Manag.* 67 (4), 303-313.
- Stöckle, C.O., Donatelli, M., Nelson, R., 2003. CropSyst, a cropping systems simulation model. *Eur. J. Agron.* 18, 289-307.
- Sušnik, J., Vamvakeridou-Lyroudia, L.S., Savić, D.A., Kapelan, Z., 2012. Integrated system dynamics modelling for water scarcity assessment: case study of the Kairouan region. *Sci. Total Environ.* 440, 290-306.

SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (2017). <http://swat.tamu.edu/>.

van Delden, H., Seppelt, R., White, R., Jakeman, A.J., 2011. A methodology for the design and development of integrated models for policy support. *Environ. Model. Softw.* 26 (3), 266-279.

van der Walt, S., Colbert, S.C., Varoquaux, G., 2011. The NumPy array: a structure for efficient numerical computation. *Comput. Sci. Eng.* 13, 22-30.

Vennix, 1996. *Group Model Building: Facilitating Team Learning Using System Dynamics*. Wiley, ISBN 978-0-471-95355-5.

Winz, I., Brierley, G., Trowsdale, S., 2009. The use of system dynamics simulation in water resources management. *Water Resour. Manag.* 23 (7), 1301-1323.

## Connexion au chapitre 9

Tandis que le modèle des systèmes alimentaires Indigènes à petite échelle des régions du Tz'olöj Ya' et du K'iche' élaboré lors des chapitres précédents inclut la croissance des cultures, la représentation de celles-ci demeure limitée par l'environnement de modélisation des dynamiques des systèmes et ne peut donc être utilisée lors d'analyses plus sophistiquées, entre autres, lors de la prévision des impacts des changements climatiques en vue du développement de politiques pour les mitiger.

Ce chapitre utilise donc le logiciel *Tinamit* de couplage des modèles présenté dans le chapitre précédent pour coupler le modèle des dynamiques des systèmes développé auparavant avec un modèle externe des cultures. Cette nouvelle méthodologie permet d'évaluer les impacts des changements climatiques, autant que de l'interaction de diverses politiques envisagées avec ceux-ci, sur les dynamiques et la performance d'un système agroalimentaire à petite échelle tout en prenant en compte les rétroactions et dynamiques intrinsèques entre l'environnement et les systèmes socioéconomiques humains. Le présent chapitre s'inscrit dans le cadre de l'objectif 1,2 de cette thèse.

Ce chapitre est en considération en tant qu'article revu par des pairs auprès de la revue scientifique *VertigO* (J. Malard, Adamowski, Tuy, et al. 2020a). Des coauteurs, l'auteur de la thèse développa la méthodologie et les logiciels, construisit le modèle, effectua les analyses et écrivit l'article. J. Adamowski, H. Tuy et H. Melgar-Quiñonez contribuèrent en tant que superviseurs du projet de recherche au Canada et au Guatemala.

## **9 Chapitre 9 : Couplage d'un modèle des dynamiques des systèmes avec un modèle agricole : développement de politiques pour lutter contre l'insécurité alimentaire face aux changements climatiques dans un système agricole Indigène à petite échelle au Tz'olöj Ya' (Guatemala)**

### **9.1 Résumé**

Tandis que les changements climatiques menacent l'agriculture à petite échelle, l'importance des méthodes de modélisation participative qui considèrent les aspects humains et environnementaux de ces systèmes agricoles prend de l'ampleur. Cette étude présente un modèle socioéconomique des systèmes alimentaire et environnemental de la région majoritairement Indigène du Tz'olöj Ya' au Guatemala, développé de manière participative avec les parties prenantes de la région et ensuite couplé à un modèle externe des cultures. Le modèle est par la suite utilisé afin d'analyser l'impact des changements climatiques futurs sur le système et d'explorer les interactions entre ceux-ci et les différentes politiques proposées par les parties prenantes. L'analyse indique que les cycles de rétroaction entre composantes environnementales et humaines au sein du modèle des dynamiques des systèmes mènent à des réponses parfois contre-intuitives aux politiques proposées. En un même temps, l'utilisation d'un modèle des cultures externe facilite la représentation, de manière réaliste, des impacts des changements climatiques sur les cultures. Cette analyse est la première à utiliser un modèle socioéconomique des dynamiques des systèmes, couplé avec un modèle externe des cultures, pour analyser un système alimentaire socio-environnemental et la sécurité alimentaire qui en dépend.

### **9.2 Introduction**

Les changements climatiques mettent les systèmes agricoles à petite échelle à risque, de même que toutes les personnes qui en dépendent. Tandis que les modèles agricoles et climatiques (P. G. Jones et Thornton 2000; J. W. Jones et al. 2003; Brisson et al. 2003; de Wit 2019) peuvent donner des prévisions quant aux changements environnementaux que nous réserve l'avenir, les interactions entre ceux-ci et les réponses des sociétés qui détermineront



leur coût sociétal final demeurent nettement plus complexes à prévoir (Di Baldassarre et al. 2019; Srinivasan et al. 2018).

Plusieurs approches de modélisation, dont nombreuses participatives (Srinivasan et al. 2018; Iwanaga et al. 2020; Chlous-Ducharme et Gourmelon 2012; Diallo, Baudouin, et Raymond 2014; Perrone et al. 2020; Bojórquez-Tapia et al. 2019), ont toutefois été proposées afin d'améliorer notre compréhension de ces processus. Les systèmes agricoles à petite échelle sont particulièrement complexes et incluent des relations et de nombreuses rétroactions entre les domaines environnemental, social et économique. Dans ce contexte, le cadre de la modélisation des dynamiques des systèmes, qui permet de modéliser de manière explicite les variables socioéconomiques autant qu'environnementales, connaît une popularité croissante dans le domaine de la modélisation participative. Une revue détaillée de l'utilisation de la modélisation des dynamiques des systèmes afin de représenter les systèmes socioéconomiques fut présentée par Elsworth et al. (2017).

De nombreuses études précédentes utilisèrent également la méthodologie des dynamiques des systèmes pour analyser les relations entre changements climatiques et la résilience des systèmes socio-environnementaux. Entre autres, Chapman et Darby (2016) l'utilisèrent pour analyser la durabilité de différentes méthodes de culture du riz au Vietnam, tandis que Stojkovic et Simonovic (2019) l'appliquèrent pour prévoir la capacité de génération d'hydroélectricité d'un barrage en Serbie sous de différents scénarios climatiques. Ces études analysent les processus par lesquels les humains interagissent avec les systèmes agricoles et environnementaux dont ils dépendent, de même que les réponses de ceux-ci aux influences humaines. De même, elles peuvent démontrer les stratégies par lesquelles les sociétés humaines tentent de s'adapter aux changements climatiques, et identifier là où les limites sociétales et environnementales à cette adaptation risquent d'être franchies, telle l'analyse de Hossain et al. (2017) de la résilience du système socioéconomique estuaire du Bangladesh aux changements économiques et climatiques. De manière similaire, Nguyễn Thành Tựu (2018) utilisa une méthode des dynamiques des systèmes pour prévoir les impacts des changements climatiques sur le système de riziculture du delta du Mékong (*đồng bằng sông Cửu Long*) au Vietnam.

En outre, des études précédentes par les auteurs du présent article (J. Malard, Adamowski, Tuy, et al. 2020; J. Malard, Adamowski, Rojas Díaz, et al. 2020) ont développé un modèle des dynamiques des systèmes de manière participative pour les régions de « l'altiplano » (le plateau) guatémaltèque à base d'une étude de cas dans la municipalité de Concepción au

Tz'olöj Ya' (aussi connu sous le nom de Sololá selon son appellation hispanophone). Ces régions faisant face à des niveaux d'insécurité alimentaire élevés depuis au moins des décennies, elles portent donc un intérêt tout particulier pour l'application d'une méthodologie axée sur les dynamiques des systèmes capable de déceler les rétroactions et délais complexes qui peuvent frustrer des initiatives qui manquent d'intégration entre les secteurs.

Les modèles des dynamiques des systèmes ne sont cependant pas aptes à modéliser les systèmes physiques telle la croissance des cultures ou les changements climatiques (J. J. Malard et al. 2017; Ammar et Davies 2019), pour lesquelles de nombreux modèles spécialisés sont de toute manière déjà disponibles. Ces études incluent donc généralement une représentation simpliste du domaine environnemental dans le langage de simulation des dynamiques des systèmes. Tandis que de telles représentations peuvent être suffisantes pour une analyse générale des dynamiques, processus et tendances du système (Stojkovic et Simonovic 2019), elles s'avèrent insuffisantes lorsque l'on désire analyser la réponse du système face à des conditions plus complexes, tel l'impact des changements climatiques sur les cultures. Ces limitations affectent donc le potentiel des modèles des dynamiques des systèmes dans le cadre d'analyses plus détaillées de l'impact des changements climatiques sur le système socio-environnemental.

Dans le cadre de la présente étude, le modèle des cultures utilisé lors d'études précédentes au Guatemala (J. Malard, Adamowski, Tuy, et al. 2020; J. Malard, Adamowski, Rojas Díaz, et al. 2020) est relativement simpliste et n'inclut, selon la méthodologie d'Inam et al. (2017a), que l'impact du déficit d'évapotranspiration annuel sur le rendement du maïs, culture centrale aux systèmes alimentaires locaux et nationaux. Ces limitations compliquent la possibilité d'une analyse plus approfondie de l'impact du climat sur le système agricole, étant donné que les changements climatiques et leur impact sur les cultures vont au-delà du simple total de précipitation et incluent de divers facteurs telles les températures extrêmes et la distribution de la précipitation tout au long de la saison de croissance des cultures.

Le couplage entre les modèles des dynamiques des systèmes et les modèles physiques est donc une méthode recommandée pour le développement de modèles socio-environnementaux intégrés (J. J. Malard et al. 2017; Inam et al. 2017a; 2017b). Lors de cette approche, les relations socioéconomiques sont représentées dans le modèle visuel des dynamiques des systèmes, tandis que les processus physiques et environnementaux seront relégués à un modèle physique externe, les résultats des deux composantes étant ensuite échangés de manière dynamique entre les modèles couplés lors de leur simulation conjointe. Tandis

qu'une telle approche comprenant un modèle des dynamiques des systèmes couplé à un modèle physique fut appliquée à plusieurs reprises par le passé, entre autres à la gestion de la salinité des sols au Pakistan (J. J. Malard et al. 2017; Inam et al. 2017a; 2017b) et à l'intégration des systèmes agropastoraux au Yucatán au Mexique (Parsons, Nicholson, Blake, Ketterings, Ramírez-Aviles, Fox, et al. 2011; Parsons, Nicholson, Blake, Ketterings, Ramírez-Aviles, Cherney, et al. 2011; Patrick Smith, Holzworth, et Robertson 2005), aucune application à la modélisation de la malnutrition ou de l'insécurité alimentaire et de leur liens avec les systèmes agricoles et économiques à petite échelle, ni à la résilience des systèmes agricoles à petite échelle envers les changements climatiques, n'a été recensée à date.

Cette étude propose donc comme objectifs 1) l'élaboration d'une méthodologie axée sur les modèles des dynamiques des systèmes couplés aux modèles agronomiques pour analyser la résilience des systèmes agricoles à petite échelle, surtout face aux changements climatiques et 2) l'application de cette méthodologie au développement de politiques résilientes des points de vue agronomique, environnemental et social pour la région du Tz'olöj Ya' au Guatemala.

## **9.3 Méthodologie**

### **9.3.1 Étude de cas**

L'étude présente se déroule dans la municipalité de Concepción, au Tz'olöj Ya' du Guatemala. Cette région est fortement dépendante de l'agriculture (commerciale et d'autosuffisance) et représente une très forte présence Indigène (99,67% en 2018) (INE 2019). En outre, les très hautes prévalences d'insécurité alimentaire et de malnutrition chronique chez les enfants au cours des décennies récentes donnent à cette région une importance particulière pour l'analyse systémique des systèmes agroalimentaires et environnementaux.

### **9.3.2 Modèle des dynamiques des systèmes**

Le modèle des dynamiques des systèmes fut élaboré selon la méthodologie participative originalement développée par Inam et al. (2015) et Halbe, Pahl-Wostl, et Adamowski (2018) et ensuite appliquée par J. Malard, Adamowski, Tuy, et al. (2020) et J. Malard, Adamowski, Rojas Díaz, et al. (2020) à la région de l'étude de cas. Lors de la première étape, un série d'entrevues individuelles de construction de diagrammes de boucles causales fut effectuée avec de diverses parties prenantes de la région (organisations agricoles, organismes à but non

lucratif, et représentants de différents niveaux gouvernementaux des domaines de la sécurité alimentaire, de l'agriculture, de l'environnement et de l'éducation). Les boucles causales furent ensuite combinées en un modèle unifié représentant les points de vue de chacune des parties prenantes. Un sondage de suivi écrit et une série d'ateliers de groupe échelonnés sur une période de six mois permirent ensuite le développement continu du modèle et l'ajustement des différentes composantes du même selon les clarifications et les discussions entre les parties prenantes.

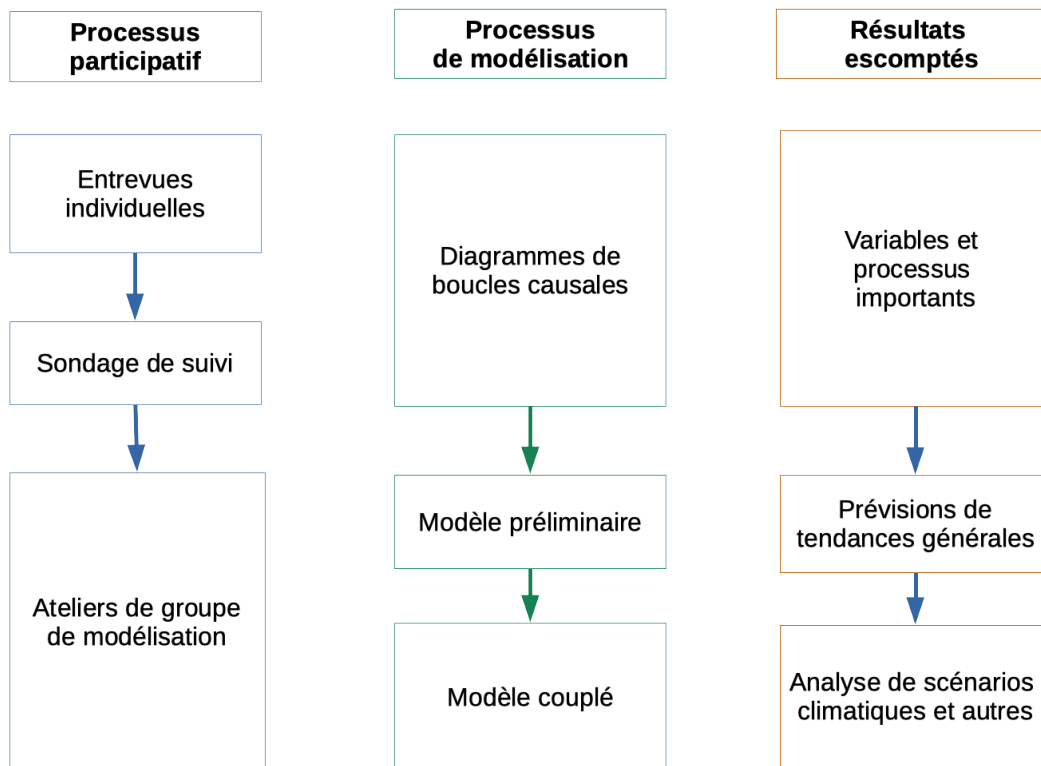


Figure 9.1: Diagramme du processus participatif.

Le modèle final inclut des modules d'agriculture, d'utilisation du territoire, de population, d'alimentation et d'économie locale. Le module agricole modélise le rendement du maïs, culture importante du système dit *awan* (aussi connu selon son nom hispanophone de *milpa*) de co-culture de maïs avec d'autres plantes telles les cucurbitacées et les légumineuses. Le module de l'utilisation du territoire inclut trois différentes vocations des terres (forêt, agriculture et arbustes). Les transformations entre l'une et l'autre sont déterminées selon les politiques de reforestation et les besoins en bois et en production agricole, ce dernier étant à son tour déterminé selon la demande pour la production d'autosuffisance et l'attrait économique relatif de l'agriculture commerciale en comparaison au travail salarié.

Une description complète de chaque module est présentée par (J. Malard, Adamowski, Tuy, et al. 2020). Un changement fut apporté au module agricole afin de permettre la connexion avec le modèle des cultures externe, soit :

$$R = \text{IF THEN ELSE}( R\_externe \geq 0, R\_externe, R0 * F )$$

Où  $R$  est le rendement du maïs,  $R\_externe$  la valeur fournie par le modèle externe,  $R0$  le rendement maximal tel que défini auparavant (J. Malard, Adamowski, Tuy, et al. 2020) et  $F$  le facteur de perte par stress hydrique selon la formule initiale. En initialisant  $R\_externe$  avec une valeur par défaut négative, le modèle utilisera le rendement du modèle externe uniquement lorsque le modèle est simulé en configuration couplée et utilisera la formule endogène originale s'il est simulé en isolation. Dû à la grande diversité (et à la fluctuation saisonnière selon les marchés) des cultures commerciales dans la région et aux difficultés associées à leur représentation individuelle par l'entremise d'un modèle biophysique, le modèle ne considère que le revenu économique généré par superficie d'agriculture commerciale.

### 9.3.3 Modèle biophysique

Le modèle PCSE (« Python Crop Simulation Environment » en anglais; c.-à-d., « Environnement de modélisation des cultures Python ») (de Wit 2019) fut choisit pour implémenter la portion physique (de croissance des cultures) du modèle, principalement en raison de son implémentation en Python qui facilitait de manière substantielle son intégration avec les outils Python utilisés au cours des analyses. Pour effectuer une simulation, PCSE requière des données des sols, du climat, de la phénologie de la plante elle-même et des options de gestion. Pour les sols, les paramètres du sol « EC3-medium fine » de la base de données GGMC (de Wit 2020) furent empruntés. Aucune irrigation ne fut appliquée, tel qu'est le cas dans cette région du Guatemala en ce qui concerne les champs d'*awan*.

Un défi important de la modélisation des systèmes agricoles à petite échelle est la quantité limitée de jeux de paramètres calibrés disponibles au sein de la littérature existante à l'endroit des variétés des cultures utilisées par les agricultrices et agriculteurs à petite échelle comparativement à ce qui est disponible pour les variétés utilisées dans les grandes cultures. Suivant la méthodologie utilisée lors d'une situation similaire au Mexique (Parsons, Nicholson, Blake, Ketterings, Ramírez-Aviles, Fox, et al. 2011), des simulations initiales furent effectuées avec un jeu de paramètres PCSE disponible pour une variété de maïs tropicale. Trois paramètres du modèle des cultures de PCSE, notamment TSUM1, TSUM2 et

CV0, furent ensuite ajustés manuellement afin d’assurer que le développement du maïs simulé lors d’une année à conditions climatiques typiques s’apparente au rendement maximal observé de même qu’au calendrier de développement établi (MAGA, s. d.) pour la région du Guatemala correspondant à notre étude de cas. La simulation des cultures débuta le 1<sup>er</sup> décembre de la première année de simulation du modèle couplé, et le maïs fut semé le 1<sup>er</sup> mai suivi d’une récolte à maturité ou au plus tard après 240 jours.

Une description du traitement des données climatiques suit ci-dessous.

### 9.3.4 Connexion des modèles

Les simulations furent implémentées avec le logiciel *Tinamit*, un paquet Python qui facilite la construction et la simulation des modèles des dynamiques des systèmes couplés à un modèle physique (J. J. Malard et al. 2017). *Tinamit* offre l’avantage d’être plus flexible et rapide à implémenter que les autres approches disponibles pour coupler des modèles des dynamiques des systèmes avec des modèles physiques externes. Tandis que les méthodes utilisant des macros en Excel (Inam et al. 2017a; 2017b) ou des extensions pour Vensim (Parsons, Nicholson, Blake, Ketterings, Ramírez-Aviles, Fox, et al. 2011; Patrick Smith, Holzworth, et Robertson 2005) furent utilisées dans le même but par le passé, ces approches sont généralement peu flexibles et nécessitent la modification du code source (et possiblement une compilation) à chaque modification auprès des variables connectées. L’approche de *Tinamit*, tout au contraire, facilite une connexion automatisée des variables des deux modèles et se charge ensuite d’échanger leurs valeurs lorsqu’une simulation est amorcée. En outre, ce logiciel permet, par l’entremise du paquet de gestion des données climatiques *تقدير* (taqdir) (J. Malard, s. d.), la connexion automatisée des variables du modèle couplé avec des bases de données climatiques externes, y compris des prévisions de changement climatique fournies par MarkSim (P. G. Jones et Thornton 2000).

Le modèle des dynamiques des systèmes fut construit avec le logiciel visuel de modélisation des dynamiques des systèmes Vensim PLE (Vensim PLE (version 7.3.5) 2017), mais toute simulation fut effectuée par l’entremise de *Tinamit* et de son moteur de simulation par défaut, PySD (Houghton 2016). Tandis que *Tinamit* offre également l’option de simuler des modèles couplés avec l’engin de simulation de Vensim, ces fonctionnalités dépendent de la bibliothèque de liens dynamiques uniquement disponible dans la version payante DSS du logiciel Vensim, bibliothèque qui, en tout cas, ne fonctionne que sur le système d’exploitation

Windows. L'expérience des auteurs est aussi que l'engin PySD s'avère généralement plus rapide que l'engin de Vensim lors d'une simulation couplée.

Une « enveloppe » spécifique à l'utilisation du modèle PCSE dans cette étude fut développée selon la spécification de *Tinamit* afin de permettre la connexion du modèle des cultures PCSE et du modèle des dynamiques des systèmes. Cette enveloppe gère la création du modèle PCSE pour une région donnée du Guatemala et effectue les connexions nécessaires entre Tinamit et PCSE pour le transfert des données des variables climatiques et du rendement modélisé à chaque année. Le Tableau 9.1 ci-dessous résume les variables échangées entre les différentes composantes du modèle couplé.

*Tableau 9.1: Variables échangées entre les différentes composantes du modèle couplé. PCSE indique le modèle des cultures et MDS le modèle des dynamiques des systèmes. Tinamit/تقدير indique des variables dont les valeurs sont fournies, à travers Tinamit, par le logiciel de gestion des données climatiques تقدير [taqdir].*

<b>Variable</b>	<b>Code</b>	<b>Unité</b>	<b>Source</b>	<b>Utilisation</b>
Rendement du maïs	Rendimiento	kg/ha	PCSE	MDS
Potentiel d'évaporation de l'eau	E0	cm	Tinamit/تقدير	PCSE
Potentiel d'évaporation du sol	ES0	cm	Tinamit/تقدير	PCSE
Potentiel d'évapotranspiration des cultures	ET0	cm	Tinamit/تقدير	MDS, PCSE
Pression de vapeur	vap	kPa	Tinamit/تقدير	PCSE
Précipitation	precip	mm	Tinamit/تقدير	MDS, PCSE
Température moyenne quotidienne	temp_prom	C	Tinamit/تقدير	PCSE
Température minimale quotidienne	temp_mín	C	Tinamit/تقدير	PCSE
Température maximale quotidienne	temp_máx	C	Tinamit/تقدير	PCSE

### 9.3.5 Données et changements climatiques

Les données climatiques historiques furent obtenues de la base de données d'observations satellitaires NASA POWER (POWER Project, s. d.), tandis que les prévisions climatiques furent obtenues du Projet de comparaison de modèles couplés (PCMC phase 5) du Programme mondiale de recherche sur le climat (PMRC) par l'entremise du logiciel MarkSim (P. G. Jones et Thornton 2000). Ces sources de données étant toutes les deux

incluses en tant que sources par défaut dans le logiciel تقدير, l'extraction et l'intégration de leurs données dans le modèle furent donc possibles en quelques lignes de code Python.

Un défi important lors de l'application au niveau local des prévisions climatiques des modèles globaux concerne la correction du biais intrinsèque des prévisions à grande échelle en comparaison avec les observations locales. En somme, la moyenne autant que la variabilité des prévisions générées avec un scénario sans changement climatique devraient s'apparenter à celles des observations historiques correspondantes de la région. Lors de cette étude, les prévisions de température (maximale, minimale et moyenne quotidiennes) et de précipitation furent ajustées en utilisant l'année 2010 comme date limite (inclusive) pour les données historiques.

Pour la température, la méthode de correction linéaire telle que présentée par Luo et al. (2018) fut appliquée. Lors de cette correction, la température quotidienne corrigée  $T_{m,j}^{corr}$  pour le jour  $j$  du mois  $m$  est donnée par l'équation suivante :

$$T_{m,j}^{corr} = T_{m,j} + [\bar{T}_{obs,m} - \bar{T}_{mod,m}]$$

Où  $T_{m,j}$  est la température prévue pour le jour  $j$  du mois  $m$  sous un certain régime de changement climatique,  $\bar{T}_{obs,m}$  est la moyenne de la température historique observée pour le mois  $m$  et  $\bar{T}_{mod,m}$  la moyenne de la température du mois  $m$  prévue par le modèle lorsqu'il est simulé sans changement climatique (climat historique). La même approche fut utilisée pour l'évapotranspiration de référence.

La situation se complique légèrement dans le cas de la précipitation. En soi, cette variable contient deux composantes importantes, 1) si ou non il y a de la pluie au cours une journée donnée (valeur binaire), et 2) le cas échéant, la quantité de pluie (valeur positive). Les méthodes recensées par Luo et al. (2018) ne s'appliquent que lorsque les prévisions du modèle incluent un trop grand nombre de journées pluvieuses (Vrac, Noël, et Vautard 2016), tandis que le contraire fut le cas pour cette étude. Vrac, Noël, et Vautard (2016) proposèrent donc une nouvelle méthode nommée « Élimination stochastique de singularités » où chaque journée sèche se voit assignée une valeur aléatoire entre zéro et un seuil critique représentant le valeur minimum de la pluie quotidienne recensée dans les données. Des méthodes traditionnelles de correction de biais peuvent ensuite être appliquées à l'ensemble des données, à la suite duquel les jours qui ont toujours des valeurs inférieures au seuil critique se voient réattribuées une précipitation nulle. Cette approche fut utilisée dans cette étude,



combinée avec la méthode de correction linéaire suivie d'une variante de la transformation par puissance (Luo et al. 2018).

La première correction linéaire ajuste la moyenne de précipitation mensuelle :

$$P_{m,j}^{corr} = P_{m,j} * \left[ \frac{\bar{P}_{obs,m}}{\bar{P}_{mod,m}} \right]$$

Où  $P_{m,j}$  est la précipitation modélisée pour le jour  $j$  du mois  $m$ ,  $\bar{P}_{obs,m}$  la moyenne du total de la précipitation historique observée pour le mois  $m$  et  $\bar{P}_{mod,m}$  la moyenne du total de la précipitation modélisée pour le même mois.

Suivant cette première correction, une transformation de puissance fut appliquée pour corriger la variance de la précipitation. Contrairement à la description de cette transformation par Luo et al. (2018), la correction fut appliquée dans le but de minimiser la différence entre les valeurs observées et modélisées de la précipitation annuelle cumulative à chaque mois de l'année. Cette décision fut prise suite à une analyse initiale qui démontrait qu'une simple correction au niveau de chaque mois individuel générerait fréquemment un mélange de mois secs et humides au cours de la même année et ne représentait donc pas de manière satisfaisante la variabilité interannuelle en précipitation, cause clef des sécheresses et des pertes de récoltes dans la région.

Selon cette approche, une mesure  $s_m$  de différence après correction entre la variabilité interannuelle de la précipitation cumulative observée et modélisée est établie pour chaque mois  $m$  :

$$s_m = \sigma \left( \sum_{i=0}^m P_{obs,i} \right) - \sigma \left[ \left( P_{mod,m} \right)^{b_m} * \frac{\bar{P}_{mod,m}}{\left( \bar{P}_{mod,m} \right)^{b_m}} + \sum_{i=0}^{m-1} P_{mod,i} \right]$$

Où  $\sigma$  indique la fonction d'écart type interannuel,  $P_{obs,i}$  est l'observation de précipitation pour le mois  $i$ ,  $P_{mod,m}$  est la précipitation modélisée pour le mois  $m$ ,  $b_m$  est le facteur de correction pour le mois  $m$ ,  $\bar{P}_{mod,m}$  est la moyenne interannuelle du total de la précipitation modélisée pour le mois  $m$  et  $P_{mod,i}$  est la précipitation modélisée déjà corrigée pour le mois  $i$ .

L'algorithme tente ensuite d'optimiser  $b_m$  afin de minimiser la valeur absolue de  $s_m$ . La précipitation corrigée pour chaque jour  $j$  du mois  $m$  est enfin calculée selon la formule suivante :

$$P_{m,j}^{corr} = P_{m,j} * \left[ \frac{(P_{mod,m})^{b_m}}{P_{mod,m}} \right] * \left[ \frac{\bar{P}_{mod,m}}{(\bar{P}_{mod,m})^{b_m}} \right]$$

Où  $P_{m,j}$  est la précipitation modélisée pour le jour  $j$  du mois  $m$  et les autres variables sont définies tel que ci-dessus.

En commençant par le premier mois de l'année (janvier), la procédure est répétée pour chacun des 12 mois afin d'ajuster les valeurs de précipitation de chaque mois de l'année. Janvier sert de premier mois de l'année parce qu'il se situe dans une période sèche et sans culture d'awan au Tz'olöj Ya' et offre donc une bonne référence de départ pour la précipitation annuelle d'un point de vue agronomique.

Tandis que les valeurs d'évaporation et de transpiration, de même que de la pression de vapeur, sont incluses dans la base de données d'observations POWER, elles ne font pas partie des prévisions générées par MarkSim. Les valeurs d'évaporation et de transpiration pour les prévisions climatiques furent donc calculées selon l'équation Penman-Monteith telle qu'implémentée dans PCSE (de Wit 2019), tandis que la pression de vapeur fut calculée à base de la température minimum journalière selon l'implémentation en Python dans le logiciel agroécologique *Tiko'n* (Malard et al. 2020; Malard 2019) de la méthode initialement implémentée en FORTRAN par le modèle des cultures DSSAT (J. W. Jones et al. 2003).

### 9.3.6 Analyses de scénario

Six différents scénarios de politique furent appliqués en combinaison avec quatre scénarios de changement climatique (aucun changement, PCMC 2,6; PCMC 4,5; PCMC 6,0 et PCMC 8,5), pour un total de 35 différentes combinaisons, y compris le scénario de base. Les politiques, dont la majorité (incluant la reforestation, l'autosuffisance pour les intrants agricoles, les achats de groupe, les jardins familiaux et l'éducation) avaient été proposées par les parties prenantes lors des ateliers de groupe, furent choisies pour représenter une grande gamme d'actions sur les plans économique, environnemental et social.

Le Tableau 9.2 ci-dessous offre un résumé de l'implémentation de chacune de ces politiques.

Tableau 9.2: Spécification des politiques appliquées au modèle.

Politique	Description
Reforestation	Reforestation de 50 ha par année
Autosuffisance intrants agricoles	Diminution des dépenses agricoles de 75%
Achats de groupe d'intrants agricoles	Diminution des dépenses agricoles de 15%

Jardins familiaux  
Meilleurs salaires  
Éducation

Cible d'autosuffisance de 90%  
Salaire minimum de 20 Q de l'heure  
Progrès scolaire parfait

---

### 9.3.7 Outils informatiques

Le modèle et toutes les analyses furent implémentées en Python 3,7. Tout modèle, donnée, et code d'analyse nécessaire à la reproduction des résultats présentés au cours de cet article est disponible en tant que matériel supplémentaire.

## 9.4 Résultats et discussion

### 9.4.1 Utilité d'une approche couplée

Tel que présenté par la Figure 9.2, le modèle couplé prévoit moins de pertes des cultures en moyenne, mais distingue mieux entre les différents scénarios climatiques.

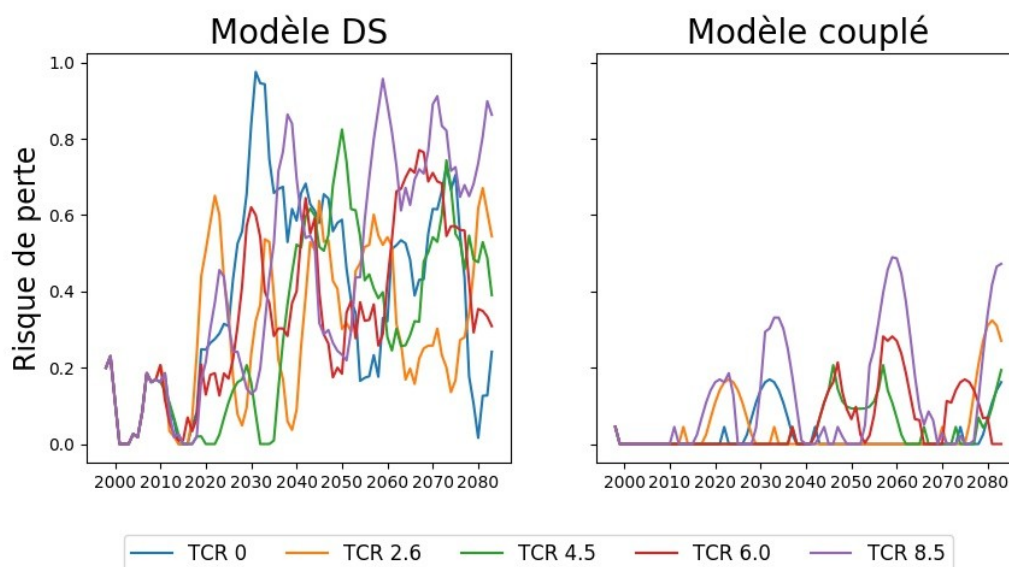


Figure 9.2: Risque de perte des cultures (lissé) selon l'année de simulation et le scénario de changement climatique (TCR = Trajectoire de concentration représentatif) avec le modèle des dynamiques des systèmes (DS) seul et couplé.

Cette différence s'expliquerait par l'inclusion de la variabilité intra-annuelle de la précipitation dans le modèle couplé. Des déficits de précipitations encourus pendant la saison sèche affectent le bilan d'eau total, mais n'ont pas le même impact qu'une sécheresse en période de croissance critique pour la culture du maïs. Ces impacts potentiels des changements climatiques sur le système socioéconomique n'auraient pas été pris en compte sans l'utilisation d'un modèle couplé. En outre, le couplage des modèles permet d'inclure la

variabilité intra-annuelle (journalière) dans l'analyse, même si le modèle des dynamiques des systèmes lui-même n'a qu'une résolution temporelle annuelle.

La Figure 9.3 ci-dessous démontre l'influence du modèle des cultures sur la partie socioéconomique du modèle, en l'occurrence, sur la progression de la croissance de la population (gauche : utilisation du modèle des dynamiques des systèmes seul; droite : utilisation du modèle couplé). Sans le modèle des cultures, les plus grandes pertes de rendement prévues selon l'implémentation de la croissance des cultures en dynamiques des systèmes se traduisent en un taux de migration plus important et, par conséquent, une croissance populationnelle moins forte que lorsque le modèle couplé est utilisé.

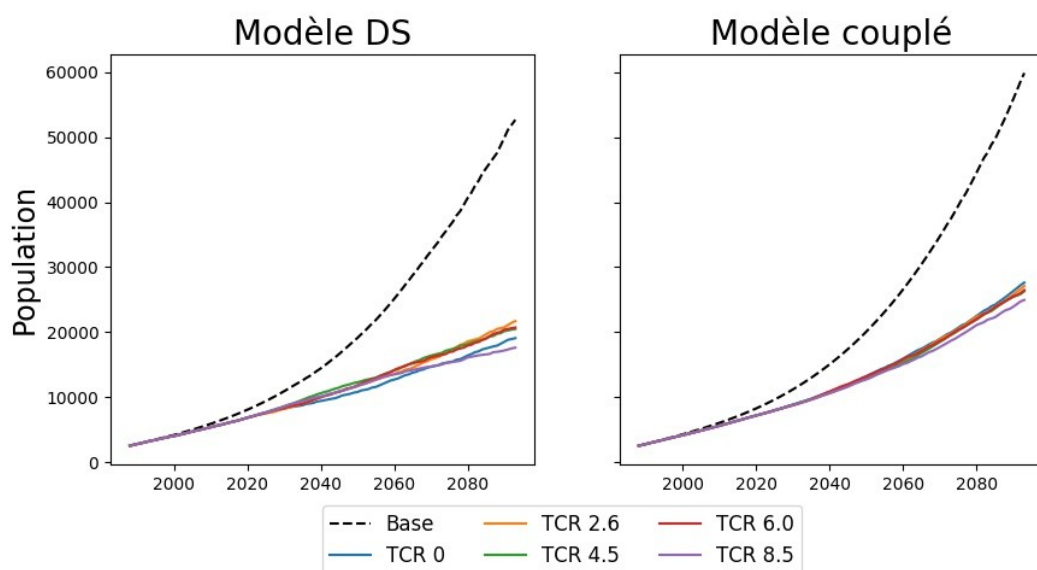


Figure 9.3: Influence du modèle des cultures externe sur les projections de population avec la politique d'éducation. À gauche : modèle des dynamiques des systèmes (SD) seul ; à droite : modèle couplé. La ligne noire pointillée indique le scénario de base (sans politique ni changement climatique). TCR = Trajectoire de concentration représentatif.

Cette approche ouvre aussi la porte à des analyses plus détaillées (intrants agricoles, différentes cultures), limitées uniquement par les capacités du modèle des cultures utilisé et les données régionales disponibles. De telles analyses, tout comme celle réalisée au cours de cette recherche, n'auraient été possibles avec l'utilisation d'un modèle des dynamiques des systèmes en isolation. De l'autre part, une analyse basée uniquement sur un modèle des cultures manquerait les composantes socioéconomiques du système et les réponses complexes de la société face aux changements climatiques et aux autres défis.

## 9.4.2 Changements climatiques et résilience

La Figure 9.4 ci-dessous démontre le changement auprès de plusieurs variables d'intérêt environnemental, économique ou social occasionné par de différentes combinaisons de politiques et de scénarios de changement climatique.

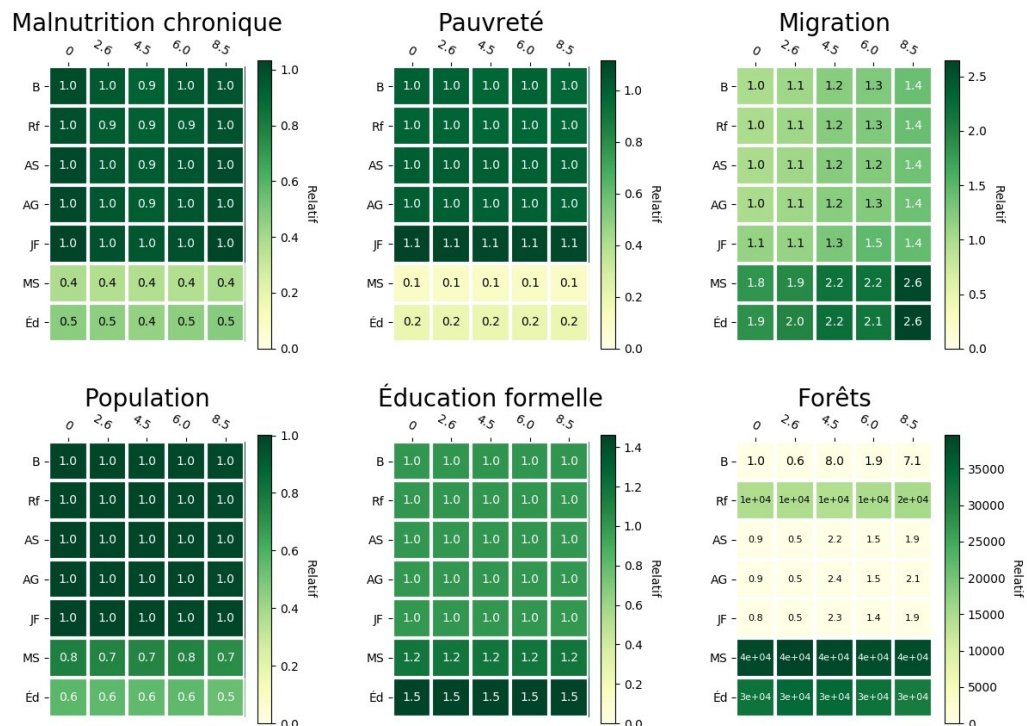


Figure 9.4: Impact relatif de chaque combinaison de politique et scénario de changement climatique sur différentes variables clés au cours des 70 dernières années de la simulation. Abréviations de politiques : B=Base, Rf=Reforestation, AS=Autosuffisance produits agricoles, AG=Achats de groupe, JF=Jardins familiaux, MS=Meilleurs salaires, Éd=Éducation. Les chiffres (0; 2,6; 4,5; 6,0 et 8,5) indiquent le scénario climatique TCR (Trajectoire de concentration représentatif). Toute valeur est relative à la valeur de la même variable pour le scénario B0.

Seuls les politiques de salaire minimum ou d'éducation universelle mènent à d'importants changements dans les variables d'intérêt. Elles sont même plus efficaces que la politique de reforestation envers l'augmentation de la couverture forestière. Une analyse temporelle (voir Figure 9.5 ci-dessous) démontre que tandis que ces deux politiques s'avèrent plus efficaces au long terme, la reforestation offre des résultats plus rapides. Ces résultats suggèrent donc la possibilité de combiner des politiques pour maximiser les impacts et au court terme, et au futur plus lointain. Il est toutefois important de préciser que les politiques d'éducation et de salaire minimum entraînent tous les deux une forte migration hors de la région d'étude, plus forte même que l'impact graduel que des changements climatiques de plus en plus sévères

occasionnent sur les taux de migration. Figure 9.6 ci-dessous éclaire les processus et rétroactions responsables pour ces comportements. Lorsque l'éducation s'améliore, une plus haute demande pour des emplois de qualité mène à une réduction de la pauvreté (cycle positif auto-renforçant), et, si la demande est trop importante pour l'économie locale, à un exode des villages vers les centres urbains (cycle d'équilibre).

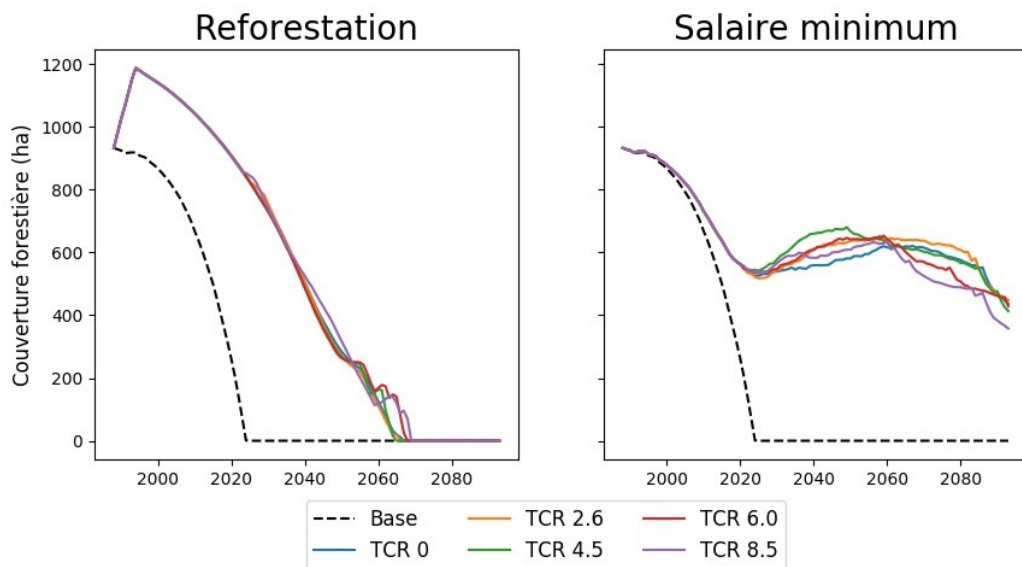


Figure 9.5: Effet des politiques de reforestation (gauche) et de salaire minimum (droite) sur la couverture forestière. TCR : Trajectoire de concentration représentatif.

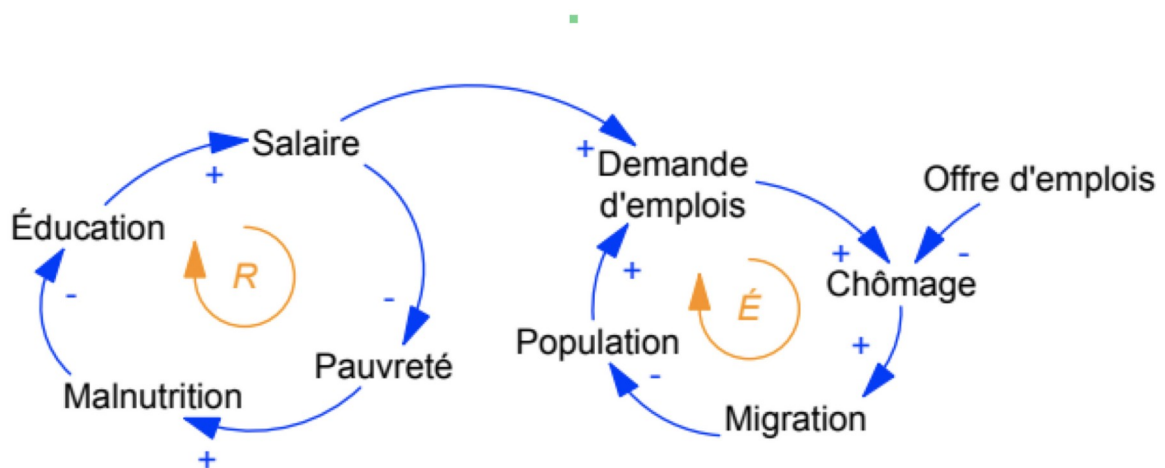


Figure 9.6: Diagramme simplifié des dynamiques d'emplois et de salaire dans le modèle. R indique un cycle de rétroaction renforçant, tandis que É indique un cycle d'équilibre.

Ces résultats soulignent aussi l'importance, dans une telle analyse socio-environnementale, d'inclure une large gamme de variables d'intérêt, car les mêmes changements auprès des

mêmes variables peuvent être plus ou moins désirables selon le contexte. Une diminution dans la population, par exemple, peut être le produit d'une politique robuste d'anti-pauvreté et d'une diminution du taux de fertilité, mais peut aussi être le résultat d'une migration de masse.

De manière similaire, une diminution en pauvreté est un développement positif si elle découle d'une amélioration auprès des conditions de vie et des salaires des résidents, mais pourrait même être moins positive si elle reflète un exode populationnel suivant une perte agricole, laissant que les résidents les mieux nantis derrière. Cela tient également pour les dynamiques forestières : une augmentation de la couverture est positive si elle représente une meilleure prise en charge environnementale dans la région, mais pas si positive si elle est le résultat d'un abandon total de la région suivant une catastrophe environnementale ou autre, tel fut déjà le cas au nord du Guatemala il y a plus d'un millénaire (Evans et al. 2018; Gill et al. 2007).

Une analyse des dynamiques des systèmes encourage les parties prenantes autant que les chercheurs et chercheuses externes à réfléchir explicitement à chacun de ces processus et rétroactions parfois moins qu'intuitifs et, par conséquent, à développer des politiques plus intégrées qui prennent mieux en compte les réalités socio-environnementales complexes de la région d'étude.

Cette analyse est la première à appliquer une méthodologie de modèle des dynamiques des systèmes couplé à un modèle physique à l'analyse de la sécurité alimentaire et des systèmes socioéconomiques et environnementaux dont elle dépend. C'est par le biais d'une telle analyse intégrée que fut démontré que les politiques appliquées au système peuvent parfois générer des impacts très forts sur son comportement, y compris sur des variables très éloignées de celles sur lesquelles elles exercent leur première influence. Une analyse qui n'incorpore pas les rétroactions entre différentes composantes du système socio-environnemental n'aurait pu déceler de tels impacts. L'approche couplée permet aussi de générer des résultats plus précis que ceux qui pourraient être obtenus à l'aide d'un modèle des dynamiques des systèmes seul, tout en incorporant au sein de l'analyse les processus et rétroactions plus complexes du système.

Cette méthodologie permet de représenter les interactions complexes entre les domaines environnementaux, sociaux et économiques, interactions qui doivent être prises en compte lors du développement de politiques publiques.

## 9.5 Conclusion

La modélisation des dynamiques des systèmes est de plus en plus utilisée pour représenter les interactions entre humains et environnement. Dans sa forme participative, elle permet aussi aux parties prenantes de présenter et d'inclure leurs points de vue dans le développement du modèle et dans l'analyse des politiques. Cependant, le langage de modélisation des dynamiques des systèmes reste mal adapté à la représentation des composantes physiques des systèmes environnementaux, tels la croissance des cultures ou les changements climatiques. L'étude présente utilise un modèle des dynamiques des systèmes participatif de la sécurité alimentaire et du système agroalimentaire sous-jacent de la région majoritairement Indigène de Concepción, Tz'olöj Ya' (Guatemala). Ce modèle est couplé à un modèle externe des cultures et utilisé pour simuler l'impact sur le système alimentaire des changements climatiques et de diverses propositions de politiques pour lutter contre la malnutrition. Les résultats montrent que le modèle des dynamiques des systèmes permet de modéliser des liens complexes entre les domaines environnemental, social et économique, tandis que le modèle des cultures se distingue en apportant des prévisions de la réponse du rendement du maïs au changement climatique qui s'avèrent plus réalistes qu'aurait été le cas avec un modèle des dynamiques des systèmes seul.

## 9.6 Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier l'appui de l'IARNA (Universidad Rafael Landívar) lors de la recherche sur le terrain, autant que toutes les parties prenantes qui ont participé à ce projet de recherche. Cette étude fut possible grâce au financement d'une bourse de découverte du CRSNG (no. RGPIN-2015-05554) octroyée au Dr Jan Adamowski, autant que d'une Bourse de 3<sup>e</sup> cycle FRQNT, d'une Bourse du CRDI aux chercheurs candidats au doctorat (no : 107759-99906075-017), d'une Bourse d'études supérieures Canada Vanier et d'un Supplément pour études à l'étranger Michael-Smith (Programme de bourses d'études supérieures du Canada) octroyées à Julien Malard.

## 9.7 Contributions des auteurs

JM développa la méthodologie, exécuta les analyses et écrivit l'article. JA, HT et HMQ supervisèrent le projet.



## 9.8 Références

- Ammar, M.E., et E.G.R. Davies. 2019. « On the accuracy of crop production and water requirement calculations: Process-based crop modeling at daily, semi-weekly, and weekly time steps for integrated assessments ». *Journal of Environmental Management* 238: 460-72. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.030>.
- Bojórquez-Tapia, Luis A., Marco Janssen, Hallie Eakin, Andres Baeza, Fidel Serrano-Candela, Paola Gómez-Priego, et Yosune Miquelajauregui. 2019. « Spatially-explicit simulation of two-way coupling of complex socio-environmental systems: Socio-hydrological risk and decision making in Mexico City ». *Socio-Environmental Systems Modelling* 1 (mai). <https://doi.org/10.18174/sesmo.2019a16129>.
- Brisson, N, C Gary, E Justes, R Roche, B Mary, D Ripoche, D Zimmer, et al. 2003. « An Overview of the Crop Model Stics ». *European Journal of Agronomy, Modelling Cropping Systems: Science, Software and Applications*, 18 (3): 309-32. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00110-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00110-7).
- Chapman, Alexander, et Stephen Darby. 2016. « Evaluating Sustainable Adaptation Strategies for Vulnerable Mega-Deltas Using System Dynamics Modelling: Rice Agriculture in the Mekong Delta's An Giang Province, Vietnam ». *Science of The Total Environment* 559 (juillet): 326-38. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.162>.
- Chlous-Ducharme, Frédérique, et Françoise Gourmelon. 2012. « Modélisation d'accompagnement: appropriation de la démarche par différents partenaires et conséquences: Expérience originale en milieu côtier ». *VertigO*, no Volume 11 Numéro 3 (février). <https://doi.org/10.4000/vertigo.12163>.
- Di Baldassarre, Giuliano, Murugesu Sivapalan, Maria Rusca, Christophe Cudennec, Margaret Garcia, Heidi Kreibich, Megan Konar, et al. 2019. « Sociohydrology: Scientific Challenges in Addressing the Sustainable Development Goals ». *Water Resources Research* 55 (8): 6327-55. <https://doi.org/10.1029/2018WR023901>.
- Diallo, Alpha Issaga Pallé, Yves Baudouin, et Michel Raymond. 2014. « Modélisation de la dynamique des systèmes socio-écologiques en vue de l'élaboration d'un cadre de

référence pour la durabilité environnementale et territoriale : application au massif du Fouta-Djalou (Guinée) ». *Cybergeo*, mai. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.26296>.

Elsawah, Sondoss, Suzanne A. Pierce, Serena H. Hamilton, Hedwig van Delden, Dagmar Haase, Amgad Elmahdi, et Anthony J. Jakeman. 2017. « An overview of the system dynamics process for integrated modelling of socio-ecological systems: Lessons on good modelling practice from five case studies ». *Environmental Modelling & Software* 93 (juillet): 127-45. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.03.001>.

Evans, Nicholas P., Thomas K. Bauska, Fernando Gázquez-Sánchez, Mark Brenner, Jason H. Curtis, et David A. Hodell. 2018. « Quantification of Drought during the Collapse of the Classic Maya Civilization ». *Science* 361 (6401): 498-501. <https://doi.org/10.1126/science.aas9871>.

Gill, Richardson B., Paul A. Mayewski, Johan Nyberg, Gerald H. Haug, et Larry C. Peterson. 2007. « DROUGHT AND THE MAYA COLLAPSE ». *Ancient Mesoamerica* 18 (2): 283-302. <https://doi.org/10.1017/S0956536107000193>.

Halbe, Johannes, Claudia Pahl-Wostl, et Jan Adamowski. 2018. « A Methodological Framework to Support the Initiation, Design and Institutionalization of Participatory Modeling Processes in Water Resources Management ». *Journal of Hydrology* 556 (janvier): 701-16. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.09.024>.

Hossain, Md Sarwar, John A Dearing, Felix Eigenbrod, et Fiifi Amoako Johnson. 2017. « Operationalizing Safe Operating Space for Regional Social-Ecological Systems ». *Science of The Total Environment* 584-585 (avril): 673-82. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.095>.

Houghton, James. 2016. PySD. Python. <https://pysd.readthedocs.io/en/master/>.

Inam, Azhar, Jan Adamowski, Johannes Halbe, et Shiv Prasher. 2015. « Using Causal Loop Diagrams for the Initialization of Stakeholder Engagement in Soil Salinity Management in Agricultural Watersheds in Developing Countries: A Case Study in the Rechna Doab Watershed, Pakistan ». *Journal of Environmental Management* 152 (avril): 251-67. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.01.052>.

- Inam, Azhar, Jan Adamowski, Shiv Prasher, Johannes Halbe, Julien Malard, et Raffaele Albano. 2017a. « Coupling of a Distributed Stakeholder-Built System Dynamics Socio-Economic Model with SAHYSMOD for Sustainable Soil Salinity Management – Part 1: Model Development ». *Journal of Hydrology* 551 (août): 596-618. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.039>.
- . 2017b. « Coupling of a Distributed Stakeholder-Built System Dynamics Socio-Economic Model with SAHYSMOD for Sustainable Soil Salinity Management. Part 2: Model Coupling and Application ». *Journal of Hydrology* 551 (août): 278-99. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.040>.
- INE. 2019. « Resultados del Censo 2018 ». XII Censo Nacional de Población y VII de Vivienda. 2019. <https://www.censopoblacion.gt/mapas>.
- Iwanaga, Takuya, Daniel Partington, Jenifer Ticehurst, Barry F.W. Croke, et Anthony J. Jakeman. 2020. « A Socio-Environmental Model for Exploring Sustainable Water Management Futures: Participatory and Collaborative Modelling in the Lower Campaspe Catchment ». *Journal of Hydrology: Regional Studies* 28 (avril): 100669. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2020.100669>.
- Jones, J. W, G Hoogenboom, C. H Porter, K. J Boote, W. D Batchelor, L. A Hunt, P. W Wilkens, U Singh, A. J Gijsman, et J. T Ritchie. 2003. « The DSSAT Cropping System Model ». *European Journal of Agronomy, Modelling Cropping Systems: Science, Software and Applications*, 18 (3): 235-65. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00107-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00107-7).
- Jones, Peter G., et Philip K. Thornton. 2000. « MarkSim: Software to Generate Daily Weather Data for Latin America and Africa ». *Agronomy Journal* 92 (3): 445-53. <https://doi.org/10.2134/agronj2000.923445x>.
- Luo, Min, Tie Liu, Fanhao Meng, Yongchao Duan, Amaury Frankl, Anming Bao, et Philippe De Maeyer. 2018. « Comparing Bias Correction Methods Used in Downscaling Precipitation and Temperature from Regional Climate Models: A Case Study from the Kaidu River Basin in Western China ». *Water* 10 (8): 1046. <https://doi.org/10.3390/w10081046>.

MAGA. s. d. « Manual de Campo para la Identificación de las Etapas de Desarrollo del Frijol en Guatemala y su Equivalencia con las Fases Fenológicas del Sistema de Monitoreo de Cultivos -SMC- ». Sistema Mesoamericano de Alerta Temprana para Seguridad Alimentaria (MFEWS). [www.mfews.net](http://www.mfews.net).

Malard, J. J., A. Inam, E. Hassanzadeh, J. Adamowski, H. A. Tuy, et H. Melgar-Quiñonez. 2017. « Development of a software tool for rapid, reproducible, and stakeholder-friendly dynamic coupling of system dynamics and physically-based models ». *Environmental Modelling & Software* 96 (octobre): 410-20. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.06.053>.

Malard, Julien. 2019. Tiko'n. Python.

———. s. d. تقدير. Python. <https://taqdir.readthedocs.io/fr/latest/>.

Malard, Julien, Jan Adamowski, Marcela Rojas Díaz, Ling Yun (王凌云) Wang, Héctor Tuy, et Hugo Melgar-Quiñonez. 2020. « Participatory system dynamics modelling for agricultural development and on food security: small-scale agriculture and food systems in Indigenous communities of Tz'olöj Ya' and K'iche' (Guatemala) ». *Agricultural Systems*. En considération.

Malard, Julien, Jan Adamowski, Héctor Tuy, et Hugo Melgar-Quiñonez. 2020. « Hybrid Bayesian inference-based participatory system dynamics modelling for temporally data-poor regions: small-scale Indigenous agriculture and food systems in Tz'olöj Ya' and K'iche' (Guatemala) ». *Agricultural Systems*. En considération.

Malard, Julien J, Jan Franklin Adamowski, Marcela Rojas Díaz, جسيكا بو نصار (Jessica Bou Nassar), நல்லுசாமி ஆனந்தராஜா (Nallusamy Anandaraja), Héctor Tuy, Luís Andrés Arévalo-Rodríguez, et Hugo Ramiro Melgar-Quiñonez. 2020. « Development of a New Modular Software Tool for Agroecological Food Web Model Development: Tiko'n ». *European Journal of Agronomy* 116 (mai): 126033. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126033>.

Nguyễn Thành Tựu. 2018. « 시스템 동적 모델 적용을 통한 기후변화 및 인간활동의 영향이 베트남 메콩 델타 지역 수자원에 미치는 영향 연구 ». [« *Un modèle des dynamiques des*

*systemes des ressources d'eau dans le delta du Mékong face au changement climatique et aux activités humaines* ».] 춘천시 한림대학길: 한림대학교 대학원 [Chuncheon, Université Hallym].

Parsons, David, Charles F. Nicholson, Robert W. Blake, Quirine M. Ketterings, Luis Ramírez-Aviles, Jerome H. Cherney, et Danny G. Fox. 2011. « Application of a Simulation Model for Assessing Integration of Smallholder Shifting Cultivation and Sheep Production in Yucatán, Mexico ». *Agricultural Systems* 104 (1): 13-19. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2010.08.006>.

Parsons, David, Charles F. Nicholson, Robert W. Blake, Quirine M. Ketterings, Luis Ramírez-Aviles, Danny G. Fox, Luis O. Tedeschi, et Jerome H. Cherney. 2011. « Development and Evaluation of an Integrated Simulation Model for Assessing Smallholder Crop–Livestock Production in Yucatán, Mexico ». *Agricultural Systems* 104 (1): 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2010.07.006>.

Patrick Smith, F., Dean P. Holzworth, et Michael J. Robertson. 2005. « Linking Icon-Based Models to Code-Based Models: A Case Study with the Agricultural Production Systems Simulator ». *Agricultural Systems* 83 (2): 135-51. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2004.03.004>.

Perrone, Antonio, Azhar Inam, Raffaele Albano, Jan Adamowski, et Aurelia Sole. 2020. « A Participatory System Dynamics Modeling Approach to Facilitate Collaborative Flood Risk Management: A Case Study in the Bradano River (Italy) ». *Journal of Hydrology* 580 (janvier): 124354. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124354>.

POWER Project. s. d. « POWER Data ». États-Unis d'Amérique: NASA Langley Research Center.

Srinivasan, V., M. Sanderson, M. Garcia, M. Konar, G. Blöschl, et M. Sivapalan. 2018. « Moving Socio-Hydrologic Modelling Forward: Unpacking Hidden Assumptions, Values and Model Structure by Engaging with Stakeholders: Reply to “What Is the Role of the Model in Socio-Hydrology?” » *Hydrological Sciences Journal* 63 (9): 1444-46. <https://doi.org/10.1080/02626667.2018.1499026>.

Stojkovic, Milan, et Slobodan P. Simonovic. 2019. « System Dynamics Approach for Assessing the Behaviour of the Lim Reservoir System (Serbia) under Changing Climate Conditions ». *Water* 11 (8): 1620. <https://doi.org/10.3390/w11081620>.

Vensim PLE (version 7.3.5). 2017. Ventana Systems.

Vrac, Mathieu, Thomas Noël, et Robert Vautard. 2016. « Bias Correction of Precipitation through Singularity Stochastic Removal: Because Occurrences Matter: BIAS CORRECTION OF PRECIPITATION ». *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 121 (10): 5237-58. <https://doi.org/10.1002/2015JD024511>.

Wit, Allard de. 2019. Python Crop Simulation Environment (version 5.4.2). Python.

———. 2020. [ajwdewit/ggcmi](https://github.com/ajwdewit/ggcmi). PLpgSQL. <https://github.com/ajwdewit/ggcmi>.

## Connexion au chapitre 10

Le présent chapitre, qui s'inscrit dans le cadre de l'objectif 1,2 de cette thèse, applique le modèle couplé développé au cours du chapitre précédent à l'analyse des interactions entre chocs d'ordre socioéconomique et différents scénarios de changement climatique d'un point de vue de la durabilité et de la sécurité alimentaire des systèmes agricoles Indigènes à petite échelle. En comparant deux systèmes alimentaires du Guatemala, l'un axé sur la production pour l'autosuffisance et l'autre sur la production commerciale, cette approche permet de mettre en valeur les différences entre les vulnérabilités socioéconomiques et environnementales de ces deux visions alternatives du développement agricole. Elle propose aussi des recommandations résilientes aux changements climatiques et aux conditions socioéconomiques futures afin de minimiser les vulnérabilités et l'insécurité alimentaire dans chaque région.

Le présent chapitre est une traduction au français de l'article intitulé « Rukusaxik ri k'utb'al richin kisilonem nuk'ulem roma rutojtob'enik runuk'ulem rik'ilal chikiwach rujalok ruwach q'ij pa Tz'olöj Ya' chuqa' pa K'iche', Iximulew », présentement en révision par les pairs en vue de sa publication à titre d'article dans la revue scientifique *Revista Eutopía* (J. Malard, Adamowski, Tuy, et al. 2020c). Des coauteurs, l'auteur de la thèse développa le modèle et la méthodologie, écrivit les codes informatiques, exécuta les analyses et écrivit l'article. J. Adamowski, H. Tuy et H. Melgar-Quiñonez contribuèrent en tant que superviseurs du projet de recherche au Canada et au Guatemala.

# **10 Chapitre 10 : Application d'un modèle des dynamiques des systèmes couplé avec un modèle des cultures pour comparer les systèmes alimentaires Indigènes à petite échelle face aux changements climatiques au Tz'olöj Ya' et au K'iche', Iximulew (Guatemala)**

## **10.1 Résumé**

L'agriculture à petite échelle est centrale à la sécurité alimentaire de nombreuses communautés. Ces systèmes sont aussi dotés d'une très grande diversité en matière d'agriculture et de système socioéconomique, ce qui rend la question de leur comparaison et de l'analyse de leur durabilité un problème particulièrement complexe. Au cours du présent article, nous présentons l'application d'un modèle des dynamiques des systèmes couplé à un modèle des cultures à l'analyse de différentes politiques pour faire face à l'intersection des changements climatiques et des chocs socioéconomiques potentiels dans deux systèmes agricoles Indigènes à petite échelle au Guatemala, l'un axé sur l'autosuffisance et l'autre sur la production commerciale. Ce modèle, qui fut développé de manière participative avec de diverses parties prenantes des deux régions, modélise les dynamiques complexes entre composantes environnementales, économiques et sociales des systèmes agricoles. Les résultats de l'analyse suggèrent que le système d'autosuffisance est plus vulnérable aux pertes d'emplois, mais plus résilient aux fluctuations des prix agricoles; en outre, une amélioration du salaire minimum occasionnerait des améliorations marquées auprès de diverses variables clés, y compris les indicateurs environnementaux. Ces résultats n'auraient pu être obtenus qu'avec une méthodologie participative de modélisation des dynamiques des systèmes couplée avec un modèle des cultures externe.

## **10.2 Introduction**

L'insécurité alimentaire est particulièrement sévère chez les petits exploitants agricoles au Guatemala (Malard et al. 2018), autant que dans le monde entier (FAO et al. 2018). Au moment que de différents projets de développement rural sont entrepris avec l'intention d'améliorer les conditions économiques, environnementales, agricoles ou sociales, la nécessité d'une méthodologie participative d'évaluation intégrative et sensible à la complexité de ces systèmes devient évidente.



Ces projets, qui poursuivent fréquemment des philosophies et cheminements de développement très différents, tentent tous néanmoins d'influencer les systèmes socioéconomiques et environnementaux locaux dans une direction positive. Ils bénéficieraient donc du développement d'une méthodologie intégrée et appliquée pour la comparaison de ces différentes méthodes de développement, le tout dans le but d'améliorer la résistance des projets existants, de même que de générer des recommandations pour diriger les politiques et projets futurs. Cependant, les projets de développement rural ou agricole se voient très fréquemment évalués selon les points de vue technique, économique et environnemental, ou bien selon leurs effets observés.

À titre d'exemple, plusieurs études analysèrent des propositions de développement de projets communautaires, tels que l'hôtellerie (Barrera Martínez 2012), la capture des eaux pluviales (Barillas Quezada 2018), la gestion agricole (Valenzuela Pos 2013) et l'adoption de semences hybrides (Valdivia Bernal et al. 2007), dans différentes régions du Guatemala selon leur faisabilité technique et potentiel économique. Sur le plan économique, d'autres études en Amérique se sont penchées sur l'estimation du rendement économique de divers projets, y compris le potentiel d'un plan de développement économique intégré pour une municipalité au Guatemala (Chubay Gallina et al. 2010), autant que de l'agriculture urbaine en Colombie (Zapata et al. 2020). Mentionnons que plusieurs de ceux-ci (Barrera Martínez 2012; Valenzuela Pos 2013; Zapata et al. 2020) incluent aussi dans leur procédure d'évaluation la considération des impacts potentiels sur l'environnement.

D'autres tentent également d'évaluer les impacts découlant de l'implémentation d'un projet, entre autres l'utilisation de la méthodologie participative des « histoires-photos » pour analyser l'impact d'un projet de renforcement des capacités communautaires dans la communauté Tseltal (Maya) mexicaine (Gomez et al. 2017) et l'évaluation d'ateliers communautaires au sujet de l'alimentation dans le cadre d'un projet d'intervention sociale (Amaya-Castellanos et al. 2019), également au Mexique.

Hors du contexte de l'évaluation des projets de développement, les systèmes agricoles se voient souvent évalués selon des indexes de performance soit environnementaux, agronomiques ou économiques, telle l'étude de Moeller et al. (2014) dans laquelle fut analysée, à l'aide d'une série d'objectifs et d'indicateurs, la durabilité des systèmes de production de blé, et le système d'analyse de durabilité DEXiPM (Pelzer et al. 2012), qui inclut 75 indicateurs représentatifs des composantes environnementales, sociales et économiques de la durabilité des systèmes agricoles. D'autres recherches ont aussi fait appel

à des modèles économiques ou à des régressions statistiques (Malard et al. 2018; Matuschke, Mishra, et Qaim 2007) pour analyser les impacts ou les facteurs explicatifs de phénomènes telles la sécurité alimentaire ou l'adoption des technologies par les communautés agricoles.

Ces méthodologies, malgré fort utiles, demeurent linéaires et ne prennent pas compte des rétroactions potentielles entre les composantes environnementales, sociales et économiques du système. Elles risquent donc de manquer de vision intégrée des dynamiques responsables pour le comportement du système que ces interventions visent justement à modifier. En outre, des relations non linéaires entre les sphères humaines et environnementales compliquent les réponses de ces systèmes aux interventions et peuvent même mener à des réponses contre-intuitives (Stephens et al. 2012; Hossain et al. 2020; Inam et al. 2017b). Tel que formulé par Packett et al. (2020), le processus d'évaluation ne peut être libre de biais inconscients de la part des chercheuses et chercheurs, et ces biais peuvent influencer de manière importante les résultats et les recommandations du projet. La participation des parties prenantes est donc incontournable si l'on désire obtenir des résultats représentatifs de la réalité autant que des recommandations appropriées pour la région d'étude.

Dans ce contexte, la modélisation participative, et en tout particulier celle axée sur la modélisation des dynamiques des systèmes et qui est par ce fait capable de s'adresser aux enjeux d'intégration énumérés ci-dessus, jouit d'une popularité croissante dans le cadre des analyses socio-environnementales (Voinov et Bousquet 2010; Turner et al. 2016; Ahmadi et Zarghami 2019; Adamowski et Halbe 2011; Halbe et Adamowski 2019), y compris l'analyse participative des systèmes agricoles. Entre autres, Hossain et al. (2017; 2020) évaluèrent les risques des changements climatiques sur les communautés côtières du Bangladesh à l'aide d'un modèle participatif des dynamiques des systèmes, tandis qu'Inam et al. (2017b; 2017a; 2015) développèrent un modèle (également participatif) de la gestion de l'eau dans le contexte agricole de la salinisation des sols au پنجاب (Penjab) au Pakistan. La modélisation des dynamiques des systèmes fut également appliquée à l'analyse des systèmes agropastoraux au Sahel (Rasmussen et al. 2012) et à la sécurité alimentaire et l'agriculture à petite échelle au Kenya (Stephens et al. 2012). En Amérique, d'autres chercheuses et chercheurs (Parsons, Nicholson, Blake, Ketterings, Ramírez-Aviles, Fox, et al. 2011; Parsons, Nicholson, Blake, Ketterings, Ramírez-Aviles, Cherney, et al. 2011) développèrent un modèle des dynamiques des systèmes, couplé à un modèle externe des cultures, afin de représenter les systèmes agricoles à petite échelle au Yucatán (Mexique).

L'importance d'une vraie participation lors d'activités de modélisation environnementale visant à générer des recommandations et des politiques publiques fut récemment soulignée par Villamor et al. (2019) de même que par Packett et al. (2020), lesquels illustrent le fait que la participation est un outil important pour combiner les points de vue qui découlent de différentes connaissances et expériences de vie afin de diminuer les biais personnels des scientifiques (autant que des parties prenantes elles-mêmes) qui risqueraient autrement de se glisser dans la conceptualisation du modèle.

Dans le cas spécifique du Guatemala, Noj Costop (2014) effectua un projet de cartographie participative pour favoriser un aménagement du territoire plus inclusif au département de San Marcos. Une étude précédente par les auteurs du présent article (J. Malard, Adamowski, Tuy, et al. 2020b; J. Malard, Adamowski, Rojas Díaz, et al. 2020; J. Malard, Adamowski, Tuy, et al. 2020a) utilisa tant qu'à elle une méthodologie de modélisation participative pour développer un modèle des dynamiques des systèmes du système agroalimentaire dans la région du Tz'olöj Ya'. Ces études facilitèrent l'identification des cycles et des dynamiques clefs dans la région et des vulnérabilités et opportunités pour des politiques visant à protéger contre les impacts des changements climatiques sur l'agriculture et les systèmes socioéconomiques connexes.

Ces dernières études, toutefois, n'analysent pas les combinaisons de chocs climatiques et socioéconomiques. Ces combinaisons peuvent pourtant s'avérer importantes à la détermination de la résilience du système et de ses réponses aux changements climatiques (Hossain et al. 2017), car si c'est les changements climatiques qui stressent le système, ce sont ses composantes socioéconomiques qui détermineront la sévérité de l'impact de ces stressés et les opportunités pour l'adaptation.

Lors de cette étude, nous appliquons une méthodologie de construction de modèle des dynamiques des systèmes couplé à un modèle externe des cultures pour analyser la performance et la résilience au long terme, face aux changements climatiques et à de divers chocs socioéconomiques, de différents programmes de développement agricole, avec comme étude de cas deux régions au Guatemala. L'une, Concepción au Tz'olöj Ya', suit une modèle de développement axé sur la production agricole commerciale, tandis que l'autre, Chiche' au K'iche', suit un système de développement axé de façon prioritaire sur l'autosuffisance alimentaire.

Cette recherche propose comme objectifs 1) d'utiliser une méthodologie participative de modélisation des dynamiques des systèmes afin d'analyser la résilience de différents systèmes agricoles Indigènes à petite échelle et de relier celle-ci à ses causes structurelles et 2) de proposer des politiques intégrées spécifiques à chaque région visant à améliorer la résilience de chacune. Ce projet est le premier à utiliser une méthodologie des dynamiques des systèmes participative pour comparer des projets de développement agricole rural suivant de différentes philosophies de développement.

### 10.3 Méthodologie

Cette recherche utilise le modèle développé lors d'une étude précédente (J. Malard, Adamowski, Tuy, et al. 2020b; J. Malard, Adamowski, Rojas Díaz, et al. 2020; J. Malard, Adamowski, Tuy, et al. 2020a) par les auteurs de la présente étude. Le modèle fut développé selon la méthodologie de modélisation participative des dynamiques des systèmes de Halbe, Pahl-Wostl, et Adamowski (2018) avec la participation de diverses parties prenantes provenant de chaque étude de cas (voir la section 10.3.1). Lors d'entrevues individuelles, des diagrammes de boucles causales furent élaborés par chaque participante et participant du processus de modélisation de groupe. Ces diagrammes qualitatifs furent par la suite combinés en un modèle qualitatif représentant chaque étude de cas (J. Malard, Adamowski, Rojas Díaz, et al. 2020), puis finalement combinés en un seul modèle quantitatif (J. Malard, Adamowski, Tuy, et al. 2020b) qui fut présenté au cours de plusieurs ateliers de modélisation de groupe dans chaque région d'étude.

Ce modèle des dynamiques des systèmes fut ensuite couplé (J. Malard, Adamowski, Tuy, et al. 2020b) avec un modèle externe des cultures, PCSE (de Wit 2019; Diepen et al. 1989), afin de modéliser l'impact des changements climatiques sur l'agriculture et la sécurité alimentaire au Tz'olöj Ya', et c'est cette version, adaptée pour être également applicable au K'iche', qui fut utilisée lors de la présente étude. Cette section présente brièvement le modèle et son fonctionnement; voir (J. Malard, Adamowski, Rojas Díaz, et al. 2020; J. Malard, Adamowski, Tuy, et al. 2020b; 2020a) pour une description complète de son développement.

Les simulations et analyses présentées dans cette étude furent effectuées en Python 3,7 avec le logiciel *Tinamit* (J. J. Malard et al. 2017). Tout code, donnée et modèle nécessaire pour la reproduction de ces résultats est inclus en tant que matériel supplémentaire.

### 10.3.1 Études de cas

Cette étude fut effectuée dans deux différentes municipalités du Guatemala, Concepción (Tz'olöj Ya') et Chiche' (K'iche'). L'agriculture à petite échelle est centrale aux économies des deux régions, qui souffrent toutefois de très hauts niveaux d'insécurité alimentaire et de malnutrition (au-delà de 50%). Cependant, chacune de ces communautés suit une philosophie de développement très différente, la première (Chiche') optant pour le développement axé sur la production pour l'autosuffisance, la seconde (Concepción) optant pour l'agriculture commerciale. Ces décisions entraînent des différences marquées dans les cultures prédominantes (maïs, fèves et autres cultures du système d'awan dans le système d'autosuffisance; légumes et fruits dans le système commercial), autant que dans les conditions socioéconomiques qui encadrent chaque système (J. Malard, Adamowski, Rojas Díaz, et al. 2020).

### 10.3.2 Modèle des dynamiques des systèmes

Le modèle des dynamiques des systèmes, portant sur les aspects socioéconomiques de la région, fut développé tel que décrit lors d'études précédentes (J. Malard, Adamowski, Tuy, et al. 2020b; J. Malard, Adamowski, Rojas Díaz, et al. 2020). Il contient des modules économique, d'utilisation du territoire, d'agriculture (commerciale et de subsistance), de population et d'alimentation et de nutrition et fut construit par le biais d'un processus participatif avec plusieurs parties prenantes de chaque région d'étude. Voir la Figure 10.1 pour un diagramme explicatif de la méthodologie participative.

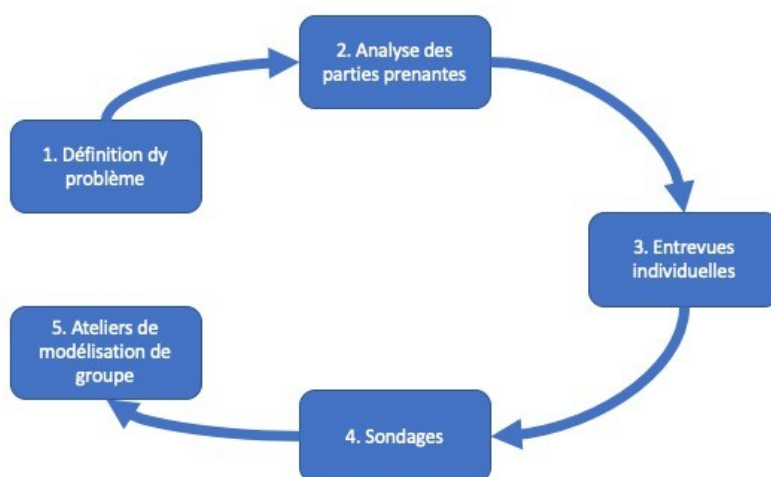


Figure 10.1: Procédure de modélisation participative. De J. Malard, Adamowski, Rojas Díaz, et al. (2020).

Tout en commençant par la modélisation qualitative par l'entremise d'entrevues individuelles (Figure 10.1, étapes 1 à 3) (J. Malard, Adamowski, Rojas Díaz, et al. 2020), le projet procéda ensuite à la quantification du modèle et à son développement continu au cours de plusieurs ateliers de modélisation de groupe (Figure 10.1, étape 5) (J. Malard, Adamowski, Tuy, et al. 2020b; 2020a).

Notons toutefois que le modèle conceptuel, ayant été développé avec des parties prenantes provenant des deux études de cas, utilise une structure identique dans les deux cas et ne différencie entre les régions que par l'entremise des valeurs initiales (p. ex., populations, éducation, utilisation du territoire) et de certaines constantes (p. ex., rendement économique de l'agriculture et des petites entreprises) qui furent estimées selon les données disponibles du sondage national ENCOVI 2011.

Toute autre différence entre les régions découle donc directement de ces différences initiales. À titre d'exemple, le fait que Chiche' se dédie beaucoup moins à l'agriculture commerciale que Concepción n'est pas une propriété prédéterminée du modèle tel qu'appliqué à chaque région, mais plutôt le résultat des différences dans les opportunités économiques de l'agriculture commerciale, lesquelles se traduisent ensuite en incitatifs pour les agricultrices et agriculteurs dans le modèle. Cette approche permet donc de modéliser des changements potentiels dans les régimes socio-environnementaux présents dans chaque région en réponse aux changements climatiques ou socioéconomiques.

### **10.3.3 Modèle des cultures**

Tel qu'établi auparavant (Inam et al. 2017a; J. J. Malard et al. 2017; Ammar et Davies 2019), la modélisation des dynamiques des systèmes n'est pas idéale pour la représentation des systèmes environnementaux ou physiques complexes, et il existe déjà des modèles physiques bien adaptés à la question. C'est pour cette raison que J. Malard, Adamowski, Tuy, et al. (2020a) développèrent un modèle couplé, c.-à-d., un modèle externe des cultures (PCSE (de Wit 2019)) qui fut connecté au modèle des dynamiques des systèmes par l'entremise du logiciel Tinamit (J. J. Malard et al. 2017). Ce même modèle des cultures fut calibré pour la production de maïs selon les informations disponibles au sujet de son développement dans la région d'intérêt (MAGA, s.d.) suivant une méthodologie déjà appliquée à la région du Tz'olöj Ya' (J. Malard, Adamowski, Tuy, et al. 2020a). Lors de la présente étude, le modèle fut cependant calibré de manière indépendante pour chacune des deux régions d'étude, celles-ci, malgré leurs similitudes, ayant des climats et des semences distinctes.

### 10.3.4 Changements climatiques

Les changements climatiques furent modélisés tel que proposé par J. Malard, Adamowski, Tuy, et al. (2020a). Afin de corriger le biais des prévisions climatiques envers les valeurs observées, la méthode de correction linéaire de Luo et al. (2018) fut appliquée aux données quotidiennes de température, tandis qu'une modification de la méthode nommée « Élimination stochastique de singularités » de Vrac, Noël, et Vautard (2016) fut combinée avec une transformation de puissance (Luo et al. 2018; J. Malard, Adamowski, Tuy, et al. 2020a) pour corriger de manière simultanée les biais auprès de la fréquence et de l'intensité de la précipitation. Le biais fut corrigé de manière indépendante pour chacune des deux régions de l'étude.

Les données observées furent obtenues de la base de données d'observations satellitaires NASA POWER (POWER Project, s.d.), tandis que chaque scénario climatique fut généré par l'entremise du modèle MarkSim (Jones et Thornton 2000) selon les prévisions du Projet de comparaison de modèles couplés (PCMC phase 5) orchestré par le Programme mondiale de recherche sur le climat (PMRC).

### 10.3.5 Choix de politiques

Afin faciliter la comparaison des résultats, les mêmes politiques que celles appliquées au cours d'une étude précédente (J. Malard, Adamowski, Tuy, et al. 2020a) furent utilisées dans cette étude. Ces politiques visent à améliorer la situation nutritionnelle ou agricole par de différentes voies, soit en améliorant la situation agricole, soit en offrant de meilleures opportunités économiques à la population. Voir le Tableau 10.1 ci-dessous pour une description de chaque politique considérée. La majorité des propositions de politique (reforestation, autosuffisance des produits agricoles, achats de groupe, jardins familiaux, et éducation) découlent de propositions formulées par les parties prenantes au cours des ateliers de modélisation participative.

Tableau 10.1: Politiques appliquées au modèle.

Politique	Description	Implémentation dans le modèle
Reforestation	Programme de reforestation au long terme	Reforestación humana = 50 ha/année
Autosuffisance produits agricoles	Production locale, à moindre coût, des intrants agricoles	Gastos agrícolas = gastos agrícolas * 0,75
Achats de	Moindre coût des intrants agricoles	Gastos agrícolas = gastos agrícolas *

<b>Politique</b>	<b>Description</b>	<b>Implémentation dans le modèle</b>
groupe	par l'entremise de l'achat en gros	0,85
Jardins familiaux	Utilisation des jardins familiaux pour subvenir aux besoins alimentaires des familles	Meta autosuficiencia = 0,9
Meilleurs salaires	Augmentation réelle du salaire minimum	Salario mínimo = 20 Q/h
Éducation	Éducation universelle	Progreso escolar = 1

### 10.3.6 Scénarios climatiques et chocs socioéconomiques

Une combinaison de 5 scénarios climatiques (0, 2,6; 4,5; 6,0; et 8,5; chaque chiffre correspondant à un scénario du PCMC phase 5 et 0 indiquant l'absence de changement climatique) et de 5 chocs socioéconomiques fut appliquée à chacune des 6 politiques proposées, pour un total de 210 simulations pour chacune des deux municipalités. Cette analyse plus approfondie permet de mesurer les impacts, auprès de la durabilité des interventions potentielles, des interactions entre des conditions hors du contrôle des parties prenantes et les scénarios climatiques futurs potentiels. Le modèle fut simulé pour une période de 105 ans, de 1988 à 2093.

Le Tableau 10.2 ci-dessous décrit les chocs socioéconomiques appliqués au modèle.

Tableau 10.2: Chocs socioéconomiques appliqués au modèle.

<b>Choc</b>	<b>Description</b>	<b>Implémentation dans le modèle</b>
Agrocommercial	Perte de marchés pour la production agricole commerciale	Rendimiento agrícola comercial = 0
Économique	Crise économique engendrant une diminution systématique des salaires	máx sueldo = 20 Q/h
Emplois	Crise économique provoquant une perte de la moitié de la capacité d'emploi	Disponibilidad empleos = 0,5
Inflation	Inflation des prix des aliments	Inflación precios = 1,5
Agrocommercial et économique	Combinaison des chocs agrocommercial et économique	Rendimiento agrícola comercial = 0 Disponibilidad empleos = 0,5

Ces chocs furent choisis en raison de leur importance socioéconomique aux systèmes agricoles locaux. Chacun affecte une variable à la frontière du modèle, là où le modèle au



niveau municipal s'arrête et où il doit par conséquent se reposer sur des suppositions, implicites ou explicites, de l'état du système externe. En appliquant des chocs à ces niveaux-ci, l'analyse permet d'évaluer la résilience du système modélisé à des conditions externes que le modèle lui-même ne peut pas prédire.

En titre d'exemple, trois des chocs (économique, agrocommercial et la combinaison des deux) traitent des changements défavorables qui pourraient survenir aux marchés agricole et du travail. Le choc d'emplois, tant qu'à lui, simule une diminution dramatique de la capacité de la région de soutenir des emplois salariés, tel que pourrait être le cas suivant une crise économique d'ordre nationale ou supranationale. Finalement, le choc d'inflation simule une inflation du coût de la nourriture, éventualité probable dans le cas d'une perte des cultures généralisée dans le pays ou même en raison d'une crise économique internationale, tel que fut le cas au niveau mondial en 2008.

Cette approche facilite, de même, l'analyse comparative des deux systèmes agroalimentaires, systèmes qui sont, rappelons-le, représentés par le même modèle informatique qui ne diffère que selon leurs valeurs initiales et les définitions de certaines constantes externes (tel le rendement économique de l'agriculture commerciale) dans chaque région.

## **10.4 Résultats et discussion**

Les Figures 10.4 et 10.5 à la fin de cette section résument de manière visuelle les résultats des analyses de vulnérabilité et de résilience. Dans les deux localités, les chocs économique, d'inflation, et des emplois s'avèrent les plus néfastes pour la malnutrition. Ceci peut s'expliquer par la boucle de rétroaction de renforcement entre l'éducation, la pauvreté, et la nutrition (Figure 10.2 ci-dessous). Tandis qu'une meilleure éducation peut améliorer beaucoup d'autres variables connexes et pousser le système entier vers un état stable plus favorable, ces trois chocs ont tous le potentiel d'occasionner l'impact opposé sur le système, et d'empêcher la région de sortir de la pauvreté.

*Figure 10.2: Diagramme de boucles causales représentant la relation entre la malnutrition et l'économie.*

Au contraire, les politiques du salaire minimum ou de l'éducation universelle peuvent toutes les deux mitiger la malnutrition lorsqu'aucun autre choc est présent. Cependant, de ces deux, seul le salaire minimum est résilient face aux chocs d'ordre économique (incluant l'inflation et la perte d'emploi). Tel que démontré dans la Figure 10.2 ci-dessus, une intervention d'éducation reste toutefois vulnérable aux troubles d'ordre économique, tandis qu'un salaire minimum adresse le problème plus directement. L'éducation présente également un certain délai dans son mode d'action (plusieurs années doivent s'écouler entre l'éducation des jeunes d'aujourd'hui et leur entrée dans le marché du travail), tandis qu'une intervention de salaire minimum peut prendre effet immédiatement.

Les politiques environnementales et agricoles, pour leur part, s'avèrent en grande majorité vulnérables aux changements climatiques combinés avec des chocs économiques dans la région de Concepción. Lorsque comparée à la même politique appliquée à un scénario sans changement climatique, la politique de l'autosuffisance alimentaire par l'entremise des jardins familiaux se montre même plus vulnérable que le scénario sans intervention. Il semble qu'une plus grande dépendance sur l'agriculture en temps de récoltes incertaines risque effectivement d'augmenter la vulnérabilité du système.

La migration, de son côté, est vulnérable aux chocs agrocommercial et d'emplois, ces deux-ci augmentant la quantité de migration de manière dramatique. Les jardins familiaux, tant qu'à eux, augmentent la résistance de la migration face à un choc agrocommercial, vraisemblablement dû à une importance plus importante placée sur l'autosuffisance au dépens de la production commerciale. En outre, Chiche', où l'agriculture commerciale a moindre importance, se voit complètement à l'abri des impacts d'un choc des prix agrocommerciaux, tel que pourrait être prévu (voir Figure 10.5). Cependant, une moindre dépendance sur les systèmes commerciaux augmente aussi le risque de migration face à une perte d'emplois, vu

que les alternatives économiques dans le secteur agricole se voient limitées (Figure 10.3 ci-dessous).

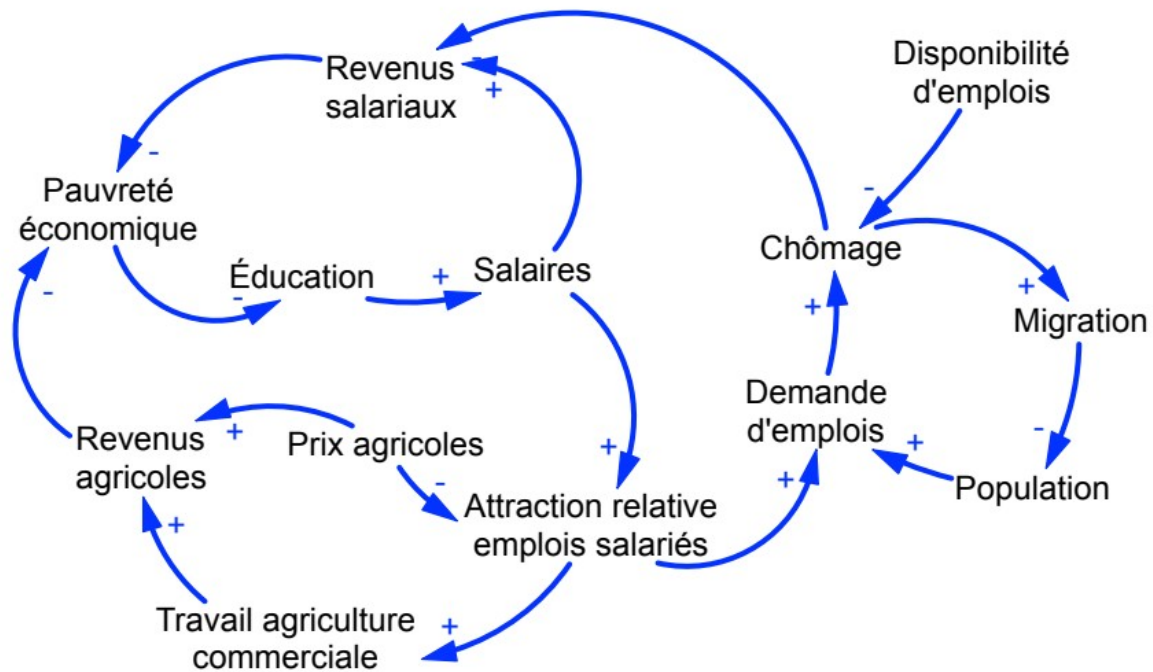


Figure 10.3: Diagramme de boucles causales représentant les dynamiques économiques du système agroalimentaire.

Il demeure intéressant que, à Concepción, des meilleurs salaires ou de la meilleure éducation diminuent la migration dans le cas d'un choc d'emplois ou d'un choc agrocommercial, mais l'augmente dans les autres cas. Cependant, ces migrations ne sont pas une « migration forcée » par les changements climatiques ou autre crise, mais plutôt le résultat de personnes ayant le potentiel de gagner des meilleurs revenus qui quittent les régions rurales à la recherche d'emplois. Pour ce qui est de la pauvreté, un salaire minimum mène à une réduction générale, tandis que l'éducation génère un impact similaire dans la majorité des cas mais risque d'empirer la pauvreté dans le cas d'un choc économique à Concepción, justement parce que l'économie a transitionné vers un système moins agricole et plus dépendant du système économique.

Dans le cas des changements climatiques, il peut être surprenant de constater que des changements plus sévères mènent à moins de pauvreté. Cependant, cette diminution de la pauvreté telle que mesurée n'est pas nécessairement un développement positif : au contraire, elle peut être l'effet de pertes agricoles qui forcent les personnes à adopter un emploi, tout en étant accompagnée d'une augmentation en malnutrition en raison de la perte de capacité de production de la nourriture locale. Ces résultats soulignent l'importance d'évaluer plusieurs

indicateurs dans ces analyses de modélisation socioéconomique, et de toujours rester vigilant envers des résultats potentiellement trompeurs ou contreproductifs à première vue.

Du côté environnemental, la reforestation offre certainement un impact positif envers la couverture forestière, mais un salaire minimum donne des effets plus robustes envers les chocs socioéconomiques. Malgré le fait que les changements climatiques tendent à diminuer l'impact d'un salaire minimum sur la couverture forestière, notons que les impacts de celui-ci demeurent néanmoins supérieurs à ceux de la reforestation, même sous le scénario 8,5 de changement climatique maximal. De son côté, l'éducation est efficace comme politique mais est très vulnérable envers un choc économique, lorsque la population se replie vers un système économique axé sur l'agriculture.

À Chiche', là où l'agriculture commerciale est moindre, l'impact d'une intervention de salaire minimum sur toutes les variables d'intérêt est plus marqué, et, en outre, plus résilient à de différents chocs socioéconomiques. Notons qu'à Chiche', l'impact des changements climatiques était nettement moins néfaste qu'à Tz'olöj Ya'. Ceci ne correspond cependant pas aux observations à date de la région ("La sequía afectó a 50,000 familias y dañó 42,000 hectáreas en Guatemala | El Economista" s. d.; Felipe Q 2016). Plusieurs facteurs pourraient être en cause, entre eux 1) l'utilisation des données satellitaires comme point de référence historique pour l'ajustement du biais dans les données climatiques, 2) la basse résolution spatiale de ces données satellitaires, 3) la quantité limitée de données satellitaires historiques et 4) la basse résolution des modèles de changement climatique globaux utilisés pour les prévisions du futur. Lors d'études suivantes, ces limitations pourraient être mitigées si des observations locales (sur le terrain) d'une longue durée historique pouvaient être obtenues, ou si un modèle de circulation régional était développé pour le Guatemala afin de mieux corriger les biais dans les modèles climatiques (Ibrahim, Karambiri, et Jan 2011). Entre temps, nous recommandons la prudence et la réflexion critique lors de l'analyse des résultats de prévision des changements climatiques.

En bref, un accès à de meilleurs salaires paraît être la solution la plus robuste face aux changements climatiques et à de différents chocs socioéconomiques afin d'améliorer la situation nutritionnelle et environnementale, et ce, dans le cas du système d'autosuffisance de même celui de commercialisation agricole. Ce dernier, cependant, se montre plus résilient face aux pertes d'emplois, au prix, toutefois, d'une plus grande vulnérabilité aux pertes de revenu agricole.

Un accès universel à l'éducation s'avère également efficace envers les enjeux environnementaux et humains, mais demeure moins résilient que l'instauration d'un salaire minimum face aux chocs socioéconomiques. Cependant, ces politiques risquent d'augmenter la migration hors des zones rurales. Tandis que cela n'indique pas nécessairement un impact négatif, ces éventualités doivent être prises en considération lors du développement de politiques intégrées pour le développement rural.

Ces résultats, qui combinent impacts environnementaux, économiques et sociaux autant que les rétroactions parfois inattendues qui les relient, n'auraient pu être décelés qu'avec une méthodologie participative de modélisation des dynamiques des systèmes couplée avec un modèle physique externe des cultures telle que fut élaborée lors de cette étude.

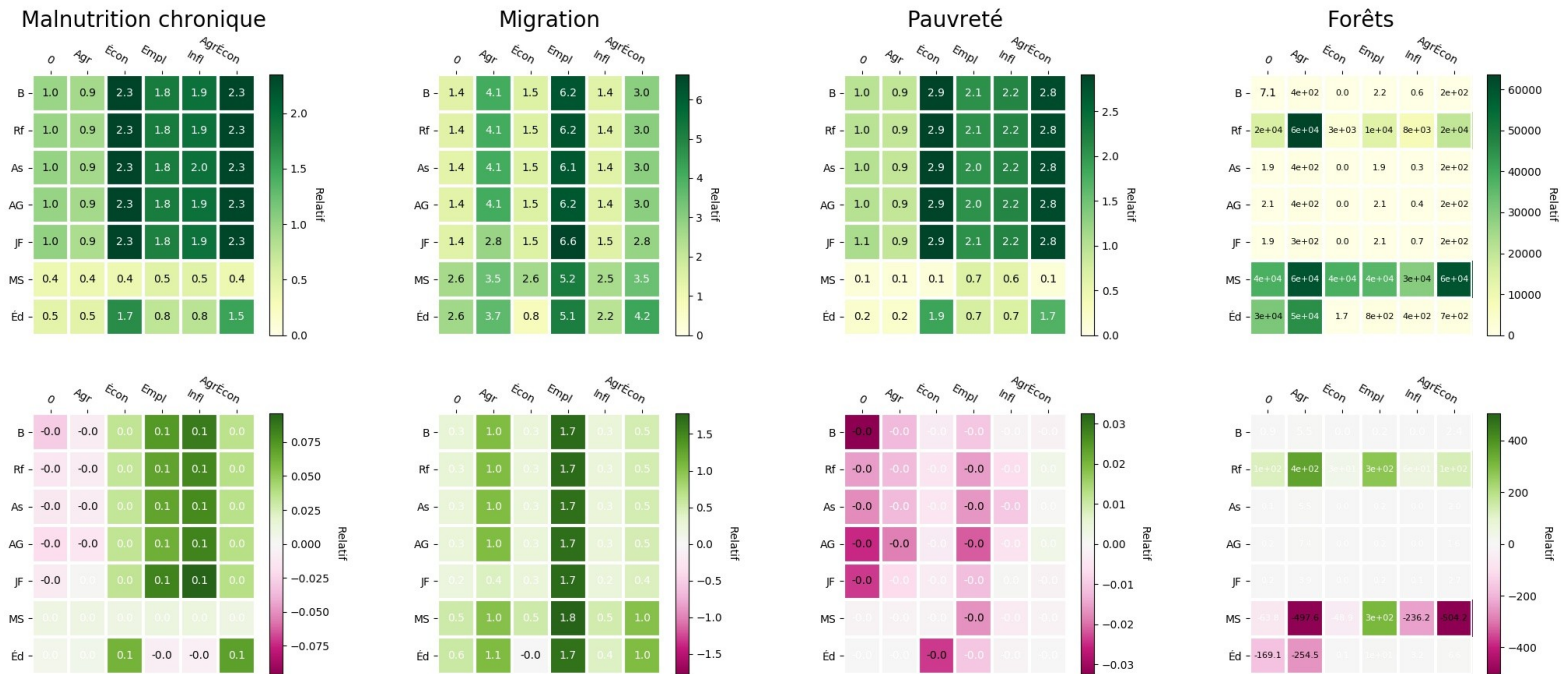


Figure 10.4: Interactions entre politiques (horizontal) et chocs socioéconomiques (vertical) pour différentes variables de Concepción (Tz'olöj Ya'). Première rangée : Valeurs de diverses variables au cours des 70 dernières années de la simulation sous le scénario climatique 8,5, relatives au scénario de base sans changement climatique. Deuxième rangée : Impact du scénario climatique 8,5 pour chaque combinaison de politique et de choc, relatif au résultat de la même combinaison sans changement climatique (changement relatif; 0 indique qu'il n'y a aucun changement en comparaison avec le scénario sans changement climatique). Abréviations de politique : B = scénario de base (aucune politique); Rf = reforestation; AS = autosuffisance produits agricoles; AG = achats de groupe; JF = jardins familiaux; MS = meilleurs salaires; Éd = éducation. Abréviations de choc : Agr = agrocommercial; Econ = économique; Empl = emplois; Infl = inflation; AgrEcon = agrocommercial et économique.

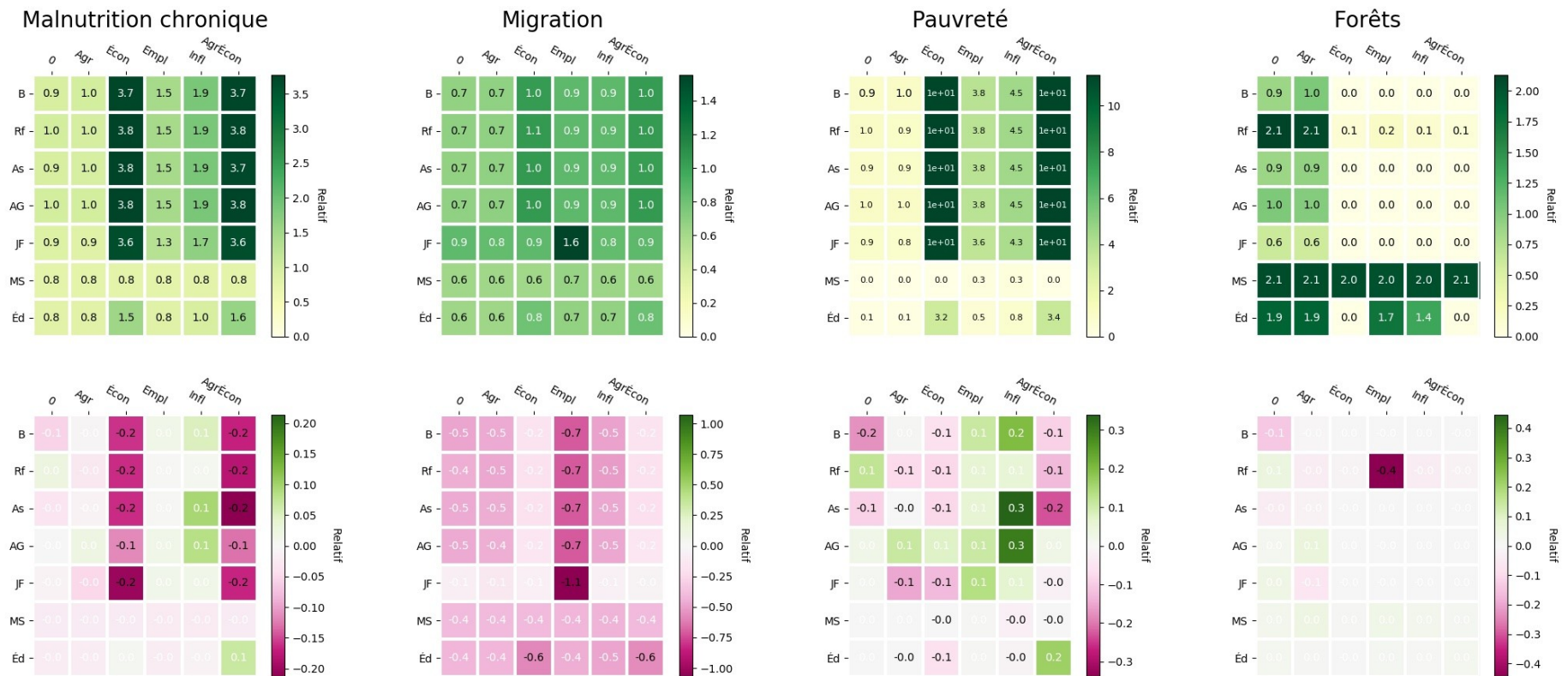


Figure 10.5: Interactions entre politiques (horizontal) et chocs socioéconomiques (vertical) pour différentes variables de Chiche' (K'iche'). Première rangée : Valeurs de diverses variables au cours des 70 dernières années de la simulation sous le scénario climatique 8,5, relatives au scénario de base sans changement climatique. Deuxième rangée : Impact du scénario climatique 8,5 pour chaque combinaison de politique et de choc, relatif au résultat de la même combinaison sans changement climatique (changement relatif; 0 indique qu'il n'y a aucun changement en comparaison avec le scénario sans changement climatique). Abréviations de politique : B = scénario de base (aucune politique); Rf = reforestation; AS = autosuffisance produits agricoles; AG = achats de groupe; JF = jardins familiaux; MS = meilleurs salaires; Éd = éducation. Abréviations de choc : Agr = agrocommercial; Écon = économique; Empl = emplois; Infl = inflation; AgrÉcon = agrocommercial et économique.

## **10.5 Conclusion**

Lors de cette étude, un modèle des dynamiques des systèmes couplé avec un modèle externe des cultures fut appliqué à l'analyse de la résilience de différents systèmes de développement agricole au Guatemala, l'un agrocommercial et l'autre d'autosuffisance, face aux défis simultanés des changements climatiques et de divers scénarios de chocs socioéconomiques. Les résultats démontrent des interactions fortes entre les composantes économiques, environnementales et sociales du modèle couplé et suggèrent que les mesures d'égalité économique, tel que les salaires minimums et l'éducation universelle, figurent parmi les politiques les plus résistantes aux chocs climatiques et économiques.

Toute politique, cependant, demeure un compromis entre de diverses variables (telles la nutrition, la migration et la pauvreté) qui doivent être considérées avec soin par toutes les parties prenantes locales avant l'implémentation d'un projet de développement par des parties externes.

## **10.6 Remerciements**

Les auteurs tiennent à remercier l'IARNA (Universidad Rafael Landívar) pour leur appui lors de la recherche sur le terrain, autant que toutes les parties prenantes qui ont participé à ce projet de recherche. Cette étude fut possible grâce au financement d'une bourse de découverte du CRSNG (no. RGPIN-2015-05554) octroyée au Dr Jan Adamowski, autant que d'une Bourse de 3<sup>e</sup> cycle FRQNT, d'une Bourse du CRDI aux chercheurs candidats au doctorat (no : 107759-99906075-017), d'une Bourse d'études supérieures Canada Vanier et d'un Supplément pour études à l'étranger Michael-Smith (Programme de bourses d'études supérieures du Canada) octroyées à Julien Malard.

## **10.7 Contributions des auteurs**

JM développa la méthodologie, exécuta les analyses et écrivit l'article. JA, HT et HMQ supervisèrent le projet.

## **10.8 Références**

Adamowski, Jan, et Johannes Halbe. 2011. "Participatory water resources planning and management in an Agriculturally Intensive Watershed in Quebec, Canada using Stakeholder Built System Dynamics Models". *Annals of Warsaw University of Life*



Sciences - SGGW. *Land Reclamation* 43 (1): 3–11. <https://doi.org/10.2478/v10060-008-0088-0>.

Ahmadi, Mohammad Hossein, et Mahdi Zarghami. 2019. “Should Water Supply for Megacities Depend on Outside Resources? A Monte-Carlo System Dynamics Simulation for Shiraz, Iran”. *Sustainable Cities and Society* 44 (enero): 163–70. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.10.007>.

Amaya-Castellanos, M.A., M.D.C. Morales-Ruan, R. Uribe-Carvajal, A. Jiménez-Aguilar, A.A. Salazar-Coronel, B. Martínez-Tapia, et T. Shamah-Levy. 2019. “Implementación de un modelo de capacitación multimedial para brindar orientación alimentaria a los beneficiarios de un programa de ayuda social en México”. *Global Health Promotion* 26 (4): 118–29. <https://doi.org/10.1177/1757975917751908>.

Ammar, M.E., et E.G.R. Davies. 2019. “On the accuracy of crop production and water requirement calculations: Process-based crop modeling at daily, semi-weekly, and weekly time steps for integrated assessments”. *Journal of Environmental Management* 238: 460–72. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.030>.

Barillas Quezada, José Andrés. 2018. “Diseño de un sistema de captación de agua lluvia por medio de aljibe para el área de la aldea Xayá, municipio de Santa Lucía Cotzumalguapa, departamento de Escuintla, Guatemala”. Guatemala: Universidad de San Carlos de Guatemala. [http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/08/08\\_0034\\_A.pdf](http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/08/08_0034_A.pdf).

Barrera Martínez, Maidelyn Cristina. 2012. “Estudio de la factibilidad para la implementación de un complejo hotelero ecológico, en el parque Senderos de Alux, para el desarrollo sostenible y crecimiento turístico de la comunidad de San Lucas Sacatepéquez”. Guatemala: Universidad de San Carlos de Guatemala. [http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/08/08\\_2563\\_IN.pdf](http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/08/08_2563_IN.pdf).

Chubay Gallina, Rolando Leonel, Juan Orlando González López, Eric Benjamín López López, Edgar Rolando Sutuj Estrada, William Velásquez Gálvez, Carlos Amilcar Rodas López, Víctor Oswaldo Duque Alarcón, et Adelaida Xiloj Herrera. 2010. “Diagnóstico socioeconómico, potencialidades productivas y propuestas de inversión: Municipio de

- Santa María Nebaj, Departamento de Quiché”. Guatemala: Universidad de San Carlos de Guatemala. [http://biblioteca.usac.edu.gt/EPS/03/03\\_0756\\_v1.pdf](http://biblioteca.usac.edu.gt/EPS/03/03_0756_v1.pdf).
- Diepen, C. A. van, J. Wolf, H. van Keulen, et C. Rappoldt. 1989. “WOFOST: A Simulation Model of Crop Production”. *Soil Use and Management* 5 (1): 16–24. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1989.tb00755.x>.
- FAO, IFAD, UNICEF, WFP, et WHO, eds. 2018. *Building Climate Resilience for Food Security and Nutrition. The State of Food Security and Nutrition in the World 2018*. Rome: FAO.
- Felipe Q, Oscar. 2016. “Sequía agrava el hambre en el Corredor Seco”. *Prensa Libre*, el 2 de octubre de 2016. <https://www.prensalibre.com/ciudades/baja-verapaz/sequia-agrava-el-hambre/>.
- Gomez, Ricardo, Cala Zubair, Jeannie Berwick, et Mariano Morales. 2017. “Lekil Cuxlejilil Ta Comonaletic Tseltal Maya Ta Chiapas”. SSRN Scholarly Paper ID 3400421. Rochester, NY: Social Science Research Network. <https://papers.ssrn.com/abstract=3400421>.
- Halbe, Johannes, et Jan Adamowski. 2019. “Modeling Sustainability Visions: A Case Study of Multi-Scale Food Systems in Southwestern Ontario”. *Journal of Environmental Management* 231 (febrero): 1028–47. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.099>.
- Halbe, Johannes, Claudia Pahl-Wostl, et Jan Adamowski. 2018. “A Methodological Framework to Support the Initiation, Design and Institutionalization of Participatory Modeling Processes in Water Resources Management”. *Journal of Hydrology* 556 (enero): 701–16. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.09.024>.
- Hossain, Md Sarwar, John A Dearing, Felix Eigenbrod, et Fiifi Amoako Johnson. 2017. “Operationalizing Safe Operating Space for Regional Social-Ecological Systems”. *Science of The Total Environment* 584–585 (abril): 673–82. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.095>.
- Hossain, Md Sarwar, Jorge Ramirez, Sylvia Szabo, Felix Eigenbrod, Fiifi Amoako Johnson, Chinwe Ifejika Speranza, et John A. Dearing. 2020. “Participatory Modelling for

Conceptualizing Social-Ecological System Dynamics in the Bangladesh Delta”. *Regional Environmental Change* 20 (1): 28. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01599-5>.

Ibrahim, B., H. Karambiri, et P. Jan. 2011. “Evolution of main rainy season characteristics in Burkina Faso derived from rainfall data of five regional climate models (RCM)”. En , 344:82–86.

Inam, Azhar, Jan Adamowski, Johannes Halbe, et Shiv Prasher. 2015. “Using Causal Loop Diagrams for the Initialization of Stakeholder Engagement in Soil Salinity Management in Agricultural Watersheds in Developing Countries: A Case Study in the Rechna Doab Watershed, Pakistan”. *Journal of Environmental Management* 152 (abril): 251–67. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.01.052>.

Inam, Azhar, Jan Adamowski, Shiv Prasher, Johannes Halbe, Julien Malard, et Raffaele Albano. 2017a. “Coupling of a Distributed Stakeholder-Built System Dynamics Socio-Economic Model with SAHYSMOD for Sustainable Soil Salinity Management – Part 1: Model Development”. *Journal of Hydrology* 551 (agosto): 596–618. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.039>.

———. 2017b. “Coupling of a Distributed Stakeholder-Built System Dynamics Socio-Economic Model with SAHYSMOD for Sustainable Soil Salinity Management. Part 2: Model Coupling and Application”. *Journal of Hydrology* 551 (agosto): 278–99. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.040>.

Jones, Peter G., et Philip K. Thornton. 2000. “MarkSim: Software to Generate Daily Weather Data for Latin America and Africa”. *Agronomy Journal* 92 (3): 445–53. <https://doi.org/10.2134/agronj2000.923445x>.

“La sequía afectó a 50,000 familias et dañó 42,000 hectáreas en Guatemala | El Economista”. s.d.. Consultado el 2 de junio de 2020. <https://www.eleconomista.net/actualidad/La-sequia-afecto-a-50000-familias-y-dano-42000-hectareas-en-Guatemala-20190826-0042.html>.

Luo, Min, Tie Liu, Fanhao Meng, Yongchao Duan, Amaury Frankl, Anming Bao, et Philippe De Maeyer. 2018. “Comparing Bias Correction Methods Used in Downscaling

- Precipitation and Temperature from Regional Climate Models: A Case Study from the Kaidu River Basin in Western China”. *Water* 10 (8): 1046. <https://doi.org/10.3390/w10081046>.
- MAGA. s.d.. “Manual de Campo para la Identificación de las Etapas de Desarrollo del Frijol en Guatemala y su Equivalencia con las Fases Fenológicas del Sistema de Monitoreo de Cultivos -SMC-”. Sistema Mesoamericano de Alerta Temprana para Seguridad Alimentaria (MFEWS). [www.mfews.net](http://www.mfews.net).
- Malard, J. J., A. Inam, E. Hassanzadeh, J. Adamowski, H. A. Tuy, et H. Melgar-Quiñonez. 2017. “Development of a software tool for rapid, reproducible, and stakeholder-friendly dynamic coupling of system dynamics and physically-based models”. *Environmental Modelling & Software* 96 (octubre): 410–20. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.06.053>.
- Malard, Julien, Jan Adamowski, Marcela Rojas Díaz, Ling Yun (王凌云) Wang, Héctor Tuy, et Hugo Melgar-Quiñonez. 2020. “Participatory system dynamics modelling for agricultural development and on food security: small-scale agriculture and food systems in Indigenous communities of Tz’olöj Ya’ and K’iche’ (Guatemala)”. Sera soumis à *System Dynamics Review*.
- Malard, Julien, Jan Adamowski, Héctor Tuy, et Hugo Melgar-Quiñonez. 2020a. “Couplage d’un modèle des dynamiques des systèmes avec un modèle agricole : développement de politiques pour lutter contre l’insécurité alimentaire face aux changements climatiques dans un système agricole Indigène à petite échelle au Tz’olöj Ya’ (Guatemala)”. *VertigO*. En considération.
- . 2020b. “Hybrid Bayesian inference-based participatory system dynamics modelling for temporally data-poor regions: small-scale Indigenous agriculture and food systems in Tz’olöj Ya’ and K’iche’ (Guatemala)”. Sera soumis à *System Dynamics Review*.
- Malard, Julien J, Diana Dallmann, Ahn Bui, Lillian Yin, Miguel García-Winder, Humberto Monardes, et Hugo Melgar-Quiñonez. 2018. “Relación entre la diversidad pecuaria y la seguridad alimentaria de pequeños productores agropecuarios en Guatemala”. *Revista Eutopía* 3 (6): 3–30.

- Matuschke, Ira, Ritesh R. Mishra, et Martin Qaim. 2007. "Adoption and Impact of Hybrid Wheat in India". *World Development* 35 (8): 1422–35. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2007.04.005>.
- Moeller, Carina, Joachim Sauerborn, Peter de Voil, Ahmad M. Manschadi, Mustafa Pala, et Holger Meinke. 2014. "Assessing the Sustainability of Wheat-Based Cropping Systems Using Simulation Modelling: Sustainability = 42?" *Sustainability Science* 9 (1): 1–16. <https://doi.org/10.1007/s11625-013-0228-2>.
- Noj Costop, Ixchebel Nacxit. 2014. "Diseño de una guía metodológica y elaboración de planes indicativos de ordenamiento territorial diagnóstico y servicios en cinco comunidades de la cuenca de los ríos Coatán y Suchiate del departamento de San Marcos, Guatemala, C.A." Guatemala: Universidad de San Carlos de Guatemala. [http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/01/01\\_2969.pdf](http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/01/01_2969.pdf).
- Packett, E., N.J. Grigg, J. Wu, S.M. Cuddy, P.J. Wallbrink, et A.J. Jakeman. 2020. "Mainstreaming gender into water management modelling processes". *Environmental Modelling and Software* 127. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104683>.
- Parsons, David, Charles F. Nicholson, Robert W. Blake, Quirine M. Ketterings, Luis Ramírez-Aviles, Jerome H. Cherney, et Danny G. Fox. 2011. "Application of a Simulation Model for Assessing Integration of Smallholder Shifting Cultivation and Sheep Production in Yucatán, Mexico". *Agricultural Systems* 104 (1): 13–19. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2010.08.006>.
- Parsons, David, Charles F. Nicholson, Robert W. Blake, Quirine M. Ketterings, Luis Ramírez-Aviles, Danny G. Fox, Luis O. Tedeschi, et Jerome H. Cherney. 2011. "Development and Evaluation of an Integrated Simulation Model for Assessing Smallholder Crop–Livestock Production in Yucatán, Mexico". *Agricultural Systems* 104 (1): 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2010.07.006>.
- Pelzer, Elise, Gabriele Fortino, Christian Bockstaller, Frédérique Angevin, Claire Lamine, Camilla Moonen, Vasileios Vasileiadis, et al. 2012. "Assessing Innovative Cropping Systems with DEXiPM, a Qualitative Multi-Criteria Assessment Tool Derived from

DEXi". Ecological Indicators 18 (julio): 171–82.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.019>.

POWER Project. s.d.. "POWER Data". États-Unis d'Amérique: NASA Langley Research Center.

Rasmussen, Laura Vang, Kjeld Rasmussen, Anette Reenberg, et Simon Proud. 2012. "A System Dynamics Approach to Land Use Changes in Agro-Pastoral Systems on the Desert Margins of Sahel". *Agricultural Systems* 107 (marzo): 56–64.  
<https://doi.org/10.1016/j.agsy.2011.12.002>.

Stephens, E.C., C.F. Nicholson, D.R. Brown, D. Parsons, C.B. Barrett, J. Lehmann, D. Mbugua, S. Ngoze, A.N. Pell, et S.J. Riha. 2012. "Modeling the impact of natural resource-based poverty traps on food security in Kenya: The Crops, Livestock and Soils in Smallholder Economic Systems (CLASSES) model". *Food Security* 4 (3): 423–39.  
<https://doi.org/10.1007/s12571-012-0176-1>.

Turner, Benjamin, Hector Menendez, Roger Gates, Luis Tedeschi, et Alberto Atzori. 2016. "System Dynamics Modeling for Agricultural and Natural Resource Management Issues: Review of Some Past Cases and Forecasting Future Roles". *Resources* 5 (4): 40.  
<https://doi.org/10.3390/resources5040040>.

Valdivia Bernal, Roberto, Francisco de Jesús Caro Velarde, Margarito Ortiz Catón, Alberto Betancourt Vallejo, Alejandro Ortega Corona, Víctor Antonio Vidal Martínez, et Alejandro Espinosa Calderón. 2007. "Desarrollo participativo de híbridos sintéticos de maíz y producción de semilla por agricultores". *Agricultura Técnica en México* 33 (2): 135–45.

Valenzuela Pos, Oscar Alfredo. 2013. "Análisis de la gestión colectiva de la comunidad Indígena de Palín, con énfasis en el uso y manejo de los recursos naturales en la finca comunal 'El Chilar', Palín, Escuintla, Guatemala, C.A." Guatemala: Universidad de San Carlos de Guatemala. [http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/01/01\\_2856.pdf](http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/01/01_2856.pdf).

Villamor, Grace B., David L. Griffith, Andrew Kliskey, et Lilian Alessa. 2019. "Contrasting stakeholder and scientist conceptual models of food-energy-water systems: a case study

in Magic Valley, Southern Idaho”. *Socio-Environmental Systems Modelling* 2 (octubre): 16312. <https://doi.org/10.18174/sesmo.2020a16312>.

Voinov, Alexey, et Francois Bousquet. 2010. “Modelling with Stakeholders”. *Environmental Modelling & Software, Thematic Issue - Modelling with Stakeholders*, 25 (11): 1268–81. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.03.007>.

Vrac, Mathieu, Thomas Noël, et Robert Vautard. 2016. “Bias Correction of Precipitation through Singularity Stochastic Removal: Because Occurrences Matter: BIAS CORRECTION OF PRECIPITATION”. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 121 (10): 5237–58. <https://doi.org/10.1002/2015JD024511>.

Wit, Allard de. 2019. *Python Crop Simulation Environment (versión 5.4.2)*. Python.

Zapata, V.Y.H., F.J.V. Zabala, M.A.M. Martina, A.M.S. González, et M.E. Vélez. 2020. “Sociodemographic, cultural, environmental and agroecological characterization in order to adopt urban agriculture in the municipality of Tuluá, Colombia”. *WSEAS Transactions on Environment and Development* 16: 67–83. <https://doi.org/10.37394/232015.2020.16.8>.

## Connexion au chapitre 11

Les chapitres précédents de la thèse présentent des méthodes pour la modélisation participative des systèmes agroalimentaires à petite échelle, tout particulièrement, de leurs aspects socioéconomiques et des dynamiques au long terme générées par les interactions de ceux-ci avec les composantes environnementales des mêmes systèmes.

Un tout autre défi envers la modélisation des systèmes agricoles à petite échelle est la représentation des systèmes de réseaux trophiques qui déterminent les dynamiques des populations des ravageurs et des auxiliaires dans les champs. Les modèles des cultures présentement disponibles, développés prioritairement en vue d'une application à l'agriculture à grande échelle, ne prennent pas compte de ces dynamiques, d'où l'importance de développer des outils informatiques pour faciliter la modélisation des réseaux agroécologiques que de différentes communautés agricoles gèrent de manières très diverses.

La deuxième partie de cette thèse s'adresse donc au développement de méthodologies et d'outils nécessaires pour la représentation, dans un cadre de modélisation agricole, des dynamiques des réseaux trophiques agroécologiques à court et moyen terme. Les équations fonctionnelles de prédation disponibles dans la littérature ne présentant pas toutes les caractéristiques théoriques nécessaires à l'utilisation dans le cadre d'un modèle appliqué, le présent chapitre présente une nouvelle équation fonctionnelle de prédation dont la validité mathématique correspond aux nécessités des deux articles suivants, où seront exposés le développement et l'application pratique des modèles de réseaux trophiques agroécologiques. Le présent chapitre s'inscrit dans le cadre de l'objectif 2,1 de cette thèse.

Le présent chapitre est une traduction au français de l'article intitulé « Modelling predation: Theoretical criteria and empirical evaluation of functional form equations for predator-prey systems », sous presse auprès de la revue *Ecological Modelling* en tant qu'article scientifique révisé par des pairs (Julien J Malard et al. 2020). Suivra, dans le chapitre 12, la version originale en anglais. Des coauteurs de l'article, l'auteur de la thèse développa l'algorithme et les critères de sélection théoriques, effectua les calculs théoriques et empiriques, compila les données et développa le code pour la section empirique, et écrivit l'article. جسيكا بو نصار (Jessica Bou Nassar) contribua à la vérification des calculs théoriques, tandis que J. Adamowski, நல்லுசாமி ஆனந்தராஜா (Nallusamy Anandaraja), H. Tuy, et H.



Melgar-Quiñonez contribuèrent en tant que superviseurs de la recherche au Canada, en Inde (தமிழ்நாடு) et au Guatemala.

# **11 Chapitre 11 : Modèles de prédation : Critères théoriques et évaluation empirique des équations de forme fonctionnelle pour les systèmes de prédateurs et de proies**

## **11.1 Résumé**

La représentation exacte des relations entre prédateurs et proies est centrale à la modélisation écologique et à la modélisation des dynamiques des populations. Toutefois, et malgré la présence de longue date d'une compétition au sein de la littérature entre les modèles dépendants du ratio et ceux dépendants de la proie (de même que quelques formes intermédiaires), la majorité des équations qui sont présentement appliquées à la représentation de ces relations ne répondent pas aux critères théoriques nécessaires pour garantir la cohérence biologique. La présente recherche propose une liste de tels critères applicables de manière universelle à toute équation de prédation et démontre par la suite que les équations les plus populaires au sein de la littérature ne répondent pas à ces mêmes critères. Suivra une proposition d'une nouvelle équation qui répond de manière satisfaisante à ces critères et qui combine les concepts de la dépendance à la proie et de la dépendance au ratio afin de générer des prévisions raisonnables même sous des conditions de densité populationnelle élevée du prédateur ou de la proie. La performance empirique de la nouvelle équation est ensuite évaluée, de même que celles des équations alternatives existantes, selon de différents ensembles de données expérimentaux provenant de la littérature. Les résultats indiquent que la nouvelle équation est non seulement plus cohérente que les équations existantes du point de vue mathématique, mais donne des résultats empiriques plus consistants, et ce, dans le contexte de diverses situations écologiques. Cette recherche représente la première proposition d'une liste systématique de critères pour l'évaluation des équations de la prédation, suivie d'une proposition d'une nouvelle équation qui est plus performante du point de vue théorique de même qu'empirique lorsqu'appliquée à des données provenant d'une grande gamme de systèmes de prédateur et de proie.

## **11.2 Introduction**

La représentation des relations entre prédateurs et proies demeure un enjeu central des études de modélisation des interactions trophiques et des dynamiques populationnelles (Kratina et al. 2009). Une grande gamme d'équations de prédation est présentement

disponible auprès de la littérature écologique; ces équations calculent les taux de prédation (proie consommée par prédateur par unité de temps) selon une variable indépendante (densité de la proie, densité du prédateur, ou les deux) et un ou plusieurs paramètres empiriques (Abrams et Ginzburg 2000). Ces équations se voient fréquemment classifiées selon la variable indépendante et la forme mathématique (appelée réponse fonctionnelle) de l'équation qui relie cette variable au taux de prédation.

Selon cette première, les équations de prédation peuvent être classifiées en tant qu'équation dépendante de la proie (la population de la proie,  $N$ , étant la seule variable indépendante) ou en tant qu'équation dépendante du ratio (la variable indépendante étant le ratio ( $N/P$ ) des populations de la proie et du prédateur,  $P$ ). Notons également une grande gamme de formes intermédiaires, dont figurent parmi les plus communes les formes Hassell-Varley (Hassell et Varley 1969) et l'équation Beddington-DeAngelis ( $\alpha N / ((N + cP + b))$ ) (Beddington 1975; DeAngelis et al. 1975). Ces premières représentent un compromis entre la dépendance envers la proie et celle envers le ratio, ce ratio ( $N/P$ ) étant remplacé par la forme  $N/P^m$ ,  $m$  étant un paramètre situé dans l'intervalle  $[0,1]$  qui contrôle une transition continue entre la dépendance envers la proie et celle envers le ratio. L'équation Beddington-DeAngelis, à son tour, incorpore  $N$  autant que  $P$ , sans toutefois contenir un terme de ratio pure entre ces variables.

Du côté des réponses fonctionnelles (Holling 1959), celles-ci peuvent être de Type I (relation linéaire;  $y = \alpha x$ ), de Type II (croissance de forme logarithmique;  $y = \alpha x / (x + b)$ ), de Type III (croissance de forme logistique;  $y = \alpha x^2 / (x^2 + b)$ ) ou de Type IV (croissance vers un sommet, suivi d'une décroissance),  $x$  étant la variable indépendante, c'est-à-dire,  $N$  dans le cas de la dépendance envers la proie et  $N/P$  dans le cas de la dépendance envers le ratio. À l'exception des espèces qui s'alimentent par microphagie suspensivore, les réponses fonctionnelles de Type I sont rares dans la nature (Jeschke et al. 2004). Celles de Type II indiquent une saturation des prédateurs, tandis que le Type III combine la saturation des prédateurs à des hautes populations de proie avec une courbe de croissance sigmoïde lorsque la proie se fait rare, propriétés qui peuvent découler de la saturation des refuges limités offerts aux proies par l'environnement, ou bien être une indication de sélection de proie ou d'apprentissage de la part du prédateur. Les réponses de Type IV se retrouvent auprès des systèmes qui incluent une proie dangereuse pour le

prédateur (Líznavá et Pekár 2013), dans lequel cas des hautes densités de proie peuvent au contraire freiner la prédation.

Certaines équations (telles les équations Hassell-Varley, de dépendance envers la proie et de dépendance envers le ratio) peuvent être combinées avec tous les types de réponse, tandis que d'autres (telle l'équation Beddington-DeAngelis) ne se prêtent pas à de telles modifications mais présentent néanmoins un comportement qui s'apparente à l'une ou plusieurs des formes de Holling. Jeschke et al. (2002) offrent une revue approfondie des équations de réponse fonctionnelle.

Aucune de ces équations présentement disponibles n'est cependant entièrement satisfaisante d'un point de vue théorique. La dépendance au ratio n'est pas réaliste à de basses densités de la proie, lorsque la rareté de celle-ci forcera les prédateurs à passer la majorité de leur temps à la recherche de la proie et entraînera donc une diminution du taux de prédation par prédateur, et ce, même si les prédateurs eux-mêmes se font assez rares pour produire un ratio élevé de proie par prédateur (Abrams et Ginzburg 2000). Les équations dépendantes du ratio produisent également des résultats qui ont par le passé été décrits comme « inhabituels », notamment, une disponibilité infinie de proie par prédateur lorsque la densité des prédateurs approche le zéro (Gleeson 1994). La dépendance à la proie, de son côté, produit elle-même des résultats non réalistes à de basses valeurs du ratio de proie au prédateur, car les prédateurs devront obligatoirement se partager les proies disponibles (Abrams et Ginzburg 2000). En outre, des études expérimentales ont observé des réponses fonctionnelles se situant entre les extrêmes de la dépendance à la proie et la dépendance au ratio (Schenk et al. 2005).

Le besoin d'une équation qui incorpore les processus de la dépendance au ratio autant que de celle à la proie se fait donc ressentir. Les équations alternatives existantes qui se posent en tant qu'intermédiaires entre la dépendance à la proie et la dépendance au ratio, cependant, le garantissent pas nécessairement une résolution cohérente d'un point de vue mathématique envers les problèmes associés à chaque extrême. À titre d'exemple, la transition entre dépendance au ratio et dépendance à la proie au sein des formes Hassell-Varley dépend d'un paramètre fixe, et non des populations de la proie ou du prédateur; cependant, les considérations théoriques évoquées au cours du paragraphe précédent suggèrent que les niveaux populationnels jouent un rôle central envers l'applicabilité de l'une ou de l'autre de ces formes. En outre, d'autres ont même suggéré de changer d'équation selon la nature de l'interférence entre les prédateurs du système (Skalski et Gilliam 2001).

Dans ce contexte, une liste de critères clairs envers le comportement attendu d'une équation de prédation utile, surtout dans le contexte des modèles à temps discret, contribuerait au développement plus standardisé d'équations de prédation qui demeurent fiables peu importe les valeurs de la densité populationnelle ou du ratio entre la proie et le prédateur. Une telle liste de critères fut proposée par Berryman et al. (1995), mais la majorité de ceux-ci s'appliquent au développement de modèles complets des populations de prédateur et de proie et non à la fonction de prédation en soi. Figurent parmi les critères qui s'appliquent également à la fonction de prédation l'idée que les prédateurs « doivent avoir un appétit limité » et que le potentiel de la compétition intraspécifique doit être pris en compte, critères qui disqualifient d'emblée les équations dépendantes de la proie. Cette liste de critères ne s'applique en outre qu'aux taux de prédation par prédateur et n'inclut pas les critères importants en matière de taux de prédation total sous des conditions de population extrême (soit élevée ou basse) du prédateur ou de la proie.

Malgré le débat de longue date à ce sujet, la plupart de ces problèmes n'ont toujours pas trouvé de solution satisfaisante (Abrams 2015), et les études théoriques et pratiques de la prédation continuent d'utiliser des équations qui arborent les lacunes théoriques décrites auparavant. Même les équations de dépendance à la proie et de réponse fonctionnelle de Type I, dont plusieurs études ont démontré l'infériorité en comparaison aux alternatives (quoique imparfaites elles aussi) dans le contexte de la majorité des systèmes écologiques (Abrams et Ginzburg 2000; Jeschke et al. 2004), trouvent toujours application fréquente auprès de nombre de modèles écologiques et de dynamiques des populations (Chesson et Kuang 2008; Sanchez et al. 2018; Sanders et al. 2018; Imbert et al. 2020).

Ces lacunes théoriques existent parce que la majorité de ces équations furent construites selon des suppositions (telles des densités de proie et de prédateur non extrêmes) qui ne tiennent fréquemment pas lors de l'application de l'équation à la modélisation à temps discret des conditions naturelles, tel est souvent le cas lors d'études de modélisation prédictive ou d'expériences sur le terrain. Celles-ci sont des erreurs structurelles, lesquelles ne peuvent donc pas être contournées à l'aide du paramétrage ou de la calibration. Les prévisions générées par ces équations sous des conditions extrêmes, tel est fréquemment le cas en agriculture ou auprès des autres systèmes gérés par les humains, courent donc le risque d'être invalides. À titre d'exemple, les équations qui se reposent sur des suppositions qui ne tiennent pas sous des conditions de haute densité du prédateur (Gleeson 1994; Abrams et Ginzburg 2000) ont peu de chances d'offrir des prévisions exactes au sujet du contrôle biologique par

inondation, lorsque des grandes quantités de prédateurs ou de parasitoïdes seront relâchées dans le champ. Ces enjeux demeurent une barrière importante envers l'application des équations de proie et de prédateur aux questions de modélisation écologique et agroécologique. Tel qu'observé par Kratina et al. (2009), « le choix d'une équation fonctionnelle appropriée est central à la génération de prévisions exactes des dynamiques des réseaux trophiques. Lorsque la dépendance au ratio est incorporée auprès des modèles de prédateur et de proie, leur stabilité se voit généralement améliorée » (traduction de l'auteur de la thèse). L'utilisation d'équations plus exactes pour la représentation des réponses fonctionnelles est donc un enjeu central dans le contexte de la fiabilité du comportement des modèles écologiques.

Cet article vise à répondre à cette question ouverte auprès de la littérature et propose comme objectifs 1) la présentation d'une liste de critères standards que toutes les équations de prédation utiles envers une application à temps discret devraient observer, 2) une démonstration que la majorité des équations disponibles auprès de la littérature échouent à l'une ou à plusieurs des ces conditions et 3) la présentation d'une nouvelle équation (nommée « Kovai ») de modélisation des taux de prédation qui répond favorablement à tous ces critères. L'article conclut avec 4) une évaluation comparative de toutes les équations révisées envers une grande gamme d'ensembles de données de prédation provenant de la littérature afin de démontrer les avantages d'ordre empirique offerts par la formulation améliorée de l'équation de prédation. Cette recherche est la première à réviser de manière exhaustive les limitations des équations de prédation existantes et à offrir une amélioration à ces équations qui demeure consistante d'un point de vue mathématique tout en performant de manière favorable dans le contexte théorique aussi bien qu'empirique.

### **11.3 Critères standards envers les fonctions de prédation**

Les équations de prédation peuvent être définies soit selon le taux de prédation par prédateur par unité de temps,  $f(N, P)$ , soit selon le taux de prédation totale par unité de temps,  $g(N, P) = P * f(N, P)$ ,  $N$  et  $P$  étant, respectivement, les densités de la proie et du prédateur. Les sections qui suivent proposent une liste de critères standards pour l'évaluation des équations de prédation dans le contexte des simulations à temps discret et seront suivies de la proposition d'une équation qui répond à chacun de ces critères. Lors des sections qui suivent,  $\alpha$  indique le taux de prédation maximal par prédateur, c'est-à-dire, la quantité de

proie par unité de temps qu'un prédateur individuel pourrait consommer s'il ne devait perdre aucun temps à la recherche de la proie.

À titre de comparaison, les équations de prédation populaires auprès de la littérature furent également évaluées selon ces critères. Figurent parmi celles-ci les équations dépendantes de la proie et dépendantes du ratio, de même que les formes intermédiaires de Hassell-Varley (Hassell et Varley 1969), chacune desquelles fut combinée aux formes de réponse fonctionnelle de Type I, II et III de Holling (Holling 1959; Abrams et Ginzburg 2000). Trois autres équations qui ne s'adonnent pas aux modifications selon les formes de réponse fonctionnelle de Holling, soit l'équation de Beddington-DeAngelis (Beddington 1975; DeAngelis et al. 1975), l'équation de Crowley-Martin (Crowley et Martin 1989) et celle de Royama-Rogers (Royama 1971; Rogers 1972; Kfir 1983) furent également évaluées. Le Tableau 11.2 présente une définition formelle de chaque équation.

### 11.3.1 Comportement à haute densité de la proie

Lorsque la densité de la proie augmente, la prédation par prédateur devrait, tout au plus, approcher le taux de prédation maximal propre à l'espèce du prédateur. En termes mathématiques,  $0 \leq \lim_{N \rightarrow \infty} f(N, P) \leq \alpha$ , et, par conséquent,  $0 \leq \lim_{N \rightarrow \infty} g(N, P) \leq \alpha P$ .

### 11.3.2 Comportement à basse densité de la proie

Lorsque la densité de la proie approche 0, la prédation totale, de même que la prédation par prédateur, devrait elle aussi approcher 0; c'est-à-dire,  $\lim_{N \rightarrow 0} f(N, P) = \lim_{N \rightarrow 0} g(N, P) = 0$ .

### 11.3.3 Comportement à haute densité du prédateur

Lorsque la densité du prédateur augmente, la prédation totale devrait augmenter de manière à s'approcher de l'asymptote de la population totale de la proie (ou possiblement vers une valeur inférieure si certaines niches dans l'habitat offrent à un nombre limité de proie une protection complète contre la prédation, ou bien si les prédateurs interfèrent entre eux). De même, la disponibilité de proie par prédateur devrait diminuer selon la compétition entre les prédateurs. En termes mathématiques,  $\lim_{P \rightarrow \infty} g(N, P) \leq N$ , tandis que

$$\lim_{P \rightarrow \infty} f(N, P) = 0.$$

### 11.3.4 Comportement à basse densité du prédateur

Lorsque la densité du prédateur diminue, au contraire, la prédation totale devrait elle aussi approcher le 0; c'est-à-dire,  $\lim_{P \rightarrow 0} g(N, P) = 0$ . Tandis que la prédation par prédateur peut varier, elle ne devrait en aucun cas dépasser le taux de prédation maximal propre à l'espèce du prédateur; c'est-à-dire,  $0 \leq \lim_{P \rightarrow 0} f(N, P) \leq \alpha$ .

### 11.3.5 Autres considérations

La majorité des équations de réponse fonctionnelle supposent que la forme de celle-ci dépendra de l'abondance de la proie (soit de sa densité, soit du ratio de la proie au prédateur) et que le taux de prédation ne sera pas une fonction constante de l'abondance de la proie mais au contraire changera de façon non linéaire selon cette dernière. Ce phénomène peut s'expliquer par la saturation des prédateurs ou bien par l'existence de niches dans l'habitat qui offrent une protection partielle contre la prédation. Deux des trois formes de réponse fonctionnelle de Holling (Type II et Type III) qui ont par la suite connu une grande popularité prennent justement compte de ces phénomènes.

Toutefois, et même si l'on suppose que les proies additionnelles ajoutées à un système seront plus vulnérables à la prédation que les proies qui y figuraient avant (possiblement en raison de la saturation des niches protégées), l'addition de nouveaux individus de proie au système ne devrait jamais augmenter le risque de prédation instantané envers les proies déjà présentes. C'est-à-dire, l'ajout d'une unité de proie ne peut pas augmenter la prédation totale par une valeur supérieure à une unité de proie; en termes mathématiques,  $0 \leq \frac{dg}{dN} \leq 1$ .

### 11.3.6 L'équation Kovai

Tel que démontré dans le Tableau 11.2, la majorité des équations présentement utilisées pour la modélisation de la prédation ne répondent pas à tous les critères énoncés ci-dessus. Cette section présente une nouvelle équation, que nous proposons de nommer selon le nom de la ville où la recherche menant à sa découverte fut effectuée.

$$f(N, P) = \alpha (1 - e^{-Nu/(\alpha P)})$$
$$u = 1 - \frac{b}{N} (1 - e^{-N/b})$$



La première partie de l'équation Kovai considère le ratio entre le prédateur et la proie et divise la quantité de proie disponible entre les prédateurs présents. En ce sens, l'équation Kovai ressemble à une équation dépendante du ratio. Cependant, au lieu d'utiliser la densité de la proie lors du calcul de ce ratio, une mesure de disponibilité effective de la proie,  $u$ , est prise en compte. Cette mesure, située 0 et 1, représente la difficulté associée à la recherche de la proie par le prédateur lorsque la proie se fait rare ou lorsqu'elle peut se cacher dans des refuges. Ce faisant, elle offre une réponse fonctionnelle similaire à celle des équations

Holling de Type III mais garde l'avantage que la valeur de la dérivée  $\frac{d}{dN} u N = 1 - e^{-N/b}$

demeure dans l'intervalle  $[0, 1)$  tant que  $b$  est non négatif, ce qui assure que la disponibilité relative de la proie n'augmentera jamais plus rapidement que la population de la proie elle-même. Le paramètre  $b$  peut être considéré soit comme la capacité maximale des refuges pour la proie, étant donné que  $\lim_{N \rightarrow \infty} (N - Nu) = \lim_{N \rightarrow \infty} [N - N + b(1 - e^{-N/b})] = b$ , soit comme la densité de la proie à laquelle  $e^{-1} \approx 36,8\%$  de la population de la proie est accessible au prédateur.

Lorsque le paramètre  $b$  prend une valeur proche de 0, l'équation s'apparente à la réponse fonctionnelle Holling Type II; par conséquent, ce paramètre contrôle la forme de la réponse fonctionnelle de l'équation Kovai. En même temps, la dépendance du facteur  $u$  sur  $N$  au lieu du ratio  $N/P$  assure que l'équation Kovai prendra compte d'une pénurie de proie de manière similaire aux équations dépendantes de la proie.

## 11.4 Méthodes (étude empirique)

12 études expérimentales rapportées dans la littérature et comportant des données de réponse fonctionnelle de la prédation furent identifiées afin d'obtenir un total de 29 différents ensembles de données (Tableau 11.1). Lorsque les données étaient uniquement disponibles auprès d'une figure et non d'un tableau, celles-ci furent digitalisées à l'aide de la version en ligne du logiciel WebPlotDigitizer (Rohatgi 2019). Toutes les analyses furent effectuées en Python 3,7 (Python Software Foundation (PSF) 2019) avec l'aide des libraires Numpy (van der Walt et al. 2011), Pandas (McKinney 2010) et PyMC3 (Salvatier et al. 2016 p. 3) pour les analyses mathématiques, de même que Seaborn (Michael Waskom et al. 2018) et Matplotlib (Hunter 2007) pour la visualisation des résultats. Toute donnée et code nécessaire à la

reproduction des analyses et à la génération des figures présentées dans cet article est disponible auprès du matériel supplémentaire.

Tableau 11.1: Études et bases de données utilisées pour les analyses. DP : dépendance de la proie, DR : dépendance du ratio; HV : Hassell-Varley; CM : Crowley-Martin; RR : Royama-Rogers; BD : Beddington-DeAngelis; A : autre équation pas considérée par la présente étude. Les chiffres romains indiquent la forme de la réponse fonctionnelle Holling. Seules les équations identifiées en raison de leur bon ajustement ou bien recommandées par les auteurs de l'étude correspondante sont incluses dans la colonne de droite.

Référence	Bases de données	Système écologique	Équations sélectionnées
Kratina <i>et al.</i> (2009)	1	Plathelminthe benthique-paramécium	BD*, HV III, DR III
Fernandez-Maldonado <i>et al.</i> (2017)	1	Cannibalisme de <i>Nabis pseudoferus</i>	A I
Líznarová et Pekár (2013)	5	Araignée-fourmis (diverses espèces)	A IV
Schenk <i>et al.</i> (2005)	1	<i>Polistes dominulus</i> - <i>Cassida rubiginosa</i>	HV III
Schenk et Bacher (2002)	2	<i>Polistes dominulus</i> - <i>Cassida rubiginosa</i>	A III
Long <i>et al.</i> (2012)	4	Cannibalisme du Crabe royal du Kamtchatka	DP II
Kfir (1983)	1	Parasitoïde d'œuf de <i>Phthorimaea operculella</i>	RR
Edwards (1961)	3	Parasitisme (diverses espèces)	Aucune
Eveleigh et Chant (1982)	4	Acariens prédateurs	HV
Mertz et Davies (1968)	1	Cannibalisme du tribolium rouge de la farine	A
Taylor (1988)	4	Ectoparasitisme (diverses proies)	RR **
Uttley (1980)***	2	Zygotère/notonecte-cladocère	CM, HV II****

\* Légèrement modifiée afin d'obtenir une réponse fonctionnelle de Type III.

\*\* Légèrement modifiée.

\*\*\* Données et équations sélectionnées de la figure de Skalski et Gilliam (2001).

Chaque équation présentée dans le Tableau 11.2 fut calibrée envers chacun des ensembles de données par inférence bayésienne avec distributions *a priori* peu informatives selon

l'algorithme d'échantillonnage sans demi-tour de Monte Carlo hamiltonien (Hoffman et Gelman 2014).

Dans le cas des expériences où les densités des proies furent maintenues à un niveau constant (opportunités de prédation théoriquement infinies), la réponse fonctionnelle fut modélisée selon la distribution poisson suivante :

$$y \sim \text{Poisson}(\mu * n)$$

Où  $y$  représente le nombre total d'événements de prédation observés auprès de toutes les répétitions de l'expérience,  $n$  est le nombre de répétitions, et  $\mu$  est déterminé selon la spécification de chaque équation.

Dans le cas (nettement plus fréquent) où les proies ne furent pas remplacées afin de garder une densité constante au cours de l'expérience, les données furent modélisées selon une distribution binomiale :

$$y \sim \text{Binomiale}(n = N * n, p = \min(\mu / N, 0,999))$$

Où  $N$  est la quantité de proie initial et les autres paramètres gardent les mêmes définitions que lors de l'équation poisson ci-dessus. Notons que  $p$  dut être limité afin d'éviter des erreurs de valeurs hors bornes avec certaines équations fonctionnelles.

Suite à la calibration, la performance de chaque équation envers chaque ensemble de données fut ordonnée selon le Critère d'information largement applicable (CILA) (Watanabe 2013; Vehtari et al. 2017), lequel pénalise les équations qui contiennent un plus grand nombre de paramètres afin d'éviter le surapprentissage. Son utilisation fut recommandée au lieu de celle du Critère d'information d'Akaike dans le contexte des analyses bayésiennes (Gelman et al. 2014); des valeurs plus petites du CILA indiquent un meilleur ajustement du modèle.

## 11.5 Résultats et discussion

### 11.5.1 Étude théorique

Tel que présenté par le Tableau 11.2, aucune des équations présentement disponibles auprès de la littérature ne répond à tous les critères proposés dans la section 11.3. Ces résultats remettent en question la fiabilité de ces équations envers la génération de prévisions exactes dans le contexte des systèmes dont les populations de prédateur ou de proie dévient de manière significative des conditions d'équilibre statique. La nouvelle équation proposée par cette étude, cependant, donna des résultats satisfaisants face à toutes les conditions.

Seules les critères de comportement lorsque la population de la proie approche le 0 (c'est-à-dire, que la prédation totale et la prédation par prédateur devraient approcher 0 elles aussi) furent respectés par toutes les équations. Chacune des autres conditions fut brisée par une ou plusieurs équations.

Tel que prévu, les comportements des équations dépendantes de la proie ne sont pas favorables dans des conditions de haute densité des prédateurs, conditions sous lesquelles les formes de dépendance au ratio et de Hassell-Varley offriront des meilleurs résultats. Les réponses fonctionnelles de Type I, cependant, génèrent des comportements problématiques sous des conditions de densité élevée de la proie, et ce, peu importe la classe de l'équation en question.

Plus problématique, cependant, sont les cas où les taux de prédation sous des conditions de densité élevée du prédateur soit excèdent tout simplement la population totale de la proie (p. ex.,  $\lim_{P \rightarrow \infty} (g) = \infty$ ), soit risquent de l'excéder selon le paramétrage de l'équation (p. ex.,

$\lim_{P \rightarrow \infty} (g) = \alpha N/b$ ). En fin de compte, seule la nouvelle équation proposée (Kovai) présente un comportement consistant envers le taux de prédation total sous des conditions de haute densité du prédateur. En outre, aucune des équations de la littérature ne prévoit correctement le taux de croissance de la prédation lorsqu'une proie additionnelle est ajoutée au système. Dans de nombreux cas, l'ajout d'une unité de proie pourrait engendrer une augmentation beaucoup plus importante dans le taux de prédation total, ce qui indiquerait que l'ajout d'un individu de proie au système pourrait augmenter de manière importante la prédation auprès des autres individus de proie qui étaient déjà présentes dans ce système. Un tel phénomène paraît improbable dans la réalité et, lors d'études de modélisation, pourrait mener à la surestimation des taux de prédation. Seule l'équation Kovai offrit un comportement cohérent à cet égard.

Tableau 11.2: Comparaison du comportement de différentes équations de prédation populaires sous des conditions extrêmes.  $T$  indique la forme de réponse fonctionnelle Holling (I, II ou III).  $f(N,P)$  représente le taux de prédation par prédateur et  $g(N,P) = P * f(N,P)$  représente le taux de prédation total.  $\alpha$  représente le taux de prédation maximal par prédateur,  $N$  et  $P$  sont les densités de la proie et du prédateur,  $T_h$  est le temps de manutention par proie consommée et les autres variables sont des constantes empiriques.  $\alpha, b, c \in [0, \infty)$ ;  $m \in [0, 1]$ . Les cellules ombragées indiquent des comportements indésirables. Voir la section 11.11 (Appendice A : Dérivation des limites et dérivées non triviales) pour les détails des calculs menant aux résultats présentés ci-dessous.

Équation	$f(N,P)$	$\lim_{P \rightarrow 0} (f)$	$\lim_{P \rightarrow \infty} (f)$	$\lim_{N \rightarrow 0} (f)$	$\lim_{N \rightarrow \infty} (f)$	$\lim_{P \rightarrow 0} (g)$	$\lim_{P \rightarrow \infty} (g)$	$\lim_{N \rightarrow 0} (g)$	$\lim_{N \rightarrow \infty} (g)$	$dg/dN$	Référence	
Équation idéale		$[0, \alpha]$	0	0	$[0, \alpha]$	0	$[0, N]$	0	$[0, \alpha P]$	$[0, 1]$		
Dépendance proie	T I	$\alpha N$	$\alpha N$	$\alpha N$	0	$\infty$	0	$\infty$	0	$\infty$	$[0, \infty)$	(Holling 1959; Abrams et Ginzburg 2000)
	T II	$\frac{\alpha N}{N+b}$	$\frac{\alpha N}{N+b}$	$\frac{\alpha N}{N+b}$	0	$\alpha$	0	$\infty$	0	$\alpha P$	$[0, \infty)$	
	T III	$\frac{\alpha N^2}{N^2+b}$	$\frac{\alpha N^2}{N^2+b}$	$\frac{\alpha N^2}{N^2+b}$	0	$\alpha$	0	$\infty$	0	$\alpha P$	$[0, \infty)$	
Dépendance ratio	T I	$\alpha N/P$	$\infty$	0	0	$\infty$	$\alpha N$	$\alpha N$	0	$\infty$	$[0, \infty)$	(Holling 1959; Arditi et Ginzburg 1989)
	T II	$\frac{\alpha N/P}{N/P+b}$	$\alpha$	0	0	$\alpha$	0	$\frac{\alpha N}{b}$	0	$\alpha P$	$[0, \infty)$	
	T III	$\frac{\alpha (N/P)^2}{(N/P)^2+b}$	$\alpha$	0	0	$\alpha$	0	0	0	$\alpha P$	$[0, \infty)$	
Beddington-DeAngelis	$\frac{\alpha N}{N+cP+b}$	$\frac{\alpha N}{N+b}$	0	0	$\alpha$	0	$\frac{\alpha N}{c}$	0	$\alpha P$	$[0, \infty)$	(Beddington 1975; DeAngelis et al. 1975)	
Crowley-Martin	$\frac{\alpha N}{(1+bN)(1+c[P-1])}$	$\frac{\alpha N}{(1+bN)*(1-c)}$	0	0	$\frac{\alpha P}{b+bc(P-1)}$	0	$\frac{\alpha N}{(1+bN)c}$	0	$\frac{\alpha P}{b+bc(P-1)}$	$(-\infty, \infty)$	(Crowley et Martin 1989)	
Royama-Rogers	$N(1 - e^{-\frac{\alpha P}{1+\alpha T_h N}})$	0	$N$	0	$\frac{P}{T_h}$	0	$\infty$	0	$\frac{P^2}{T_h}$	$[0, \infty)$	(Royama 1971; Rogers 1972; Kfir 1983)	

Équation	$f(N,P)$	$\lim_{P \rightarrow 0} (f)$	$\lim_{P \rightarrow \infty} (f)$	$\lim_{N \rightarrow 0} (f)$	$\lim_{N \rightarrow \infty} (f)$	$\lim_{P \rightarrow 0} (g)$	$\lim_{P \rightarrow \infty} (g)$	$\lim_{N \rightarrow 0} (g)$	$\lim_{N \rightarrow \infty} (g)$	$dg/dN$	Référence	
Hassell-Varley	T I	$\alpha(N/P^m)$	$\begin{cases} \alpha N, & m=0 \\ \infty, & m>0 \end{cases}$	$\begin{cases} \alpha N, & m=0 \\ 0, & m>0 \end{cases}$	0	$\infty$	$\begin{cases} 0, & 0 \leq m < 1 \\ \alpha N, & m=1 \end{cases}$	$\begin{cases} \infty, & 0 \leq m < 1 \\ N, & m=1 \end{cases}$	0	$\infty$	$[0, \infty)$	(Hassell et Varley 1969)
	T II	$\frac{\alpha(N/P^m)}{(N/P^m)+b}$	$\begin{cases} \frac{\alpha N}{N+b}, & m=0 \\ \alpha, & m>0 \end{cases}$	$\begin{cases} \frac{\alpha N}{N+b}, & m=0 \\ 0, & m>0 \end{cases}$	0	$\alpha$	0	$\begin{cases} \infty, & 0 \leq m < 1 \\ \frac{\alpha N}{b}, & m=1 \end{cases}$	0	$\alpha P$	$[0, \infty)$	
	T III	$\frac{\alpha(N/P^m)^2}{(N/P^m)^2+b}$	$\begin{cases} \frac{\alpha N^2}{N^2+b}, & m=0 \\ \alpha, & m>0 \end{cases}$	$\begin{cases} \frac{\alpha N^2}{N^2+b}, & m=0 \\ 0, & m>0 \end{cases}$	0	$\alpha$	0	$\begin{cases} \infty, & 0 \leq m < 0,5 \\ \frac{\alpha N^2}{b}, & m=0,5 \\ 0, & 0,5 < m \leq 1 \end{cases}$	0	$\alpha P$	$[0, \infty)$	
Kovai	$\alpha(1 - e^{-Nu/(\alpha P)})$ $u = 1 - \frac{b}{N}(1 - e^{-N/b})$	$\alpha$	$\alpha$	0	$\alpha$	0	$Nu \in [0, N]$	0	$\alpha P$	$[0, 1)$		

## 11.5.2 Étude empirique

Les bases de données utilisées pour l'étude empirique (Tableau 11.1) représentent un grande gamme de relations entre proie et prédateur, de même que de catégories d'équation et de réponses fonctionnelles (malgré la prédominance des réponses de Type II et III). La Figure 11.1 illustre la versatilité de l'équation Kovai face à des données qui présentent de différentes formes fonctionnelles. Cette équation, selon son paramétrage, peut générer une réponse de Type II ou de Type III (mais toutefois pas de Type IV) envers la densité de la proie. Du même trait, l'impact de la compétition entre prédateurs auprès du taux de prédation total est lui aussi bien représenté.

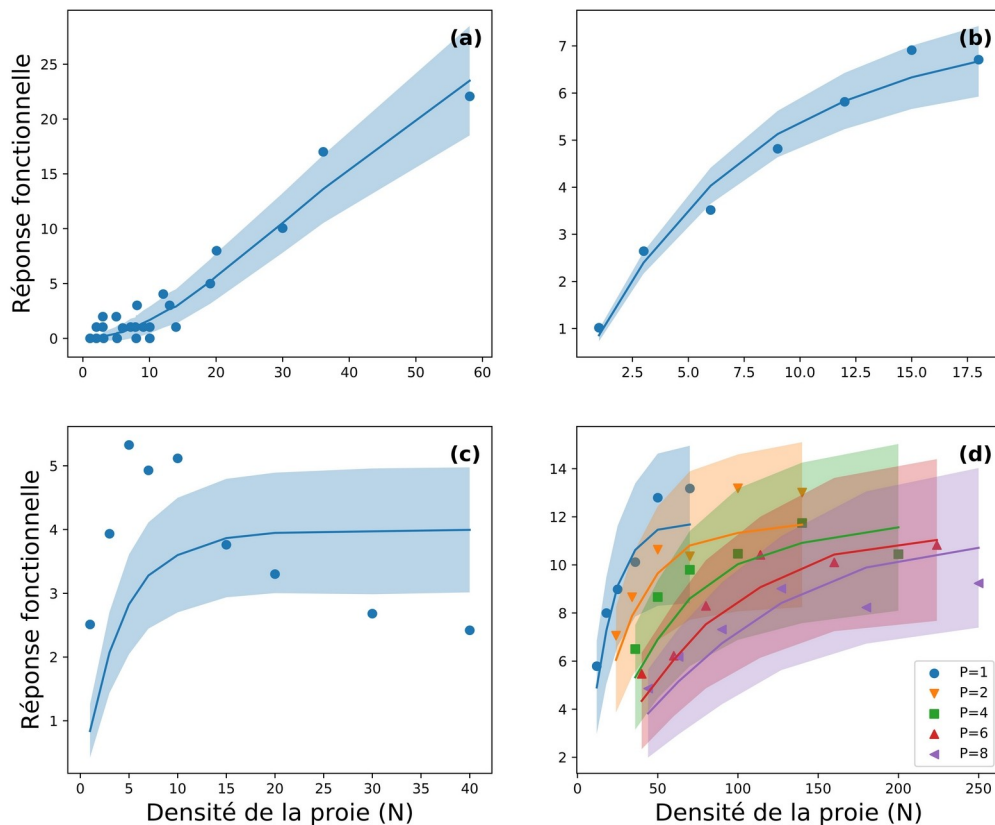


Figure 11.1: Illustration des différentes formes de réponse fonctionnelle qui peuvent découler de l'équation Kovai. a) Réponse de forme Holling Type III (Schenk et Bacher 2002, données de l'année 2000); b) réponse de forme Holling Type II (Fernandez-Maldonado et al. 2017); c) tel que prévu, ajustement moins qu'optimal de l'équation face aux données de forme Holling Type IV (Líznavá et Pekár 2013, données de Zodarion-Tetramorium); d) illustration du partage des proies entre prédateurs lorsque ces derniers commencent à interférer entre eux (Uttley 1980, figure 4.3.1).  $N$  : densité de la proie;  $P$  : densité du prédateur.

La Figure 11.2 présente les résultats de différentes équations lorsqu'appliquées aux données de prédation de Kratina et al. (2009), y compris trois équations recommandées par ces auteurs de même que l'équation Kovai.

À de basses valeurs de P, lorsque le ratio de proie au prédateur est suffisamment élevé pour éviter la compétition entre prédateurs, le modèle dépendant du ratio ne sut représenter l'impact de la rareté absolue des proies envers les taux de prédation et par conséquent confond les effets de différentes densités de la proie (Figure 11.2, a). Les équations de forme intermédiaire telles que Hassell-Varley Type III, Beddington-DeAngelis et Kovai (voir figure Figure 11.2, b, c et d) surent quant à elles distinguer entre la densité de la proie et celle du prédateur. Notons en passant que les modèles dépendants de la proie n'eurent aucun succès envers la modélisation de cet ensemble de données en raison de leur incapacité de différencier entre les différentes valeurs de P et ne sont donc pas incluses auprès de la figure.

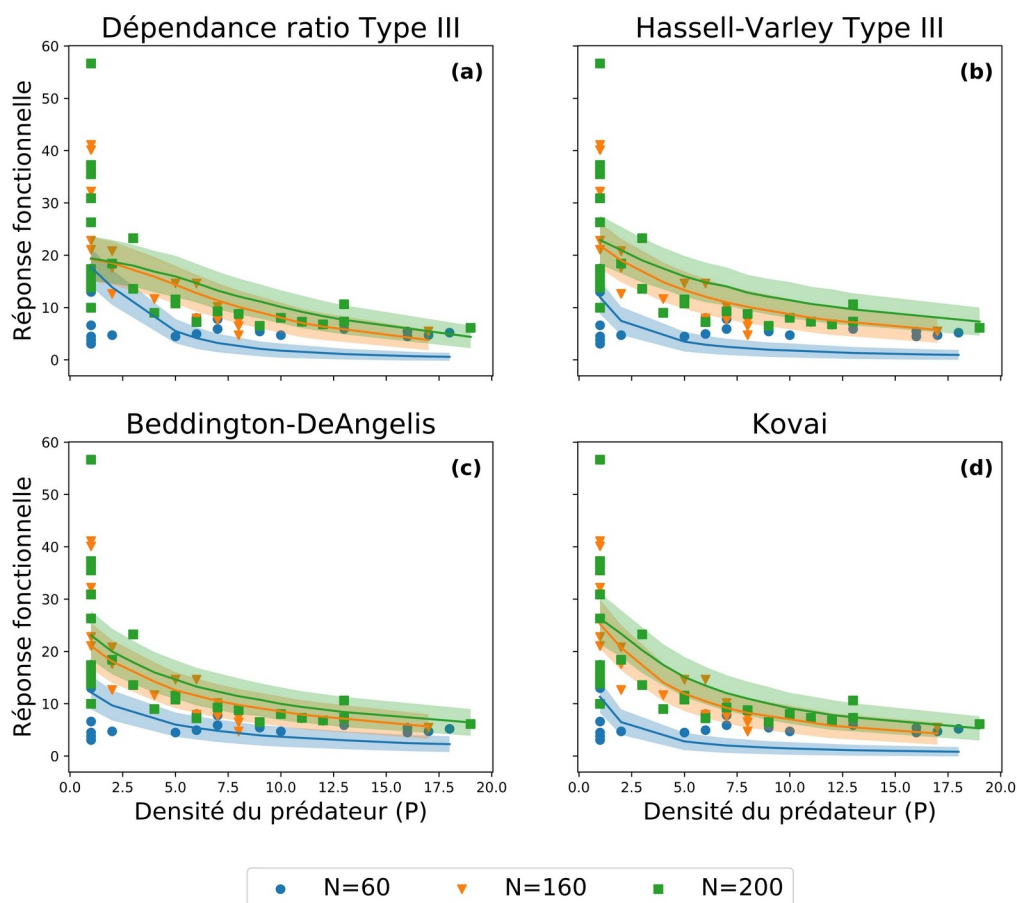


Figure 11.2: Présentation des observations de la réponse fonctionnelle (proie consommée par prédateur) pour de différentes densités de prédateur (*Stenostomum virginanum*) et de proie (*Paramecium aurelia*), de même que des prévisions des modèles calibrés. La ligne représente la moyenne du modèle, et la zone ombragée l'écart type de la distribution a



posteriori du modèle. a) Équation dépendante du ratio de Type III; b) Équation Hassell-Varley de Type III; c) Équation Beddington-DeAngelis; d) Équation Kovai.  $N$  indique la densité de la proie. Les données proviennent de Kratina et al. (2009).

La Figure 11.3 présente l'ajustement des diverses catégories d'équation envers chacune des bases de données utilisées lors de cette étude. Nous nous attendions à ce que l'équation Kovai, étant donné sa capacité de s'ajuster aux formes de réponse fonctionnelle de Type II ou de Type III, présente une performance plus consistante que celle des équations de Type II ou de Type III pures (soit dépendantes du ratio, soit de la proie) envers des ensembles de données présentant de diverses formes de réponse fonctionnelle. Le degré de ressemblance d'un ensemble de données à une réponse fonctionnelle de Type II fut estimé selon le classement moyen de l'ajustement CILA des équations de Type II (en comparaison à l'ajustement des autres équations) lorsqu'appliquées à cet ensemble de données. La Figure 11.3 compare le classement de diverses équations au classement des équations de Type II pour chacun des différents ensembles de données. Les classements affichant une valeur numérique plus petite indiquent un meilleur ajustement de l'équation d'intérêt en comparaison à l'ajustement des autres équations.

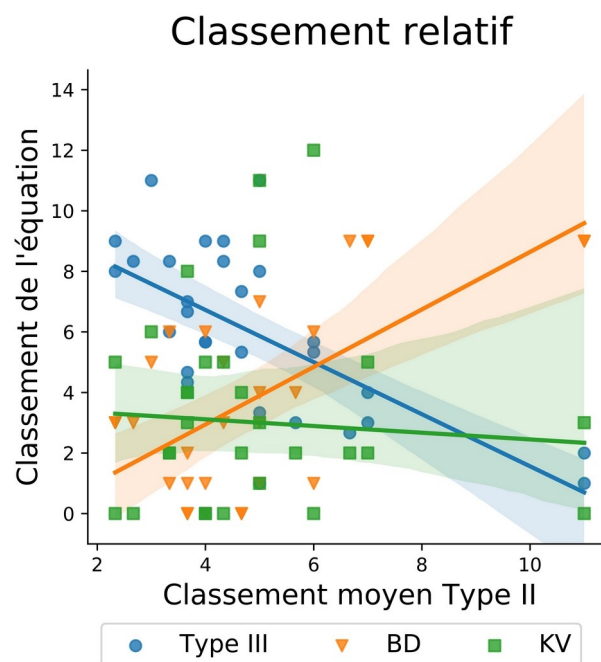


Figure 11.3: Classement de diverses équations (un classement moins élevé indiquant un meilleur ajustement de l'équation en comparaison aux autres) selon le classement moyen des équations de Type II pour le même ensemble de données. Chaque point représente le classement d'une équation ou d'un groupe d'équations (Type III, BD ou KV) lorsque calibrée selon un ensemble de données expérimentales (un classement inférieur étant favorable). Les lignes indiquent le modèle de régression linéaire pour chaque équation ou groupe d'équations, les zones ombragées indiquant les intervalles de confiance de 95%. Type II inclut les équations de Hassell-Varley, de dépendance à la proie et de dépendance au ratio

*combinées avec une réponse de Holling Type II; Type III inclut les mêmes équations avec une réponse de forme Holling Type III; BD signifie l'équation Beddington-DeAngelis; KV signifie l'équation Kovai.*

Tel que prévu, le classement des équations de Type III s'améliore au fur et à mesure que les données s'éloignent d'une forme fonctionnelle de Type II. L'ajustement de l'équation Beddington-DeAngelis, dont la forme ressemble à celle de Holling Type II, s'améliore également auprès des données qui ressemblent plus à une réponse fonctionnelle de Type II.

L'équation Kovai, tout au contraire, présente un classement relativement consistant envers les différents ensembles de données, peu importe leur degré de ressemblance à une réponse fonctionnelle de Type II. Cet avantage découle vraisemblablement du paramétrage de l'équation Kovai, qui lui permet de modéliser les réponses fonctionnelles de Type II tout autant que celles de Type III. Étant donné que l'équation Kovai suppose que la disponibilité de la proie augmentera avec la densité de la même, il demeure important de mentionner que cette équation n'est pas apte à la représentation des réponses fonctionnelles de Type IV, lorsqu'une augmentation auprès de la densité d'une proie dangereuse diminue au contraire le potentiel de chasse des prédateurs.

En conclusion, l'équation Kovai présente plusieurs améliorations clés en comparaison aux équations de prédation existantes auprès de la littérature dans le contexte d'une simulation à temps discret. 1) Sa contribution principale est une meilleure cohérence théorique, en tout particulier, sa prévision de la prédation totale sous des conditions de population élevée de la proie ou du prédateur, de même que sa représentation du taux de croissance de la prédation totale au fur et à mesure que des individus de proie sont ajoutés au système. 2) L'équation Kovai combine également le « meilleur des deux mondes » entre les concepts de la dépendance au ratio et de la dépendance à la proie, et ce, de manière cohérente du point de vue mathématique, en ajustant pour la compétition entre prédateurs (partage de la proie entre les prédateurs lorsque la population de la proie devient limitante) tout en gardant la capacité de distinguer entre des différentes densités absolues de la population de la proie même lorsque le ratio de proie au prédateur demeure constant. 3) De même, l'équation offre, selon son paramétrage, une transition lisse (et cohérente du point de vue mathématique) entre les réponses fonctionnelles de Type II et de Type III.

## **11.6 Conclusion**

Le domaine de l'écologie est toujours en quête d'une équation qui représente les relations entre les proies et les prédateurs de manière cohérente du point de vue mathématique, et ce,

malgré la centralité de ces relations à toute modélisation écologique des dynamiques des populations. La présente recherche démontre que la grande majorité des équations en usage fréquent auprès des études écologiques d'ordre théorique de même qu'empirique ne répondent pas à plusieurs critères de base indispensables à la cohérence mathématique de ces équations. Nous proposons une liste de tels critères afin de faciliter l'évaluation des équations de prédation qui seront développées à l'avenir et, du même trait, proposons une nouvelle équation qui répond à chacun de ces critères. L'évaluation empirique de la nouvelle équation suggère qu'elle serait plus robuste envers les différences entre les formes de réponse fonctionnelle qui se retrouvent dans de différents contextes écologiques.

## **11.7 Remerciements**

Cette recherche bénéficia du support d'une bourse Découverte du CRSNG (no. RGPIN-2015-05554) octroyée à Jan Adamowski, de même que d'une Bourse de 3e cycle du FRQNT, d'une Bourse du CRDI aux chercheurs candidats au doctorat (no. 107759-99906075-017), d'une Bourse d'études supérieures du Canada Vanier et d'un Supplément pour études à l'étranger Michael-Smith (Programme de bourses d'études supérieures du Canada) octroyées à Julien Malard.

## **11.8 Contributions des auteurs**

JM effectua la recherche et écrivit l'article. JBN contribua à l'analyse mathématique. JA, HQM, NA et HTY supervisèrent le projet de recherche. Les auteurs ne déclarent aucun conflit d'intérêt.

## **11.9 Disponibilité des données**

Tout code et donnée nécessaire à la reproduction des analyses et des figures présentées au cours du présent article sont disponibles auprès du matériel supplémentaire.

## **11.10 Références**

Abrams PA. 2015. Why ratio dependence is (still) a bad model of predation. *Biological Reviews* 90: 794–814.

Abrams PA et Ginzburg LR. 2000. The nature of predation: Prey dependent, ratio dependent or neither? *Trends in Ecology and Evolution* 15: 337–41.

- Arditi R et Ginzburg LR. 1989. Coupling in predator-prey dynamics: Ratio-Dependence. *Journal of Theoretical Biology* 139: 311–26.
- Beddington JR. 1975. Mutual Interference Between Parasites or Predators and its Effect on Searching Efficiency. *The Journal of Animal Ecology* 44: 331.
- Berryman AA, Gutierrez AP, et Arditi R. 1995. Credible, Parsimonious and Useful Predator-Prey Models: A Reply to Abrams, Gleeson, and Sarnelle. *Ecology* 76: 1980–5.
- Chesson P et Kuang JJ. 2008. The interaction between predation and competition. *Nature* 456: 235–8.
- Crowley PH et Martin EK. 1989. Functional Responses and Interference within and between Year Classes of a Dragonfly Population. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 211–21.
- DeAngelis DL, Goldstein RA, et O'Neill RV. 1975. A Model for Tropic Interaction. *Ecology* 56: 881–92.
- Edwards RL. 1961. The Area of Discovery of Two Insect Parasites, *Nasonia vitripennis* (Walker) and *Trichogramma evanescens* Westwood, in an Artificial Environment. *Can Entomol* 93: 475–81.
- Eveleigh ES et Chant DA. 1982. Experimental studies on acarine predator–prey interactions: the effects of predator density on prey consumption, predator searching efficiency, and the functional response to prey density (Acarina: Phytoseiidae). *Can J Zool* 60: 611–29.
- Fernandez-Maldonado FJ, Gallego JR, Valencia A, et al. 2017. Cannibalism: Do risks of fighting and reprisal reduce predatory rates? *Community Ecology* 18: 87–96.
- Gelman A, Hwang J, et Vehtari A. 2014. Understanding predictive information criteria for Bayesian models. *Stat Comput* 24: 997–1016.
- Gleeson SK. 1994. Density Dependence is Better Than Ratio Dependence. *Ecology* 75: 1834–5.

- Hassell MP et Varley GC. 1969. New Inductive Population Model for Insect Parasites and its Bearing on Biological Control. *Nature* 223: 1133–7.
- Hoffman MD et Gelman A. 2014. The No-U-Turn Sampler: Adaptively Setting Path Lengths in Hamiltonian Monte Carlo. *Journal of Machine Learning Research* 15: 1593–623.
- Holling CS. 1959. The Components of Predation as Revealed by a Study of Small-Mammal Predation of the European Pine Sawfly. *Can Entomol* 91: 293–320.
- Hunter JD. 2007. Matplotlib: A 2D Graphics Environment. *Comput Sci Eng* 9: 90–5.
- Imbert C, Papaix J, Husson L, et al. 2020. Estimating population dynamics parameters of cabbage pests in temperate mixed apple tree-cabbage plots compared to control vegetable plots. *Crop Protection* 129: 105037.
- Jeschke JM, Kopp M, et Tollrian R. 2002. Predator Functional Responses: Discriminating Between Handling and Digesting Prey. *Ecological Monographs* 72: 95–112.
- Jeschke JM, Kopp M, et Tollrian R. 2004. Consumer-food systems: Why type I functional responses are exclusive to filter feeders. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 79: 337–49.
- Kfir R. 1983. Functional response to host density by the egg parasite *Trichogramma pretiosum*. *Entomophaga* 28: 345–53.
- Kratina P, Vos M, Bateman A, et Anholt BR. 2009. Functional responses modified by predator density. *Oecologia* 159: 425–33.
- Líznarová E et Pekár S. 2013. Dangerous prey is associated with a type 4 functional response in spiders. *Animal Behaviour* 85: 1183–90.
- Long WC, Popp J, Swiney KM, et Van Sant SB. 2012. Cannibalism in red king crab, *Paralithodes camtschaticus* (Tilesius, 1815): Effects of habitat type and predator density on predator functional response. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 422–423: 101–6.

- McKinney W. 2010. Data Structures for Statistical Computing in Python. In: Proceedings of the 9th Python in Science Conference.
- Mertz DB et Davies RB. 1968. Cannibalism of the Pupal Stage by Adult Flour Beetles: An Experiment and a Stochastic Model. *Biometrics* 24: 247.
- Michael Waskom, Olga Botvinnik, Drew O’Kane, et al. 2018. seaborn. Zenodo.
- Python Software Foundation (PSF). 2019. Python.
- Rogers D. 1972. Random Search and Insect Population Models. *Journal of Animal Ecology* 41: 369–83.
- Rohatgi A. 2019. WebPlotDigitizer.
- Royama T. 1971. A comparative study of models for predation and parasitism. *Res Popul Ecol* 13: 1–91.
- Salvatier J, Wiecki TV, et Fonnesbeck C. 2016. Probabilistic programming in Python using PyMC3. *PeerJ Computer Science* 2: e55.
- Sanchez C, Gamez M, Burguillo FJ, et al. 2018. Comparison of predator-parasitoid-prey interaction models for different host plant qualities. *Community Ecology* 19: 125–32.
- Sanders D, Thébault E, Kehoe R, et Veen FJF van. 2018. Trophic redundancy reduces vulnerability to extinction cascades. *PNAS* 115: 2419–24.
- Schenk D et Bacher S. 2002. Functional response of a generalist insect predator to one of its prey species in the field. *Journal of Animal Ecology* 71: 524–31.
- Schenk D, Bersier L-F, et Bacher S. 2005. An experimental test of the nature of predation: neither prey- nor ratio-dependent: Experimental test of functional response. *Journal of Animal Ecology* 74: 86–91.
- Skalski GT et Gilliam JF. 2001. Functional responses with predator interference: viable alternatives to the Holling Type II model. *Ecology* 82: 3083–92.

Taylor AD. 1988. Host Effects on Functional and Ovipositional Responses of *Bracon hebetor*.  
The Journal of Animal Ecology 57: 173.

Uttley M. 1980. A laboratory study of mutual interference between freshwater invertebrate predators.

Vehtari A, Gelman A, et Gabry J. 2017. Practical Bayesian model evaluation using leave-one-out cross-validation and WAIC. Stat Comput 27: 1413–32.

Walt S van der, Colbert SC, et Varoquaux G. 2011. The NumPy Array: A Structure for Efficient Numerical Computation. Comput Sci Eng 13: 22–30.

Watanabe S. 2013. A Widely Applicable Bayesian Information Criterion. Journal of Machine Learning Research 14: 867–97.

## 11.11 Appendice A : Dérivation des limites et dérivées non triviales

### 11.11.1 Dépendance à la proie Type II

Le modèle de dépendance à la proie de Holling Type II est spécifié comme suit (Holling 1959; Abrams et Ginzburg 2000) :

$$f(N, P) = \frac{\alpha N}{N + b}$$

$$g(N, P) = \frac{\alpha PN}{N + b}$$

Par conséquent :

$$\frac{dg}{dN} = \frac{\alpha P(N + b) - \alpha PN}{(N + b)^2} = \frac{\alpha Pb}{(N + b)^2}$$

Étant donné que toutes les variables sont des nombres non négatifs, l'expression

$\frac{Pb}{(N + b)^2}$  est elle aussi un nombre non négatif. Vu que  $\alpha \in [0, \infty)$ , l'expression

$\frac{dg}{dN} = \alpha \frac{Pb}{(N + b)^2}$  se situe donc elle aussi dans l'intervalle  $[0, \infty)$ .

### 11.11.2 Dépendance à la proie Type III

Le modèle de dépendance à la proie de Holling Type III se spécifie comme suit (Holling 1959; Abrams et Ginzburg 2000) :

$$f(N, P) = \frac{\alpha N^2}{N^2 + b}$$

$$g(N, P) = \frac{\alpha P N^2}{N^2 + b}$$

Par conséquent :

$$\frac{dg}{dN} = \frac{2 \alpha P N * (N^2 + b) - 2 N (\alpha P N^2)}{(N^2 + b)^2} = \frac{2 \alpha P N b}{(N^2 + b)^2}$$

Étant donné que toutes les variables sont des nombres non négatifs, l'expression

$2 \frac{PNb}{(N^2 + b)^2}$  est elle aussi un nombre non négatif. Vu que  $\alpha \in [0, \infty)$ , l'expression

$\frac{dg}{dN} = \alpha \frac{2PNb}{(N^2 + b)^2}$  se situe donc dans l'intervalle  $[0, \infty)$ .

### 11.11.3 Dépendance au ratio Type II

Le modèle de dépendance au ratio de Holling Type II se spécifie comme suit (Arditi et Ginzburg 1989; Abrams et Ginzburg 2000) :

$$f(N, P) = \frac{\alpha N/P}{N/P + b}$$

$$g(N, P) = \frac{\alpha N}{N/P + b}$$

Par conséquent :

$$\lim_{P \rightarrow 0} (f) = \lim_{P \rightarrow 0} \left[ \frac{\alpha N}{N + bP} \right] = \frac{\alpha N}{N} = \alpha$$

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (f) = \lim_{P \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha N}{N + bP} \right] = 0$$

$$\lim_{N \rightarrow 0} (f) = \frac{0}{0 + b} = 0$$



$$\lim_{N \rightarrow \infty} (f) = \lim_{N \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha/P}{1/P + b/N} \right] = \frac{\alpha/P}{1/P} = \alpha$$

$$\lim_{P \rightarrow 0} (g) = \frac{\alpha N}{\infty} = 0$$

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (g) = \frac{\alpha N}{0 + b} = \frac{\alpha N}{b}$$

$$\lim_{N \rightarrow 0} (g) = \frac{0}{0 + b} = 0$$

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (g) = \lim_{N \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha}{1/P + b/N} \right] = \frac{\alpha}{1/P} = \alpha P$$

$$dg/dN = \frac{\alpha [N/P + b] - \alpha N [1/P]}{[N/P + b]^2} = \frac{\alpha b}{[N/P + b]^2}$$

Étant donné que toutes les variables sont des nombres non négatifs, l'expression

$\frac{b}{[N/P + b]^2}$  représente elle aussi un nombre non négatif. Vu que  $\alpha \in [0, \infty)$ ,

l'expression  $\frac{dg}{dN} = \alpha \frac{b}{[N/P + b]^2}$  se situe donc dans l'intervalle  $[0, \infty)$ .

#### 11.11.4 Dépendance au ratio Type III

Le modèle de dépendance au ratio de Holling Type III est spécifié comme suit (Arditi et Ginzburg 1989; Abrams et Ginzburg 2000) :

$$f(N, P) = \frac{\alpha (N/P)^2}{(N/P)^2 + b}$$

$$g(N, P) = \frac{\alpha N^2/P}{(N/P)^2 + b}$$

Par conséquent :

$$\lim_{P \rightarrow 0} (f) = \lim_{P \rightarrow 0} \left[ \frac{\alpha N^2}{N^2 + bP^2} \right] = \frac{\alpha N^2}{N^2} = \alpha$$

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (f) = \lim_{P \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha N^2}{N^2 + bP^2} \right] = \frac{\alpha N^2}{\infty} = 0$$

$$\lim_{N \rightarrow 0} (f) = \frac{0}{0+b} = 0$$

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (f) = \lim_{N \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha/P^2}{1/P^2 + b/N^2} \right] = \frac{\alpha/P^2}{1/P^2} = \alpha$$

$$\lim_{P \rightarrow 0} (g) = \lim_{P \rightarrow 0} \frac{\alpha N^2}{[(N^2/P) + bP]} = 0$$

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (g) = \lim_{P \rightarrow \infty} \frac{\alpha N^2}{P[(N/P)^2 + b]} = 0$$

$$\lim_{N \rightarrow 0} (g) = \frac{0}{0+b} = 0$$

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (g) = \lim_{N \rightarrow \infty} \frac{\alpha/P}{(1/P)^2 + b/N^2} = \frac{\alpha/P}{(1/P)^2} = \alpha P$$

$$\frac{dg}{dN} = \frac{2\alpha N/P[(N/P)^2 + b] - \alpha(N^2/P)2N/P^2}{[(N/P)^2 + b]^2} = \frac{2\alpha b(N/P)}{[(N/P)^2 + b]^2}$$

Étant donné que toutes les variables sont des nombres non négatifs, l'expression

$\frac{b(N/P)}{[(N/P)^2 + b]^2}$  représente elle aussi un nombre non négatif. Vu que  $\alpha \in [0, \infty)$ ,

l'expression  $\frac{dg}{dN} = 2\alpha \frac{b(N/P)}{[(N/P)^2 + b]^2}$  se situe donc dans l'intervalle  $[0, \infty)$ .

### 11.11.5 Hassell-Varley Type I

Le modèle Hassell-Varley de Holling Type I est spécifié comme suit (Hassell et Varley 1969; Abrams et Ginzburg 2000) :

$$f(N, P) = \alpha(N/P^m)$$

$$g(N, P) = \alpha N P^{1-m}$$

Par conséquent,  $\frac{dg}{dN} = \alpha P^{1-m}$ , expression qui, étant donné  $\alpha \in [0, \infty)$ , se situe dans

l'intervalle  $[0, \infty)$ .

### 11.11.6 Hassell-Varley Type II

Le modèle Hassell-Varley de Holling Type II est spécifié comme suit (Hassell et Varley 1969; Abrams et Ginzburg 2000) :

$$f(N, P) = \frac{\alpha(N/P^m)}{(N/P^m) + b}$$

$$g(N, P) = \frac{\alpha NP^{1-m}}{(N/P^m) + b}$$

Par conséquent :

$$\lim_{P \rightarrow 0} (f) = \lim_{P \rightarrow 0} \left[ \frac{\alpha N}{N + bP^m} \right] = \begin{cases} \frac{\alpha N}{N + b}, & m = 0 \\ \alpha, & m > 0 \end{cases}$$

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (f) = \lim_{P \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha N}{N + bP^m} \right] = \begin{cases} \frac{\alpha N}{N + b}, & m = 0 \\ 0, & m > 0 \end{cases}$$

$$\lim_{N \rightarrow 0} (f) = \frac{0}{0 + b} = 0$$

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (f) = \lim_{N \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha 1/P^m}{1/P^m + b/N} \right] = \frac{\alpha 1/P^m}{1/P^m} = \alpha$$

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (g) = \lim_{P \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha NP^{1-m}}{(N/P^m) + b} \right] = \begin{cases} \frac{\alpha N * \infty}{N + b} = \infty, & m = 0 \\ \frac{\alpha N * \infty}{N/\infty + b} = \infty, & 0 < m < 1 \\ \frac{\alpha N}{N/\infty + b} = \frac{\alpha N}{b}, & m = 1 \end{cases} \begin{cases} \infty, & 0 \leq m < 1 \\ \alpha N/b, & m = 1 \end{cases}$$

### 11.11.7 Hassell-Varley Type III

Le modèle Hassell-Varley de Holling Type III est spécifié comme suit (Hassell et Varley 1969; Abrams et Ginzburg 2000) :

$$f(N, P) = \frac{\alpha (N/P^m)^2}{(N/P^m)^2 + b}$$

$$g(N, P) = \frac{\alpha (N^2/P^{2m-1})}{(N/P^m)^2 + b}$$

Par conséquent,

$$\lim_{P \rightarrow 0} (f) = \lim_{P \rightarrow 0} \left[ \frac{\alpha N^2}{N^2 + b * P^{2m}} \right] = \begin{cases} \frac{\alpha N^2}{N^2 + b}, & m=0 \\ \alpha, & 0 < m \leq 1 \end{cases}$$

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (f) = \lim_{P \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha N^2}{N^2 + b + P^{2m}} \right] = \begin{cases} \frac{\alpha N^2}{N^2 + b}, & m=0 \\ 0, & 0 < m \leq 1 \end{cases}$$

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (g) = \lim_{P \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha N^2}{(N^2/P) + b * P^{2m-1}} \right] = \begin{cases} \frac{\alpha N^2}{N^2/\infty + b * 0} = \infty, & 0 \leq m < 0,5 \\ \frac{\alpha N^2}{N^2/\infty + b * 1} = \frac{\alpha N^2}{b}, & m=0,5 \\ \frac{\alpha N^2}{N^2/\infty + b * \infty} = 0, & 0,5 < m \leq 1 \end{cases}$$

### 11.11.8 Beddington-DeAngelis

Le modèle de Beddington-DeAngelis est spécifié comme suit (Beddington 1975; DeAngelis et al. 1975) :

$$f(N, P) = \frac{\alpha N}{N + cP + b}$$

$$g(N, P) = \frac{\alpha NP}{N + cP + b}$$

Par conséquent,

$$\lim_{N \rightarrow 0} (f) = \frac{0}{cP + b} = 0$$

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (f) = \lim_{N \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha}{1 + (cP + b)/N} \right] = \frac{\alpha}{1} = \alpha$$

$$\lim_{P \rightarrow 0} (g) = \frac{0}{N+0+b} = 0$$

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (g) = \lim_{P \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha N}{c+(N+b)/P} \right] = \frac{\alpha N}{c}$$

$$\lim_{N \rightarrow 0} (g) = \frac{0}{cP+b} = 0$$

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (g) = \lim_{N \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha P}{1+(cP+b)/N} \right] = \frac{\alpha P}{1} = \alpha P$$

$$\frac{dg}{dN} = \frac{\alpha P [N+cP+b] - \alpha NP}{[N+cP+b]^2} = \frac{\alpha [cP^2+bP]}{[N+cP+b]^2}$$

Étant donné que toutes les variables sont des nombres non négatifs, l'expression

$$\frac{cP^2+bP}{[N+cP+b]^2} \text{ représente elle aussi un nombre non négatif. Vu que } \alpha \in [0, \infty) ,$$

l'expression  $\frac{dg}{dN} = \alpha \frac{cP^2+bP}{[N+cP+b]^2}$  se situe donc elle aussi dans l'intervalle  $[0, \infty)$  .

### 11.11.9 Crowley-Martin

Le modèle Crowley-Martin est spécifié comme suit (Crowley et Martin 1989) :

$$f(N, P) = \frac{\alpha N}{(1+bN)(1+c[P-1])}$$

$$g(N, P) = \frac{\alpha NP}{(1+bN)(1+c[P-1])}$$

Par conséquent,

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (f) = \lim_{N \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha}{(1/N+b)(1+c[P-1])} \right] = \frac{\alpha}{b(1+c[P-1])}$$

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (g) = \lim_{P \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha N}{(1+bN)(1/P+c[1-1/P])} \right] = \frac{\alpha N}{(1+bN)c}$$

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (g) = \lim_{N \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha P}{(1/N+b)(1+c[P-1])} \right] = \frac{\alpha P}{b(1+c[P-1])}$$

$$\frac{dg}{dN} = \frac{\alpha P}{1+c(P-1)} \left[ \frac{(1+bN)-bN}{(1+bN)^2} \right] = \frac{\alpha P}{[1+c(P-1)](1+bN)^2}$$

Étant donné que toutes les variables sont des nombres non négatifs, l'expression

$\frac{\alpha P}{(1+bN)^2}$  représente elle aussi un nombre non négatif, tandis que  $\frac{1}{[1+c(P-1)]}$  peut

être positif ou négatif. Par conséquent,  $\frac{dg}{dN}$  se situe dans l'intervalle  $(-\infty, \infty)$ .

### 11.11.10 Royama-Rogers

Le modèle Royama-Rogers est spécifié comme suit (Royama 1971; Rogers 1972) :

$$f(N, P) = N \left( 1 - e^{\frac{-\alpha P}{1 + \alpha T_h N}} \right)$$

$$g(N, P) = NP \left( 1 - e^{\frac{-\alpha P}{1 + \alpha T_h N}} \right)$$

Par conséquent,

$$\lim_{P \rightarrow 0} (f) = N(1 - e^0) = 0$$

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (f) = N(1 - e^{-\infty}) = N$$

$$\lim_{N \rightarrow 0} (f) = 0 * (1 - e^{\frac{-\alpha P}{1+0}}) = 0$$

La limite qui suit est de forme indéterminée ( $0 * \infty$ ) :

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (f) = \lim_{N \rightarrow \infty} \frac{\left( 1 - e^{\frac{-\alpha P}{1 + \alpha T_h N}} \right)'}{(-1/N^2)}$$

Par souci de simplicité, nous définissons les variables auxiliaires suivantes :  $a = \alpha P$  et  $b = \alpha T_h$ , de tel que

$$\left( 1 - e^{\frac{-a}{1+bN}} \right)' = -e^{\frac{-a}{1+bN}} * \frac{ab}{(1+bN)^2}$$

Par conséquent,

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (f) = \lim_{N \rightarrow \infty} \left[ e^{\frac{-a}{1+bN}} * \frac{ab}{(1+bN)^2} * N^2 \right] = \lim_{N \rightarrow \infty} \left[ e^{\frac{-a}{1+bN}} * \frac{ab}{1/N^2 + 2b/N + b^2} \right]$$

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (f) = e^0 * \frac{ab}{0+0+b^2} = \frac{a}{b} = \frac{P}{T_h}$$

Pour ce qui concerne la prédation totale :

$$\lim_{P \rightarrow 0} (g) = 0 * N(1 - e^0) = 0 * N * 0 = 0$$

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (g) = \infty * N(1 - e^{-\infty}) = \infty * N * 1 = \infty$$

$$\lim_{N \rightarrow 0} (g) = P * \lim_{N \rightarrow 0} (f) = 0$$

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (g) = P * \lim_{N \rightarrow \infty} (f) = \frac{P^2}{T_h}$$

$$\frac{dg}{dN} = P(1 - e^{\frac{-\alpha P}{(1+\alpha T_h N)}}) - PN \frac{\alpha^2 P T_h}{(1+\alpha T_h N)^2} * e^{-\alpha P/(1+\alpha T_h N)}$$

En définissant  $v = e^{-a/(1+bN)}$  et selon les définitions de  $a$  et de  $b$  telles qu'établies ci-dessus,

$$\frac{dg}{dN} = P(1 - v) - PN \left( \frac{ab}{(1+bN)^2} \right) v = P \left[ 1 - v \left( 1 + \frac{Nab}{(1+bN)^2} \right) \right]$$

$$g'(N=0) = P[1 - e^{-a}] \in [0, \infty)$$

Étant donné que  $\lim_{N \rightarrow \infty} \frac{dg}{dN} = 0$  et que  $\frac{d^2g}{dN^2}$  est négatif tant que  $a, b, N \in [0, \infty)$ , la dérivée  $dg/dN$  doit elle aussi se situer dans l'intervalle  $[0, \infty)$ .

### 11.11.11 Kovai

L'équation de prédation Kovai est spécifiée comme suit :

$$f(N, P) = \alpha(1 - e^{-Nu/(\alpha P)})$$

$$g(N, P) = \alpha P(1 - e^{-Nu/(\alpha P)})$$

$$u = 1 - \frac{b}{N}(1 - e^{-N/b})$$

Les limites du taux de prédation  $f$  sous des conditions extrêmes de  $N$  et de  $P$  se calculent comme suit :

$$\lim_{P \rightarrow 0} (f) = \alpha [1 - \lim_{P \rightarrow 0} (e^{-Nu/(\alpha P)})] = \alpha [1 - 0] = \alpha$$

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (f) = \alpha [1 - \lim_{P \rightarrow \infty} (e^{-Nu/(\alpha P)})] = \alpha [1 - 1] = 0$$

$$\lim_{N \rightarrow 0} (f) = \alpha [1 - \lim_{N \rightarrow 0} (e^{[-N+b(1-e^{-Nb})]/(\alpha P)})] = \alpha [1 - e^0] = 0$$

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (f) = \alpha [1 - \lim_{N \rightarrow \infty} (e^{-Nu/(\alpha P)})] = \alpha [1 - e^{-\infty}] = \alpha$$

Les limites du taux de prédation total sous des conditions extrêmes de  $N$  et de  $P$  se calculent comme suit :

$$\lim_{P \rightarrow 0} (g) = \alpha * 0 * [1 - e^{-\infty}] = 0$$

La limite de  $g$  tandis que la population des prédateurs approche l'infini se calcule comme suit :

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (g) = \lim_{P \rightarrow \infty} [\alpha P (1 - e^{-Nu/(\alpha P)})]$$

Cette limite étant de forme indéterminée  $\infty * 0$ , nous reformulons l'expression et appliquons la règle de l'Hôpital :

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (g) = \lim_{P \rightarrow \infty} \frac{\alpha (1 - e^{-Nu/(\alpha P)})}{1/P} = \lim_{P \rightarrow \infty} \frac{\frac{Nu}{P^2} e^{-Nu/(\alpha P)}}{1/P^2} = \lim_{P \rightarrow \infty} [Nu * e^{-Nu/(\alpha P)}] = Nu * 1 = Nu$$

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (g) = \alpha P \lim_{N \rightarrow \infty} (1 - e^{-Nu/(\alpha P)}) = \alpha P (1 - 0) = \alpha P$$

La dérivée de  $g$  par rapport à  $N$  se calcule comme suit :

$$\frac{dg}{dN} = \alpha P \frac{d}{dN} [1 - e^{[-N+b(1-e^{-Nb})]/(\alpha P)}]$$

Définissons  $x = N - b(1 - e^{-N/b})$ , ce qui donne :



$$\frac{dg}{dN} = \alpha P \frac{d}{dN} [1 - e^{-xI(\alpha P)}] = \alpha P \frac{d}{dx} [1 - e^{-xI(\alpha P)}] \frac{dx}{dN}$$

$$\frac{dx}{dN} = 1 - b \left( \frac{1}{b} e^{-N/b} \right) = 1 - e^{-N/b}$$

Par conséquent :

$$\frac{dg}{dN} = \alpha P \left[ \frac{e^{-xI(\alpha P)}}{\alpha P} \right] [1 - e^{-N/b}] = [1 - e^{-N/b}] * e^{[-N+b(1-e^{-N/b})]I(\alpha P)}$$

Lorsque N et b se situent dans l'intervalle  $[0, \infty)$  , l'expression  $1 - e^{-N/b}$  se situera dans l'intervalle  $[0, 1)$  .

La deuxième partie de la dérivée est également bornée de manière similaire, tel que démontré ci-dessous :

$$e^{[-N+b(1-e^{-N/b})]I(\alpha P)} = e^{-xI(\alpha P)}$$

En premier lieu, confirmons que x se situe dans l'intervalle  $[0, \infty)$  tant que  $N, b \in [0, \infty)$  :

$$x(N=0) = 0 - b(1 - e^0) = 0$$

Étant donné que  $\frac{dx}{dN} = 1 - e^{-N/b}$  se situe dans l'intervalle  $[0, 1)$  , x doit être un nombre non négatif tant que  $N, b \in [0, \infty)$  . Par conséquent,  $e^{-xI(\alpha P)}$  se situe également dans l'intervalle  $(0, 1]$  et  $\frac{dg}{dN}$  dans l'intervalle  $[0, 1)$  .

## 11.12 Appendice B : Tableau supplémentaire

Tableau 11.3: CILA, soit « Critère d'information largement applicable » (en premier) et classement (en parenthèses) de chaque équation lorsqu'appliquée aux différents ensembles de données. Un classement ou une valeur de CILA plus proche de 0 indique un meilleur ajustement du modèle. Les noms des ensembles de données sont reproduits tel qu'ils apparaissent dans le code du matériel supplémentaire. KV : Kovai; DP : Dépendance à la proie; DR : Dépendance au ratio; HV : Hassell-Varley; BD : Beddington-DeAngelis; CM : Crowley-Martin; RR : Royama-Rogers. Les chiffres romains suivant les équations DP, DR et HV indiquent la forme de réponse fonctionnelle de Holling.

	KV	DPI	DPII	DPIII	DRI	DRII	DRIII	HVI	HVII	HVIII	BD	CM	RR
Kratina et al, 2009, F	544 (5)	708 (10)	704 (9)	715 (11)	648 (7)	514 (4)	663 (8)	473 (1)	472 (0)	570 (6)	506 (3)	475 (2)	2408 (12)
Schenk et al, 2005, F	22,4 (2)	32,7 (8)	33,0 (10)	29,8 (7)	27,2 (3)	27,4 (4)	20,3 (0)	28,9 (5)	28,9 (6)	21,7 (1)	32,9 (9)	41,4 (11)	53,2 (12)
Long et al, 2012: Exp 2, F : Sand	53,2 (0)	145 (9)	69,1 (5)	1,56e6 (12)	177 (11)	54,1 (1)	71,0 (6)	155,1 (10)	56,4 (2)	71,7 (7)	56,6 (3)	66,9 (4)	123,3 (8)
Kfir 1983, F	142 (2)	768 (9)	170 (6)	273 (8)	1,31e3 (11)	143 (4)	183,5 (7)	815,1 (10)	128,6 (0)	143,1 (3)	135,1 (1)	148,9 (5)	1,35e3 (12)
Edwards 1961: Nasonia-Musca, F	231 (2)	394 (10)	318 (9)	317 (8)	400 (11)	232 (3)	228 (1)	295 (7)	233 (5)	227 (0)	232 (4)	245 (6)	907 (12)
Edwards 1961: Trichogramma- Sitotroga, F	255 (4)	959 (11)	787 (10)	768 (9)	532 (8)	227 (0)	299 (6)	412 (7)	228 (1)	274 (5)	239 (2)	243 (3)	3,13e3 (12)
Edwards 1961: Trichogramma- Sitotroga 48-54, F	68,8 (11)	55,0 (10)	53,5 (9)	52,2 (8)	45,9 (7)	42,2 (5)	40,8 (2)	41,4 (3)	40,3 (1)	39,0 (0)	42,1 (4)	42,9 (6)	136 (12)
Eveleigh & Chant	131	673	120	120	182	122	122	176	113	115	111	119	665

	KV	DPI	DPII	DPIII	DRI	DRII	DRIII	HVI	HVII	HVIII	BD	CM	RR
1982: Phytoseiulus proto, F	(8)	(12)	(4)	(5)	(10)	(6)	(7)	(9)	(1)	(2)	(0)	(3)	(11)
Eveleigh & Chant 1982: Amblyseius proto, F	156 (4)	1,20e3 (11)	295 (10)	291 (9)	185 (8)	153 (3)	160 (5)	165 (7)	138 (1)	152 (2)	137 (0)	163 (6)	1,47e3 (12)
Eveleigh & Chant 1982: Phytoseiulus deuto, F	120 (5)	798 (11)	160 (9)	162 (10)	145 (8)	114 (2)	118 (4)	139 (7)	108 (1)	115 (3)	107 (0)	134 (6)	855 (12)
Eveleigh & Chant 1982: Amblyseius deuto, F	123 (2)	1,38e3 (11)	407 (9)	408 (10)	129 (3)	122 (0)	154 (8)	130 (4)	122 (1)	148 (7)	135 (6)	131 (5)	1,69e3 (12)
Mertz & Davies 1968, F	1,16e4 (12)	1,45e3 (1)	1,57e3 (4)	2,71e3 (10)	2,60e3 (8)	2,67e3 (9)	1,94e3 (7)	1,51e3 (2)	1,61e3 (5)	579 (0)	1,68e3 (6)	1,56e3 (3)	3,12e3 (11)
Taylor 1988, F : Medium A, kühniella	79 (4)	164 (11)	110 (8)	136 (10)	114 (9)	72 (2)	91 (5)	99 (7)	71 (1)	93 (6)	70 (0)	75 (3)	325 (12)
Taylor 1988, F : Small A, Kühniella	53 (0)	102 (11)	66 (7)	76 (9)	83 (10)	57 (6)	56 (4)	75 (8)	56 (5)	55 (3)	54 (1)	55 (2)	159 (12)
Taylor 1988, F : Medium P, interpunctella	71 (3)	217 (11)	157 (9)	188 (10)	102 (7)	76 (4)	107 (8)	79 (5)	68 (2)	98 (6)	67 (1)	67 (0)	520 (12)
Taylor 1988, F :	69	193	131	167	119	76	93	91	68	87	66	74	441

	<b>KV</b>	<b>DPI</b>	<b>DPII</b>	<b>DPIII</b>	<b>DRI</b>	<b>DRII</b>	<b>DRIII</b>	<b>HVI</b>	<b>HVII</b>	<b>HVIII</b>	<b>BD</b>	<b>CM</b>	<b>RR</b>
Small P, interpunctella	(2)	(11)	(9)	(10)	(8)	(4)	(7)	(6)	(1)	(5)	(0)	(3)	(12)
Uttley 1980: Fig 4,3,1, F	120 (0)	237 (11)	134 (7)	136 (8)	171 (10)	121 (3)	124 (5)	159 (9)	121 (2)	121 (4)	120 (1)	126 (6)	317 (12)
Uttley 1980: Fig 8,3,2, F	114 (3)	168 (9)	114 (4)	118 (6)	181 (10)	118 (7)	115 (5)	2,27e6 (12)	112 (0)	113 (2)	112 (1)	161 (8)	211 (11)

# **12 Chapitre 12 : Modelling predation: Theoretical criteria and empirical evaluation of functional form equations for predator-prey systems**

## **12.1 Abstract**

Correct modelling of relationships between predators and prey is crucial to ecological and population dynamics models. However, and despite a long-standing competition between ratio and prey-dependent models (and a few alternative intermediate forms) in the literature, most equations currently used to represent such relationships do not meet theoretical criteria for biological consistency. This research proposes a set of universally applicable criteria for all predation equations and shows that the most commonly used predation equations in the literature fail to meet these same criteria. We follow with a proposal for a new predation equation that does meet these criteria, which combines both prey and ratio-dependent concepts while giving reasonable predictions in the cases of both high predator or high prey densities. We show its empirical performance by applying the new equation, along with existing alternatives, to various experimental predation datasets from the literature. Results show that the new equation is not only more mathematically consistent than existing equations, but also performs more consistently empirically across different datasets from various ecological situations. This research is the first to propose a systematic set of criteria to evaluate predation equations and then to offer an equation that meets these criteria and also performs well both theoretically and empirically across datasets from a wide range of predation systems.

## **12.2 Introduction**

Correctly representing the relationship between predators and prey is a key challenge to all attempts at modelling trophic interactions and population dynamics (Kratina et al. 2009). A wide range of predation equations is currently available in the ecological literature to calculate predation rates (prey consumed per predator per unit time) based on an independent variable (prey density, predator density, or both) and one or more empirical parameters (Abrams and Ginzburg 2000). These equations can be, very generally, classified according to the independent variable and the mathematical form (functional response) of the equation that links this variable to predation rates.

Considering the independent variable, predation equations are often divided into prey-dependent (where the prey population ( $N$ ) is the only independent variable) and ratio-dependent equations (where the ratio between prey and predator ( $P$ ) populations,  $NP$ , is used as an independent variable). A wide variety of intermediate forms have also been proposed. Of these, we here mention some of the most commonly used, the Hassell-Varley forms (Hassell and Varley 1969) and the Beddington-DeAngelis equation ( $\alpha N / ((N + cP + b))$ ) (Beddington 1975; DeAngelis et al. 1975). (Beddington 1975; DeAngelis et al. 1975). The former represent a compromise between prey and ratio dependence, where the  $N/P$  prey-predator ratio is replaced by  $N/P^m$ , where  $m$  is a parameter in the range [0,1] that allows the function to transition smoothly between either prey or ratio dependence. The Beddington-DeAngelis equation, on the other hand, incorporates both  $N$  and  $P$ , but not in pure ratio form.

Functional responses, on the other hand, are generally categorised as Type I (linearly increasing,  $y = \alpha x$ ), Type II (logarithmic-type growth;  $y = \alpha x / (x + b)$ ), Type III (sigmoidal type growth;  $y = \alpha x^2 / (x^2 + b)$ ), and Type IV (increasing to a peak, followed by a decreasing response) functional responses (Holling 1959), where  $x$  is the independent variable ( $N$  in the case of prey dependence and  $NP$  in the case of ratio dependence). Type I rarely occurs (with the notable exception of filter feeders) (Jeschke et al. 2004), Type II indicates predator saturation, and Type III combines predator saturation at high prey densities with sigmoidal growth in predation at lower prey densities (which could be caused by the saturation of limited prey refuges in the habitat, or be indicative of preferential prey switching or learning by the predator). Type IV would occur in the case of dangerous prey (Líznavá and Pekár 2013), where higher prey densities actually diminish the predator's capacity to feed.

Some equations (Hassell-Varley, prey-dependent, and ratio-dependent forms) can be combined with all response types, while others (such as Beddington-DeAngelis) do not lend themselves to such modifications but intrinsically generate functional forms similar to one or more of the Holling forms. For a comprehensive in-depth review of functional response equations, the reader is referred to (Jeschke et al. 2002).

None of these equations, however, is completely satisfactory from a theoretical standpoint. Ratio dependence is unrealistic at low absolute prey densities, when the physical scarcity of prey is likely to decrease predation rates as predators spend most of their time searching, even

if the predator population is itself very low and the prey-predator ratio correspondingly high (Abrams and Ginzburg 2000). Ratio dependent equations also produce what have been described as “unusual” results (namely, infinite prey availability per predator) as predator density declines towards 0 (Gleeson 1994). On the other hand, prey dependence is unrealistic at low prey-predator ratios, when predators must necessarily divide available prey amongst themselves (Abrams and Ginzburg 2000), and studies have found experimental data partially between ratio and prey dependence (Schenk et al. 2005).

There is therefore a need for an equation that encompasses both ratio and prey dependence processes; while alternatives include equations of intermediate form partially between ratio and prey dependence, their formulations, as will be discussed later, do not necessarily guarantee mathematically sound resolution of the different issues faced by each extreme. For instance, the transition between prey and ratio dependence in the Hassell-Varley forms is dependent on a parameter, not on prey or predator populations, while the theoretical considerations mentioned in the preceding paragraph suggest that population levels are important in determining when either relationship is more appropriate. Switching between equations based on the nature of predator interference in the system has also been proposed (Skalski and Gilliam 2001).

There is therefore a need for clear criteria and expected behaviours for all useful predation equations, especially in the context of discrete time models, which may promote a more standardised development of predation equations that are widely useful across various population densities and ratios. Such a list of criteria has been previously proposed by (Berryman et al. 1995), but most relate to complete predator-prey models and not to the predation function itself. Of the criteria that do apply are that predators “must have finite appetites” and that the potential for intraspecific competition should be included, criteria which disqualify prey-dependent equations. However, these criteria apply only to per predator feeding rates and do not include important conditions regarding total predation rates under extreme (high or low) prey or predator populations.

Despite the long-standing debate, many of these issues have still not been satisfactorily resolved (Abrams 2015), and these equations are widely used in theoretical and practical research, despite their previously identified shortcomings. Even prey dependence and Type I functional responses, which have been shown to be in most ecological systems generally inferior to other (though imperfect) alternatives (Abrams and Ginzburg 2000; Jeschke et al.

2004) have been recently used as part of larger ecological and population dynamics models (Chesson and Kuang 2008; Sanchez et al. 2018; Sanders et al. 2018; Imbert et al. 2020).

These shortcomings occur because most of these equations are built upon assumptions (mainly non-extreme prey and predator population densities) that are unlikely to hold true under natural conditions when applied to discrete time steps (as they most often are in prediction modelling and in many field studies). These are structural equation (model) errors, which cannot be circumvented through parametrisation and calibration. As such, the predictions of these equations under extreme conditions (such as those often seen in agriculture or other human-managed systems) may be invalid. For instance, equations whose assumptions do not hold under conditions of very high predator density (Gleeson 1994; Abrams and Ginzburg 2000) are unlikely to give correct predictions with regards to augmentative biocontrol efforts, where large numbers of predators or parasitoids are released into the field. This is a major impediment to the successful application of predator-prey equations to ecological, and, especially, agroecological modelling. As Kratina et al. (2009) have observed, “choosing appropriate functional responses is crucial for adequate predictions of food web dynamics. When ratio dependence is incorporated into predator–prey models their stability is usually enhanced,” highlighting the importance of improved functional response equations to ecological model behaviour and reliability.

This paper addresses this gap in the literature by 1) proposing a standard set of criteria that all useful predation equations should observe when applied to discrete time steps, 2) showing that the majority of equations available in the literature fail to meet one or several of these conditions, and 3) proposing a new equation (“Kovai equation”) for modelling predation rates that does meet these criteria. The paper concludes with 4) a comparative evaluation of the performance of all reviewed equations by applying them to a range of predation datasets from the literature to demonstrate the practical improvements offered by the improved predation equation formulation. This is the first research article to comprehensively address limitations in existing predation equations and to offer a mathematically sound improvement to these equations that performs well both theoretically and empirically.

### **12.3 Standard criteria for predation functions**

Predation equations may be defined as the predation rate per predator per unit time,  $f(N, P)$ , or as the total predation rate per unit time,  $g(N, P) = P * f(N, P)$  where  $N$  and  $P$  are the prey and predator densities, respectively. The following sections present a



proposed set of standard criteria for predation equations when applied to discrete time step simulations, followed by a proposed equation that satisfies them. In the following sections,  $\alpha$  denotes the maximum feeding rate for the predator, or the amount of prey per unit time that an individual predator can consume if no time is wasted searching for prey.

As comparison, commonly used equations from the literature were evaluated according to the same criteria, including prey-dependent, ratio-dependent, and the intermediate Hassell-Varley equation (Hassell and Varley 1969), each combined with Type I, II and III Holling functional response forms (Holling 1959; Abrams and Ginzburg 2000). Three other equations which do not lend themselves to combination with distinct Holling functional response forms, the Beddington-DeAngelis equation (Beddington 1975; DeAngelis et al. 1975), the Crowley-Martin equation (Crowley and Martin 1989), and the Royama-Rogers equation (Royama 1971; Rogers 1972; Kfir 1983) were also tested. See Table 12.2 for a full definition of each equation.

### 12.3.1 Behaviour at high prey density

As prey density increases, predation per predator should, at most, asymptotically approach the maximum feeding rate for the predator. In mathematical terms,  $0 \leq \lim_{N \rightarrow \infty} f(N, P) \leq \alpha$  , and, by extension,  $0 \leq \lim_{N \rightarrow \infty} g(N, P) \leq aP$  .

### 12.3.2 Behaviour at low prey density

As prey density approaches 0, both total as well as per predator predation should tend towards 0, that is,  $\lim_{N \rightarrow 0} f(N, P) = \lim_{N \rightarrow 0} g(N, P) = 0$  .

### 12.3.3 Behaviour at high predator density

As predator density increases, overall predation should increase asymptotically towards the total prey population available, or, potentially, to a lesser value. The latter could be caused by the presence of some habitat niches that offer complete predation protection to a limited number of prey, or else due to interference between predator individuals. At the same time, prey availability per predator should decrease as predators begin competing for prey. In mathematical terms,  $\lim_{P \rightarrow \infty} g(N, P) \leq N$  , though  $\lim_{P \rightarrow \infty} f(N, P) = 0$  .

### 12.3.4 Behaviour at low predator density

On the other hand, as predator density decreases, the total predation should also approach 0:  $\lim_{P \rightarrow 0} g(N, P) = 0$ . While predation per predator may vary, in no case should it be higher than the maximum feeding rate per predator; that is,  $0 \leq \lim_{P \rightarrow 0} f(N, P) \leq \alpha$ .

### 12.3.5 Other considerations

Finally, many equations consider the functional response of predation rates to be dependent of a measure of prey abundance (often prey density or else the prey-predator ratio), based on the assumption that predation rates are not a constant function of prey abundance and will instead likely change nonlinearly along with prey abundance (for instance, due to predator saturation, or else to the existence of niches where a subpopulation of prey may be partially shielded from predation). Two of the three types (Type II and Type III) of functional response proposed by Holling (Holling 1959), and widely used since, were designed to model such effects.

However, although one may reasonably expect that additional prey added to a system may be more vulnerable to predation than already present prey (due, for instance, to the saturation of protected niches), the addition of new prey should in no circumstance increase the instantaneous predation risk for prey that was already present. In other words, adding 1 unit of prey cannot increase total predation by more than 1 unit of prey, or, mathematically,

$$0 \leq \frac{dg}{dN} \leq 1.$$

### 12.3.6 The Kovai equation

As can be later seen in Table 12.2, most equations currently used for modelling predation fail in at least one of the above-mentioned criteria. We here describe a new equation, which we propose to call by the name of the city where research leading to its development was conducted.

$$f(N, P) = \alpha (1 - e^{-Nu/(\alpha P)})$$
$$u = 1 - \frac{b}{N} (1 - e^{-N/b})$$

The first part of the Kovai equation takes the ratio between predator and prey into account, partitioning available prey amongst the predators present. In this sense, the Kovai equation is

similar to a ratio-dependent equation, but instead of using the raw prey density to calculate the prey-predator ratio, a measure of effective prey availability,  $u$ , is used that takes the scarcity of the prey (and prey refuges) into account and ranges between 0 and 1. This performs a similar purpose as the Holling Type III functional response, but retains the notable advantage that  $\frac{d}{dN} u N = 1 - e^{-N/b}$ , which is in the range  $[0, 1)$  for non-negative  $b$ ,

thereby ensuring that the effective prey availability will never increase faster than the prey density itself does.  $b$  may be interpreted as the maximum capacity of prey refuges

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (N - Nu) = \lim_{N \rightarrow \infty} [N - N + b(1 - e^{-N/b})] = b$$

which  $e^{-1} \approx 36,8\%$  of the prey is accessible to the predator.

At low values of  $b$ , the equation presents a functional response form similar to the Holling Type II form, allowing this parameter to control the functional response form of the equation. In addition, the fact that  $u$  is dependent on  $N$  and not on the ratio  $N/P$  enables the Kovai equation to account for prey scarcity in a similar manner to prey-dependent equations.

## 12.4 Methods (empirical study)

12 experimental studies with predation (functional response) data were taken from the literature, for a total of 29 distinct datasets (Table 12.1). Where data was only available in the form of figures instead of tables, these were first digitised using the web version of WebPlotDigitizer (Rohatgi 2019). All analyses were run in Python 3.7 (Python Software Foundation (PSF) 2019), using the libraries Numpy (van der Walt et al. 2011), Pandas (McKinney 2010) and PyMC3 (Salvatier et al. 2016 p. 3) for mathematical analyses; graphs were plotted using Seaborn (Michael Waskom et al. 2018) and Matplotlib (Hunter 2007). All data and code used to run the analyses and plot the figures present in this article are included in the supplementary material.

*Table 12.1: Studies and datasets used in the analyses. PD indicates prey dependence, RD ratio dependence, HV Hassell-Varley, CM Crowley-Martin, RR Royama-Rogers, BD Beddington-DeAngelis, and O other equations not reviewed in this study. Roman numerals indicate Holling functional response form. Only equations finally recommended or identified as giving good fit by the authors of the corresponding study are mentioned in the last column.*

Reference	No. datasets	System studied	Equations used
Kratina <i>et al.</i> (2009)	1	Benthic flatworm-paramecium	BD*, HV III, RD III
Fernandez-	1	Cannibalism in <i>Nabis</i>	O I

Maldonado <i>et al.</i> (2017)		<i>pseudoferus</i>	
Líznavá and Pekár (2013)	5	Spider-ant (various species)	O IV
Schenk <i>et al.</i> (2005)	1	Paper wasp-shield beetle	HV III
Schenk and Bacher (2002)	2	Paper wasp-shield beetle	O III
Long <i>et al.</i> (2012)	4	Cannibalism in red king crab	PD II
Kfir (1983)	1	Egg parasitoid of <i>Phthorimaea operculella</i>	RR
Edwards (1961)	3	Parasitism (various species)	None
Eveleigh and Chant (1982)	4	Predatory mites	HV
Mertz and Davies (1968)	1	Cannibalism in flour beetles	O
Taylor (1988)	4	Ectoparasitism (various prey)	RR **
Uttley (1980)***	2	Damselfly/back swimmer-cladoceran	CM, HV II****

---

\* Slightly modified to give a Type III functional response.

\*\* Slightly modified.

\*\*\* Data and best-fit equations from figure in Skalski and Gilliam (2001).

Each of the equations in Table 12.2 was calibrated using Bayesian inference (Hamiltonian Monte Carlo No U-Turn Sampler algorithm (Hoffman and Gelman 2014)) with each of the datasets, using weakly informative priors.

In the case of experiments where prey densities were held constant (theoretically infinite predation opportunities), the functional response was modelled with a Poisson distribution as follows:

$$y \sim \text{Poisson}(\mu * n)$$

where  $y$  is the total number of predation events observed (across all replicates),  $n$  is the number of replicates, and  $\mu$  is calculated according to each equation's specification.

When (as was most often the case) prey were not replaced to maintain constant density throughout the experiment, the data was modelled with a Binomial distribution:

$$y \sim \text{Binomiale}(n = N * n, p = \min(\mu / N, 0.999))$$

with the same parameter definitions as above, and  $N$  being the initial number of prey. Note that  $p$  had to be bounded to avoid overflows with several equation types.

Following calibration, each equation's performance within a dataset was ranked according to the Widely-applicable Information Criterion (WAIC) (Watanabe 2013; Vehtari et al. 2017), which takes the number of parameters into account (and penalises equations with more parameters in order to avoid overfitting) and was recommended over the Akaike Information Criterion (AIC) for use in Bayesian analysis (Gelman et al. 2014); lower scores indicate better model fit.

## 12.5 Results and discussion

### 12.5.1 Theoretical study

As indicated in Table 12.2, none of the equations currently available in the literature fulfills the criteria proposed in Section 11.3, which casts doubt on their ability to generate accurate predictions for systems where predator or prey concentrations deviate significantly from static equilibrium conditions. The new proposed equation, however, did yield satisfactory results with regards to all conditions.

Only expectations with regards to equation behaviour under conditions where prey populations approach 0 were uniformly respected, meaning that all equations evaluated did accurately predict that per predator and total predation rates fall to 0 when prey populations disappear. However, each of the other conditions was violated by one or more equation.

As could be expected, prey-dependent equations performed poorly in conditions of high predator densities, while ratio-dependent and Hassell-Varley equations fared better in these conditions. However, Type I predation responses caused problematic behaviour under conditions of high prey densities in all equation types.

Particularly problematic, however, were cases where total predation rates under very high predator densities either exceeded the total prey population outright (e.g.,  $\lim_{P \rightarrow \infty} (g) = \infty$ ) or else could exceed it under certain parametrisations of the equations (e.g.,  $\lim_{P \rightarrow \infty} (g) = \alpha N / b$ ). In fact, only the new proposed Kovai equation showed consistent behaviour with regards to total predation rates under high predator densities. Additionally, none of the equations from the literature correctly predicted the rate of total predation increase upon the addition of an additional prey. In many circumstances, increasing the prey density by 1 could lead to a much

larger increase in total predation rates, suggesting that the addition of one prey individual to a system could greatly increase the predation of the other prey individuals already in the system. Such behaviour seems unrealistic in the real world and could, in modelling studies, lead to the prediction of higher predation rates than would be expected. Only the Kovali equation showed consistent behaviour in this regard.

Table 12.2: Comparison of critical extreme condition properties of common predation equations. T indicates Holling response type (I, II or III).  $f(N,P)$  represents the predation rate per predator and  $g(N,P)=P*f(N,P)$  represents the total predation rate, where  $\alpha$  is the theoretical maximum predation rate per predator,  $N$  and  $P$  are the prey and predator densities, respectively,  $T_h$  is the handling time per prey and other variables are empirical constants.  $\alpha, b, c \in [0, \infty)$ ;  $m \in [0, 1]$ . Shaded squares indicate undesirable behaviours as compared to the ideal equation. See Appendix A: Calculation of non-trivial limits and derivatives for details on the calculation of the results presented here.

Equation	$f(N,P)$	$\lim_{P \rightarrow 0} (f)$	$\lim_{P \rightarrow \infty} (f)$	$\lim_{N \rightarrow 0} (f)$	$\lim_{N \rightarrow \infty} (f)$	$\lim_{P \rightarrow 0} (g)$	$\lim_{P \rightarrow \infty} (g)$	$\lim_{N \rightarrow 0} (g)$	$\lim_{N \rightarrow \infty} (g)$	$dg/dN$	Reference	
Ideal equation		$[0, \alpha]$	0	0	$[0, \alpha]$	0	$[0, N]$	0	$[0, \alpha P]$	$[0, 1]$		
Prey dependence	T I	$\alpha N$	$\alpha N$	$\alpha N$	0	$\infty$	0	$\infty$	0	$\infty$	$[0, \infty)$	(Holling 1959; Abrams and Ginzburg 2000)
	T II	$\frac{\alpha N}{N+b}$	$\frac{\alpha N}{N+b}$	$\frac{\alpha N}{N+b}$	0	$\alpha$	0	$\infty$	0	$\alpha P$	$[0, \infty)$	
	T III	$\frac{\alpha N^2}{N^2+b}$	$\frac{\alpha N^2}{N^2+b}$	$\frac{\alpha N^2}{N^2+b}$	0	$\alpha$	0	$\infty$	0	$\alpha P$	$[0, \infty)$	
Ratio dependence	T I	$\alpha N/P$	$\infty$	0	0	$\infty$	$\alpha N$	$\alpha N$	0	$\infty$	$[0, \infty)$	(Holling 1959; Arditi and Ginzburg 1989)
	T II	$\frac{\alpha N/P}{N/P+b}$	$\alpha$	0	0	$\alpha$	0	$\frac{\alpha N}{b}$	0	$\alpha P$	$[0, \infty)$	
	T III	$\frac{\alpha (N/P)^2}{(N/P)^2+b}$	$\alpha$	0	0	$\alpha$	0	0	0	$\alpha P$	$[0, \infty)$	
Beddington-DeAngelis	$\frac{\alpha N}{N+cP+b}$	$\frac{\alpha N}{N+b}$	0	0	$\alpha$	0	$\frac{\alpha N}{c}$	0	$\alpha P$	$[0, \infty)$	(Beddington 1975; DeAngelis et al. 1975)	
Crowley-Martin	$\frac{\alpha N}{(1+bN)(1+c[P-1])}$	$\frac{\alpha N}{(1+bN)*(1-c)}$	0	0	$\frac{\alpha P}{b+bc(P-1)}$	0	$\frac{\alpha N}{(1+bN)c}$	0	$\frac{\alpha P}{b+bc(P-1)}$	$(-\infty, \infty)$	(Crowley and Martin 1989)	
Royama-Rogers	$N(1-e^{\frac{-\alpha P}{1+\alpha T_h N}})$	0	N	0	$\frac{P}{T_h}$	0	$\infty$	0	$\frac{P^2}{T_h}$	$[0, \infty)$	(Royama 1971; Rogers 1972; Kfir 1983)	

Equation	$f(N,P)$	$\lim_{P \rightarrow 0} (f)$	$\lim_{P \rightarrow \infty} (f)$	$\lim_{N \rightarrow 0} (f)$	$\lim_{N \rightarrow \infty} (f)$	$\lim_{P \rightarrow 0} (g)$	$\lim_{P \rightarrow \infty} (g)$	$\lim_{N \rightarrow 0} (g)$	$\lim_{N \rightarrow \infty} (g)$	$dg/dN$	Reference	
Hassell-Varley	T I	$\alpha(N/P^m)$	$\begin{cases} \alpha N, & m=0 \\ \infty, & m>0 \end{cases}$	$\begin{cases} \alpha N, & m=0 \\ 0, & m>0 \end{cases}$	0	$\infty$	$\begin{cases} 0, & 0 \leq m < 1 \\ \alpha N, & m=1 \end{cases}$	$\begin{cases} \infty, & 0 \leq m < 1 \\ N, & m=1 \end{cases}$	0	$\infty$	$[0, \infty)$	(Hassell and Varley 1969)
	T II	$\frac{\alpha(N/P^m)}{(N/P^m)+b}$	$\begin{cases} \frac{\alpha N}{N+b}, & m=0 \\ \alpha, & m>0 \end{cases}$	$\begin{cases} \frac{\alpha N}{N+b}, & m=0 \\ 0, & m>0 \end{cases}$	0	$\alpha$	0	$\begin{cases} \infty, & 0 \leq m < 1 \\ \frac{\alpha N}{b}, & m=1 \end{cases}$	0	$\alpha P$	$[0, \infty)$	
	T III	$\frac{\alpha(N/P^m)^2}{(N/P^m)^2+b}$	$\begin{cases} \frac{\alpha N^2}{N^2+b}, & m=0 \\ \alpha, & m>0 \end{cases}$	$\begin{cases} \frac{\alpha N^2}{N^2+b}, & m=0 \\ 0, & m>0 \end{cases}$	0	$\alpha$	0	$\begin{cases} \infty, & 0 \leq m < 0.5 \\ \frac{\alpha N^2}{b}, & m=0.5 \\ 0, & 0.5 < m \leq 1 \end{cases}$	0	$\alpha P$	$[0, \infty)$	
Kovai	$\alpha(1 - e^{-Nu/(\alpha P)})$ $u = 1 - \frac{b}{N}(1 - e^{-N/b})$	$\alpha$	$\alpha$	0	$\alpha$	0	$Nu \in [0, N]$	0	$\alpha P$	$[0, 1)$		



## 12.5.2 Empirical study

As can be seen in Table 12.1, the datasets included in the empirical study span a wide range of predator-prey relationships as well as equation types and functional responses (though Type II and III responses were more common). Figure 12.1 shows how the Kovi equation, depending on its parametrisation, can generate different Holling response type forms for different datasets. In addition to its accurate representation of both Type II and Type III functional responses with respect to prey density (though, as expected, not Type IV), the Kovi equation can also represent the impact of predator competition for prey on predation rates.

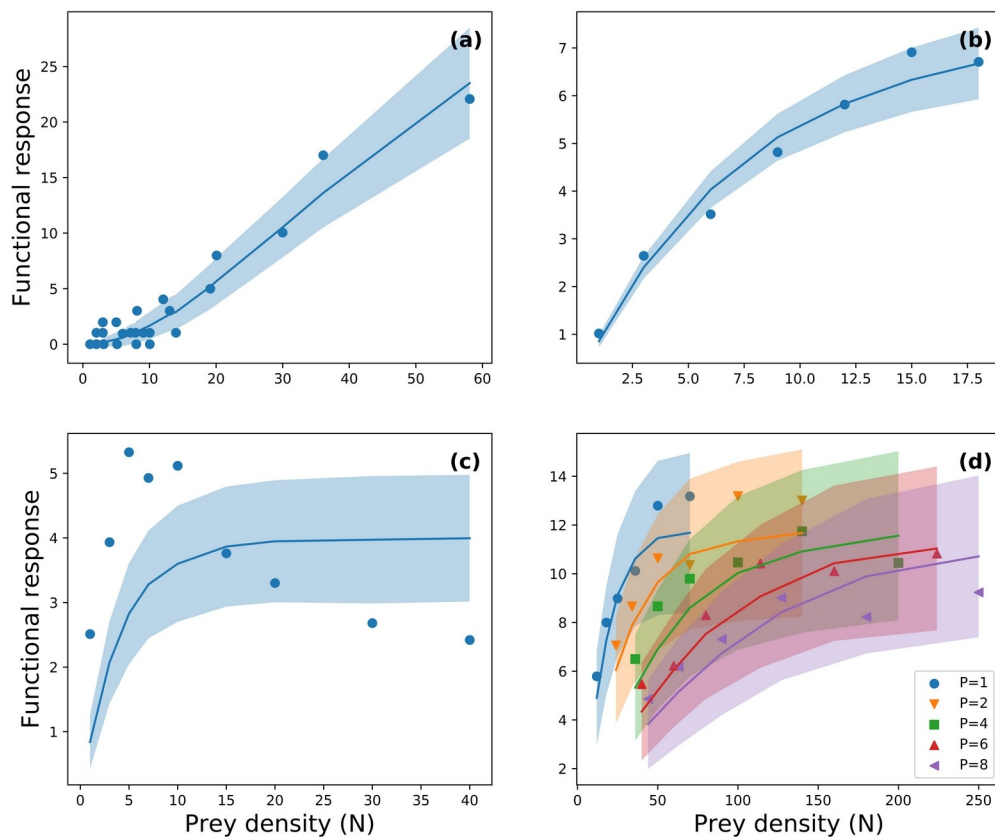


Figure 12.1: Example of different functional responses possible with the Kovi equation. a) Type III Holling response form (Schenk and Bacher 2002, experiment year 2000); b) Type II Holling response form (Fernandez-Maldonado et al. 2017); c) suboptimal fit, as expected, against data with a Type IV functional response (Líznarová and Pekár 2013, Zodarion-Tetramorium data); d) example of ability of Kovi equation to partition prey between predators when predators begin interfering amongst themselves (Uttley 1980, figure 4.3.1).  $N$ : Prey density;  $P$ : Predator density.

Figure 12.2 shows the results of different models applied to predation data from Kratina et al. (2009), including three equations recommended by those authors as well as the Kovai equation.

At low values of  $P$ , where the prey-predator ratio is high enough to avoid predator competition, the ratio-dependent model was unable to model the impact of absolute prey scarcity on predation rates and therefore confounded the effects of various prey densities (Figure 12.2, a). On the other hand, intermediate form equations (Hassell-Varley Type III, Beddington-DeAngelis, and Kovai; see Figure 12.2 b, c and d, respectively), were successful in distinguishing the effects of prey and predator densities. (Prey-dependent models were overall unsuccessful at modelling the data, as these models cannot distinguish between different values of  $P$  at all, and are not shown in the figure.)

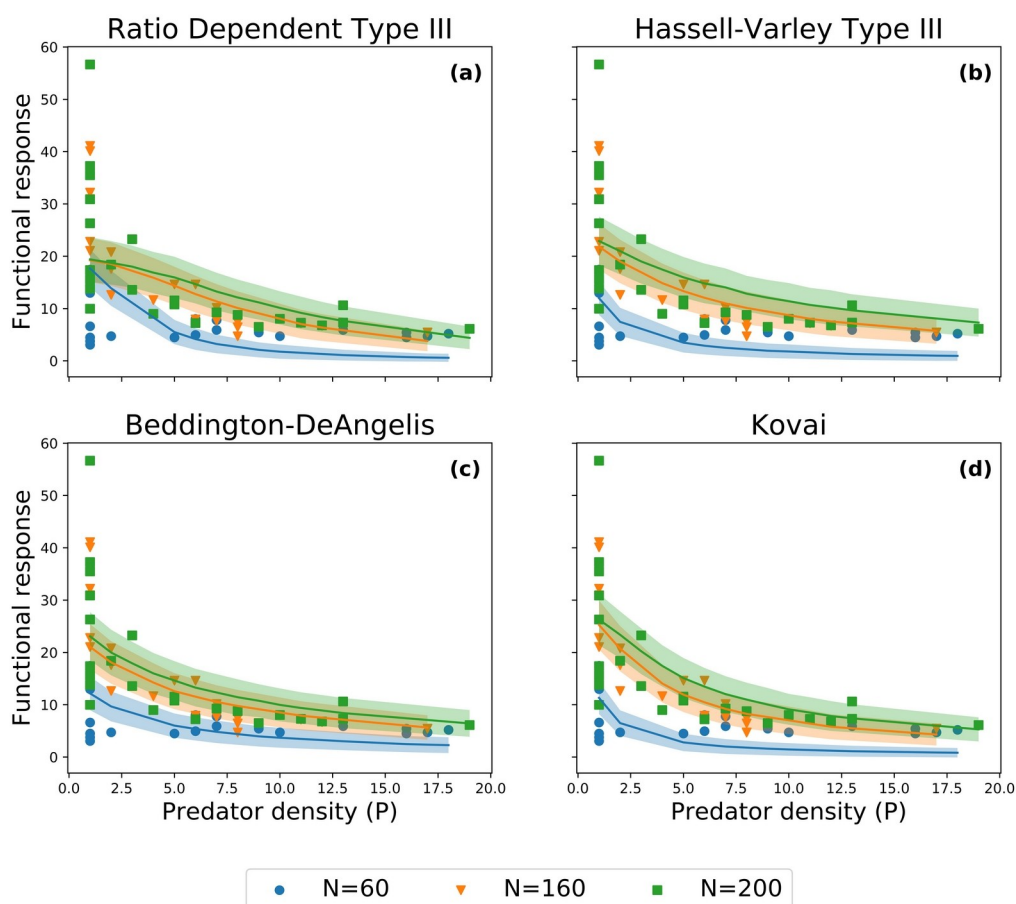


Figure 12.2: Functional response (prey consumed per predator) observations for various predator and prey densities of the *Stenostomum virginanum*-*Paramecium aurelia* predator-prey system, along with fitted model predictions (line represents mean; shaded area the standard deviation of model posterior distribution). a) Ratio dependent Type III equation, b)

Hassell-Varley Type III equation, c) Beddington-DeAngelis equation, d) Kovai equation.  $N$  indicates the prey density. Data from Kratina et al. (2009).

Figure 12.3 shows the applicability of various equation types across all datasets used in this study. Given the Kovai equation's ability to adjust to both Type II and Type III functional responses, we expected it to show more consistent applicability across datasets with varying functional response forms than pure Type II or Type III equations (regardless of prey or ratio dependence). Datasets were classified by their level of (dis)similarity to a Type II functional response, using the average rank of Type II equations' WAIC fit (as compared to the fit of equations with different functional responses) when fitted to the data. Figure 12.3 compares the average rank (lower indicates better fit relative to other equations) of different equation groups with the average rank of Type II response equations for each of the different datasets.

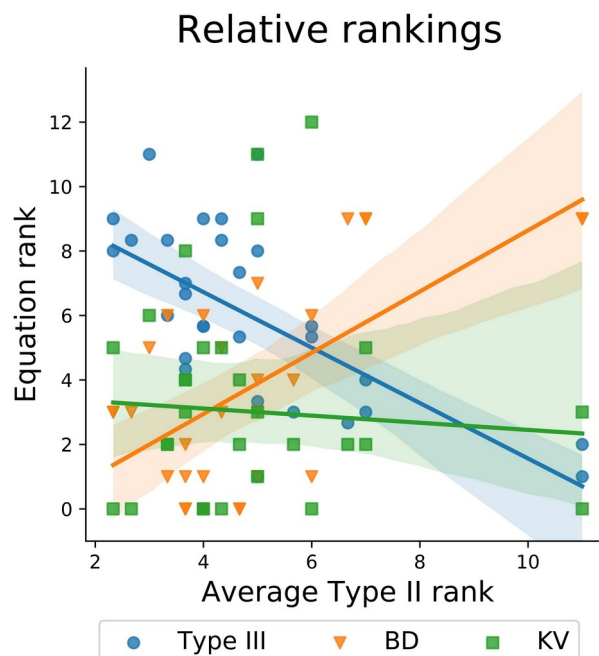


Figure 12.3: Rankings of various equations, where lower ranks indicate better fit relative to the other equations, versus the Type II equation rank for the same experimental dataset. Each point represents ranking of one equation or group of equations (Type III, BD or KV) when fitted to one experimental dataset (lower is better). Lines indicate linear model regression for each equation or group, and shaded areas represent 95% confidence intervals. Type II includes Hassell-Varley, prey-dependent and ratio-dependent equations with Holling Type II response; Type III includes the same equations with a Holling Type III response; BD indicates the Beddington-DeAngelis equation; KV indicates the Kovai equation.

As expected, the ranking of Type III equations improved as datasets moved away from a Type II response, and the BD equation, whose shape resembles a Holling Type II form, predictably improves in rank the closer the dataset is to a Type II functional response form.

The Kovai equation, however, ranked consistently across datasets, regardless of whether the data showed Type II functional response or not. This is most likely due to its parametrisation, which allows it to model both Type II and Type III functional responses. It is important to note, however, that as the Kovai equation supposes that prey availability will increase along with prey densities, it is not suitable for representing Type IV functional responses where increasing densities of dangerous prey reduce predators' ability to hunt effectively.

In conclusion, the Kovai equation provides several main improvements over existing predation equations in the literature for application to discrete time step simulation. 1) Its main contribution is its improved theoretical consistency, in particular in its predictions of total predation at high prey or predator densities and the rate of change of total predation as more prey are added to the system. 2) The Kovai equation also combines the best of prey and ratio dependent concepts in a mathematically consistent manner, by adjusting for predator competition (correctly partitioning available prey between predators when prey become limiting) while still distinguishing between low and high absolute prey density in the case of otherwise identical prey-predator ratios. 3) The equation also allows for a (mathematically consistent) smooth transition between Type II and Type III functional responses based on its parametrisation.

## **12.6 Conclusion**

While predator-prey relationships are central to all ecological modelling of population dynamics, a mathematically consistent equation to represent these relationships has proved elusive. This research showed that the vast majority of the most common equations currently in use in both theoretical and empirical (field) ecological research fail to meet several basic criteria for mathematical consistency. We propose a list of such criteria to facilitate the evaluation of predation equations developed in the future and propose a new equation that does meet these criteria. The empirical evaluation of the new proposed equation also suggests that it is more robust to varying functional response forms found in different ecological contexts.

## 12.7 Author contributions

JM conducted the research and wrote the paper. JBN contributed to the mathematical analysis. JA, HQM, NA, and HTY supervised the research project. The authors declare no competing interests.

## 12.8 Acknowledgements

This research was supported by an NSERC Discovery Grant (Grant number: RGPIN-2015-05554) held by Dr. Jan Adamowski, as well as an FQRNT Bourse de 3e cycle, a Bourse du CRDI aux chercheurs candidats au doctorat (Award number 107759-99906075-017), a Bourse d'études supérieures du Canada Vanier and a Supplément pour études à l'étranger Michael-Smith (Programme de bourses d'études supérieures du Canada) scholarship held by Julien Malard.

## 12.9 Data availability

All data and code used to run the analyses and plot the figures present in this article are included in the supplementary material.

## 12.10 References

- Abrams PA. 2015. Why ratio dependence is (still) a bad model of predation. *Biological Reviews* 90: 794–814.
- Abrams PA and Ginzburg LR. 2000. The nature of predation: Prey dependent, ratio dependent or neither? *Trends in Ecology and Evolution* 15: 337–41.
- Arditi R and Ginzburg LR. 1989. Coupling in predator-prey dynamics: Ratio-Dependence. *Journal of Theoretical Biology* 139: 311–26.
- Beddington JR. 1975. Mutual Interference Between Parasites or Predators and its Effect on Searching Efficiency. *The Journal of Animal Ecology* 44: 331.
- Berryman AA, Gutierrez AP, and Arditi R. 1995. Credible, Parsimonious and Useful Predator-Prey Models: A Reply to Abrams, Gleeson, and Sarnelle. *Ecology* 76: 1980–5.
- Chesson P and Kuang JJ. 2008. The interaction between predation and competition. *Nature* 456: 235–8.

- Crowley PH and Martin EK. 1989. Functional Responses and Interference within and between Year Classes of a Dragonfly Population. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 211–21.
- DeAngelis DL, Goldstein RA, and O’Neill RV. 1975. A Model for Tropic Interaction. *Ecology* 56: 881–92.
- Edwards RL. 1961. The Area of Discovery of Two Insect Parasites, *Nasonia vitripennis* (Walker) and *Trichogramma evanescens* Westwood, in an Artificial Environment. *Can Entomol* 93: 475–81.
- Eveleigh ES and Chant DA. 1982. Experimental studies on acarine predator–prey interactions: the effects of predator density on prey consumption, predator searching efficiency, and the functional response to prey density (Acarina: Phytoseiidae). *Can J Zool* 60: 611–29.
- Fernandez-Maldonado FJ, Gallego JR, Valencia A, et al. 2017. Cannibalism: Do risks of fighting and reprisal reduce predatory rates? *Community Ecology* 18: 87–96.
- Gelman A, Hwang J, and Vehtari A. 2014. Understanding predictive information criteria for Bayesian models. *Stat Comput* 24: 997–1016.
- Gleeson SK. 1994. Density Dependence is Better Than Ratio Dependence. *Ecology* 75: 1834–5.
- Hassell MP and Varley GC. 1969. New Inductive Population Model for Insect Parasites and its Bearing on Biological Control. *Nature* 223: 1133–7.
- Hoffman MD and Gelman A. 2014. The No-U-Turn Sampler: Adaptively Setting Path Lengths in Hamiltonian Monte Carlo. *Journal of Machine Learning Research* 15: 1593–623.
- Holling CS. 1959. The Components of Predation as Revealed by a Study of Small-Mammal Predation of the European Pine Sawfly. *Can Entomol* 91: 293–320.
- Hunter JD. 2007. Matplotlib: A 2D Graphics Environment. *Comput Sci Eng* 9: 90–5.

- Imbert C, Papaïx J, Husson L, et al. 2020. Estimating population dynamics parameters of cabbage pests in temperate mixed apple tree-cabbage plots compared to control vegetable plots. *Crop Protection* 129: 105037.
- Jeschke JM, Kopp M, and Tollrian R. 2002. Predator Functional Responses: Discriminating Between Handling and Digesting Prey. *Ecological Monographs* 72: 95–112.
- Jeschke JM, Kopp M, and Tollrian R. 2004. Consumer-food systems: Why type I functional responses are exclusive to filter feeders. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 79: 337–49.
- Kfir R. 1983. Functional response to host density by the egg parasite *Trichogramma pretiosum*. *Entomophaga* 28: 345–53.
- Kratina P, Vos M, Bateman A, and Anholt BR. 2009. Functional responses modified by predator density. *Oecologia* 159: 425–33.
- Líznavová E et Pekár S. 2013. Dangerous prey is associated with a type 4 functional response in spiders. *Animal Behaviour* 85: 1183–90.
- Long WC, Popp J, Swiney KM, and Van Sant SB. 2012. Cannibalism in red king crab, *Paralithodes camtschaticus* (Tilesius, 1815): Effects of habitat type and predator density on predator functional response. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 422–423: 101–6.
- McKinney W. 2010. Data Structures for Statistical Computing in Python. In: Proceedings of the 9th Python in Science Conference.
- Mertz DB and Davies RB. 1968. Cannibalism of the Pupal Stage by Adult Flour Beetles: An Experiment and a Stochastic Model. *Biometrics* 24: 247.
- Michael Waskom, Olga Botvinnik, Drew O’Kane, et al. 2018. seaborn. Zenodo.
- Python Software Foundation (PSF). 2019. Python.
- Rogers D. 1972. Random Search and Insect Population Models. *Journal of Animal Ecology* 41: 369–83.

- Rohatgi A. 2019. WebPlotDigitizer.
- Royama T. 1971. A comparative study of models for predation and parasitism. *Res Popul Ecol* 13: 1–91.
- Salvatier J, Wiecki TV, and Fonnesbeck C. 2016. Probabilistic programming in Python using PyMC3. *PeerJ Computer Science* 2: e55.
- Sanchez C, Gamez M, Burguillo FJ, et al. 2018. Comparison of predator-parasitoid-prey interaction models for different host plant qualities. *Community Ecology* 19: 125–32.
- Sanders D, Thébault E, Kehoe R, and Veen FJF van. 2018. Trophic redundancy reduces vulnerability to extinction cascades. *PNAS* 115: 2419–24.
- Schenk D and Bacher S. 2002. Functional response of a generalist insect predator to one of its prey species in the field. *Journal of Animal Ecology* 71: 524–31.
- Schenk D, Bersier L-F, and Bacher S. 2005. An experimental test of the nature of predation: neither prey- nor ratio-dependent: Experimental test of functional response. *Journal of Animal Ecology* 74: 86–91.
- Skalski GT and Gilliam JF. 2001. Functional responses with predator interference: viable alternatives to the Holling Type II model. *Ecology* 82: 3083–92.
- Taylor AD. 1988. Host Effects on Functional and Ovipositional Responses of *Bracon hebetor*. *The Journal of Animal Ecology* 57: 173.
- Uttley M. 1980. A laboratory study of mutual interference between freshwater invertebrate predators.
- Vehtari A, Gelman A, and Gabry J. 2017. Practical Bayesian model evaluation using leave-one-out cross-validation and WAIC. *Stat Comput* 27: 1413–32.
- Walt S van der, Colbert SC, and Varoquaux G. 2011. The NumPy Array: A Structure for Efficient Numerical Computation. *Comput Sci Eng* 13: 22–30.



Watanabe S. 2013. A Widely Applicable Bayesian Information Criterion. Journal of Machine Learning Research 14: 867–97.

## 12.11 Appendix A: Calculation of non-trivial limits and derivatives

### 12.11.1 Prey dependent Type II

The prey-dependent Holling Type II model is specified as (Holling 1959; Abrams and Ginzburg 2000):

$$f(N, P) = \frac{\alpha N}{N+b}$$

$$g(N, P) = \frac{\alpha PN}{N+b}$$

Therefore:

$$\frac{dg}{dN} = \frac{\alpha P(N+b) - \alpha PN}{(N+b)^2} = \frac{\alpha Pb}{(N+b)^2}$$

Since all variables are nonnegative numbers,  $\frac{Pb}{(N+b)^2}$  is also a nonnegative number.

Given  $\alpha \in [0, \infty)$ ,  $\frac{dg}{dN} = \alpha \frac{Pb}{(N+b)^2}$  is therefore in  $[0, \infty)$ .

### 12.11.2 Prey dependent Type III

The prey-dependent Holling Type III model is specified as (Holling 1959; Abrams and Ginzburg 2000):

$$f(N, P) = \frac{\alpha N^2}{N^2+b}$$

$$g(N, P) = \frac{\alpha PN^2}{N^2+b}$$

Therefore:

$$\frac{dg}{dN} = \frac{2\alpha PN(N^2+b) - 2N(\alpha PN^2)}{(N^2+b)^2} = \frac{2\alpha PNB}{(N^2+b)^2}$$

Since all variables are nonnegative numbers,  $2 \frac{PNb}{(N^2+b)^2}$  is also a nonnegative number.

Given  $\alpha \in [0, \infty)$ ,  $\frac{dg}{dN} = \alpha \frac{2PNb}{(N^2+b)^2}$  is therefore in  $[0, \infty)$ .

### 12.11.3 Ratio dependent Type II

The ratio-dependent Holling Type II model is specified as (Arditi and Ginzburg 1989; Abrams and Ginzburg 2000):

$$f(N, P) = \frac{\alpha N/P}{N/P + b}$$

$$g(N, P) = \frac{\alpha N}{N/P + b}$$

Therefore:

$$\lim_{P \rightarrow 0} (f) = \lim_{P \rightarrow 0} \left[ \frac{\alpha N}{N + bP} \right] = \frac{\alpha N}{N} = \alpha$$

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (f) = \lim_{P \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha N}{N + bP} \right] = 0$$

$$\lim_{N \rightarrow 0} (f) = \frac{0}{0 + b} = 0$$

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (f) = \lim_{N \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha/P}{1/P + b/N} \right] = \frac{\alpha/P}{1/P} = \alpha$$

$$\lim_{P \rightarrow 0} (g) = \frac{\alpha N}{\infty} = 0$$

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (g) = \frac{\alpha N}{0 + b} = \frac{\alpha N}{b}$$

$$\lim_{N \rightarrow 0} (g) = \frac{0}{0 + b} = 0$$

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (g) = \lim_{N \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha}{1/P + b/N} \right] = \frac{\alpha}{1/P} = \alpha P$$

$$dg/dN = \frac{\alpha[N/P+b] - \alpha N[1/P]}{[N/P+b]^2} = \frac{\alpha b}{[N/P+b]^2}$$

Since all variables are nonnegative numbers,  $\frac{b}{[N/P+b]^2}$  is also a nonnegative number.

Given  $\alpha \in [0, \infty)$ ,  $\frac{dg}{dN} = \alpha \frac{b}{[N/P+b]^2}$  is therefore in  $[0, \infty)$ .

#### 12.11.4 Ratio dependent Type III

The ratio-dependent Holling Type III model is specified as (Arditi and Ginzburg 1989; Abrams and Ginzburg 2000):

$$f(N, P) = \frac{\alpha(N/P)^2}{(N/P)^2 + b}$$

$$g(N, P) = \frac{\alpha N^2/P}{(N/P)^2 + b}$$

Therefore:

$$\lim_{P \rightarrow 0} (f) = \lim_{P \rightarrow 0} \left[ \frac{\alpha N^2}{N^2 + bP^2} \right] = \frac{\alpha N^2}{N^2} = \alpha$$

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (f) = \lim_{P \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha N^2}{N^2 + bP^2} \right] = \frac{\alpha N^2}{\infty} = 0$$

$$\lim_{N \rightarrow 0} (f) = \frac{0}{0+b} = 0$$

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (f) = \lim_{N \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha/P^2}{1/P^2 + b/N^2} \right] = \frac{\alpha/P^2}{1/P^2} = \alpha$$

$$\lim_{P \rightarrow 0} (g) = \lim_{P \rightarrow 0} \frac{\alpha N^2}{[(N^2/P) + bP]} = 0$$

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (g) = \lim_{P \rightarrow \infty} \frac{\alpha N^2}{P[(N/P)^2 + b]} = 0$$

$$\lim_{N \rightarrow 0} (g) = \frac{0}{0+b} = 0$$

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (g) = \lim_{N \rightarrow \infty} \frac{\alpha/P}{(1/P)^2 + b/N^2} = \frac{\alpha/P}{(1/P)^2} = \alpha P$$

$$\frac{dg}{dN} = \frac{2\alpha N/P[(N/P)^2 + b] - \alpha(N^2/P)2N/P^2}{[(N/P)^2 + b]^2} = \frac{2\alpha b(N/P)}{[(N/P)^2 + b]^2}$$

Since all variables are nonnegative numbers,  $\frac{b(N/P)}{[(N/P)^2 + b]^2}$  is also a nonnegative number. Given  $\alpha \in [0, \infty)$ ,  $\frac{dg}{dN} = 2\alpha \frac{b(N/P)}{[(N/P)^2 + b]^2}$  is therefore in  $[0, \infty)$ .

### 12.11.5 Hassell-Varley Type I

The Hassell-Varley Holling Type I model is specified as (Hassell and Varley 1969; Abrams and Ginzburg 2000):

$$\begin{aligned} f(N, P) &= \alpha(N/P^m) \\ g(N, P) &= \alpha N P^{1-m} \end{aligned}$$

Therefore,  $\frac{dg}{dN} = \alpha P^{1-m}$ , which is in the range  $[0, \infty)$  given  $\alpha \in [0, \infty)$ .

### 12.11.6 Hassell-Varley Type II

The Hassell-Varley Holling Type II model is specified as (Hassell and Varley 1969; Abrams and Ginzburg 2000):

$$\begin{aligned} f(N, P) &= \frac{\alpha(N/P^m)}{(N/P^m) + b} \\ g(N, P) &= \frac{\alpha N P^{1-m}}{(N/P^m) + b} \end{aligned}$$

Therefore:

$$\lim_{P \rightarrow 0} (f) = \lim_{P \rightarrow 0} \left[ \frac{\alpha N}{N + bP^m} \right] = \begin{cases} \frac{\alpha N}{N + b}, & m = 0 \\ \alpha, & m > 0 \end{cases}$$

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (f) = \lim_{P \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha N}{N + bP^m} \right] = \begin{cases} \frac{\alpha N}{N + b}, & m = 0 \\ 0, & m > 0 \end{cases}$$

$$\lim_{N \rightarrow 0} (f) = \frac{0}{0+b} = 0$$

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (f) = \lim_{N \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha 1/P^m}{1/P^m + b/N} \right] = \frac{\alpha 1/P^m}{1/P^m} = \alpha$$

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (g) = \lim_{P \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha NP^{1-m}}{(N/P^m)+b} \right] = \begin{cases} \frac{\alpha N * \infty}{N+b} = \infty, & m=0 \\ \frac{\alpha N * \infty}{N/\infty+b} = \infty, & 0 < m < 1 \\ \frac{\alpha N}{N/\infty+b} = \frac{\alpha N}{b}, & m=1 \end{cases} \begin{cases} \infty, & 0 \leq m < 1 \\ \alpha N/b, & m=1 \end{cases}$$

### 12.11.7 Hassell-Varley Type III

The Hassell-Varley Holling Type III model is specified as (Hassell and Varley 1969; Abrams and Ginzburg 2000):

$$f(N, P) = \frac{\alpha (N/P^m)^2}{(N/P^m)^2 + b}$$

$$g(N, P) = \frac{\alpha (N^2/P^{2m-1})}{(N/P^m)^2 + b}$$

Therefore:

$$\lim_{P \rightarrow 0} (f) = \lim_{P \rightarrow 0} \left[ \frac{\alpha N^2}{N^2 + b * P^{2m}} \right] = \begin{cases} \frac{\alpha N^2}{N^2 + b}, & m=0 \\ \alpha, & 0 < m \leq 1 \end{cases}$$

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (f) = \lim_{P \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha N^2}{N^2 + b + P^{2m}} \right] = \begin{cases} \frac{\alpha N^2}{N^2 + b}, & m=0 \\ 0, & 0 < m \leq 1 \end{cases}$$

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (g) = \lim_{P \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha N^2}{(N^2/P) + b * P^{2m-1}} \right] = \begin{cases} \frac{\alpha N^2}{N^2/\infty + b * 0} = \infty, & 0 \leq m < 0,5 \\ \frac{\alpha N^2}{N^2/\infty + b * 1} = \frac{\alpha N^2}{b}, & m=0,5 \\ \frac{\alpha N^2}{N^2/\infty + b * \infty} = 0, & 0,5 < m \leq 1 \end{cases}$$

### 12.11.8 Beddington-DeAngelis

The Beddington-DeAngelis model is specified as (Beddington 1975; DeAngelis et al. 1975):

$$f(N, P) = \frac{\alpha N}{N + cP + b}$$

$$g(N, P) = \frac{\alpha NP}{N + cP + b}$$

Therefore:

$$\lim_{N \rightarrow 0} (f) = \frac{0}{cP + b} = 0$$

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (f) = \lim_{N \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha}{1 + (cP + b)/N} \right] = \frac{\alpha}{1} = \alpha$$

$$\lim_{P \rightarrow 0} (g) = \frac{0}{N + 0 + b} = 0$$

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (g) = \lim_{P \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha N}{c + (N + b)/P} \right] = \frac{\alpha N}{c}$$

$$\lim_{N \rightarrow 0} (g) = \frac{0}{cP + b} = 0$$

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (g) = \lim_{N \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha P}{1 + (cP + b)/N} \right] = \frac{\alpha P}{1} = \alpha P$$

$$\frac{dg}{dN} = \frac{\alpha P [N + cP + b] - \alpha NP}{[N + cP + b]^2} = \frac{\alpha [cP^2 + bP]}{[N + cP + b]^2}$$

Since all variables are nonnegative numbers,  $\frac{cP^2 + bP}{[N + cP + b]^2}$  is also a nonnegative number. Given  $\alpha \in [0, \infty)$ ,  $\frac{dg}{dN} = \alpha \frac{cP^2 + bP}{[N + cP + b]^2}$  is therefore in  $[0, \infty)$ .

### 12.11.9 Crowley-Martin

The Crowley-Martin model is specified as (Crowley and Martin 1989):

$$f(N, P) = \frac{\alpha N}{(1+bN)(1+c[P-1])}$$

$$g(N, P) = \frac{\alpha NP}{(1+bN)(1+c[P-1])}$$

Therefore,

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (f) = \lim_{N \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha}{(1/N+b)(1+c[P-1])} \right] = \frac{\alpha}{b(1+c[P-1])}$$

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (g) = \lim_{P \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha N}{(1+bN)(1/P+c[1-1/P])} \right] = \frac{\alpha N}{(1+bN)c}$$

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (g) = \lim_{N \rightarrow \infty} \left[ \frac{\alpha P}{(1/N+b)(1+c[P-1])} \right] = \frac{\alpha P}{b(1+c[P-1])}$$

$$\frac{dg}{dN} = \frac{\alpha P}{1+c(P-1)} \left[ \frac{(1+bN)-bN}{(1+bN)^2} \right] = \frac{\alpha P}{[1+c(P-1)](1+bN)^2}$$

Since all variables are nonnegative numbers,  $\frac{\alpha P}{(1+bN)^2}$  is also a nonnegative number,

while  $\frac{1}{[1+c(P-1)]}$  may be positive or negative. Therefore,  $\frac{dg}{dN}$  is in the range  $(-\infty, \infty)$ .

### 12.11.10 Royama-Rogers

The Royama-Rogers model is specified as (Royama 1971; Rogers 1972):

$$f(N, P) = N \left( 1 - e^{\frac{-\alpha P}{1+\alpha T_h N}} \right)$$

$$g(N, P) = NP \left( 1 - e^{\frac{-\alpha P}{1+\alpha T_h N}} \right)$$

Therefore,

$$\lim_{P \rightarrow 0} (f) = N(1 - e^0) = 0$$

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (f) = N(1 - e^{-\infty}) = N$$

$$\lim_{N \rightarrow 0} (f) = 0 * \left( 1 - e^{\frac{-\alpha P}{1+0}} \right) = 0$$

The following indeterminate form ( $\infty * 0$ ) limit is calculated as follows:

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (f) = \lim_{N \rightarrow \infty} \frac{(1 - e^{\frac{-\alpha P}{1 + \alpha T_h N}})' }{(-1/N^2)}$$

For simplicity, let  $a = \alpha P$  and  $b = \alpha T_h$ . Then,

$$(1 - e^{\frac{-a}{1 + bN}})' = -e^{\frac{-a}{1 + bN}} * \frac{ab}{(1 + bN)^2}$$

Therefore,

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (f) = \lim_{N \rightarrow \infty} [e^{\frac{-a}{1 + bN}} * \frac{ab}{(1 + bN)^2} * N^2] = \lim_{N \rightarrow \infty} [e^{\frac{-a}{1 + bN}} * \frac{ab}{1/N^2 + 2b/N + b^2}]$$

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (f) = e^0 * \frac{ab}{0 + 0 + b^2} = \frac{a}{b} = \frac{P}{T_h}$$

Regarding total predation:

$$\lim_{P \rightarrow 0} (g) = 0 * N(1 - e^0) = 0 * N * 0 = 0$$

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (g) = \infty * N(1 - e^{-\infty}) = \infty * N * 1 = \infty$$

$$\lim_{N \rightarrow 0} (g) = P * \lim_{N \rightarrow 0} (f) = 0$$

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (g) = P * \lim_{N \rightarrow \infty} (f) = \frac{P^2}{T_h}$$

$$\frac{dg}{dN} = P(1 - e^{\frac{-\alpha P}{(1 + \alpha T_h N)}}) - PN \frac{\alpha^2 P T_h}{(1 + \alpha T_h N)^2} * e^{-\alpha P / (1 + \alpha T_h N)}$$

With  $v = e^{-a/(1+bN)}$  and  $a$  and  $b$  defined as above,

$$\frac{dg}{dN} = P(1 - v) - PN \left( \frac{ab}{(1 + bN)^2} \right) v = P \left[ 1 - v \left( 1 + \frac{Nab}{(1 + bN)^2} \right) \right]$$

$$g'(N=0) = P[1 - e^{-a}] \in [0, \infty)$$



Given that  $\lim_{N \rightarrow \infty} \frac{dg}{dN} = 0$  and that  $\frac{d^2g}{dN^2}$  is negative for  $a, b, N \in [0, \infty)$ , it follows that  $dg/dN$  is in the range  $[0, \infty)$ .

### 12.11.11 Kovai

The Kovai equation for predation is given as follows:

$$\begin{aligned} f(N, P) &= \alpha(1 - e^{-NuI(\alpha P)}) \\ g(N, P) &= \alpha P(1 - e^{-NuI(\alpha P)}) \\ u &= 1 - \frac{b}{N}(1 - e^{-N/b}) \end{aligned}$$

Limits of the per predator predation rate  $f$  for extreme values of  $N$  and  $P$  can be calculated as follows:

$$\lim_{P \rightarrow 0} (f) = \alpha [1 - \lim_{P \rightarrow 0} (e^{-NuI(\alpha P)})] = \alpha [1 - 0] = \alpha$$

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (f) = \alpha [1 - \lim_{P \rightarrow \infty} (e^{-NuI(\alpha P)})] = \alpha [1 - 1] = 0$$

$$\lim_{N \rightarrow 0} (f) = \alpha [1 - \lim_{N \rightarrow 0} (e^{[-N+b(1-e^{-N/b})]/(\alpha P)})] = \alpha [1 - e^0] = 0$$

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (f) = \alpha [1 - \lim_{N \rightarrow \infty} (e^{-NuI(\alpha P)})] = \alpha [1 - e^{-\infty}] = \alpha$$

Limits of the total predation rates for extreme values of  $N$  and  $P$  are calculated as follows:

$$\lim_{P \rightarrow 0} (g) = \alpha * 0 * [1 - e^{-\infty}] = 0$$

The limit of  $g$  as the number of predators become infinitely large is calculated as follows:

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (g) = \lim_{P \rightarrow \infty} [\alpha P(1 - e^{-NuI(\alpha P)})]$$

This being in the indeterminate form  $\infty * 0$ , we reformulate and apply l'Hôpital's rule:

$$\lim_{P \rightarrow \infty} (g) = \lim_{P \rightarrow \infty} \frac{\alpha(1 - e^{-NuI(\alpha P)})}{1/P} = \lim_{P \rightarrow \infty} \frac{\frac{Nu}{P^2} e^{-NuI(\alpha P)}}{1/P^2} = \lim_{P \rightarrow \infty} [Nu * e^{-NuI(\alpha P)}] = Nu * 1 = Nu$$

$$\lim_{N \rightarrow \infty} (g) = \alpha P \lim_{N \rightarrow \infty} (1 - e^{-Nu/(\alpha P)}) = \alpha P (1 - 0) = \alpha P$$

The derivative of  $g$  with regards to  $N$  is calculated as follows:

$$\frac{dg}{dN} = \alpha P \frac{d}{dN} [1 - e^{[-N+b(1-e^{-Nb})]/(\alpha P)}]$$

With  $x = N - b(1 - e^{-N/b})$ , we have:

$$\frac{dg}{dN} = \alpha P \frac{d}{dN} [1 - e^{-x/(\alpha P)}] = \alpha P \frac{d}{dx} [1 - e^{-x/(\alpha P)}] \frac{dx}{dN}$$

$$\frac{dx}{dN} = 1 - b \left( \frac{1}{b} e^{-N/b} \right) = 1 - e^{-N/b}$$

Therefore:

$$\frac{dg}{dN} = \alpha P \left[ \frac{e^{-x/(\alpha P)}}{\alpha P} \right] [1 - e^{-N/b}] = [1 - e^{-N/b}] * e^{[-N+b(1-e^{-Nb})]/(\alpha P)}$$

For  $N, b$  in  $[0, \infty)$ ,  $1 - e^{-N/b}$  is in the range  $[0, 1)$ .

The second portion of the derivative may be shown to be similarly bounded as follows:

$$e^{[-N+b(1-e^{-Nb})]/(\alpha P)} = e^{-x/(\alpha P)}$$

We first demonstrate that  $x$  is in the range  $[0, \infty)$  for  $N, b$  in  $[0, \infty)$ :

$$x(N=0) = 0 - b(1 - e^0) = 0$$

As  $\frac{dx}{dN} = 1 - e^{-N/b}$  is in the range  $[0, 1)$ ,  $x$  must therefore be a nonnegative number

for  $N, b$  in  $[0, \infty)$ . Therefore,  $e^{-x/(\alpha P)}$  is in the range  $(0, 1]$ , and  $\frac{dg}{dN}$  also remains in the range  $[0, 1)$ .

## 12.12 11 Appendix B: Supplementary table

Tableau 12.3: Widely applicable information criterion (WAIC) and rankings of each equation when applied to different datasets. Lower rank and WAIC within a dataset indicate better model fit. KV: Kovai; PD: Prey dependent; RD: Ratio dependent; HV: Hassell-Varley; BD: Beddington-DeAngelis; CM: Crowley-Martin; RR: Royama-Rogers. Roman numerals after PD, RD and HV equations indicate the Holling response form.

	KV	PDI	PDII	PDIII	RDI	RDII	RDIII	HVI	HVII	HVIII	BD	CM	RR
Kratina et al, 2009, F	544 (5)	708 (10)	704 (9)	715 (11)	648 (7)	514 (4)	663 (8)	473 (1)	472 (0)	570 (6)	506 (3)	475 (2)	2408 (12)
Schenk et al, 2005, F	22.4 (2)	32.7 (8)	33.0 (10)	29.8 (7)	27.2 (3)	27.4 (4)	20.3 (0)	28.9 (5)	28.9 (6)	21.7 (1)	32.9 (9)	41.4 (11)	53.2 (12)
Long et al, 2012: Exp 2, F : Sand	53.2 (0)	145 (9)	69.1 (5)	1.56e6 (12)	177 (11)	54.1 (1)	71.0 (6)	155.1 (10)	56.4 (2)	71.7 (7)	56.6 (3)	66.9 (4)	123.3 (8)
Kfir 1983, F	142 (2)	768 (9)	170 (6)	273 (8)	1.31e3 (11)	143 (4)	183.5 (7)	815.1 (10)	128.6 (0)	143.1 (3)	135.1 (1)	148.9 (5)	1.35e3 (12)
Edwards 1961: Nasonia-Musca, F	231 (2)	394 (10)	318 (9)	317 (8)	400 (11)	232 (3)	228 (1)	295 (7)	233 (5)	227 (0)	232 (4)	245 (6)	907 (12)
Edwards 1961: Trichogramma- Sitotroga, F	255 (4)	959 (11)	787 (10)	768 (9)	532 (8)	227 (0)	299 (6)	412 (7)	228 (1)	274 (5)	239 (2)	243 (3)	3.13e3 (12)
Edwards 1961: Trichogramma- Sitotroga 48-54, F	68.8 (11)	55.0 (10)	53.5 (9)	52.2 (8)	45.9 (7)	42.2 (5)	40.8 (2)	41.4 (3)	40.3 (1)	39.0 (0)	42.1 (4)	42.9 (6)	136 (12)
Eveleigh & Chant 1982: Phytoseiulus proto, F	131 (8)	673 (12)	120 (4)	120 (5)	182 (10)	122 (6)	122 (7)	176 (9)	113 (1)	115 (2)	111 (0)	119 (3)	665 (11)

	<b>KV</b>	<b>PDI</b>	<b>PDII</b>	<b>PDIII</b>	<b>RDI</b>	<b>RDII</b>	<b>RDIII</b>	<b>HVI</b>	<b>HVII</b>	<b>HVIII</b>	<b>BD</b>	<b>CM</b>	<b>RR</b>
Eveleigh & Chant 1982: Amblyseius proto, F	156 (4)	1.20e3 (11)	295 (10)	291 (9)	185 (8)	153 (3)	160 (5)	165 (7)	138 (1)	152 (2)	137 (0)	163 (6)	1.47e3 (12)
Eveleigh & Chant 1982: Phytoseiulus deuto, F	120 (5)	798 (11)	160 (9)	162 (10)	145 (8)	114 (2)	118 (4)	139 (7)	108 (1)	115 (3)	107 (0)	134 (6)	855 (12)
Eveleigh & Chant 1982: Amblyseius deuto, F	123 (2)	1.38e3 (11)	407 (9)	408 (10)	129 (3)	122 (0)	154 (8)	130 (4)	122 (1)	148 (7)	135 (6)	131 (5)	1.69e3 (12)
Mertz & Davies 1968, F	1.16e4 (12)	1.45e3 (1)	1.57e3 (4)	2.71e3 (10)	2.60e3 (8)	2.67e3 (9)	1.94e3 (7)	1.51e3 (2)	1.61e3 (5)	579 (0)	1.68e3 (6)	1.56e3 (3)	3.12e3 (11)
Taylor 1988, F : Medium A, kühniella	79 (4)	164 (11)	110 (8)	136 (10)	114 (9)	72 (2)	91 (5)	99 (7)	71 (1)	93 (6)	70 (0)	75 (3)	325 (12)
Taylor 1988, F : Small A, Kühniella	53 (0)	102 (11)	66 (7)	76 (9)	83 (10)	57 (6)	56 (4)	75 (8)	56 (5)	55 (3)	54 (1)	55 (2)	159 (12)
Taylor 1988, F : Medium P, interpunctella	71 (3)	217 (11)	157 (9)	188 (10)	102 (7)	76 (4)	107 (8)	79 (5)	68 (2)	98 (6)	67 (1)	67 (0)	520 (12)
Taylor 1988, F : Small P, interpunctella	69 (2)	193 (11)	131 (9)	167 (10)	119 (8)	76 (4)	93 (7)	91 (6)	68 (1)	87 (5)	66 (0)	74 (3)	441 (12)
Uttley 1980: Fig 4,3,1, F	120 (0)	237 (11)	134 (7)	136 (8)	171 (10)	121 (3)	124 (5)	159 (9)	121 (2)	121 (4)	120 (1)	126 (6)	317 (12)
Uttley 1980: Fig	114	168	114	118	181	118	115	2.27e6	112	113	112	161	211

---

	<b>KV</b>	<b>PDI</b>	<b>PDII</b>	<b>PDIII</b>	<b>RDI</b>	<b>RDII</b>	<b>RDIII</b>	<b>HVI</b>	<b>HVII</b>	<b>HVIII</b>	<b>BD</b>	<b>CM</b>	<b>RR</b>
8,3,2, F	(3)	(9)	(4)	(6)	(10)	(7)	(5)	(12)	(0)	(2)	(1)	(8)	(11)

---

## Connexion au chapitre 13

Le présent chapitre, qui s'inscrit dans le cadre de l'objectif 2,2 de cette thèse, présente un nouvel outil informatique, *Tiko'n*, qui facilite le développement de modèles trophiques agroécologiques. Tandis que les modèles des différentes cultures connaissent une certaine standardisation à l'intérieur de plusieurs logiciels de modélisation populaires, tel n'est pas le cas pour les modèles trophiques, car les modèles présentement disponibles demeurent généralement spécifiques aux espèces présentes dans le système agroécologique de l'étude de cas utilisée pour leur développement. Ces modèles se prêtent donc difficilement à l'adaptation à de nouveaux systèmes, l'ajout de nouvelles espèces ou la modification des relations entre les espèces nécessitant généralement des modifications au code source du modèle.

La recherche ici présentée s'adresse à ces limitations en offrant un cadre méthodologique et informatique pour la construction, la calibration, la validation et l'utilisation de modèles trophiques agroécologiques. En automatisant les aspects génériques de la modélisation trophique agroécologique (entre autres, la gestion des paramètres, l'évaluation des équations, l'incorporation des données observées, la calibration et la validation), cet outil permet aux chercheuses et chercheurs de se concentrer uniquement sur les parties innovantes de leur recherche, c'est-à-dire, la spécification des relations trophiques et du comportement des espèces clefs. *Tiko'n* est en outre le premier outil informatique à offrir une standardisation de la spécification des modèles trophiques agroécologiques et des calibrations de leurs paramètres, facilitant ainsi l'échange entre différents modèles et groupes de recherche. Tandis que *Tiko'n* offre une gamme d'équations alternatives pour chaque stade de vie des espèces incluses, l'équation de prédation développée dans le chapitre précédent est l'option par défaut pour le calcul des taux de prédation, et est utilisée lors des simulations agroécologiques de ce chapitre, ainsi que pour celles du chapitre suivant.

Ce chapitre est une traduction au français de l'article revu par les pairs paru dans la revue scientifique *European Journal of Agronomy* sous le nom de « Development of a new modular software tool for agroecological food web model development: Tiko'n » en 2020 (Julien J Malard et al. 2020). Suivra la version anglaise originale dans le chapitre 14. Des coauteurs de l'article, l'auteur de la thèse développa le logiciel *Tiko'n*, effectua l'analyse, et écrivit l'article. جسيكا بو نصار (Jessica Bou Nassar) et M. Rojas Díaz contribuèrent à la vérification des calculs théoriques et au code *Tiko'n*, tandis que J. Adamowski, நல்லுசாமி ஆனந்தராஜா

(Nallusamy Anandaraja), H. Tuy et H. Melgar-Quiñonez contribuèrent en tant que superviseurs de la recherche au Canada, en Inde (தமிழ்நாடு) et au Guatemala.

# **13 Chapitre 13 : Développement de *Tiko'n*, un outil informatique modulaire pour le développement des modèles de réseau trophique agroécologique**

## **13.1 Résumé**

La modélisation des réseaux trophiques agroécologiques, par laquelle sont représentés de manière quantitative les relations trophiques entre les espèces présentes dans les champs agricoles, se porte à de diverses applications agroécologiques d'ordre théorique autant que pratique, surtout en ce qui concerne la planification et l'évaluation des stratégies de biocontrôle et de lutte intégrée. L'application de tels modèles à des fins pratiques se voit cependant limitée par la complexité associée à leur calibration, autant que par le manque d'outils informatiques pour standardiser et simplifier les processus de développement et d'évaluation. Cet article présente un nouveau logiciel informatique modulaire, nommé *Tiko'n*, qui permet, avec seulement quelques lignes de code Python, de développer, calibrer et enfin valider selon des données observées un modèle des dynamiques populationnelles d'un réseau trophique agroécologique. Suivra une démonstration de l'utilité de cet outil au développement d'un modèle de réseau trophique correspondant à un ravageur des champs de noix de coco au Sri Lanka et à l'évaluation des impacts potentiels de différentes stratégies de biocontrôle. L'outil offre un cycle de développement et d'ajustement du modèle très rapide et génère des résultats qui suggèrent que plusieurs petits lâchers de parasitoïdes pourraient mener à un meilleur contrôle qu'un seul événement. Les auteurs espèrent que cet outil mènera à un usage plus courant des modèles de réseaux trophiques agroécologiques dans le milieu de la recherche aussi bien qu'en pratique.

## **13.2 Introduction**

La modélisation des réseaux trophiques agroécologiques vise à prévoir comment les interactions entre différents organismes présents dans les systèmes agricoles, telles les plantes, les herbivores, les auxiliaires et autres espèces, répondront aux changements d'ordre climatique autant qu'aux différences en matière de gestion agricole. Malgré la grande utilité potentielle de tels modèles pour la planification des interventions de gestion biologique et intégrée des ravageurs (Barratt et al., 2010) de même que pour le domaine de l'adaptation aux changements climatiques, leur application pratique auprès du domaine de la gestion agricole



se voit toutefois limitée par la complexité des réseaux trophiques agroécologiques et par les difficultés techniques liées à la construction et à la calibration de ces modèles. Cet article présentera donc le progrès à présent envers le développement de modèles quantifiés et calibrés des réseaux trophiques et présentera un nouvel outil informatique, *Tiko'n*, qui simplifie de manière importante le processus de développement de tels modèles.

Les études portant sur les réseaux trophiques agroécologiques et sur les dynamiques des populations peuvent être catégorisées selon leur appartenance à l'une de trois différentes approches méthodologiques : 1) les études purement théoriques, qui forment leurs conclusions à base de preuves mathématiques ou de simulations informatiques, 2) les modèles des ravageurs basés sur des données observées sur le terrain, et 3) les études observationnelles ou expérimentales sur le terrain qui cherchent à formuler des conclusions au sujet des processus écologiques derrière les dynamiques populationnelles observées, mais qui, en grande partie, n'ont pas recours à des outils de modélisation.

Les études d'ordre théorique, axées sur des preuves mathématiques ou sur des simulations informatiques de modèles mathématiques, sont d'usage fréquent auprès d'études qui tentent de déceler les solutions théoriques aux dynamiques des systèmes trophiques de même que les facteurs principaux responsables pour celles-ci (Liang et al., 2012; Liu et al., 2005; Piyaratne et al., 2013; Zhang et al., 2008). Cependant, leur applicabilité aux systèmes réels, qui avec leurs perturbations externes et structures incertaines demeurent loins des conditions idéales sur lesquelles sont axées ces preuves mathématiques, reste incertaine. Il existe également une quantité importante de littérature au sujet des différentes méthodes pour quantifier les relations entre prédateurs et proies (Abrams, 2015; Abrams et Ginzburg, 2000; Akcakaya et al., 1995), études qui, toutefois, demeurent généralement plutôt mathématiques et qui n'explorent que rarement l'application de ces équations à la modélisation prédictive de réseaux trophiques entiers. Quelques études moins récentes ont également développé des modèles des dynamiques des populations pour les espèces ravageuses, mais produisirent fréquemment des résultats moins qu'optimaux lorsque comparés aux données observées, et cela, sans considérer l'incertitude paramétrique (Boot et al., 1992; Yano, 1989). Dans le domaine de la modélisation des cultures, Tixier et al. (2013) connectèrent un modèle des réseaux trophiques de genre Lotka-Volterra au modèle des cultures des bananes SIMBA, mais sans recours à la calibration ou à la validation selon les données observées. Horton (2008) connecta également un modèle d'un seul ravageur (sans réseau trophique) au modèle de canne à sucre CANEGRO, modèle que fut par la suite élargit pour inclure d'autres espèces de

ravageurs de même que des options de facteurs abiotiques et économiques (Potgieter et al., 2016). Le manque de représentation des interactions entre les ravageurs et les niveaux trophiques supérieurs comprenant les auxiliaires indique toutefois que ces modèles représentent des chaînes alimentaires et non des réseaux trophiques entiers.

Les études qualitatives visant à dépeindre les réseaux trophiques à une très grande résolution structurelle représentent une différente approche visant à comprendre ces systèmes complexes. Entre autres études, Pocock et al. (2012) développèrent un réseau trophique qualitatif d'une ferme au Royaume-Uni. Le très grand nombre d'organismes recensés et d'interactions entre ceux-ci (au delà de plusieurs centaines) limite cependant les possibilités pour la quantification, l'étude en question ayant été appliquée à l'analyse de la résilience structurelle du système entier mais non à la génération de prévisions quantitatives à court terme.

La grande majorité des modèles de simulation axés sur les données observées sur le terrain, tant qu'à eux, ne considèrent pas les rétroactions complètes entre les composantes du réseaux, tout autant que les dynamiques populationnelles qui en découlent (Tonnang et al., 2017). Les modèles d'espèce unique (Andrade-Piedra et al., 2005; Horton et al., 2002; Klueken et al., 2009; Ould-Sidi et Lescourret, 2011; Willocquet et al., 2002, 2000) peuvent offrir de l'information précieuse au preneurs de décision, mais voient leur prévisions limitées à l'analyse de l'impact directe des facteurs externes tels que le climat ou les pesticides auprès de l'espèce nuisible et ne peuvent donc considérer les impacts écologiques indirectes et potentiellement inattendus de ces facteurs sur les interactions entre les diverses composantes du réseau trophique. Une exception notable est le modèle GETLAUS01, lequel inclut un modèle des populations des pucerons autant que des dynamiques de plusieurs prédateurs connexes (Gosselke et al., 2001). D'autres études ont également tenté de quantifier les relations entre prédateurs et proies au sein d'un réseau trophique agroécologique, mais sans toutefois appliquer ces équations à un modèle des dynamiques populationnelles (Hanan et al., 2017). Finalement, les modèles à base d'agents peuvent offrir une vue à haute résolution des dynamiques spatiales du comportement des ravageurs dans un champ agricole, tel l'impact de l'espacement des cultures auprès des éclosions de ravageurs, mais se voient généralement limités soit par le nombre d'espèces considérées (van Vuuren et al., 2018; Vinatier et al., 2012), soit par le manque de validation envers les données populationnelles observées (Mamedov et Udalov, 2002; Xu et al., 2013). Ces modèles devant simuler le parcours de vie de chaque insecte présent dans le champ de manière explicite, la barrière engendrée par les

coûts computationnelles importants des modèles à base d'agents limite également leur application à grande échelle.

Certains modèles des cultures populaires, tel que DSSAT (Jones et al., 2003), se voient également dotés de la possibilité de prendre en compte des données populationnelles exogènes des ravageurs, et certains furent même connectés à un modèle externe de prévision des populations des ravageurs. Entre autres, Whish et al. (2015) ont connecté le modèle des cultures APSIM à un modèle des pathogènes développé avec le logiciel DYMEX. Malgré la possibilité de prévoir, à l'aide de ces modèles couplés, l'impact des ravageurs sur le rendement agricole, aucun d'entre eux ne prend en compte les dynamiques des interactions agroécologiques entre prédateurs et proies, et se retrouvent donc dans l'impossibilité d'expliquer pourquoi et comment une population de ravageur si problématique auraient pu surgir en premier lieu. Ils ne peuvent également prévoir comment le système risque de répondre à de différentes stratégies de gestion intégrée des ravageurs.

Du côté de la recherche appliquée sur le terrain, plusieurs études sophistiquées de méthodologie observationnelle et même expérimentale ont été développées. Celles-ci n'ont cependant que très rarement recours à des outils de modélisation afin de recréer ou de prévoir les données observées. Dans ce groupe d'étude se trouve la recherche de Maisonhaute et al. (2017) qui évaluèrent, par l'entremise d'une étude observationnelle, l'impact du contexte spatial des champs sur le contrôle naturel des pucerons du soja par les parasitoïdes, les prédateurs et les maladies. Sanders et al. (2018) élaborèrent également une étude expérimentale du risque d'extinctions en cascade au sein d'un système quadritrophique (culture, ravageur, parasitoïde et hyperparasitoïde), étude qui s'appuya elle aussi sur une composante de modélisation. Ce modèle, cependant, n'était pas calibré en vue de fournir des prévisions temporelles fiables mais plutôt pour évaluer le risque d'extinction général donnée un certaine structure trophique.

Tandis que toutes ces études contribuent de manière importante aux connaissances écologiques générales, elles ne peuvent, contrairement à l'état actuel des connaissances dans les domaines de modélisation hydrologique et des cultures, offrir des prévisions quantitatives fiables du comportement des réseaux trophiques agroécologiques en vue d'aide à la prise des décisions de gestion.

La séparation omniprésente entre ces différentes approches envers l'étude des réseaux trophiques agroécologiques (modélisation théorique sans données du terrain, modèles axés

sur les données du terrain qui excluent les niveaux trophiques supérieurs et études des réseaux entiers sans modélisation quantitative) pourrait s'expliquer, du moins en partie, par la complexité de ces réseaux et les difficultés techniques rencontrées lors de leur conversion à des modèles numériques qui doivent produire des solutions suffisamment stables pour être calibrés et validés. En réalité, les modèles théoriques qui présentent des comportements complexes demeurent très difficiles à calibrer selon des données observées, tandis que les données des populations des réseaux trophiques recensées au cours d'études agroécologiques sur le terrain nécessitent un effort mathématique et programmatique important avant de pouvoir être reproduites de manière fiable par un modèle informatique.

La nature dynamique des modèles des réseaux trophiques agroécologiques ajoute plusieurs niveaux de complexité au développement des modèles axés sur les données. En un premier temps, le développement et la calibration de ces modèles nécessitent un nombre important d'itérations d'essai et erreur pour établir les distributions *a priori* des paramètres, pour résoudre l'incertitude au sujet des liens trophiques et les espèces d'importance écologique et, enfin, pour déterminer les équations les plus appropriées. Cette tâche se voit compliquée par le grand nombre de sources de données à intégrer, telles les distributions *a priori* des paramètres présents dans la littérature, les bases de données populationnelles, et les données, disponibles à l'occasion, de certaines variables non populationnelles (telles la reproduction, la prédation, la mortalité et les données climatiques). L'instabilité potentielle des réseaux trophiques souligne de même la nécessité d'inclure l'incertitude paramétrique et stochastique dans ces modèles. Le manque d'outils de modélisation pour accélérer le processus de développement et d'évaluation des modèles des réseaux trophiques agroécologiques fait des étapes mentionnées ci-dessus une barrière importante au développement et à l'application de ces modèles.

Une fois ces barrières d'ordre technique surmontées, cependant, l'adoption à plus grande échelle des méthodologies de modélisation des réseaux trophiques agroécologiques a le potentiel de faire avancer rapidement le domaine et, en outre, de mener à la génération de bases de données standardisées pour les paramètres associés aux équations représentant les différentes espèces des réseaux trophiques. De telles bases de données, qui seraient similaires à celles développées pour les paramètres des variétés de plante dans de nombreux modèles des cultures, auraient le potentiel d'accélérer le développement de modèles et d'applications d'aide à la prise des décisions lors d'études futures, et ce, en tout particulier dans des conditions de disponibilité limitée des données. La majorité des modèles trophiques décrits

ci-dessus demeurent cependant soit axés sur des environnements de simulation visuels, tels les modèles à base d'agent, qui se prêtent difficilement à la modélisation programmatique (Bousquet et al., 1998), soit programmés manuellement avec les espèces et relations trophiques composantes des réseaux imbriquées dans le code compilé (Gosselke et al., 2001). Il n'existe aujourd'hui aucun logiciel générique pour le développement des modèles des réseaux trophiques agroécologiques qui 1) est assez générique et interopérable pour permettre aux utilisatrices et utilisateurs de spécifier leurs propres espèces et relations trophiques d'intérêt, 2) inclut, par défaut, l'analyse de l'incertitude stochastique et paramétrique, 3) calibre et valide les modèles de manière automatisée, 4) incorpore des options de gestion, 5) offre la possibilité de se connecter aux modèles des cultures autant qu'aux bases de données climatiques externes et 6) présente une structure modulaire et est distribué sous licence source ouverte afin de faciliter l'extension du logiciel par l'ajout de nouvelles équations, décisions de gestion et autres modules sans aucune nécessité de recompiler ou même de modifier le code source lui-même.

Nous présenterons donc, au cours de cet article, la structure et l'utilisation d'un outil et d'une interface de programmation d'application (IPA) Python pour le développement des modèles des réseaux trophiques agroécologiques, dans l'espoir que la disponibilité d'un tel outil générique qui simplifie et standardise ce processus de modélisation contribuera à l'appelle de Donatelli et al. (2017) au développement d'une communauté de chercheurs et de chercheuses en modélisation des populations des ravageurs agricoles, autant que, de manière plus globale, des réseaux trophiques agroécologiques.

Cet article i) commencera avec la description du processus général du développement d'un modèle des réseaux trophiques agroécologiques, ii) présentera *Tiko'n* (prononcé « ti-kô-n », ce qui signifie « champ agricole » ou « agriculture » en Kaqchikel, un langue de la famille Maya au Guatemala), un nouveau logiciel que simplifie de manière importante le processus de développement, de calibration, de modification au besoin et d'évaluation des modèles agroécologiques, tout en fournissant des prévisions selon des scénarios hypothétiques ou futurs et iii) offrira un exemple de l'application de *Tiko'n* à la quête de réponses envers des questions d'ordre agroécologique lors d'une étude de cas auprès des ravageurs dans les champs de noix de coco au Sri Lanka.

### 13.3 Matériaux et méthodes

La construction d'un modèle calibré et opérationnel des réseaux trophiques agroécologiques entraîne 1) le choix des frontières du système, et ce, selon l'espace de même que selon le nombre d'espèces d'intérêt (conditions qui se verront possiblement limitées selon les données disponibles), 2) l'établissement d'hypothèses envers les relations trophiques entre ces espèces, 3) le choix de quels stades de vie de chaque espèce seront représentés, et cela, avec quelles équations, 4) l'établissement des valeurs de base vraisemblables pour les paramètres du modèle et 5) la calibration et la validation du modèle lui-même, et l'ajustement, lorsque nécessaire, des suppositions initiales.

Au cours de la simulation elle-même, plusieurs processus peuvent être représentés par le modèle, tels la reproduction, la prédation, le vieillissement, les transitions entre différents stades de vie et la mortalité naturelle. De différentes combinaisons de ces processus pourront être choisies selon la structure du réseau trophique et la disponibilité des données. Les valeurs des paramètres devront ensuite être choisies et connectées aux algorithmes appropriés, tandis que les résultats de la simulation devront être analysés et, très fréquemment, comparés aux observations du terrain à des fins de calibration ou de validation. La complexité liée à l'implémentation de ces étapes peut donc devenir une barrière importante à l'expérimentation et à l'ajustement itératif du modèle. La raison d'être de *Tiko'n* et donc, justement, de réduire la barrière au développement en fournissant une interface utilisateur simple et intuitive qui gère chacune de ces étapes de manière automatisée et qui, par l'entremise de l'application de valeurs par défaut logiques là où nécessaire, permet à l'utilisatrice ou à l'utilisateur de spécifier autant ou aussi peu de détail qu'elle ou il le souhaite.

Il demeure important de spécifier que *Tiko'n* n'est pas, et n'a aucune intention de devenir, un modèle à base d'agents. Ces derniers nécessitent trop de puissance computationnelle pour la modélisation des champs d'une grande envergure dans le contexte d'une simulation avec une grande quantité de répétitions stochastiques et paramétriques telle qu'implémentée par *Tiko'n*. Une méthodologie de moyenne par champ est utilisée à la place, et ce, avec du support pour les cohortes de population lorsque nécessaire. Mentionnons cependant que les utilisatrices et utilisateurs ont l'option de diviser les champs en sections aussi petites qu'elles ou ils le désirent, ce qui offre effectivement la possibilité de modéliser l'hétérogénéité à l'intérieur des champs si le problème de modélisation justifie cette haute résolution spatiale.

### 13.3.1 Structure de Tiko'n

*Tiko'n* est une interface de programmation d'application en langage Python. Elle présente aux utilisatrices et aux utilisateurs des classes et des fonctions simples qui représentent les différentes composantes d'un modèle des réseaux trophiques agroécologiques. L'interface offre des fonctions pour les tâches suivantes :

1. Définition des espèces composantes et interactions trophiques
2. Sélection parmi une grande gamme d'équations disponibles provenant de la littérature
3. Spécification des distributions *a priori* pour les paramètres des équations
4. Connexion d'observations populationnelles ou autre et des données climatiques
5. Calibration et validation des modèles, suivies de la visualisation des résultats
6. Ajout rapide d'équations expérimentales et connexion de nouveaux algorithmes de calibration (pour les utilisatrices et utilisateurs experts)
7. Connexion du modèle des réseaux trophiques à un modèle des cultures externe, de même qu'à des décisions spécifiques de gestion

La structure interne de *Tiko'n* demeure fondamentalement modulaire, ce qui simplifie la tâche de développement de fonctionnalités futures. Le niveau le plus haut de l'interface est la classe *Modelo* (Modèle), qui gère la simulation et qui rassemble plusieurs classes *Módulo* (Module) représentant les diverses composantes d'un agroécosystème (réseau trophique, climat, gestion agricole, et modèles des cultures externes). La Figure 13.1 ci-dessous dépeint les composantes structurelles principales de *Tiko'n*, structures qui seront décrites en profondeur lors des sections suivantes.

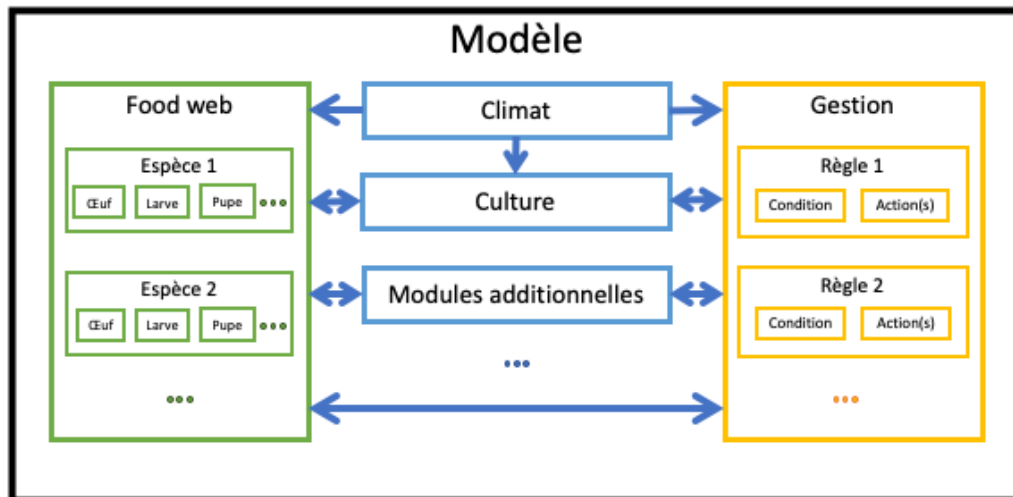


Figure 13.1: Structure principale de Tiko'n. Les points de suspension indiquent une composante répétée.

### 13.3.1.1 Simulations

Une simulation typique (voir Figure 13.2) débute par la configuration du modèle (divisée en phases d'initialisation structurelle et d'initialisation des données), suivie de la simulation (par l'entremise d'une invocation répétée de la fonction d'incrémentement du temps) et du nettoyage. La division de la phase d'initialisation en étapes d'initialisation structurelle et d'initialisation des données accélère le processus de réinitialisation du modèle avec de nouvelles valeurs des paramètres lorsque le modèle est évalué de manière itérative avec de nombreuses combinaisons de paramètres lors d'une calibration. Chacune de ces étapes est invoquée de manière itérative pour chaque module du modèle, ce qui offre à ces derniers la possibilité d'implémenter leurs propres actions d'initialisation et de simulation. Tout calcul occasionnant un changement auprès de l'état numérique du modèle s'effectue lors de la phase d'incrémentement de la simulation, et il n'y a aucune distinction explicite entre les variables de niveau et les variables de taux dans la structure de Tiko'n. L'échange des données entre les différents modules n'est pas effectué par la classe du modèle elle-même, mais plutôt par l'entremise de fonctions spécialisées mises à la disposition de tout module et qui permettent à ce module d'accéder et de modifier les valeurs des variables des autres modules composantes du modèle.

Tiko'n permet la spécification du nombre de répétitions d'incertitude stochastique et paramétrique lors de la configuration de la simulation. Ces deux séries de répétitions s'exécuteront en parallèle dans une matrice multidimensionnelle lors de la simulation. Cette



approche accélère de manière dramatique le processus traditionnel de simulations itérées consécutives lors de l'analyse de l'incertitude paramétrique et stochastique. Elle facilite aussi une analyse plus rapide des contributions de l'incertitude paramétrique et stochastique à l'incertitude totale du modèle. Cette implémentation de l'incertitude au cœur du modèle encourage la considération explicite de l'incertitude lors de l'interprétation des résultats d'un modèle. Ceci est particulièrement important étant donné la nature fondamentalement incertaine, ou même instable, des modèles des réseaux trophiques agroécologiques.

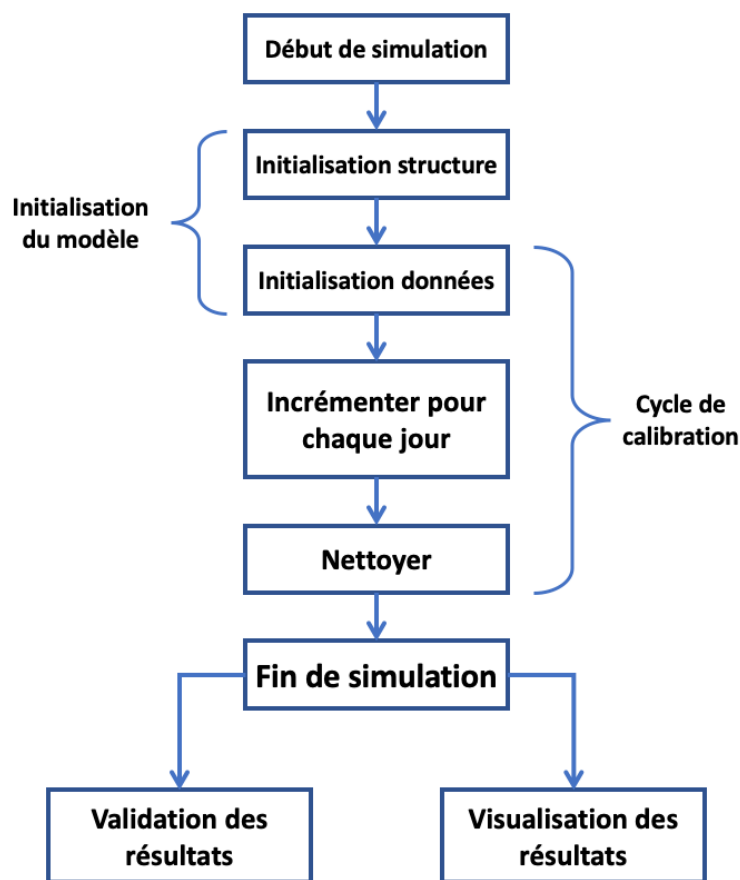


Figure 13.2: Processus de simulation de Tiko'n. Chaque étape, lorsque exécutée au cours de la simulation, s'applique de manière itérative à chaque module.

### 13.3.1.2 Modules

Chaque module de Tiko'n gère ses propres variables, lesquelles peuvent être connectées à des données d'observation pour les phases de calibration et de validation (voir section 13.3.1.3). Les modules de base implémentent le réseau trophique, le climat, la culture, les pièges et les décisions de gestion pour une simulation; des nouveaux modules peuvent

également être implémentés sur mesure avec leurs propres variables et fonctions d'incrémentation et ensuite être liés au modèle avant l'exécution de la simulation.

#### **13.3.1.2.1 Module des réseaux trophiques**

Le module des réseaux trophiques représente le cœur de *Tiko'n* et simule toutes les dynamiques populationnelles des espèces dans le réseau trophique. Les composantes du réseau s'implémentent en tant qu'*organismes*, lesquels contiennent un ou plusieurs *stades de vie*. Des classes spécifiques sont aussi fournies pour faciliter l'implémentation des organismes les plus communs dans les réseaux trophiques agroécologiques (insectes à métamorphose complète et incomplète, parasitoïdes, prédateurs, et guêpes sphécidés). Ces classes initialiseront leurs instances selon les stades de vie appropriés et avec une sélection sensible d'équations activées par défaut. *Tiko'n* implémente également les cohortes de population lorsque des composantes du réseau contiennent des équations sensibles à l'âge de l'organisme, et intègre ces cohortes de manière automatique avec les autres équations des dynamiques des populations, y comprises celles contribuées par les parties tierces.

Au cours d'une simulation, le module des réseaux trophiques initialise toutes les populations, y compris les cohortes lorsque nécessaire, selon les données observées (si disponible) et procède à la simulation du réseau en effectuant les calculs suivant pour chaque stade de vie du réseau :

1. Vieillessement des cohortes selon le jour ou les degrés-jours, uniquement pour les stades de vie avec des transitions dépendantes de l'âge
2. Prédation
3. Croissance populationnel (uniquement pour les insectes implémentés selon la méthode Lotka-Volterra avec un seul stade de vie; incompatible avec les cohortes, la reproduction, la mortalité naturelle ou les transitions actives pour le même organisme)
4. Reproduction
5. Mortalité selon des causes naturelles de fond (prédation exclue)
6. Transitions au prochain stade de vie (pour le dernier stade de vie d'un insecte, ceci implémente la mortalité selon l'âge)
7. Mouvement entre différents champs
8. Volatilité stochastique

Chacun des ces processus est calculé dans l'ordre donné ci-dessus et peut aussi contenir des sous-processus (voir Tableau 13.1 et Tableau 13.2 pour la spécification de toutes les équations disponibles pour chacun des processus énumérés ci-dessus, autant que pour une liste des équations activées par défaut pour chaque classe d'insecte fournie par *Tiko'n*). La population totale et les cohortes sont mises à jour entre chacune des étapes énumérées ci-dessus afin d'éviter l'apparition d'incohérences mathématiques, telle une mortalité naturelle supérieure au nombre de proies en vie après le calcul de la prédation.

Tableau 13.1: Équations incluses dans Tiko'n. Références incluses lorsqu'approprié.  $T_{max}$  indique la température maximale,  $T_{moy}$  la température moyenne,  $s$  l'intervalle temporelle,  $coh$  le numéro de cohortes,  $a_{i,t}$  l'âge de la cohorte  $i$  à temps  $t$ .  $fdc$  indique la fonction de densité cumulative.  $N$  indique la population du stade de vie, sauf indication contraire. \*Les fonctions probabilistes disponibles incluent les distributions Cauchy, Gamma, Logistique, Normale,  $T$  et Triangulaire. La distribution par défaut est la Normale.

Processus	Nom de l'équation	Spécification	Paramètres	Référence
Viellissement	Jours	$a = s$		
	Dégrés-jours	Diverses équations; voir référence		"Degree-Days: About Degree-Days-UC IPM," s.d.
	Brière	$a = T_{moy}(T_{moy} - T_b)(T_b + T_{dif} - T_{moy})^2$	$T_b \in \mathbb{R}$ $T_{dif} \in (0, \infty)$	Briere et al., 1999; Mokhtar et Nabhani, 2010
	Brière non linéaire	$a = T_{moy}(T_{moy} - T_b)(T_b + T_{dif} - T_{moy})^{1/m}$	$T_b \in \mathbb{R}$ $m, T_{dif} \in (0, \infty)$	Briere et al., 1999; Son et al., 2012
Prédation	Kovai	$f = \alpha(1 - e^{-NuI(\alpha P)}); u = 1 - \frac{b}{N}(1 - e^{-N/b})$	$f$ : prédation par prédateur $N$ : densité de la proie $P$ : densité du prédateur	
	Dépendance type I	proie $f = \alpha N$	$\alpha, b, c \in (0, \infty)$ $m \in (0, 1)$	Abrams et Ginzburg, 2000; Holling, 1959
	Dépendance type II	proie $f = \frac{\alpha N}{N + b}$		
	Dépendance type III	proie $f = \frac{\alpha N^2}{N^2 + b}$		
Dépendance type I	ratio $f = \alpha N/P$			

Processus	Nom de l'équation	Spécification	Paramètres	Référence
	Dépendance type II	ratio $f = \frac{\alpha N/P}{N/P + b}$		
	Dépendance type III	ratio $f = \frac{\alpha (N/P)^2}{(N/P)^2 + b}$		
	Beddington-DeAngelis	$f = \frac{\alpha N}{N + cP + b}$		Beddington, 1975; DeAngelis et al., 1975
	Hassell-Varley Type I	$f = \alpha (N/P^m)$		
	Hassell-Varley Type II	$f = \frac{\alpha (N/P^m)}{(N/P^m) + b}$		Hassell et Varley, 1969
	Hassell-Varley Type III	$f = \frac{\alpha (N/P^m)^2}{(N/P^m)^2 + b}$		
Croissance (taux)	Constante	$tc = r * s$	$r \in (0, \infty)$	Verhulst, 1839
	Log-normale température	$tc = r * s * e^{-0.5 * \left[ \frac{\ln(T_{max}/T)}{\rho} \right]^2}$	$r, \rho, T \in (0, \infty)$	Baek et al., 2014
Croissance (équation)	Constante	$c = n - N$	$n \in (0, \infty)$	Verhulst, 1838
	Exponentielle	$c = tc * N$	$p_i$ : prédation de proie $i$	
	Logistique	$c = tc * N * \left(1 - \frac{N}{K}\right)$	$N_i$ : population de la proie $i$ $K_i \in (0, \infty)$	

Processus	Nom de l'équation	Spécification	Paramètres	Référence
	Logistique prédation	$c = tc * N * (1 - \frac{N}{K})$ $K = \sum_{i=1}^{proies} p_i * K_i$		
	Logistique proie	$c = tc * N * (1 - \frac{N}{K})$ $K = \sum_{i=1}^{proies} N_i * K_i$		
Reproduction	Constante	$r = a * N * s$	$a \in (0, \infty)$	
	Probabiliste*	$r = n * \sum_{i=1}^{coh} N_i * [fdc(a_{i,t}) - fdc(a_{i,t-1})]$	$N_i$ : population de la cohorte $i$ $n \in (0, \infty)$	Baek et al., 2014; Rasche et Taylor, 2019
	Prédation	$r = \sum_{i=1}^{proies} p_i * n_i$	$p_i$ : prédation de la proie $i$ $n_i \in (0, \infty)$	
Mortalité	Constante	$q \in (0, 1)$		Rasche et Taylor, 2019
	Log-normale température	$q = 1 - k * e^{-0.5 * [\ln(T/T_m)/\rho]^2}$	$k \in (0, 1)$ $T_m, \rho \in (0, \infty)$	Baek et al., 2014
	Sigmoïde température	$q = 1 - \frac{1}{e^{(T_{max} - a)/b}}$	$a \in (0, \infty)$ $b \in \mathbb{R}$	Vu et Duman, 2016
Transitions	Constante	$tr = N * [1 - (1 - q)^s]$	$q \in (0, 1)$	
	Probabiliste*		$N_i$ : population de la	Son et al., 2012

Processus	Nom de l'équation	Spécification	Paramètres	Référence
		$tr = \sum_{i=1}^{coh} N_i * \frac{[fdc(a_{i,t}) - fdc(a_{i,t-1})]}{1 - fdc(a_{i,t-1})}$	cohorte $i$	
Mouvement (attraction)	Diffusion aléatoire	$a_{i,j} = \frac{N_i}{N_j}$	$N_i$ : densité populationnelle du champ $i$ $N_j$ : densité populationnelle du champ $j$	Kareiva, 1983
Mouvement (distance)	Euclidienne	$d_{i,j} = \frac{D_{i,j}^2}{m * s}$	$D_{i,j}$ : distance entre les champs $i$ et $j$ $m \in (0, \infty)$	
Volatilité stochastique	Normale	$stoc \sim Normale(0, \max(1, N * s * \sigma))$	$\sigma \in (0, 1)$	

Tableau 13.2: Équations activées par défaut pour chaque catégorie d'insecte fournie par Tiko'n. Seuls les processus et sous-processus activés par défaut pour un insecte et stade de vie donnés apparaissent. \* Le mouvement n'est activé par défaut que dans les expériences contenant plus d'un champ. \*\* Les équations pour la prédation, la reproduction et le mouvement des parasitoïdes juvéniles se voient copiés des équations du stade de vie correspondant de l'hôte. Le vieillissement, la mortalité et les transitions ne s'appliquent qu'au dernier stade juvénile avant que celui-ci n'émerge de son hôte en tant que puppe ou parasitoïde adulte.

Insecte	Stade(s)	Processus	Sous-processus	Équation par défaut
Métamorphose (in)complète	Œuf	Mortalité		Constante
		Prédation		Kovai
	Juvénile	Mortalité		Constante
		Vieillissement		Jours
		Transitions	Probabiliste	Normale
		Mouvement*	Distance	Euclidienne
			Attraction	Diffusion aléatoire
	Puppe	Mortalité		Constante
		Vieillissement		Jours
		Transitions	Probabiliste	Normale
	Adulte	Prédation		Kovai
		Vieillissement		Jours
		Transitions	Probabiliste	Normale
		Mouvement	Distance	Euclidienne
			Attraction	Diffusion aléatoire
Parasitoïde	Juvénile**	Mortalité		Constante
		Vieillissement		Jours
		Transitions	Probabiliste	Normale
	Puppe		Multiplicative	Linéaire
		Mortalité		Constante
		Vieillissement		Jours
	Adulte	Prédation		Kovai
		Vieillissement		Jours
		Transitions	Probabiliste	Normale
		Mouvement	Distance	Euclidienne
			Attraction	Diffusion aléatoire
	Sphécidé	Juvénile	Mortalité	
Vieillissement				Jours



Insecte	Stade(s)	Processus	Sous-processus	Équation par défaut
		Transitions	Probabiliste	Normale
	Adulte	Prédation		Kovai
		Vieillessement		Jours
		Transitions	Probabiliste	Normale
		Reproduction		Prédation
		Mouvement	Distance	Euclidienne
			Attraction	Diffusion aléatoire
Lotka-Volterra	Adulte	Croissance	Taux	Constante
			Équation	Logistique proie

La littérature des modèles des dynamiques populationnelles, en comparaison à celle des modèles des cultures, offre une très grande gamme d'équations pour représenter chaque stade de vie. Au lieu d'imbriquer les équations dans le code source, *Tiko'n* offre une liste d'équations alternatives pour chaque processus, munies de choix par défaut raisonnables qui peuvent toutefois être modifiés au désir. Chaque stade de vie de chaque organisme se voit donc attribuer un « arbre » d'équations disponibles et d'équations activées pour chaque processus et sous-processus. L'état d'activation de des équations peut être modifié, et l'exécution de certains processus en entier peut même être désactivée lorsque ceux-ci ne sont pas nécessaires. À titre d'exemple, les utilisatrices et utilisateurs de *Tiko'n* peuvent choisir parmi une gamme d'options provenant de la littérature pour l'implémentation du calcul de la prédation, tandis que *Tiko'n* n'activera l'équation de reproduction par défaut qu'auprès des stades de vie adultes. Au moment de la simulation, le réseau trophique générera de manière automatisée les matrices de paramètres correspondant aux équations activées de chaque organisme, tout en prenant en compte les relations spécifiées. Les paramètres d'interaction entre prédateur et proie ne seront donc générés que pour les stades de vie entre lesquels une relation de prédation a été identifiée, et les équations de mouvement ne seront activées qu'au sein des modèles comprenant plus d'un champ. Une utilisation plus avancée de *Tiko'n* pourrait également inclure la spécification de nouvelles équations et de leurs paramètres associés, lesquels pourront ensuite être connectés au module des réseaux trophiques et ainsi devenir disponibles à toute simulation future sans aucune modification auprès du code source de *Tiko'n*.

Le Tableau 13.1 résume les processus principaux de la procédure de modélisation d'un réseau trophique agroécologique. Mentionnons que chaque étape énumérée dans le tableau sera implémentée automatiquement pour chaque stade de vie auquel elle s'applique.

Le premier calcul à être effectué lors de chaque incrémentation du modèle est le vieillissement, suivi de la prédation. Cette dernière se voit calculée de manière individuelle pour chaque prédateur; la compétition entre différents prédateurs pour une quantité de proies limitée est ensuite prise en compte selon l'application de l'équation de probabilité conjointe proposée par Soluk (1993).

$$\rho_{i,j} = \rho_{i,j} \frac{[1 - \prod_i (1 - \frac{\rho_{i,j}}{N_j})]}{\sum_i \frac{\rho_{i,j}}{N_i}}$$

$$\rho_{i,j} = f_{i,j} * N_i * s$$

où  $s$  indique l'intervalle de temps,  $N_i$  la population du prédateur  $i$ ,  $N_j$  la population de la proie  $j$ ,  $\rho_{i,j}$  la prédation totale potentielle du prédateur  $i$  auprès de la proie  $j$  dans l'absence de la compétition entre différentes espèces de prédateurs,  $p_{i,j}$  la prédation totale finale du prédateur  $i$  auprès de la proie  $j$  et  $f_{i,j}$  la réponse fonctionnelle, c'est-à-dire le taux de prédation par prédateur, selon l'une des équations alternatives présentées dans le Tableau 13.1.

La mortalité est calculée en unités d'individus par champ selon l'équation suivante :

$$m = N * [1 - (1 - q)^s]$$

où  $s$  indique l'intervalle de temps,  $N$  la population du stade de vie de l'insecte et  $q$  la mortalité selon l'une des équations alternatives présentées dans le Tableau 13.1.

Le déplacement des insectes entre les champs se calcule en deux temps. En premier lieu, la distance effective ( $d$ ) entre chaque paire de champs est calculée, suivie du calcul de l'attraction relative ( $a$ ) d'un champ comparé à l'autre du point de vue de l'insecte (Kareiva, 1983). La migration finale ( $m_{i,j}$ ) d'un insecte de population  $N$  du champ  $i$  au champ  $j$  est ensuite estimée selon l'équation suivante :

$$m_{i,j} = N * \frac{a_{i,j} / d_{i,j}}{\sum_j a_{i,j} / d_{i,j}}$$

Les transitions de même que la reproduction peuvent être représentées de manière déterministe aussi bien que probabiliste. L'option des transitions multiplicatives permet au stade de vie destinataire de recevoir un nombre d'individus supérieur au nombre d'individus qui viennent de quitter le stade précédent, option utile lors de la modélisation des parasitoïdes grégaires dont plusieurs larves émergent d'une seule hôte.

Tous les autres processus se voient uniquement représentés par les équations décrites dans le Tableau 13.1. Notons toutefois que nombre de ces processus ne s'appliquent qu'à certains stades de vie des catégories d'insecte offertes par *Tiko'n*. Voir le Tableau 13.2 pour une liste complète des équations et processus activés par défaut pour chaque classe.

#### **13.3.1.2.2 Module des cultures**

La vocation principale de *Tiko'n* étant d'être un modèle des dynamiques populationnelles des réseaux trophiques, et étant donné le grand nombre de modèles existants qui sont fréquemment évalués et appliqués dans le contexte de la modélisation de la croissance des cultures (Brisson et al., 2003; de Wit, 2019; Jones et al., 2003; Keating et al., 2003; Stöckle et al., 2003; van Ittersum et al., 2003), *Tiko'n* n'essaie pas de réimplémenter ces modèles lui-même et offre à la place l'option de connecter un modèle de réseau trophique à un modèle des cultures externe.

La connexion d'un modèle des cultures à *Tiko'n* est possible tant que le modèle des cultures offre les fonctionnalités suivantes : 1) l'initialisation du modèle, 2) l'incrémentation de la simulation, 3) la lecture, tout au cours de la simulation, de la biomasse des différentes parties de la plante et 4) l'application du dommage des ravageurs à différentes parties de la plante, et ce, tout au cours de la simulation. Pour la grande majorité des modèles des cultures implémentés dans un langage informatique compilé, ceci impliquera généralement une modification mineure au code source afin de permettre l'échange dynamique des données au cours de la simulation. Cet échange des données peut s'effectuer grâce aux tubes, aux ports ou bien à l'écriture et à la lecture des données par l'entremise du système de fichiers de l'ordinateur. La version courante de *Tiko'n* inclut une enveloppe fonctionnelle pour le modèle Python des cultures PCSE (de Wit, 2019). De nouvelles enveloppes pour d'autres modèles peuvent également être développés par des parties tierces sans aucune nécessité de modifier le code source de *Tiko'n*.

Un défi unique du couplage d'un modèle des cultures externes avec un modèle tel que *Tiko'n* qui inclut l'incertitude stochastique autant que paramétrique lors de ses simulations est

la difficulté associée à communication de cette incertitude entre les modèles. La simulation des modèles des cultures étant généralement plus exigeante en matière de ressources computationnelles, il n'est pas toujours possible ou désirable d'exécuter une simulation du modèle des cultures pour chaque itération paramétrique et stochastique du modèle du réseau trophique effectuée par *Tiko'n*. Ce dernier offre donc la possibilité de transférer que la valeur moyenne des répétitions stochastiques ou paramétriques au modèle des cultures. Cette approche mène à une diminution considérable du nombre d'itérations nécessaires lors de la simulation des cultures.

#### **13.3.1.2.3 Module du climat**

Ce module, responsable de la gestion de toute donnée climatique du modèle, se repose sur le paquet Python *taqdir* (Malard et Inam, 2019) développé par le premier auteur du présent article pour faciliter l'intégration automatisée des données observées avec les prévisions des changements climatiques du GIEC provenant du logiciel MarkSim (Jones et Thornton, 2000). *Tiko'n* se voit donc doué, grâce aux bases de données en ligne supportées par *taqdir*, de la capacité d'obtenir accès aux observations passées et aux prévisions futures de manière automatisée pour toute année entre 1980 et 2095, et ce, de n'importe quel point sur le globe terrestre. Des sources de données alternatives, tels des fichiers locaux, peuvent également être spécifiés en format *taqdir* lors de l'initialisation du module de climat, tout autant que le scénario GIEC correspondant aux conditions futures désirées, si les années de simulation s'étendent vers le futur. Ces données se verront automatiquement prises en compte et rendues disponibles en format journalier auprès de tout module dont l'exécution se repose sur les données climatiques, y compris le module des cultures. Les données de base fournies par *taqdir* incluent la température minimale, maximale et moyenne journalière, la radiation solaire, le point de rosée et la précipitation. L'ajout de nouvelles variables climatiques pour lesquelles des données seraient disponibles est aussi permis; ces données seront ensuite mises à la disposition des équations des dynamiques populationnelles par l'entremise du module du climat.

#### **13.3.1.2.4 Module de gestion**

Le module de gestion implémente les décisions de gestion agricole. Celles-ci se voient représenté par des *règles*, lesquelles appliquent des *actions* lorsque certaines *conditions* sont remplies. Une action représente l'invocation d'une méthode d'un module appartenant au modèle et peut donc être l'instigatrice d'un changement dans la valeur d'une variable du module cible. À titre d'exemple, une action de biocontrôle pourrait augmenter la population

d'un certain insecte auxiliaire selon une quantité prédéterminée. Les conditions peuvent être temporelles (activées à un moment précis) ou bien dépendre de l'état du modèle (activées lorsqu'une variable atteint une certaine valeur, tel le cas du biocontrôle ou de la gestion intégrée des ravageurs). Les combinaisons des conditions permettent également l'activation d'actions lorsque l'une ou toutes les conditions d'une liste donnée est remplie. Mentionnons que les conditions s'activent de manière indépendante pour chaque répétition stochastique et paramétrique de la simulation.

#### **13.3.1.2.5 Module des pièges**

Les pièges constituent une mesure importante pour le contrôle des ravageurs au sein de plusieurs systèmes agricoles. En outre, nombre de bases de données d'observations populationnelles des insectes contiennent des données concernant le nombre d'insectes piégés, et non la taille absolue de la population. *Tiko'n* offre donc un module des pièges qui peut simuler le nombre d'insectes pris dans des pièges placés dans un champ agricole, prévisions qui peuvent ensuite être comparées aux données observées à des fins de validation et de calibration.

#### **13.3.1.3 Expériences**

Chaque simulation de *Tiko'n* est basé sur une expérience spécifique, laquelle peut être réelle, avec des données observées, ou bien hypothétique. Les objets de la classe *Expérience* peuvent être dotés d'autant ou d'aussi peu d'information que l'on désire spécifier et sont généralement utilisés pour spécifier les données observées et initiales de diverses variables du modèle. Ces valeurs seront ensuite mises à la disposition du module correspondant lors de la phase d'initialisation de la simulation. Lorsqu'une simulation est exécutée sans date initiale ou finale, celles-ci seront déduites des données observées de l'expérience correspondant à la simulation. *Tiko'n* permet également la simulation de plusieurs expériences en même temps, ouvrant du même trait la porte à la calibration des paramètres du modèle selon plusieurs jeux de données de manière simultanée.

#### **13.3.1.4 Résultats**

Les variables et les résultats des modèles *Tiko'n* sont étroitement liés. Chaque module définit ses propres variables, lesquelles seront instanciées avec ou sans axe temporel, selon les préférences d'obtention des résultats spécifiées par l'utilisatrice ou l'utilisateur. Les valeurs de ces variables peuvent ensuite être lues ou bien modifiées aussi bien par le module auquel elles appartiennent que par les autres modules du modèle. Le module de gestion

agricole peut donc augmenter la population d'un insecte dans le module des réseaux trophiques lors d'une intervention de biocontrôle. À la fin de chaque phase d'incrémentation du modèle, les valeurs actuelles de chaque variable dotée d'un axe temporel sont sauvegardées sur cet axe, formant ainsi une matrice de valeurs temporelles de la variable qui sera éventuellement renvoyée à l'utilisatrice ou l'utilisateur en tant que résultat de simulation. Lorsque des données observées existent pour une variable, les objets de résultat offrent également la possibilité de comparer les valeurs prévues à celles observées a fins d'évaluation statistique du modèle et de visualisation des résultats.

### **13.3.1.5 Incertitude paramétrique**

L'incertitude paramétrique est d'une importance centrale pour les modèles dynamiques qui comportent une grande gamme de paramètres qui interagissent de manière parfois inattendue. Contrairement à la majorité des modèles environnementaux, *Tiko'n* représente cette incertitude de manière intrinsèque selon le concept des *calibrations* (distributions multivariées des valeurs des paramètres obtenues lors de la même simulation de calibration), et chaque paramètre de *Tiko'n* se voit donc assigné une distribution de valeurs probables au lieu d'une seule valeur fixe. Ces *calibrations* peuvent ensuite être spécifiées lors des simulations suivantes.

La classe *Parámetro* implémente les paramètres de *Tiko'n*. Tous les paramètres se voient assignés une distribution non informative initiale selon les limites théoriques spécifiées pour le paramètre en question. Au fur et à mesure que les modèles sont utilisés et que leurs paramètres sont calibrés, ces derniers accumulent de nouvelles distributions de plus en plus informatives. Chaque paramètre aura donc fréquemment plus qu'une distribution associée, et les utilisatrices et utilisateurs peuvent aussi spécifier des distributions *a priori* temporaires afin de mieux guider les algorithmes de calibration. Au moment de la simulation, il sera désormais possible de spécifier lesquelles des distributions disponibles pour chaque paramètres doivent être utilisées pour établir les valeurs de chaque paramètre, le choix par défaut étant de donner précedence à toute distribution *a priori* spécifiée, et, sinon, de donner un poids égal à chaque distribution informative et d'utiliser les distributions non informatives que lorsqu'aucune distribution informative n'est disponible. Les distributions *a priori* peuvent être spécifiées soit en tant que distribution en format *scipy* (Jones et al., 2014), soit selon une densité de probabilité entre deux valeurs, soit selon une matrice de valeurs individuelles. Veuillez prendre note que les simulations effectuées avec trop de distributions

non informatives risquent de donner des résultats également peu informatifs, fréquemment en tant qu'erreur de dépassement de mémoire Python.

Cette conceptualisation des paramètres, très différente de celle utilisée dans d'autres modèles environnementaux et des cultures, offre certains avantages dans le contexte de la modélisation des réseaux trophiques agroécologiques. En un premier temps, il n'y a plus aucune nécessité de forcer les paramètres à adopter une seule valeur « optimale » provenant d'une calibration, ce qui mène à une meilleure représentation de l'incertitude paramétrique lors des simulations futures. Les résultats des simulations du modèle à leur tour n'offrent plus une seule prévision avec peu d'information quant à l'incertitude de celle-ci, sinon une distribution de résultats probables qui représentent mieux la vraie incertitude du modèle. En un deuxième temps, au fur et à mesure que des nouveaux insectes et organismes seront ajoutés à l'écosystème de *Tiko'n*, ceux-ci pourront prendre avantage des distributions paramétriques déjà calibrées pour des organismes similaires lors de l'initialisation des valeurs *a priori* pour les calibrations, réduisant ainsi la barrière d'entrée pour les nouveaux modèles.

#### **13.3.1.6 Interactions entre paramètres**

Plusieurs des paramètres appartenant aux réseaux trophiques ne dépendent cependant pas uniquement de l'organisme auquel ils appartiennent mais aussi de leur interaction avec d'autres organismes du réseau. Un cas fréquent serait les paramètres représentant la prédation potentielle et l'efficacité de recherche des prédateurs, lesquels dépendent autant du prédateur que de l'identité de la proie. *Tiko'n* inclut donc la possibilité de créer des paramètres multidimensionnels (telles les paramètres pour les prédateurs; voir le Tableau 13.1) qui représentent les interactions entre différents objets à l'aide de différentes distributions. Ces termes d'interaction peuvent également être emboîtés entre eux, et *Tiko'n* peut se replier sur les valeurs des niveaux emboîtés sous-jacents. Une distribution *a priori* peut donc être spécifiée de manière générale pour un paramètre d'une espèce de prédateur, en même temps qu'une différente distribution *a priori* est spécifiée pour son interaction avec une proie particulière. Au moment de choisir les valeurs des paramètres en vue d'une simulation, *Tiko'n* utilisera l'*a priori* spécifique à la proie en question si celui-ci est disponible, et, le cas échéant, utilisera à sa place l'*a priori* générique. Ce comportement s'applique non seulement à la spécification des distributions *a priori* mais aussi aux distributions calibrées.

### 13.3.1.7 Calibrations

Les engins de calibration s'implémentent séparément de la classe de simulation de *Tiko'n* afin de faciliter l'extension de ces engins par des parties tierces désirant expérimenter avec de nouveaux algorithmes de calibration. *Tiko'n* offre à chaque engin de calibration l'accès aux distributions *a priori* desquelles les valeurs de chaque paramètre du modèle doivent être échantillonnées. Une fonction de simulation, qui exécutera le modèle selon un jeu de paramètres spécifique et renverra une mesure d'ajustement du modèle, est également fournie. Les engins de calibration doivent par la suite utiliser cette mesure d'ajustement afin de proposer le prochain ensemble de valeurs des paramètres à évaluer. La version présente de *Tiko'n* implémente tous les algorithmes de calibration disponibles dans la librairie SPOTPY de calibration et d'analyse d'incertitude en Python (Houska et al., 2015).

### 13.3.2 Étude de cas

Nous présentons ici une étude de cas des dynamiques écologiques du ver du cocotier (*Opisina arenosella*) en tant qu'exemple de la rapidité du développement et de l'évaluation des modèles des réseaux trophiques agroécologiques avec *Tiko'n*. Cet étude de cas fut sélectionnée en tant que démonstration de *Tiko'n* en raison de sa structure trophique relativement simple (un herbivore et deux parasitoïdes associés) de même que de la disponibilité d'une longue série de données populationnelles de haute résolution temporelle (hebdomadaire pour un an) pour chacune de ces espèces. Ces données furent obtenues d'une étude de Perera et al. (1988) suivant l'évolution d'une éclosion d'*O. arenosella* au Sri Lanka.

Un réseau trophique comprenant trois espèces (*O. arenosella*, parasitoïde des larves et parasitoïde des pupes) fut construit à l'aide de l'IPA de *Tiko'n*. Les valeurs par défaut de *Tiko'n* furent utilisées pour tout les stades de vie : distribution normale des transitions vers les stades de vie suivants, mortalité constante (sauf dans les cas des stades de vie finaux, pour lesquels la mortalité fut distribuée normalement à travers le temps), fertilité normalement distribuée pour les stades reproductifs et stochasticité normalement distribuée. Les taux de prédation furent calculés (en unité de proies par prédateur par intervalle de temps) selon l'équation Kovai.

Le modèle fut calibré à base des données observées selon la méthode d'estimation du maximum de vraisemblance (300 itérations, chacune dotée de 30 répétitions simultanées d'incertitude stochastique). L'efficacité Nash-Sutcliffe de la moyenne des 30 répétitions stochastiques lorsque comparée aux observations correspondantes sert de fonction objective



pour la calibration, à la fin de laquelle les valeurs des paramètres correspondant au meilleur 20% des simulations de calibration furent sauvegardées. Les distributions *a priori* des paramètres du modèle furent spécifiées de manière approximative selon les valeurs disponibles dans la littérature, avec ajustements là où nécessaire pour assurer la convergence de l'algorithme de calibration lorsque les résultats initiaux en indiquaient la nécessité.

Les simulations post-calibration furent évaluées selon une intervalle temporelle journalière avec une combinaison de 60 répétitions stochastiques et de 60 répétitions paramétriques (total de 3 600 itérations simultanées). Deux options de biocontrôle furent évaluées, l'une relâchant 1 000 000 adultes du parasitoïde de larve par hectare à la 50<sup>e</sup> journée de la simulation (laquelle correspondait à l'incidence maximale de la proie) et l'autre relâchant le même nombre total de parasitoïdes au cours de trois jours (43, 50 et 57) situés à des intervalles d'une semaine autour du même point. Ces deux stratégies furent ensuite évaluées selon leur succès envers le contrôle de l'éclosion d'*O. arenosella* en cours.

Un tel exercice de modélisation nécessiterait généralement une grande quantité de programmation, effort qui, grâce aux interfaces génériques de *Tiko'n*, se résume à quelques lignes de code Python pour le présent exemple.

## 13.4 Résultats

### 13.4.1 Développement du modèle

L'utilisation de *Tiko'n* simplifia le processus de développement de modèle de manière importante. La totalité du code nécessaire pour le développement du modèle du réseau trophique (Figure 13.3) ne comporte que six lignes de code (trois pour créer les organismes, deux pour spécifier les relations trophiques et une pour rejoindre toutes les espèces dans un seul modèle). Le code pour connecter les stades de vie des insectes à un fichier en format csv contenant les observations des populations, autant que pour calibrer et exécuter les simulations, s'avère également bref. Voir le matériel supplémentaire pour une copie du code entier.

```

# Créer O. arenosella avec 5 stades juvéniles
Oarenosella = MetamCompleta('O. arenosella', njuvenil=5)

# Créer parasitoïdes des larves et des pupes
Paras_larves = Parasitoïde('Parasitoïde larves', pupa=True)
Paras_pupe = Parasitoïde('Parasitoïde pupe')

# Identifier relations trophiques
réseau_trophique = RedAE([Oarenosella, Paras_larves, Paras_pupe])
Paras_larves.parasita(Oarenosella,
    etps_entra=['juvenil 3', 'juvenil 4', 'juvenil 5'], etp_emerg='juvenil 5'
)
Paras_pupe.parasita(Oarenosella, 'pupa', etp_emerg='pupa')

```

Figure 13.3: Exemple de construction et de simulation d'un réseau trophique avec l'interface de Tiko'n. Les mots en gras indiquent les méthodes, fonctions et classes propres à l'interface de programmation de Tiko'n.

### 13.4.2 Résultats de la calibration

Le modèle se calibra relativement bien et convergea rapidement vers une solution acceptable en 300 itérations, ce qui représente moins d'une heure de temps de simulation. Les indexes de qualité d'ajustement du modèle furent calculés individuellement pour chaque stade de vie ayant des données observées de même que pour le modèle en général (y compris l'efficacité Nash-Sutcliffe (de 0,26 à 0,86; moyenne de 0,59); l'efficacité Kling-Gupta (0,10–0,92; 0,59);  $R^2$  (0,46–0,87; 0,66); la racine carrée normalisée de l'erreur quadratique moyenne (0,63–1,45; 1,03);  $R^2$  des intervalles de confiance (0,31–0,71; 0,51); et la racine carrée normalisée de l'erreur quadratique moyenne des intervalles de confiance (0,41–1,47; 0,47)).

Pour ce qui traite des dynamiques du modèle, celles-ci correspondent bien aux dynamiques générales des données observées. La Figure 13.4 présente les résultats du modèle pour plusieurs stades de vie, y compris les intervalles de confiance de la simulation et les données observées correspondantes. Les stades de vie qui montrent les pires indexes de qualité d'ajustement (Tableau 13.3), telle la pupe d'*O. arenosella* et le stade juvénile du parasitoïde de pupe, doivent leur manque de performance à de légers décalages entre les sommets des populations observées et simulées et suivent malgré tout les dynamiques clefs du système telles qu'observées.

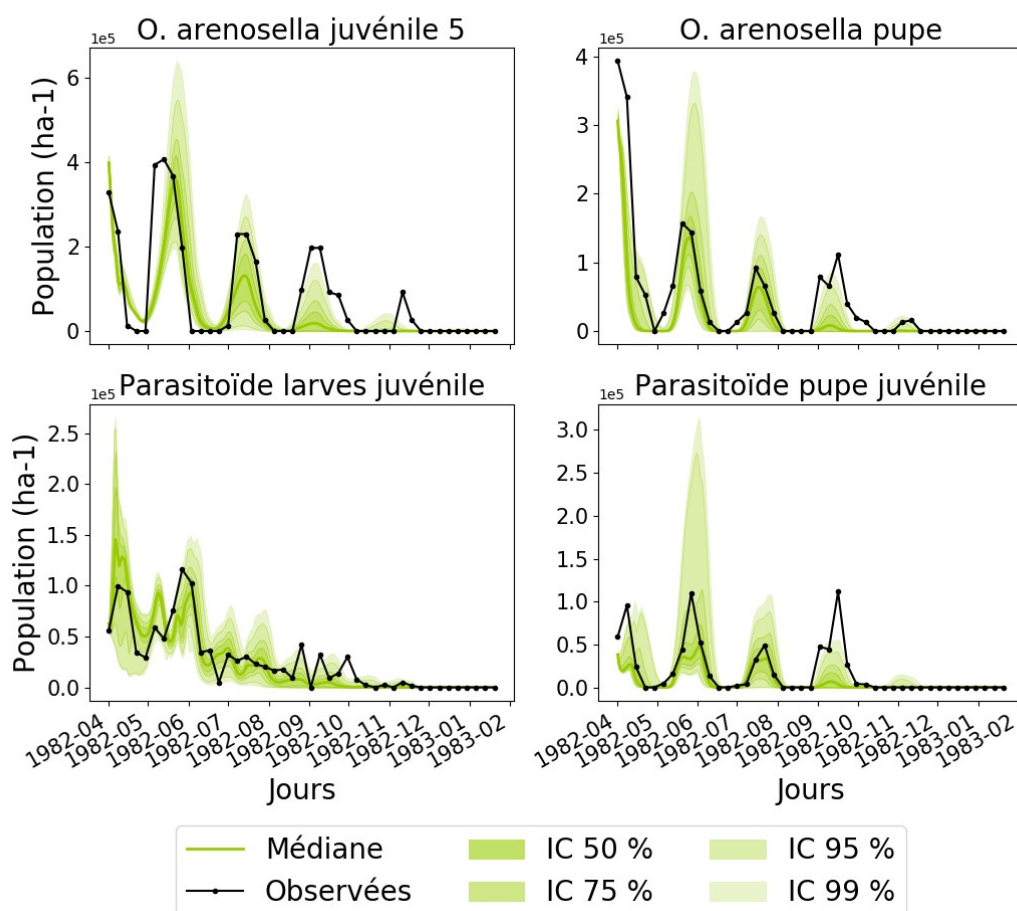


Figure 13.4: Prévisions du modèle et données observées. IC : Intervalle de confiance.

Tableau 13.3: Statistiques d'ajustement du modèle selon l'espèce et le stade de vie. EKG : Efficacité Kling-Gupta; ENS : Efficacité Nash-Sutcliffe; RNEQM : Racine carrée normalisée de l'erreur quadratique moyenne; IC : Intervalle de confiance.

Indexe	<i>Opisina arenosella</i>					Parasitoïde			Moyenne du modèle
	Juv 1	Juv 2	Juv 3	Juv 4	Juv 5	Pupe	De larve	De pupe	
EKG	0,92	0,63	0,75	0,66	0,48	0,34	0,84	0,10	<b>0,59</b>
ENS	0,86	0,51	0,62	0,60	0,50	0,63	0,73	0,26	<b>0,59</b>
R <sup>2</sup>	0,87	0,57	0,68	0,64	0,57	0,77	0,77	0,46	<b>0,66</b>
RNEQM	0,88	1,19	0,97	0,94	1,07	1,12	0,63	1,45	<b>1,03</b>
R <sup>2</sup> IC	0,59	0,43	0,49	0,37	0,31	0,53	0,71	0,61	<b>0,51</b>
RNEQM IC	0,45	0,49	0,48	0,51	0,52	1,47	0,41	0,44	<b>0,47</b>

### 13.4.3 Le biocontrôle

Il est intéressant de constater que la division d'une seule application de parasitoïdes en plusieurs petites applications engendra un meilleur contrôle, et cela, même si deux des trois applications n'étaient par conséquent plus synchronisées avec le sommet de la population des larves (Figure 13.5). La séquence d'applications plus petites parvint à contrôler l'éclosion d'*O. arenosella* et à la ramener à un niveau de fond pré-éclosion dans un laps de quelques semaines, tandis que l'unique application de parasitoïdes ne montra qu'une amélioration marginale lorsque comparé au scénario de base sans intervention.

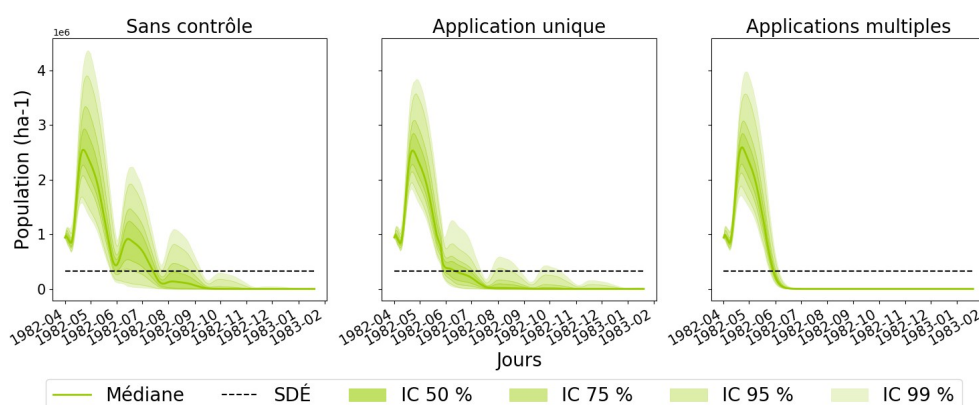


Figure 13.5: Dynamiques de la population des larves d'*O. arenosella* (tous stades de larve combinés). Gauche : sans biocontrôle; centre : avec une seule application de parasitoïdes; droite : avec la même dose de parasitoïdes divisée entre trois applications plus petites. SDÉ : Seuil de dommage économique; IC : Intervalle de confiance.

## 13.5 Discussion

L'implémentation des parties génériques de la modélisation des réseaux trophiques agroécologiques par le code interne de *Tiko'n* facilita de manière significative le développement du modèle. Ceci permit également d'accélérer l'évaluation de différentes hypothèses écologiques envers la structure du modèle, notamment lors de la spécification des relations trophiques entre les parasitoïdes de larve et *O. arenosella*. Face à un manque d'information au sujet des stades de vie juvéniles d'*O. arenosella* susceptibles à être parasités par le parasitoïde, plusieurs alternatives furent évaluées et comparées selon leurs dynamiques avant la sélection de la structure trophique finale. Le grand nombre de petits changements itératifs à la structure du modèle nécessaire afin d'effectuer un tel processus de raffinement du modèle n'aurait été faisable sans *Tiko'n*.

Les résultats, malgré leurs variations selon l'indice d'ajustement et le stade de vie en question, demeurent toutefois relativement bons pour un modèle dynamique (voir Tableau

13.3). Les statistiques de qualité de l'ajustement des intervalles de confiance, cependant, n'étaient pas aussi performantes. Ceci est très probablement le résultat de l'application d'une fonction objective qui ignorait l'incertitude et ne considérait que la médiane des valeurs prévues lors de la calibration. Ces observations soulignent l'importance de poursuivre la recherche de meilleures fonctions objectives et d'algorithmes de calibration plus adaptés à ce genre de modèle stochastique et dynamique.

Une exception à cette bonne correspondance entre résultats et observations demeure la dernière fluctuation de la population d'*O. arenosella*, accompagnée de celle du parasitoïde des pupes, lesquelles furent toutes sous-estimées par le modèle. Les données observées indiquent qu'une diminution de la mortalité des stades juvéniles aurait survenue à ce moment pour des raisons inconnues (très probablement météorologiques). Étant donné le manque d'accès aux données météorologiques pour cette période de temps dans l'endroit de l'étude, nous ne pouvions inclure les variables climatiques lors de la simulation et sommes donc de l'opinion que cette erreur est une limitation intrinsèque des frontières du modèle. Des études ultérieures avec un meilleur accès aux données climatiques pourraient éventuellement contribuer au développement d'un meilleur modèle des dynamiques populationnelles d'*O. arenosella* qui inclut les impacts des conditions météorologiques sur les taux de survie et de reproduction de l'espèce.

Les résultats des simulations de biocontrôle peuvent s'expliquer selon la structure populationnelle particulièrement synchronisée des cycles de vie d'*O. arenosella*. Tandis qu'une seule application de parasitoïde peut élever le taux de parasitisme dans les stades de larve plus avancés d'*O. arenosella*, ces jeunes parasitoïdes nécessiteront un certain laps de temps avant d'être en mesure d'émerger en tant qu'adultes. Entre temps, une quantité importante de juvéniles d'*O. arenosella* auront l'opportunité de traverser la phase vulnérable aux parasitoïdes et de se transformer en pupes. Une série de plus petites doses de parasitoïdes bien espacées, au contraire, permet de maintenir la population parasitoïde adulte assez longtemps pour assurer que la majorité d'un cycle de larve d'*O. arenosella* soit parasitée, ce qui engendra un effet bien plus marqué sur la taille des cycles populationnels ultérieurs. Tandis qu'aucune étude disponible dans la littérature ne rapporte suffisamment de données populationnelles pour permettre une comparaison directe à cette étude, plusieurs recherches ayant fait appel à des applications de parasitoïdes pour contrôler les populations d'*O. arenosella* ont fait état de diminutions des populations de larve de cette espèce d'environ la même magnitude que celle présentée par les résultats simulés dans le cadre de la présente

étude. À titre d'exemple, l'étude de Rao et al. (2018) démontra une réduction des populations de larve, dépendant du champ spécifique, à des niveaux entre 0 à 3 fois le seuil de dommage économique (SDÉ) au cours d'une période de 6 mois. Lors de la présente étude, le modèle simula une diminution de la population des larves à des niveaux entre 0 à 2 fois le SDÉ en 4 mois, et finalement à des niveaux populationnels se situant entre 0 et le SDÉ dans un laps de 6 mois. Il demeure important de mentionner que la comparaison directe entre ces études se voit compliquée par le manque de données au sujet de la structure populationnelle initiale d'*O. arenosella*, autant que des populations initiales des parasitoïdes dans l'étude de Rao et al. En outre, l'approche du champ moyen utilisée lors de la présente étude de modélisation ne peut représenter de manière détaillée les applications de parasitoïdes d'origine géographique ponctuelle effectuées lors de l'étude sur le terrain.

La prise en charge du réseau trophique en entier par le modèle de *Tiko'n* fait de celui-ci un outil plus compréhensif et génère des analyses plus complètes qui prennent en compte les conséquences agroécologiques des décisions de gestion des cultures. De telles analyses ne sont de manière générale pas possibles par l'entremise des modèles existants des cultures et des insectes. Les modèles qui représentent uniquement les cultures, tels que DSSAT, APSIM, STICS et CropSyst (Brisson et al., 2003; Jones et al., 2003; Keating et al., 2003; Stöckle et al., 2003), facilitent la prise de décisions agronomiques en permettant la modélisation des impacts des choix de culture, de l'utilisation des sols et des régimes de fertilisation et d'irrigation. Certains d'entre eux peuvent également prévoir le dommage au rendement de la culture occasionné par une certaine population de ravageurs telle que spécifiée de manière externe par l'utilisatrice ou l'utilisateur. Les modèles de niveau trophique unique (Andrade-Piedra et al., 2005; Donatelli et al., 2017; Horton et al., 2002; Klueken et al., 2009; Ould-Sidi et Lescourret, 2011; Willocquet et al., 2002, 2000) peuvent également fournir des recommandations de gestion immédiates lorsque la population d'un ravageur risque de croiser un seuil critique et d'occasionner un dommage économique si aucune action n'est prise pour la réduire. Du côté qualitatif, les modèles tels que celui de Pocock et al. (2012) élucident les questions d'ordre théorique mais ne sauraient fournir de recommandation agronomique d'ordre pratique. En somme, aucun de ces modèles ne pourra expliquer comment les niveaux trophiques supérieurs, tels les prédateurs et les parasitoïdes, interagissent avec les ravageurs et comment ou pourquoi les populations de ces derniers auraient pu s'échapper à leur contrôle afin de s'élever à des niveaux inacceptables. Ces limitations posent une barrière à l'utilisation de tels modèles pour l'évaluation et la

planification des pratiques de gestion agronomique, telles la rotation des cultures, le compagnonnage végétal et le biocontrôle, visant à contrôler ou bien tout simplement à éviter une éclosion du ravageur.

L'analyse présente, qui cherche à élucider les facteurs écologiques principaux contribuant aux dynamiques populationnelles d'*O. arenosella* autant que les interventions de contrôle biologique susceptibles à rediriger ces dynamiques dans la direction voulue, n'aurait pu être réalisée sans l'application d'un modèle des réseaux trophiques agroécologiques tel que *Tiko'n*. La rapidité de développement du modèle assurée par *Tiko'n* facilite la génération de recommandations agronomiques envers la gestion des ravageurs tout en prenant compte des impacts positifs aussi bien que négatifs qu'engendreront ces interventions sur le système trophique en entier.

Contributions au domaine de la modélisation agroécologique à part, *Tiko'n* offre aussi plusieurs avantages marqués lorsqu'on le compare aux méthodes de modélisation plus traditionnelles utilisées dans les cas de la modélisation hydrologique et de la modélisation de la croissance des cultures. 1) L'inclusion intrinsèque de l'incertitude stochastique et paramétrique au sein des simulations de *Tiko'n* améliore l'intégration de l'incertitude du modèle lors des phases de calibration, de validation et d'utilisation du modèle. L'analyse de l'incertitude se voit également accélérée par implémentation de ces d'itérations en parallèle dans la même matrice au moment de la simulation, contrairement à l'approche traditionnelle de tout simplement répéter l'exécution du modèle entier. 2) Les valeurs initiales des variables d'état sont considérées comme des paramètres stochastiques par *Tiko'n*, ce permet de prendre en compte l'incertitude au sein des données initiales et permet également la calibration de ces valeurs initiales lorsque, tel est fréquemment le cas pour les agroécosystèmes, les valeurs initiales de certaines variables d'état demeurent inconnues. 3) *Tiko'n* offre la possibilité d'utiliser, à des fins de calibration, différentes mesures de qualité de l'ajustement du modèle et de différents algorithmes de calibration (pré-inclus ou personnalisés) combinés avec n'importe quelle variable du modèle, y compris des variables plus exotiques telles les populations piégées ou le taux de prédation. Ceci rend le processus de calibration et de validation plus flexible et facilite l'expérimentation sans forcer l'utilisatrice ou l'utilisateur de quitter l'environnement de simulation *Tiko'n* afin d'implémenter ses propres routines de calibration.

## 13.6 Conclusions

La modélisation des réseaux trophiques agroécologiques offre des possibilités intéressantes envers l'épanouissement de nos connaissances au sujet du fonctionnement des agroécosystèmes et du contrôle intégré des ravageurs. Cependant, peu d'études ont atteint le point de calibrer et d'évaluer, selon des vraies données populationnelles, un modèle agroécologique d'un réseau trophique entier comportant des relations trophiques bidirectionnelles entre ses multiples composantes. Une barrière importante à cet objectif demeure sans doute la difficulté technique associée à la l'implémentation de tels systèmes dans un environnement informatique de même que le manque d'outils pour faciliter et standardiser les processus de développement, de calibration, de validation et d'analyse des scénarios auprès des modèles des réseaux trophiques. La représentation fiable des dynamiques des réseaux trophiques demeure néanmoins centrale au développement de modèles pour la génération de recommandations en matière de gestion des cultures afin d'optimiser le rendement du contrôle intégré et biologique des ravageurs.

*Tiko'n*, un nouvel outil informatique en langage Python, facilite la construction et l'application des modèles des réseaux trophiques agroécologiques. Cet outil fut appliqué au développement d'un modèle du ravageur des champs de noix de coco *Opisina arenosella* selon des données observées au Sri Lanka, suivi par l'analyse de la performance de différentes stratégies hypothétiques de biocontrôle. Les conclusions de cette analyse contribuent des recommandations intéressantes, telle l'importance de la synchronisation de l'application du biocontrôle par inondation avec les dynamiques populationnelles du réseau trophique. L'utilisation de *Tiko'n* lors de cette étude accéléra le processus de développement du modèle et le rendit du même trait plus transparent et reproductible. La considération explicite de l'incertitude paramétrique et stochastique, l'inclusion des connaissances *a priori*, et l'implémentation des réseaux trophiques et des processus de calibration et de validation selon un structure modulaire comptent parmi les innovations apportées par *Tiko'n* qui contribuent à la génération plus rapide et reproductible des modèles des dynamiques populationnelles des réseaux trophiques agroécologiques et qui facilitent l'utilisation de ces modèles pour l'identification des pratiques de gestion optimales qui diminuent le risque et améliorent les rendements.

Dans un prochain temps, le développement d'une interface utilisateur graphique similaire à celles disponibles pour nombre de modèles des cultures est envisagé afin de baisser la



barrière d'entrée pour les utilisatrices et utilisateurs qui ont moins de compétences en matière de programmation.

## 13.7 Contribution des auteurs

JM développa le logiciel, exécuta les analyses, et rédigea l'article. MR contribua au développement du logiciel et JBN aux fondations mathématiques des équations du modèle. JA, HMQ, NA, HT et LAR supervisèrent le projet de recherche. Les auteurs n'ont aucun conflit d'intérêt à déclarer.

## 13.8 Remerciements

Cette recherche bénéficia du support d'une bourse Découverte du CRSNG (no. RGPIN-2015-05554) octroyée à Jan Adamowski, de même que d'une Bourse de 3e cycle du FRQNT, d'une Bourse du CRDI aux chercheurs candidats au doctorat (no. 107759-99906075-017), d'une Bourse d'études supérieures du Canada Vanier et d'un Supplément pour études à l'étranger Michael-Smith (Programme de bourses d'études supérieures du Canada) octroyées à Julien Malard. Ces sources de financement n'ont eu aucun rôle dans la planification de l'étude, la collecte et l'analyse des données, la rédaction de l'article ou la décision de publier.

## 13.9 Appendice A : Disponibilité des logiciels

### 13.9.1 Python

*Tiko'n* est un logiciel écrit entièrement en Python et peut donc être exécuté sur Linux, MacOS ou Windows. Python fut choisit en tant que langage de programmation pour ce projet en raison de sa structure orienté objet qui facilite le développement d'une interface utilisateur, de sa licence source ouverte et de la disponibilité de divers paquets pour la programmation scientifique. *Tiko'n* dépend de Python 3,6+ et de plusieurs librairies Python externes (notamment numpy, scipy, pandas, matplotlib, taqdir et SPOTPY), lesquelles sont toutes disponibles sous des licences source ouverte auprès de l'Indexe de paquets Python (PyPI).

### 13.9.2 Tiko'n

*Tiko'n* est distribué sous la licence source ouverte « GNU Affero General Public Licence » v3,0 et est indexé sur PyPI sous le nom de « tikon ». La version la plus récente de *Tiko'n* est également disponible auprès du dépôt GitHub correspondant (<https://github.com/julienmalard/tikon>). La documentation complète se trouve au

<https://tikon.rtf.d.io>. Toutes les analyses présentées au cours de cet article furent exécutées avec *Tiko'n* v3.0.0, révision 65541aa.

### **13.9.3 Code de l'analyse**

Le code responsable pour les analyses présentées au cours de cet article sont disponibles en tant que matériel supplémentaire en ligne. Ce code nécessite Python 3,7+, sans aucune dépendance sur les paquets externes hormis les dépendances de *Tiko'n* lui-même.

### **13.10 Appendice B : Données supplémentaires**

Le matériel supplémentaire associé à cet article est disponible auprès de la version électronique à l'adresse suivante : <https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126033>.

### **13.11 Références**

Abrams, P.A., 2015. Why ratio dependence is (still) a bad model of predation. *Biol. Rev.* 90, 794–814. <https://doi.org/10.1111/brv.12134>.

Abrams, P.A., Ginzburg, L.R., 2000. The nature of predation: prey dependent, ratio dependent or neither? *Trends Ecol. Evol. (Amst.)* 15, 337–341. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)01908-X](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)01908-X).

Akcakaya, H.R., Arditi, R., Ginzburg, L.R., 1995. Ratio-dependent predation: an abstraction that works. *Ecology* 76, 995–1004. <https://doi.org/10.2307/1939362>.

Andrade-Piedra, J.L., Forbes, G.A., Shtienberg, D., Grünwald, N.J., Chacón, M.G., Taïpe, M.V., Hijmans, R.J., Fry, W.E., 2005. Qualification of a plant disease simulation model: performance of the LATEBLIGHT model across a broad range of environments. *Phytopathology* 95, 1412–1422.

Baek, S., Son, Y., Park, Y.-L., 2014. Temperature-dependent development and survival of *Podisus maculiventris* (Hemiptera: pentatomidae): implications for mass rearing and biological control. *J. Pest Sci. (2004)* 87, 331–340. <https://doi.org/10.1007/s10340-013-0546-2>.

- Barratt, B.I.P., Howarth, F.G., Withers, T.M., Kean, J.M., Ridley, G.S., 2010. Progress in risk assessment for classical biological control. *Biol. Control.* 52, 245–254. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2009.02.012>.
- Beddington, J.R., 1975. Mutual interference between parasites or predators and its effect on searching efficiency. *J. Anim. Ecol.* 44, 331. <https://doi.org/10.2307/3866>.
- Boot, W.J., Minkenberg, O.P.J.M., Rabbinge, R., De Moed, G.H., 1992. Biological control of the leafminer *Liriomyza bryoniae* by seasonal inoculative releases of *Diglyphus isaea*: simulation of a parasitoid-host system. *Netherlands J. Plant Pathol.* 98, 203–212. <https://doi.org/10.1007/BF01974383>.
- Bousquet, F., Bakam, I., Proton, H., Le Page, C., 1998. Cormas: Common-pool resources and multi-agent systems. In: Pasqual del Pobil, A., Mira, J., Ali, M. (Eds.), *Tasks and Methods in Applied Artificial Intelligence, Lecture Notes in Computer Science*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 826–837. [https://doi.org/10.1007/3-540-64574-8\\_469](https://doi.org/10.1007/3-540-64574-8_469).
- Briere, J.-F., Pracros, P., Le Roux, A.-Y., Pierre, J.-S., 1999. A Novel Rate Model of Temperature-Dependent Development for Arthropods. *Environ. Entomol.* 28, 22–29. <https://doi.org/10.1093/ee/28.1.22>.
- Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussi re, F., Cabidoche, Y.M., Cellier, P., Debaeke, P., Gaudill re, J.P., H nault, C., Maraux, F., Seguin, B., Sinoquet, H., 2003. An overview of the crop model STICS. *Eur. J. Agron.* 18, 309–332. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00110-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00110-7).
- de Wit, A., 2019. Python Crop Simulation Environment.
- DeAngelis, D.L., Goldstein, R.A., O’Neill, R.V., 1975. A model for tropic interaction. *Ecology* 56, 881–892. <https://doi.org/10.2307/1936298>.
- Degree-Days, 2020. About Degree-Days – UC IPM [WWW Document]. n.d. URL <http://ipm.ucanr.edu/WEATHER/ddconcepts.html> (accessed 1.6.20).

- Donatelli, M., Magarey, R.D., Bregaglio, S., Willocquet, L., Whish, J.P.M., Savary, S., 2017. Modelling the impacts of pests and diseases on agricultural systems. *Agric. Syst.* 155, 213–224.
- Gosselke, U., Triltsch, H., Roßberg, D., Freier, B., 2001. GETLAUS01—the latest version of a model for simulating aphid population dynamics in dependence on antagonists in wheat. *Ecol. Modell.* 145, 143–157. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00386-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00386-6).
- Hanan, A., He, X.Z., Wang, Q., 2017. Insight into the success of whitefly biological control using parasitoids: evidence from the *Eretmocerus warrae*–*Trialeurodes vaporariorum* system. *Pest Manag. Sci.* 73, 2294–2301. <https://doi.org/10.1002/ps.4612>.
- Hassell, M.P., Varley, G.C., 1969. New Inductive Population Model for Insect Parasites and its Bearing on Biological Control. *Nature* 223, 1133–1137. <https://doi.org/10.1038/2231133a0>.
- Holling, C.S., 1959. The components of predation as revealed by a study of small-mammal predation of the european pine sawfly. *Can. Entomol.* 91, 293–320. <https://doi.org/10.4039/Ent91293-5>.
- Horton, P., 2008. A Simulation Modeling Approach to Aid Research Into the Control of a Stalk-borer in the South African Sugar Industry. Inyuvesi Yakwazulu-Natali, Pietermaritzburg.
- Horton, P.M., Hearne, J.W., Apaloo, J., Conlong, D.E., Way, M.J., Uys, P., 2002. Investigating strategies for minimising damage caused by the sugarcane pest *Eldana saccharina*. *Agric. Syst.* 74, 271–286. [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(01\)00089-0](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(01)00089-0).
- Houska, T., Kraft, P., Chamorro-Chavez, A., Breuer, L., 2015. SPOTting model parameters using a ready-made python package. *PLoS One* 10, e0145180.
- Imbert, C., Papaix, J., Husson, L., Warlop, F., Lavigne, C., 2020. Estimating population dynamics parameters of cabbage pests in temperate mixed apple tree-cabbage plots compared to control vegetable plots. *Crop Prot.* 129 <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2019.105037>. 105037.

- Jones, P.G., Thornton, P.K., 2000. MarkSim: software to generate daily weather data for Latin America and Africa. *Agron. J.* 92.
- Jones, E., Oliphant, T., Peterson, P., 2014. SciPy: Open Source Scientific Tools for Python.
- Jones, J.W., Hoogenboom, G., Porter, C.H., Boote, K.J., Batchelor, W.D., Hunt, L.A., Wilkens, P.W., Singh, U., Gijsman, A.J., Ritchie, J.T., 2003. The DSSAT cropping system model. *Eur. J. Agron.* 18, 235–265.
- Kareiva, P.M., 1983. Local movement in herbivorous insects: applying a passive diffusion model to mark-recapture field experiments. *Oecologia* 57, 322–327.
- Keating, B.A., Carberry, P.S., Hammer, G.L., Probert, M.E., Robertson, M.J., Holzworth, D., Huth, N.I., Hargreaves, J.N.G., Meinke, H., Hochman, Z., McLean, G., Verburg, K., Snow, V., Dimes, J.P., Silburn, M., Wang, E., Brown, S., Bristow, K.L., Asseng, S., Chapman, S., McCown, R.L., Freebairn, D.M., Smith, C.J., 2003. An overview of APSIM, a model designed for farming systems simulation. *Eur. J. Agron.* 18, 267–288. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00108-9](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00108-9).
- Klueken, A.M., Hau, B., Freier, B., Friesland, H., Kleinhenz, B., Poehling, H.-M., 2009. Comparison and validation of population models for cereal aphids. *J. Plant Dis. Prot.* 116, 129–140.
- Liang, J., Tang, S., Cheke, R.A., 2012. An integrated pest management model with delayed responses to pesticide applications and its threshold dynamics. *Nonlinear Anal. Real World Appl.* 13, 2352–2374.
- Liu, B., Zhang, Y., Chen, L., 2005. The dynamical behaviors of a Lotka–Volterra predator–prey model concerning integrated pest management. *Nonlinear Anal. Real World Appl.* 6, 227–243.
- Maisonhaute, J.-E., Labrie, G., Lucas, E., 2017. Direct and indirect effects of the spatial context on the natural biocontrol of an invasive crop pest. *Biol. Control.* 106, 64–76.
- Malard, J., Inam, A., 2019. **تقدير** (taqdir): a Python library for Climate Change Data Management.

- Mamedov, A., Udalov, S., 2002. A computer tool to develop individual-based models for simulation of population interactions. *Ecol. Modell.* 147, 53–68.
- Mokhtar, A.M., Nabhani, S.S.A., 2010. Temperature-dependent development of dubas bug, *Ommatissus lybicus* (Hemiptera: tropiduchidae), an endemic pest of date palm, *Phoenix dactylifera*. *Eur. J. Entomol.* 107, 681–685. <https://doi.org/10.14411/eje.2010.076>.
- Ould-Sidi, M.-M., Lescourret, F., 2011. Model-based design of integrated production systems: a review. *Agron. Sustain. Dev.* 31, 571.
- Perera, P., Hassell, M.P., Godfray, H.C.J., 1988. Population dynamics of the coconut caterpillar, *Opisina arenosella* Walker (Lepidoptera: xyloryctidae), in Sri Lanka. *Bull. Entomol. Res.* 78, 479–492.
- Piyaratne, M., Zhao, H., Meng, Q., 2013. APHIDSim: a population dynamics model for wheat aphids based on swallowtail catastrophe theory. *Ecol. Modell.* 253, 9–16.
- Pocock, M.J.O., Evans, D.M., Memmott, J., 2012. The robustness and restoration of a network of ecological networks. *Science* 335, 973–977.
- Potgieter, L., Vuuren, J.H.V., Conlong, D.E., 2016. Simulation modelling as a decision support in developing a sterile insect-inherited sterility release strategy for *Eldana saccharina* (Lepidoptera: pyralidae). *flen* 99, 13–22. <https://doi.org/10.1653/024.099.sp103>.
- Rao, N.C., Nischala, A., Ramanandam, G., Maheswarappa, H., 2018. Biological suppression of coconut black headed caterpillar *Opisina arenosella* outbreak in East Godavari district of Andhra Pradesh-eco friendly technology. *Current Science* 115, 1588–1594.
- Rasche, L., Taylor, R.A.J., 2019. EPIC-GILSYM: Modelling crop-pest insect interactions and management with a novel coupled crop-insect model. *J. Appl. Ecol.* <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13426>. 1365-2664.13426.
- Sanders, D., Thébault, E., Kehoe, R., Frank van Veen, F.J., 2018. Trophic redundancy reduces vulnerability to extinction cascades. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 115 <https://doi.org/10.1073/pnas.1716825115>. 2419 LP – 2424.

- Soluk, D.A., 1993. Multiple predator effects: predicting combined functional response of stream fish and invertebrate predators. *Ecology* 74 (1), 219–225.
- Son, Y., Nadel, H., Baek, S., Johnson, M.W., Morgan, D.J.W., 2012. Estimation of developmental parameters for adult emergence of *Gonatocerus morgani*, a novel egg parasitoid of the glassy-winged sharpshooter, and development of a degree-day model. *Biol. Control*. 60, 233–240. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2011.04.008>.
- 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](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00109-0).
- Tixier, P., Peyrard, N., Aubertot, J.-N., Gaba, S., Radoszycki, J., Caron-Lormier, G., Vinatier, F., Mollot, G., Sabbadin, R., 2013. Modelling interaction networks for enhanced ecosystem services in agroecosystems. *Advances in Ecological Research*. Elsevier, pp. 437–480.
- Tonnang, H.E.Z., Hervé, B.D.B., Biber-Freudenberger, L., Salifu, D., Subramanian, S., Ngowi, V.B., Guimapi, R.Y.A., Anani, B., Kakmeni, F.M.M., Affognon, H., Ndjomatchoua, F.T., Pedro, S.A., Nana, P., Johansson, T., Nedorezov, L.V., Tanga, C.M., Nana, P., Fiaboe, K.M., Mohamed, S.F., Maniania, N.K., Ekesi, S., Borgemeister, C., 2017. Advances in crop insect modelling methods—towards a whole system approach. *Ecol. Modell.* 354, 88–103. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.03.015>.
- van Ittersum, M.K., Leffelaar, P.A., van Keulen, H., Kropff, M.J., Bastiaans, L., Goudriaan, J., 2003. On approaches and applications of the Wageningen crop models. *Eur. J. Agron.* 18, 201–234. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00106-5](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00106-5).
- van Vuuren, B.J., Potgieter, L., van Vuuren, J.H., 2018. An agent-based simulation model of *Eldana saccharina* Walker. *Nat. Resour. Model.* 31, e12153.
- Verhulst, P., 1838. Notice sur la loi que la population suit dans son accroissement. *Corr. Math. Phys.* 10, 113–121.
- Vinatier, F., Lescourret, F., Duyck, P.-F., Tixier, P., 2012. From IBM to IPM: using individual-based models to design the spatial arrangement of traps and crops in integrated pest management strategies. *Agric. Ecosyst. Environ.* 146, 52–59.

- Vu, H.M., Duman, J.G., 2017. Upper lethal temperatures in three cold-tolerant insects are higher in winter than in summer. *J. Exp. Biol.* 220, 2726–2732. <https://doi.org/10.1242/jeb.161331>.
- Whish, J.P.M., Herrmann, N.I., White, N.A., Moore, A.D., Kriticos, D.J., 2015. Integrating pest population models with biophysical crop models to better represent the farming system. *Environ. Model. Softw.* 72, 418–425.
- Willocquet, L., Savary, S., Fernandez, L., Elazegui, F., Teng, P., 2000. Development and evaluation of a multiple-pest, production situation specific model to simulate yield losses of rice in tropical Asia. *Ecol. Modell.* 131, 133–159.
- Willocquet, L., Savary, S., Fernandez, L., Elazegui, F.A., Castilla, N., Zhu, D., Tang, Q., Huang, S., Lin, X., Singh, H.M., 2002. Structure and validation of RICEPEST, a production situation-driven, crop growth model simulating rice yield response to multiple pest injuries for tropical Asia. *Ecol. Modell.* 153, 247–268.
- Xu, Y., Chai, F., Rose, K.A., Ñiquen, M., Chavez, F.P., 2013. Environmental influences on the interannual variation and spatial distribution of Peruvian anchovy (*Engraulis ringens*) population dynamics from 1991 to 2007: a three-dimensional modeling study. *Ecol. Modell.* 264, 64–82.
- Yano, E., 1989. A simulation study of population interaction between the greenhouse whitefly, *Trialeurodes vaporariorum* Westwood (Homoptera: Aleyrodidae), and the parasitoid *Encarsia formosa* gahan (Hymenoptera: Aphelinidae) I. Description of the model. *Res. Popul. Ecol. (Kyoto)* 31, 73–88. <https://doi.org/10.1007/BF02515806>.
- Zhang, H., Chen, L., Nieto, J.J., 2008. A delayed epidemic model with stage-structure and pulses for pest management strategy. *Nonlinear Anal. Real World Appl.* 9, 1714–1726.



# **14 Chapitre 14 : Development of a new modular software tool for agroecological food web model development: *Tiko'n***

## **14.1 Abstract**

Agroecological food web modelling, which models trophic relationships between the species present in agricultural fields, has significant potential uses in the fields of theoretical and practical agroecology, specifically regarding the planning and evaluation of integrated pest management and biocontrol strategies. However, the practical use of such models with field data has been hindered by their complexity and difficulty in calibration, as well as the lack of software tools to streamline and standardise their development and evaluation. In this research we present a new modular software tool, *Tiko'n*, which allows users to rapidly (within a few lines of Python code) develop, calibrate and validate agroecological food web population dynamics models based on observed field population data. We then demonstrate its use in developing a food web model of a coconut pest in Sri Lanka and apply the model to assessing the potential impact of alternative biocontrol strategies. The software allowed for very rapid model development and adjustment and showed that smaller parasitoid releases may be more efficient than a single, larger application. It is the authors' hope that this tool will contribute to a more widespread use of agroecological food web modelling in research and agronomic practice.

## **14.2 Introduction**

Agroecological food web modelling seeks to represent trophic interactions in agricultural systems, with the aim of being able to predict how different organisms (plants, herbivores, beneficial insects and other species) will interact under different future scenarios (both management and climatic). While such models would be particularly useful to several fields, from planning biological and integrated pest management (Barratt et al., 2010) to climate change impact prediction, the high complexity of agroecological food webs and the technical difficulties associated with constructing and calibrating models to represent their population dynamics have so far limited efforts to use quantitative food web models for agricultural management. In this paper, we overview progress made to date towards the development of quantified and calibrated food web models and present a novel software tool, *Tiko'n*, that significantly simplifies the process required to build such models.

Current agroecological food web and population dynamics studies generally fall into one of three categories: 1) those which are purely theoretical, drawing conclusions from mathematical demonstrations or computer simulations, 2) simulation models of insect pests based on field data, and 3) observational or experimental field studies that seek to gather data and then make inferences on the ecological drivers of the observed dynamics but often do not include a modelling component.

Theoretical studies, with conclusions either drawn from mathematical proofs or else computer simulations of theoretical models, have been used to test hypotheses on the internal driving forces or dynamic theoretical solutions to food web models (Liang et al., 2012; Liu et al., 2005; Piyyaratne et al., 2013; Zhang et al., 2008); however, it is unclear how applicable these may be to non-ideal real-world situations where external perturbations and unaccounted factors could disturb the system and interfere with their theoretical solutions. A large body of literature also explores different methods for quantifying predator-prey relationships (Abrams, 2015; Abrams and Ginzburg, 2000; Akcakaya et al., 1995), which nonetheless generally remain rather mathematical and do not explore applications of the proposed equations to predictive modelling of entire food webs. A few older studies have also attempted to develop population dynamics models for crop pests, though without considering parameter uncertainty, and generally resulted in suboptimal model fit when compared to observed data (Boot et al., 1992; Yano, 1989). On the crop modelling side, Tixier et al. (2013) coupled a Lotka-Volterra food web model to the banana crop model SIMBA; however, the resulting model was neither calibrated nor validated with observed data. Horton (2008) also developed a single-species crop pest model and linked it to the CANEGRO crop model for sugarcane, later enhanced with the option for more pest species as well as abiotic and economic modules (Potgieter et al., 2016). In this latter case, interactions between higher trophic levels (beneficial insects) and pests were not included, meaning that the model is more of food chains than of food webs.

Additionally, high-resolution (complete food web) qualitative research has been conducted, such as Pocock et al.'s (2012) study of agroecological food web structure in one farm in the United Kingdom. However, the very high number of organisms and interactions studied (several hundred or more) prevents such models from being fully quantified; the model in question was used to assess overall system structure and resilience but could not give short-term quantitative population predictions.

Of the field data-based simulation models that have been developed, most of these do not consider full loop feedbacks between network components and population dynamics (Tonnang et al., 2017). For instance, single-species models and decision support systems give valuable information to decision-makers (Andrade-Piedra et al., 2005; Horton et al., 2002; Klueken et al., 2009; Ould-Sidi and Lescourret, 2011; Willocquet et al., 2002, 2000), but are limited to external driving factors that impact the pest directly (e.g., pesticides or weather) and not through ecological pathways; as such, they cannot consider potential unexpected, indirect impacts of the driving factors on the pest through interactions with other species components of the ecological network. A notable exception is the GETLAUS01 model, which includes a model of aphid populations along with dynamics for several predators (Gosselke et al., 2001). Other studies have instead aimed to quantify predation relationships between predator and prey in agroecological food webs (Hanan et al., 2017), but without subsequently applying the developed equations to a population dynamics model. Agent-based modelling approaches have also been used to gain insight into high-resolution spatial field dynamics of pest behaviour (e.g., the impact of crop spacing on pest outbreaks) and of food web dynamics in general but are generally either limited to one pest species (van Vuuren et al., 2018; Vinatier et al., 2012) or else have not been validated against field population data (Mamedov and Udalov, 2002; Xu et al., 2013). The high computational requirements of agent-based models, which must explicitly simulate each individual insect in the field, are also a barrier to their use in larger-scale analyses.

Additionally, some commonly used crop models, such as DSSAT (Jones et al., 2003), can take pest populations as exogenous inputs, and some have been coupled to an external pest population predictor model (e.g., the connection by Whish et al. (2015) of the crop model APSIM to a pathogen model developed in DYMEX). However, while these models can predict the impact of a pest on crop yield, none of them have taken dynamic agroecological interactions between predator and prey into account, and so are unable to explain which ecological interactions led to a problematic pest population in the first place. Nor can they predict how the system would respond to different integrated pest management strategies.

On the other hand, sophisticated multi-species agroecological field observational or even experimental studies of food webs have been developed, but the results are often presented without recourse to modelling tools to recreate or predict the observed data. For instance, Maisonhaute et al. (2017) conducted an observational field study to determine the relationship between fields' spatial context and natural control of soybean aphid by

parasitoids, predators and diseases. Sanders et al. (2018) also elaborated a field experiment to model the risk of extinction cascades in a crop-pest-parasitoid system. In this latter case, although a modelling component was included, the model was not calibrated to provide reliable time-series population predictions but rather to predict general extinction risk based on trophic structure.

While these studies contribute to general ecological knowledge, they, unlike the current state of the art in both hydrological and crop modelling, do not address the current need for agroecological food web models that can simulate different management scenarios and give reliable quantitative predictions for decision making.

The separation between these approaches (theoretical modelling without field data, field-based models that are limited to pest species and full-web field studies without quantitative modelling) may be in part explained by the complexity of food webs and the difficulty of translating them into numeric models that provide stable solutions that can be calibrated and validated. The result is that theoretical models exhibiting complex behaviours become particularly difficult to fit to real-world data, while real-world food web population data collected from field agroecological studies require significant mathematical and programming effort to accurately reproduce with a computer model.

In particular, the dynamic nature of agroecological food web models adds several layers of complexity to field data-based model development. Firstly, model development and calibration require a significant amount of trial and error (parameter prior distributions, uncertain trophic links and species of importance, and choice of most appropriate equation types). This is compounded by the need to integrate data from many sources, such as parameter prior distributions from the literature, population databases, and the occasionally available data on non-population variables (such as reproduction, predation, or mortality rates, and climate data). There is also a need to include parameter and stochastic uncertainty in the model to account for possibly unstable food webs. The current lack of suitable tools to rapidly develop and test models makes the above procedures onerous to implement and discourages the development of agroecological food web models.

Technical difficulties aside, however, larger-scale adoption of user-friendly agroecological food web modelling methodologies could rapidly advance the field and, most importantly, generate standard databases of species parameters for agroecological food web equations (similar to current databases of crop parameters for many crop models) to facilitate future

studies and decision-making applications in more data-limited conditions. The majority of the trophic models described above either employed agent-based or other visual simulation environments (Bousquet et al., 1998) that do not generally allow for programmatic modelling, or else were programmed manually (Gosselke et al., 2001), with food web component species hard-coded into the compiled code. There is currently no available generic software for agroecological food web modelling that 1) is generic and interoperable, allowing users to specify component species and trophic relations, 2) has inbuilt incorporation of both stochastic and parametric uncertainty, 3) automatically calibrates and validates models, 4) incorporates management options, 5) can connect to external crop models and weather databases, and 6) is open-source and modular in structure to allow for easy extension of equations, management decisions and modules without recompilation or even modifying source code.

We therefore here present and demonstrate the use of a Python tool and application programming interface (API) to develop agroecological food web models, in the hope that the availability of a generic tool to simplify and standardise the modelling process will contribute to Donatelli et al.'s (2017) call to develop a community of agricultural pest modellers, and, more generally, agroecological food web modellers.

This article will i) describe a typical workflow for the development of functional agroecological food web models, ii) present *Tiko'n* (pronounced “tee-kon” and meaning crop or agriculture in Kaqchikel, a Mayan family language in Guatemala), an innovative software that significantly simplifies this process and allows researchers to rapidly build, calibrate, test and modify agroecological food web models as well as implement hypothetical or future scenarios, and iii) provide an example of how *Tiko'n* can be used to answer agroecological questions with a case study from a pest outbreak in coconut fields in Sri Lanka.

### **14.3 Materials and methods**

Constructing a calibrated and fully functional agroecological food web model generally requires 1) choosing the system boundaries, both in space and in terms of species of interest (considerations which may be limited by available data), 2) establishing hypothesised trophic links between the included species, 3) choosing which life stages will be modelled, and with which equations, 4) determining probable starting values for model parameters, and 5) calibrating and validating the model itself and adjusting initial assumptions as necessary.

Within the simulation itself, several processes can be modelled, notably population growth or reproduction, predation, aging, transitions between different life stages, and natural mortality. Depending on the structure chosen for the food web and the availability of data, different combinations of these steps may be chosen for each modelled species. For each of these steps, parameter values must also be established and linked to the corresponding algorithms; at the end of a simulation, results must be analysed and, most often, compared to field observations for validation or calibration. These steps can be lengthy and cumbersome to implement and also become a significant hindrance to experimentation and model adjustment. The aim of *Tiko'n* is therefore to reduce the barrier to the development of agroecological food web models by providing a simple user interface that automatically manages each of these steps for the user and, through the use of sensible defaults for most options, allows the user to specify as much or as little detail as they would like.

It is important to note that *Tiko'n* is not, and does not aim to be, an agent-based model, as the latter would require too much computational power to efficiently model large fields with the high number of stochastic and parametric uncertainty repetitions enabled by *Tiko'n*. Instead, a mean-field approach is used, with support for population cohorts when necessary. Users can, however, divide fields as small as they like, allowing for the possibility of representing intra-field heterogeneity if the modelling problem justifies the high resolution.

### **14.3.1 Structure of Tiko'n**

*Tiko'n* is a Python application programming interface that presents to users simple classes and functions that represent different components of an agroecological food web model. In brief, the interface provides functions to:

1. Define trophic components (species) and interactions
2. Choose from a wide range of available equations from the literature for the simulation
3. Specify *a priori* distributions for equation parameters
4. Add population or other variable observations and climatic data
5. Calibrate and validate models, and plot results
6. For advanced users, easily add new or experimental equations or connect new calibration algorithms

7. Link a food web model to an external crop model, as well as to specific management decisions

*Tiko'n* is internally organised in a highly modular structure that simplifies the development of future functionalities. The highest-level interface is the *Modelo* (Model) class, which manages all aspects of model simulation and brings together several *Módulo* (Module) classes representing various components of the agroecosystem (food web, climate, agricultural management, and external crop models). Figure 14.1 shows the major components of *Tiko'n's* structure; the following sections describe each component in more detail.

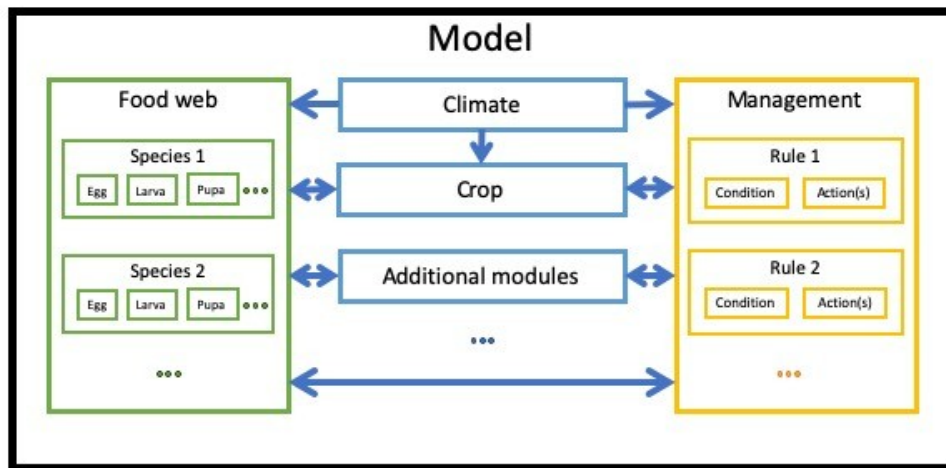


Figure 14.1: Main structure of *Tiko'n*. Ellipses indicate repeated components.

### 14.3.1.1 Simulations

A typical simulation (see Figure 14.2) consists of model setup (divided into structural and data initialisation), model run (consisting of iteratively calling the time increment function), and model cleanup. The division of initialisation into structural and data initialisation steps allows for faster model reinitialization with new parameter values when the model is run iteratively with many parameter combinations during a calibration. Each of these steps is called for every module in the model, allowing each of these to also define their custom initialisation and simulation actions. All calculations affecting model states are executed in the model time increment steps; *Tiko'n* does not explicitly differentiate between state and rate variables in its overall structure. Data exchange between modules is not managed by the model class itself, but rather by functions made available to all modules that allow them to both access and also modify other modules' variables while they increment.

During a simulation, users can specify the number of both parametric and stochastic uncertainty runs, which will all be run at the same time in a multidimensional matrix. This dramatically speeds up the traditional process of repeating model runs with different parameter values for uncertainty and sensitivity analyses and also allows for rapid analysis of both stochastic and parametric uncertainty contributions to total model uncertainty. This native implementation of model uncertainty in all model runs encourages users to always consider uncertainty in their results, which is an important contribution to the development of agroecological food web models, many of which turn out to be inherently unstable or at the least highly uncertain.

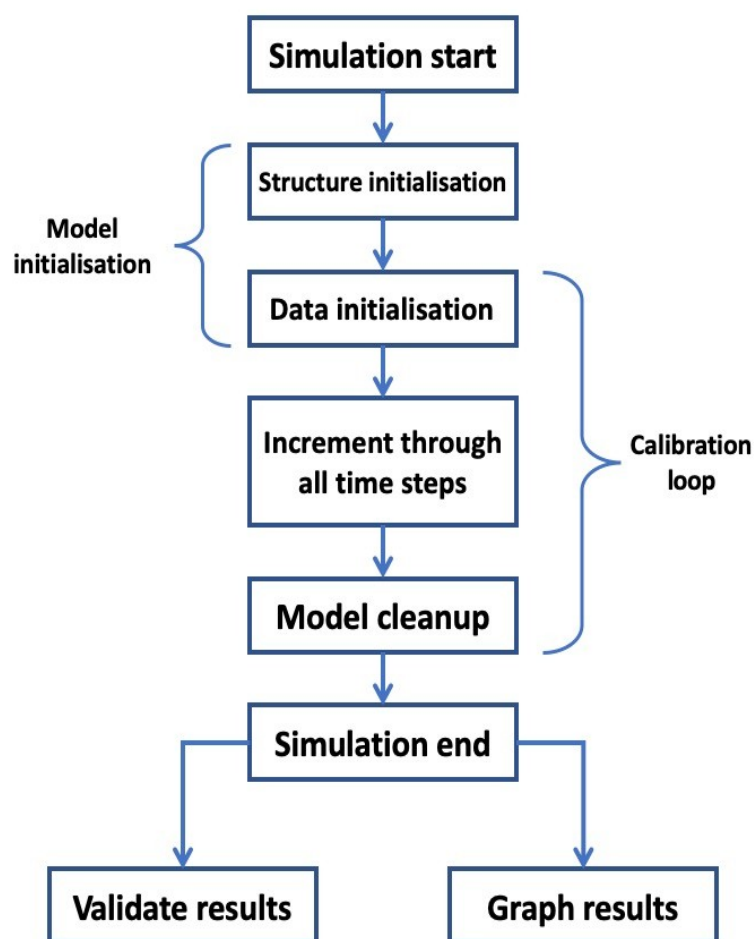


Figure 14.2: *Tiko'n* simulation workflow. Each step, when called in the simulation, is iteratively called for all linked modules.

### 14.3.1.2 Modules

Each module in *Tiko'n* manages its own variables, which can also be linked to observed data for calibration and validation (see section 13.3.1.3). The base modules implement the



food web, climate, crop, trapping and management decisions for a simulation; interested users can also implement custom modules (with their own variables and time increment functions) and link them to the model before the run.

#### **14.3.1.2.1 Food web module**

The food web module is the core of *Tiko'n* and simulates all food web population dynamics. Food web components are implemented as *organisms*, which contain one or more *life stages*. Built-in classes are provided to implement the most common organisms in agroecological food webs (insects with complete and incomplete metamorphosis, parasitoids, and other predators, including the special case of Sphecid wasps) and instantiate these with the appropriate life stages and sensible default activated equations. *Tiko'n* also provides implementation of population cohorts for age-based equations, along with seamless integration of cohort management with both inbuilt and user-contributed population dynamics equations.

During a simulation, the food web module initialises all populations (and, where necessary, age cohorts) based on observed data when available and, for each time step, proceeds through the following calculations for each life stage in the web:

1. Cohort aging (by day or degree day; only used for life stages with age-dependent transitions)
2. Predation
3. Population growth (only for single life stage Lotka-Volterra type insect implementations; incompatible with active cohorts, reproduction, natural mortality or transitions for the same organism)
4. Reproduction
5. Natural (non-predation) background mortality
6. Transitions to the following life stage (for the last life stage of an insect, this instead implements age-dependent mortality)
7. Movement between fields
8. Stochastic volatility

Each of these processes is calculated in order and may also contain subprocesses (see Table 14.1 and Table 14.2 for a specification of all equations available for each of the

processes listed above and a list of default activated equations for each insect class provided in *Tiko'n*). Population and cohort totals are updated between each of the above steps to avoid mathematical inconsistencies (e.g., more baseline mortality than are prey alive after predation).

Table 14.1: Equations provided in Tiko'n; literature references are provided where relevant.  $T_{max}$  indicates maximum temperature,  $T_{avg}$  average temperature,  $s$  the time step,  $coh$  the number of cohorts,  $a_{i,t}$  the age of cohort  $i$  at time  $t$ .  $cdf$  indicates the cumulative density function. Unless otherwise noted,  $N$  is the life stage population. \* Probabilistic functions include the Cauchy, Gamma, Logistic, Normal,  $T$ , and Triangular distributions; default is Normal.

Process	Equation name	Specification	Parameters	Reference
Aging	Days	$a = s$		
	Degree-days	Various equations; see reference		“Degree-Days: About Degree-Days–UC IPM,” s.d.
	Brière	$a = T_{avg} (T_{avg} - T_b) (T_b + T_{dif} - T_{avg})^2$	$T_b \in \mathbb{R}$ $T_{dif} \in (0, \infty)$	Briere et al., 1999; Mokhtar and Nabhani, 2010
	Nonlinear Brière	$a = T_{avg} (T_{avg} - T_b) (T_b + T_{dif} - T_{avg})^{1/m}$	$T_b \in \mathbb{R}$ $m, T_{dif} \in (0, \infty)$	Briere et al., 1999; Son et al., 2012
Predation	Kovai	$f = \alpha (1 - e^{-Nu/(\alpha P)}); u = 1 - \frac{b}{N} (1 - e^{-N/b})$	$f$ : predation per predator $N$ : prey density $P$ : predator density	
	Prey dependence type I	$f = \alpha N$	$\alpha, b, c \in (0, \infty)$ $m \in (0, 1)$	Abrams and Ginzburg, 2000; Holling, 1959
	Prey dependence type II	$f = \frac{\alpha N}{N + b}$		
	Prey dependence type III	$f = \frac{\alpha N^2}{N^2 + b}$		
	Ratio dependence type I	$f = \alpha N/P$		

Process	Equation name	Specification	Parameters	Reference
	Ratio dependence type II	$f = \frac{\alpha N/P}{N/P + b}$		
	Ratio dependence type III	$f = \frac{\alpha (N/P)^2}{(N/P)^2 + b}$		
	Beddington-DeAngelis	$f = \frac{\alpha N}{N + cP + b}$		Beddington, 1975; DeAngelis et al., 1975
	Hassell-Varley Type I	$f = \alpha (N/P^m)$		
	Hassell-Varley Type II	$f = \frac{\alpha (N/P^m)}{(N/P^m) + b}$		Hassell and Varley, 1969
	Hassell-Varley Type III	$f = \frac{\alpha (N/P^m)^2}{(N/P^m)^2 + b}$		
Growth (rate)	Constant	$gr = r * s$	$r \in (0, \infty)$	Verhulst, 1839
	Lognormal temperature	$gr = r * s * e^{-0.5 * [\frac{\ln(T_{max}/T)]^2}{\rho}}$	$r, \rho, T \in (0, \infty)$	Baek et al., 2014
Growth (equation)	Constant	$g = n - N$	$n \in (0, \infty)$	Verhulst, 1838
	Exponential	$g = gr * N$	$gr$ : growth rate	
	Logistic	$g = gr * N * (1 - \frac{N}{K})$	$p_i$ : predation on prey $i$ $N_i$ : population of prey $i$	
	Logistic predation	$g = gr * N * (1 - \frac{N}{K})$	$K_i \in (0, \infty)$	

Process	Equation name	Specification	Parameters	Reference
		$K = \sum_{i=1}^{prey} p_i * K_i$		
	Logistic prey	$g = gr * N * (1 - \frac{N}{K})$		
		$K = \sum_{i=1}^{prey} N_i * K_i$		
Reproduction	Constant	$r = a * N * s$	$a \in (0, \infty)$	
	Probabilistic*	$r = n * \sum_{i=1}^{coh} N_i * [cdf(a_{i,t}) - cdf(a_{i,t-1})]$	$N_i$ : population of cohort $i$ $n \in (0, \infty)$	Baek et al., 2014; Rasche and Taylor, 2019
	Predation	$r = \sum_{i=1}^{prey} p_i * n_i$	$p_i$ : predation on prey $i$ $n_i \in (0, \infty)$	
Mortality	Constant	$q \in (0, 1)$		Rasche and Taylor, 2019
	Lognormal temperature	$q = 1 - k * e^{-0.5 * [\ln(T/T_m) / \rho]^2}$	$k \in (0, 1)$ $T_m, \rho \in (0, \infty)$	Baek et al., 2014
	Sigmoidal temperature	$q = 1 - \frac{1}{e^{(T_{max} - a) / b}}$	$a \in (0, \infty)$ $b \in \mathbb{R}$	Vu and Duman, 2016
Transitions	Constant	$tr = N * [1 - (1 - q)^s]$	$q \in (0, 1)$	
	Probabilistic*	$tr = \sum_{i=1}^{coh} N_i * \frac{[cdf(a_{i,t}) - cdf(a_{i,t-1})]}{[1 - cdf(a_{i,t-1})]}$	$N_i$ : population of cohort $i$	Son et al., 2012

Process	Equation name	Specification	Parameters	Reference
Movement (attraction)	Random diffusion	$a_{i,j} = \frac{N_i}{N_j}$	$N_i$ : population density in field $i$ $N_j$ : population density in field $j$	Kareiva, 1983
Movement (distance)	Euclidean	$d_{i,j} = \frac{D_{i,j}^2}{m * s}$	$D_{ij}$ : distance between fields $i$ and $j$ $m \in (0, \infty)$	
Stochastic volatility	Normal	$stoc \sim Normal(0, \max(1, N * s * \sigma))$	$\sigma \in (0, 1)$	

Table 14.2: Default equations for each insect category provided by Tiko'n. Only the processes and subprocesses activated by default for a specific insect and stage are shown. \*Movement is only activated by default in experiments with more than one field. \*\*Parasitoid juvenile equations for predation, reproduction and movement are copied from the host stage equations; aging, mortality and transitions apply only to the final juvenile stage before emerging from the host as a parasitoid pupa or adult.

<b>Insect</b>	<b>Stage(s)</b>	<b>Process</b>	<b>Subprocess</b>	<b>Default equation</b>	
Complete/ incomplete metamorphosis	Egg	Mortality		Constant	
		Juvenile	Predation		Kovai
	Mortality			Constant	
	Aging			Days	
	Transitions		Probabilistic	Normal	
	Movement*		Distance		Euclidean
			Attraction		Random diffusion
	Pupa	Mortality		Constant	
		Aging		Days	
		Transitions	Probabilistic	Normal	
	Adult	Predation		Kovai	
		Aging		Days	
		Transitions	Probabilistic	Normal	
		Movement	Distance		Euclidian
Attraction				Random diffusion	
Parasitoid	Juvenile**	Mortality		Constant	
		Aging		Days	
		Transitions	Probabilistic	Normal	
	Multiplicative		Linear		
	Pupa	Mortality		Constant	
		Aging		Days	
	Adult	Predation		Kovai	
		Aging		Days	
		Transitions	Probabilistic	Normal	
		Movement	Distance		Euclidian
			Attraction		Random diffusion
Sphecid	Juvenile	Mortality		Constant	
		Aging		Days	
		Transitions	Probabilistic	Normal	
	Adult	Predation		Kovai	

<b>Insect</b>	<b>Stage(s)</b>	<b>Process</b>	<b>Subprocess</b>	<b>Default equation</b>
		Aging		Days
		Transitions	Probabilistic	Normal
		Reproduction		Predation
		Movement	Distance	Euclidian
			Attraction	Random diffusion
Lotka-Volterra	Adult	Growth	Rate	Constant
			Equation	Logistic prey

As compared to crop models, the literature for population dynamics models offers a very rich range of possible equations for each life stage process. Instead of hard-coding equation choices, *Tiko'n* includes a list of built-in alternative equations for each process, with sensible defaults, and allows users to modify these defaults as they wish. Each of an organism's life stages supports its own "tree" of available and activated equations for each process and subprocess and can specify which builtin equation to use for each step (and whether to implement that step at all). For instance, users can choose between many predation equations available in the literature for predators, and, by sensible default, only adult stages of insects have an activated reproduction equation. Upon simulation, the food web automatically generates parameter matrices based on the active equations in each organism, as well as existing trophic relationships (e.g., predation interaction parameters will only be generated between life stages that have been identified as predator and prey; movement will only be activated in models containing more than one field). Advanced users may also define their own equations and associated parameters (with no need to modify the *Tiko'n* source code) and then register them in the food web module to make them available for simulations.

Table 14.2 shows the major processes in the food web module simulation procedure. At each time step, each process is called with the relevant insect stages.

Firstly, aging is calculated for the new time step, followed by predation. Predation is firstly calculated individually on a per-predator basis; interpredator competition for prey is then calculated according to a joint probability function to ensure that no more prey is consumed than available (Soluk, 1993):



$$\rho_{i,j} = \rho_{i,j} \frac{[1 - \prod_i (1 - \frac{\rho_{i,j}}{N_j})]}{\sum_i \frac{\rho_{i,j}}{N_i}}$$

$$\rho_{i,j} = f_{i,j} * N_i * s$$

Where  $s$  is the time step,  $N_i$  is the population of predator  $i$ ,  $N_j$  the population of prey  $j$ ,  $\rho_{i,j}$  the total potential predation of predator  $i$  on prey  $j$  in the absence of interspecific predator competition,  $p_{i,j}$  the total predation of predator  $i$  on prey  $j$  and  $f_{i,j}$  the corresponding per-predator predation rate (functional response) as given by various alternative equations in Table 14.2.

Mortality in units of individuals per field is calculated by the following equation, where  $s$  is the time step,  $N$  the population and  $q$  is defined by the appropriate mortality equation in Table 14.2.

$$m = N * [1 - (1 - q)^s]$$

Movement is calculated in two subprocesses: firstly, the effective distance ( $d$ ) between fields, and secondly, the relative attraction ( $a$ ) of an insect to a different field (Kareiva, 1983). Final movement ( $m_{i,j}$ ) for a given insect of population  $N$  from field  $i$  to field  $j$  is calculated as:

$$m_{i,j} = N * \frac{a_{i,j} / d_{i,j}}{\sum_j a_{i,j} / d_{i,j}}$$

Both transitions and reproduction can be deterministic or probabilistic. In the case of multiplicative transitions, the receiving life stage may receive more individuals than left the previous stage. This is useful in modelling the emergence of multiple parasitoids from a single host.

All other processes are uniquely calculated according to the equations given in Table 14.2. As not all processes apply to every insect life stage, and may also vary according to the insect type, default equation choices for the various insect classes provided by *Tiko'n* are listed in Table 14.1.

#### 14.3.1.2.2 Crop module

As *Tiko'n* is, first and foremost, a food web-based population dynamics model, and given that many widely tested and used crop models already exist (Brisson et al., 2003; de Wit,

2019; Jones et al., 2003; Keating et al., 2003; Stöckle et al., 2003; van Ittersum et al., 2003), *Tiko'n* does not attempt to reimplement these models but rather includes the option to link the food web model to an external crop model.

Crop models require the following functions to be implemented in *Tiko'n*: 1) model initialisation, 2) model incrementation, 3) runtime reading of current crop biomass from different crop parts, and 4) application of crop damage (again, to different crop parts) to the external model. For compiled models, this usually requires a small modification to the source code to allow the crop model to exchange data at runtime, either through pipes or sockets or else through a system file-based approach. In the current release of *Tiko'n*, a functioning wrapper for the Python-based PCSE crop model (de Wit, 2019) is provided. Additional wrappers for other models can be also developed by users without need to modify the *Tiko'n* source code.

A unique challenge arising from the coupling of a model such as *Tiko'n*, which inherently incorporates both stochastic and parametric uncertainty, with an external crop model is that the latter are much more computationally expensive to run and may therefore be incapable of feasibly running each of the simultaneous parametric and stochastic iterations of the food web model run by *Tiko'n*. *Tiko'n* therefore allows users the option of passing only the average of parametric and/or stochastic uncertainty runs to the crop model, which allows for a corresponding decrease in the number of required crop model runs.

#### **14.3.1.2.3 Climate module**

The climate module manages all weather data. Generation of weather data is outsourced to the Python package *taqdir* developed by the first author (Malard and Inam, 2019), which allows for seamless integration of observed data sources with IPCC climate change predictions from MarkSim (Jones and Thornton, 2000). The online databases natively supported by *taqdir* allow *Tiko'n* simulations to automatically obtain data or future weather predictions for anywhere around the globe from approximately 1980 to 2095. When instantiating the climate module, the user may also provide custom weather data sources (e.g., from local files) in *taqdir* native format as well as the IPCC scenario to be used to generate future climates, if the simulation time frame requires it. Crop models, as well as any weather-sensitive process equation in the food web module, may then access daily weather data at runtime. The base data provided by *taqdir* generally includes maximum, minimum and average temperature, solar radiation, dew point, and precipitation. If data is available,

users may add new climatic variables of interest to their custom data sources; these will automatically be made available for population dynamics equations to access through the climate module.

#### **14.3.1.2.4 Management module**

The management module allows users to specify particular management decisions. These are implemented as *rules*, which apply *actions* when certain *conditions* are met. Actions can be any call to any module's method in the model and can therefore instantiate variable value changes or other actions in the target module. For instance, a biocontrol action could be to increase the population of a target beneficial insect by a set amount. Conditions can be time-dependent (i.e., triggered at a specific time) or else state-dependent (triggered by a specific model variable state, as in responsive biocontrol or integrated pest management). Combined conditions allow users to specify multiple conditions and trigger actions when any or all of a specified list of conditions are met. Conditions are triggered independently for each stochastic and parametric repetition in the simulation run.

#### **14.3.1.2.5 Trapping module**

Pest trapping is an important control measure in several agricultural systems. In addition, many datasets of insect populations in the field are comprised of trapping, and not absolute population density, data. *Tiko'n* therefore provides a trapping module that can simulate the number of insects caught in traps and thereafter compare these values to observed trap catches for validation or calibration.

#### **14.3.1.3 Experiments**

All *Tiko'n* simulations are run with a specific experiment, which can be real (with observed data) or hypothetical. Experiment class objects can contain as much or as little information as the user wants to specify; they are generally used to specify observed or initial data for model variables (which will then be made available to the corresponding module during model initialisation). When simulations are run without specified start or end dates, the appropriate dates are inferred from the attached experiment's observed data. *Tiko'n* also allows users to run a simulation with several different experiments, thereby allowing for calibration of parameters against various datasets simultaneously.

#### **14.3.1.4 Results**

In *Tiko'n*, variables and model results are intrinsically linked. Each module defines result variables, each of which, depending on output preference choices defined by the user, will be instantiated either with or without a time axis. These variables are then read from and written to by the module itself and, potentially, by other interacting modules (for instance, the management module can, in the case of biocontrol, increase a certain insect's population in the food web module). At the end of each time step, the current values of each variable with a time axis are saved to the corresponding time step; at the end of the simulation, it is these variables which are returned to the user in the form of results. Where observed data have been specified, these results objects also have the capability to compare their predicted values to observed data and return model fit statistics as well as output graphs.

#### **14.3.1.5 Parameter uncertainty**

Parameter uncertainty is a crucial component of dynamic models where many interacting parameters can have unexpected impacts on the model results, and, as such, this uncertainty is treated not as an external “add-on” (as is the case in most environmental models) but rather as a central component of simulations in *Tiko'n* through the concept of *calibrations*. Contrarily to most environmental models, *Tiko'n* does not expect each parameter to have a certain, determined value for a given simulation but rather implements parameters as a *distribution* of likely values; multivariate value distributions for various parameters obtained from the same calibration run are referred to as *calibrations* and can be specified prior to a subsequent run.

Parameters are implemented through the *Parámetro* class. All parameters are automatically assigned initial, non-informative distributions based on their specified theoretical limits; as models are used and parameters are calibrated, they accumulate new, more informative distributions. Because of this, one parameter may have (and most often will have) more than one distribution saved at a time; users may also specify temporary “*a priori*” distributions to better guide calibration algorithms. At simulation time, users may then specify from which of the available distributions parameter values are to be drawn (default is to equally weigh all available informative distributions (and fall back to non-informative defaults where necessary) and to allow specified *a priori*s to override other available distributions). *A priori*s, and distributions in general, may be specified directly from scipy (Jones et al., 2014) distributions, manually by estimated density between two given points, or from an array of individual values. Note that simulations run with too many uninformative

distributions for parameters tend to give equally uninformative results, usually in the form of Python memory overflow errors.

This conceptualisation of parameters, while very different from that of other environmental (and crop) models, offers several benefits for agroecological food web modelling. Firstly, as parameters are not forced to adopt one “best” value before being saved to a calibration result, parameter uncertainty is more accurately represented and the results of future simulations based on these calibrations will more accurately represent the true uncertainty of the model, instead of offering a “best result” with little information as to the level of confidence in the predictions. Secondly, as new insects and organisms are added to the *Tiko’n* ecosystem, these will be able to draw upon the parameter distributions of previously calibrated organisms and use these as initial *a priori* distributions for their own calibrations, reducing the entry barrier for new use cases.

#### **14.3.1.6 Parameter interactions**

Several parameters in food webs depend not only on the organism to which they belong but also on other organisms in the web. The main use of such parameters is in the case of predation equations, where predation potential and efficiency parameters generally depend not only on the predator but also on the identity of the prey. *Tiko’n* allows for the creation of parameters with interactions, which store different distributions for different interacting objects (i.e., prey, in the case of predation parameters; see Table 14.2). These interaction terms can be nested and also allow for fallback between nested levels, so that, for example, an *a priori* distribution can be specified for a parameter for a predator species in general and a different *a priori* for its interaction with a specific prey. When drawing parameter values for a simulation, *Tiko’n* will first use the prey-specific *a priori* if it matches the current prey and, if not, will default to the general *a priori*. Note that this behaviour applies not only to *a priori* distributions but also to calibrated ones as well.

#### **14.3.1.7 Calibrations**

Calibrator engines are implemented separately from the main *Tiko’n* simulation class, which allows these to be more easily extended by users wishing to try novel calibration algorithms. When used, a calibrator instance will be given access to the *a priori* distributions from which to draw samples for each parameter of every module in the model, as well as the simulation function from the associated model (which will run the model with the specified parameter set and return a measure of model fit). Calibrators are then expected to use this

measure of model fit to choose the next set of parameter values to test. The current version of *Tiko'n* currently implements all of the calibration algorithms available in SPOTPY, a native Python library for model calibration and uncertainty analysis (Houska et al., 2015).

### 14.3.2 Case study

We here present a case study of the ecological dynamics of the coconut black headed caterpillar (*Opisina arenosella*) as an example of how *Tiko'n* can be used to rapidly build and test agroecological food web models. This case study was chosen due to its straightforward food web structure (one herbivore and two associated parasitoids) as well as the availability of high-quality long-term population data for each of these species. Detailed time-series data (weekly population counts for one year) of *O. arenosella* and associated parasitoid populations from an outbreak in Sri Lanka were extracted from a study by Perera et al. (1988).

A three-species agroecological network (*O. arenosella*, larval parasitoid and pupal parasitoid) was constructed using the *Tiko'n* API. *Tiko'n* defaults were used for all life stage equation choices: normally distributed transitions to the next life stage, constant mortality (except for the final life stage of an insect, in which case mortality was normally distributed through time), normally distributed fertility through time for reproductive stages, and normally distributed stochasticity. Predation rates (in units of prey per predator per unit time) were calculated according to the Kovai equation.

The model was calibrated based on the observed data using the maximum likelihood estimation method (300 iterations, each with 30 simultaneous stochastic uncertainty repetitions). The Nash-Sutcliffe efficiency of the mean of the 30 stochastic repetitions at each time point, compared to the corresponding observation, was used as the objective function for calibration, and the best 20% of calibration runs were saved. *A priori* distributions for model parameters were (generously) specified according to values from the literature and then further adjusted to ensure model calibration convergence when initial simulation results indicated the necessity.

Simulations for further analyses were conducted with the calibrated model, using a daily time step and 60 parametric by 60 stochastic uncertainty repetitions (for a total of 3600 simultaneous repetitions). Two biocontrol options, one releasing 1,000,000 adult individuals of larval parasitoids per hectare at day 50 of simulation (timed to coincide with peak prey) and another releasing the same total dose but divided between three days around the same

point (43, 50, and 57), were simulated to evaluate the potential of each of these strategies in curbing an ongoing *O. arenosella* outbreak.

Such a modelling exercise would generally require an extensive amount of coding, which *Tiko'n*, with its generic interfaces, reduces to only several lines of user-generated Python code.

## 14.4 Results

### 14.4.1 Model development

Use of *Tiko'n* significantly simplified the model development. The entire code (Figure 14.3) used to develop the food web model totalled six lines (three to create the organisms, two to specify the trophic relationships and one to join all species in the overall model); similarly few lines of code were necessary to connect insect life stages to a csv-format file of observed populations and to calibrate and run the simulation (see supplementary material for the full code).

```
# Create O. arenosella with 5 juvenile phases
Oarenosella = MetamCompleta('O. arenosella', njuvenil=5)

# Create larval and pupal parasitoids
Paras_larvas = Parasitoide('Larval parasitoid', pupa=True)
Paras_pupa = Parasitoide('Pupal parasitoid')

# Specify trophic relationships
food_web = RedAE([Oarenosella, Paras_larvas, Paras_pupa])
Paras_larvas.parasita(Oarenosella,
    etps_entra=['juvenile 3', 'juvenile 4', 'juvenile 5'], etp_emerg='juvenile 5'
)
Paras_pupa.parasita(Oarenosella, 'pupa', etp_emerg='pupa')
```

Figure 14.3: Example of food web construction and simulation in *Tiko'n*. Names in bold indicate special *Tiko'n* programming interface classes, methods or functions.

### 14.4.2 Calibration results

The model calibrated quite well and converged rapidly (within 300 runs) to an acceptable solution under an hour of simulation time. Model fit statistics (Nash-Sutcliffe efficiency (ranging from 0.26 to 0.86; mean 0.59), Kling-Gupta efficiency (0.10-0.92; 0.59),  $R^2$  (0.46-0.87; 0.66), normalised root mean squared error (0.63–1.45; 1.03), as well as  $R^2$  (0.31-0.71; 0.51) and normalised root mean squared error (0.41–1.47; 0.47) of confidence intervals) were calculated individually for all life stages with observed data as well as for the entire model.

Model dynamics also closely matched the general dynamics present in the observed data; Figure 14.4 shows model output (with confidence intervals) as well as observed data points for several life stages. Even in the case of the worst-performing life stages (e.g., *O. arenosella* pupa and pupal parasitoid larvae), the lower indices were caused by a slight mismatch between population peaks in observed and simulated data and the model captured all key population dynamics nonetheless (Table 14.3).

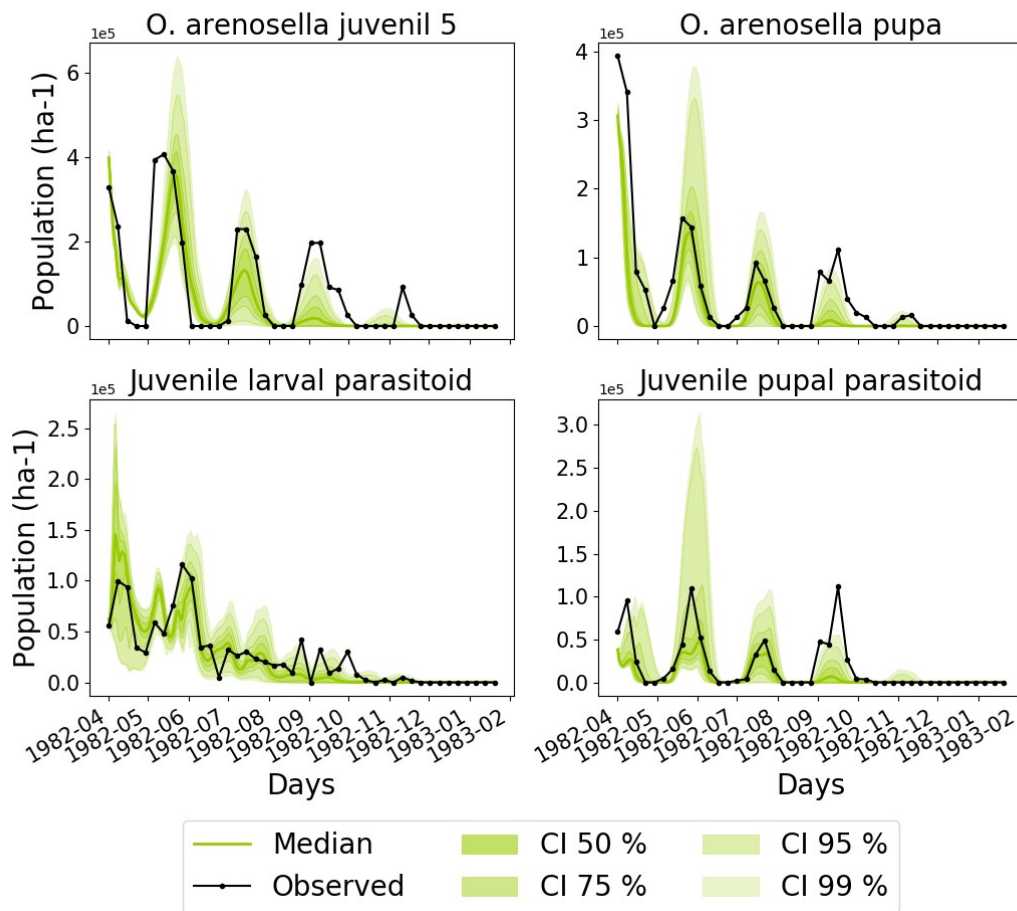


Figure 14.4: Model predictions and observed data. CI: Confidence interval.

Table 14.3: Model fit statistics by species and life stage. KGE: Kling-Gupta Efficiency; NSE: Nash-Sutcliffe Efficiency; NRMSE: Normalised Root Mean Square Error; CI: Confidence Interval.

Index	<i>Opisina arenosella</i>					Parasitoid			Model average
	Juv 1	Juv 2	Juv 3	Juv 4	Juv 5	Pupe	Larval	Pupal	
KGE	0.92	0.63	0.75	0.66	0.48	0.34	0.84	0.10	<b>0.59</b>
NSE	0.86	0.51	0.62	0.60	0.50	0.63	0.73	0.26	<b>0.59</b>



Index	<i>Opisina arenosella</i>						Parasitoid			Model average
	Juv 1	Juv 2	Juv 3	Juv 4	Juv 5	Pupe	Larval	Pupal		
R <sup>2</sup>	0.87	0.57	0.68	0.64	0.57	0.77	0.77	0.46	<b>0.66</b>	
NRMSE	0.88	1.19	0.97	0.94	1.07	1.12	0.63	1.45	<b>1.03</b>	
R <sup>2</sup> CI	0.59	0.43	0.49	0.37	0.31	0.53	0.71	0.61	<b>0.51</b>	
N.MSE CI	0.45	0.49	0.48	0.51	0.52	1.47	0.41	0.44	<b>0.47</b>	

### 14.4.3 Biocontrol

Interestingly, breaking up a larger parasitoid release into smaller applications resulted in better control, even if this meant that two of the three applications were not applied at peak larval density (Figure 14.5). While the latter succeeded in bringing the *O. arenosella* population to pre-outbreak levels within a few weeks, the former showed only partial improvement over the base case (no biocontrol).

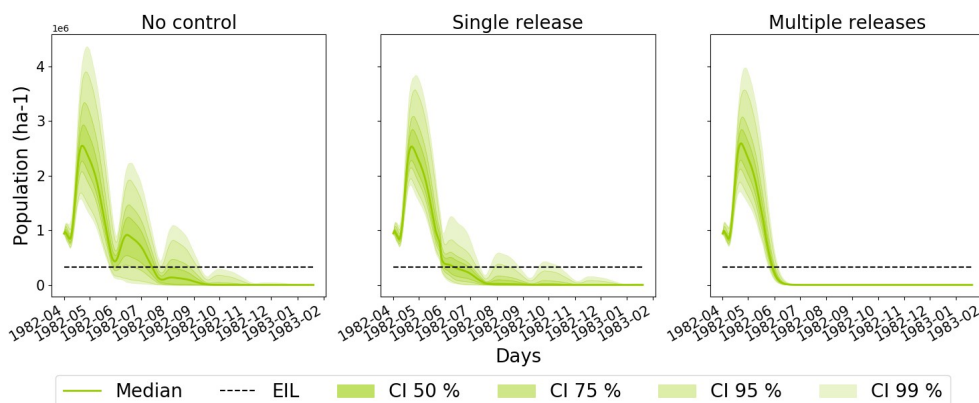


Figure 14.5: Population dynamics of *O. arenosella* larvae (total of all stages) without biocontrol (left), with one large larval parasitoid release (middle) and with the same parasitoid dose divided into three smaller releases (right). EIL: economic injury threshold; CI: Confidence interval.

## 14.5 Discussion

The abstraction of the generic aspects of agroecological food web modelling within *Tiko'n* internal code allowed for much cleaner model development and also allowed the model developers to rapidly test alternative ecological hypotheses (for instance, given uncertainty as to which life stages of *O. arenosella* were targeted by larval parasitoids, several alternative models were tested and their dynamics evaluated before deciding on the final version). These rapid changes to trophic structure or interactions would not have been possible without the use of *Tiko'n*.

In general, though results did vary according to the metric and life stage, the results were relatively good for a dynamic model (Table 14.3). Goodness-of-fit statistics for the confidence intervals of the model were not as strong, likely as a result of the calibration algorithm which only considered median predicted values (ignoring uncertainty) in the objective function. This highlights the need for future research into more appropriate objective functions and calibration algorithms for such dynamic and stochastic models.

A noteworthy exception is the last *O. arenosella* population fluctuation (and by default that of the associated pupal parasitoid), which was underestimated by the model. The observed data suggests that mortality of juvenile *O. arenosella* decreased significantly during this time period for unknown (quite possibly meteorological) reasons. Since we did not have access to meteorological data for the period and location in question, we could not include climatic variables in the model and therefore believe that this error is an inherent limitation of the chosen model boundaries. Future work with better access to climatic data will hopefully lead to the development of a population dynamics model for *O. arenosella* that includes the impact of meteorological conditions on the reproductive and survival success of the species.

The results of the biocontrol simulations can be explained by the highly synchronised population structure of *O. arenosella*, which displayed discrete cycles of different life stages. A single parasitoid application is successful in boosting parasitism levels in the latter-stage larvae which it parasitises, but will take a certain amount of time to emerge as an adult parasitoid; in the meantime, *O. arenosella* juveniles have an opportunity to pass through the vulnerable life stage and pupate. On the other hand, smaller, better spaced-out doses of parasitoids kept the adult parasitoid population at high levels long enough to parasitise the majority of one *O. arenosella* larval peak, significantly depressing subsequent population cycles. While no directly comparable studies reporting sufficient population data and structure dynamics are available in the literature, studies using parasitoid releases as biocontrol for *O. arenosella* have shown reductions in larval *O. arenosella* population of approximately the same magnitude as those simulated in this study. For instance, in the field study by Rao et al. (2018), larval populations decreased to within 0–3 times the EIL (depending on the field in question) within 6 months. In the current simulation study, populations were reduced to 0–2 times the EIL in 4 months, and 0 to slightly above to EIL within 6 months. It is important to note, however, that direct comparison is difficult due to the lack of initial *O. arenosella* population structure (and parasitoid population) data in the

published study, as well as the mean-field release approach used in this simulation experiment (as compared to point releases in the field study).

The whole food web simulation possibilities offered by *Tiko'n* allow for a much more in-depth analysis of crop management decisions and their agroecological ramifications than most existing crop and insect models can currently represent. Purely cropping models such as DSSAT, APSIM, STICS and CropSyst (Brisson et al., 2003; Jones et al., 2003; Keating et al., 2003; Stöckle et al., 2003) allow for the informed design of agricultural systems' cropping choices, soil use, and fertiliser and irrigation regimes, and may even allow users to estimate (and respond to) crop damage from externally supplied pest populations. Single trophic level models (Andrade-Piedra et al., 2005; Donatelli et al., 2017; Horton et al., 2002; Klueken et al., 2009; Ould-Sidi and Lescourret, 2011; Willocquet et al., 2002, 2000), on the other hand, can give immediate management recommendations (e.g., when the pest risks becoming high enough to cause economic crop damage, and when corrective action should be taken), while qualitative models such as that of Poccock et al. (2012) offer very interesting theoretical insights but little in terms of practical crop management recommendations. However, none of these approaches in isolation can explain how other trophic components (e.g., predators and parasitoids) allowed or caused pest levels to rise to unacceptable levels in the first place. These limitations generally prevent the use of such modelling approaches to formulate recommendations regarding agronomic management practices (such as crop rotations, companion planting, and biocontrol releases) that work through trophic interactions and could be employed to control the pest, or, even better, avoid the onset of an outbreak altogether.

In this regard, the analysis conducted here with *Tiko'n* to understand the ecological driving factors behind *O. arenosella* population dynamics and to then formulate biological control recommendations that tip the agroecosystem towards an agronomically desirable state can only be achieved through the use of food web agroecological modelling. The rapid development framework offered by *Tiko'n* facilitates the use of such models to provide agronomic recommendations for pest management that take into account the positive and negative impacts that these interventions will have on the entire trophic system.

Apart from its contributions to the field of agroecological modelling, *Tiko'n* also has several advantages over more traditional modelling approaches and software generally seen in hydrology and crop modelling. 1) The inherent inclusion of stochastic and parametric uncertainty in *Tiko'n* allows for integrated uncertainty assessment during calibration, validation and model use phases; as all runs are simulated in parallel in a matrix the

simulation time is significantly less than would be required if stochastic or parametric uncertainty were simulated by repeated entire model runs as is traditionally done. 2) The treatment of initial state variables as stochastic parameters improves the inclusion of input uncertainty in the model predictions and also allows for the calibration and use of models in systems where the initial value is not known for all state variables (as is often the case in agroecosystems). 3) The possibility of using any variable for calibration (e.g., trapping results, or predation results), along with any model of fit (inbuilt or user-defined) and calibration algorithm allows for more flexible calibration and validation, all without leaving the *Tiko'n* simulation environment.

## 14.6 Conclusions

While agroecological food web modelling can provide important insights into agroecosystem functioning and integrated pest control, few studies have succeeded in developing full food-web models with bidirectional trophic relationships and subsequently calibrating and comparing the results of these models to real-world field population data. One reason for this may be the relative difficulty of programming such models and the corresponding lack of tools to facilitate and standardise food web development, calibration, validation, and scenario analysis. However, accurate representation of food web dynamics is key to model-based design of crop management strategies for integrated and biological pest control.

A novel Python-language software tool, *Tiko'n*, allows users to rapidly build and apply agroecological food web models. It was successfully used to develop a model of the coconut pest *O. arenosella* with field data from Sri Lanka, and subsequent analysis of hypothetical biocontrol strategies provides interesting conclusions (e.g., that careful timing of parasitoid releases is crucial to achieving effective augmentative biocontrol). The use of *Tiko'n* for this analysis allowed for much faster and reproducible model development than would have been possible without the use of such a software tool. In addition, *Tiko'n*'s consideration of parameters as inherently uncertain, automatic incorporation of stochastic uncertainty, inclusion of *a priori* knowledge, and modular structure from food web definition to calibration and validation are key novelties that allow users to rapidly and reproducibly model agroecological food web population dynamics and use these to determine which crop management practices lead to decreased risk and improved yields.

Future work includes the development of a graphical user interface (similar to those currently available with many crop and hydrological models) to allow users less acquainted with programming to develop and run models.

## 14.7 Author contributions

JM developed the software, ran the analyses, and wrote the paper. MR contributed to software development and JBN contributed to the mathematical foundations of the model equations. JA, HMQ, NA, HT, and LAR supervised the research project. The authors declare no conflicts of interest.

## 14.8 Acknowledgements

This research was supported by an NSERC Discovery Grant (Grant number: RGPIN-2015-05554) held by Jan Adamowski, as well as an FQRNT Bourse de 3e cycle, a Bourse du CRDI aux chercheurs candidats au doctorat (Award number 107759-99906075-017), a Bourse d'études supérieures du Canada Vanier and a Supplément pour études à l'étranger Michael-Smith (Programme de bourses d'études supérieures du Canada) scholarship held by Julien Malard. Funding sources had no role in study design, data collection and analysis, writing of the article or decision to publish.

## 14.9 Appendix A : Software requirements

### 14.9.1 Python

*Tiko'n* is written entirely in Python and can therefore run on Linux, MacOS or Windows. Python was chosen for this project as it is object-oriented (thereby facilitating the creation of a user-friendly interface), is available under an open source licence, and also has many scientific programming packages available. *Tiko'n* requires Python 3.6+ and several third-party Python libraries (notably numpy, scipy, pandas, matplotlib, taqdir, and SPOTPY), all of which are available on the Python Package Index (PyPI) under open source licences.

### 14.9.2 Tiko'n

*Tiko'n* is licensed under the open source GNU Affero General Public License v3.0 and is available from PyPI under the name “tikon”. The most up-to-date source code can also be obtained from its GitHub repository (<https://github.com/julienmalard/tikon>). Full

documentation is available at <https://tikon.rtfid.io>. All analyses were run with *Tiko'n* v3.0.0, commit 65541aa.

### **14.9.3 Analysis code**

The specific code used to run the analyses shown in this paper is included in the supplementary online material. This code runs on Python 3.7+, with the same dependencies as *Tiko'n* itself.

## **14.10 Appendix B : Supplementary data**

Supplementary material related to this article can be found, in the online version, at [doi:https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126033](https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126033).

## **14.11 References**

- Abrams, P.A., 2015. Why ratio dependence is (still) a bad model of predation. *Biol. Rev.* 90, 794–814. <https://doi.org/10.1111/brv.12134>.
- Abrams, P.A., Ginzburg, L.R., 2000. The nature of predation: prey dependent, ratio dependent or neither? *Trends Ecol. Evol. (Amst.)* 15, 337–341. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)01908-X](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)01908-X).
- Akcakaya, H.R., Arditi, R., Ginzburg, L.R., 1995. Ratio-dependent predation: an abstraction that works. *Ecology* 76, 995–1004. <https://doi.org/10.2307/1939362>.
- Andrade-Piedra, J.L., Forbes, G.A., Shtienberg, D., Grünwald, N.J., Chacón, M.G., Taïpe, M.V., Hijmans, R.J., Fry, W.E., 2005. Qualification of a plant disease simulation model: performance of the LATEBLIGHT model across a broad range of environments. *Phytopathology* 95, 1412–1422.
- Baek, S., Son, Y., Park, Y.-L., 2014. Temperature-dependent development and survival of *Podisus maculiventris* (Hemiptera: pentatomidae): implications for mass rearing and biological control. *J. Pest Sci. (2004)* 87, 331–340. <https://doi.org/10.1007/s10340-013-0546-2>.

- Barratt, B.I.P., Howarth, F.G., Withers, T.M., Kean, J.M., Ridley, G.S., 2010. Progress in risk assessment for classical biological control. *Biol. Control.* 52, 245–254. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2009.02.012>.
- Beddington, J.R., 1975. Mutual interference between parasites or predators and its effect on searching efficiency. *J. Anim. Ecol.* 44, 331. <https://doi.org/10.2307/3866>.
- Boot, W.J., Minkenberg, O.P.J.M., Rabbinge, R., De Moed, G.H., 1992. Biological control of the leafminer *Liriomyza bryoniae* by seasonal inoculative releases of *Diglyphus isaea*: simulation of a parasitoid-host system. *Netherlands J. Plant Pathol.* 98, 203–212. <https://doi.org/10.1007/BF01974383>.
- Bousquet, F., Bakam, I., Proton, H., Le Page, C., 1998. Cormas: Common-pool resources and multi-agent systems. In: Pasqual del Pobil, A., Mira, J., Ali, M. (Eds.), *Tasks and Methods in Applied Artificial Intelligence, Lecture Notes in Computer Science*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 826–837. [https://doi.org/10.1007/3-540-64574-8\\_469](https://doi.org/10.1007/3-540-64574-8_469).
- Briere, J.-F., Pracros, P., Le Roux, A.-Y., Pierre, J.-S., 1999. A Novel Rate Model of Temperature-Dependent Development for Arthropods. *Environ. Entomol.* 28, 22–29. <https://doi.org/10.1093/ee/28.1.22>.
- Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussi re, F., Cabidoche, Y.M., Cellier, P., Debaeke, P., Gaudill re, J.P., H nault, C., Maraux, F., Seguin, B., Sinoquet, H., 2003. An overview of the crop model STICS. *Eur. J. Agron.* 18, 309–332. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00110-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00110-7).
- de Wit, A., 2019. Python Crop Simulation Environment.
- DeAngelis, D.L., Goldstein, R.A., O’Neill, R.V., 1975. A model for tropic interaction. *Ecology* 56, 881–892. <https://doi.org/10.2307/1936298>.
- Degree-Days, 2020. About Degree-Days – UC IPM [WWW Document]. n.d. URL <http://ipm.ucanr.edu/WEATHER/ddconcepts.html> (accessed 1.6.20).

- Donatelli, M., Magarey, R.D., Bregaglio, S., Willocquet, L., Whish, J.P.M., Savary, S., 2017. Modelling the impacts of pests and diseases on agricultural systems. *Agric. Syst.* 155, 213–224.
- Gosselke, U., Triltsch, H., Roßberg, D., Freier, B., 2001. GETLAUS01—the latest version of a model for simulating aphid population dynamics in dependence on antagonists in wheat. *Ecol. Modell.* 145, 143–157. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00386-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00386-6).
- Hanan, A., He, X.Z., Wang, Q., 2017. Insight into the success of whitefly biological control using parasitoids: evidence from the *Eretmocerus warrae*–*Trialeurodes vaporariorum* system. *Pest Manag. Sci.* 73, 2294–2301. <https://doi.org/10.1002/ps.4612>.
- Hassell, M.P., Varley, G.C., 1969. New Inductive Population Model for Insect Parasites and its Bearing on Biological Control. *Nature* 223, 1133–1137. <https://doi.org/10.1038/2231133a0>.
- Holling, C.S., 1959. The components of predation as revealed by a study of small-mammal predation of the european pine sawfly. *Can. Entomol.* 91, 293–320. <https://doi.org/10.4039/Ent91293-5>.
- Horton, P., 2008. A Simulation Modeling Approach to Aid Research Into the Control of a Stalk-borer in the South African Sugar Industry. Inyuvesi Yakwazulu-Natali, Pietermaritzburg.
- Horton, P.M., Hearne, J.W., Apaloo, J., Conlong, D.E., Way, M.J., Uys, P., 2002. Investigating strategies for minimising damage caused by the sugarcane pest *Eldana saccharina*. *Agric. Syst.* 74, 271–286. [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(01\)00089-0](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(01)00089-0).
- Houska, T., Kraft, P., Chamorro-Chavez, A., Breuer, L., 2015. SPOTting model parameters using a ready-made python package. *PLoS One* 10, e0145180.
- Imbert, C., Papaïx, J., Husson, L., Warlop, F., Lavigne, C., 2020. Estimating population dynamics parameters of cabbage pests in temperate mixed apple tree-cabbage plots compared to control vegetable plots. *Crop Prot.* 129 <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2019.105037>. 105037.



- Jones, P.G., Thornton, P.K., 2000. MarkSim: software to generate daily weather data for Latin America and Africa. *Agron. J.* 92.
- Jones, E., Oliphant, T., Peterson, P., 2014. SciPy: Open Source Scientific Tools for Python.
- Jones, J.W., Hoogenboom, G., Porter, C.H., Boote, K.J., Batchelor, W.D., Hunt, L.A., Wilkens, P.W., Singh, U., Gijsman, A.J., Ritchie, J.T., 2003. The DSSAT cropping system model. *Eur. J. Agron.* 18, 235–265.
- Kareiva, P.M., 1983. Local movement in herbivorous insects: applying a passive diffusion model to mark-recapture field experiments. *Oecologia* 57, 322–327.
- Keating, B.A., Carberry, P.S., Hammer, G.L., Probert, M.E., Robertson, M.J., Holzworth, D., Huth, N.I., Hargreaves, J.N.G., Meinke, H., Hochman, Z., McLean, G., Verburg, K., Snow, V., Dimes, J.P., Silburn, M., Wang, E., Brown, S., Bristow, K.L., Asseng, S., Chapman, S., McCown, R.L., Freebairn, D.M., Smith, C.J., 2003. An overview of APSIM, a model designed for farming systems simulation. *Eur. J. Agron.* 18, 267–288. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00108-9](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00108-9).
- Klueken, A.M., Hau, B., Freier, B., Friesland, H., Kleinhenz, B., Poehling, H.-M., 2009. Comparison and validation of population models for cereal aphids. *J. Plant Dis. Prot.* 116, 129–140.
- Liang, J., Tang, S., Cheke, R.A., 2012. An integrated pest management model with delayed responses to pesticide applications and its threshold dynamics. *Nonlinear Anal. Real World Appl.* 13, 2352–2374.
- Liu, B., Zhang, Y., Chen, L., 2005. The dynamical behaviors of a Lotka–Volterra predator–prey model concerning integrated pest management. *Nonlinear Anal. Real World Appl.* 6, 227–243.
- Maisonhaute, J.-E., Labrie, G., Lucas, E., 2017. Direct and indirect effects of the spatial context on the natural biocontrol of an invasive crop pest. *Biol. Control.* 106, 64–76.
- Malard, J., Inam, A., 2019. **تقدير** (taqdir): a Python library for Climate Change Data Management.

- Mamedov, A., Udalov, S., 2002. A computer tool to develop individual-based models for simulation of population interactions. *Ecol. Modell.* 147, 53–68.
- Mokhtar, A.M., Nabhani, S.S.A., 2010. Temperature-dependent development of dubas bug, *Ommatissus lybicus* (Hemiptera: tropiduchidae), an endemic pest of date palm, *Phoenix dactylifera*. *Eur. J. Entomol.* 107, 681–685. <https://doi.org/10.14411/eje.2010.076>.
- Ould-Sidi, M.-M., Lescourret, F., 2011. Model-based design of integrated production systems: a review. *Agron. Sustain. Dev.* 31, 571.
- Perera, P., Hassell, M.P., Godfray, H.C.J., 1988. Population dynamics of the coconut caterpillar, *Opisina arenosella* Walker (Lepidoptera: xyloryctidae), in Sri Lanka. *Bull. Entomol. Res.* 78, 479–492.
- Piyaratne, M., Zhao, H., Meng, Q., 2013. APHIDSim: a population dynamics model for wheat aphids based on swallowtail catastrophe theory. *Ecol. Modell.* 253, 9–16.
- Pocock, M.J.O., Evans, D.M., Memmott, J., 2012. The robustness and restoration of a network of ecological networks. *Science* 335, 973–977.
- Potgieter, L., Vuuren, J.H.V., Conlong, D.E., 2016. Simulation modelling as a decision support in developing a sterile insect-inherited sterility release strategy for *Eldana saccharina* (Lepidoptera: pyralidae). *flen* 99, 13–22. <https://doi.org/10.1653/024.099.sp103>.
- Rao, N.C., Nischala, A., Ramanandam, G., Maheswarappa, H., 2018. Biological suppression of coconut black headed caterpillar *Opisina arenosella* outbreak in East Godavari district of Andhra Pradesh-eco friendly technology. *Current Science* 115, 1588–1594.
- Rasche, L., Taylor, R.A.J., 2019. EPIC-GILSYM: Modelling crop-pest insect interactions and management with a novel coupled crop-insect model. *J. Appl. Ecol.* <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13426>. 1365-2664.13426.
- Sanders, D., Thébault, E., Kehoe, R., Frank van Veen, F.J., 2018. Trophic redundancy reduces vulnerability to extinction cascades. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 115 <https://doi.org/10.1073/pnas.1716825115>. 2419 LP – 2424.

- Soluk, D.A., 1993. Multiple predator effects: predicting combined functional response of stream fish and invertebrate predators. *Ecology* 74 (1), 219–225.
- Son, Y., Nadel, H., Baek, S., Johnson, M.W., Morgan, D.J.W., 2012. Estimation of developmental parameters for adult emergence of *Gonatocerus morgani*, a novel egg parasitoid of the glassy-winged sharpshooter, and development of a degree-day model. *Biol. Control*. 60, 233–240. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2011.04.008>.
- 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](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00109-0).
- Tixier, P., Peyrard, N., Aubertot, J.-N., Gaba, S., Radoszycki, J., Caron-Lormier, G., Vinatier, F., Mollot, G., Sabbadin, R., 2013. Modelling interaction networks for enhanced ecosystem services in agroecosystems. *Advances in Ecological Research*. Elsevier, pp. 437–480.
- Tonnang, H.E.Z., Hervé, B.D.B., Biber-Freudenberger, L., Salifu, D., Subramanian, S., Ngowi, V.B., Guimapi, R.Y.A., Anani, B., Kakmeni, F.M.M., Affognon, H., Ndjomatchoua, F.T., Pedro, S.A., Nana, P., Johansson, T., Nedorezov, L.V., Tanga, C.M., Nana, P., Fiaboe, K.M., Mohamed, S.F., Maniania, N.K., Ekesi, S., Borgemeister, C., 2017. Advances in crop insect modelling methods—towards a whole system approach. *Ecol. Modell.* 354, 88–103. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.03.015>.
- van Ittersum, M.K., Leffelaar, P.A., van Keulen, H., Kropff, M.J., Bastiaans, L., Goudriaan, J., 2003. On approaches and applications of the Wageningen crop models. *Eur. J. Agron.* 18, 201–234. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00106-5](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00106-5).
- van Vuuren, B.J., Potgieter, L., van Vuuren, J.H., 2018. An agent-based simulation model of *Eldana saccharina* Walker. *Nat. Resour. Model.* 31, e12153.
- Verhulst, P., 1838. Notice sur la loi que la population suit dans son accroissement. *Corr. Math. Phys.* 10, 113–121.
- Vinatier, F., Lescouret, F., Duyck, P.-F., Tixier, P., 2012. From IBM to IPM: using individual-based models to design the spatial arrangement of traps and crops in integrated pest management strategies. *Agric. Ecosyst. Environ.* 146, 52–59.

- Vu, H.M., Duman, J.G., 2017. Upper lethal temperatures in three cold-tolerant insects are higher in winter than in summer. *J. Exp. Biol.* 220, 2726–2732. <https://doi.org/10.1242/jeb.161331>.
- Whish, J.P.M., Herrmann, N.I., White, N.A., Moore, A.D., Kriticos, D.J., 2015. Integrating pest population models with biophysical crop models to better represent the farming system. *Environ. Model. Softw.* 72, 418–425.
- Willocquet, L., Savary, S., Fernandez, L., Elazegui, F., Teng, P., 2000. Development and evaluation of a multiple-pest, production situation specific model to simulate yield losses of rice in tropical Asia. *Ecol. Modell.* 131, 133–159.
- Willocquet, L., Savary, S., Fernandez, L., Elazegui, F.A., Castilla, N., Zhu, D., Tang, Q., Huang, S., Lin, X., Singh, H.M., 2002. Structure and validation of RICEPEST, a production situation-driven, crop growth model simulating rice yield response to multiple pest injuries for tropical Asia. *Ecol. Modell.* 153, 247–268.
- Xu, Y., Chai, F., Rose, K.A., Ñiquen, M., Chavez, F.P., 2013. Environmental influences on the interannual variation and spatial distribution of Peruvian anchovy (*Engraulis ringens*) population dynamics from 1991 to 2007: a three-dimensional modeling study. *Ecol. Modell.* 264, 64–82.
- Yano, E., 1989. A simulation study of population interaction between the greenhouse whitefly, *Trialeurodes vaporariorum* Westwood (Homoptera: Aleyrodidae), and the parasitoid *Encarsia formosa* gahan (Hymenoptera: Aphelinidae) I. Description of the model. *Res. Popul. Ecol. (Kyoto)* 31, 73–88. <https://doi.org/10.1007/BF02515806>.
- Zhang, H., Chen, L., Nieto, J.J., 2008. A delayed epidemic model with stage-structure and pulses for pest management strategy. *Nonlinear Anal. Real World Appl.* 9, 1714–1726.

## Connexion au chapitre 15

Le présent chapitre, qui s'inscrit dans le cadre de l'objectif 2,3 de cette thèse, applique les outils mathématiques et informatiques élaborés au cours des chapitres 11 et 13 à l'évaluation des impacts de différentes méthodes de gestion des ravageurs sur les réseaux trophiques dont les dynamiques, à leur tour, détermineront les pressions de ravageurs à l'avenir. Cette recherche est aussi la première à déceler, avec un modèle des réseaux trophiques calibré avec des vraies données, le phénomène de la résurgence des insectes nuisibles qui est fréquemment observée lors d'applications de pesticides sur le terrain. Les résultats et la méthodologie présentés dans ce chapitre permettent de prévoir les impacts de différents traitements sur les dynamiques des populations des réseaux trophiques agroécologiques à court et moyen terme et contribuent ainsi au développement de stratégies sans pesticides de synthèse dans le cadre de la lutte intégrée contre les ravageurs.

Ce chapitre est une traduction au français de l'article originalement paru sous le titre de « Agroecological food web modelling to evaluate and design organic and conventional agricultural systems » à titre d'article revu par les pairs dans la revue scientifique *Ecological Modelling* en 2020 (Julien J Malard et al. 2020). Suivra, dans le chapitre 16, la version originale en anglais. Des coauteurs de l'article, l'auteur de la thèse élaborera la méthodologie, développa le logiciel *Tiko'n* et les autres codes nécessaires pour l'analyse, et écrivit l'article. جسيكا بو نصار (Jessica Bou Nassar) et M. Rojas Díaz contribuèrent à la vérification des calculs théoriques et du code *Tiko'n*, tandis que J. Adamowski, நல்லுசாமி ஆனந்தராஜா (Nallusamy Anandaraja), H. Tuy, et H Melgar-Quiñonez contribuèrent en tant que superviseurs de la recherche au Canada, en Inde (தமிழ்நாடு) et au Guatemala.

# **15 Chapitre 15 : Application de la modélisation des réseaux trophiques agroécologiques pour planifier et évaluer les systèmes agricoles biologiques et conventionnels**

## **15.1 Résumé**

La question du potentiel de l'agriculture biologique en comparaison à celui de l'agriculture conventionnelle envers l'alimentation de l'humanité face aux changements climatiques demeure un sujet de vif débat. Tandis que la majorité des études comparatives s'attardent sur les différences en matière de productivité, de même que sur l'impact de différents systèmes de gestion des nutriments auprès de la durabilité des systèmes agricoles, les influences qu'exercent ces différences de gestion sur les réseaux trophiques agroécologiques autant que sur les insectes auxiliaires responsables pour le contrôle des ravageurs ne reçoivent pas toujours l'attention qu'elles méritent. Les modèles des cultures peuvent prévoir si, comment et pourquoi les différentes pratiques de gestion biologique des nutriments et des cultures fonctionnent, et comment elles devront s'adapter face aux changements climatiques. Cependant, le manque de modèle mécanique pour représenter l'agroécologie limite notre compréhension du fonctionnement des stratégies passives et actives de biocontrôle et de gestion intégrée des ravageurs et pose une barrière à la prévision des limitations de ces stratégies, de même qu'au développement de pratiques agronomiques optimales.

Cette recherche illustre comment la modélisation des réseaux trophiques agroécologiques calibrés selon des données des dynamiques des populations du terrain peuvent offrir une meilleure compréhension théorique des dynamiques structurelles derrière les dynamiques des réseaux trophiques que l'on observe dans les champs. Les résultats des simulations de divers scénarios montrent que le contrôle chimique offre un répit immédiat des pressions des ravageurs, mais ce, uniquement en échange d'un très grand risque d'induire une résurgence future des populations de ravageurs à moins que l'application du pesticide ne soit répétée. Le contrôle biologique nécessite plus de temps avant de parvenir à réduire les populations des ravageurs à un niveau acceptable, mais à un risque bien moindre d'induire une résurgence. Dans les deux cas, le succès de la mesure de contrôle demeure étroitement lié à la date de l'intervention, et l'utilisation des outils de modélisation à fins d'optimisation des stratégies de contrôle biologique mène à des résultats supérieurs à ceux obtenus par les

stratégies d'intervention selon des dates fixes ou selon des seuils d'action populationnels. Ce genre d'analyse ne serait possible sans l'utilisation d'un modèle des dynamiques populationnelles des réseaux trophiques agroécologiques.

Nous espérons que les études futures examineront des réseaux trophiques plus complexes qui proviendront d'une plus grande diversité d'agroécosystèmes afin de déterminer si les réponses fonctionnelles de ces systèmes diffèrent ou se ressemblent. Nous espérons également que cette méthodologie parviendra à faire du domaine de la modélisation agroécologique une science aussi fiable et prédictive que celle des modèles hydrologiques et de croissance des cultures qui sont utilisés aujourd'hui de manière routinière en tant qu'outils d'appui à la décision.

## 15.2 Introduction

La gestion des ravageurs demeure l'un des plus grands défis auxquels fait présentement face l'agriculture mondiale (Savary et al., 2019), et ce, dans le contexte des changements climatiques, de la perte de ressources naturelles et de la stagnation et même l'augmentation des niveaux de faim à l'échelle mondiale (FAO et al., 2018). Les systèmes biologiques et conventionnels diffèrent principalement selon les intrants et les pratiques permises pour la gestion des nutriments et des ravageurs, et la majorité des études précédentes comparent en premier lieu les différences en termes de gestion des nutriments, de rendement final, d'efficacité énergétique, de profitabilité économique, ou de la pollution engendrée (Muller et al., 2017; Seufert et al., 2012; Zeng et al., 2014). En contrepartie, peu d'études ont évalué les impacts de ces pratiques de gestion, et en tout particulier les impacts des pratiques de gestion des ravageurs, envers les structures et les dynamiques des réseaux trophiques. Ces différences de gestion sont cependant clefs à la question des ravageurs et de leurs impacts sur la stabilité du rendement, la durabilité et le comportement de l'agroécosystème (Pretty, 2018).

La modélisation agroécologique, de même que le sous-domaine de la modélisation des dynamiques des populations, appliquent la modélisation mécanique à la quête de réponses à ces questions d'ordre fondamental (Macneale et al., 2014). Elles permettent aussi l'utilisation d'outils informatiques, au lieu de l'essai et erreur, pour répondre aux questions écologiques d'ordre pratique et facilitent le développement de méthodes intégrées de gestion des ravageurs (González-Chang et al., 2016).

La question de la durabilité des réseaux trophiques agroécologiques a été, jusqu'à date, traitée soit selon une approche de résilience qualitative axée sur les données obtenues du

terrain (Pocock et al., 2012), soit selon une méthodologie quantitative axée sur des modèles théoriques (Kadoya et McCann, 2015; Sanders et al., 2018). Les études qui appliquent cette dernière arrivent souvent à la conclusion qu'une complexité structurelle accrue (en termes d'interactions entre espèces) améliore la stabilité du système; cependant, les études comparatives visant à mesurer la complexité des réseaux trophiques présents au sein des systèmes biologiques et conventionnels sur le terrain présentent des conclusions contradictoires (Gagic et al., 2011; Macfadyen et al., 2009). Ces contradictions pourraient s'expliquer selon l'importance octroyée par ces études aux différences entre régimes de fertilisation et de gestion des cultures biologiques et conventionnels et aux impacts indirectes découlants de celles-ci, telles la croissance des cultures et leur valeur nutritive, sur les ravageurs et les dynamiques des réseaux trophiques (Lohaus et al., 2013; Moore, 1994). Cependant, l'impact beaucoup plus direct qu'occasionne une application de pesticide sur les composantes d'un réseau trophique ont reçu nettement moins d'attention au sein des études de comparaison des systèmes agricoles, et ce, malgré le fait que l'évidence observationnelle et théorique soulignant l'importance de ces facteurs envers la stabilité des réseaux trophiques à été documentée de longue date (Cohen et al., 1994; Guedes et al., 2016; Pimentel et Edwards, 1982; Rooney et al., 2006).

Cette recherche appliquera donc un modèle des dynamiques populationnelles d'un réseau trophique calibré selon des données observées afin d'évaluer la stabilité et la capacité de contrôler les ravageurs d'un système agroécologique sous différents régimes de gestion des ravageurs. Ces résultats représenteront une nouvelle approche prédictive envers l'analyse des impacts que les décisions de gestion occasionnent auprès des dynamiques des réseaux trophiques et de la durabilité du système agroécologique. Cette recherche applique un modèle quantifié des dynamiques populationnelles d'un réseau trophique représentant un écosystème de culture de noix de coco au Sri Lanka. Ce réseau inclut trois espèces, soit, le ravageur lépidoptère *Opisina arenosella* et ses parasitoïdes de larve et de puppe (Perera et al., 1988; Malard et al., 2020). Ce modèle fut élu en tant qu'étude de cas en raison de la disponibilité au long terme de données populationnelles de haute qualité (hebdomadaires au cours d'un an) du ravageur autant que de ses ennemis naturels. Le scénario de base, sans intervention, génère des dynamiques populationnelles oscillatoires pour chacun des stades de vie d'*O. arenosella*, oscillations qui diminuent graduellement vers les niveaux populationnels de base pré-éclosion; les populations des parasitoïdes suivent de manière générale les oscillations de leurs hôtes, avec un certain délai. Le modèle fut calibré selon les données observées sur le terrain



et ensuite appliqué à l'évaluation de différentes stratégies biologiques et non biologiques de contrôle des ravageurs, y compris des stratégies d'intervention à date fixe et de seuils d'action, selon leur impact auprès des dynamiques des réseaux trophiques et leur succès envers le contrôle d'une éclosion en cours.

## 15.3 Méthodologie

Toutes les simulations présentées dans cet article se reposent sur le logiciel *Tiko'n* (Malard, 2019). Ce logiciel fut choisi selon plusieurs critères, entre autres sa licence source ouverte qui facilite la reproductibilité des résultats, son implémentation en Python qui facilite à son tour l'analyse des résultats, ses fonctionnalités de calibration et de validation et sa structure modulaire qui facilite l'implémentation de nouvelles équations, processus et décisions de gestion.

### 15.3.1 Spécification de la structure trophique

Tel que lors une étude précédente (Malard et al., 2020), un réseau trophique de trois espèces fut développé pour l'étude de cas (*Opisina arenosella* et deux parasitoïdes associés) selon le réseau trophique déjà identifié dans la littérature (Perera et al., 1988). *O. arenosella* fut modélisée avec un stade d'œuf, cinq stades juvéniles, une puppe et un stade adulte. Le parasitoïde de larve peut parasiter les juvéniles du troisième au cinquième stade, émerge à la fin de ce dernier et se transforme en puppe avant d'éclore en tant qu'adulte. Le parasitoïde de puppe parasite le stade de puppe d'*O. arenosella* et se métamorphose à l'intérieur de la puppe de son hôte avant d'émerger directement sous forme adulte (Figure 15.1).

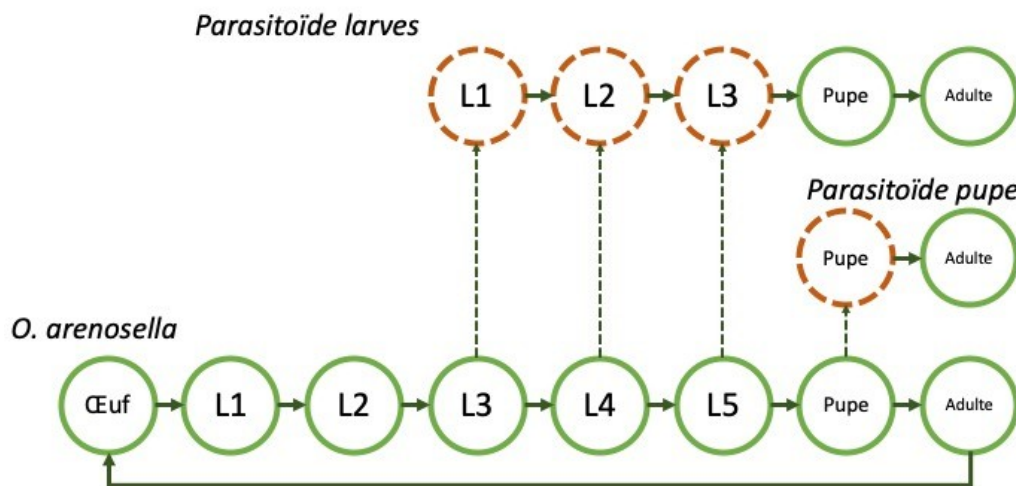


Figure 15.1: Diagramme du réseau trophique utilisé lors de la simulation. La lettre L indique les stades de larve (juvéniles). Les flèches à ligne continue indiquent les transitions d'un stade de vie au suivant. Les flèches pointillées indiquent des relations trophiques de parasitisme et les cercles pointillés indiquent les stades de vie parasités.

### 15.3.2 Sélection des *a priori* et des équations

Lors d'une simulation, le modèle s'initialise selon les valeurs initiales des populations et procède ensuite au calcul (en ordre) de la prédation, la reproduction, la mortalité, les transitions aux stades de vie suivants, et la volatilité stochastique. Les populations totales et les populations par cohorte sont mises à jour entre chaque étape afin d'éviter la propagation d'incohérences mathématiques. Les transitions qui quittent le dernier stade de vie d'un organisme représentent une implémentation de la mortalité dépendante de l'âge, tandis que les transitions d'un hôte parasité envers l'adulte ou la pupe du parasitoïde appliquent un facteur multiplicatif afin de pouvoir représenter le développement potentiel de multiples parasitoïdes juvéniles à l'intérieur du même hôte. Le Tableau 15.1 présente toutes les équations et paramètres associés à chaque stade de vie de chacun des organismes inclus dans le modèle du réseau trophique.

Tableau 15.1: Équations du modèle. Définitions des variables :  $x$  : population du stade de vie (unité : individus);  $N$  : densité de la proie (individus  $ha^{-1}$ );  $P$  : densité du prédateur (individus  $ha^{-1}$ );  $Norm(\mu, \sigma)$  : variable aléatoire normalement distribuée avec un écart type de  $\sigma$  autour de la valeur moyenne  $\mu$ ;  $F(\mu, \sigma, t)$  : Fonction de densité cumulative de la distribution  $Norm(\mu, \sigma)$  au point  $t$ ;  $t$  : âge de l'organisme;  $\Delta t$  : changement d'âge au cours de l'intervalle de temps précédente. Abréviations des stades de vie : OA : *Opisina arenosella*; PP : Parasitoïde de puppe; PL : Parasitoïde de larve; a : adulte; j : juvénile;  $\alpha$  : œuf; p : puppe.

	Équation	Paramètres	Description	Stades de vie	Référence
Transitions	$T(x) = x \frac{F(\mu, \sigma, t) - F(\mu, \sigma, t - \Delta t)}{1 - F(\mu, \sigma, t - \Delta t)}$	$\mu \in [0, \infty)$ $\sigma \in [0, \infty)$	Transitions vers le prochain stade de vie, selon l'âge (distribution normale)	OA; PPa; PLpa	Son et al. (2012)
	$T_m(x) = m * T(x)$	$m \in [0, \infty)$	Transitions multiplicatives (pour les parasitoïdes)	PPj; PLj	
Reproduction	$R(x) = xn[F(\mu, \sigma, t) - F(\mu, \sigma, t - \Delta t)]$	$\mu \in [0, \infty)$ $\sigma \in [0, \infty)$ $n \in [0, \infty)$	Reproduction selon l'âge (distribution normale)	OAA	Rasche et Taylor (2019)
Mortalité	$M(x) = q * x$	$q \in [0, 1]$	Mortalité constante	OA $\alpha$ jp; PPj; PLjp	Rasche et Taylor (2019)
Prédation	$Préd(N, P) = a(1 - e^{-N * u / (a * P)})$ $u = 1 - \frac{b}{N}(1 - e^{-N/b})$	$a \in [0, \infty)$ $b \in [0, \infty)$	Taux de prédation par prédateur	PPa; PLa	
Stochasticité	$S(x) = \max(Norm(0, s), -x)$ $s = \max(x * \sigma, 1)$	$\sigma \in [0, 1]$	Volatilité stochastique (distribution normale)	Tous les stades	

Un mécanisme de cohorte permet de représenter une distribution d'âge au sein du même stade de vie. Jusqu'à 10 groupes d'âge différents sont permis à la fois pour chaque stade de vie. Si le modèle tente d'ajouter, par la reproduction ou les transitions, plus de 10 cohortes avant que l'une de celles-ci se libère (par la mortalité ou les transitions), le logiciel ajoutera la nouvelle cohorte à la cohorte existante dont la différence d'âge est la moindre et assignera l'âge moyen des deux à la nouvelle cohorte reconstituée.

Afin de prendre en compte la saturation de l'appétit des prédateurs lorsque de multiples espèces ou stades de vie de proies potentielles sont présentes, les taux de prédation par prédateur sont ajustés selon les règles de la probabilité conjointe. Le taux de prédation par prédateur,  $f_i$ , envers chaque proie  $i$  est en premier lieu normalisé selon le taux de prédation potentiel maximum  $a_i$  correspondant à cette combinaison de prédateur et de proie ( $r_i = f_i / a_i$ ). Le taux de prédation final  $g_i$  correspondant à chaque proie est ensuite calculé selon l'équation suivante :

$$g_i = f_i * \frac{1 - \prod_i (1 - r_i)}{\sum_i r_i}$$

Les limites de chaque paramètre furent choisies selon la littérature disponible (Srinivasa Murthy et al., 2002; Perera, 1977; Perera et al., 1988; Shameer et al., 2018) et ensuite ajustées manuellement si les résultats des simulations préliminaires suggéraient que des régions de l'espace paramétrique tel qu'originellement spécifié n'étaient pas appropriées. Dans la majorité des cas, les distributions *a priori* initiales furent spécifiées afin que 80% de leur distribution se situe entre les limites identifiées. Selon l'expérience empirique des auteurs, cette stratégie atteint un équilibre acceptable entre la nécessité de diriger l'algorithme d'optimisation vers les régions de haute probabilité dans l'espace paramétrique sans toutefois empêcher l'algorithme de chercher à l'extérieur de cette région si les suppositions initiales devaient s'avérer erronées.

Toutes les distributions *a priori* furent représentées à la base par une distribution normale, laquelle fut ensuite transformée, si nécessaire, afin d'éviter qu'une portion de la densité de la distribution se retrouve à l'extérieur des bornes théoriques du paramètre. Dans le cas d'une distribution *a priori* nécessitant une densité  $d$  dans l'espace  $L = [L_1, L_2]$ , la distribution fut spécifié selon les équations suivantes ( $L_a$  indiquant les limites transformées) :

Pour les paramètres dont les bornes théoriques correspondent à  $(-\infty, +\infty)$  :

$$apriori = Normale(\mu, \sigma)$$

$$L_a = L$$

Pour les paramètres dont les bornes théoriques correspondent à  $[C, +\infty)$ , où  $C$  est une valeur réelle :

$$apriori = \ln(ExpNormale(\mu + C, \sigma) + 1)$$

$$L_a = \ln(e^{L-C} - 1)$$

Pour les paramètres dont les bornes théoriques correspondent à  $[C_1, C_2]$ , où  $C_1$  et  $C_2$  sont des valeurs réelles :

$$apriori = LogitNormale(\mu + C_1, \sigma * (C_2 - C_1))$$

$$L_a = \text{expit}\left(\frac{L - C_1}{C_2 - C_1}\right)$$

La moyenne et l'écart type de la distribution normale sous-jacente furent ensuite déterminés selon les limites ajustées de la distribution *a priori*,  $L_{1a}$  et  $L_{2a}$  :

Dans le cas où  $L_{1a} > -\infty$  et  $L_{2a} < +\infty$  :

$$\mu = (L_{1a} + L_{2a}) / 2$$

$$\sigma = \frac{L_{1a} - L_{2a}}{2Q((1-d)/2)}$$

Dans le cas où  $L_{1a} = -\infty$  :

$$\mu = L_{2a} - 1$$

$$\sigma = \frac{-1}{Q(1-d)}$$

Dans le cas où  $L_{2a} = +\infty$  :

$$\mu = L_{1a} + 1$$

$$\sigma = \frac{-1}{Q(1-d)}$$

Où  $Q$  représente le quantile de la distribution normale avec moyenne 0 et écart type 1. Dans le cas spécifique où  $d = 1$ , une distribution uniforme fut désignée comme *a priori*.

### 15.3.3 Calibration et validation

Le modèle fut calibré selon les données présentées par Perera et al. (1988), données qui furent extraites par l'entremise du logiciel WebPlotDigitizer (Rohatgi, 2019). La calibration utilisa l'estimation de la vraisemblance maximale (EVM) couplée à l'efficacité Nash-Sutcliffe de la médiane du modèle comme fonction objective. La calibration se déroula avec 300 itérations de 30 répétitions stochastiques chacune; les valeurs des paramètres correspondant au meilleur 20% des résultats furent sauvegardées en tant que distributions calibrées finales. Lors des simulations futures, ces valeurs furent pondérées selon la qualité relative de l'ajustement du modèle correspondant lors de la phase de calibration. Les populations initiales de tous les stades de vie, y compris les stades de vie pour lesquels des observations étaient disponibles, furent calibrées de manière simultanée avec les paramètres du modèle.

### 15.3.4 Implémentation des scénarios de gestion

Les modèles des dynamiques populationnelles des réseaux trophiques sont généralement associés à des incertitudes paramétriques et stochastiques importantes. Le modèle fut donc évalué avec un total de 350 itérations (5 stochastiques par 70 paramétriques) parallèles dans l'environnement de simulation *Tiko'n* (Malard, 2019). Cette méthode génère des résultats beaucoup plus robustes que ceux qui seraient obtenus selon l'approche traditionnelle des modèles environnementaux qui utilisent uniquement la « meilleure » valeur pour chaque paramètre, car nous obtenons ainsi non seulement la prévision la plus probable mais aussi toute la gamme entière de résultats possibles. Cette approche offre des résultats plus utiles lors de la prise de décision, étant donnée l'importance pratique du risque d'une éclosion lors d'analyses agronomiques et épidémiologiques où l'incertitude et la gestion des risques sont des enjeux centraux.

Le risque  $\rho_t$  que la culture subisse du dommage de la part du ravageur à chaque moment  $t$  de la simulation fut calculé selon la fraction des 350 répétitions d'incertitude (stochastiques,  $r_s$  et paramétriques,  $r_p$ ) dont la somme des populations des stades de vie juvéniles d'*O. arenosella* ( $p_t$ ) dépassait le seuil de dommage économique (SDÉ) :

$$\rho_t = \frac{\sum_1^{r_s} \sum_1^{r_p} \begin{cases} 0: p_t < SDÉ \\ 1: p_t \geq SDÉ \end{cases}}{r_s * r_p}$$

Le SDÉ fut établi au niveau de 0,5 larves d'*O. arenosella* par foliole de palmier de noix de coco (Muralimohan et al., 2008). Le dommage potentiel à la plant fut mesuré en unités de seuil de dommage économique normalisé-jours (SNJ), une mesure analogue au concept des degrés-jours et définie selon la formule suivante :

$$SNJ_t = \max(0, \tilde{p}_t - SDÉ) / SDÉ$$

$$SNJ = \sum_t SNJ_t$$

Où SNJ est le dommage économique normalisé en unités de jours,  $SNJ_t$  est le dommage normalisé au point  $t$  (sans unités), SDÉ est le seuil de dommage économique et  $\tilde{p}_t$  la population du ravageur (médiane des toutes les répétitions) au point  $t$ . À fins d'illustration, une valeur de 10 pour le SNJ au cours d'une intervalle de 20 jours indique que, en moyenne, la population du ravageur a excédé le seuil de dommage économique par un facteur de 50%.

### 15.3.5 Contrôle selon un calendrier fixe

En un premier temps, le risque que *O. arenosella* excède le seuil de dommage économique (Rao et al., 2018) selon les bornes d'incertitude du modèle fut estimé selon les résultats des simulations exécutées avec une seule application de pesticide, de parasitoïde de larve ou de parasitoïde de pupes à de différents jours au cours des deux premiers mois de la simulation. Plusieurs scénarios potentiels furent explorés pour l'impact des pesticides, y compris un pesticide généraliste qui élimine 95% de la population de toutes les espèces autant que des pesticides moins efficaces qui éliminent le même pourcentage des populations de stades de vie spécifiques (tels les stades juvéniles, les adultes, ou tous les stades autres que les œufs). Lors des applications de parasitoïde, un total de  $3,0 * 10^5$  individus furent relâchés le jour de l'intervention. Ce nombre est d'une magnitude comparable à celle qui fut utilisée lors de projets de contrôle biologique sur le terrain (Rao et al., 2018); notons toutefois que *Tiko'n* suppose une distribution uniforme des organismes à travers le champ, et que la dimension spatiale des applications de parasitoïde ne peut donc pas être représentée de manière explicite par le modèle présent.

30 simulations, chacune avec une différente date d'application (échelonnées à tous les deux jours jusqu'au 61<sup>e</sup> jour de la simulation), furent exécutées avec chaque méthode de contrôle afin d'estimer la sensibilité de l'efficacité de chaque méthode envers l'état de l'agroécosystème lors du jour d'intervention.

### **15.3.6 Contrôle biologique selon des seuils d'action économiques**

Le contrôle biologique selon les seuils d'action économiques (l'utilisation desquels est considéré en tant que pratique de gestion optimale) fut simulé pour les parasitoïdes de pupes et de larve. Étant donnée la difficulté d'estimer le seuil d'action économique, c'est-à-dire, le seuil au delà duquel une intervention devient nécessaire afin d'éviter que la population du ravageur ne dépasse le seuil de dommage économique (Higley et Peterson, 2008), une série de 20 seuils d'action espacés de manière régulière entre 0 et le seuil de dommage économique fut évaluée pour chaque parasitoïde afin de vérifier le potentiel de chacun de ces seuils envers la réduction et la prévention des éclosions du ravageur.

### **15.3.7 Optimisation du contrôle biologique**

Le contrôle biologique des ravageurs pose un moindre risque que le chimique mais demeure très sensible à la date de l'intervention. Le modèle fut donc simulé selon des scénarios de contrôle biologique suivant différentes règles d'intervention afin de déterminer les pratiques de gestion qui pourraient offrir les meilleures chances de succès en pratique. Un principe fondamentale de la lutte intégrée contre les ravageurs, qu'elle soit chimique ou biologique, est l'utilisation des seuils d'action pour déterminer quand une intervention serait nécessaire. Lorsque la population d'un ravageur dépasse le seuil d'action prédéterminé, une action corrective doit être entreprise afin d'éviter qu'elle n'atteigne le SDÉ (Higley et Peterson, 2008; Stern et al., 1959). Cette approche fut donc implémentée dans le modèle et comparée aux résultats obtenus selon une stratégie axée sur la modélisation des réseaux trophiques.

En premier lieu, la performance d'une stratégie de contrôle à base de seuils d'action économique fut évaluée selon différents seuils d'action. En second lieu, la dose originale de parasitoïdes (de larve ou de pupes) fut divisée en trois applications à parts égales, dont les meilleurs jours d'intervention en vue de minimiser les dépassements du SDÉ furent identifiés selon un algorithme d'optimisation.

Les interventions de biocontrôle furent donc optimisées en divisant la dose totale de parasitoïde ( $3,0 * 10^5$ ) en 3 doses de  $1,0 * 10^5$  individus chacune. L'algorithme de Recherche dimensionnée dynamiquement (RDD) (Tolson et Shoemaker, 2007) fut choisi en raison de sa disponibilité en Python, de la possibilité d'optimiser une variable discrète tels les jours d'intervention, et de son efficacité envers la recherche de l'optimum global d'un problème



complexe et multivarié. L'algorithme fut appliqué à l'optimisation des meilleures dates d'intervention, situées entre le 25<sup>e</sup> et le 150<sup>e</sup> jour de simulation, pour chacune des 3 applications de parasitoïdes. L'algorithme RDD recherche les valeurs optimales des paramètres en échantillonnant des valeurs initiales d'une distribution normale pour chaque paramètre, valeurs qui ne seront retenues que si la nouvelle valeur de la fonction objective s'avère supérieure à la meilleure valeur obtenue à date. L'innovation de cet algorithme vient du fait qu'il restreint graduellement l'espace paramétrique multidimensionnel duquel il échantillonne les valeurs des paramètres; au fur et à mesure que l'optimisation progresse, un nombre de plus en plus restreint de paramètres peut être modifié à chaque itération. Cette technique permet ainsi de diminuer le risque de perdre, lorsque des nouvelles valeurs sont échantillonnées, les améliorations à la calibration qui avaient été obtenues par les itérations précédentes. Voir l'article de Tolson et Shoemaker (2007) pour plus de détails.

Lors de l'optimisation, la combinaison de plusieurs applications individuelles de parasitoïdes en une seule application plus grande lors du même jour fut également permise. L'algorithme effectua 500 itérations, chacune comportant 70 répétitions paramétriques et 5 répétitions stochastiques, tout en minimisant le dommage économique tel que mesuré selon la moyenne de la superficie entre la courbe de la population des larves et le seuil de dommage économique. Le processus fut répété de manière indépendante pour les parasitoïdes de larve et de puppe, et les 10 solutions optimales furent sauvegardées dans chaque cas.

### **15.3.8 Simulations à parasitoïde unique**

Le modèle fut également simulé dans l'absence temporaire de l'une ou de l'autre des espèces de parasitoïde afin d'évaluer le rôle que jouerait chacune d'entre elles auprès du système agroécologique. L'espèce exclue fut éliminée en forçant sa population à 0 de manière répétée à chaque pas de la simulation du modèle lors des 150 premiers jours de la simulation, suite à quoi une réintroduction de  $1 * 10^5$  individus, l'équivalent d'un niveau populationnel typique lors de la simulation de base, fut effectuée au 150<sup>e</sup> jour.

### **15.3.9 Logiciel**

Le modèle fut implémenté à l'aide de *Tiko'n*, un paquet Python pour la modélisation agroécologique (Malard et al., 2020) qui est disponible sous licence source ouverte. La version 3,0 de *Tiko'n*, révision bf4911a fut utilisée lors de ces analyses. La documentation complète est disponible au [tikon.readthedocs.io](http://tikon.readthedocs.io). Toutes les analyses furent évaluées dans l'environnement de simulation Python 3,7 (Python Software Foundation (PSF), 2019). Voir le

matériel supplémentaire pour une copie de tout code nécessaire à la réplique des résultats présentés au cours de cet article.

## 15.4 Résultats et discussion

### 15.4.1 Construction du modèle

Les mesures de qualité d'ajustement du modèle suite à la calibration sont présentées dans le Tableau 15.2 ci-dessous; les résultats eux-mêmes peuvent être comparés visuellement aux observations dans la figure Figure 15.2. De manière générale, la population d'*O. arenosella* fut mieux prévue que celles des parasitoïdes. Une comparaison visuelle des résultats confirme que les dynamiques des populations furent bien représentées par le modèle; la basse qualité des mesures d'ajustement pour certains stades de vie, tel *O. arenosella* juvénile 2, peuvent s'expliquer par un léger décalage entre les sommets de population, ce qui, étant donné la pente très à pic des oscillations populationnelles, s'avère suffisant pour entraîner une perte importante envers des valeurs d'ENS et du  $R^2$ .

Tableau 15.2: Statistiques de qualité d'ajustement du modèle après la calibration.

Organisme	Stade de vie	ENS	$R^2$
<i>O. arenosella</i>	Juvénile 1	0,76	0,79
	Juvénile 2	-0,03	0,25
	Juvénile 3	0,45	0,53
	Juvénile 4	0,57	0,64
	Juvénile 5	0,60	0,64
	<i>Juvénile (moyenne)</i>	<i>0,47</i>	<i>0,57</i>
	Pupe	0,60	0,69
Parasitoïde de larve	Juvénile	0,16	0,75
Parasitoïde de puppe	Juvénile	0,45	0,57
<b>Moyenne du modèle</b>		<b>0,44</b>	<b>0,61</b>

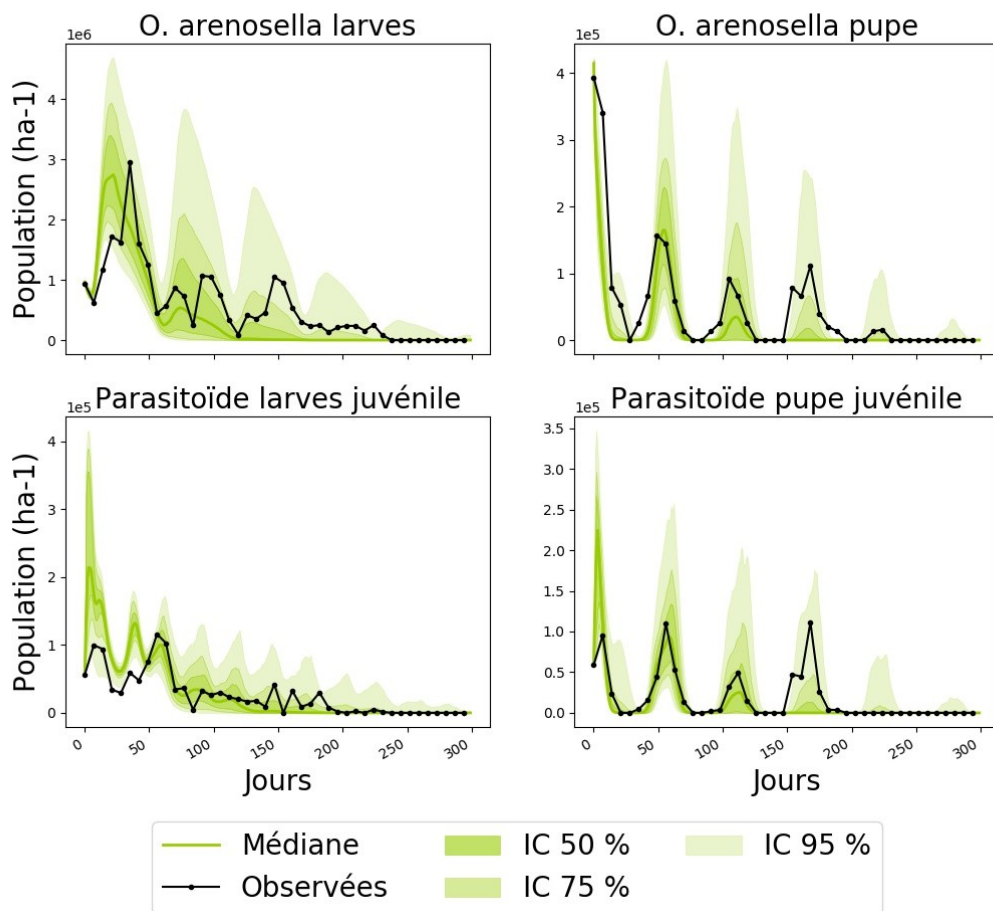


Figure 15.2: Données simulées et observées pour divers stades de vie des insectes du modèle. IC : Intervalle de confiance.

### 15.4.2 Pesticides, biocontrôle et stabilité

Le mot « biocontrôle » peut être employé soit dans le sens du biocontrôle classique, lors duquel une espèce se voit introduite à une région géographique jusqu'alors hors de son aire de répartition, soit pour faire référence au biocontrôle d'inondation, lors duquel une espèce prédatrice présente au préalable dans la région d'intérêt est relâchée en grande quantité afin de faire basculer les dynamiques du réseau trophique agroécologique contre la population du ravageur (Shaw et Hatcher, 2017). L'article présent emploie le terme « biocontrôle » dans le sens de la deuxième définition du terme, car chacune des espèces de parasitoïde considérées était déjà présente dans la région.

Le contrôle chimique, sans grande surprise, entraîna toujours des réductions immédiates auprès de la population du ravageur, et aucun risque de dépassement du seuil de dommage économique (SDÉ) ne fut recensé dans les jours suivant les interventions. Dans le cas d'un pesticide qui n'affectait pas tous les stades de vie de manière égale, toutefois, ces succès initiaux furent suivis par un très grand risque de résurgence au cours des cinq prochains mois. Le biocontrôle, à son tour, offre une diminution graduelle du risque de dépassement du SDÉ, et ce, généralement sous la courbe du risque de dépassement associée au scénario sans intervention (Figure 15.3). Ces résultats correspondent de manière générale à ceux rapportés lors de l'étude sur le terrain de Rao et al. (2018). Il est évidemment difficile d'effectuer une comparaison approfondie lorsque des données de la structure populationnelle avant et après l'intervention de l'étude sur le terrain ne sont pas disponibles; cela étant dit, le risque de dépassement du SDÉ par *O. arenosella* 6 mois après l'intervention fut estimé à environ 0 à 30% lors de la présente étude de modélisation, tandis que les études du terrain rapportèrent des niveaux populationnels soit nuls, soit légèrement au-delà du SDÉ.

#### Efficacité et risque des stratégies de contrôle à date fixe

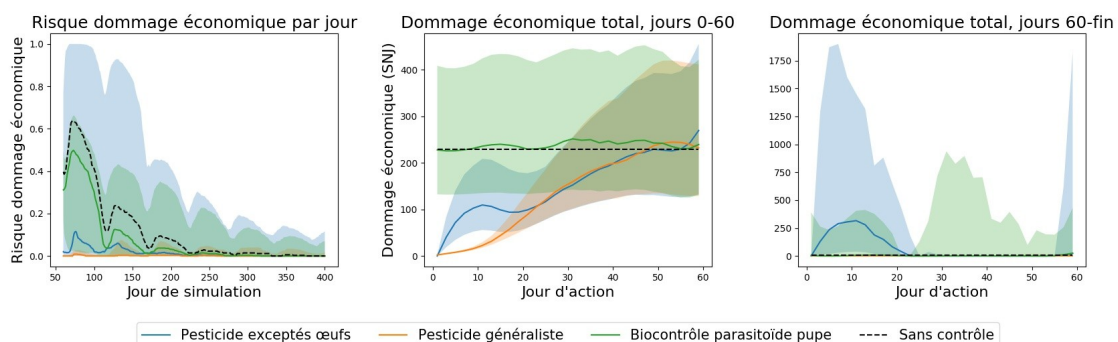


Figure 15.3: Gauche : probabilité de dépasser le seuil de dommage économique selon le jour de simulation sous les cas de biocontrôle avec parasitoïdes de pupes (vert), un pesticide générique qui affecte chaque stade de vie de façon égale (orange) et un pesticide qui épargne les œufs (bleu). Les autres pesticides sélectifs génèrent des dynamiques similaires et n'apparaissent pas dans ce graphe. Les régions ombragées délimitent les limites du 95% des répétitions obtenues en variant le jour d'application de la méthode de contrôle. Centre et droite : Dommage économique total lissé selon chaque méthode de contrôle, au cours des premiers 60 jours (centre) et au cours du reste de la simulation (droite), selon le jour d'application du contrôle. Les régions ombragées indiquent l'intervalle de confiance de 95%. Dans les trois cadres, la ligne pointillée indique l'évolution naturelle du risque ou du niveau de dommage lorsqu'aucune méthode de contrôle n'est appliquée.

Le risque d'induire une résurgence des ravageurs suite à une intervention de contrôle chimique, de même que la probabilité de succès lors d'une intervention de biocontrôle, demeurent étroitement liés à jour de l'intervention. Cependant, tel que démontré par la Figure 15.3 (panneaux central et de droite), l'incertitude est plus grande dans le cas d'un pesticide

sélectif. La ligne horizontale pointillée indique le dommage infligé à la plante au cours de la même intervalle de temps dans le scénario de base sans intervention. Les simulations qui se situent en deçà de cette ligne sont donc associées à un meilleur contrôle que lors du scénario de base; l'inverse serait donc vrai des simulations se situant au-delà de la ligne. Dans le cas d'un pesticide uniformément létale, aucune résurgence ne fut observée et le dommage potentiel au cours des premiers 60 jours augmente graduellement au fur et à mesure que le traitement est retardé. Le contrôle biologique demeure inefficace envers le contrôle du ravageur au cours de cette période, étant donné le laps de temps nécessaire pour que les parasitoïdes se reproduisent et puissent tuer leurs hôtes. Sa performance augmente toutefois au long terme, plusieurs jours d'intervention offrant un niveau de contrôle similaire à celui obtenu par l'application d'un pesticide, et ce, avec un risque de dommage total généralement moindre lorsque comparé à celui des pesticides sélectifs. Les bénéfices du contrôle biologique se font donc ressentir plus tard au cours de la saison, mais n'entraînent jamais une résurgence significative des ravageurs.

Ces résultats soulignent les différences fondamentales entre le contrôle biologique et le contrôle chimique des ravageurs, différences qui ont déjà fait l'objet de maintes observations empiriques sur le terrain. Du même trait, ils ajoutent à la grande quantité d'évidence théorique et empirique (Dutcher, 2007; Guedes et al., 2016; Tang et al., 2013; Torres et Bueno, 2018) qui indique que les pesticides peuvent, par leurs effets indirectes sur les réseaux trophiques, induire une résurgence de la population du ravageur. La garanti du contrôle au court terme vient donc au prix d'un risque important de résurgence dépendant de la date d'application, phénomène qui a également été documenté lors d'études empiriques (Cohen et al., 1994; Guedes et al., 2016). Les éclosions induites par l'intervention chimique étaient synchronisées selon la date d'application du pesticide et non selon le jour de l'année, ce qui indique que l'application du pesticide n'accentue pas les cycles naturelles de la population mais resynchronise plutôt le système en entier afin de produire des nouveaux cycles périodiques de risque d'éclosion. D'un point de vue économique, de telles résurgences augmentent le risque de « verrouillage » technologique envers l'utilisation des pesticides (Flor et al., 2019), phénomène qui est aussi connu sous le nom du « tapis roulant des pesticides » (Weddle et al., 2009), lorsque l'application initiale d'un pesticide génère d'elle-même la nécessité de poursuivre les applications à travers le temps, ce qui, dépendant du pesticide en question, peut entraîner des risques substantiels en matière de santé environnementale et humaine, pour ne parler des coûts économiques engendrés pour les fermières et les fermiers.

Le contrôle biologique, au contraire, est associé avec un risque très bas de résurgence ou d'amplification d'une éclosion existante; cependant, les bénéfices n'arrivent qu'au long terme et augmentent donc le risque qu'une agricultrice ou agriculteur se rende compte trop tard que son intervention n'a pas été un succès. Ces résultats soulignent également l'importance d'une surveillance proactive des auxiliaires et des ravageurs afin de planifier les interventions de biocontrôle à temps, car, une fois l'éclosion enclenchée, les délais inévitables associés au contrôle biologique entraîneront plus de dommages aux cultures au court terme que serait le cas avec une intervention chimique.

### 15.4.3 Gestion selon les seuils d'action écologiques

L'algorithme de RDD converge rapidement, bien avant la fin des 500 itérations permises, lors de l'optimisation du choix des jours d'intervention pour le biocontrôle. La Figure 15.4 présente la convergence de l'algorithme lors de l'optimisation du contrôle à base de parasitoïdes de larve ou de pupes.

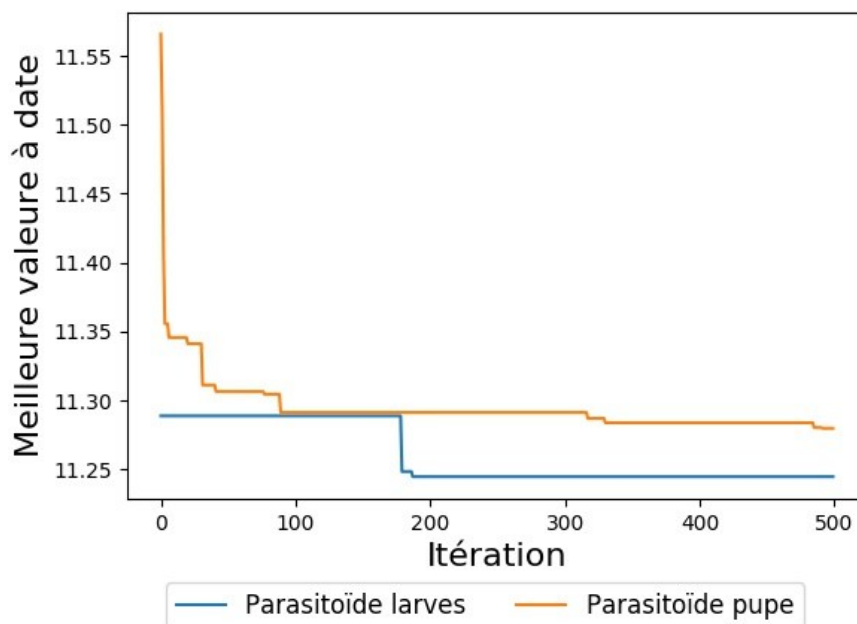


Figure 15.4: Convergence de l'algorithme RDD (Recherche dimensionnée dynamiquement) présentant la meilleure valeur obtenue à date selon l'itération. Les lignes indiquent l'évolution de l'algorithme lors de l'optimisation des jours d'application pour le biocontrôle avec parasitoïdes de pupes ou de larves. Le logarithme du Seuil de dommage économique normalisé-jours (SNJ) auprès de la plante fut employé en tant que fonction objective à minimiser.

Les dates d'intervention optimisées selon le modèle des réseaux trophiques entraîneront un risque de dommage économique et une incertitude inférieurs à ceux obtenus par le contrôle

selon des dates fixe et le contrôle selon les seuils d'action économiques dans le cas des deux parasitoïdes (Figure 15.5, rangé du haut), et ce, même si le nombre total de parasitoïdes relâchés demeura constant entre les simulations à date fixe et à date optimisée. L'utilité des seuils économiques différa selon l'espèce de parasitoïde : dans le cas du parasitoïde de larve, cette stratégie offrit des résultats légèrement supérieurs à ceux obtenus par une seule application à date fixe, tandis que dans le cas de biocontrôle avec des parasitoïdes de pupe les seuils économiques engendrèrent un risque plus élevé de dommage à la plante lorsque comparés au scénario de date fixe. En autres mots, l'application des parasitoïdes de pupe lorsque la population de pupe du ravageur est à son sommet mène généralement à de pires résultats que ceux obtenus en choisissant une date unique et aléatoire pour l'intervention.

## Effacité des stratégies de biocontrôle

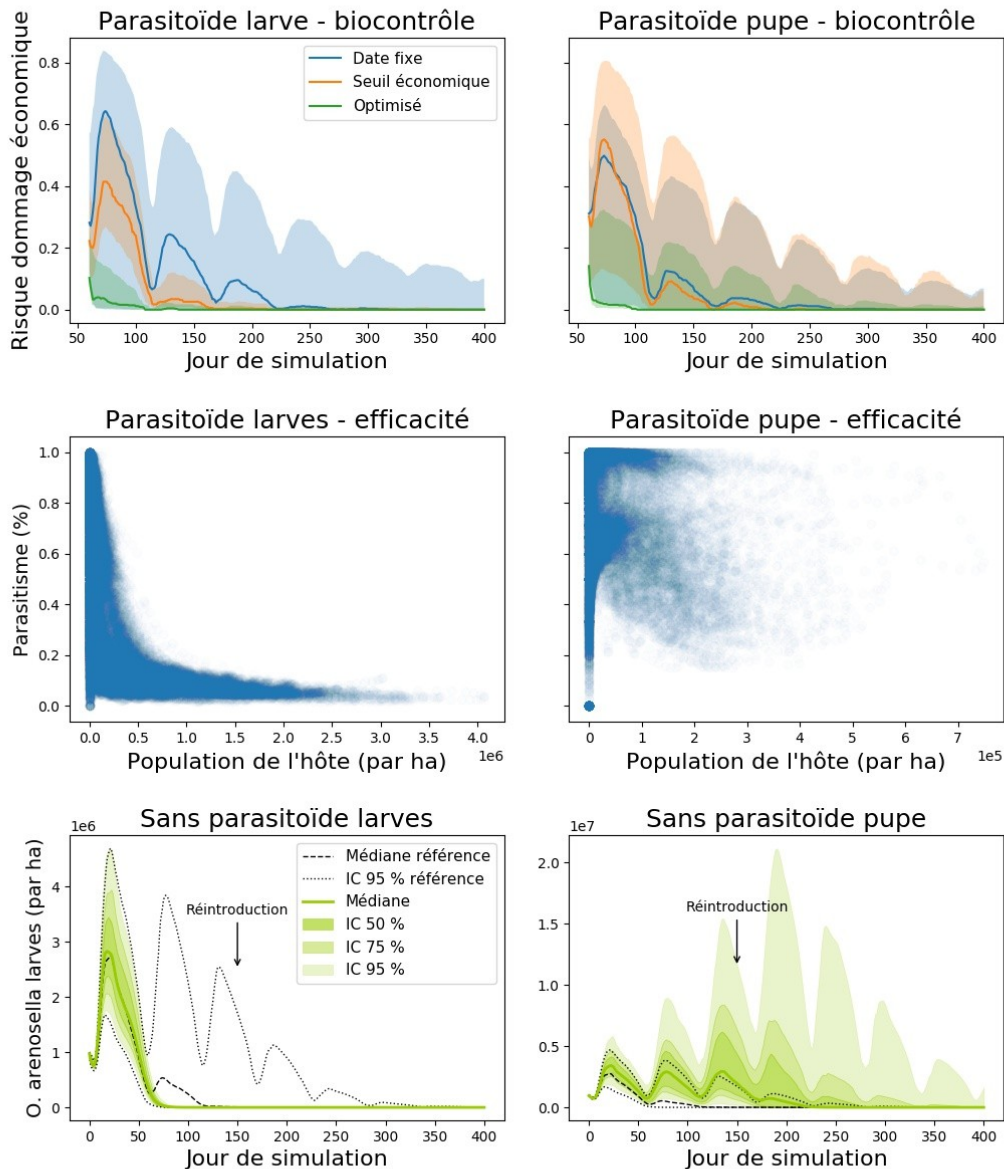


Figure 15.5: Comparaison de l'effet de chaque espèce de parasitoïde auprès du système de réseau trophique. Haut : Risque de dépassement du seuil de dommage économique selon le jour de simulation, avec les scénarios de biocontrôle unique à date fixe (bleu), de biocontrôle dynamique selon les seuils économiques (orange) et de biocontrôle appliqué à des dates optimisées selon le modèle (vert) pour les parasitoïdes de larve (gauche) et de puppe (droite). Les régions ombrées représentent les intervalles de confiance de 90% obtenues en variant les dates d'application et les seuils d'intervention. Centre : Relation entre prévalence de parasitisme et population de l'hôte pour chaque espèce de parasitoïde lors du scénario de contrôle (sans intervention). Bas : Impact de l'absence temporaire de chaque parasitoïde sur les dynamiques populationnelles des larves de *O. arenosella*. IC indique l'intervalle de confiance.



Cette approche axée sur la modélisation des réseaux trophiques agroécologiques offre une nouvelle perspective des causes sous-jacentes des différences entre les deux espèces de parasitoïde. Tel qu'indiqué par la rangée centrale de la Figure 15.5, les taux de parasitisme du parasitoïde de larve présentent une relation inverse avec la population des larves, ce qui indique que les cycles populationnels du prédateur et de la proie sont désynchronisés. L'utilisation des seuils populationnels afin de supporter les populations des prédateurs lorsque celle de la proie commence à augmenter devient donc une stratégie logique du point de vue écologique. Une telle relation ne fut pas observée dans le cas des parasitoïdes de pupes, dont les niveaux de parasitisme étaient généralement plus élevés et apparemment moins limités par la population du parasitoïde au moment du début de l'éclosion de la proie.

Le modèle fut également évalué lorsqu'une seule espèce de parasitoïde était présente. Un résultat inattendu d'une telle intervention fut l'augmentation de l'activité du parasitoïde de pupes en l'absence de parasitoïde de larve. Cet effet, résultat de la disponibilité plus constante de pupes à travers le temps, entraîna un contrôle plus rapide de la population du ravageur. Les parasitoïdes de larve, au contraire, s'avèrent incapables de contrôler la population du ravageur à eux seuls et permirent une augmentation hors contrôle de ce dernier jusqu'au moment où les parasitoïdes de pupes furent réintroduits (Figure 15.5, rangée du bas). Les cycles populationnels de prédateur et de proie observés entre les parasitoïdes de larve et leur hôte étaient donc centraux au développement de cycles discrets des populations de larve, cycles qui par la suite limitèrent l'efficacité du contrôle par le parasitoïde de pupes.

De manière générale, une intervention précoce et un seuil d'action plus bas ne garantissent pas un meilleur contrôle du ravageur, et ce, dans le cas du contrôle biologique aussi bien que du chimique. Malgré le nombre limité d'espèces considérées dans cette étude, les dynamiques des réseaux générèrent fréquemment des comportements contre-intuitifs. Nous proposons donc, au lieu de l'utilisation des dates fixes ou des seuils d'action économiques pour gérer les interventions, l'application du concept des *seuils d'action écologiques*, c'est-à-dire, l'application des interventions correctives lorsque l'état présent du réseau trophique en entier risque, selon les prévisions de la modélisation des réseaux trophiques agroécologiques et les données populationnelles observées des ravageurs et des auxiliaires, d'aboutir à un niveau populationnel du ravageur qui serait néfaste pour la culture. Nous proposons également que les interventions de gestion intégrée des ravageurs, de même que leurs dates d'application, soient optimisées selon la modélisation des dynamiques des réseaux trophiques afin de minimiser les coûts d'intervention et le risque de dommage à la plante au long terme.

Une question critique non résolue est celle du point auquel les résultats de la présente étude peuvent être généralisés à de différentes structures de réseau trophique, de même que si les rôles fonctionnels et les dynamiques des espèces présentes auprès de différents réseaux face aux mêmes stressés et régimes de gestion d'avèreront fondamentalement similaires ou divergents. Nous espérons que la méthodologie présentée au cours de cette étude sera appliquée de manière plus générale dans le domaine, et que l'utilisation à plus grande échelle de bases de données provenant de divers environnements saura élever la science de la modélisation agroécologique au point où elle pourra générer des prévisions à court et moyen terme pour une variété d'agroécosystèmes (González-Chang et al., 2016).

Notons toutefois que l'approche du champ moyen utilisée lors de cette étude suppose une distribution homogène à l'intérieur du champ d'étude. De ce fait, elle empêche la représentation des dynamiques spatiales entre le parasitoïde et son hôte, de même que les impacts potentiels des distributions non homogènes des points de relâche pour le biocontrôle. Si l'accès aux données spatiales le permet, des études futures pourraient utiliser l'option de modélisation de multiples champs en *Tiko'n* afin de diviser la région d'étude en champs plus petits et ainsi pouvoir considérer la migration d'insectes entre régions. Mentionnons également l'importance de prendre en compte les considérations économiques, tels le coût d'une intervention et la diminution escomptée en matière de risque de dommage économique à la plante, lors de l'application des résultats d'un exercice de modélisation à la prise de décisions agronomiques.

## 15.5 Conclusion

Les modèles de gestion environnementale demeurent centraux au développement de nos connaissances envers les milieux naturels et les impacts de nos décisions de gestion sur ceux-ci. Qu'il s'agisse des modèles de changement climatique global ou des modèles hydrologiques et de croissance des cultures, la simulation des scénarios hypothétiques facilite la prise de nombreuses décisions, y compris l'optimisation de la gestion des cultures, la préparation envers les conditions hydrologiques extrêmes et l'adaptation des systèmes agroalimentaires selon les conditions climatiques futures. Nous espérons que le développement de modèles des réseaux trophiques agroécologiques axés sur les données provenant du terrain saura également stimuler la recherche et promouvoir la prise de décisions mieux informées au sujet des agroécosystèmes très complexes desquels dépendent l'agriculture mondiale.

## 15.6 Déclaration de conflits d'intérêt

Les auteurs ne déclarent aucun conflit d'intérêt, qu'il soit d'ordre financier ou personnel, qui pourrait porter atteinte à l'objectivité des résultats présentés dans cet article.

## 15.7 Contribution des auteurs

JM conceptualisa l'étude, développa le modèle, analysa les données et écrivit l'article. MR contribua au développement du logiciel, tandis que JBN contribua aux fondations mathématiques du modèle. JA, HMQ, AN, HT et LAR contribuèrent en tant que superviseurs du projet de recherche.

## 15.8 Remerciements

Cette recherche fut possible grâce à l'appui d'une bourse de Découverte CRSNG (no. RGPIN-2015-05554) octroyée à Jan Adamowski, de même qu'une Bourse de 3<sup>e</sup> cycle du FRQNT, une Bourse du CRDI aux chercheurs candidats au doctorat (no. 107759-99906075-017), une Bourse d'études supérieures du Canada Vanier et un Supplément pour études à l'étranger Michael-Smith (Programme de bourses d'études supérieures du Canada) octroyées à Julien Malard.

## 15.9 Appendice A : Données supplémentaires

Les données supplémentaires associées à cet article sont disponibles auprès de la version en ligne de l'article au <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.108961>.

## 15.10 Références

Cohen, J.E., Schoenly, K., Heong, K.L., Justo, H., Arida, G., Barrion, A.T., Litsinger, J.A., 1994. A Food Web Approach to Evaluating the Effect of Insecticide Spraying on Insect Pest Population Dynamics in a Philippine Irrigated Rice Ecosystem. *J. Appl. Ecol.* 31, 747–763. <https://doi.org/10.2307/2404165>.

Dutcher, J.D., 2007. A review of resurgence and replacement causing pest outbreaks in IPM. *General Concepts in Integrated Pest and Disease Management* 27–43. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6061-8\\_2](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6061-8_2).

FAO, IFAD, UNICEF, WFP, WHO (Eds.), 2018. Building climate resilience for food security and nutrition, The state of food security and nutrition in the world. FAO, Rome.

- Flor, R.J., Maat, H., Hadi, B.A.R., Kumar, V., Castilla, N., 2019. Do field-level practices of Cambodian farmers prompt a pesticide lock-in? *Field Crops Res.* 235, 68–78. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2019.02.019>.
- Gagic, V., Tschamntke, T., Dormann, C.F., Gruber, B., Wilstermann, A., Thies, C., 2011. Food web structure and biocontrol in a four-trophic level system across a landscape complexity gradient. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 278, 2946–2953. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.2645>.
- González-Chang, M., Wratten, S.D., Lefort, M.-C., Boyer, S., 2016. Food webs and biological control: A review of molecular tools used to reveal trophic interactions in agricultural systems. *Food Webs, Molecular and isotopic approaches to food webs in agroecosystems* 9, 4–11. <https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2016.04.003>.
- Guedes, R.n.c., Smagghe, G., Stark, J. d., Desneux, N., 2016. Pesticide-Induced Stress in Arthropod Pests for Optimized Integrated Pest Management Programs. *Annu. Rev. Entomol.* 61, 43–62. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-010715-023646>.
- Higley, L.G., Peterson, R.K.D., 2008. Economic decision rules for IPM. *Integrated Pest Management: Concepts, Tactics, Strategies and Case Studies*, pp. 25–32. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511626463.004>.
- Son, Y., Nadel, H., Baek, S., Johnson, M., Morgan, D., 2012. Estimation of developmental parameters for adult emergence of *Gonatocerus morgani*, a novel egg parasitoid of the glassy-winged sharpshooter, and development of a degree-day model. *Biol. Control* 60 (3), 233–240. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2011.04.008>.
- Srinivasa Murthy, K., Venkatesan, T., Jalali, S.K., 2002. Development of *Brachymeria nephantidis* Gahan (Hymenoptera: chalcididae) on artificial diet reared *Opisina arenosella* Walker. *Proc. Symp. Biol. Control Lepidopteran Pests*.
- Kadoya, T., McCann, K.S., 2015. Weak Interactions and Instability Cascades. *Sci. Rep.* 5, 12652. <https://doi.org/10.1038/srep12652>.

- Lohaus, K., Vidal, S., Thies, C., 2013. Farming practices change food web structures in cereal aphid–parasitoid–hyperparasitoid communities. *Oecologia* 171, 249–259. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2387-8>.
- Macfadyen, S., Gibson, R., Polaszek, A., Morris, R.J., Craze, P.G., Planqué, R., Symondson, W.O.C., Memmott, J., 2009. Do differences in food web structure between organic and conventional farms affect the ecosystem service of pest control? *Ecol. Lett.* 12, 229–238. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01279.x>.
- Macneale, K.H., Spromberg, J.A., Baldwin, D.H., Scholz, N.L., 2014. A Modeled Comparison of Direct and Food Web-Mediated Impacts of Common Pesticides on Pacific Salmon. *PLOS ONE* 9, e92436. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0092436>.
- Malard, J., 2019. Tiko'n. <https://tikon.readthedocs.io>.
- Malard, J., Adamowski, J., Rojas Díaz, M., Bou Nassar, J. (جسیکا بو نصّار), Anandaraja, N. (நல்லுசாமி ஆனந்தராஜா), Tuy, H., Arévalo-Rodríguez, L.A., Melgar-Quiñonez, H., 2020. Development of a new modular software tool for agroecological food web model development: Tiko'n. *Eur. J. Agron.*, 16, 126033. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126033>.
- Moore, J.C., 1994. Impact of agricultural practices on soil food web structure: Theory and application. *Agric. Ecosyst. Environ., Soil Ecology of Conventional and Integrated Arable Farming Systems* 51, 239–247. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(94\)90047-7](https://doi.org/10.1016/0167-8809(94)90047-7).
- Muller, A., Schader, C., El-Hage Scialabba, N., Brüggemann, J., Isensee, A., Erb, K.-H., Smith, P., Klocke, P., Leiber, F., Stolze, M., Niggli, U., 2017. Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture. *Nat. Commun.* 8, 1290. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01410-w>.
- Muralimohan, K., Ramkumar, Srinivasa, Y.B., 2008. Natural parasitization and biological control: case of the coconut caterpillar. *Curr. Sci.* 95, 1478–1482.
- Rao, Nagulapati Chalapathi, Nischala, A., Ramanandam, G., Maheswarappa, H.P., 2018. Biological suppression of coconut black headed caterpillar *Opisina arenosella* outbreak

- in East Godavari district of Andhra Pradesh-eco friendly technology. *Curr. Sci.* 115, 1588–1594.
- Perera, P.a.C.R., 1977. A technique for laboratory mass-breeding of *Eriborus Trochanteratus* [Hym. : Ichneumonidae] a parasite of the coconut caterpillar, *Nephantis seronipa* [Lep. : Xylorictidae]. *Entomophaga* 22, 217–221.
- Perera, P.a.C.R., Hassell, M.P., Godfray, H.C.J., 1988. Population dynamics of the coconut caterpillar, *Opisina arenosella* Walker (Lepidoptera: Xylorictidae), in Sri Lanka. *Bull. Entomol. Res.* 78, 479–492. <https://doi.org/10.1017/S0007485300013237>.
- Pimentel, D., Edwards, C.A., 1982. Pesticides and Ecosystems. *BioScience* 32, 595–600. <https://doi.org/10.2307/1308603>.
- Pocock, M.J.O., Evans, D.M., Memmott, J., 2012. The robustness and restoration of a network of ecological networks. *Science* 335, 973–977. <https://doi.org/10.1126/science.1214915>.
- Pretty, J., 2018. Intensification for redesigned and sustainable agricultural systems. *Science* 362, eaav0294. <https://doi.org/10.1126/science.aav0294>.
- Python Software Foundation (PSF), 2019. Python. Rasche, L., Taylor, R., 2019.
- EPIC-GILSYM: Modelling crop-pest insect interactions and management with a novel coupled crop-insect model. *J. Appl. Ecol.* <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13426>.
- Rohatgi, A., 2019. WebPlotDigitizer. Rooney, N., McCann, K.,
- Gellner, G., Moore, J.C., 2006. Structural asymmetry and the stability of diverse food webs. *Nature* 442, 265. <https://doi.org/10.1038/nature04887>.
- Sanders, D., Thébault, E., Kehoe, R., van Veen, F.J.F., 2018. Trophic redundancy reduces vulnerability to extinction cascades. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 115, 2419–2424. <https://doi.org/10.1073/pnas.1716825115>.

- Savary, S., Willocquet, L., Pethybridge, S.J., Esker, P., McRoberts, N., Nelson, A., 2019. The global burden of pathogens and pests on major food crops. *Nat. Ecol. Evol.* 3, 430–439. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0793-y>.
- Seufert, V., Ramankutty, N., Foley, J.A., 2012. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* 485, 229–232. <https://doi.org/10.1038/nature11069>.
- Shameer, K.S., Nasser, M., Mohan, C., Hardy, I.C.W., 2018. Direct and indirect influences of intercrops on the coconut defoliator *Opisina arenosella*. *J. Pest Sci.* 91, 259–275. <https://doi.org/10.1007/s10340-017-0904-6>.
- Shaw, R.H., Hatcher, P.E., 2017. Weed Biological Control. *Weed Research: Expanding Horizons* 215–243. <https://doi.org/10.1002/9781119380702.ch8>.
- Stern, V., Smith, R., Van Den Bosch, R., Hagen, K., 1959. The integrated control concept. *Hilgardia* 29, 81–101.
- Tang, S., Liang, J., Tan, Y., Cheke, R.A., 2013. Threshold conditions for integrated pest management models with pesticides that have residual effects. *J. Math. Biol.* 66, 1–35. <https://doi.org/10.1007/s00285-011-0501-x>.
- Tolson, B.A., Shoemaker, C.A., 2007. Dynamically dimensioned search algorithm for computationally efficient watershed model calibration. *Water Resour. Res.* 43. <https://doi.org/10.1029/2005WR004723>.
- Torres, J.B., Bueno, A.D.F., 2018. Conservation biological control using selective insecticides – A valuable tool for IPM. *Biol. Control* 126, 53–64. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2018.07.012>.
- Weddle, P.W., Welter, S.C., Thomson, D., 2009. History of IPM in California pears—50 years of pesticide use and the transition to biologically intensive IPM. *Pest Manag. Sci.* 65, 1287–1292. <https://doi.org/10.1002/ps.1865>.
- Zeng, N., Zhao, F., Collatz, G.J., Kalnay, E., Salawitch, R.J., West, T.O., Guanter, L., 2014. Agricultural Green Revolution as a driver of increasing atmospheric CO<sub>2</sub> seasonal amplitude. *Nature* 515, 394–397. <https://doi.org/10.1038/nature13893>.

# **16 Chapitre 16 : Agroecological food web modelling to evaluate and design organic and conventional agricultural systems**

## **16.1 Abstract**

The question of whether organic or conventional agriculture is most suitable for meeting world food requirements and improving resilience to climate change is the topic of much current research. Most comparisons, however, focus either on output efficiency such as yields or on impacts of different nutrient management strategies on the sustainability of the agrosystems, and the impacts of each on the agricultural food webs and beneficial insects responsible for pest control – or outbreaks – has been often overlooked. While standard cropping models can explain if, why and how organic nutrient and crop management work and how they should be adapted to climate change, the lack of mechanistic models of agroecology prevents us from explaining why and how passive and active biocontrol and integrated pest management function, when they do not function, and what optimal management strategies could be employed.

In this research, we show that agroecological food web models calibrated with field population dynamics data can be used to demonstrate the mechanisms behind food web dynamics that have been previously observed in the field. Results of scenario simulations show that chemical control provides immediate relief from pest pressures, but at high risk of later pest resurgence if control is not repeated; on the contrary, biological control requires more time to reduce pest populations to acceptable levels but with minimal risk of causing resurgence. In all cases, success of pest control measures is highly dependent on the date of action. In addition, the use of modelling tools to optimise biological control application dates led to much better control than either fixed date or pest population threshold-based applications. These analyses and resulting integrated pest management intervention recommendations are only possible with agroecological food web population dynamics models.

We encourage future studies to examine more complex food webs from a variety of agroecosystems to test whether functional responses differ significantly, and hope that this approach will succeed in bringing agroecological food web predictive modelling to the level



where it can routinely be used as a decision-making support tool, as hydrological and crop models are employed today.

## 16.2 Introduction

Pest management remains a main challenge in agriculture worldwide (Savary et al., 2019), particularly in the context of climate change, decreasing natural resources, and stagnating or increasing global hunger (FAO et al., 2018). While organic and non-organic agriculture differ mainly in terms of allowable inputs and strategies for both nutrient and pest management, the majority of previous studies explicitly or implicitly focus on differences in nutrient management, in overall yield and efficiency (energetic, nutrient, or economic), or in terms of pollution (Muller et al., 2017; Seufert et al., 2012; Zeng et al., 2014). Conversely, few have assessed the impacts of these management strategies, and in particular that of differences in pest management, on food web structures and dynamics, even though these are crucial to determining pest pressure as well as the behaviour, yield stability and sustainability of an agroecosystem (Pretty, 2018).

Agroecological food web modelling, in particular population dynamics models, have the potential to address these fundamental questions from a mechanistic modelling standpoint (Macneale et al., 2014), and also to aid in answering practical ecological questions essential for designing more effective (instead of trial-and-error) planning of integrated pest management solutions (González-Chang et al., 2016).

To date, studies of agroecological food web sustainability have either assessed qualitative resilience of food webs from field data (Pocock et al., 2012) or else investigated quantitative stability with theoretical models (Kadoya and McCann, 2015; Sanders et al., 2018). Conclusions from the latter tend to be that greater complexity in terms of species interactions (food web connections) leads to better system stability; however, comparative field studies of food web complexity in organic and non-organic agricultural systems and impacts on pest control ecosystem services have come to contradictory conclusions (Gagic et al., 2011; Macfadyen et al., 2009). This may be explained by the fact that many studies have focused on differences in fertiliser regimes or crop management and the indirect impacts of these (e.g., through crop growth and nutrient content) on pests and food web dynamics in general (Lohaus et al., 2013; Moore, 1994). In contrast, the much more direct impact of any applied pesticides on food web component species has received significantly less attention in farming system comparisons, even though observational and theoretical evidence for its importance in

food web stability has been long documented (Cohen et al., 1994; Guedes et al., 2016; Pimentel and Edwards, 1982; Rooney et al., 2006).

This research uses a food web population dynamics model calibrated with field data to assess system stability and control efficiency under different pest management regimes, thereby providing predictive insights into how these management decisions affect food web dynamics and sustainability in the field. We use a quantified population dynamics food web model representing a coconut farming ecosystem in Sri Lanka (consisting of the lepidopteran pest *Opisina arenosella*, along with larval and pupal parasitoids) (Perera et al., 1988; Malard et al., 2020). This model was chosen as a case study due to the availability of high-quality long-term data (weekly data for nearly one year) of population dynamics of both pest and natural enemy populations. Base case data, where no control was attempted, display periodically fluctuating population levels of different larval and pupal life stages of the pest *O. arenosella*, gradually decreasing to pre-outbreak levels, while populations of pupal and larval parasitoids follow similar fluctuations but with different time lags. The model was calibrated with field data and then used to assess the impact of different (organic and non-organic) pest management strategies, including both fixed-date and threshold-based applications, on food web dynamics and the likelihood of success of each in controlling an existing outbreak.

## 16.3 Methods

The *Tiko'n* (Malard, 2019) software was used for all aspects of simulation. This software was chosen for several reasons, including its open-source licence (facilitating result reproducibility), implementation in Python (facilitating data post-processing), calibration and validation functionalities, and modular structure allowing for rapid implementation of new equations, processes and management decisions.

### 16.3.1 Trophic structure specification

A three-species food web was constructed for the study site (*Opisina arenosella* and two associated parasitoids), based on the food web identified in the literature (Perera et al., 1988) and as in previous work (Malard et al., 2020). *O. arenosella* was modelled with one egg stage, five larval instars, a pupa and an adult phase. The larval parasitoid parasitises third to fifth instar larvae, emerges at the end of the fifth instar phase, and pupates before emerging as an adult. The pupal parasitoid parasitises the pupal phase of *O. arenosella* and is presumed to

pupate within the *O. arenosella* pupa, emerging directly as an adult from the parasitised pupa (Figure 16.1).

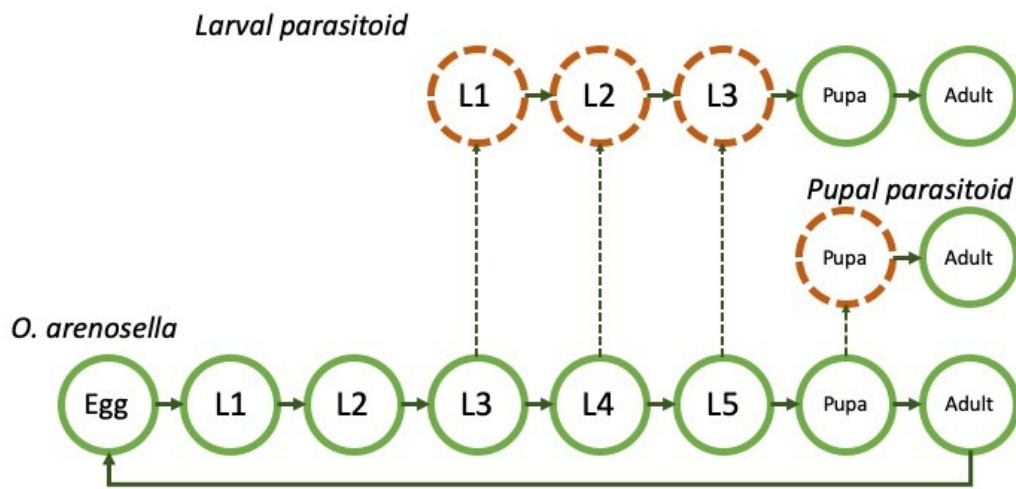


Figure 16.1: Schematic of the food web used in the simulation. The letter L indicates larval (juvenile) stages. Full arrows indicate normal transition from one life stage to the next; dashed arrows indicate parasitism events and dashed circles indicate parasitized life stages.

### 16.3.2 Equation and a *priori* selection

The model starts the simulation with initial populations and then proceeds to calculate predation, followed by reproduction, mortality, transitions to the next life stage, and finally stochastic volatility. Population totals and cohorts were updated between each step to avoid mathematical inconsistencies. Transitions from the last life stage of an organism were taken as age-dependent mortality, and transitions from parasitised insects to the adult (or pupal) form of the parasitoid were allowed a multiplicative factor to account for the possibility of multiple parasitoids developing inside the same host. Equations and associated parameters for all modelled aspects of the life stages of the organisms included in the food web model are given below in Table 16.1.

Table 16.1: Equations used in the model. Variable names:  $x$ : life stage population (individuals);  $N$ : prey density (individuals ha<sup>-1</sup>);  $P$ : predator density (individuals ha<sup>-1</sup>),  $Norm(\mu, \sigma)$ : normal random variable with mean  $\mu$  and standard deviation  $\sigma$ ;  $F(\mu, \sigma, t)$ : cumulative density function of  $Norm(\mu, \sigma)$  at point  $t$ ;  $t$ : age of organism;  $\Delta t$ : change in age over last time step. Life stage abbreviations: OA: *Opisina arenosella*; PP: Pupal parasitoid; LP: Larval parasitoid; a: adult; j: juvenile; e: egg; p: pupa.

	Equation	Parameters	Description	Life stages	Reference
Transitions	$T(x) = x \frac{F(\mu, \sigma, t) - F(\mu, \sigma, t - \Delta t)}{1 - F(\mu, \sigma, t - \Delta t)}$	$\mu \in [0, \infty)$ $\sigma \in [0, \infty)$	Age-dependent transitions to next life stage (normally distributed)	OA; PPa; LPpa	Son et al. (2012)
	$T_m(x) = m * T(x)$	$m \in [0, \infty)$	Multiplicative transitions (for parasitoids)	PPj; LPj	
Reproduction	$R(x) = xn[F(\mu, \sigma, t) - F(\mu, \sigma, t - \Delta t)]$	$\mu \in [0, \infty)$ $\sigma \in [0, \infty)$ $n \in [0, \infty)$	Age-dependent reproduction (normally distributed)	OAA	Rasche and Taylor (2019)
Mortality	$M(x) = q * x$	$q \in [0, 1]$	Constant mortality	OAEjp; PPj; LPjp	Rasche and Taylor (2019)
Predation	$Pred(N, P) = a(1 - e^{-N * u / (a * P)})$	$a \in [0, \infty)$	Predation rate per predator	PPa; LPa	
	$u = 1 - \frac{b}{N}(1 - e^{-N/b})$	$b \in [0, \infty)$			
Stochasticity	$S(x) = \max(Norm(0, s), -x)$ $s = \max(x * \sigma, 1)$	$\sigma \in [0, 1]$	Stochastic volatility (normally distributed)	All stages	

Different ages for individuals of the same life stage were taken into account with a cohort mechanism. Up to 10 different age groups were allowed for each life stage at a time; if more than 10 cohorts were added (through reproduction or transitions) before one was freed (through mortality or transitions), the software added the new cohort to the existing cohort with the least difference in age and assigned to the combined cohort the average age of the two.

To account for predator saturation when presented with multiple prey species or life stages, predation rates per predator were further adjusted according to the rules of joint probability. The predation rate per predator  $f_i$  for each prey  $i$  was first normalised according to the maximum potential predation rate  $a_i$  for that predator-prey combination ( $r_i = f_i / a_i$ ). The actual predation rate  $g_i$  for each predator-prey combination was then calculated as follows:

$$g_i = f_i * \frac{1 - \prod_i (1 - r_i)}{\sum_i r_i}$$

Ranges for all equation parameters were chosen according to the literature (Srinivasa Murthy et al., 2002; Perera, 1977; Perera et al., 1988; Shameer et al., 2018) and then further manually adjusted if simulation runs suggested that regions of the initially specified range were inappropriate. Initial *a priori* distributions for most parameters were then established so that 80% of the distribution's probability density function fell within the chosen range. This approach was empirically found to achieve a good balance between sufficiently directing the optimisation algorithm towards probable parameter ranges, while still allowing for deviation from the specified range if observed data indicated that the initial assumption was wrong.

All *a priori* distributions were represented by a normal distribution, which was then transformed if necessary to avoid the possibility of overreaching the parameter's theoretical limits. Specifically, an *a priori* distribution requiring density  $d$  within the limits  $L$  of the range  $[L_1, L_2]$  was specified as follows (transformed limits are denoted by  $L_a$ ):

For parameters with theoretical ranges in  $(-\infty, +\infty)$  :

$$apriori = Normal(\mu, \sigma)$$

$$L_a = L$$

For parameters with theoretical ranges in  $[C, +\infty)$ , where  $C$  is a constant:

$$apriori = \ln(\text{ExpNormal}(\mu + C, \sigma) + 1)$$

$$L_a = \ln(e^{L-C} - 1)$$

For parameters with theoretical ranges in  $[C_1, C_2]$ , where  $C_1$  and  $C_2$  are constants:

$$apriori = \text{LogitNormal}(\mu + C_1, \sigma * (C_2 - C_1))$$

$$L_a = \text{expit}\left(\frac{L - C_1}{C_2 - C_1}\right)$$

The mean and standard deviation of the underlying normal distribution were then calculated according to the adjusted *a priori* limits  $L_{1a}$  and  $L_{2a}$ :

If  $L_{1a} > -\infty$  and  $L_{2a} < +\infty$  :

$$\mu = (L_{1a} + L_{2a}) / 2$$

$$\sigma = \frac{L_{1a} - L_{2a}}{2Q((1-d)/2)}$$

If  $L_{1a} = -\infty$  :

$$\mu = L_{2a} - 1$$

$$\sigma = \frac{-1}{Q(1-d)}$$

If  $L_{2a} = +\infty$  :

$$\mu = L_{1a} + 1$$

$$\sigma = \frac{-1}{Q(1-d)}$$

Where  $Q$  is the quantile or percentage point function of the normal distribution with mean 0 and standard deviation 1. In the specific case where  $d = 1$ , a uniform distribution was assigned as the *a priori*.

### 16.3.3 Calibration process and validation

The model was calibrated with the data reported in Perera et al. (1988) (data were extracted using the WebPlotDigitizer software (Rohatgi, 2019)) using the maximum likelihood estimation (MLE) method with the Nash-Sutcliffe Efficiency of the model median as the objective function. 30 stochastic repetitions were used during each of 300 iterations; the best 20% of these were kept and, during future parameter sampling, were weighted

according to their relative fit in the calibration phase. Initial populations of all life stages (whether observed or not) were simultaneously calibrated along with the model parameters.

### 16.3.4 Implementation of management scenarios

Given the significant parametric and stochastic uncertainties associated with agroecological population dynamics models, we took advantage of *Tiko'n's* (Malard, 2019) built-in support for repetitions and uncertainty bound estimation by running all simulations with 70 parametric and 5 stochastic uncertainty repetitions, for a total of 350 repetitions. This approach provided much more robust results than the simple “best-fit” parameter approach used in most environmental modelling frameworks, as not only the most likely prediction but also the range (risk) of possible outcomes can be modelled. This is of particular importance in agroecological modelling, as well as other applications where uncertainty and risk management are important (such as epidemiology-related insect modelling), where significant practical importance is attached to the risk of an insect’s outbreak.

The risk  $\rho_t$  of crop damage at each point  $t$  in time of a simulation was calculated according to the fraction of the 350 uncertainty repetitions (stochastic,  $r_s$  and parametric,  $r_p$ ) of that simulation where the sum of all larval stages of *O. arenosella* ( $p_t$ ) met or exceeded the economic injury level (EIL):

$$\rho_t = \frac{\sum_1^{r_s} \sum_1^{r_p} \begin{cases} 0: p_t < EIL \\ 1: p_t \geq EIL \end{cases}}{r_s * r_p}$$

The EIL was taken to be 0.5 *O. arenosella* larvae per coconut palm leaflet (Muralimohan et al., 2008). Potential crop damage itself was measured in Normalised Economic injury level-Days (NED), a measure homologous to the concept of degree-days and which was calculated according to the following formula:

$$NED_t = \max(0, \tilde{p}_t - EIL) / EIL$$

$$NED = \sum_t NED_t$$

Where NED is the total normalised economic injury in units of days,  $NED_t$  is the normalised injury at time  $t$  (unitless), EIL is the economic injury level (individuals per hectare) and  $\tilde{p}_t$  is the pest population (median of all repetitions) at time  $t$ . As a practical

example, a NED value of 10 over a 20-day period indicates that, on average, pest populations exceeded the economic injury level by 50%.

### **16.3.5 Fixed date control**

Simulations were first run with a single application of either pesticide, larval parasitoids or pupal parasitoids at different points in time throughout the first two months of the outbreak, and the probability of *O. arenosella* larvae exceeding the economic injury level (Rao et al., 2018) was calculated based on the model output confidence intervals. As the impact of pesticides on each component of the food web is not clear, several possibilities were explored, including a very effective generalist pesticide that eliminated 95% of all species as well as less effective pesticides that eliminated the same percentage of different life stages (affecting only larval, adult, or all non-egg life stages of all species present). For parasitoid releases,  $3.0 \times 10^5$  individuals (comparable in magnitude to that previously reported in field biological control of *O. arenosella* (Rao et al., 2018)) were released on the given day. Note that as *Tiko'n* simulates with a mean-field approach, the spatial dimension of parasitoid releases in the field study is not modelled and uniform release is assumed.

For each control option, 30 simulations were run with the same action implemented on different days (every other day up until the 61<sup>st</sup> day of simulation) to test the sensitivity of the action's effectiveness to the state of the agroecosystem on the date of application.

### **16.3.6 Economic action threshold biological control**

Biological control according to the best-practice economic action threshold approach was also modelled with both pupal and larval parasitoid releases. Given the difficulty in assessing the economic threshold (the point at which corrective action should be taken to prevent a pest population from exceeding the economic injury level) (Higley and Peterson, 2008) from the literature alone, 20 different thresholds, equally spaced between zero and the economic injury level, were tested for each parasitoid, and the efficiency of each strategy in preventing or reducing the severity of pest outbreaks was assessed.

### **16.3.7 Optimisation of biological control**

Given the potential for biocontrol to manage pests with lower risks but its high dependence on successful timing, we applied the model to different rule-based biological control scenarios to identify which management rules are most likely to give positive results in practice. A central pillar of integrated pest management programmes (whether chemical or



biological) is threshold-based control, where a pest population threshold is chosen above which action should be taken in order to prevent populations from reaching the EIL (Higley and Peterson, 2008; Stern et al., 1959). We therefore tested this approach and compared its effectiveness to that of a food web model-based strategy.

The model was first run under threshold-based management scenarios with varying threshold levels. The parasitoid application dose (consisting of either larval or pupal parasitoids in their adult stage) was then equally divided into three smaller applications and the model was connected with an optimisation algorithm to determine the best application dates for these three applications in order to minimise pest populations above the EIL.

Biocontrol runs were optimised by dividing the total parasitoid dose ( $3.0 \times 10^5$ ) used in fixed-date applications into 3 smaller doses ( $1.0 \times 10^5$ ). The Dynamically Dimensioned Search algorithm (DDS) (Tolson and Shoemaker, 2007), chosen for its availability in Python, its ability to consider discrete variables (such as day of release), and its efficiency in finding global optima to complex multivariate models, was then used to optimise the best dates for each of the 3 releases between 25 and 150 days of simulation. The DDS algorithm searches by choosing a value from a normal distribution for each parameter and then keeping the new parameter set if the resulting objective function value is better than the previous best-fitting parameter set. Most notably, it changes the size of the search neighbourhood (number of parameters changed at each iteration) as iterations progress, therefore decreasing the dimensionality of the search space and reducing the risk of losing previous calibration gains. For more details, see Tolson and Shoemaker (2007).

The algorithm was allowed to attempt to combine more than one release on the same day, which would effectively mean combining two or more releases into a single larger simultaneous release. The algorithm was run for 500 iterations (each with 70 parametric and 5 stochastic repetitions) while minimising the economic damage as measured by the mean area between the economic injury level and the predicted larval population. The process was repeated with both pupal and larval parasitoid releases and the best 10 solutions from each were kept.

### **16.3.8 Single parasitoid runs**

To test the role of each parasitoid on the system in isolation, simulations were effectuated with only one parasitoid present for the first 150 days, after which it was reintroduced. The parasitoid to exclude was removed by repeatedly setting its adult population to 0 at each time

step; reintroduction was effectuated by adding  $1 \times 10^5$  adult individuals (equivalent to a typical population level in the base case run) of the parasitoid in question at day 150.

### 16.3.9 Software

The model was implemented with the Python language package for agroecological modelling *Tiko'n* (Malard et al., 2020), which is available under an open source license. *Tiko'n* version 3.0, commit bf4911a was used in this study. Full documentation is available at [tikon.readthedocs.io](http://tikon.readthedocs.io). All analyses were run using Python 3.7 (Python Software Foundation (PSF), 2019); see supplementary material for a copy of all code.

## 16.4 Results and discussion

### 16.4.1 Model construction

Table 16.2 summarises the model fit after calibration, while Figure 16.2 shows the output of the calibrated model and the relevant field observations. Overall, *O. arenosella* showed better fit than the parasitoids. Visual inspection of the model outputs confirms that the relevant population dynamics were well captured by the model. Stages with poor indices of model fit (e.g., *O. arenosella* juvenile 2) are generally explained by a slight misfit in the timing of the population peaks, which, given their steep slopes, leads to large decreases in NSE and  $R^2$  scores.

Table 16.2: Model fit statistics after calibration.

Organism	Life stage	NSE	$R^2$
<i>O. arenosella</i>	Juvenile 1	0.76	0.79
	Juvenile 2	-0.03	0.25
	Juvenile 3	0.45	0.53
	Juvenile 4	0.57	0.64
	Juvenile 5	0.60	0.64
	<i>Juvenile (average)</i>	<i>0.47</i>	<i>0.57</i>
	Pupa	0.60	0.69
Larval parasitoid	Juvenile	0.16	0.75
Pupal parasitoid	Juvenile	0.45	0.57
<b>Model average</b>		<b>0.44</b>	<b>0.61</b>

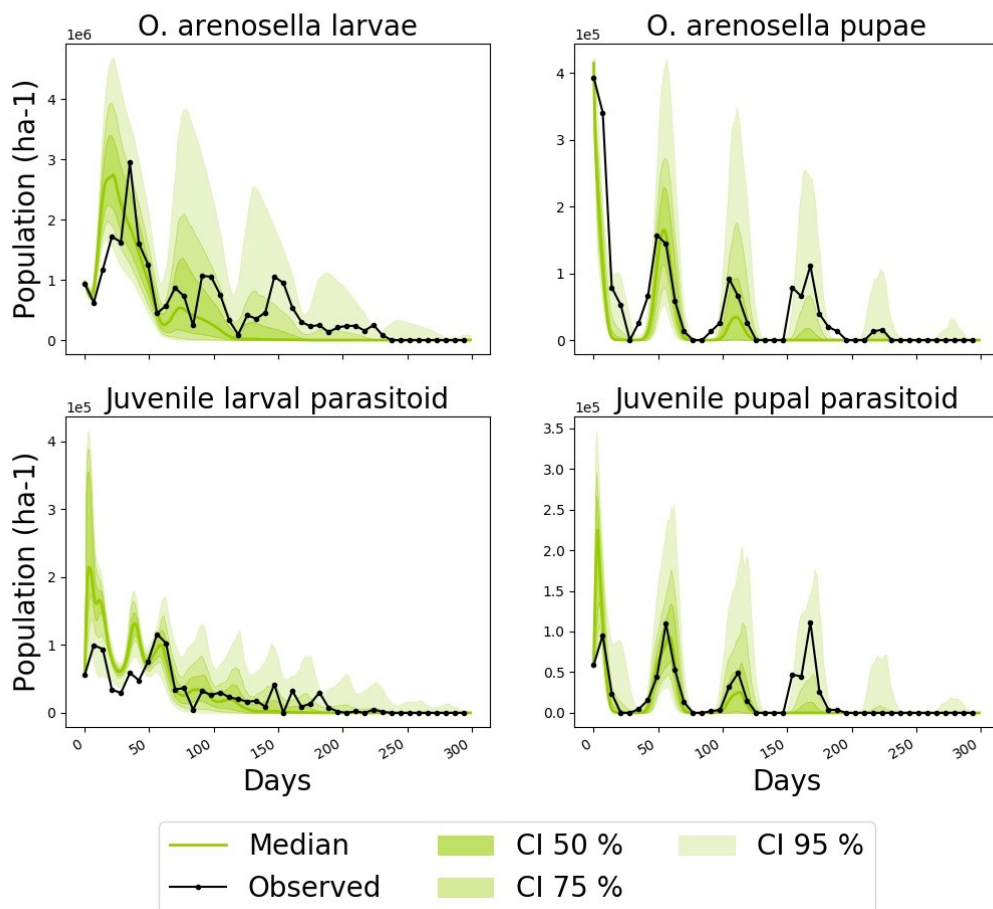


Figure 16.2: Simulated and observed data for various insect life stages in the model. CI: Confidence interval.

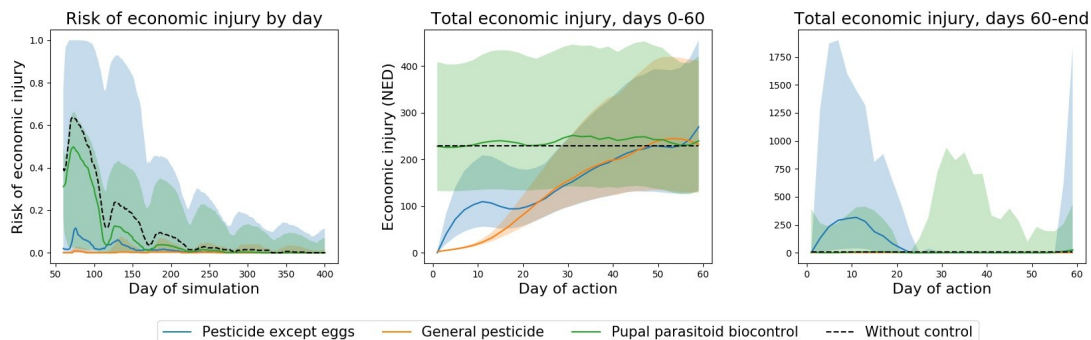
### 16.4.2 Pesticides, biocontrol and stability

The term *biocontrol* may mean classical biocontrol, where a species is introduced to a new geographical range (usually in an attempt to control an introduced pest), as well as inundative biocontrol, where a predatory species already present is released in large quantities in an effort to boost its effectiveness and tip food web dynamics against the pest of concern (Shaw and Hatcher, 2017). In this paper, we use the term biocontrol to refer to the latter definition, as all parasitoids released into the field were already naturally present.

Chemical control always leads, unsurprisingly, to immediate impact, with no risk of pest population levels above the economic injury level (EIL) in the days following applications. These initial successes, however, are followed by high risk of resurgence over the next five months in the case of pesticides that were not equally lethal to all insect life stages. Biocontrol is instead characterised by a gradual decrease in the risk of population levels

exceeding the EIL over time, generally below the no control scenario (Figure 16.3). These results are broadly consistent with those reported in the field study of Rao et al. (2018), inasmuch as comparison is possible with a field study where detailed population structure (initial or after treatment) was not given. In this simulation study, the risk of *O. arenosella* exceeding the EIL after 6 months ranges from 0 to approximately 30%, while in the field study different fields showed larval populations either at 0 or else slightly above the EIL.

#### Efficiency and risk of fixed-day control strategies



*Figure 16.3: Left: probability of exceeding economic injury level over time for biocontrol with pupal parasitoids (green), a pesticide equally effective across all life stages (orange), and a pesticide affecting all but egg life stages (blue); other selective pesticides displayed similar dynamics and are not shown here. Shaded regions indicate 95% of the range of results from applying the same control measure at different dates. Middle and right: (smoothed) total economic injury with each control measure over the first 60 days (middle) and after the first 60 days (right) of simulation according to the day the control measure was applied; shaded areas indicate the 95% confidence interval. The dotted line in all graphs denotes the natural evolution of the outbreak risk or injury level when no control measures were applied.*

Both the risk of inducing pest resurgence in the case of chemical control and the probability of success in biocontrol are highly dependent on the day of intervention, though the greatest uncertainty is seen in the case of the selective pesticide, as shown in Figure 16.3 (middle and right). The horizontal dotted line indicates the damage incurred over the corresponding time frame in the base (no control) scenario; runs below this line indicate better control than the base case and runs above indicate worse control. In the case of a generally lethal pesticide, where no resurgence is seen, potential damage over the first 60 days increases gradually as the treatment date is delayed. While biological control is mostly inefficient in controlling the outbreak over this period (given the time scale necessary for parasitoids to reproduce and kill their hosts), its performance over the longer term is markedly better. Several application days yield similar control as pesticide applications, while the overall risk of damage also tends to be lower than that of selective pesticides. Although

the benefits of the control action occur later, they, importantly, never lead to significant pest resurgence.

These modelling results highlight fundamental differences between biological and chemical pest control that have been observed in the field. They support the large body of theoretical and empirical evidence (Dutcher, 2007; Guedes et al., 2016; Tang et al., 2013; Torres and Bueno, 2018) that pesticides can induce pest resurgence through their indirect impacts on other components of the food web. While they guarantee short-term relief from pest damage, this comes at a significant date-dependent risk of rebound, again supporting previous empirical results (Cohen et al., 1994; Guedes et al., 2016). Induced outbreaks were also highly synchronised by date of pesticide application rather than day of year, indicating that pesticide application did not merely accentuate inherent cycles but rather re-synchronised the entire system and led to new, periodic outbreak risks. From an economic point of view, such resurgences increase the risk of pesticide “lock-in” (Flor et al., 2019), also referred to as the “pesticide treadmill” (Weddle et al., 2009), where initial pesticide use in itself generates the necessity for further applications. Depending on the pesticide in question, such situations can carry significant environmental and human health risks, in addition to their economic costs for farmers.

On the other hand, biological control was associated with very little risk of worsening a pest outbreak but provided benefits only over the long term (which also increases the practical risk of realising too late that an intervention was not successful). Once an outbreak has started, the time lag in results for biological control inevitably leads to more short-term crop damage than chemical control, no matter the biocontrol strategy, highlighting the importance for biocontrol programs to proactively monitor pests and beneficial insects and plan interventions accordingly.

### **16.4.3 Ecological threshold-based management**

The DDS algorithm used to optimise the days for optimal biocontrol converged quite rapidly, well within the 500 iterations of the model used. Figure 16.4 shows the convergence of the algorithm for both the larval and pupal parasitoid biocontrol options.

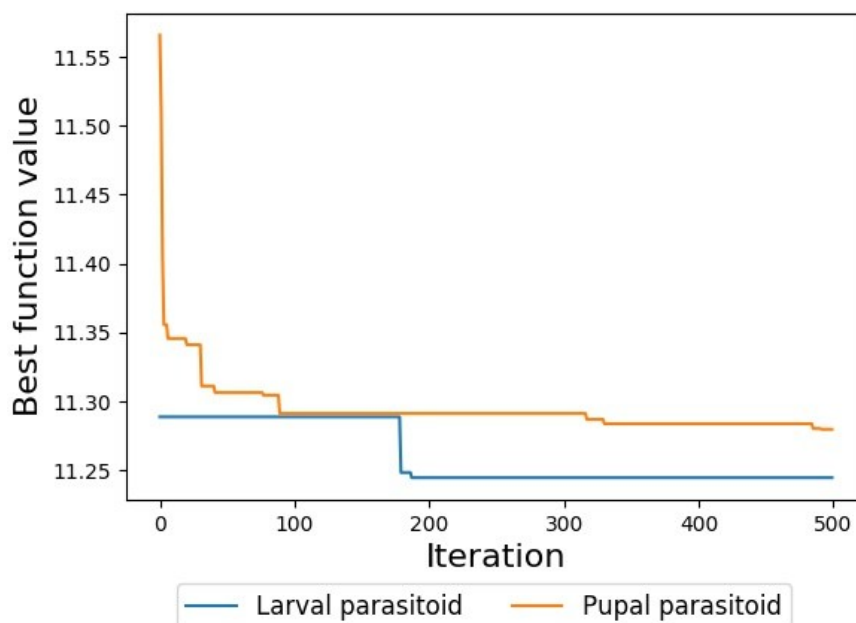


Figure 16.4: Convergence of DDS algorithm (shown according to cumulative best objective function value) for optimal release day selection for both larval and pupal parasitoid biocontrol options. The objective function to minimise was the log of the Normalised Economic injury level-Days (NED) to the crop.

In the case of both types of parasitoids, food web model-optimised application dates provided both lower economic injury risk and much lower uncertainty in expected results than either fixed date or threshold-based control measures (Figure 16.5, top), even though the total number of parasitoids released was kept constant between fixed-date and optimised date runs. The usefulness of economic thresholds, however, varied widely between the two parasitoid species; for larval parasitoids this approach led to results marginally better than those of a single fixed-date application, while, in the case of pupal parasitoids, it led to significantly greater risk of crop economic injury than in the fixed-date case. That is to say, releasing pupal parasitoids when the pest pupal population reaches a certain threshold generally leads to worse results than those obtained from a single randomly chosen release date.

## Efficiency of biocontrol strategies

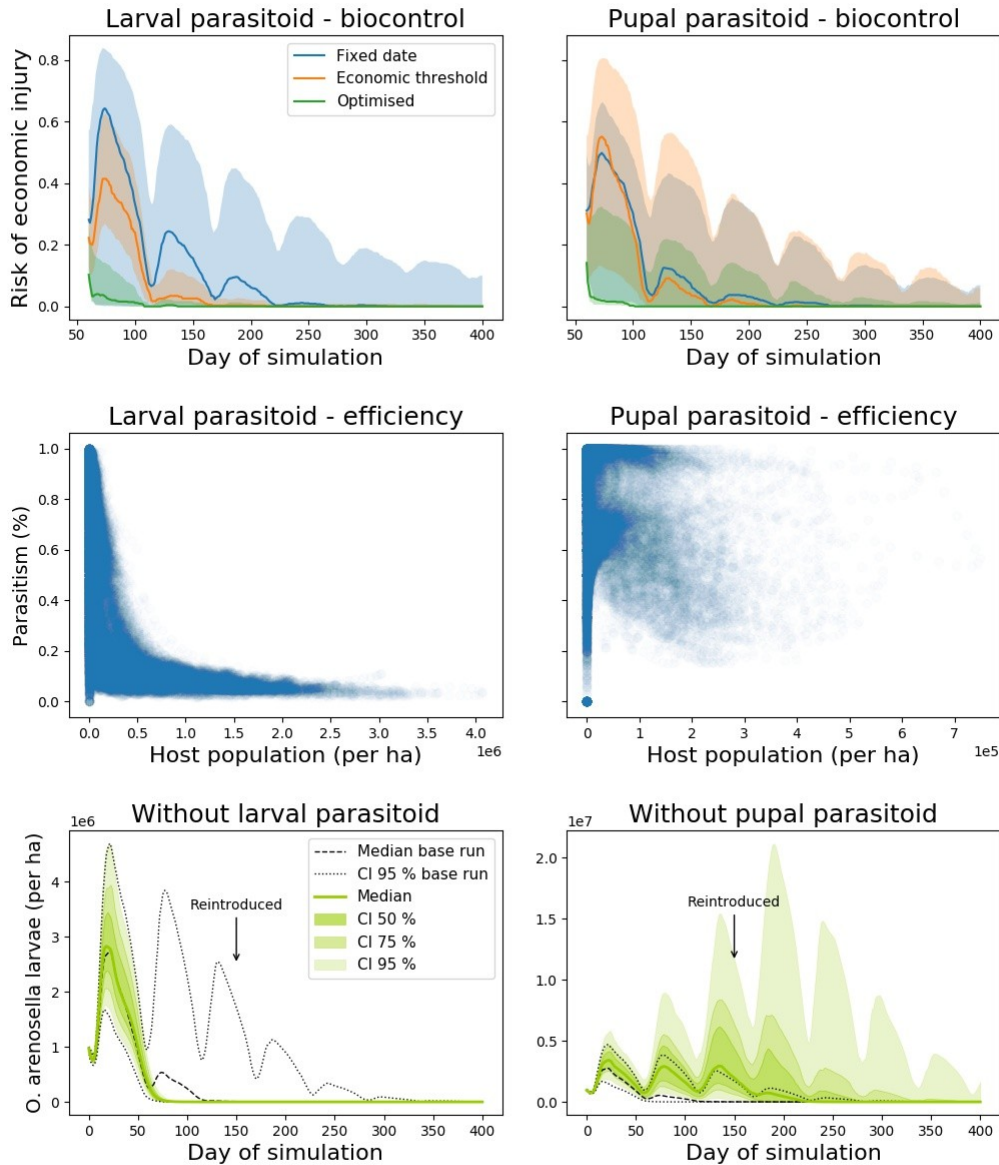


Figure 16.5: Comparison of two parasitoid species' impact on the food web system. Top: Risk of pest levels above the economic injury level over time, with a single calendar-based application (blue), threshold-based applications (orange), or model-optimised application dates (green) of either pupal or larval parasitoids. Shaded areas represent the 90% confidence interval of expected outcomes obtained from different application dates or threshold values. Middle: Relationship between parasitism level and host population for both parasitoids in the no control scenario. Bottom: Impact of temporarily removing each parasitoid on the dynamics of *O. arenosella* larval populations. CI indicates confidence interval.

The use of food web modelling allows for more in-depth investigation of the causes of the differences between the two parasitoids. As shown in the middle row of Figure 16.5,

parasitism rates by the larval parasitoid are inversely related to the larval populations; that is, the prey and predator population cycles are desynchronised. In such a situation, the use of thresholds to boost predator populations once prey starts to rise makes ecological sense. No such relationship was observed in the case of the more efficient pupal parasitoids, however, where parasitism levels were apparently not as limited by parasitoid populations at the onset of prey outbreaks.

The effect of temporarily removing either parasitoid species was also tested. Counterintuitively, the absence of the larval parasitoid led to greatly increased pupal parasitoid activity (through a longer availability of pupal hosts) and a subsequently rapid control of the pest outbreak. On the other hand, larval parasitoids alone were unable to control the prey population, which increased uncontrolledly until pupal parasitoids were reintroduced (Figure 16.5, bottom). The predator-prey cycles observed between larval parasitoids and their host were therefore integral to maintaining discrete population cycles in the larval host and, by consequence, in reducing the efficiency of the associated pupal parasitoid.

Overall, throughout both chemical and biological control interventions, early treatment and lower action thresholds are not synonymous with better control, and complex interactions between even the relatively small number of species present often lead to unexpected behaviour. We therefore propose, instead of date or population threshold-based applications, the use of *ecological action thresholds*, which we define as food web states which, based on field population dynamics data of both pest and beneficial insect populations and agroecological food web modelling, are likely to lead to undesirable pest levels within a timeframe of agronomic importance. We propose that integrated pest management actions and their timing be optimised according to food web dynamics modelling to minimise both costs and the long-term risk of pest damage to the crop.

A critical question remaining is to what extent the results obtained from the present study are generalisable to different food web structures, and whether functional roles of their component species and general responses of the webs to the same pressures or management regimes will be fundamentally similar or divergent. We hope that the methodology presented here will be applied more widely, with more extensive data sets from diverse environments that can bring agroecological modelling to a level where short and medium-term predictions can be generated for a variety of agroecosystems (González-Chang et al., 2016).



In addition, the current study used a mean-field approach, which assumes homogenous insect distribution across the study site. This limitation prevents the model from representing the spatial dynamics of host-parasitoid dynamics, including potential impacts of different or non-homogenous release points for biocontrol. Future studies with spatially explicit datasets could make use of *Tiko'n's* multi-field functionalities to divide the study region into different sub-fields and consider insect migration between regions. It is also important to note that, when using modelling results as a decision support tool, economic considerations (the cost of an action and the associated expected reduction in risk of economic loss to the crop) must also be taken into consideration.

## **16.5 Conclusion**

Environmental management models are crucial to our understanding of our impacts on the natural world and to decision-making. From global climate change models to hydrological and crop models, simulation scenarios have found applications from optimisation of crop management to flood and drought early warning systems to predictions of climate change impacts on food supply and opportunities for adaptation. We hope that the development of field data-based agroecological food web models will similarly stimulate research and more informed decision-making in all aspects of the very complicated systems that are agroecosystems.

## **16.6 Declaration of Competing Interest**

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

## **16.7 Author contributions**

JM designed the study, developed the model, analysed the data and wrote the paper. MR contributed to software development, while JBN contributed to the mathematical foundations of the model. JA, HMQ, AN, HT, and LAR supervised the research project.

## **16.8 Acknowledgements**

This research was supported by an NSERC Discovery Grant (Grant number: RGPIN-2015-05554) held by Jan Adamowski, as well as an FQRNT Bourse de 3e cycle, a Bourse du CRDI aux chercheurs candidats au doctorat (Award number 107759-99906075-017), a Bourse d'études supérieures du Canada Vanier and a Supplément pour études à l'étranger

Michael-Smith (Programme de bourses d'études supérieures du Canada) scholarship held by Julien Malard.

## 16.9 Appendix A : Supplementary data

Supplementary data associated with this article can be found, in the online version, at <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.108961>.

## 16.10 References

Cohen, J.E., Schoenly, K., Heong, K.L., Justo, H., Arida, G., Barrion, A.T., Litsinger, J.A., 1994. A Food Web Approach to Evaluating the Effect of Insecticide Spraying on Insect Pest Population Dynamics in a Philippine Irrigated Rice Ecosystem. *J. Appl. Ecol.* 31, 747–763. <https://doi.org/10.2307/2404165>.

Dutcher, J.D., 2007. A review of resurgence and replacement causing pest outbreaks in IPM. *General Concepts in Integrated Pest and Disease Management* 27–43. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6061-8\\_2](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6061-8_2).

FAO, IFAD, UNICEF, WFP, WHO (Eds.), 2018. Building climate resilience for food security and nutrition, *The state of food security and nutrition in the world*. FAO, Rome.

Flor, R.J., Maat, H., Hadi, B.A.R., Kumar, V., Castilla, N., 2019. Do field-level practices of Cambodian farmers prompt a pesticide lock-in? *Field Crops Res.* 235, 68–78. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2019.02.019>.

Gagic, V., Tschamtko, T., Dormann, C.F., Gruber, B., Wilstermann, A., Thies, C., 2011. Food web structure and biocontrol in a four-trophic level system across a landscape complexity gradient. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 278, 2946–2953. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.2645>.

González-Chang, M., Wratten, S.D., Lefort, M.-C., Boyer, S., 2016. Food webs and biological control: A review of molecular tools used to reveal trophic interactions in agricultural systems. *Food Webs, Molecular and isotopic approaches to food webs in agroecosystems* 9, 4–11. <https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2016.04.003>.

- Guedes, R.n.c., Smagghe, G., Stark, J. d., Desneux, N., 2016. Pesticide-Induced Stress in Arthropod Pests for Optimized Integrated Pest Management Programs. *Annu. Rev. Entomol.* 61, 43–62. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-010715-023646>.
- Higley, L.G., Peterson, R.K.D., 2008. Economic decision rules for IPM. *Integrated Pest Management: Concepts, Tactics, Strategies and Case Studies*, pp. 25–32. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511626463.004>.
- Son, Y., Nadel, H., Baek, S., Johnson, M., Morgan, D., 2012. Estimation of developmental parameters for adult emergence of *Gonatocerus morgani*, a novel egg parasitoid of the glassy-winged sharpshooter, and development of a degree-day model. *Biol. Control* 60 (3), 233–240. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2011.04.008>.
- Srinivasa Murthy, K., Venkatesan, T., Jalali, S.K., 2002. Development of *Brachymeria nephandidis* Gahan (Hymenoptera: chalcididae) on artificial diet reared *Opisina arenosella* Walker. *Proc. Symp. Biol. Control Lepidopteran Pests*.
- Kadoya, T., McCann, K.S., 2015. Weak Interactions and Instability Cascades. *Sci. Rep.* 5, 12652. <https://doi.org/10.1038/srep12652>.
- Lohaus, K., Vidal, S., Thies, C., 2013. Farming practices change food web structures in cereal aphid–parasitoid–hyperparasitoid communities. *Oecologia* 171, 249–259. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2387-8>.
- Macfadyen, S., Gibson, R., Polaszek, A., Morris, R.J., Craze, P.G., Planqué, R., Symondson, W.O.C., Memmott, J., 2009. Do differences in food web structure between organic and conventional farms affect the ecosystem service of pest control? *Ecol. Lett.* 12, 229–238. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01279.x>.
- Macneale, K.H., Spromberg, J.A., Baldwin, D.H., Scholz, N.L., 2014. A Modeled Comparison of Direct and Food Web-Mediated Impacts of Common Pesticides on Pacific Salmon. *PLOS ONE* 9, e92436. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0092436>.
- Malard, J., 2019. Tiko'n. <https://tikon.readthedocs.io>.

- Malard, J., Adamowski, J., Rojas Díaz, M., Bou Nassar, J. (جسيكا بو نصار), Anandaraja, N. (நல்லுசாமி ஆனந்தராஜா), Tuy, H., Arévalo-Rodríguez, L.A., Melgar-Quiñonez, H., 2020. Development of a new modular software tool for agroecological food web model development: Tiko'n. Eur. J. Agron., 16, 126033. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126033>.
- Moore, J.C., 1994. Impact of agricultural practices on soil food web structure: Theory and application. Agric. Ecosyst. Environ., Soil Ecology of Conventional and Integrated Arable Farming Systems 51, 239–247. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(94\)90047-7](https://doi.org/10.1016/0167-8809(94)90047-7).
- Muller, A., Schader, C., El-Hage Scialabba, N., Brüggemann, J., Isensee, A., Erb, K.-H., Smith, P., Klocke, P., Leiber, F., Stolze, M., Niggli, U., 2017. Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture. Nat. Commun. 8, 1290. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01410-w>.
- Muralimohan, K., Ramkumar, Srinivasa, Y.B., 2008. Natural parasitization and biological control: case of the coconut caterpillar. Curr. Sci. 95, 1478–1482.
- Rao, Nagulapati Chalapathi, Nischala, A., Ramanandam, G., Maheswarappa, H.P., 2018. Biological suppression of coconut black headed caterpillar *Opisina arenosella* outbreak in East Godavari district of Andhra Pradesh-eco friendly technology. Curr. Sci. 115, 1588–1594.
- Perera, P.a.C.R., 1977. A technique for laboratory mass-breeding of *Eriborus Trochanteratus* [Hym. : Ichneumonidae] a parasite of the coconut caterpillar, *Nephantis seronipa* [Lep. : Xylorictidae]. Entomophaga 22, 217–221.
- Perera, P.a.C.R., Hassell, M.P., Godfray, H.C.J., 1988. Population dynamics of the coconut caterpillar, *Opisina arenosella* Walker (Lepidoptera: Xyloryctidae), in Sri Lanka. Bull. Entomol. Res. 78, 479–492. <https://doi.org/10.1017/S0007485300013237>.
- Pimentel, D., Edwards, C.A., 1982. Pesticides and Ecosystems. BioScience 32, 595–600. <https://doi.org/10.2307/1308603>.

- Pocock, M.J.O., Evans, D.M., Memmott, J., 2012. The robustness and restoration of a network of ecological networks. *Science* 335, 973–977. <https://doi.org/10.1126/science.1214915>.
- Pretty, J., 2018. Intensification for redesigned and sustainable agricultural systems. *Science* 362, eaav0294. <https://doi.org/10.1126/science.aav0294>.
- Python Software Foundation (PSF), 2019. Python. Rasche, L., Taylor, R., 2019.
- EPIC-GILSYM: Modelling crop-pest insect interactions and management with a novel coupled crop-insect model. *J. Appl. Ecol.* <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13426>.
- Rohatgi, A., 2019. WebPlotDigitizer. Rooney, N., McCann, K.,
- Gellner, G., Moore, J.C., 2006. Structural asymmetry and the stability of diverse food webs. *Nature* 442, 265. <https://doi.org/10.1038/nature04887>.
- Sanders, D., Thébault, E., Kehoe, R., van Veen, F.J.F., 2018. Trophic redundancy reduces vulnerability to extinction cascades. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 115, 2419–2424. <https://doi.org/10.1073/pnas.1716825115>.
- Savary, S., Willocquet, L., Pethybridge, S.J., Esker, P., McRoberts, N., Nelson, A., 2019. The global burden of pathogens and pests on major food crops. *Nat. Ecol. Evol.* 3, 430–439. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0793-y>.
- Seufert, V., Ramankutty, N., Foley, J.A., 2012. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* 485, 229–232. <https://doi.org/10.1038/nature11069>.
- Shameer, K.S., Nasser, M., Mohan, C., Hardy, I.C.W., 2018. Direct and indirect influences of intercrops on the coconut defoliator *Opisina arenosella*. *J. Pest Sci.* 91, 259–275. <https://doi.org/10.1007/s10340-017-0904-6>.
- Shaw, R.H., Hatcher, P.E., 2017. Weed Biological Control. *Weed Research: Expanding Horizons* 215–243. <https://doi.org/10.1002/9781119380702.ch8>.
- Stern, V., Smith, R., Van Den Bosch, R., Hagen, K., 1959. The integrated control concept. *Hilgardia* 29, 81–101.

- Tang, S., Liang, J., Tan, Y., Cheke, R.A., 2013. Threshold conditions for integrated pest management models with pesticides that have residual effects. *J. Math. Biol.* 66, 1–35. <https://doi.org/10.1007/s00285-011-0501-x>.
- Tolson, B.A., Shoemaker, C.A., 2007. Dynamically dimensioned search algorithm for computationally efficient watershed model calibration. *Water Resour. Res.* 43. <https://doi.org/10.1029/2005WR004723>.
- Torres, J.B., Bueno, A.D.F., 2018. Conservation biological control using selective insecticides – A valuable tool for IPM. *Biol. Control* 126, 53–64. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2018.07.012>.
- Weddle, P.W., Welter, S.C., Thomson, D., 2009. History of IPM in California pears—50 years of pesticide use and the transition to biologically intensive IPM. *Pest Manag. Sci.* 65, 1287–1292. <https://doi.org/10.1002/ps.1865>.
- Zeng, N., Zhao, F., Collatz, G.J., Kalnay, E., Salawitch, R.J., West, T.O., Guanter, L., 2014. Agricultural Green Revolution as a driver of increasing atmospheric CO<sub>2</sub> seasonal amplitude. *Nature* 515, 394–397. <https://doi.org/10.1038/nature13893>.

## **17 Chapitre 17 : Conclusion**

L'agriculture à petite échelle est centrale à la question de l'alimentation durable de l'humanité, et demeure particulièrement importante au bien-être de nombreuses communautés et régions Indigènes. Ces systèmes, cependant, font face à de nombreux enjeux d'ordre socioéconomique, climatique et environnemental, tel le témoignent les hauts taux d'insécurité alimentaire et de malnutrition au sein de ces communautés. Face à la complexité de ces enjeux, la modélisation informatique peut faciliter l'apprentissage participatif en vue du développement de meilleures solutions pour assurer la performance et la durabilité des systèmes agricoles à petite échelle. Cette thèse présente des lacunes d'ordre méthodologique, suivi de solutions, dans le domaine de la modélisation des systèmes agricoles à petite échelle, et ce, sous deux grands thèmes : 1) la modélisation, axée sur la méthodologie des dynamiques des systèmes, des interactions entre environnement, société et économie au long terme, et 2) la modélisation des dynamiques populationnelles des réseaux trophiques agroécologiques à court et moyen terme.

### **17.1 Récapitulation des contributions**

Cette thèse apporte plusieurs nouvelles contributions au domaine de la modélisation des systèmes agricoles dans le cadre des dynamiques de l'agriculture à petite échelle. Du côté des dynamiques socioéconomiques et environnementales, la thèse développa et appliqua une méthodologie participative de la modélisation des dynamiques des systèmes à deux différents systèmes agricoles Indigènes à petite échelle au Guatemala, l'un (Chiche', K'iche') suivant un modèle de développement axé sur l'autosuffisance, l'autre (Concepción, Tz'olöj Ya') suivant un modèle de développement orienté vers la production agricole commerciale. Les contributions de cette étude incluent :

1. L'utilisation de la modélisation participative des dynamiques des systèmes afin de comparer des systèmes agricoles Indigènes à petite échelle, y compris des nouvelles méthodologies pour la construction, la calibration et la validation de ces modèles dans des conditions de manque de données temporelles. En outre, les résultats de la méthode participative indiquent qu'un système socioéconomique axé sur l'agriculture commerciale est moins vulnérable aux fluctuations des emplois et aux sécheresses au court terme qu'un système axé sur l'autosuffisance, au prix toutefois d'une vulnérabilité accrue envers les marchés agricoles et la dégradation environnementale

au long terme. De même, la nouvelle méthodologie de calibration spatiale, axée sur l'inférence bayésienne hiérarchique, permet de calibrer et de valider le comportement du modèle des dynamiques des systèmes même dans l'absence de bases de données à haute résolution temporelle. Cette méthodologie, de manière plus générale, ouvre la porte à la calibration axée sur les données des modèles des dynamiques des systèmes socioenvironnementaux pour lesquels peu de données sont disponibles. Jusqu'à date, la calibration de tels modèles devait se baser uniquement sur les opinions des experts ou des suppositions et approximations de la part des chercheuses et chercheurs.

2. Le premier outil générique pour coupler les modèles socioéconomiques des dynamiques des systèmes aux modèles physiques de l'environnement. La modélisation des dynamiques des systèmes, très utile lors de la modélisation participative des dynamiques socioéconomiques, ne s'adapte pas facilement à la représentation des processus physiques complexes, pour lesquels existent justement un grand nombre de modèles spécialisés. Le nouvel outil informatique présenté par cette thèse facilite de manière importante le processus de couplage et permet ainsi l'inclusion des processus physiques environnementaux complexes au sein des projets de modélisation participative des dynamiques des systèmes par l'entremise de modèles externes déjà développés et validés.
3. L'application d'un modèle couplé (comportant un modèle socioéconomique des dynamiques des systèmes connecté à un modèle externe de croissance des cultures) à l'analyse des systèmes agroalimentaires des régions du Tz'olöj Ya' et du K'iche' au Guatemala. Les prévisions du modèle suggèrent que les changements climatiques posent un défi important envers la sécurité alimentaire au Guatemala, et que les interventions d'ordre socioéconomique, en tout particulier celles qui visent à diminuer les inégalités, pourraient s'avérer très efficaces non seulement envers les enjeux d'ordre socioéconomique (telles la pauvreté, la migration ou l'éducation) mais aussi envers les problèmes environnementaux (telle la déforestation). De même, les résultats suggèrent que les actions généralement privilégiées lors des programmes d'intervention, tel le contrôle de la fertilité et la reforestation, risquent de ne pas donner les résultats escomptés à moins que des actions soient également prises afin de résoudre les conditions socioéconomiques sous-jacentes qui alimentent ces problématiques.



Du côté de la modélisation des dynamiques populationnelles des réseaux trophiques, cette thèse présente :

1. Un cadre unifié pour la modélisation des réseaux trophiques agroécologiques, suivi du premier outil informatique générique qui l'implémente.
2. Plusieurs contributions au domaine de la modélisation de la prédation dans les réseaux trophiques, notamment :
  - i. Une série de critères théoriques pour vérifier la cohérence mathématique des équations de prédation dans le cadre de la modélisation à temps discret.
  - ii. Une démonstration qu'aucune équation recensée dans la littérature ne répond à ces critères, ce qui indique qu'aucune d'entre elles ne devrait être utilisée lors d'études de modélisation à temps discret (tel est le cas dans la quasi-totalité des modèles des dynamiques populationnelles des réseaux trophiques présentés dans la littérature).
  - iii. Une nouvelle équation de la prédation qui répond à ces critères et qui offre de meilleurs résultats empiriques en comparaison aux autres équations disponibles dans la littérature.
3. Une application de la modélisation des réseaux trophiques agroécologiques pour la planification et l'évaluation de la durabilité de différentes stratégies de gestion des ravageurs avec une étude de cas au Sri Lanka. Les résultats indiquent que la gestion biologique des ravageurs par l'entremise de l'application de leurs ennemis naturels offre un contrôle moins rapide que celui offert par le chimique mais, toutefois, à un risque bien moindre de résurgence du ravageur à court et moyen terme. Cette thèse représente donc la première confirmation théorique, à base d'un modèle calibré des réseaux trophiques agroécologiques, des mécanismes écologiques derrière le phénomène observé de la résurgence des ravageurs suite à un traitement de contrôle chimique. En outre, les résultats suggèrent que l'optimisation des décisions de contrôle biologique, en l'occurrence, le jour de contrôle, selon la modélisation des dynamiques des réseaux trophiques pourrait s'avérer plus efficace que le contrôle selon les seuils d'action économiques, présentement considéré comme pratique de gestion optimale.

## 17.2 Recommandations pour la recherche future

Les contributions apportées par cette thèse ouvrent également la porte à de nouvelles avenues de recherche sur les systèmes agricoles à petite échelle. Du côté de la modélisation des dynamiques des systèmes, le domaine pourrait bénéficier du développement d'outils à source ouverte pour la construction de ces modèles, ceux-ci étant pour l'instant restreints par l'utilisation obligatoire d'un nombre limité de logiciels propriétaires. Un tel effort pourrait également aider à avancer la cause de la modélisation participative i) en favorisant un environnement de modélisation dans le navigateur (pour faciliter l'accès au modèle pour les parties prenantes qui n'ont que accès à un dispositif électronique cellulaire), ii) en augmentant l'utilisation des technologies de collaboration hors ligne pour faciliter l'application dans des régions où la connexion à l'internet demeure faible ou coûteuse et iii) en offrant une interface qui facilite la traduction et la collaboration multilingue avec les modèles des dynamiques des systèmes afin d'encourager l'inclusion raciale, ethnique et du genre au sein de ces projets participatifs. La recherche plus approfondie au sujet des méthodologies pour favoriser l'inclusion des parties prenantes marginalisées au cours des projets de modélisation de groupe est aussi d'une importance critique en ce moment.

Du côté de la modélisation des réseaux trophiques agroécologiques, les thèmes suivants pourraient s'avérer d'un intérêt particulier à l'avancement du domaine. 1) Le développement de meilleurs algorithmes de calibration pour le contexte des modèles dynamiques pourrait accélérer le processus de développement et de calibration des modèles. Les algorithmes présentement disponibles furent développés dans le cadre de la modélisation hydrologique, laquelle implique rarement une génération endogène des dynamiques des résultats (c'est-à-dire, les fluctuations des résultats, tels les débits fluviaux, proviennent généralement d'une fluctuation correspondante auprès des données d'entrée, telle la précipitation). Ces algorithmes, par contre, semblent s'adapter difficilement au contexte de la calibration des modèles dont les dynamiques dépendent de grande partie de la structure interne du système lui-même, et de nouveaux algorithmes développés spécifiquement pour ce domaine pourraient faciliter le processus de calibration automatique. Entre autres, les méthodes de calibration selon le comportement du modèle (Yaman Barlas et Kanar 2000; Yücel et Barlas 2011; Hekimoğlu et Barlas 2016) qui furent développées dans le contexte des modèles des dynamiques des systèmes pourraient être adaptées au contexte agroécologique, de même que les algorithmes évolutionnaires d'optimisation multi-objectif (Zhou et al. 2011). Ces développements pourraient également se voir accompagnés de nouvelles mesures

d'ajustement du modèle qui prendraient en compte non seulement la prévision médiane ou moyenne du modèle, sinon toute l'incertitude stochastique associée à cette prévision. 2) Le développement de bases de données standardisées pour les réseaux trophiques accélérerait le développement et la comparaison entre les modèles des réseaux trophiques. Ceci pourrait s'intégrer avec le développement d'une interface graphique pour le logiciel *Tiko'n* afin de faciliter son application par les personnes qui ne sont pas si confortables au sujet de la programmation informatique. 3) L'intégration des modèles des dynamiques trophiques agroécologiques avec des systèmes d'aide à la décision pour les petits exploitants agricoles selon une infrastructure informatique distribuée et décentralisée pourrait faciliter l'application de ces modèles à la prise des décisions au jour le jour dans la vraie vie, et possiblement même faciliter l'échange de connaissances et de technologies développées localement entre les individus et les communautés agricoles.

## 18 Références générales

- Abrams, P.A. 2015. « Why ratio dependence is (still) a bad model of predation ». *Biological Reviews* 90 (3): 794-814. <https://doi.org/10.1111/brv.12134>.
- Abrams, P.A., et L.R. Ginzburg. 2000. « The nature of predation: Prey dependent, ratio dependent or neither? » *Trends in Ecology and Evolution* 15 (8): 337-41. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)01908-X](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)01908-X).
- Abrams, Peter A. 1994. « The Fallacies of “Ratio-Dependent” Predation ». *Ecology* 75 (6): 1842-50. <https://doi.org/10.2307/1939644>.
- Afidchao, Miladis M., C.J.M. Musters, Ada Wossink, Orlando F. Balderama, et Geert R. de Snoo. 2014. « Analysing the Farm Level Economic Impact of GM Corn in the Philippines ». *NJAS - Wageningen Journal of Life Sciences* 70-71 (décembre): 113-21. <https://doi.org/10.1016/j.njas.2014.05.008>.
- Akcakaya, H. Resit, Roger Arditi, et Lev R. Ginzburg. 1995. « Ratio-Dependent Predation: An Abstraction That Works ». *Ecology* 76 (3): 995-1004. <https://doi.org/10.2307/1939362>.
- Ammar, M.E., et E.G.R. Davies. 2019. « On the accuracy of crop production and water requirement calculations: Process-based crop modeling at daily, semi-weekly, and weekly time steps for integrated assessments ». *Journal of Environmental Management* 238: 460-72. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.030>.
- Andrade-Piedra, J.L., G.A. Forbes, D. Shtienberg, N.J. Grünwald, M.G. Chacón, M.V. Taipe, R.J. Hijmans, et W.E. Fry. 2005. « Qualification of a plant disease simulation model: Performance of the LATEBLIGHT model across a broad range of environments ». *Phytopathology* 95 (12): 1412-22. <https://doi.org/10.1094/PHYTO-95-1412>.
- Angevin, F., G. Fortino, C. Bockstaller, E. Pelzer, et A. Messéan. 2017. « Assessing the sustainability of crop production systems: Toward a common framework? » *Crop Protection* 97: 18-27. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2016.11.018>.
- Arditi, Roger, et Lev R. Ginzburg. 1989. « Coupling in Predator-Prey Dynamics: Ratio-Dependence ». *Journal of Theoretical Biology* 139 (3): 311-26. [https://doi.org/10.1016/S0022-5193\(89\)80211-5](https://doi.org/10.1016/S0022-5193(89)80211-5).
- Arshad, Fatimah Mohamed, B.K. Bala, E.F. Alias, et Ibragimov Abdulla. 2015. « Modelling Boom and Bust of Cocoa Production Systems in Malaysia ». *Ecological Modelling* 309-310 (août): 22-32. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.03.020>.

- Badham, Jennifer, Sondoss Elsayah, Joseph H. A. Guillaume, Serena H. Hamilton, Randall J. Hunt, Anthony J. Jakeman, Suzanne A. Pierce, et al. 2019. « Effective Modeling for Integrated Water Resource Management: A Guide to Contextual Practices by Phases and Steps and Future Opportunities ». *Environmental Modelling & Software* 116 (juin): 40-56. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.02.013>.
- Bala, B.K., E.F. Alias, Fatimah M. Arshad, K.M. Noh, et A.H.A. Hadi. 2014. « Modelling of Food Security in Malaysia ». *Simulation Modelling Practice and Theory* 47 (septembre): 152-64. <https://doi.org/10.1016/j.simpat.2014.06.001>.
- Barlas, Y. 1989. « Multiple tests for validation of system dynamics type of simulation models ». *European Journal of Operational Research* 42 (1): 59-87. [https://doi.org/10.1016/0377-2217\(89\)90059-3](https://doi.org/10.1016/0377-2217(89)90059-3).
- Barlas, Yaman. 1996. « Formal Aspects of Model Validity and Validation in System Dynamics ». *System Dynamics Review* 12 (3): 183-210. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1727\(199623\)12:3<183::AID-SDR103>3.0.CO;2-4](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1727(199623)12:3<183::AID-SDR103>3.0.CO;2-4).
- Barlas, Yaman, et K Kanar. 2000. « A dynamic pattern-oriented test for model validation ». Dans . Bergen.
- Bastin, Lucy, Dan Cornford, Richard Jones, Gerard B.M. Heuvelink, Edzer Pebesma, Christoph Stasch, Stefano Nativi, Paolo Mazzetti, et Matthew Williams. 2013. « Managing Uncertainty in Integrated Environmental Modelling: The UncertWeb Framework ». *Environmental Modelling & Software* 39 (janvier): 116-34. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.02.008>.
- Beddington, J. R. 1975. « Mutual interference between parasites or predators and its effect on searching efficiency ». *The Journal of Animal Ecology* 44 (1): 331. <https://doi.org/10.2307/3866>.
- Betancourt, Michael, et Mark Girolami. 2015. « Hamiltonian Monte Carlo for Hierarchical Models ». Dans *Current Trends in Bayesian Methodology with Applications*, édité par Satyanshu Upadhyay, Umesh Singh, Dipak Dey, et Appaia Loganathan, 79-101. Chapman and Hall/CRC. <https://doi.org/10.1201/b18502-5>.
- Bieger, Katrin, Jeffrey G. Arnold, Hendrik Rathjens, Michael J. White, David D. Bosch, Peter M. Allen, Martin Volk, et Raghavan Srinivasan. 2017. « Introduction to SWAT+, A Completely Restructured Version of the Soil and Water Assessment Tool ». *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 53 (1): 115-30. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12482>.

- Bindi, M., T. Palosuo, M. Trnka, et M. Semenov. 2015. « Modelling climate change impacts on crop production for food security ». *Climate Research* 65: 3-5.  
<https://doi.org/10.3354/cr01342>.
- Blöschl, Günter, Marc F.P. Bierkens, Antonio Chambel, Christophe Cudennec, Georgia Destouni, Aldo Fiori, James W. Kirchner, et al. 2019. « Twenty-Three Unsolved Problems in Hydrology (UPH) – a Community Perspective ». *Hydrological Sciences Journal* 64 (10): 1141-58. <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1620507>.
- Bojórquez-Tapia, Luis A., Marco Janssen, Hallie Eakin, Andres Baeza, Fidel Serrano-Candela, Paola Gómez-Priego, et Yosune Miquelajauregui. 2019. « Spatially-explicit simulation of two-way coupling of complex socio-environmental systems: Socio-hydrological risk and decision making in Mexico City ». *Socio-Environmental Systems Modelling* 1 (mai). <https://doi.org/10.18174/sesmo.2019a16129>.
- Bousquet, F., J.-C. Castella, G. Trébuil, C. Barnaud, S. Boissau, et P.K. Suan. 2007. « Using multi-agent systems in a companion modelling approach for agro-ecosystem management in South-east Asia ». *Outlook on Agriculture* 36 (1): 57-62.  
<https://doi.org/10.5367/000000007780223650>.
- Breach, Patrick A., et Slobodan P. Simonovic. 2018. « Wastewater Treatment Energy Recovery Potential For Adaptation To Global Change: An Integrated Assessment ». *Environmental Management* 61 (4): 624-36. <https://doi.org/10.1007/s00267-018-0997-6>.
- Brisson, N, C Gary, E Justes, R Roche, B Mary, D Ripoche, D Zimmer, et al. 2003. « An Overview of the Crop Model Stics ». *European Journal of Agronomy, Modelling Cropping Systems: Science, Software and Applications*, 18 (3): 309-32.  
[https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00110-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00110-7).
- Butler, Cameron, et Jan Adamowski. 2015. « Empowering Marginalized Communities in Water Resources Management: Addressing Inequitable Practices in Participatory Model Building ». *Journal of Environmental Management* 153 (avril): 153-62.  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.02.010>.
- Cain, J., C. Batchelor, et D. Waughray. 1999. « Belief networks: A framework for the participatory development of natural resource management strategies ». *Environment, Development and Sustainability* 1 (2): 123-33.  
<https://doi.org/10.1023/A:1010033215125>.
- Candel, J.J.L. 2014. « Food security governance: A systematic literature review ». *Food Security* 6 (4): 585-601. <https://doi.org/10.1007/s12571-014-0364-2>.

- Chan, T, H Ross, B Powell, et S Hoverman. 2008. « Participatory approaches in developing a model to assist water resource management in a catchment in the Solomon Islands ». Dans , 850-57. Barcelona, Catalonia.
- Chapman, Alexander, et Stephen Darby. 2016. « Evaluating Sustainable Adaptation Strategies for Vulnerable Mega-Deltas Using System Dynamics Modelling: Rice Agriculture in the Mekong Delta's An Giang Province, Vietnam ». *Science of The Total Environment* 559 (juillet): 326-38. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.162>.
- Cohen, J. E., K. Schoenly, K. L. Heong, H. Justo, G. Arida, A. T. Barrion, et J. A. Litsinger. 1994. « A Food Web Approach to Evaluating the Effect of Insecticide Spraying on Insect Pest Population Dynamics in a Philippine Irrigated Rice Ecosystem ». *Journal of Applied Ecology* 31 (4): 747-63. <https://doi.org/10.2307/2404165>.
- Coyle, Geoff, et David Exelby. 2000. « The Validation of Commercial System Dynamics Models ». *System Dynamics Review* 16 (1): 27-41. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1727\(200021\)16:1<27::AID-SDR182>3.0.CO;2-1](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1727(200021)16:1<27::AID-SDR182>3.0.CO;2-1).
- Crowley, Philip H., et Elizabeth K. Martin. 1989. « Functional responses and interference within and between year classes of a dragonfly population ». *Journal of the North American Benthological Society* 8 (3): 211-21. <https://doi.org/10.2307/1467324>.
- DeAngelis, D. L., R. A. Goldstein, et R. V. O'Neill. 1975. « A Model for Tropic Interaction ». *Ecology* 56 (4): 881-92. <https://doi.org/10.2307/1936298>.
- Di Baldassarre, Giuliano, Murugesu Sivapalan, Maria Rusca, Christophe Cudennec, Margaret Garcia, Heidi Kreibich, Megan Konar, et al. 2019. « Sociohydrology: Scientific Challenges in Addressing the Sustainable Development Goals ». *Water Resources Research* 55 (8): 6327-55. <https://doi.org/10.1029/2018WR023901>.
- Diepen, C. A. van, J. Wolf, H. van Keulen, et C. Rappoldt. 1989. « WOFOST: A Simulation Model of Crop Production ». *Soil Use and Management* 5 (1): 16-24. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1989.tb00755.x>.
- Dooley, A. E., D. C. Smeaton, G. W. Sheath, et S. F. Ledgard. 2009. « Application of Multiple Criteria Decision Analysis in the New Zealand Agricultural Industry: APPLICATION OF MULTIPLE CRITERIA DECISION ANALYSIS ». *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis* 16 (1-2): 39-53. <https://doi.org/10.1002/mcda.437>.
- Ducrot, R., P.R. Jacobi, V. Barban, L. Clavel, M.E. Carmargo, Y.M.C. de Carvalho, T.J.F. Franca, S. Sendacz, et W.M.R. Gunther. 2008. « Elaboração multidisciplinar e participativa de jogos de papéis: Uma experiência de modelagem de acompanhamento

- em torno da gestão dos mananciais da Região Metropolitana de São Paulo ». *Ambiente e Sociedade* 11 (2): 355-72. <https://doi.org/10.1590/S1414-753X2008000200010>.
- Dutcher, J.D. 2007. « A review of resurgence and replacement causing pest outbreaks in IPM ». Dans *General Concepts in Integrated Pest and Disease Management*, 27-43. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6061-8\\_2](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6061-8_2).
- Egli, Lukas, Hanna Weise, Viktoriia Radchuk, Ralf Seppelt, et Volker Grimm. 2019. « Exploring Resilience with Agent-Based Models: State of the Art, Knowledge Gaps and Recommendations for Coping with Multidimensionality ». *Ecological Complexity*, Agent-based modelling to study resilience in socio-ecological systems, 40 (décembre): 100718. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2018.06.008>.
- Elsawah, Sondoss, Tatiana Filatova, Anthony J. Jakeman, Albert J. Kettner, Moira L. Zellner, Ioannis N. Athanasiadis, Serena H. Hamilton, et al. 2020. « Eight grand challenges in socio-environmental systems modeling ». *Socio-Environmental Systems Modelling* 2 (janvier): 16226. <https://doi.org/10.18174/sesmo.2020a16226>.
- Elsawah, Sondoss, Suzanne A. Pierce, Serena H. Hamilton, Hedwig van Delden, Dagmar Haase, Amgad Elmahdi, et Anthony J. Jakeman. 2017. « An overview of the system dynamics process for integrated modelling of socio-ecological systems: Lessons on good modelling practice from five case studies ». *Environmental Modelling & Software* 93 (juillet): 127-45. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.03.001>.
- FAO. 2014. « La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture 2014: Résumé ». <http://www.fao.org/3/a-i4036f.pdf>.
- . 2015. « Los Pueblos Indígenas y las Políticas Públicas de SAN en América Latina y el Caribe: Una visión regional ». <http://www.fao.org/3/a-i4678s.pdf>.
- Farmani, R., H.J. Henriksen, D. Savic, et D. Butler. 2012. « An evolutionary bayesian belief network methodology for participatory decision making under uncertainty: An application to groundwater management ». *Integrated Environmental Assessment and Management* 8 (3): 456-61. <https://doi.org/10.1002/ieam.192>.
- Flor, R.J., H. Maat, B.A.R. Hadi, V. Kumar, et N. Castilla. 2019. « Do field-level practices of Cambodian farmers prompt a pesticide lock-in? » *Field Crops Research* 235: 68-78. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2019.02.019>.
- Furber, A., W. Medema, et J. Adamowski. 2018. « Assessing the benefits of serious games to support sustainable decision-making for transboundary watershed governance ».



- Canadian Water Resources Journal* 43 (4): 401-15.  
<https://doi.org/10.1080/07011784.2018.1477628>.
- Gagic, Vesna, Teja Tschardt, Carsten F. Dormann, Bernd Gruber, Anne Wilstermann, et Carsten Thies. 2011. « Food web structure and biocontrol in a four-trophic level system across a landscape complexity gradient ». *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 278 (1720): 2946-53. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.2645>.
- Galan, M.B., D. Peschard, et H. Boizard. 2007. « ISO 14 001 at the Farm Level: Analysis of Five Methods for Evaluating the Environmental Impact of Agricultural Practices ». *Journal of Environmental Management* 82 (3): 341-52.  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.06.025>.
- González-Chang, Mauricio, Stephen D. Wratten, Marie-Caroline Lefort, et Stéphane Boyer. 2016. « Food webs and biological control: A review of molecular tools used to reveal trophic interactions in agricultural systems ». *Food Webs, Molecular and isotopic approaches to food webs in agroecosystems*, 9 (décembre): 4-11.  
<https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2016.04.003>.
- Gosselke, U., H. Triltsch, D. Roßberg, et B. Freier. 2001. « GETLAUS01—the Latest Version of a Model for Simulating Aphid Population Dynamics in Dependence on Antagonists in Wheat ». *Ecological Modelling* 145 (2): 143-57. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00386-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00386-6).
- Graeb, Benjamin E., M. Jahi Chappell, Hannah Wittman, Samuel Ledermann, Rachel Bezner Kerr, et Barbara Gemmill-Herren. 2016. « The State of Family Farms in the World ». *World Development* 87 (novembre): 1-15.  
<https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2015.05.012>.
- Gregersen, J. B., P. J. A. Gijsbers, et S. J. P. Westen. 2007. « OpenMI: Open Modelling Interface ». *Journal of Hydroinformatics* 9 (3): 175-91.  
<https://doi.org/10.2166/hydro.2007.023>.
- Groot, Jeroen C. J., Gerard J. M. Oomen, et Walter A. H. Rossing. 2012. « Multi-Objective Optimization and Design of Farming Systems ». *Agricultural Systems* 110 (juillet): 63-77. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2012.03.012>.
- Guedes, R.n.c., G. Smagghe, J.d. Stark, et N. Desneux. 2016. « Pesticide-Induced Stress in Arthropod Pests for Optimized Integrated Pest Management Programs ». *Annual Review of Entomology* 61 (1): 43-62. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-010715-023646>.

- Ha, Tuan M., Ockie J. H. Bosch, Nam C. Nguyen, et Chung T. Trinh. 2017. « System Dynamics Modelling for Defining Livelihood Strategies for Women Smallholder Farmers in Lowland and Upland Regions of Northern Vietnam: A Comparative Analysis ». *Agricultural Systems* 150 (janvier): 12-20.  
<https://doi.org/10.1016/j.agry.2016.09.008>.
- Halbe, Johannes, Claudia Pahl-Wostl, et Jan Adamowski. 2018. « A Methodological Framework to Support the Initiation, Design and Institutionalization of Participatory Modeling Processes in Water Resources Management ». *Journal of Hydrology* 556 (janvier): 701-16. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.09.024>.
- Harbaugh, Arlen W., Christian D. Langevin, Joseph D. Hughes, Richard G. Niswonger, et Leonard F Konikow. 2017. *MODFLOW-2005: USGS three-dimensional finite-difference groundwater model*. U.S. Geological Survey.  
<https://doi.org/10.5066/F7RF5S7G>.
- Hassell, M. P., et G. C. Varley. 1969. « New Inductive Population Model for Insect Parasites and Its Bearing on Biological Control ». *Nature* 223 (5211): 1133-37.  
<https://doi.org/10.1038/2231133a0>.
- Hekimoğlu, M., et Y. Barlas. 2016. « Sensitivity analysis for models with multiple behavior modes: a method based on behavior pattern measures ». *System Dynamics Review* 32 (3-4): 332-62. <https://doi.org/10.1002/sdr.1568>.
- Holling, C. S. 1959. « The Components of Predation as Revealed by a Study of Small-Mammal Predation of the European Pine Sawfly ». *The Canadian Entomologist* 91 (5): 293-320. <https://doi.org/10.4039/Ent91293-5>.
- Holt-Giménez, Eric, Annie Shattuck, Miguel Altieri, Hans Herren, et Steve Gliessman. 2012. « We Already Grow Enough Food for 10 Billion People ... and Still Can't End Hunger ». *Journal of Sustainable Agriculture* 36 (6): 595-98.  
<https://doi.org/10.1080/10440046.2012.695331>.
- Horton, Petrovius. 2008. « A simulation modeling approach to aid research into the control of a stalk-borer in the South African Sugar Industry ». Pietermaritzburg: Inyuvesi Yakwazulu-Natali.
- Horton, Petrovius M., John W. Hearne, Joseph Apaloo, Desmond E. Conlong, Michael J. Way, et Pieter Uys. 2002. « Investigating Strategies for Minimising Damage Caused by the Sugarcane Pest Eldana Saccharina ». *Agricultural Systems* 74 (2): 271-86.  
[https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(01\)00089-0](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(01)00089-0).

- Hossain, Md Sarwar, John A Dearing, Felix Eigenbrod, et Fiifi Amoako Johnson. 2017. « Operationalizing Safe Operating Space for Regional Social-Ecological Systems ». *Science of The Total Environment* 584-585 (avril): 673-82. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.095>.
- Hossain, Md Sarwar, Jorge Ramirez, Sylvia Szabo, Felix Eigenbrod, Fiifi Amoako Johnson, Chinwe Ifejika Speranza, et John A. Dearing. 2020. « Participatory Modelling for Conceptualizing Social-Ecological System Dynamics in the Bangladesh Delta ». *Regional Environmental Change* 20 (1): 28. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01599-5>.
- Imbert, Camille, Julien Papaïx, Léa Husson, François Warlop, et Claire Lavigne. 2020. « Estimating Population Dynamics Parameters of Cabbage Pests in Temperate Mixed Apple Tree-Cabbage Plots Compared to Control Vegetable Plots ». *Crop Protection* 129 (mars): 105037. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2019.105037>.
- Inam, Azhar, Jan Adamowski, Johannes Halbe, et Shiv Prasher. 2015. « Using Causal Loop Diagrams for the Initialization of Stakeholder Engagement in Soil Salinity Management in Agricultural Watersheds in Developing Countries: A Case Study in the Rechna Doab Watershed, Pakistan ». *Journal of Environmental Management* 152 (avril): 251-67. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.01.052>.
- Inam, Azhar, Jan Adamowski, Shiv Prasher, Johannes Halbe, Julien Malard, et Raffaele Albano. 2017a. « Coupling of a Distributed Stakeholder-Built System Dynamics Socio-Economic Model with SAHYSMOD for Sustainable Soil Salinity Management – Part 1: Model Development ». *Journal of Hydrology* 551 (août): 596-618. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.039>.
- . 2017b. « Coupling of a Distributed Stakeholder-Built System Dynamics Socio-Economic Model with SAHYSMOD for Sustainable Soil Salinity Management. Part 2: Model Coupling and Application ». *Journal of Hydrology* 551 (août): 278-99. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.040>.
- Ittersum, M. K. van, et M. Donatelli. 2003. « Modelling Cropping Systems—Highlights of the Symposium and Preface to the Special Issues ». *European Journal of Agronomy, Modelling Cropping Systems: Science, Software and Applications*, 18 (3): 187-97. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00095-3](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00095-3).
- Jeong, Hanseok, et Jan Adamowski. 2016. « A System Dynamics Based Socio-Hydrological Model for Agricultural Wastewater Reuse at the Watershed Scale ». *Agricultural Water Management* 171 (juin): 89-107. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.03.019>.

- Jiang, Haiyan, Slobodan P. Simonovic, Zhongbo Yu, et Weiguang Wang. 2020. « A System Dynamics Simulation Approach for Environmentally Friendly Operation of a Reservoir System ». *Journal of Hydrology* 587 (août): 124971. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124971>.
- Jones, J. W, G Hoogenboom, C. H Porter, K. J Boote, W. D Batchelor, L. A Hunt, P. W Wilkens, U Singh, A. J Gijsman, et J. T Ritchie. 2003. « The DSSAT Cropping System Model ». *European Journal of Agronomy, Modelling Cropping Systems: Science, Software and Applications*, 18 (3): 235-65. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00107-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00107-7).
- Keating, B. A, P. S Carberry, G. L Hammer, M. E Probert, M. J Robertson, D Holzworth, N. I Huth, et al. 2003. « An Overview of APSIM, a Model Designed for Farming Systems Simulation ». *European Journal of Agronomy, Modelling Cropping Systems: Science, Software and Applications*, 18 (3): 267-88. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00108-9](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00108-9).
- Kfir, Rami. 1983. « Functional Response to Host Density by the Egg Parasite *Trichogramma Pretiosum* ». *Entomophaga* 28 (4): 345-53. <https://doi.org/10.1007/BF02372187>.
- Kirshen, P., et H. Cardwell. 2008. « The role of shared vision planning in integrated water resources management ». Dans . Vol. 316. [https://doi.org/10.1061/40976\(316\)525](https://doi.org/10.1061/40976(316)525).
- Kuczera, G., D. Kavetski, B. Renard, et M. Thyer. 2010. « A limited-memory acceleration strategy for MCMC sampling in hierarchical Bayesian calibration of hydrological models ». *Water Resources Research* 46 (7). <https://doi.org/10.1029/2009WR008985>.
- Laamarti, Fedwa, Mohamad Eid, et Abdulmotaleb El Saddik. 2014. « An Overview of Serious Games ». Review Article. *International Journal of Computer Games Technology*. Hindawi. 15 octobre 2014. <https://doi.org/10.1155/2014/358152>.
- Langsdale Stacy M., Beall Allyson, Carmichael Jeff, Cohen Stewart J., Forster Craig B., et Neale Tina. 2009. « Exploring the Implications of Climate Change on Water Resources through Participatory Modeling: Case Study of the Okanagan Basin, British Columbia ». *Journal of Water Resources Planning and Management* 135 (5): 373-81. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2009\)135:5\(373\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2009)135:5(373)).
- Lansing, J. Stephen, Stefan Thurner, Ning Ning Chung, Aurélie Coudurier-Curveur, Çağil Karakaş, Kurt A. Fesenmyer, et Lock Yue Chew. 2017. « Adaptive Self-Organization of Bali's Ancient Rice Terraces ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114 (25): 6504-9. <https://doi.org/10.1073/pnas.1605369114>.

- Laurila-Pant, M., S. Mäntyniemi, R. Venesjärvi, et A. Lehikoinen. 2019. « Incorporating stakeholders' values into environmental decision support: A Bayesian Belief Network approach ». *Science of the Total Environment* 697.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134026>.
- Lindkvist, E., N. Wijermans, T.M. Daw, B. Gonzalez-Mon, A. Giron-Nava, A.F. Johnson, I. van Putten, X. Basurto, et M. Schlüter. 2020. « Navigating Complexities: Agent-Based Modeling to Support Research, Governance, and Management in Small-Scale Fisheries ». *Frontiers in Marine Science* 6. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00733>.
- Liu, X. 2014. « Impulsive periodic oscillation for a predator-prey model with holling functional response ». *Applied Mathematical Modelling* 38 (4): 1482-94.  
<https://doi.org/10.1016/j.apm.2013.08.020>.
- Lohaus, Katharina, Stefan Vidal, et Carsten Thies. 2013. « Farming practices change food web structures in cereal aphid–parasitoid–hyperparasitoid communities ». *Oecologia* 171 (1): 249-59. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2387-8>.
- Luna-Reyes, Luis Felipe, et Deborah Lines Andersen. 2003. « Collecting and Analyzing Qualitative Data for System Dynamics: Methods and Models ». *System Dynamics Review* 19 (4): 271-96. <https://doi.org/10.1002/sdr.280>.
- Lynch, Derek H., Rod MacRae, et Ralph C. Martin. 2011. « The Carbon and Global Warming Potential Impacts of Organic Farming: Does It Have a Significant Role in an Energy Constrained World? ». *Sustainability* 3 (2): 322-62. <https://doi.org/10.3390/su3020322>.
- Macfadyen, Sarina, Rachel Gibson, Andrew Polaszek, Rebecca J. Morris, Paul G. Craze, Robert Planqué, William O. C. Symondson, et Jane Memmott. 2009. « Do Differences in Food Web Structure between Organic and Conventional Farms Affect the Ecosystem Service of Pest Control? ». *Ecology Letters* 12 (3): 229-38.  
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01279.x>.
- Macneale, Kate H., Julann A. Spromberg, David H. Baldwin, et Nathaniel L. Scholz. 2014. « A Modeled Comparison of Direct and Food Web-Mediated Impacts of Common Pesticides on Pacific Salmon ». *PLOS ONE* 9 (3): e92436.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0092436>.
- MAGA. 2012. « Plan Operativo Anual 2013: Dirección de Planeamiento ». Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación.
- Maisonhaute, Julie-Éléonore, Geneviève Labrie, et Eric Lucas. 2017. « Direct and Indirect Effects of the Spatial Context on the Natural Biocontrol of an Invasive Crop Pest ».

*Biological Control* 106 (mars): 64-76.

<https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2016.12.010>.

Malard, J. J., A. Inam, E. Hassanzadeh, J. Adamowski, H. A. Tuy, et H. Melgar-Quiñonez.

2017. « Development of a software tool for rapid, reproducible, and stakeholder-friendly dynamic coupling of system dynamics and physically-based models ».

*Environmental Modelling & Software* 96 (octobre): 410-20.

<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.06.053>.

Malard, Julien, Jan Adamowski, Marcela Rojas Díaz, Ling Yun (王凌云) Wang, Héctor Tuy,

et Hugo Melgar-Quiñonez. 2020. « Participatory system dynamics modelling for agricultural development and food security: small-scale agriculture and food systems in Indigenous communities of Tz'olöj Ya' and K'iche' (Guatemala) ». *System Dynamics Review* En préparation.

Malard, Julien, Jan Adamowski, Héctor Tuy, et Hugo Melgar-Quiñonez. 2020a. « Couplage

d'un modèle des dynamiques des systèmes avec un modèle agricole : développement de politiques pour lutter contre l'insécurité alimentaire face aux changements climatiques dans un système agricole Indigène à petite échelle au Tz'olöj Ya' (Guatemala) ». *VertigO* En considération.

———. 2020b. « Hybrid Bayesian inference-based participatory system dynamics modelling for temporally data-poor regions: small-scale Indigenous agriculture and food systems in Tz'olöj Ya' and K'iche' (Guatemala) ». *System Dynamics Review* En préparation.

———. 2020c. « Rukusaxik ri k'utb'al richin kisilonem nuk'ulem roma rutojto'benik runuk'ulem rik'ilal chikiwäch rujalaj ruwäch q'ij pa Tz'olöj Ya' chuqa' pa K'iche', Iximulew ». *Revista Eutopía* En considération.

Malard, Julien J, Jan Franklin Adamowski, Marcela Rojas Díaz, (Jessica Bou Nassar) جسيكا

بو نصار, ஆனந்தராஜா(Nallusamy Anandaraja), Héctor Tuy, Luís Andrés Arévalo-Rodríguez, et Hugo Ramiro Melgar-Quiñonez. 2020. « Agroecological Food Web Modelling to Evaluate and Design Organic and Conventional Agricultural Systems ».

*Ecological Modelling* 421 (avril): 108961.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.108961>.

Malard, Julien J, Jan Franklin Adamowski, Marcela Rojas Díaz, جسيكا بو نصار (Jessica Bou

Nassar), நல்லுசாமி ஆனந்தராஜா (Nallusamy Anandaraja), Héctor Tuy, Luís Andrés Arévalo-Rodríguez, et Hugo Ramiro Melgar-Quiñonez. 2020. « Development of a New Modular Software Tool for Agroecological Food Web Model Development:

- Tiko'n ». *European Journal of Agronomy* 116 (mai): 126033.  
<https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126033>.
- Malard, Julien J, Jan Adamowski, جسيكا بو نصار (Jessica Bou Nassar), நல்லுசாமி ஆனந்தராஜா (Nallusamy Anandaraja), Héctor Tuy, et Hugo Melgar-Quiñonez. 2020. « Modelling Predation: Theoretical Criteria and Empirical Evaluation of Functional Form Equations for Predator-Prey Systems ». *Ecological Modelling* 437 (décembre): 109264. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109264>.
- Mamedov, Alexandre, et Sergey Udalov. 2002. « A Computer Tool to Develop Individual-Based Models for Simulation of Population Interactions ». *Ecological Modelling* 147 (1): 53-68. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00406-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00406-9).
- Marín, Víctor H., Luis C. Rodríguez, et Hermann M. Niemeyer. 2012. « A Socio-Ecological Model of the Opuntia Scrublands in the Peruvian Andes ». *Ecological Modelling* 227 (février): 136-46. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.12.010>.
- Matuschke, Ira, Ritesh R. Mishra, et Matin Qaim. 2007. « Adoption and Impact of Hybrid Wheat in India ». *World Development* 35 (8): 1422-35.  
<https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2007.04.005>.
- McCloskey, J.T., R.J. Lilieholm, R. Boone, R. Reid, S. Sader, D. Nkedianye, M. Said, et J. Worden. 2011. « A participatory approach for modeling alternative future land use scenarios around Nairobi National Park using Bayesian Belief Networks ». *WIT Transactions on Ecology and the Environment* 144: 43-57.  
<https://doi.org/10.2495/ECO110041>.
- Medema, W., I. Mayer, J. Adamowski, A.E.J. Wals, et C. Chew. 2019. « The potential of serious games to solve water problems: Editorial to the special issue on game-based approaches to sustainable water governance ». *Water (Switzerland)* 11 (12).  
<https://doi.org/10.3390/w11122562>.
- Mekonnen, B.A., A. Nazemi, K.A. Mazurek, A. Elshorbagy, et G. Putz. 2015. « Hybrid modelling approach to prairie hydrology: fusing data-driven and process-based hydrological models ». *Hydrological Sciences Journal* 60 (9): 1473-89.  
<https://doi.org/10.1080/02626667.2014.935778>.
- Mohammadi, S., F.M. Arshad, B.K. Bala, et A. Ibragimov. 2015. « System dynamics analysis of the determinants of the Malaysian Palm oil price ». *American Journal of Applied Sciences* 12 (5): 355-62. <https://doi.org/10.3844/ajassp.2015.355.362>.

- Moore, John C. 1994. « Impact of agricultural practices on soil food web structure: Theory and application ». *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Soil Ecology of Conventional and Integrated Arable Farming Systems, 51 (1): 239-47.  
[https://doi.org/10.1016/0167-8809\(94\)90047-7](https://doi.org/10.1016/0167-8809(94)90047-7).
- Morley, M.S., M. Khoury, et D.A. Savić. 2017. « Serious Game Approach to Water Distribution System Design and Rehabilitation Problems ». Dans , 186:76-83.  
<https://doi.org/10.1016/j.proeng.2017.03.213>.
- Nguyễn Thành Tựu. 2018. « 시스템동적모델 적용을 통한 기후변화 및 인간활동의 영향이 베트남 메콩 델타 지역 수자원에 미치는 영향 연구 [Un modèle des dynamiques des systèmes des ressources d'eau dans le delta du Mékong face au changement climatique et aux activités humaines] ». 춘천시 한림대학길 [Chuncheon]: 한림대학교 대학원 [Université Hallym].
- Oliva, Rogelio. 2003. « Model Calibration as a Testing Strategy for System Dynamics Models ». *European Journal of Operational Research* 151 (3): 552-68.  
[https://doi.org/10.1016/S0377-2217\(02\)00622-7](https://doi.org/10.1016/S0377-2217(02)00622-7).
- Oosterbaan, R.J. 1995. « SAHYSMOD, Description of Principles, User Manual and Case Studies », 93.
- Packett, E., N.J. Grigg, J. Wu, S.M. Cuddy, P.J. Wallbrink, et A.J. Jakeman. 2020. « Mainstreaming gender into water management modelling processes ». *Environmental Modelling and Software* 127.  
<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104683>.
- Parra, Juan Felipe, Patricia Jaramillo, et Santiago Arango-Aramburo. 2018. « Metaheuristic optimization methods for calibration of system dynamics models ». *Journal of Simulation* 12 (2): 190-209. <https://doi.org/10.1080/17477778.2018.1467850>.
- Parsons, David, Charles F. Nicholson, Robert W. Blake, Quirine M. Ketterings, Luis Ramírez-Aviles, Jerome H. Cherney, et Danny G. Fox. 2011. « Application of a Simulation Model for Assessing Integration of Smallholder Shifting Cultivation and Sheep Production in Yucatán, Mexico ». *Agricultural Systems* 104 (1): 13-19.  
<https://doi.org/10.1016/j.agsy.2010.08.006>.
- Parsons, David, Charles F. Nicholson, Robert W. Blake, Quirine M. Ketterings, Luis Ramírez-Aviles, Danny G. Fox, Luis O. Tedeschi, et Jerome H. Cherney. 2011. « Development and Evaluation of an Integrated Simulation Model for Assessing



- Smallholder Crop–Livestock Production in Yucatán, Mexico ». *Agricultural Systems* 104 (1): 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2010.07.006>.
- Pastori, M., A. Udías, F. Bouraoui, A. Aloe, et G. Bidoglio. 2015. « Multi-objective Optimization for Improved Agricultural Water and Nitrogen Management in Selected Regions of Africa ». Dans *Handbook of Operations Research in Agriculture and the Agri-Food Industry*, édité par Lluís M. Plà-Aragónés, 224:241-58. International Series in Operations Research & Management Science. New York, NY: Springer New York. [https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2483-7\\_11](https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2483-7_11).
- Patrick Smith, F., Dean P. Holzworth, et Michael J. Robertson. 2005. « Linking Icon-Based Models to Code-Based Models: A Case Study with the Agricultural Production Systems Simulator ». *Agricultural Systems* 83 (2): 135-51. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2004.03.004>.
- Peck, A, C Neuwirth, et SP Simonovic. 2014. « Coupling System Dynamics with Geographic Information Systems: CCar Project Report ». 086. University of Western Ontario Department of Civil and Environmental Engineering.
- Pelzer, Elise, Gabriele Fortino, Christian Bockstaller, Frédérique Angevin, Claire Lamine, Camilla Moonen, Vasileios Vasileiadis, et al. 2012. « Assessing Innovative Cropping Systems with DEXiPM, a Qualitative Multi-Criteria Assessment Tool Derived from DEXi ». *Ecological Indicators* 18 (juillet): 171-82. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.019>.
- Perera, P. a. C. R., M. P. Hassell, et H. C. J. Godfray. 1988. « Population dynamics of the coconut caterpillar, *Opisina arenosella* Walker (Lepidoptera: Xyloryctidae), in Sri Lanka ». *Bulletin of Entomological Research* 78 (3): 479-92. <https://doi.org/10.1017/S0007485300013237>.
- Pocock, Michael J. O., Darren M. Evans, et Jane Memmott. 2012. « The Robustness and Restoration of a Network of Ecological Networks ». *Science (New York, N.Y.)* 335 (6071): 973-77. <https://doi.org/10.1126/science.1214915>.
- Potgieter, Linke, Jan H. Van Vuuren, et Des E. Conlong. 2016. « Simulation Modelling as a Decision Support in Developing a Sterile Insect-Inherited Sterility Release Strategy for *Eldana saccharina* (Lepidoptera: Pyralidae) ». *Florida Entomologist* 99 (sp1): 13-22. <https://doi.org/10.1653/024.099.sp103>.
- Qin, W., D. Wang, X. Guo, T. Yang, et O. Oenema. 2015. « Productivity and sustainability of rainfed wheat-soybean system in the North China Plain: Results from a long-term

- experiment and crop modelling ». *Scientific Reports* 5.  
<https://doi.org/10.1038/srep17514>.
- Qudrat-Ullah, Hassan, et Baek Seo Seong. 2010. « How to Do Structural Validity of a System Dynamics Type Simulation Model: The Case of an Energy Policy Model ». *Energy Policy* 38 (5): 2216-24. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2009.12.009>.
- Rasmussen, Laura Vang, Kjeld Rasmussen, Anette Reenberg, et Simon Proud. 2012. « A System Dynamics Approach to Land Use Changes in Agro-Pastoral Systems on the Desert Margins of Sahel ». *Agricultural Systems* 107 (mars): 56-64.  
<https://doi.org/10.1016/j.agsy.2011.12.002>.
- Reza Najafi, Mohammad, et Hamid Moradkhani. 2013. « Analysis of Runoff Extremes Using Spatial Hierarchical Bayesian Modeling: Hierarchical Bayesian Model of Flood ». *Water Resources Research* 49 (10): 6656-70. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20381>.
- Ricciardi, Vincent, Navin Ramankutty, Zia Mehrabi, Larissa Jarvis, et Brenton Chookoling. 2018. « How Much of the World's Food Do Smallholders Produce? » *Global Food Security* 17 (juin): 64-72. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2018.05.002>.
- Richards, R.G., M. Sanò, et O. Sahin. 2016. « Exploring climate change adaptive capacity of surf life saving in Australia using Bayesian belief networks ». *Ocean and Coastal Management* 120: 148-59. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.11.007>.
- Ritzema, Henk, Jochen Froebrich, Ramakrishna Raju, Ch. Sreenivas, et Rob Kselik. 2010. « Using Participatory Modelling to Compensate for Data Scarcity in Environmental Planning: A Case Study from India ». *Environmental Modelling & Software*, Thematic Issue - Modelling with Stakeholders, 25 (11): 1450-58.  
<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.03.010>.
- Rogers, David. 1972. « Random search and insect population models ». *Journal of Animal Ecology* 41 (2): 369-83. <https://doi.org/10.2307/3474>.
- Royama, T. 1971. « A Comparative Study of Models for Predation and Parasitism ». *Researches on Population Ecology* 13 (1): 1-91. <https://doi.org/10.1007/BF02511547>.
- Salliou, N., C. Barnaud, A. Vialatte, et C. Monteil. 2017. « A participatory Bayesian Belief Network approach to explore ambiguity among stakeholders about socio-ecological systems ». *Environmental Modelling and Software* 96: 199-209.  
<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.06.050>.
- Salmerón, Montserrat, José Caveró, Ramón Isla, Cheryl H. Porter, James W. Jones, et Kenneth J. Boote. 2014. « DSSAT Nitrogen Cycle Simulation of Cover Crop-Maize

- Rotations under Irrigated Mediterranean Conditions ». *Agronomy Journal* 106 (4): 1283-96. <https://doi.org/10.2134/agronj13.0560>.
- Sanchez, C., M. Gamez, F.J. Burguillo, J. Garay, et T. Cabello. 2018. « Comparison of predator-parasitoid-prey interaction models for different host plant qualities ». *Community Ecology* 19 (2): 125-32. <https://doi.org/10.1556/168.2018.19.2.4>.
- Sanders, Dirk, Elisa Thébault, Rachel Kehoe, et F. J. Frank van Veen. 2018. « Trophic Redundancy Reduces Vulnerability to Extinction Cascades ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115 (10): 2419-24. <https://doi.org/10.1073/pnas.1716825115>.
- Savary, Serge, Laetitia Willocquet, Sarah Jane Pethybridge, Paul Esker, Neil McRoberts, et Andy Nelson. 2019. « The Global Burden of Pathogens and Pests on Major Food Crops ». *Nature Ecology & Evolution* 3 (3): 430-39. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0793-y>.
- Schenk, Dominique, Louis-Félix Bersier, et Sven Bacher. 2005. « An Experimental Test of the Nature of Predation: Neither Prey- nor Ratio-Dependent: Experimental Test of Functional Response ». *Journal of Animal Ecology* 74 (1): 86-91. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2004.00900.x>.
- Seidou, O., V. Fortin, A. St-Hilaire, A.-C. Favre, S. El Adlouni, et B. Bobée. 2006. « Estimating the snow water equivalent on the Gatineau catchment using hierarchical Bayesian modelling ». *Hydrological Processes* 20 (4): 839-55. <https://doi.org/10.1002/hyp.6127>.
- Sen, Amartya. 2010. *Poverty and Famines: An Essay on Entitlement and Deprivation*. Oxford: Oxford University Press.
- Seufert, Verena, Navin Ramankutty, et Jonathan A. Foley. 2012. « Comparing the Yields of Organic and Conventional Agriculture ». *Nature* 485 (7397): 229-32. <https://doi.org/10.1038/nature11069>.
- Simonovic, Slobodan P., et R. Arunkumar. 2016. « Comparison of Static and Dynamic Resilience for a Multipurpose Reservoir Operation: STATIC AND DYNAMIC RESILIENCE ». *Water Resources Research* 52 (11): 8630-49. <https://doi.org/10.1002/2016WR019551>.
- Souchère, Véronique, Laurent Millair, Javier Echeverria, François Bousquet, Christophe Le Page, et Michel Etienne. 2010. « Co-Constructing with Stakeholders a Role-Playing Game to Initiate Collective Management of Erosive Runoff Risks at the Watershed

- Scale ». *Environmental Modelling & Software* 25 (11): 1359-70.  
<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.03.002>.
- Stave, Krystyna. 2010. « Participatory System Dynamics Modeling for Sustainable Environmental Management: Observations from Four Cases ». *Sustainability* 2 (9): 2762-84. <https://doi.org/10.3390/su2092762>.
- Stephens, E.C., C.F. Nicholson, D.R. Brown, D. Parsons, C.B. Barrett, J. Lehmann, D. Mbugua, S. Ngoze, A.N. Pell, et S.J. Riha. 2012. « Modeling the impact of natural resource-based poverty traps on food security in Kenya: The Crops, Livestock and Soils in Smallholder Economic Systems (CLASSES) model ». *Food Security* 4 (3): 423-39. <https://doi.org/10.1007/s12571-012-0176-1>.
- Sterman, JD. 2000. *Business dynamics: systems thinking and modelling for a complex world*. New York, NY, USA: Irwin-McGraw-Hill.
- Stöckle, Claudio O., Marcello Donatelli, et Roger Nelson. 2003. « CropSyst, a Cropping Systems Simulation Model ». *European Journal of Agronomy, Modelling Cropping Systems: Science, Software and Applications*, 18 (3): 289-307.  
[https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00109-0](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00109-0).
- Stojkovic, Milan, et Slobodan P. Simonovic. 2019. « System Dynamics Approach for Assessing the Behaviour of the Lim Reservoir System (Serbia) under Changing Climate Conditions ». *Water* 11 (8): 1620. <https://doi.org/10.3390/w11081620>.
- Sušnik, J., C. Chew, X. Domingo, S. Mereu, A. Trabucco, B. Evans, L. Vamvakeridou-Lyroudia, D.A. Savić, C. Laspidou, et F. Brouwer. 2018. « Multi-stakeholder development of a serious game to explore the water-energy-food-land-climate nexus: The SIM4NEXUS approach ». *Water (Switzerland)* 10 (2).  
<https://doi.org/10.3390/w10020139>.
- Sušnik, Janez, Lydia S. Vamvakeridou-Lyroudia, Dragan A. Savić, et Zoran Kapelan. 2012. « Integrated System Dynamics Modelling for Water Scarcity Assessment: Case Study of the Kairouan Region ». *Science of The Total Environment, Integrated modelling and monitoring at different river basin scales under global change*, 440 (décembre): 290-306. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.05.085>.
- Sutherst, R.W., et G.F. Maywald. 1998. « DYMEX modelling workshops: a national, collaborative approach to pest risk analysis and IPM in Australia ». *Pest Manag. Future Chall.* 2: 57-62.

- Talukder, Byomkesh. 2016. « Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA) for Agricultural Sustainability Assessment Sustainability Assessment ». Wilfrid Laurier University. <https://scholars.wlu.ca/etd/1838>.
- Tang, S., J. Liang, Y. Tan, et R.A. Cheke. 2013. « Threshold conditions for integrated pest management models with pesticides that have residual effects ». *Journal of Mathematical Biology* 66 (1-2): 1-35. <https://doi.org/10.1007/s00285-011-0501-x>.
- Tixier, Philippe, Nathalie Peyrard, Jean-Noël Aubertot, Sabrina Gaba, Julia Radoszycki, Geoffrey Caron-Lormier, Fabrice Vinatier, Grégory Mollot, et Régis Sabbadin. 2013. « Modelling Interaction Networks for Enhanced Ecosystem Services in Agroecosystems ». Dans *Advances in Ecological Research*, 49:437-80. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-420002-9.00007-X>.
- Todman, Lindsay C., Kevin Coleman, Alice E. Milne, Juliana D. B. Gil, Pytrik Reidsma, Marie-Hélène Schwoob, Sébastien Treyer, et Andrew P. Whitmore. 2019. « Multi-Objective Optimization as a Tool to Identify Possibilities for Future Agricultural Landscapes ». *Science of The Total Environment* 687 (octobre): 535-45. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.070>.
- Tonnang, Henri E. Z., Bisseleua D. B. Hervé, Lisa Biber-Freudenberger, Daisy Salifu, Sevgan Subramanian, Valentine B. Ngowi, Ritter Y. A. Guimapi, et al. 2017. « Advances in Crop Insect Modelling Methods—Towards a Whole System Approach ». *Ecological Modelling* 354 (juin): 88-103. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.03.015>.
- Vanuytrecht, Eline, Dirk Raes, Pasquale Steduto, Theodore C. Hsiao, Elias Fereres, Lee K. Heng, Marga Garcia Vila, et Patricia Mejias Moreno. 2014. « AquaCrop: FAO's Crop Water Productivity and Yield Response Model ». *Environmental Modelling & Software* 62 (décembre): 351-60. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.08.005>.
- Vennix, Jac A. M., David F. Andersen, et George P. Richardson. 1997. « Foreword: Group Model Building, Art, and Science ». *System Dynamics Review* 13 (2): 103-6. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1727\(199722\)13:2<103::AID-SDR119>3.0.CO;2-U](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1727(199722)13:2<103::AID-SDR119>3.0.CO;2-U).
- Vinatier, Fabrice, Françoise Lescourret, Pierre-François Duyck, et Philippe Tixier. 2012. « From IBM to IPM: Using Individual-Based Models to Design the Spatial Arrangement of Traps and Crops in Integrated Pest Management Strategies ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 146 (1): 52-59. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.10.005>.

- Vinatier, Fabrice, Philippe Tixier, Christophe Le Page, Pierre-François Duyck, et Françoise Lescourret. 2009. « COSMOS, a Spatially Explicit Model to Simulate the Epidemiology of *Cosmopolites Sordidus* in Banana Fields ». *Ecological Modelling* 220 (18): 2244-54. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.06.023>.
- Vuuren, B.J. van, L. Potgieter, et J.H. van Vuuren. 2018. « An Agent-Based Simulation Model of *Eldana Saccharina Walker* ». *Natural Resource Modeling* 31 (2): e12153. <https://doi.org/10.1111/nrm.12153>.
- Whish, Jeremy P.M., Neville I. Herrmann, Neil A. White, Andrew D. Moore, et Darren J. Kriticos. 2015. « Integrating Pest Population Models with Biophysical Crop Models to Better Represent the Farming System ». *Environmental Modelling & Software* 72 (octobre): 418-25. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.10.010>.
- Will, Meike, Jürgen Groeneveld, Karin Frank, et Birgit Müller. 2020. « Combining social network analysis and agent-based modelling to explore dynamics of human interaction: A review ». *Socio-Environmental Systems Modelling* 2 (février): 16325. <https://doi.org/10.18174/sesmo.2020a16325>.
- Willocquet, L, S Savary, L Fernandez, F. A Elazegui, N Castilla, D Zhu, Q Tang, et al. 2002. « Structure and Validation of RICEPEST, a Production Situation-Driven, Crop Growth Model Simulating Rice Yield Response to Multiple Pest Injuries for Tropical Asia ». *Ecological Modelling* 153 (3): 247-68. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00014-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00014-5).
- Willocquet, Laetitia, Serge Savary, Luzviminda Fernandez, Francisco Elazegui, et Paul Teng. 2000. « Development and Evaluation of a Multiple-Pest, Production Situation Specific Model to Simulate Yield Losses of Rice in Tropical Asia ». *Ecological Modelling* 131 (2): 133-59. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00271-4](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00271-4).
- Winz, Ines, Gary Brierley, et Sam Trowsdale. 2009. « The Use of System Dynamics Simulation in Water Resources Management ». *Water Resources Management* 23 (7): 1301-23. <https://doi.org/10.1007/s11269-008-9328-7>.
- Wit, Allard de. 2019. *Python Crop Simulation Environment* (version 5.4.2). Python.
- Xu, Yi, Fei Chai, Kenneth A. Rose, Miguel Ñiquen C., et Francisco P. Chavez. 2013. « Environmental Influences on the Interannual Variation and Spatial Distribution of Peruvian Anchovy (*Engraulis Ringens*) Population Dynamics from 1991 to 2007: A Three-Dimensional Modeling Study ». *Ecological Modelling* 264 (août): 64-82. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.01.009>.

- Yücel, G., et Y. Barlas. 2011. « Automated parameter specification in dynamic feedback models based on behavior pattern features ». *System Dynamics Review* 27 (2): 195-215. <https://doi.org/10.1002/sdr.457>.
- Zeng, Ning, Fang Zhao, George J. Collatz, Eugenia Kalnay, Ross J. Salawitch, Tristram O. West, et Luis Guanter. 2014. « Agricultural Green Revolution as a Driver of Increasing Atmospheric CO2 Seasonal Amplitude ». *Nature* 515 (7527): 394-97. <https://doi.org/10.1038/nature13893>.
- Zhou, Aimin, Bo-Yang Qu, Hui Li, Shi-Zheng Zhao, Ponnuthurai Nagaratnam Suganthan, et Qingfu Zhang. 2011. « Multiobjective Evolutionary Algorithms: A Survey of the State of the Art ». *Swarm and Evolutionary Computation* 1 (1): 32-49. <https://doi.org/10.1016/j.swevo.2011.03.001>.
- Zou, Yi, Joop Kraker, Felix J. J. A. Bianchi, Haijun Xiao, Jikun Huang, Xiangzheng Deng, Lingling Hou, et Wopke Werf. 2020. « Do Diverse Landscapes Provide for Effective Natural Pest Control in Subtropical Rice? » Édité par Lorenzo Marini. *Journal of Applied Ecology* 57 (1): 170-80. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13520>.
- 谷口 真人 [Makoto TANIGUCHI]. 2018. « 水文学の課題と未来：学際研究と超学際研究の視点から [Les défis et l'avenir de l'hydrologie des points de vue interdisciplinaire et transdisciplinaire] ». *日本水文科学会誌 [Journal de la Société japonaise des sciences hydrologiques]* 418 (2): 133-46.