

5. Des modèles et des outils pour des projets de territoire

Patrick Durand, Pierre Moreau, Laurent Ruiz,
Jordy Salmon-Monviola, Françoise Vertès,
Christine Baratte, Cyril Benhamou, Tassadit Bouadi,
Marie-Odile Cordier, Samuel Corgne, Pauline Dusseux,
Philippe Faverdin, Chantal Gascuel,
Laurence Hubert-Moy, Virginie Parnaudeau,
Éric Ramat, Thierry Raimbault, Valérie Viaud

Pourquoi des modèles et que modéliser ?

LA QUESTION DE LA MAÎTRISE de la pollution nitrique dans les bassins versants agricoles présente, on l'a vu dans les chapitres précédents, deux caractéristiques :

- il est difficile de relier quantitativement et temporellement des pratiques agricoles à des concentrations en nitrate dans la rivière (voir chap. 2). Les transformations de l'azote dans les sols agricoles, la distribution des temps de transfert de l'eau et des solutés, le rôle épurateur hétérogène des espaces non agricoles, sont autant de phénomènes qui vont modifier et compliquer la réponse des cours d'eau aux changements de l'agriculture ;
- des changements profonds des pratiques et des systèmes agricoles sont nécessaires pour obtenir une forte diminution des concentrations en azote nitrique (voir chap. 3) ; les décisions conduisant à encourager ou imposer ces changements sont potentiellement lourdes de conséquences, difficiles à faire accepter, et nécessitent donc d'être solidement fondées et dimensionnées.

Disposer d'outils pour aider à fonder et dimensionner ces changements *ex ante*, c'est-à-dire avant de les mettre en œuvre, est donc particulièrement utile. Pour cela, il faut expliciter le lien quantitatif et temporel évoqué dans le premier point, et construire des modèles agro-hydrologiques, c'est-à-dire des outils informatiques permettant de simuler, par le calcul, les principaux mécanismes conduisant à produire, consommer et transférer de l'azote nitrique depuis les parcelles agricoles jusqu'à l'exutoire du bassin versant. Mais cela ne suffit pas. Pour que ces outils soient acceptés et utiles, il faut : i) qu'ils soient basés sur une représentation transparente des systèmes naturels et agricoles ; ii) que

les porteurs d'enjeux puissent se les approprier ; iii) qu'ils maintiennent la cohérence de ces systèmes dans des simulations de changements profonds ; et iv) qu'ils fournissent des résultats diversifiés et parlants pour les décideurs.

Ces caractéristiques sont rares, et pour partie peu compatibles. La modélisation d'accompagnement met souvent l'accent sur l'appropriation par les acteurs, voire leur participation à la conception et à l'application du modèle. Cela nécessite une représentation du système fortement simplifiée, qui en général ne fournit pas une quantification fiable et précise de l'effet de changements importants. À l'inverse, on peut espérer de modèles complexes qu'ils donnent des résultats plus fiables, mais leur utilisation est souvent réservée aux scientifiques. Ils apparaissent opaques aux acteurs, ce qui rend difficiles l'appréhension et l'acceptation de leurs résultats. En plus de ces considérations, il faut prendre en compte les contraintes d'acquisition des données et de mise en œuvre des modèles : les modèles simples sont rapides à appliquer, permettent des simulations nombreuses et diversifiées, alors que les modèles complexes demandent des compétences, un effort important d'acquisition de données et de mise en œuvre, ce qui limite fortement le nombre de simulations réalisables.

Nous avons privilégié des outils offrant la capacité de fournir des résultats fiables et diversifiés, permettant d'analyser en profondeur et de façon cohérente l'effet de changement de systèmes de production agricole, sur le cycle de l'azote dans un bassin versant, et donc de développer et d'utiliser des modèles complexes. Ce choix a été dicté par les raisons suivantes :

- la disponibilité des données et des moyens humains nécessaires. Dans le cas des bassins versants de l'ORE Agrhys et de la baie de la Lieue de Grève, l'essentiel des données nécessaires à l'application de modèles complexes était déjà disponible ou facilement accessible, et le programme Aclassa fournissait les moyens d'une analyse détaillée ;
- la nécessité d'une quantification poussée. En matière de pollution diffuse nitrique, les connaissances qualitatives sur les effets des changements de pratiques, voire de systèmes de production, sont nombreuses ; on sait quel type de mesure est susceptible de réduire les pertes nitriques, et les ordres de grandeurs sont connus. Cependant, les mécanismes en jeu sont d'importance comparable et souvent en interaction. Aussi, lorsqu'il s'agit de dimensionner avec une certaine précision l'ampleur, la nature et la localisation des changements à effectuer pour obtenir une baisse de flux ou de concentration donnée, dans un délai fixé, il est indispensable de recourir à un modèle suffisamment élaboré pour évaluer la résultante de ces interactions ;
- le niveau de compétence des porteurs d'enjeux. En Bretagne, et dans le bassin de la Lieue de Grève en particulier, l'ensemble des porteurs d'enjeux, gestionnaires et animateurs locaux, responsables agricoles, agriculteurs eux-mêmes, ont depuis longtemps été sensibilisés et formés à la question de la pollution nitrique, et ont de ce fait un niveau d'exigence et une capacité d'analyse élevés, de sorte qu'ils sont plus à même d'accorder leur confiance à un modèle prenant en compte explicitement la complexité de systèmes qu'ils perçoivent comme telle, plutôt qu'à un modèle caricaturant la réalité.

Depuis une quinzaine d'années, un modèle agro-hydrologique distribué, TNT2, a été développé et utilisé autant pour la recherche (Beaujouan *et al.*, 2001 ; Benhamou *et al.*, 2013 ; Ferrant *et al.*, 2011 ; Gascuel-Oudou *et al.*, 2010 ; Oehler *et al.*, 2009) que dans des contextes de gestion opérationnelle (Ferrant *et al.*, 2013 ; Moreau *et al.*, 2012a). Les premières phases de développement ont mis l'accent sur la représentation du système biophysique : il fallait prendre en compte la topographie, définir la structure des chemins de l'eau dans le paysage, coupler un modèle hydrologique avec un modèle de transfert et transformations de l'azote dans le sol et la plante, développer un module relatif à la dénitrification dans les zones humides ripariennes. Dans ces premières versions, l'activité agricole était représentée par des séquences de successions culturales et d'interventions techniques décrites parcelle par parcelle. Les premières applications opérationnelles sur des bassins versants où cette information à la parcelle n'était pas disponible de façon exhaustive, ont conduit à développer un modèle de distribution dans le temps et l'espace des successions culturales et des itinéraires techniques, basé sur des enquêtes et des statistiques agricoles, des typologies d'exploitations et des observations d'assolements, directes ou par télédétection. La généralisation à toutes les parcelles du bassin versant et à toute la période de simulation se basait alors sur des approches statistiques et d'optimisation (Salmon-Monviola *et al.*, 2012 ; Sorel *et al.*, 2010).

Ce type de stratégie donne satisfaction tant que les changements simulés concernent les successions culturales (implantation de cultures intermédiaires, par exemple) et les opérations culturales (dates et doses d'apports par exemple) et n'impliquent pas de changements importants de type ou de volume des productions agricoles du bassin versant. Sinon, cela peut rapidement conduire à des incohérences, d'un point de vue agronomique strict, ou négligeant des aspects socio-économiques essentiels : par exemple, la conversion d'une proportion importante de surfaces en céréales d'un bassin versant en prairies pâturées implique une spécialisation en élevage laitier ou viande, l'augmentation du cheptel herbivore et/ou un changement de son mode d'alimentation et de gestion des effluents produits par ce cheptel. Pour peu que l'on inclue les contraintes réglementaires et structurales (accessibilité des parcelles au troupeau, bâtiments...), on comprend qu'un tel scénario va être rapidement perçu comme irréaliste par les acteurs, même sous l'hypothèse d'incitations financières généreuses !

Il est vite apparu nécessaire, pour aider les décideurs à concevoir et analyser des scénarios de rupture, de disposer d'un modèle permettant de générer de nouvelles situations cohérentes et réalistes, au moins d'un point de vue biotechnique. C'est pourquoi une part importante des activités de modélisation a été consacrée au couplage de deux modèles existants : le modèle agro-hydrologique TNT2, présenté ci-dessus, et le modèle d'exploitation d'élevage Mélodie (Chardon *et al.*, 2012), qui représente les pratiques agricoles liées aux choix de l'éleveur et à sa structure d'exploitation, et leurs conséquences en termes de flux d'azote. Dans un premier temps, le couplage s'est fait avec certains modules, permettant de simuler l'interdépendance des productions animales et végétales dans une exploitation d'élevage : cette interdépendance se manifeste dans le plan de

gestion des épandages d'effluents et dans la planification annuelle des surfaces dédiées aux différentes productions de l'exploitation.

Le modèle a par ailleurs été enrichi. Par exemple, un module destiné à simuler l'effet du réseau bocager sur les transferts d'azote a été créé. On a cherché à contrebalancer cette complexification du modèle par l'élaboration de méthodes permettant, d'une part, d'acquérir les nouvelles données nécessaires au modèle, d'autre part, d'exploiter les résultats des simulations au mieux et au plus proche des questions des décideurs. Sur les données, on citera le développement de la télédétection, pour mieux connaître les modes de gestion des prairies, ce qui est difficile par enquêtes. On citera également diverses procédures pour simplifier la paramétrisation du modèle, et renseigner les caractéristiques des exploitations utiles pour Mélodie. Sur l'exploitation des résultats de simulation, on trouvera notamment le recours aux entrepôts de données pour archiver et « fouiller » les résultats de simulation en réponse à des questions variées des utilisateurs.

Ce chapitre développe le couplage des modèles et les différents développements réalisés.

Adopter des modèles complexes à un cadre décisionnel

TROIS CONDITIONS PARAISSENT essentielles pour mieux adapter des modèles complexes à un cadre décisionnel. Il s'agit de vérifier que : i) le système modélisé, y compris les scénarios testés, est bien dans le domaine de validité du modèle ; ii) la mise en œuvre du modèle, en temps et en moyens, est compatible avec les ressources disponibles ; iii) les résultats de simulations correspondent bien aux besoins exprimés, en termes de pertinence, de fiabilité et d'accessibilité.

Adapter le modèle à un système donné

Le modèle TNT2 a été utilisé dans de nombreux bassins versants. Les systèmes qu'il peut représenter ont été discutés sur le plan théorique et en confrontation avec des données de systèmes agricoles, de qualité des eaux... Les trois principales faiblesses actuelles sont :
 – la minéralisation de l'humus du sol, basée sur un formalisme de type « Hénin-Dupuis » (1945) ;
 – la modélisation de la croissance des prairies, celle-ci s'appuyant uniquement sur des références de croissances décennales régionales modulées par la température et la disponibilité en eau et en azote du sol ;
 – la modélisation du transfert des solutés dans la nappe, supposant une concentration uniforme en profondeur.

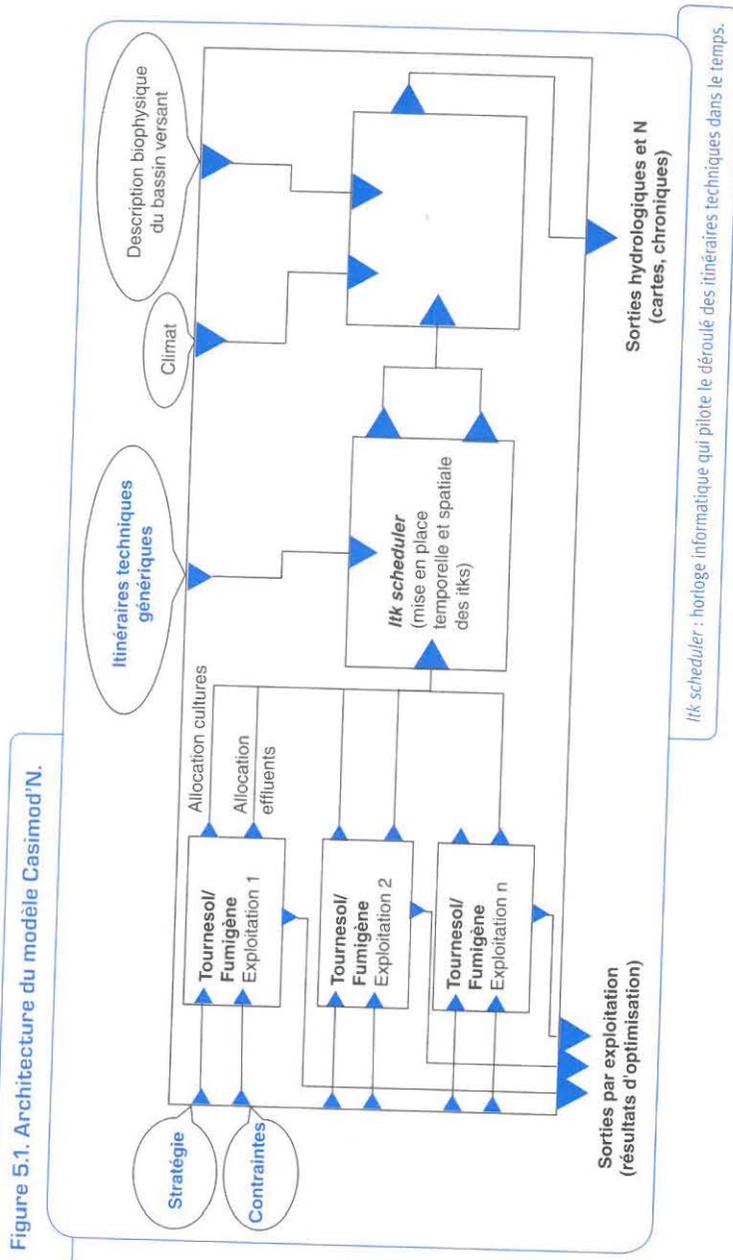
Sur les deux derniers points, des études ont été initiées pour mettre les formalismes en adéquation avec les connaissances récemment acquises dans le cadre de l'ORE Agrhys. Ainsi, pour modéliser la croissance des prairies, un nouveau modèle statistique a été établi et calé sur un jeu de données regroupant les données d'expérimentations « prairies » de l'Ouest de la France. Ce modèle calcule une vitesse de croissance maximale en fonction du jour calendaire,

modulée par la biomasse de la prairie (qui évolue avec la durée de repousse), la disponibilité en eau et en azote du sol, et la température. Par ailleurs, une partie de l'azote réactif mis en jeu est stocké chaque année sous forme d'azote organique dans le sol, lequel alimente la minéralisation intense qui accompagne la mise en culture d'une prairie temporaire.

C'est surtout sur la capacité du modèle à tester des scénarios de changements de systèmes agricoles que le travail de modélisation a porté. Il s'est avéré nécessaire d'inclure dans le processus de modélisation les traits essentiels du fonctionnement des exploitations d'élevage, pour être capable d'en simuler les évolutions d'une manière cohérente. Une caractéristique majeure de ces systèmes, notamment dans le cas d'élevages herbivores très liés au sol, est l'interdépendance étroite entre les systèmes de cultures et d'élevage : les productions végétales ont pour destination première la satisfaction des besoins alimentaires des animaux et en retour les effluents animaux, dont la nature et la quantité dépendent fortement de l'alimentation, sont en premier lieu valorisés comme fertilisants sur les terres de l'exploitation. Ces deux objectifs, nourrir le troupeau et gérer ses effluents, vont donc être les déterminants principaux du choix des cultures, de leur localisation, de leur mode de fertilisation. Or ces trois caractéristiques du système de culture sont celles sur lesquelles jouent la plupart des scénarios de changements agricoles visant à limiter les pertes nitriques. TNT2 a donc été couplé à deux des modules du modèle Mélodie. L'un simule les choix stratégiques de l'agriculteur en matière d'implantation des cultures, c'est-à-dire l'assolement annuel spatialisé, sur la base d'un jeu de préférences et de contraintes (Tournesol). L'autre simule la gestion des effluents de l'exploitation étant donnés les types et volumes d'effluents produits et l'assolement annuel (Fumigène). Ce couplage a été réalisé grâce à la plateforme de modélisation Record (Bergez *et al.*, 2013), utilisant l'outil de développement VLE (Quesnel *et al.*, 2009) basé sur le formalisme Devs¹³. Le nouveau modèle ainsi créé a été appelé Casimod'N (Bergez *et al.*, 2013 ; Moreau *et al.*, 2013). Son principe est de partir de jeux de données constitués par :
 – des itinéraires techniques génériques définissant les principales opérations culturales (dates et mode d'implantation et de récolte, dates de fertilisation...) ;
 – des caractéristiques du parcellaire de chaque exploitation telles que surface, distance au siège d'exploitation et potentiel agronomique de chaque parcelle, accessibilité pour le pâturage des différents lots d'animaux (troupeau laitier, génisses, troupeau allaitant) ;
 – un ensemble de contraintes et de préférences définies sous forme de besoins et de coûts (fictifs) associés à la non-satisfaction de ces besoins. Ceux-ci sont déduits notamment d'une description détaillée des exploitations, et particulièrement des caractéristiques des troupeaux (ou ateliers animaux) et de leur mode d'alimentation.

Sur cette base, les deux modèles Tournesol et Fumigène calculent par optimisation, une fois par an, la proportion et la répartition des cultures et des itinéraires techniques qui leur sont associés, pour chaque exploitation, et fournissent ainsi à TNT2 un itinéraire technique pour chaque année et pour chaque parcelle (fig. 5.1).

13. VLE : *Virtual Laboratory Environment* ; DEVS : *Discrete Event system Specification*.



Illustrons l'intérêt de Casimod'N sur un exemple simple : la simulation d'un scénario consistant à diminuer de 20 % la surface en maïs-ensilage sur l'ensemble d'un bassin versant pour éviter la présence de sols nus. Avec le modèle TNT2, ce scénario serait simulé en modifiant les « matrices de transition », c'est-à-dire les probabilités de passage d'une culture à une autre, à partir d'une matrice calculée par grand type d'exploitation. Il faudra alors décider, souvent de manière arbitraire, dans quelles proportions les autres cultures s'étendront pour se substituer au maïs. Les variations des quantités de fertilisants minéraux et organiques épandues découleront des changements de surfaces affectées à tel ou tel itinéraire technique. Avec Casimod'N, ce scénario sera simulé en augmentant la part de l'herbe dans la ration, pour les exploitations qui peuvent supporter ce changement d'alimentation, ou en diminuant le cheptel bovin quand le changement d'alimentation n'est pas possible à cheptel constant. Les surfaces en herbe et en maïs seront alors ajustées pour subvenir aux nouveaux besoins des animaux, et les surfaces en cultures de vente adaptées en conséquence. Les modifications induites sur les quantités et type d'effluents produits et leur gestion seront calculées et prises en compte. En pratique, il faudra « tâtonner » pour atteindre la diminution voulue de 20 % de maïs, mais c'est le modèle qui fait ce travail. Les changements nécessaires pour chaque exploitation seront alors explicites et cohérents.

■ Perfectionner les procédures d'acquisition de données

Les modèles requièrent une grande quantité d'informations détaillées, tant physiques qu'agronomiques. TNT2 a ainsi été complété par de nombreuses procédures de préparation des données à partir de diverses sources d'information : bases de données environnementales, statistiques agricoles, enquêtes, télédétection... Deux illustrations sont données dont l'intérêt et les applications potentielles dépassent largement le cadre des modèles décrits ici.

Il s'agit en premier lieu du calcul des rations et des rejets des bovins. Les enquêtes en exploitations, et *a fortiori* les données issues de statistiques agricoles, ne permettent pas de connaître précisément le régime alimentaire des troupeaux laitiers, qui est un mélange, en proportions variables selon l'exploitation et selon la saison, d'herbe pâturée, de fourrages conservés et de concentrés. Or cette connaissance est essentielle, notamment pour estimer les quantités d'azote dit « maîtrisable » (émis au bâtiment et stocké) et « non maîtrisable » (émis au pâturage).

Un outil simple basé sur les données accessibles par enquête a été développé pour calculer les rations des vaches laitières et génisses pour quatre aliments principaux : le maïs ensilage, l'herbe conservée, l'herbe pâturée et les concentrés, ces derniers étant subdivisés en tourteau de soja et céréales. Les besoins des animaux sont calculés en fonction de leur niveau de production, des capacités d'ingestion et des caractéristiques alimentaires des fourrages, déterminant la part des besoins couverts par les fourrages, et la part de concentrés complémentaires nécessaires. Une optimisation sous contraintes permet de déterminer les quantités d'aliments par ration et par type d'animaux. Appliquée aux données d'enquêtes disponibles sur le bassin versant du Yar, cette méthode a conduit

à revisiter les besoins réels des animaux à la baisse. Cette diminution a été majoritairement reportée sur l'ensilage de maïs, alors que la méthode antérieure consistait à calculer la consommation en herbe pâturée par différence entre les besoins totaux et la consommation des fourrages distribués. Le calcul des rejets s'appuie sur les données de la ration (Delaby *et al.*, 2013).

Il s'agit en second lieu de l'identification des modes de gestion des prairies par télédétection. Les prairies occupent, sur des milliers de parcelles, plus de la moitié de la SAU mais font très rarement l'objet d'enregistrement de pratiques. Or, les élevages de l'Ouest alternent pâturage et fauche de manière très variable au sein d'une même exploitation, pratiques qui ont un effet important sur les flux d'azote. Pour connaître précisément les dynamiques spatio-temporelles des pratiques agricoles sur les prairies à des échelles territoriales, les données de télédétection sont une source d'information précieuse. Les techniques d'observation spatiale ont beaucoup progressé ces dernières années en nombre, en diversité et en résolution spatiale. L'identification et le suivi des pratiques agricoles nécessitent l'acquisition de plusieurs images au cours de l'année. Des capteurs à forte répétitivité temporelle mais à faible ou moyenne résolution spatiale sont disponibles actuellement (par ex., Modis, Spot végétation...). Plusieurs capteurs à haute résolution spatiale, permettant d'avoir plusieurs images par mois, vont être lancés prochainement. Dans le cadre de la préparation des missions Vénus et Sentinel-2, capteurs à haute résolution spatiale et temporelle (fréquence de passage de 3-4 jours sur la même zone d'étude), plusieurs séries d'images Spot ont été acquises sur les bassins versants de la Lieue de Grève depuis l'année 2006, et complétées d'images Landsat. Des campagnes de terrain mensuelles ont été réalisées pour calibrer et valider les traitements effectués sur les images acquises (Dusseux *et al.*, 2014c). Au cours de ces campagnes, nous avons réalisé des enquêtes et des mesures *in situ* sur une centaine de parcelles. Les profils temporels des variables dérivées des données de télédétection, tels que l'indice foliaire¹⁴, indicateur intéressant car corrélé à la biomasse, apparaissent différents selon que la prairie est toujours pâturée, toujours fauchée ou alterne pâturage et fauche. En revanche, il existe une grande variabilité de profils entre parcelles, pour un mode de gestion donné, due notamment à la variabilité des dates de début et de fin de repousses. Ces variances intraclasses ont été prises en compte dans la procédure de classification automatique des profils temporels (Dusseux *et al.*, 2014b). La carte des modes de gestion des prairies du bassin versant a une très bonne précision (indice de Kappa¹⁵ : 0,83). Elle montre une dominance du pâturage, associé ou non à la fauche, et une relative rareté de la fauche seule. Ces modes de gestion sont répartis de façon relativement homogène sur le bassin versant. Les variables estimées par télédétection, telles que l'indice foliaire ou le taux de couverture du sol par la végétation, les métriques dérivées de ces variables, telles que le maximum

14. L'indice foliaire exprime la surface des feuilles par unité de surface du sol.

15. L'indice de Kappa exprime l'écart entre la proportion de bon classement et ce que donnerait une classification aléatoire : vaut 0 pour une classification aléatoire et 1 pour un accord parfait.

de croissance de la végétation, ou en encore les classifications des modes de gestion des prairies, peuvent être utilisées pour calibrer ou valider les modèles. Elles peuvent également constituer une entrée du modèle. Les informations obtenues sur le bassin versant du Yar ont été utilisées dans les modèles Arpentage et Casimod'N et sont en cours d'exploitation pour valider un simulateur de la gestion des prairies Paturmata (Zhao, 2014).

■ Perfectionner l'exploitation et le transfert des résultats de simulation

Le modèle Casimod'N peut générer une très grande masse de données, de l'ordre de 40 millions de données pour une simulation de 20 ans sur le Yar, stockant une vingtaine de variables par jour et par parcelle. Seule une très faible proportion de ces données est utilisée, agrégée, mise en forme, interprétée par le chercheur, pour répondre aux questions du décideur ayant motivé la simulation. Mais, ces données ont un potentiel de connaissance bien plus large, pour répondre à des questions qui émergent plus tard, pourvu que l'on dispose d'outils suffisamment puissants et polyvalents permettant de « fouiller » ces données, afin de les agréger à façon, et en tirer automatiquement des règles de fonctionnement ou même de décision. Les outils et méthodes associés aux entrepôts de données, ou bases de données multidimensionnelles, notamment les outils Olap (*On Line Analytical Processing*), permettent d'envisager ce type d'exploitation. Dans le cas présent, les dimensions structurant les données de simulation sont bien sûr le temps (agrégation jour-mois-année), l'espace (pixel - parcelle - sous-bassin - bassin versant...) mais aussi, et c'est l'originalité, la dimension agronomique (culture - succession de cultures - opération culturale - itinéraire culturel...). Ces trois dimensions permettent d'interroger l'entrepôt de données avec des requêtes complexes, en phase avec des questions que se posent les acteurs : par exemple, sous quel type de rotation, dans quelle situation topographique y a-t-il le plus de fuites nitriques ? quel type d'opération culturale induit le plus d'émissions de nitrate dans un contexte climatique donné ? Couplées à un SIG¹⁶, ces interrogations permettent de localiser les parcelles correspondant à une requête. La mise en œuvre de ces outils est encore au stade exploratoire. Ils permettront d'envisager des applications très larges, mettant à disposition du décideur des données simulées, plutôt qu'un modèle complexe qu'il ne pourra pas manipuler lui-même.

Dans le cas de modèles complexes, estimer les incertitudes est tout aussi nécessaire mais particulièrement ardu. Cela requiert de faire appel à des développements statistiques récents dans le domaine de l'analyse de sensibilité, de la propagation des incertitudes dans les modèles, tenant compte des interactions entre paramètres, ou encore de la distribution spatiale de ces paramètres. Dans le même temps, il s'agit aussi d'améliorer les performances du code de calcul du modèle lui-même, ou des machines sur lequel il fonctionne, car ces analyses nécessitent de réaliser un grand nombre de simulations, et donc beaucoup

16. SIG : système d'information géographique.

de temps de calcul. De nombreuses avancées ont été réalisées sur ces différents fronts. On retiendra surtout la mise au point d'une méthode d'analyse de la sensibilité du modèle incluant explicitement la structuration spatiale des paramètres sol, en utilisant des techniques minimisant le nombre de simulations à réaliser. Une première analyse qualitative a permis de réduire à cinq le nombre de paramètres suffisamment sensibles pour leur appliquer l'analyse de sensibilité spatiale plus détaillée. Il s'agit de la transmissivité hydraulique des sols, incluant la conductivité hydraulique à saturation et son taux de décroissance avec la profondeur, de la profondeur du sol et de l'aquifère, et du taux d'azote organique des sols.

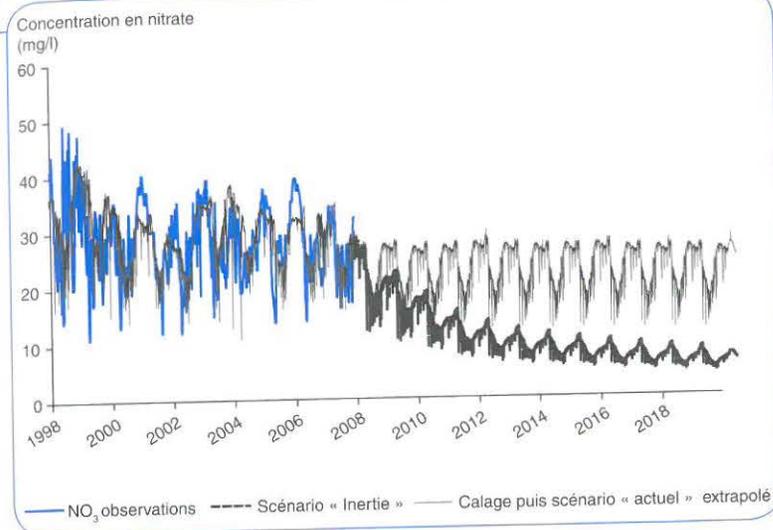
Cette première analyse montre une dépendance entre la fourchette de valeurs plausibles des paramètres et la sensibilité du modèle à la distribution spatiale de ces paramètres, donnant ainsi des indications sur le type de campagne de mesures nécessaire pour une bonne caractérisation des propriétés des sols. Ainsi, pour des paramètres dont la gamme de variation est assez bien connue et limitée, comme le taux d'azote organique du sol et la profondeur de l'horizon organique, un échantillonnage aléatoire permettant de préciser la valeur moyenne est suffisant, alors que pour des paramètres plus variables comme la profondeur totale du sol et de l'aquifère, il faudra auparavant délimiter les zones présentant des valeurs contrastées.

L'effet de différents scénarios sur la pollution nitrique

LE MODÈLE TNT2 a été déployé sur une vingtaine de bassins versants, principalement en Bretagne (tab. 5.1). Des scénarios ont été appliqués et comparés à un scénario de référence. Par scénario, nous entendons la simulation de l'évolution du système modélisé, ici le bassin versant et son activité agricole, en fonction d'une série d'hypothèses de changement (ou pas) des variables de forçage par rapport à l'état actuel. Une grande variété de scénarios a été appliquée : i) la réduction de la fertilisation azotée (organique ou minérale) des cultures, indifférenciée ou en fonction des sur-fertilisations observées ; ii) l'introduction de cïpan ; iii) la modification des proportions de différentes cultures ; iv) des changements climatiques. Par ailleurs, des scénarios plus complexes et originaux ont pu être testés grâce aux nouvelles fonctionnalités du modèle Casimod^N : densité et/ou localisation des réseaux bocagers, dates et modes d'implantation et de destruction de cïpan selon les systèmes de culture, modification de la surface et de la localisation des prairies, gestion différenciée des zones de fond de vallée, enfouissement retardé des pailles, application de MAE globalement ou de manière spatialisée... Les résultats de ces divers tests de scénario ont été publiés dans de nombreux articles et nous en proposons ici une synthèse en détaillant les scénarios les plus élaborés construits sur le Yar, et en analysant la variabilité des réponses des bassins versants en fonction de leurs caractéristiques biophysiques et agronomiques.

En premier lieu, un scénario ayant pour objectif d'évaluer l'inertie du système, en estimant la période de temps minimum nécessaire à un retour à des niveaux de concentrations d'avant l'intensification de l'agriculture, soit de l'ordre de $10 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$, a été appliqué sur de nombreux bassins versants bretons (fig. 5.2). Cette estimation est faite en

Figure 5.2. Concentrations nitriques simulées et observées sur le bassin versant du Yar avec TNT2.



imaginant la totalité des surfaces occupée par une végétation pérenne — prairies ou forêts non fertilisées — immobilisant beaucoup d'azote, afin de minimiser la lixiviation du nitrate. Appliqué au bassin versant du Yar, ce scénario montre une diminution rapide des concentrations pendant les cinq premières années, suivie d'une phase de diminution plus lente se poursuivant au-delà de dix ans. Cette allure se retrouve dans tous les bassins versants, mais la durée de chaque phase varie fortement.

Le temps nécessaire pour passer en dessous de 10 mg/l est d'une quinzaine d'années, mais est très variable d'un bassin versant à l'autre. Ce temps ne dépend pas du niveau de concentration en nitrate de la lame drainante ou de la nappe, mais de la taille et des propriétés du réservoir hydrologique qui contient le stock de nitrate, dépendants eux-mêmes du type de matériau géologique, de l'épaisseur des altérites et de la géométrie des écoulements, autant d'éléments qui vont déterminer l'éventail des temps de séjour de l'eau au sein du bassin versant. L'atteinte de concentrations faibles à l'exutoire nécessite que ce réservoir majeur alimentant la rivière ait été « nettoyé », ce qui signifie que c'est bien la distribution des temps de séjour dans le bassin qui va être déterminante, plus que le temps de séjour moyen. L'inertie biogéochimique des sols, elle-même liée à l'histoire des pratiques agricoles autant qu'à la nature des sols et au climat, entre également en jeu. Si le taux de minéralisation de l'azote organique du sol est initialement très élevé (teneurs en matière organique élevées, apports importants de matières organiques, faible sécheresse estivale, hiver doux...), la concentration en nitrate des eaux drainées

Tableau 5.1. Estimation par TNT2 du temps minimum nécessaire pour atteindre 10 mg/l de NO₃.

Bassin versant	Lame drainante* (mm)	Concentration initiale (mg/l nitrate)	Temps d'atteinte de 10mg/l NO ₃ (années)
3	200	65	22
4	210	55	10
15	220	65	20
13	300	46	10
1	330	55	15
9	390	64	20
5	400	33	9
16	430	42	7
12	450	28	7
10	470	34	12
6	480	76	10
7	480	87	20
17	490	53	13
2	540	80	15
8	560	40	18
11	580	45	15
14	580	39	7

Cette estimation se fait au regard de la lame drainante et de la concentration initiale, dans 17 bassins versants bretons. * À titre indicatif, la lame drainante moyenne varie en Bretagne de 200 mm (bassin de Rennes) à 600 mm (Centre et Ouest Bretagne).

simulée par le modèle diminuera moins vite que si l'azote minéralisé peut être intégralement prélevé par un couvert permanent. L'exercice de simulation, de préférence consolidé par des observations directes ou indirectes du temps de résidence dans les nappes (voir chap. 2), est riche d'information sur l'inertie des systèmes et donc sur l'efficacité de telle ou telle mesure visant à restaurer la qualité de l'eau. Si un bassin versant met 20 ans pour passer de 45 mg/l à 10 mg/l en se plaçant dans les meilleures conditions possibles, il est évident que seules des mesures très énergiques peuvent conduire à des diminutions de concentrations décelables dans un délai de quelques années.

Des scénarios construits à partir de la panoplie de mesures utilisables par les gestionnaires de bassins versants peuvent présenter un intérêt opérationnel plus direct, même

s'il faut rester prudent sur les prévisions de concentrations fournies par les simulations. Nous proposons ici de comparer les résultats de simulations obtenus sur deux bassins versants contrastés, ceux du Yar et de Kervidy-Naizin (voir chap. 1), en explorant l'impact des mesures les plus fréquemment invoquées. L'objectif est, d'une part, de discuter de l'effet du contexte agronomique et environnemental des bassins versants sur les résultats, d'autre part de nuancer ces résultats en fonction de l'objectif poursuivi : sur le bassin versant de Kervidy-Naizin, les concentrations moyennes en nitrate dans le cours d'eau sont supérieures à 70 mg/l et l'on peut considérer que l'objectif est d'atteindre la norme européenne de 50 mg/l ; alors que sur le bassin du Yar, comme cela a déjà été souligné, il s'agit de viser des concentrations très inférieures afin de limiter l'ampleur et la fréquence des marées vertes.

I Des scénarios agricoles et d'aménagement

La construction des scénarios que l'on souhaite évaluer avec un modèle comprend deux étapes (Leenhardt *et al.*, 2012) : il s'agit d'abord de transformer une question en un certain nombre d'hypothèses d'évolution des forçages du système (climat, activités agricoles, aménagement de l'espace...), puis à les traduire sous forme numérique de changement des variables d'entrée du modèle. Ces deux étapes s'accompagnent inévitablement de simplifications dont il faut avoir conscience lors de l'interprétation des résultats.

Même si l'on ne s'intéresse pas spécifiquement au forçage climatique, la première étape est de choisir une série climatique qui servira aux simulations. Dans les diverses simulations réalisées, trois stratégies ont été utilisées : répétition à l'identique d'une série climatique passée ; construction d'une série climatique en extrayant, réarrangeant ou répétant les éléments d'une série climatique passée ; utilisation d'une série climatique générée par un modèle climatique.

Les scénarios de baisse de fertilisation sont classiquement réalisés en baissant d'un certain pourcentage la quantité de chaque apport d'engrais. Dans le cas des systèmes de polyculture-élevage, nous avons préféré une méthode plus proche de la réalité agronomique car les pratiques courantes sont celles d'une fertilisation différenciée selon les parcelles et les cultures : sur-fertilisation des parcelles en maïs, facilement épanlables, fréquente sous-fertilisation des prairies, et fertilisation raisonnée pour les céréales dont les objectifs de rendement sont néanmoins souvent optimistes. Par conséquent, les scénarios de réduction de fertilisation construits ont visé, dans un premier temps, à optimiser la fertilisation par culture afin de préserver au mieux la production.

Les scénarios incluant l'augmentation des surfaces en cipan ont été construits en fonction de la réglementation. Le scénario de référence correspond à une situation où les cipan sont présentes après cultures d'hiver, et les scénarios ont testé différentes périodes d'implantation et de destruction, des implantations après cultures de printemps et diverses modalités de gestion des résidus. La fertilisation de la culture suivante n'a pas été ajustée, contrairement aux préconisations agronomiques (Moreau *et al.*, 2012b).

Plus complexes et plus riches ont été les modalités de mise en œuvre de scénarios de changement d'usage des terres, et notamment d'augmentation des surfaces en herbe dans la SAU. Avec le modèle TNT2, l'implantation de nouvelles prairies a été raisonnée en fonction de la localisation des parcelles, en les plaçant en priorité, soit sur les parcelles les plus proches des sièges d'exploitation (logique d'optimisation biotechnique), soit sur les parcelles en position basse dans le paysage (logique d'optimisation de leur impact sur la qualité de l'eau). Comme évoqué précédemment, les conséquences sur les exploitations de ces modifications ne sont pas simulées et les impacts sur les quantités globales d'azote minéral ou organique apportées découlent logiquement de la modification des proportions des différents itinéraires techniques associés. Ainsi, dans le cas de Kervidy-Naizin, le passage de 20 à 50 % de prairies (scénarios Kps et Kpzh, tab. 5.2 et 5.3) se traduit par des baisses de fertilisation organique et minérale du fait de l'augmentation surfacique des itinéraires techniques « prairie » et de la diminution des itinéraires techniques « maïs et blé », sans que ni l'évolution du cheptel qu'induirait un tel changement, ni les évolutions des besoins fourragers et des effluents produits n'aient été réellement simulés (McDowell *et al.*, 2014). Dans le cas du Yar, où un scénario de ce type visait à estimer l'impact d'une généralisation de la mesure agro-environnementale dite « SFEI » (systèmes fourragers économes en intrants), la fertilisation a été ajustée de façon à satisfaire aux conditions d'éligibilité à cette mesure. En bref, outre les conditions sur l'assolement (au minimum 55 % de la SAU en prairie et au maximum 18 % de maïs dans la surface fourragère principale), cette MAE fixait un maximum de 170 kg/ha SAU et 140 kg/ha SAU pour les d'apports azotés totaux et organiques respectivement, avec des maxima de 100, 30 et 0 pour les apports d'azote minéral sur céréales, prairies et maïs, respectivement. Avec TNT2, en l'absence de prise en compte du niveau « exploitation », ces seuils ont été appliqués globalement à l'échelle du bassin versant.

Le développement de Casimod'N a permis de mieux prendre en compte l'ensemble des modifications introduites par une augmentation de la part d'herbe dans la surface fourragère. Deux scénarios principaux ont été construits. Le premier est, de nouveau, la généralisation de la MAE SFEI à l'ensemble du bassin versant, mais cette fois en respectant les seuils au niveau de l'exploitation. Le deuxième est l'application des deux indicateurs « systèmes » (voir chap. 3) à l'ensemble des exploitations du bassin versant, à savoir :

$$N \text{ engrais minéraux} + (0,75 \text{ ou } 0,65) \times N \text{ aliment} \\ + N \text{ effluents (import - export)} < 100 \text{ kg/ha SAU} \\ \text{Chargement} < 1,4 \text{ UGB/ha de prairies}$$

Une contrainte supplémentaire est introduite, à savoir le maintien de la production laitière. Ces deux scénarios (« SFEI » et « Indicateurs Lieue de Grève ») ont été construits en modifiant les objectifs stratégiques des éleveurs. Dans les deux cas, le remplacement des cultures par des prairies est contraint par des critères d'accessibilité définis pour chaque parcelle de l'exploitation. Les besoins des troupeaux et leurs rejets à l'étable (« N maîtrisable ») et au pâturage (« N non maîtrisable ») sont également calculés par le modèle, qui peut alors déterminer l'assolement et le plan d'épandage année par année. De cette

façon, il est non seulement possible de simuler des évolutions différenciées des exploitations pour satisfaire les critères, en fonction de leur état initial et de leurs contraintes, mais aussi de déterminer les exploitations pour lesquelles la satisfaction des critères n'est pas possible sans baisse supplémentaire des objectifs de production, et par là même de juger de la faisabilité biotechnique de ces mesures. Pour résumer simplement les différences entre ces deux scénarios, on peut dire que le scénario « SFEI » correspond à une désintensification des systèmes d'élevage et aboutit à une diminution sensible des productions végétales et animales sur le bassin versant, alors que le second scénario correspond plus à une spécialisation laitière des systèmes, avec le maintien de la production de lait et une baisse possible des autres productions.

■ Des impacts différents selon les scénarios et les situations

Les tableaux 5.2 et 5.3 et la figure 5.3 résument les principaux résultats obtenus, qui peuvent s'interpréter non seulement en termes d'efficacité à réduire les concentrations et

Tableau 5.2. Scénarios simulés pour le bassin versant de Kervidy-Naizin par TNT2.

Modèle utilisé	TNT2				
	Kref	Kferti	Kps	Kpzh	Khaie
a) Scénarios					
Baisse de fertilisation (%)	0	21	12	9	4
Proportion de cipan dans le bassin versant (%)	10	10	7	7	10
Proportion de prairie dans le bassin versant (%)	20	20	48	48	20
Densité de haies (m/ha)	48	48	48	48	140
Zones humides non cultivées ou gérées extensivement (%)	5	5	7	17	7
b) Résultats					
Concentration finale NO ₃	71,2	58,8	51,2	38	69
Flux N-NO ₃ ⁻ (kg . ha ⁻¹)	45,4	39,3	32,8	27,3	42,7
Apport d'azote agricole (kg . ha ⁻¹)	201	160	177	182	192
Exportations par les cultures (kg . ha ⁻¹)	153	133	144	149	149
Dénitrification	29,9	27,1	23,6	22,3	27,2

Kref : pratiques constantes 2010 ; Kferti : fertilisation optimisée ; Kps : augmentation de la surface en prairies, avec une localisation préférentielle près des sièges d'exploitation ; Kpzh : augmentation de la surface en prairies, avec une localisation préférentielle dans les zones humides de fonds de vallée ; Khaie : réseau bocager de 1952 et pratiques agricoles actuelles.

Tableau 5.3. Scénarios simulés pour le bassin versant du Yar par TNT2 et Casimod'N.

Modèle utilisé	TNT2					Casimod'N		
	Yref	Yfert	Ysf	Ysfzh	Yci	Yrefca	Ysfca	Ylgca
a) Scénarios								
Baisse de fertilisation (%)	0	19	36	40	19	0	40	27
Proportion de cipan dans le bassin versant (%)	7	7	7	7	15	7	7	7
Proportion de prairies dans le bassin versant (%)	38	38	43	43	38	32	40	40
Zones humides non cultivées ou gérées extensivement (%)	9	9	10	15	9	9	10	10
b) Résultats								
Concentration NO ₃	30	21,2	19	17,7	20,3	28,4	19	22,1
Flux N-NO ₃ (kg . ha ⁻¹ . an)	32,9	16,3	14,5	13,2	15,6	26,1	15,6	19
Apport agricole d'azote (kg . ha ⁻¹)	164	134	105	98	133	112	68	93
Exportation d'azote par les récoltes (kg . ha ⁻¹)	140	123	110	110	125	85	71	81
Dénitrification	15,5	11,4	10,2	9,2	11,3	6,7	4	5

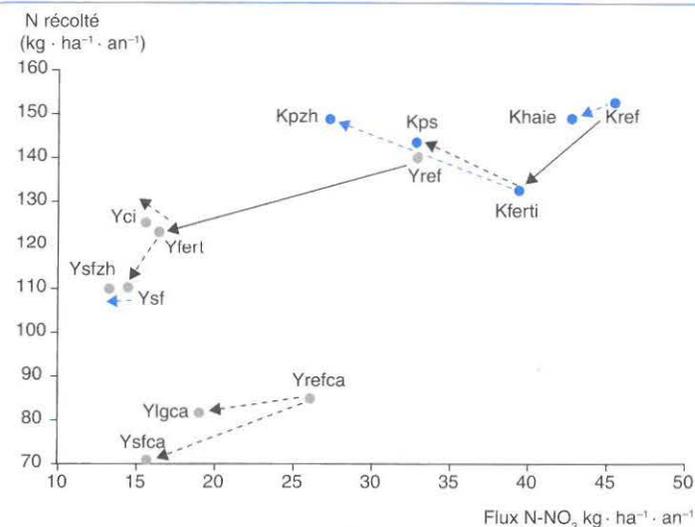
Par TNT2. Yref : pratiques constantes 2000 ; Yfert : fertilisation réduite et cipan réglementaire ; Ysf : « SFEI » ; Ysfzh : « SFEI » avec toutes les zones humides en forêt, friche ou prairie fauchée extensive ; Yci : fertilisation optimisée + maximum d'implantation de cipan.
 Par Casimod'N. Yrefca : pratiques constantes 2008 ; Ysfca : « SFEI » ; Ylgca : respect des critères « Lieue de Grève ». Flux et concentrations sont de la dernière année de simulation et supposés être à l'équilibre.

les flux nitriques à l'exutoire, mais aussi en termes d'impact sur les autres compartiments du bassin versant (air notamment). Ainsi, et c'est un résultat extrapolable à de nombreux cas, la réduction de fertilisation ou plus généralement des intrants azotés, a toujours un résultat positif sur les flux nitriques. Quand la situation de départ est très excédentaire, cette réduction d'intrants se répercute fortement sur les flux nitriques, mais plus on se rapproche de l'équilibre de fertilisation, moins c'est le cas car une partie de cette réduction impacte la production agricole (mesurée ici par l'exportation d'azote par les récoltes). En ce sens, la comparaison des scénarios « SFEI » et « Critères Lieue de Grève », détaillés ci-dessus (Ysfca et Ylgca), est très intéressante : on voit que le scénario « SFEI » induit une réduction plus forte d'intrants, et donc une réduction plus forte des flux nitriques, mais aussi une réduction plus forte des exportations agricoles. En préservant la production agricole, le scénario « Critères Lieue de Grèves » va donc dans le sens d'une meilleure effi-

cience azotée, correspondant à une intensification écologique. Dans le bassin versant de Kervidy, le remplacement massif du maïs par l'herbe entraîne une augmentation de la quantité d'azote exportée, puisqu'une prairie exporte plus d'azote qu'un maïs.

Il faut toutefois noter que, dans tous les cas, la diminution brusque d'apports d'azote organique au sol se traduit dans le modèle par un déstockage important et prolongé de matière organique dans le sol. Cet effet d'inertie du sol retarde ou diminue fortement la traduction des baisses d'intrants en baisse de flux nitrique. L'importance et la durée de cet effet, qui est un élément clé de l'évaluation de ces scénarios, restent toutefois entachées d'une forte incertitude compte tenu de l'imperfection actuelle de la modélisation du devenir de la matière organique du sol.

Il en est de même, mais à un degré bien moindre, des scénarios incluant des mesures qui permettent un meilleur recyclage interne de l'azote, par le sol ou par les structures paysagères (implantation de haies ou amélioration de la couverture hivernale des sols). C'est aussi le cas, de façon plus marquée, des scénarios privilégiant des prairies permanentes peu fertilisées en fond de vallée, qui ne vont pas augmenter la dénitrification mais bien capter plus d'azote dans la biomasse et dans les sols.

Figure 5.3. Flux d'azote nitrique dans l'eau en fonction des quantités d'azote exporté par les récoltes selon différents scénarios.


Ces scénarios correspondent à ceux détaillés plus haut et développés sur les bassins versants de Kervidy et du Yar. Les flèches indiquent les trajectoires d'évolution simulées : les bleues correspondent à des scénarios d'aménagement (zones humides, haies), les noires à des changements de pratiques ou de systèmes. Les points bleus sont relatifs au bassin versant de Kervidy-Naizin, les noirs au bassin versant du Yar.

La faible efficacité des scénarios cipan s'explique principalement : i) par la difficulté d'implanter des cipans dans des successions maïs - céréales d'hiver ; ii) par le fait que l'azote capté par les cipans n'est pas pris en compte dans la fertilisation de la culture suivante ; et iii) parfois par une diminution du rendement simulée de la culture suivante (implantation tardive, concurrence pour l'eau...).

La faible efficacité d'une densification, même importante, du réseau bocager, s'explique par la faible surface représentée par les haies, et par leur rôle dans le maintien de conditions moins humides, donc moins propices à la dénitrification. La meilleure efficacité de la gestion différenciée des fonds de vallée s'explique par la surface concernée relativement importante, et par le fait qu'elles sont en interaction avec les eaux présentant les plus faibles temps de résidence, d'où un effet rapide sur les eaux du cours d'eau.

Conclusion

POUR PEU QU'ILS SOIENT UTILISÉS avec prudence et conscience de leurs limites, les modèles agro-hydrologiques sont des moyens puissants d'exploration des impacts de changements agricoles sur la qualité de l'eau. Leur utilisation dans un cadre opérationnel nécessite qu'un certain nombre d'exigences soient respectées, relatives à la fois au modèle lui-même (applicabilité, précision...) et à sa mise en œuvre (construction des scénarios, interprétation et transmission des résultats...). Les perspectives opérationnelles visent à améliorer la fiabilité des résultats, en perfectionnant les formalismes grâce à l'intégration des résultats de recherches obtenus sur les sites instrumentés, mais aussi à progresser dans l'intégration de différentes approches que les modèles permettent : nouveaux compartiments de l'environnement (atmosphère, biodiversité...), dimensions socio-économiques. Il s'agit là d'un défi scientifique et opérationnel majeur.