

Modélisation de la pollution nitrique des aquifères du bassin de la Seine : intégration des bases de données actualisées des pratiques agricoles, validation des simulations sur la période 1971-2004, simulations prospectives de mesures agro-environnementales

Pascal Viennot¹, Jean-Marie Monget¹, Emmanuel Ledoux¹, Céline Schott²

¹ Centre de Géosciences, Ecole des mines de Paris, 77305 FONTAINEBLEAU Cedex

² INRA/SAD, 662 avenue Louis Buffet, 88500 MIRECOURT

Pascal.Viennot@ensmp.fr, Jean-Marie.Monget@ensmp.fr, Emmanuel.Ledoux@ensmp.fr,

schott@inra.mirecourt.fr

1.	Introduction	2
2.	Généralités sur la pollution nitrique des aquifères	2
2.1.	Le cycle de l'azote.....	2
2.2.	Pollution nitrique du milieu souterrain.....	3
2.2.1	Sources naturelles en nitrates dans les sols	3
2.2.2	Sources anthropiques de nitrates dans les sols	4
2.2.3	Migration des nitrates vers les nappes sous jacentes	5
2.2.4	Migration des nitrates dans les nappes	6
2.3.	Caractérisation statistique de la contamination nitrique des aquifères.....	6
2.3.1	Bases de données disponibles : ONQES et SISES-Eau	6
2.3.2	Évolution de la contamination nitrique depuis les années 1970 sur le bassin	9
2.3.3	Lissage structurel des chroniques de concentrations en nitrates par forage	10
2.3.4	Typologie des forages.....	11
3.	Modélisation du transfert des nitrates dans les aquifères du bassin de la Seine.....	13
3.1.	Le modèle hydrogéologique MODCOU	13
3.1.1	Principes généraux	13
3.1.2	Couche de surface	14
3.1.3	Formations aquifères	15
3.1.4	Paramètres d'entrée, calage	15
3.2.	Le modèle agronomique STICS	18
3.2.1	Principes généraux	18
3.2.2	Spatialisation de STICS en interface de MODCOU	20
3.3.	Méthodes de renseignement des pratiques agricoles sur le bassin	21
3.3.1	Sources d'informations.....	21
3.3.2	Méthode de spatialisation des informations	22
3.4.	Couplage des modèles STICS-MODCOU-NEWSAM	26
3.5.	Modélisations STICS sur la période 1970-2004.....	27
3.6.	Calage du modèle sur les concentrations dans les aquifères	33
3.6.1	Ajustement des médianes de concentration sur la période 1970-2000.....	33
3.6.2	Evaluation des écarts locaux	35
3.7.	Modélisation du rôle de cultures intermédiaires sur les pollutions nitriques du bassin de la Seine	40
3.7.1	Principe des simulations intégrant l'introduction de CIPAN	40
3.7.2	Efficacité de l'introduction de CIPAN sur les flux d'azote sous racinaire.....	41
3.7.3	Efficacité de l'introduction de CIPAN sur les concentrations sous racinaires calculées par la chaîne de modélisation STICS/MODCOU	43
3.7.4	Influence de l'introduction de CIPAN sur la contamination nitrique des aquifères du bassin de la Seine	45
4.	Conclusions - Perspectives.....	49

1. Introduction

Les premières simulations de contamination nitrique des aquifères du bassin de la Seine réalisées avec la chaîne de modélisation STICS-MODCOU-NEWSAM ont été réalisées en 2004 et 2005 (dans le cadre du programme Gestion et Impact du Changement Climatique et de la thèse de Christophe Viavattene) sur la base d'éléments simplifiés et disponibles à l'époque : pratiques agricoles des années 1990-2000 regroupées sur 12 grandes zones du bassin, prise en compte d'une météorologie moyenne (moyenne des années 1970-1990). Les résultats obtenus avaient montré la difficulté de la chaîne de modélisation à reproduire les valeurs de pollution en nitrates dans les différents aquifères du bassin. Par contre, à l'aide d'un calage statistique et d'un lissage structural des concentrations, la chaîne de modélisation avait toutefois montré ses possibilités prédictives à la détermination de l'évolution de ces concentrations.

La finalisation par l'INRA Mirecourt de la base de données des pratiques agricoles observées sur le bassin depuis le début des années 1970 et ce, à l'échelle de la petite région agricole, rend possible la réalisation de simulations beaucoup plus réalistes sur la période 1970-2004 (par intégration des données météorologiques observées sur la période considérée). Ce document présente, après un bref rappel général sur les pollutions nitriques et sur les outils de modélisation utilisés, les résultats obtenus et les possibilités d'utilisation de la chaîne de modélisation STICS-MODCOU-NEWSAM au travers de scénarios agro-environnementaux.

2. Généralités sur la pollution nitrique des aquifères

2.1. Le cycle de l'azote

Le cycle de l'azote est un cycle biogéochimique qui décrit la succession des modifications subies par les différentes formes de l'azote (diazote, nitrate, nitrite, ammoniac, azote organique (protéines)).

L'atmosphère est la principale source d'azote, sous forme de diazote, puisqu'elle en contient 78 % en volume. L'azote, composé essentiel à de nombreux processus biologiques, se retrouve entre autres dans les acides aminés constituant les protéines, et dans les bases azotées présentes dans l'ADN. Des processus sont nécessaires pour transformer l'azote atmosphérique en une forme assimilable par les organismes.

L'azote atmosphérique est fixé par des bactéries présentes dans le sol, telles que *Azobacter vinelandii*, grâce à une enzyme, la nitrogénase. Celle-ci produit de l'ammoniac NH_3 à partir de l'azote et de l'hydrogène atmosphérique. Certaines de ces bactéries, comme *Rhizobium*, vivent en symbiose avec des plantes, produisant de l'ammoniac et puisant des glucides de la plante dans la rhizosphère. L'ammoniac peut aussi provenir de la décomposition d'organismes morts par des bactéries saprophytes sous forme d'ions ammonium NH_4^+ .

Dans les sols bien oxygénés, des bactéries transforment l'ammoniac en nitrite NO_2^- , puis en nitrates NO_3^- , au cours du processus de nitrification*.

Les végétaux absorbent grâce à leurs racines les ions nitrate NO_3^- et, dans une moindre mesure, l'ammoniac présent dans le sol, et les incorporent dans les acides aminés et les protéines. Les végétaux constituent ainsi la seule source d'azote assimilable par les animaux (figure 1).

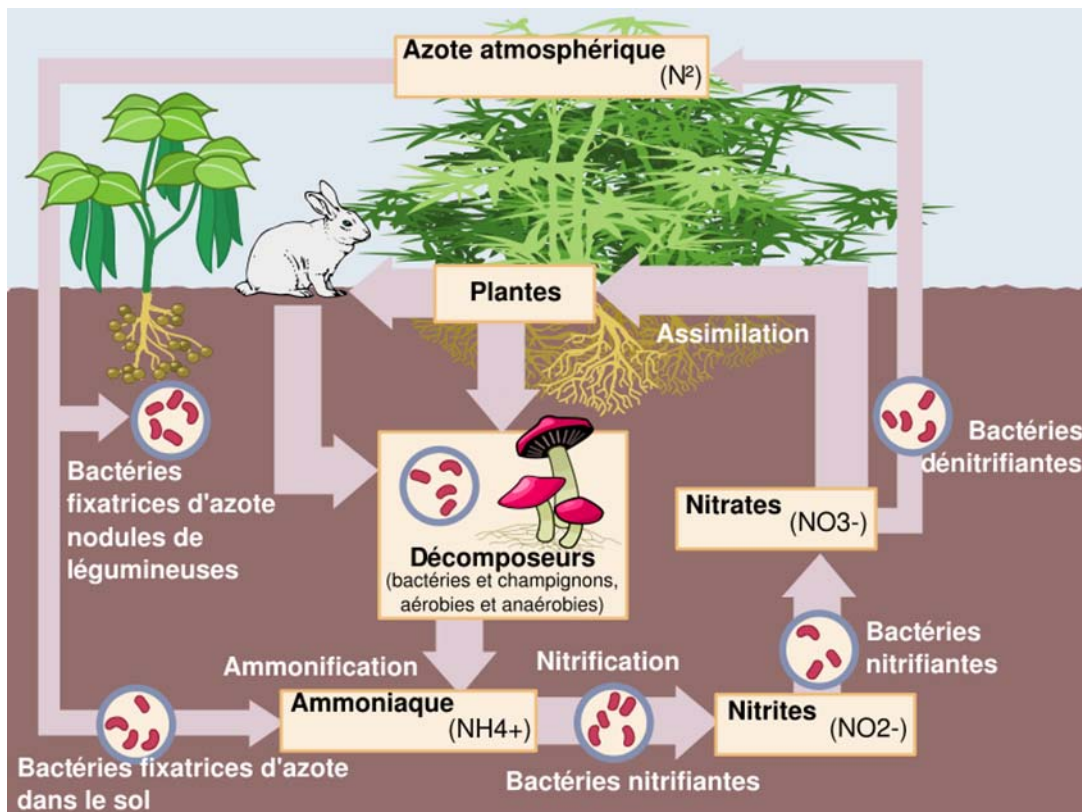


Figure 1: Le cycle de l'azote (source Environmental Protection Agency).

2.2. Pollution nitrique du milieu souterrain

Dans le bassin de la Seine, la pollution en nitrate du milieu hydrique souterrain est exclusivement d'origine agricole. Cette pollution est dite « diffuse » par opposition aux pollutions dites « ponctuelles ». Si les secondes sont localisées et donc, identifiables et quantifiables, les pollutions diffuses résultent de « rejets » répartis sur toute la surface d'un territoire et sont transmises de façon indirecte au milieu : leur quantification est donc délicate.

2.2.1 Sources naturelles en nitrates dans les sols

En l'absence de toute fertilisation azotée, on trouve néanmoins toujours de l'azote dans les sols. Ceux-ci proviennent de la fixation de l'azote présent à 80% dans l'atmosphère par certaines espèces végétales : les légumineuses (famille des Fabacées). L'azote atmosphérique est capté par l'intermédiaire de nodosités présentes sur les racines de plantes. Ces nodosités sont formées par des bactéries de type *Rhizobium* présentes sur les racines, qui pénètrent par les poils racinaires, et se transforment en « bactéroïdes » de plus grande taille. Les nodosités sont le siège d'une activité symbiotique dans laquelle la plante fournit les sucres et l'énergie issus de la photosynthèse et bénéficie, en retour, des acides aminés qui y sont produits. Cette activité peut produire jusqu'à 300 kg d'azote à l'hectare, qui se retrouvent en partie dans les récoltes exportées (protéines des graines et fourrages) et en partie dans le sol, utilisable par les cultures suivantes. En effet quand la plante a fini son cycle saisonnier, cette matière organique azotée est peu à peu décomposée par les bactéries nitrifiantes et du sol et transformée en nitrates. Ces nitrates sont, pour la plupart, utilisés à leur tour par les autres espèces végétales pour leur propre croissance.

On estime qu'un sol normal contient environ 1000 kg d'azote (N) par hectare, sous forme de matière organique plus ou moins fraîche ou en cours de décomposition, le cycle de cette matière organique pouvant être très long (plusieurs dizaines d'années de résidence). Chaque année, seule une fraction de cet azote est transformée (minéralisée) en nitrates, mais, en régime normal, cette fraction est remplacée par de la matière organique fraîche, si bien que le stock d'azote est relativement constant. Si la grande majorité de ces nitrates « naturels » est consommée par la végétation en place,

une partie est toujours lessivée par les eaux d'infiltration en hiver et au printemps et se retrouve dans les nappes sous jacentes. **En l'absence de fertilisation, la concentration « naturelle » en nitrates des eaux souterraines est estimée entre 5 et 25 mg/l (NO_3^-)**. A titre d'exemple, les mesures de concentrations en nitrates sur les captages de la Petite Traconne (bassin versant de la Voulzie) font apparaître des concentrations relativement constantes de l'ordre 22 mg/l entre les années 1930 et 1960.

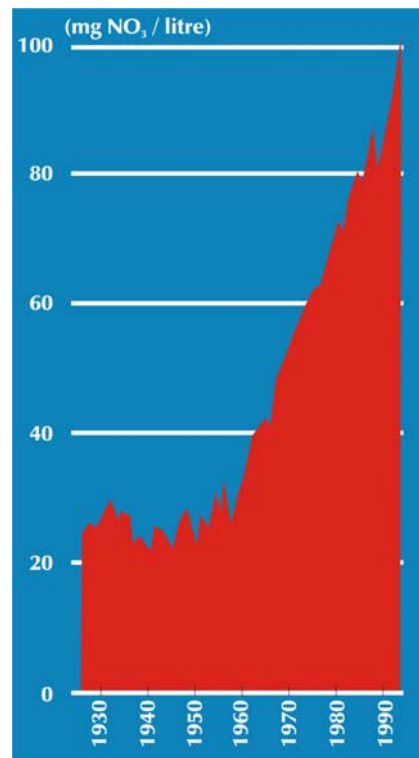


Figure 2 : Évolution de la teneur en nitrates des captages de la Petite Traconne (source SAGEP)

Cependant tout changement de l'occupation du sol peut venir perturber cet équilibre. On sait par exemple que le labourage d'une prairie ou le défrichage d'une forêt engendrent inmanquablement une augmentation des flux de nitrates vers les nappes car le stock de matière organique se décompose et s'oxyde plus vite, libérant ainsi les nitrates.

2.2.2 Sources anthropiques de nitrates dans les sols

Si le changement d'occupation des sols peut être une source d'origine anthropique des nitrates dans les sols, la source majeure en est l'apport d'engrais azotés. En effet, en France, la présence de nitrates dans les eaux continentales provient à environ 66% de l'agriculture (épandage d'engrais et de lisier) et le reste à des rejets de collectivités locales (22%) et de l'industrie (12%).

L'apport azoté en agriculture s'effectue sous trois formes :

- directement sous forme de nitrates
- d'ammonitrates à base de nitrates d'ammonium (NH_4NO_3)
- d'urée (CON_2H_4)

Ces deux derniers se transformeront ensuite dans le sol en nitrates, comme cela se fait pour l'ammoniac de l'urine ou la matière organique naturelle azotée. Dans le cas d'épandages de lisier d'élevage, c'est la forme ammoniacquée qui domine.

Les apports en azote aux cultures s'expriment généralement en kilo d'azote par hectare, ou encore « unité d'azote ». 200 unités, par exemple, signifient un apport de 200 kg par hectare d'azote N, quelque que soit la forme où l'azote est apportée (nitrates, ammoniac, urée, etc...). Sur grandes cultures, les apports sont compris généralement entre 150 et 300 unités. Si la majorité de cet azote est consommé par les plantes, comme pour les nitrates d'origine naturelle, une fraction des nitrates présents dans les sols est lessivée par l'eau de pluie et peut donc rejoindre soit directement les cours

d'eau par ruissellement ou drainage superficiel, soit s'infiltrer vers les nappes sous jacentes. En France, selon un bilan du ministère de l'Agriculture, la différence entre azote apporté et azote effectivement consommé par les plantes est passé de 320 000 tonnes en 1995 à 400 000 tonnes en 1997, les régions les plus touchées étant la Bretagne, la Champagne-Ardenne, le Centre, le Poitou-Charente et l'Île-de-France.

Au niveau de l'agriculteur, une fertilisation azotée optimale consiste à apporter les nitrates au niveau des racines des cultures au moment de leur croissance. Les principaux apports s'effectuent donc après les semis, sous forme directement assimilable (nitrates). Si une pluie intervient peu de temps après l'application, le risque de lessivage des nitrates est important et nécessitera un nouvel apport. Un apport d'azote sous forme moins directement assimilable nécessite une décomposition de cet apport (fonction de l'humidité du sol, de la température, etc...) qui doit se faire au rythme de la demande de la végétation : ceci est donc beaucoup plus hasardeux, à moins d'en mettre en excès.

L'idéal, pour la protection des eaux, serait qu'à la fin de la saison culturale la végétation ait consommé tous les nitrates apportés afin que la saison hivernale et pluvieuse qui suit ne lessive que peu ou pas de nitrates.

2.2.3 Migration des nitrates vers les nappes sous jacentes

Qu'ils soient naturellement produits dans les sols superficiels ou qu'ils soient apportés sous forme d'engrais, les nitrates en excès vont donc être entraînés en profondeur par la partie des précipitations qui s'infilte dans le sol.

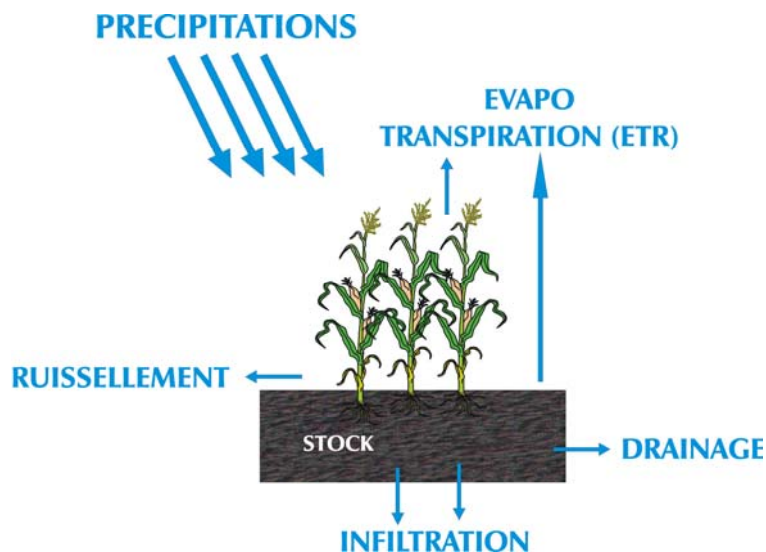


Figure 3 : Schéma simplifié du bilan hydrique Sol-Plante-Atmosphère

L'infiltration, qui représente l'alimentation des nappes, s'effectue généralement en hiver et au début du printemps car durant cette période le phénomène d'évapotranspiration est faible, les plantes vivant au ralenti et l'humidité des sols favorisant l'infiltration.

Généralement, le périple souterrain des eaux de pluie prend du temps : dans les régions constituées de calcaire ou de granite peu fissuré, de craie, de sable ou d'alluvions, leur infiltration est lente (quelques mètres par an dans les sables fins). L'eau remplit progressivement les moindres interstices, les pores de la craie, les petites fissures des granites ou des calcaires durs, ou encore les vides laissés entre les grains de sable ou de graviers. Les nappes ainsi formées ne sont jamais des étendues d'eau libre, mais des couches de terrain saturées d'eau. Leur écoulement est paresseux et les distances parcourues peuvent être très longues.

Les nitrates, qui ne sont, en général, ni retenus ni dégradés lors de leur migration avec l'eau vers les nappes, atteignent donc inexorablement les nappes sous jacentes.

2.2.4 Migration des nitrates dans les nappes

L'eau souterraine chemine en nappe* dans le sous-sol sous l'effet de la gravité vers les points bas de la topographie parfois pendant des dizaines voire des centaines de kilomètres, avant de ressortir à l'air libre, alimentant une source ou un cours d'eau. Les vitesses de migration des eaux dans les nappes sont très lentes, de l'ordre du mètre par jour, voire moins. Il faut donc plusieurs années pour que les nitrates, dissous dans l'eau, progressent de l'amont vers l'aval. A titre d'exemple, un captage qui se trouverait à 10 km en aval d'une parcelle qui reçoit un excès de nitrates ne pourrait être polluée que près de 30 ans après !!!!

Si les nitrates ne se dégradent généralement pas dans les nappes (et c'est pratiquement le cas pour les aquifères du bassin de la Seine), il existe tout de même trois cas importants d'élimination naturelle des nitrates :

- la roche hôte de la nappe contient un minéral assez rare au droit des affleurements (car facilement dissous) : la pyrite. La pyrite est un sulfure de fer qui réagit avec l'oxygène contenu dans l'eau et qui s'oxyde en sulfate de fer qui est soluble. En l'absence d'oxygène, la pyrite est oxydée par les nitrates pour former aussi des sulfates de fer et de l'azote gazeux qui s'échappe vers l'atmosphère ;
- la nappe est isolée de l'atmosphère : cela suppose donc qu'elle se retrouve captive sous une formation semi-perméable de type formation argileuse. L'air du sol ne pouvant plus échanger avec l'eau de la nappe, on constate que les bactéries, après consommation de l'oxygène dissous de l'eau, vont chercher l'oxygène dont elles ont besoin dans l'ion nitrate. On explique ainsi, dans le nord de la France, l'absence de nitrates dans certains forages de la nappe de la craie alors que généralement cette nappe est très chargée en nitrates. Il faut simplement que la nappe soit surmontée d'une couche argileuse isolante, ce qui ne se produit que rarement ;
- la nappe est alluviale et proche de certains cours d'eau. On constate en effet que les teneurs en nitrates diminuent dans la nappe (jusqu'à être divisées par 2) quand on se dirige de la bordure de la plaine alluviale (près de coteaux) jusqu'à la rivière. Ceci a été mis en évidence sur le bassin pour de grands cours d'eau comme la Marne ou la Seine mais cela se produit pratiquement pour chaque rivière. Deux explications peuvent être avancées. La première est que la végétation alluviale qui borde la rivière puise ses éléments nutritifs dans la nappe et y consomme donc une partie des nitrates dont elle a besoin. La seconde, plus significative, est que, dans les alluvions, on observe une partie graveleuse, plus en profondeur, qui est le siège principal de la circulation de l'eau. Cette partie graveleuse est surmontée d'une couche de limons très fins, couche qui joue alors le rôle de la couche d'argile citée précédemment. Ceci permet une certaine dénitrification naturelle dans les graviers sous jacents, dénitrification qui n'est toutefois pas totale, faute de temps pour se réaliser.

2.3. Caractérisation statistique de la contamination nitrique des aquifères

2.3.1 Bases de données disponibles : ONQES et SISES-Eau

L'Observatoire National de la Qualité des Eaux Souterraines (ONQES)¹ a été créé de façon informelle en 1983 pour "centraliser, homogénéiser et mettre à disposition d'utilisateurs autorisés toutes informations concernant la qualité chimique des eaux souterraines brutes et réaliser l'exploitation de ces données, notamment pour des synthèses nationales". Placé sous la responsabilité du BRGM en 1986, ONQES est structuré depuis 2001 sous forme d'une Banque du Sous-Sol et des

¹ Observatoire national de la qualité des eaux souterraines (ONQES) (bilan d'activité de l'année 1998). Convention 5-98 du ministère de l'Environnement (Direction de l'eau) Landerau A. in Service Public du Brgm Rapport Annuel 1998 Annexe 1 Synthèses et opérations nationales. Site Internet : <http://www.brgm.fr/BRGMFrance/annexe1.pdf>

Eaux Souterraines (BSS-ES) récemment accessible au public à travers le système ADES (Accès aux Données sur les Eaux Souterraines)².

C'est un fichier composite de nombreuses sources différentes de données aux échelles locales, régionales ou de bassins entiers qui traite essentiellement des données de la qualité des eaux souterraines brutes. Cette base de données présente deux intérêts : elle comporte un très grand nombre de points de mesures (environ 6 500 points de mesure) bien répartis sur l'ensemble du bassin (figure 4) et s'étend sur une période d'observation comprise entre 1972 et 1995.

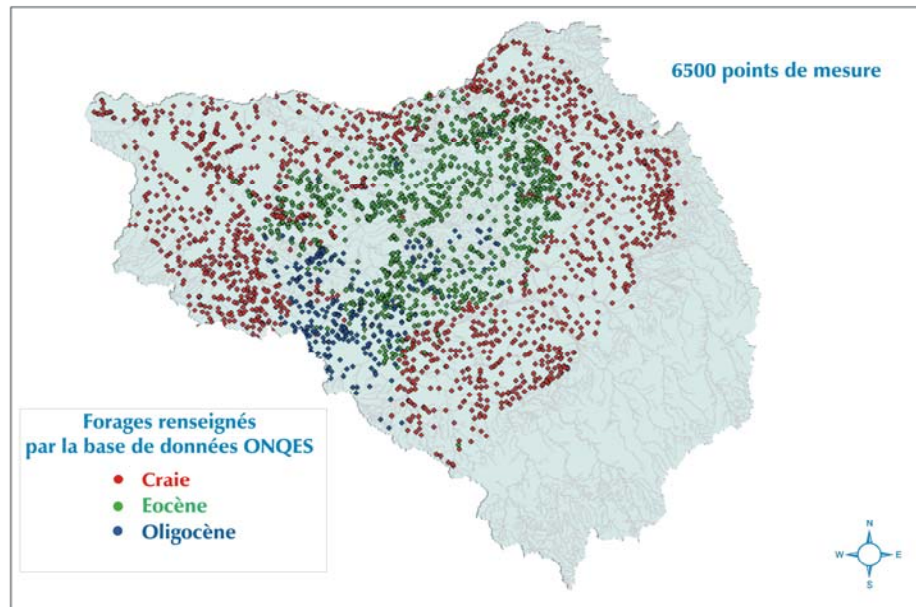


Figure 4 : Couverture géographique de l'ensemble des 6 500 forages disponibles dans la base ONQES sur le bassin de la Seine

La base ONQES présente néanmoins des interruptions d'observation pour chaque captage sur des périodes variables et une relative pauvreté d'information après 1990 (figure 5). Pour tenter de corriger ces problèmes, on a augmenté ce tableau de mesures de la base de données du Système d'Information en Santé Environnement sur les eaux, dénommé SISE-Eaux (DRASS)³, ce qui a permis de couvrir en particulier la période 1996 - 2003. Afin de ne pas modifier la population des captages servant au calcul des indices statistiques, seuls les captages dont le code BSS⁴ était commun aux deux bases ont été retenus.

² ADES - Banque nationale d'Accès aux Données sur les Eaux Souterraines. Site Internet : <http://www.ades.eaufrance.fr/ades/data/news/ADES.pdf>

³ SISE-Eaux – Ministère de la Santé et des Solidarités. Site Internet : <http://www.sante.gouv.fr/pdf/sise.pdf>

⁴ Le code national de la Banque du Sous-sol (BSS) est attribué par le Bureau de Recherche Géologique et Minière (BRGM) aux ouvrages souterrains dont les captages d'eau potables. La nomenclature est de type 08035X0398 et est établi selon le principe de positionnement du point sur une carte géologique au 1/ 50 000.

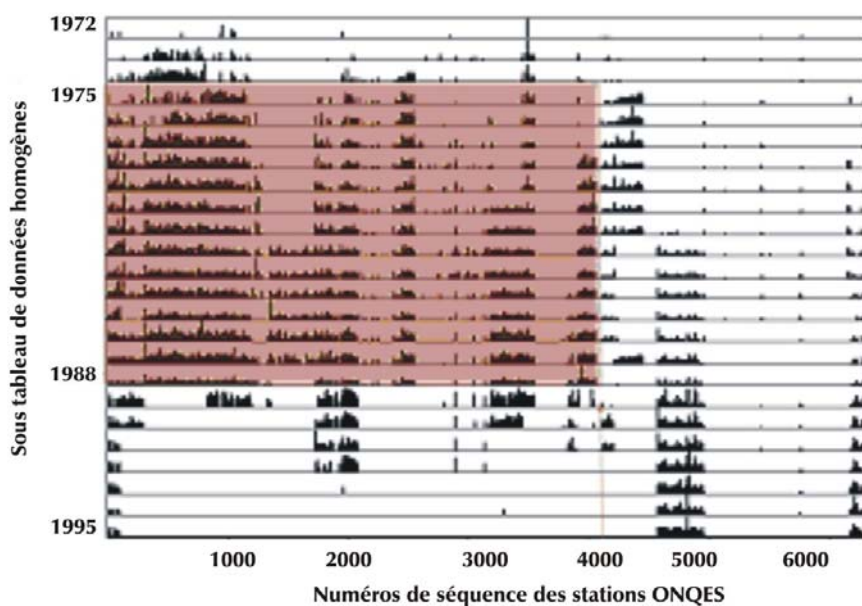


Figure 5 : Tableau synoptique faisant un bilan des périodes de mesures disponibles pour l'ensemble de la base de données ONQES des 6 500 forages disponibles dans la base ONQES sur une période s'étalant de 1972 à 1995

Une première étude phénoménologique portant sur l'évolution des nitrates sur l'ensemble du bassin a été conduite sur la période 1975-1988 pour un ensemble relativement homogène de 4 442 points de captage. Ce grand nombre d'observations disponibles permet une caractérisation statistique de la pollution des ressources en eau souterraine du bassin. On peut ainsi suivre l'évolution des histogrammes de concentrations en nitrates, mesurées en mgNO_3/l , sur une période de 5 ans allant de 1980 à 1984, tous aquifères confondus (figure 6). On remarque que ces histogrammes présentent une forme stable au cours du temps comportant un pic initial caractérisant les forages peu contaminés (id., concentration allant de $0.1 \text{ mgNO}_3/\text{l}$ à $5 \text{ mgNO}_3/\text{l}$) suivi d'une distribution présentant un étalement important.

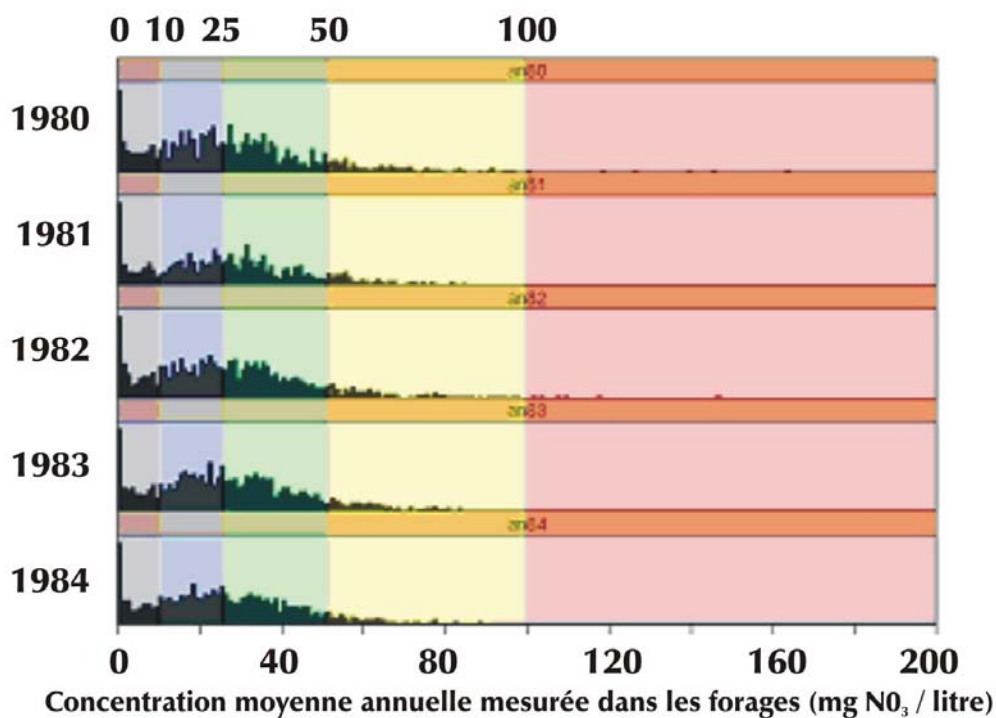


Figure 6 : Évolution annuelle des histogrammes de concentrations en nitrates pour la population des forages de l'aquifère de l'Oligocène recensés dans la base ONQES

2.3.2 Évolution de la contamination nitrique depuis les années 1970 sur le bassin

La recherche d'indices globaux pouvant caractériser l'état de dispersion d'un traceur au travers de la loi de distribution statistique de sa concentration dans l'espace considérée comme invariant physique a fait l'objet de nombreux travaux dans le domaine de la dispersion des contaminants ou traceurs contenus dans les panaches se libérant dans l'atmosphère. Selon l'état de dispersion, les formes d'histogrammes des concentrations calculés sur un domaine particulier de l'espace varient selon le schéma présenté en figure 7. Ceci peut en particulier être observé dans le domaine de l'eau à l'échelle d'un aquifère en faisant intervenir le concept de macro-dispersion du polluant étudié.

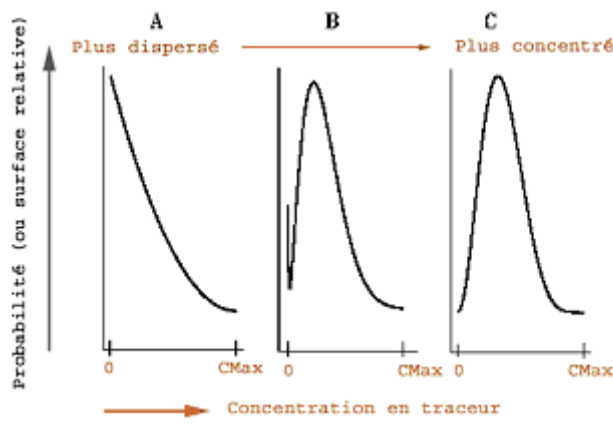


Figure 7 : Schéma théorique montrant l'évolution de la densité de probabilité des concentrations d'un traceur dans un domaine particulier de l'espace.

On peut noter la remarquable similarité de forme entre celle de l'histogramme du cas (B) caractérisant un état moyen de dispersion et celle de l'histogramme des valeurs de nitrates mesurées dans les captages de la base de données ONQES (figure 6). Fort de cette analogie, on a admis par la

suite de caractériser l'état annuel global de dispersion des nitrates dans chaque aquifère par la distribution statistique (ou histogramme) des concentrations observée sur ce domaine.

Comme on peut le constater, les histogrammes de concentration en nitrates ne présentent pas la forme d'une simple gaussienne du fait qu'ils montrent une grande dispersion préférentielle vers les valeurs élevées. Recherchant un indice statistique permettant de caractériser de manière globale la population des valeurs de concentrations en nitrates dans chaque aquifère à une année d'observation particulière, nous avons été conduit à retenir la médiane de chaque distribution comme indice principal et les premiers et troisième quartiles comme indices accessoires. La médiane est en effet connue comme un indice plus « robuste » que la moyenne, peu fiable, pour caractériser des distributions asymétriques et pouvant être très sensibles aux valeurs anormalement élevées observées pour un nombre limité de forages.

L'évolution de la médiane et celle des premier et troisième quartiles (idem, Q1 et Q3) de la distribution statistique annuelle des concentrations en nitrates dans l'ensemble des trois aquifères (Craie, Eocène et Oligocène) montre (figure 8) une augmentation régulière remarquablement continue et quasi-linéaire des trois indices sur près de 30 années. L'augmentation constatée pour la médiane est d'environ 0,64 mg NO₃/l/an, valeur obtenue par ajustement aux moindres carrés d'une droite de régression calculée en fonction du temps. On remarque que l'intervalle interquartile Q1-Q3 (équivalent de l'écart type de la distribution dans le cas gaussien) est stable quelle que soit l'année d'observation et se maintient à une valeur d'environ 10 mg NO₃/l.

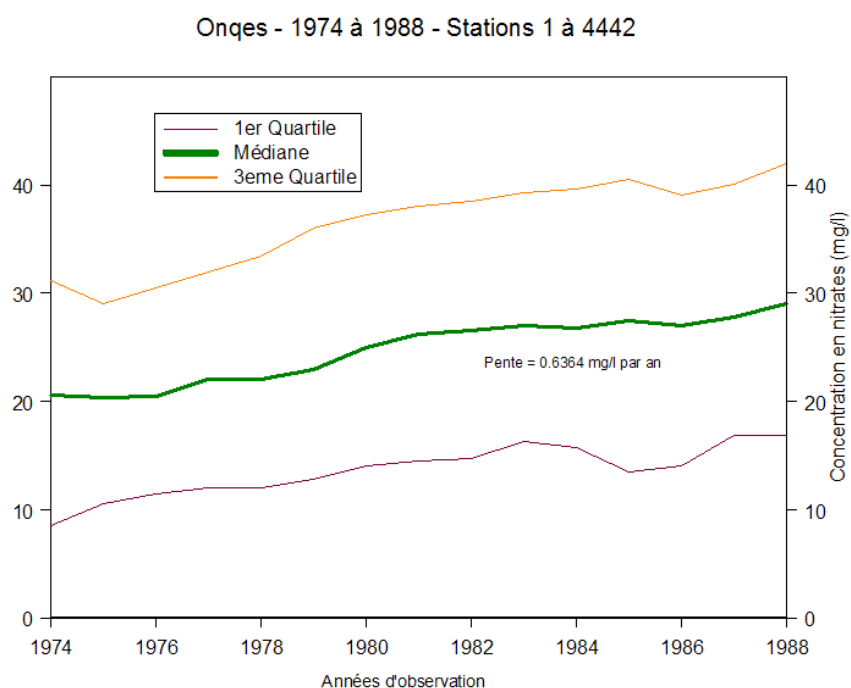


Figure 8 : Évolution constatée des concentrations en nitrates dans les captages sur l'ensemble du bassin de la Seine, tous aquifères confondus (données ONQES)

2.3.3 Lissage structurel des chroniques de concentrations en nitrates par forage

Au contraire de l'évolution relativement continue de la médiane calculée sur l'ensemble des aquifères celles calculées pour chacun des trois aquifères pris séparément (Craie, Eocène et Oligocène) présentent une variation annuelle erratique principalement due au fait que nombre de chroniques par forage sont fréquemment interrompues.

Pour réduire l'effet de ces variations annuelles erratiques on a procédé à une régression linéaire de la série annuelle des concentrations observées pour chacun des 3 297 points de captage présentant un nombre d'observations supérieur à 5 sur la période 1970-2000. On a ainsi retenu : 300

captages pour l'Oligocène, 1 118 pour l'Eocène et 1 879 pour la Craie. Cette technique de lissage-interpolation avait déjà été utilisée par ailleurs dans les études de risques de non atteinte des objectifs de la DCE effectuées par l'AESN. L'évolution annuelle des médianes calculées par aquifère pour les données lissées est plus régulière et mieux adaptée à une comparaison avec celle provenant des médianes calculées sur les données produites par les simulations STICS-MODCOU-NEWSAM (figure 9).

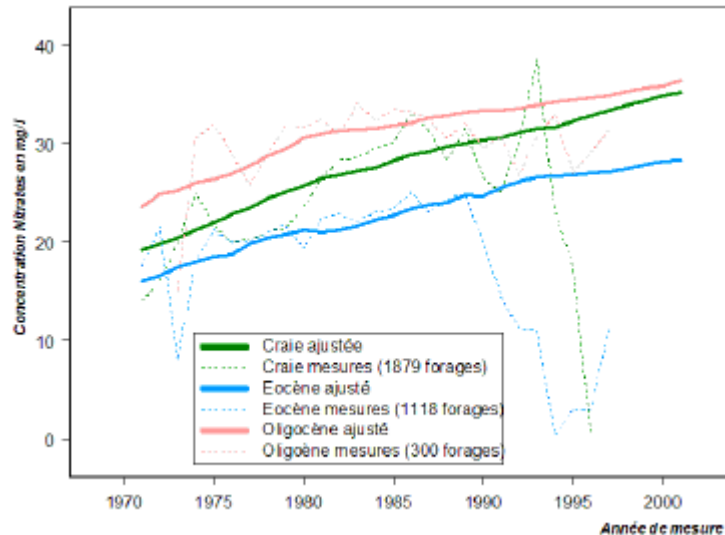


Figure 9 : Comparaison par aquifère entre l'évolution annuelle de la médiane calculée sur les données observées brutes (ONQES – SISE-Eaux) et sur les données lissées.

2.3.4 Typologie des forages

Dans le but de vérifier la validité de la régression linéaire utilisée dans le lissage temporel des mesures, les chroniques ONQES – SISE-Eaux des 3 297 points de captage retenus ont été interprétées pour les classer par valeurs typiques, longueur d'observation et par forme d'évolution.

Pour ce qui est des formes d'évolution, on a retenu les classes suivantes :

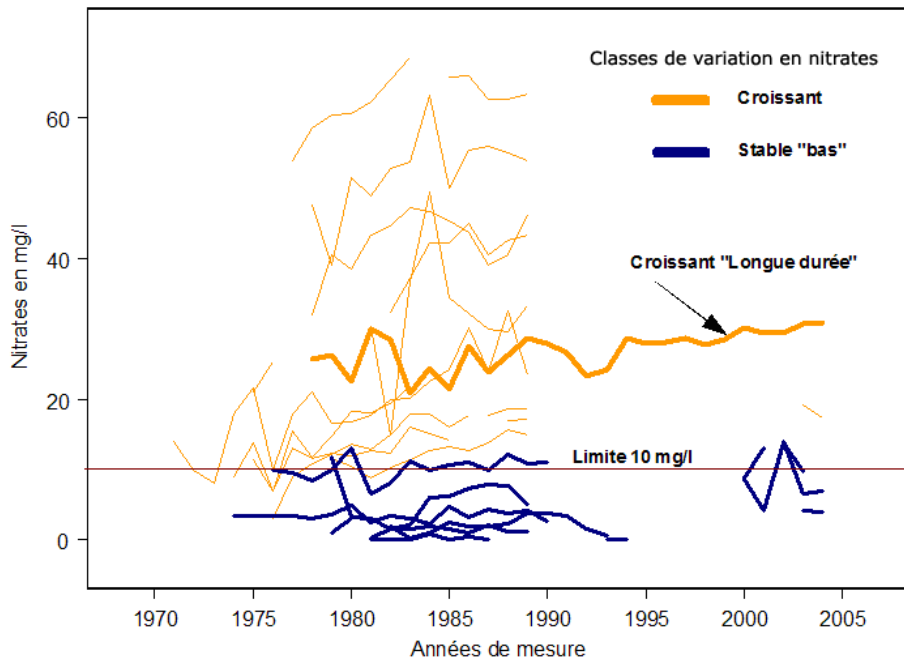
- « **Baisse** » (ou décroissant)
- « **Stable** »
- « **Monte** » (ou croissant)
- « **En U** » (dans ce dernier cas, 5% environ de la population totale, la régression linéaire est écartée.

D'autre part on a retenu comme classes complémentaires :

- « **Bas** » (< 10 mg/l sur 30 ans)
- « **Haut** » (> 50 mg/l sur 30 ans)
- « **Lg** » (ou longue durée), pour une chronique ininterrompue sur plus de 10 ans.

La figure 10 illustre ces différences de comportement en contrastant, pour quelques forages appartenant à l'aquifère de l'Eocène, les comportements de type « Monte » (ou croissant) avec les forages pour lesquels les teneurs en nitrates restent inférieures à 10 mg/l sur les 30 années d'observation. Les formes illustrées se retrouvent de manière équivalente dans les chroniques mesurées pour les aquifères de la Craie et de l'Oligocène.

Forages ONQES-Sise Eau



P. Viennot - J.M. Monget - CG - ENSMP 2007

Figure 10 : Comparaison des chroniques de concentration en nitrates observées sur quelques forages typiques dans l'aquifère de l'Eocène.

La cartographie des types de forages pour un aquifère particulier (ex : Oligocène, figure 11) permet d'apprécier le regroupement géographique éventuel des captages présentant des chroniques semblables. Ces cartes sont aussi utiles à l'aide de l'interprétation des écarts constatés entre les chroniques observées et à celle résultant de la simulation STICS-MODCOU-NEWSAM.

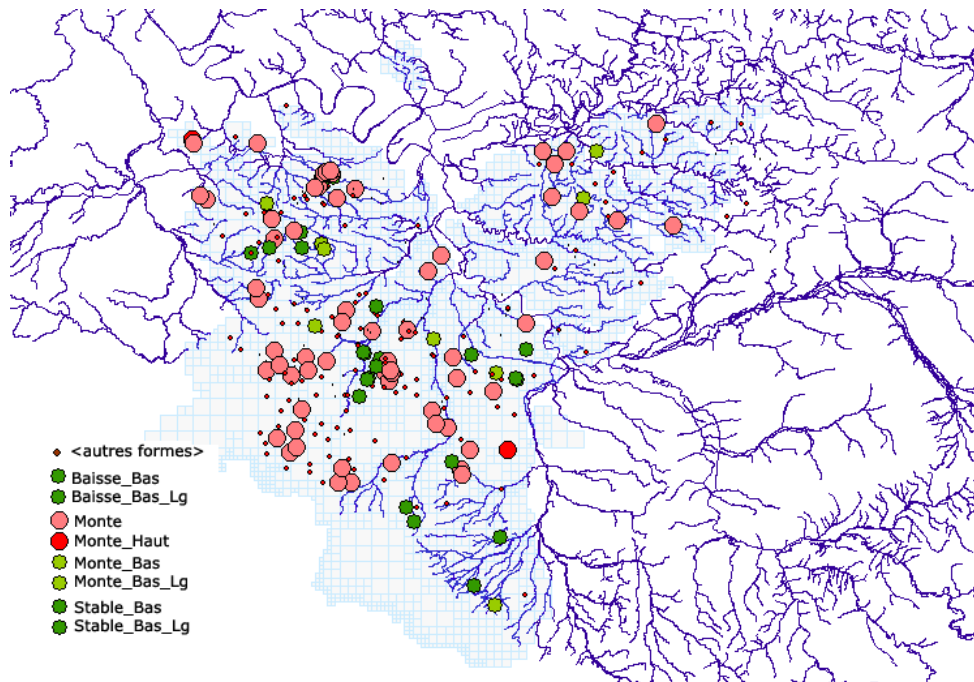


Figure 11 : Localisation de quelques types de forages pour l'aquifère de l'Oligocène.

On remarque en particulier, l'existence d'un chapelet de captages en Beauce présentant des teneurs basses en nitrates (<10 mg/l) pour la période 1970-2000.

3. Modélisation du transfert des nitrates dans les aquifères du bassin de la Seine

A l'échelle du bassin de la Seine, la simulation des transferts diffus de nitrates d'origine agricole a été réalisée par couplage entre le modèle hydrogéologique **MODCOU**, le modèle agronomique **STICS** et le modèle de transport en aquifères **NEWSAM**. Le premier permet de simuler le comportement hydrodynamique du bassin (bilan hydrique des précipitations, routage des flux d'eau en rivières, alimentation des aquifères, ...), le deuxième permet de simuler, entre autres, le comportement du système « sol-plante cultivée » au cours d'une ou plusieurs années successives et générer ainsi des flux de nitrates à la base du système racinaire des cultures et le troisième permet de simuler, à partir des flux de polluant issus des deux précédents, le transfert des nitrates au sein des systèmes aquifères du bassin.

3.1. Le modèle hydrogéologique MODCOU

3.1.1 Principes généraux

Le modèle hydrogéologique MODCOU, développé au Centre de Géosciences (ex Centre d'Informatique Géologique) de l'Ecole des mines de Paris couple les écoulements de surface et les écoulements souterrains afin de reproduire, entre autres, les débits simulés aux rivières et les piézométries dans les aquifères représentés (figure 12).

Globalement, le modèle de surface assure le bilan hydrique des eaux météoriques entre évaporation, ruissellement et infiltration et le modèle souterrain assure le transfert dans les formations aquifères et les échanges nappe-rivière.

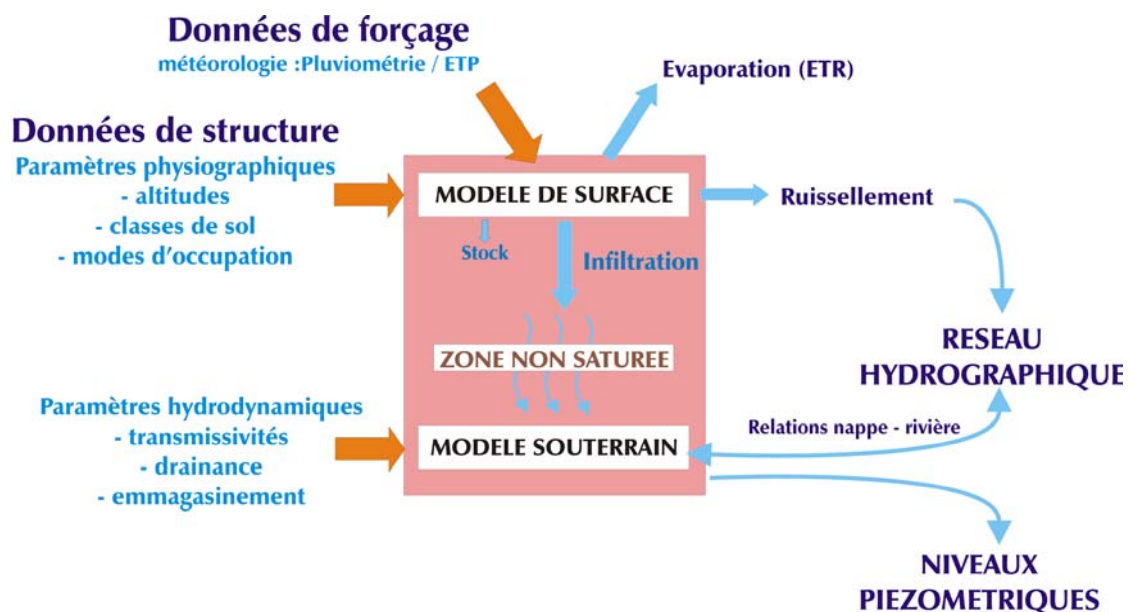


Figure 12 : Principe général du modèle hydrogéologique couplé MODCOU

La région investiguée est discrétisée en une structure multicouche utilisant des mailles carrées emboîtées, mailles auxquelles sont rattachées les caractéristiques du domaine (direction de drainage, altitude, distribution des zones de production pour les mailles de surface ; transmissivité, drainance, coefficient d'emmagasinement pour les mailles des couches souterraines).

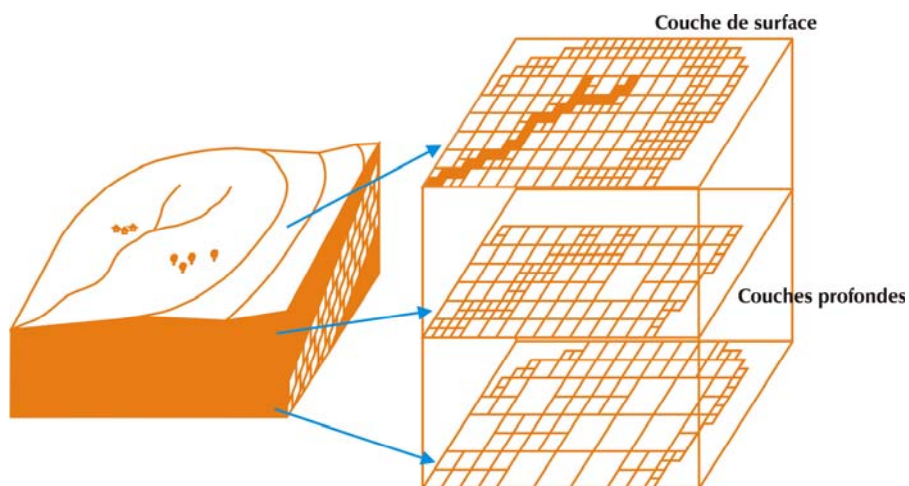


Figure 13 : Principe de la schématisation multicouche

3.1.2 Couche de surface

La prise en compte des écoulements souterrains dans la modélisation du système Seine implique d'étendre le domaine modélisé au-delà du bassin hydrologique *stricto sensu* de la Seine. Ainsi les conditions aux limites du système hydrologique sont définies, dans la mesure du possible, par les charges à cote imposée situées hors du bassin et figurées par les cours d'eau principaux des bassins adjacents (Somme, Meuse, Loire, Loir et Touques). La couche de surface du « modèle Seine » couvre une surface totale de 95 560 km² constituée de 35 198 mailles de taille variable (de 1 à 8 kilomètres de coté).

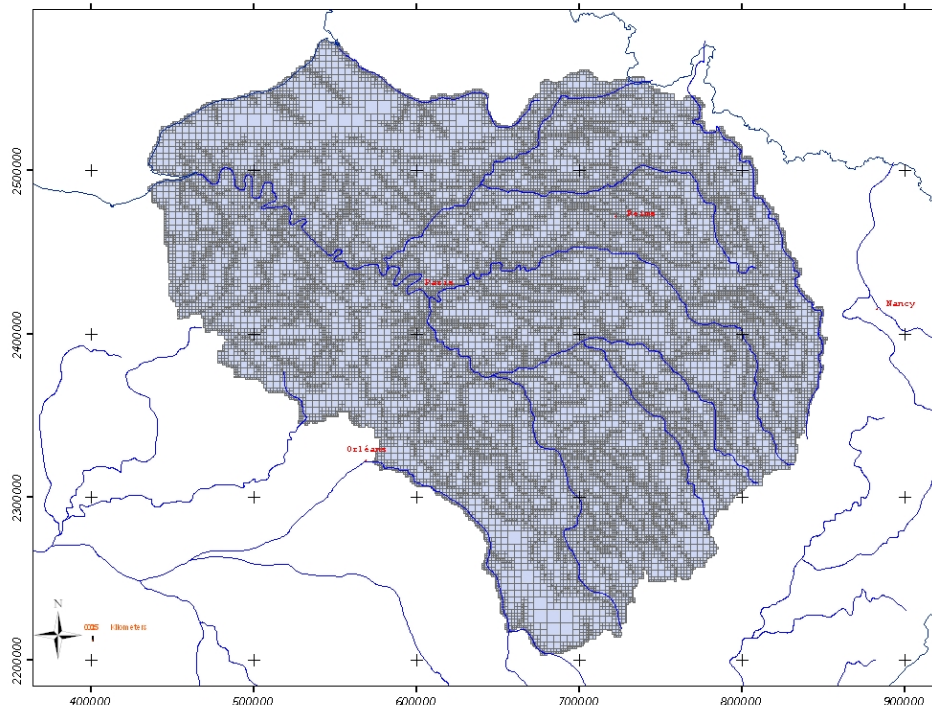


Figure 14 : Maillage de la couche de surface

3.1.3 Formations aquifères

Les formations aquifères représentées dans le modèle, et dénommées « nappes internes », sont au nombre de trois et sont respectivement, de la plus superficielle à la plus profonde, l'Oligocène, l'Eocène (au sens large) et la Craie.

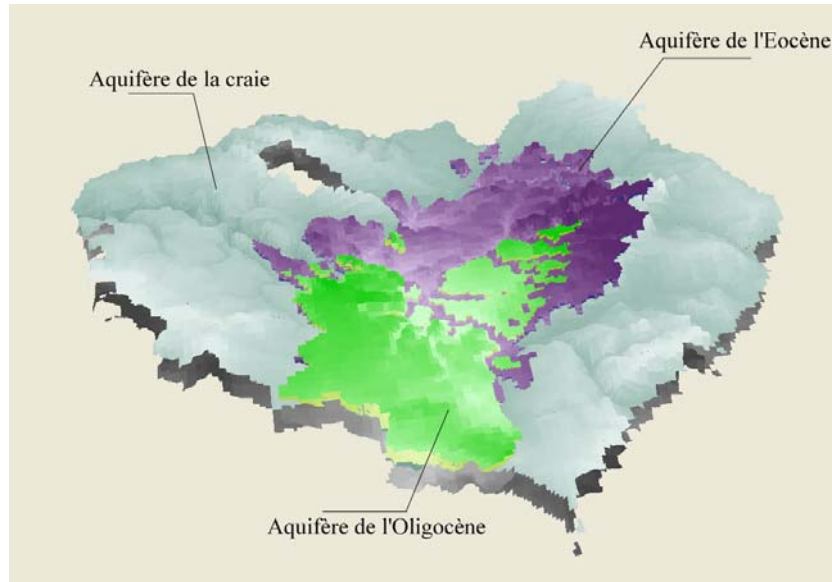


Figure 15 : Vue tridimensionnelle des trois principaux aquifères du bassin

Les formations aquifères, dites « nappes externes », de l'auréole ante crétacé du bassin (du Lias inférieur à l'Albien), ne sont pas explicitement représentées du fait de surfaces affleurantes de faible extension et d'alimentation par infiltration généralement inférieure à 5%. Sur ces formations, une grande partie des eaux météoriques est donc rapidement acheminée vers le réseau hydrologique de surface par l'intermédiaire du ruissellement direct ou par drainage des premiers décimètres de sol.

3.1.4 Paramètres d'entrée, calage

Les données d'entrée et de forçage sont essentiellement constituées par les données météorologiques représentées par la pluviométrie globale (pluie + neige) et l'évapotranspiration potentielle (ETP). Ces données météorologiques journalières, issues du système d'analyse SAFRAN de Météo France, sont entrées sur une grille régulière au pas de 8 kilomètres couvrant l'ensemble du domaine de surface.

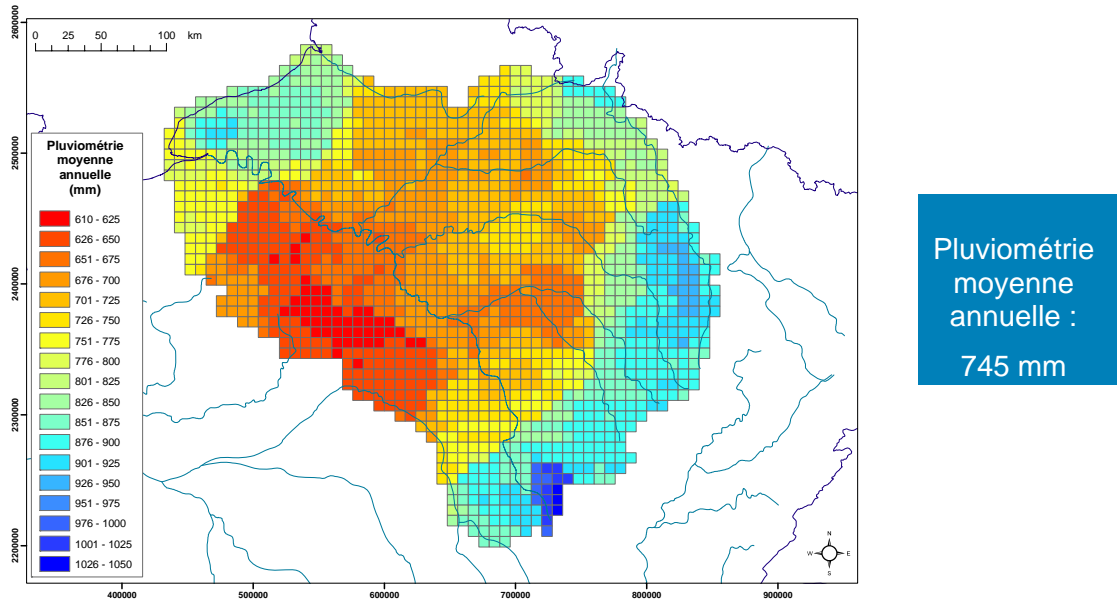


Figure 16 : Grille d'entrée des paramètres météorologiques et précipitations moyennes annuelles sur le secteur modélisé (période 1970-2004)

Le calage du modèle consiste à reproduire, au pas de temps journalier, sur une période de plus de 20 ans et de la manière la plus fiable possible l'ensemble des débits* des principaux cours d'eau et des niveaux piézométriques mesurés sur les trois aquifères pris en compte. Plus de 50 piézomètres et 100 stations hydrométriques ont été utilisés pour ce calage qui consiste dans l'ajustement des données de structures du modèle de surface et du modèle souterrain.

* les débits mesurés de la Seine et de ses principaux affluents en amont de Paris (Marne, Yonne, Aube) et qui servent de point de comparaison avec les résultats calculés par le modèle sont naturalisés : les débits mesurés sont corrigés des prélèvements ou restitutions effectués par les différents barrages-réservoirs du bassin.

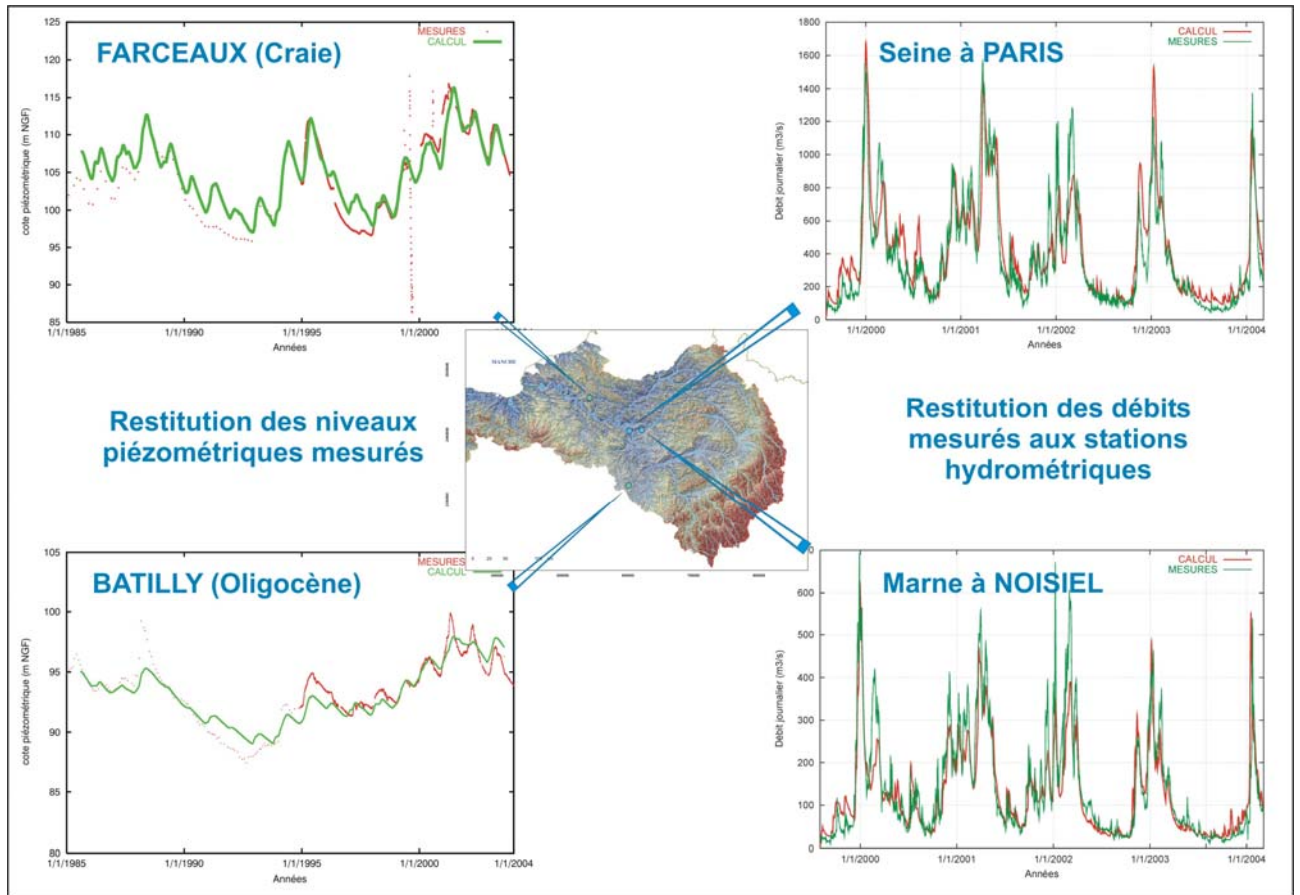


Figure 17 : Calage hydrodynamique du modèle

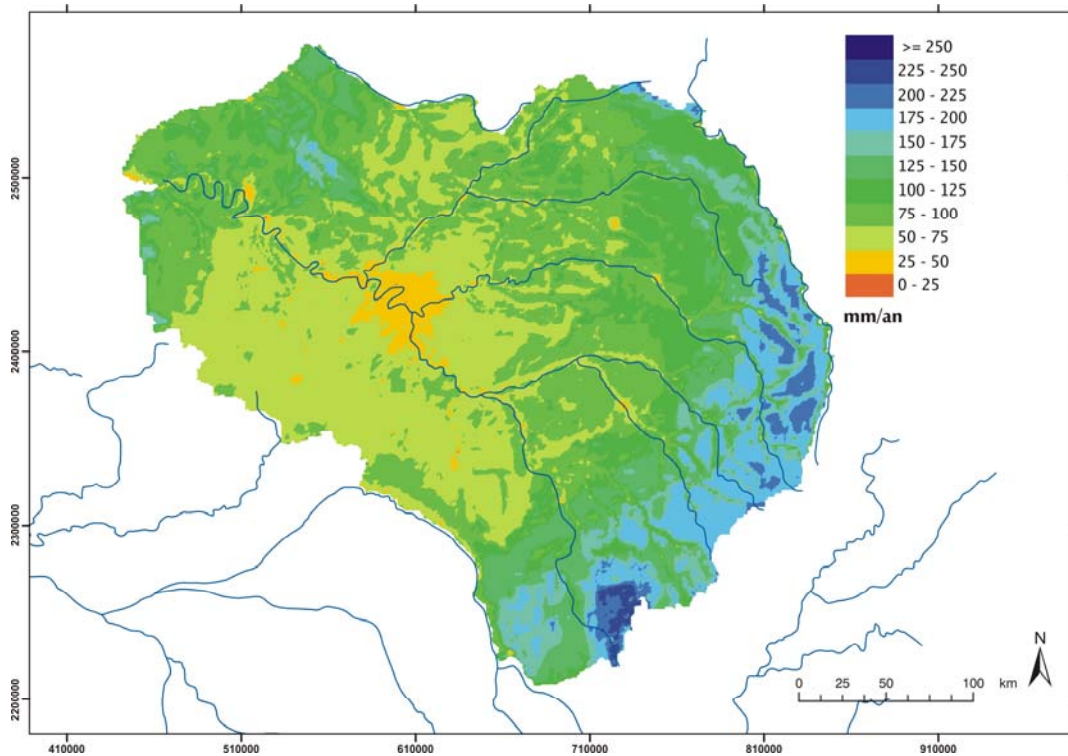
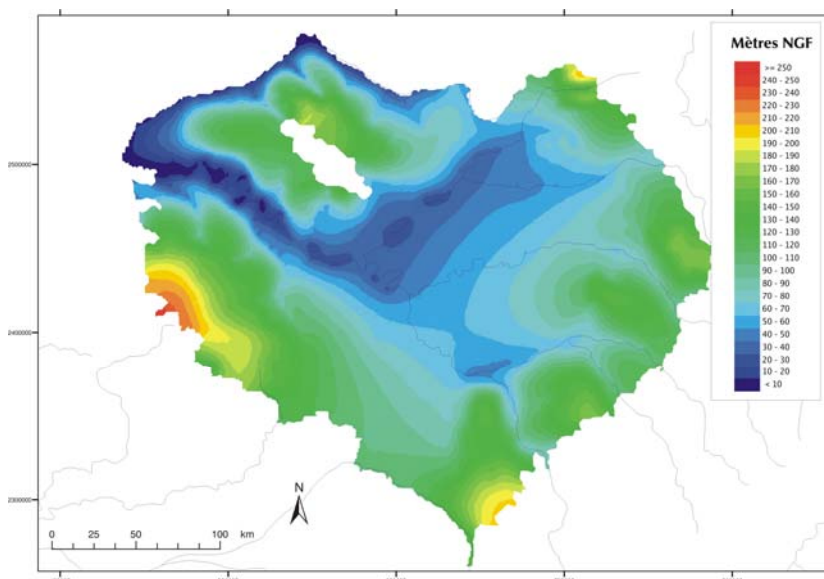
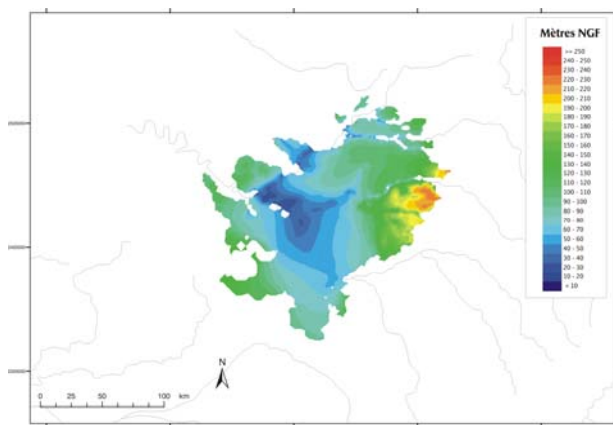


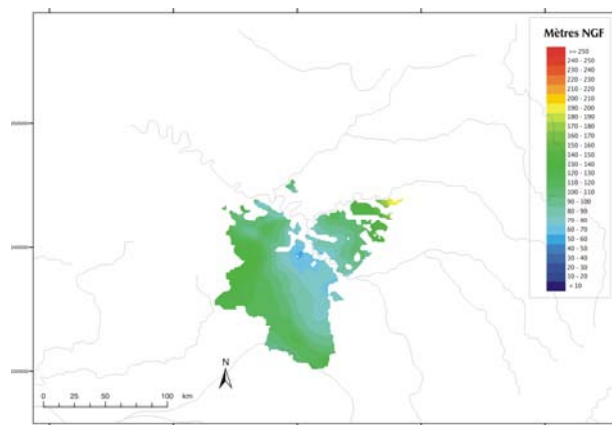
Figure 18 : Infiltration moyenne (alimentation efficace des nappes par les pluies) calculée sur la période 1970-2005 : Valeur moyenne sur le bassin : 154 mm/an



Aquifère de la Craie



Aquifère de l'Eocène



Aquifère de l'Oligocène

Figure 19 : Piézométrie moyenne calculée des trois aquifères simulés par MODCOU

3.2. Le modèle agronomique STICS

3.2.1 Principes généraux

STICS (Simulateur multIdisciplinaire pour les Cultures Standard) est un modèle générique de simulation du cycle agronomique des cultures ainsi que de leurs bilans hydrique et azoté. Il a été développé par l'INRA en collaboration avec différents organismes (ITCF, Agrotransfert, CIRAD, AGPM, CETIOM, CEMAGREF,...). Il est utilisé pour simuler au pas de temps journalier, le comportement du système sol-plante au cours de plusieurs années successives d'exploitation (Brisson et al, 2003).

L'interface supérieure du modèle est l'atmosphère, caractérisée par plusieurs variables climatiques (radiation solaire, température minimum et maximum, précipitation, évapotranspiration potentielle). L'interface inférieure se situe dans le sol au niveau de la profondeur maximale accessible au système racinaire. Celle-ci est fonction du type de sol et de la nature de la plante cultivée.

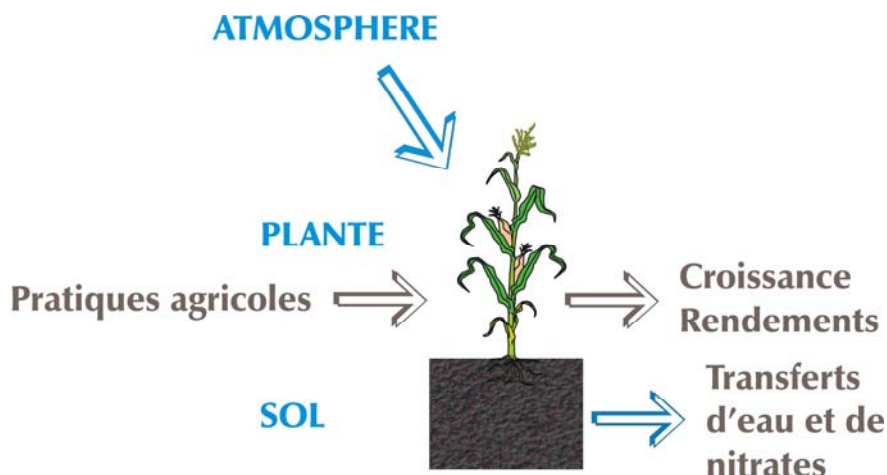
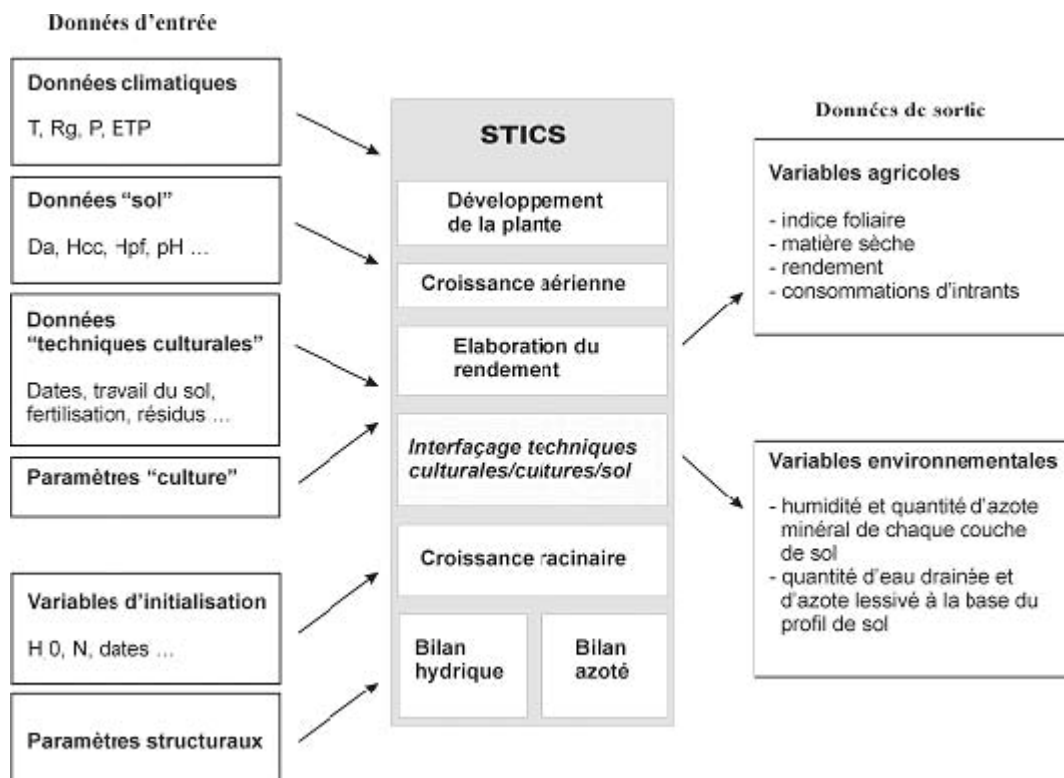


Figure 20 : Principe général des phénomènes pris en compte par STICS

La mise en oeuvre de STICS requiert quatre sources de données :

- **données climatiques** : température minimale, maximale, pluviométrie, évapotranspiration potentielle (ETP) et rayonnement global, au pas de temps journalier ;
- **données « sol »** : le sol est décrit comme une succession de couches horizontales caractérisées par leurs propriétés physiques (épaisseurs, masse volumique, teneur en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement, teneur en cailloux). La couche de surface où se concentre l'activité biologique) se caractérise par ses paramètres physicochimiques (teneurs en argile, en calcaire, en azote organique, albédo, etc..) ;
- **paramètres « culture »** : il s'agit des paramètres relatifs aux différents processus agronomiques pris en compte (germination, levée, développement, etc..) incluant la prise en compte de l'effet des stress hydrique, thermique et azoté sur le fonctionnement de la plante ;
- **données « techniques culturales »** : elles déterminent les modalités et les dates des interventions culturales (semis, irrigation, apports d'engrais azotés, apports d'amendements organiques, récolte, travail du sol, incorporation des résidus de culture, etc..).



A ces données d'entrées, s'ajoutent celles concernant les variables d'initialisation (dates de début et fin de simulation ; humidité et quantité d'azote minéral initiales dans les couches du sol) et d'autres paramètres généraux communs à toutes les simulations tels que, par exemple, la profondeur maximale du sol affectée par l'évaporation.

Les données de sortie de STICS fournissent des grandeurs agronomiques (biomasse végétale, rendement en produit récolté, teneur en protéines des grains, bilan azoté de la culture, etc..) et des grandeurs environnementales (flux d'eau et de nitrate sortant de la zone racinaire).

3.2.2 Spatialisation de STICS en interface de MODCOU

Le couplage du modèle agronomique STICS avec le modèle hydrogéologique MODCOU a nécessité la mise en œuvre d'une procédure de spatialisation qui permet la mise en correspondance de chaque élément de la grille du modèle MODCOU en s'appuyant sur la définition de zones géographiques « homogènes » croisant spatialement les données climatiques, les types de sol et les zones agricoles, tout en tenant compte de l'évolution temporelle des données météorologiques et des pratiques agricoles (pratiques, assolements ...).

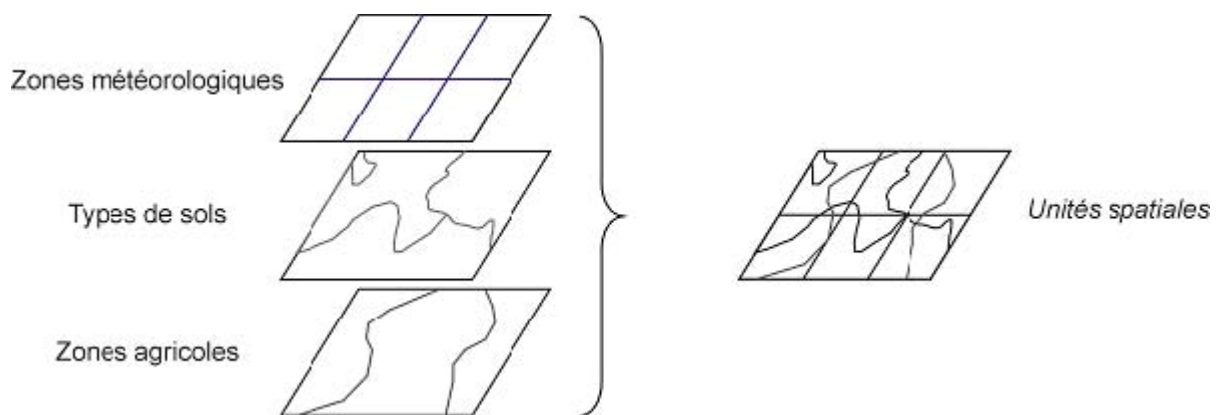


Figure 21 : Organisation spatiale des données météorologiques, pédologiques et agricoles

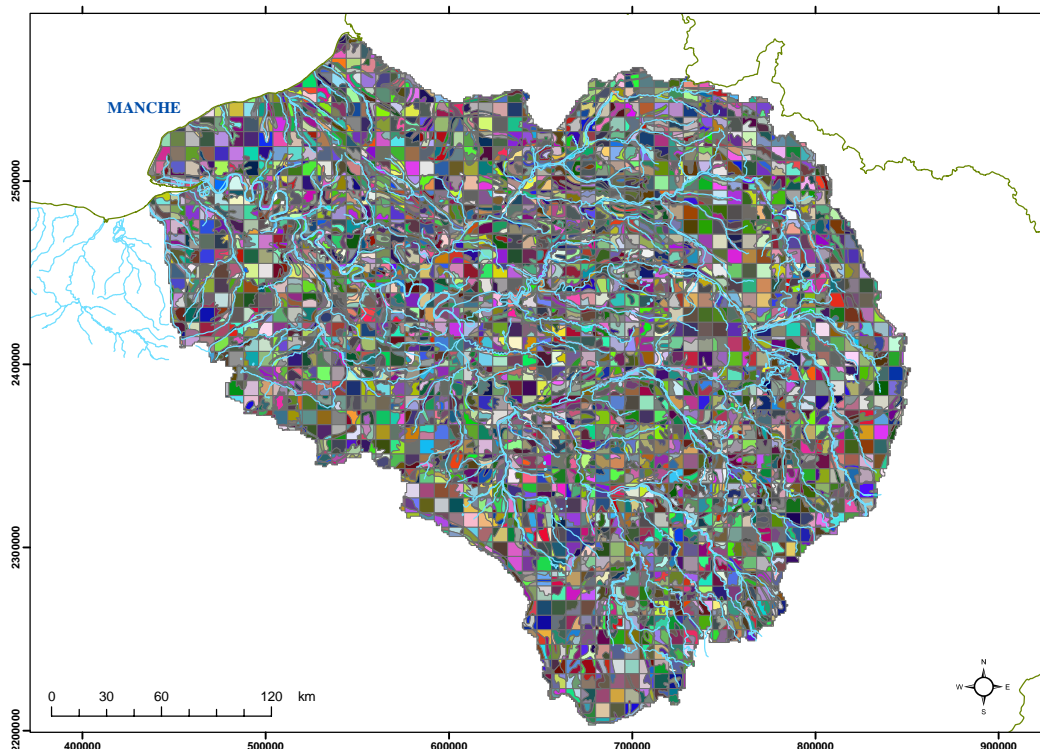


Figure 22 : Cartographie des unités spatiales de simulation du modèle agronomique STICS

3.3. Méthodes de renseignement des pratiques agricoles sur le bassin

La simulation du lessivage de nitrates par STICS fait donc appel à trois types d'informations : des informations sur la nature des sols, des informations sur le climat et des informations concernant les pratiques agricoles, et plus particulièrement les systèmes de cultures. Ces derniers sont déclinés en deux niveaux :

- **les successions de cultures**, en tant que suites ordonnées des cultures implantées sur une même parcelle, constituent, plus que les assolements, une variable explicative des risques de pertes en nitrates, car elles incluent la période d'interculture. Le risque lié à l'interculture dépend de sa durée, de la gestion des résidus de culture et de l'apport de déjections animales, mais aussi de la proportion de cultures de printemps et de la présence éventuelle de cultures intermédiaires. Les successions culturales restent toutefois plutôt méconnues et rarement étudiées pour elles-mêmes : de rares tentatives de construction de typologies peuvent être recensées, qui s'avèrent limitées par leur extrême variabilité spatio-temporelle, en particulier depuis que les progrès techniques ont autorisé les agriculteurs à s'affranchir de plus en plus des contraintes agronomiques au profit de logiques plus spéculatives.
- **les séquences techniques** représentent des suites ordonnées de techniques culturales réalisées sur un couvert végétal en vue d'en tirer une production. Ne sont prises en compte dans STICS que les techniques culturales qui sont censées avoir un impact sur le cycle de l'azote. Parmi elles figurent principalement les travaux du sol, les dates de semis et de récolte, et les pratiques de fertilisation azotée minérale et organique.

Différentes méthodes ont été adoptées pour informer et spatialiser sur les trente cinq dernières années l'évolution des successions de cultures et des séquences techniques sur l'ensemble du bassin de la Seine, afin de constituer une base de données agricoles permettant d'alimenter le modèle STICS. Ces méthodes sont de trois ordres :

- constitution d'une information la plus robuste possible à partir du croisement de différentes sources de données mobilisables sur une large échelle spatio-temporelle,
- spatialisation de l'information au sein du bassin versant
- modélisation temporelle de l'information depuis 1970.

3.3.1 Sources d'informations

Les dires d'experts

La plupart des statistiques agricoles nationales offrent peu d'informations sur les successions culturales et les séquences techniques, voire pas du tout aux échelles de temps et d'espace qui nous intéressent. En effet, la seule enquête nationale concernant les pratiques agricoles sur grandes cultures, menée par le Service Central des Enquêtes et Etudes Statistiques (SCEES), est limitée aux années 1994 et 2001 et l'échantillonnage ne couvre ni l'ensemble de la zone, ni des cultures impliquées par cette étude.

Pour pallier ces statistiques agricoles lacunaires et disposer d'informations exhaustives sur la zone et la période de temps étudiées, les pratiques agricoles ont été informées en mettant en place un protocole d'enquête directive auprès d'experts agricoles. Ces experts sont principalement des conseillers agricoles, qui ont une forte et ancienne expérience de terrain, appartenant au dispositif institutionnel des Organisations Professionnelles Agricoles (Chambres d'Agriculture, Centres d'Economie Rurale) ou à des coopératives. Ce choix repose sur l'hypothèse que le conseiller agricole est un observateur privilégié de l'activité agricole d'un secteur, ce qui permet à l'enquêteur de s'affranchir des enquêtes directes en exploitation en s'adressant directement à l'échelon « supérieur », celui de l'encadrement technique des exploitants. Même si leur réseau n'est constitué que d'une partie des exploitants d'un secteur donné, excluant le plus souvent les plus traditionnels et les plus innovants, les conseillers agricoles occupent une place non négligeable dans les dispositifs d'encadrement de la production agricole par leur rôle de diffusion de l'information destinée à faciliter la maîtrise de l'exploitation. La demande est de se comporter en observateurs objectifs de la réalité agricole et de ne

se référer ni aux « meilleurs agriculteurs » ni aux « moins bons », mais à une moyenne ou à une médiane qui éventuellement n'existerait pas.

Le questionnaire d'enquête a été construit de manière à collecter les informations nécessaires à la mise en œuvre du modèle STICS. Il consiste pour chaque unité géographique étudiée au sein du bassin de la Seine, à découper les trente années investiguées en périodes d'activités agricoles jugées uniformes, puis pour chacune d'elles, à reconstituer les successions culturales majoritaires et à détailler les séquences techniques associées (dates de semis et de récolte, rendements, pratiques de fertilisation azotée minérale et organique, travaux du sol, pratique de culture intermédiaire, etc). Dans la pratique, chaque entretien dure en moyenne une demi-journée, selon l'implication des experts et leur recul par rapport aux questions posées.

Ce type d'enquête présente certaines limites, inhérentes à leur caractère indirect. En premier lieu, le choix des personnes interrogées, déterminant pour la fiabilité des résultats, est rendu délicat par le recul historique adopté. Du fait d'une importante mobilité professionnelle au sein des organismes de développement agricole, il est souvent nécessaire de rencontrer plusieurs personnes sur une même zone géographique pour balayer les trente années étudiées. La reconstitution des évolutions peut ainsi introduire des biais liés à la plus ou moins grande subjectivité des experts, qui peut s'accroître pour les périodes les plus anciennes. En corollaire, il s'avère que très peu de personnes sont compétentes pour informer des pratiques agricoles sur une zone et une période données, et que rares sont les cas où nous pouvons croiser les informations de plusieurs experts. En second lieu, les pratiques agricoles telles qu'elles sont décrites par les experts correspondent dans la grande majorité des cas aux pratiques préconisées et non pas aux pratiques réelles des agriculteurs. Ce biais peut être ponctuellement quantifié en confrontant les dires d'experts à d'autres sources d'informations (Mignolet, 2002).

Sur l'ensemble du bassin de la Seine, 91 experts ont été rencontrés, répartis entre Chambres d'Agriculture et coopératives agricoles.

Les statistiques agricoles nationales et départementales

Même si les statistiques agricoles apparaissent lacunaires dès qu'on aborde les pratiques des agriculteurs, certaines ont été mobilisées pour, d'une part, améliorer la précision des dires d'experts concernant la définition des successions culturales. Concernant les successions culturales, deux sources d'informations principales ont été mobilisées :

- les quatre derniers Recensements Généraux de l'Agriculture, réalisés en 1970, 1979, 1988 et 2000, renseignent de façon exhaustive les caractéristiques structurelles des exploitations. Les assolements y sont décrits et quantifiés en surface de manière très détaillée, et les résultats sont agrégés sur tous les maillages administratifs (de la commune à la région), et sur un maillage spécifiquement dédié à la diffusion des statistiques agricoles, qui est celui des Petites Régions Agricoles (PRA). Les RGA permettent ainsi de décrire les modes d'occupation du sol agricoles une année donnée, sans indiquer dans quelles successions ils peuvent s'insérer. Elles ont toutefois été utilisées comme points de calage pour affiner la quantification des successions culturales fournie par les experts et obtenir une bonne représentation de l'occupation du sol par décennie.
- l'enquête nationale Ter-Uti renseigne annuellement depuis 1982, l'occupation du sol sur un échantillon constant (modifié en 1991) de plus de 550 000 points en France (soit un point pour 100 ha). Les informations sont agrégées et rendues disponibles à l'échelle des départements sur la décennie quatre-vingt, et également à l'échelle des PRA depuis 1992. Le fait que l'échantillon de points soit constant permet d'aller plus loin que l'étude des assolements annuels, et de rechercher des régularités dans les suites d'occupation du sol pour approcher les successions de cultures. Cette enquête a donc été utilisée pour identifier et quantifier les successions culturales pratiquées dans un endroit donné, et les confronter sur la dernière décennie aux dires d'experts.

3.3.2 Méthode de spatialisation des informations

Choix d'un maillage spatial d'agrégation des informations

La mise en relation des dynamiques agricoles passées sur le bassin versant de la Seine avec la hausse des teneurs en nitrates dans les aquifères et les cours d'eau rend nécessaire une spatialisation des phénomènes et donc le choix d'un maillage spatial d'agrégation des différents types d'informations. Le choix de ce maillage doit être guidé par trois principales contraintes :

- les sources d'informations disponibles sur ce maillage doivent être de bonne qualité ;
- la précision spatiale de la maille doit être suffisante au regard de la zone étudiée, mais également dans la perspective de mobiliser certaines informations lors de la modélisation des flux de nitrates par STICS ;
- le maillage doit avoir une signification par rapport aux phénomènes que l'on cherche à mettre en évidence (dans notre cas, des dynamiques agricoles représentées par des évolutions de modes d'occupation du sol et de pratiques agricoles). Par rapport à ces contraintes, le maillage en Petites Régions Agricoles (PRA) paraît constituer le meilleur compromis.

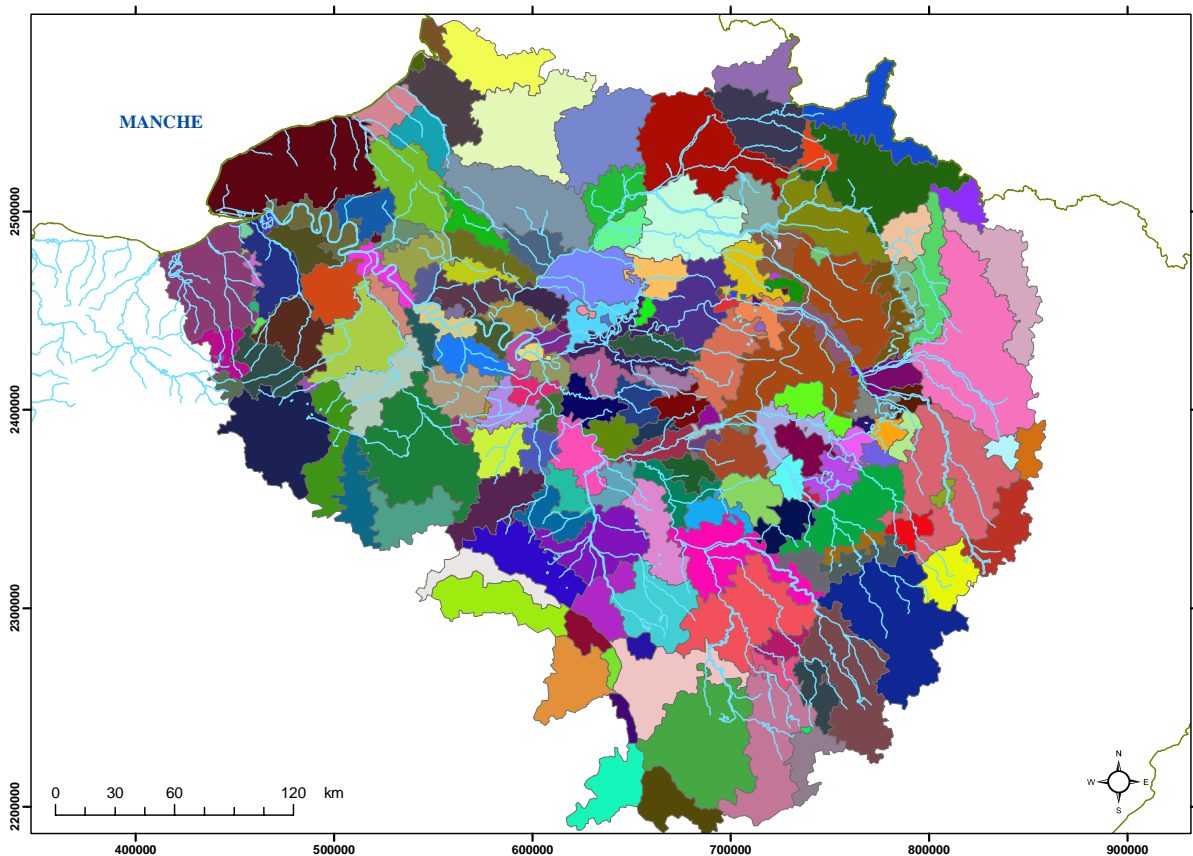


Figure 23 : Découpage du bassin en Petites Régions Agricoles (PRA)

En effet, de par la méthode qui a présidé leur délimitation au début des années cinquante, les PRA ont a priori un sens pour décrire des dynamiques agricoles, car les critères de délimitation portaient sur les conditions de sol et de climat et sur la nature des activités humaines, et principalement des activités agricoles (occupation du sol, systèmes de production, type d'habitat, ...). Compte tenu de l'ancienneté du découpage des PRA et des profondes mutations qui ont caractérisé l'agriculture française dans la seconde moitié du XX^{ème} siècle, une procédure de validation de leur identité agricole actuelle a été mise en oeuvre. Dans ce but, elles ont été comparées aux découpages en zones agricoles homogènes réalisés par des acteurs d'organismes de développement agricole dans quatre départements du bassin de la Seine (Seine-et-Marne, Marne, Meuse et Haute-Marne). Malgré quelques nuances selon les endroits, la pertinence des PRA pour décrire des dynamiques agricoles de 1970 à nos jours reste pertinente.

Concernant les sources d'informations, les services nationaux de statistiques agricoles avaient coutume d'utiliser ce maillage pour diffuser les résultats des recensements agricoles et de l'enquête

Ter-Util. Pour les informations collectées à dire d'experts, les PRA offrent un bon support de réflexion car elles représentent un découpage fréquemment utilisé par les organismes professionnels agricoles pour constituer les secteurs d'intervention des conseillers.

La précision spatiale de la maille PRA, au nombre de 147 sur le bassin et de taille moyenne égale à 425 km², est relativement bonne au regard des 95 000 km² couverts par le bassin de la Seine, auxquels s'ajoute un recul historique de trente années. Lors des enquêtes sur les pratiques agricoles, il paraît illusoire d'exiger des experts rencontrés une précision plus grande sur des pratiques vieilles de trente ans, et d'approfondir avec eux toutes les nuances qu'ils ont pu observer dans leur secteur d'intervention. Ainsi, les maillages cantonal et communal multiplieraient inutilement le nombre et la durée des enquêtes, car il est peu probable que la précision des données en serait améliorée. Par contre, le maillage départemental – 23 départements couvrent le bassin de la Seine – masquerait d'importantes hétérogénéités.

Par rapport aux trois contraintes qui ont guidé ce choix, s'est ajouté un atout supplémentaire du maillage PRA dans le cadre d'une problématique liant agriculture et qualité des eaux. Les PRA présentent en effet une bonne concordance avec les grands ensembles géologiques des aquifères du bassin de la Seine. Cette concordance s'avère particulièrement nette entre le Morvan et le socle granitique, la Champagne crayeuse et les couches du Crétacé supérieur, la Champagne humide et les couches du Crétacé inférieur, et enfin pour le Barrois, les plateaux de Langres et de Bourgogne et les couches du Jurassique.

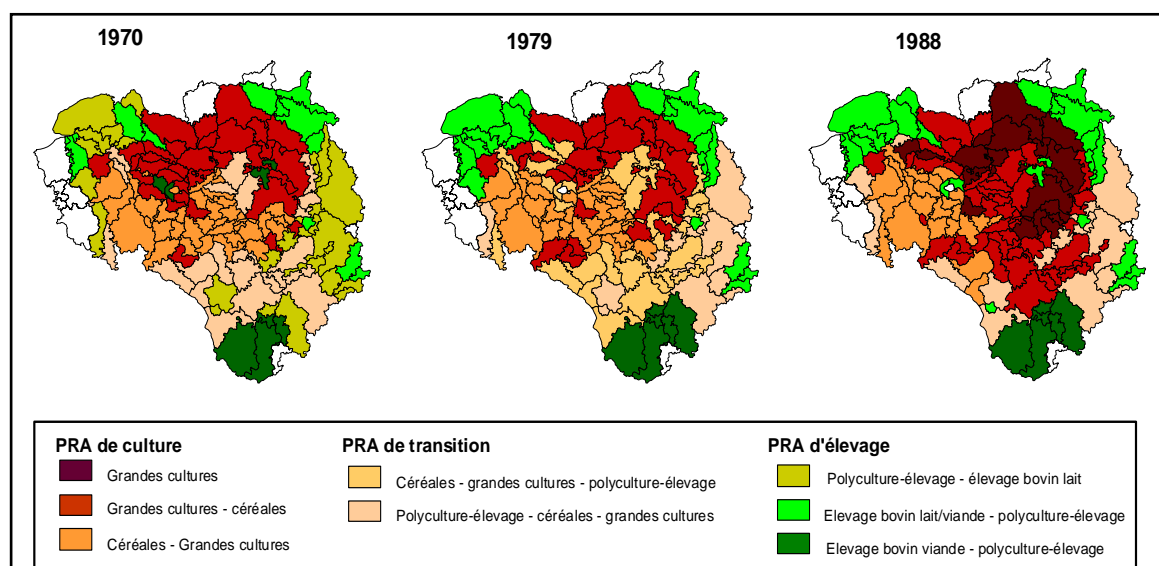


Figure 24 : Illustration de la variation des grandes dominantes agricoles sur le bassin entre les années 1970 et 1980 (d'après les RGA)

Choix d'un mode de spatialisation des informations

Pour spatialiser les informations sur le maillage PRA, il est fait l'hypothèse que les successions de culture et les séquences techniques associées étaient distribuées aléatoirement au sein de chaque PRA, pour une période de temps au cours de laquelle les pratiques agricoles sont considérées stables par les experts. Selon cette hypothèse, une base de données destinée à recueillir l'ensemble des informations collectées par enquête a été construite. Son modèle conceptuel est centré sur l'entité « succession culturale », définie et quantifiée en surface par un expert donné pour une PRA et une période de temps donnés (Fig. 25). Pour chaque culture d'une succession culturale, les séquences techniques y sont détaillées selon trois thématiques principales :

- des informations d'ordre général sur les dates de semis et de récolte, le rendement, l'enfouissement des résidus de récolte, le pourcentage de culture intermédiaire implantée avant la culture considérée,
- des informations relatives aux pratiques de fertilisation azotée minérale et organique (nombre d'apports, date et dose),
- des informations relatives aux différents types de travaux du sol (répartis en trois catégories : déchaumage, travail superficiel et labour) et à la façon dont ils sont combinés au cours du cycle cultural.

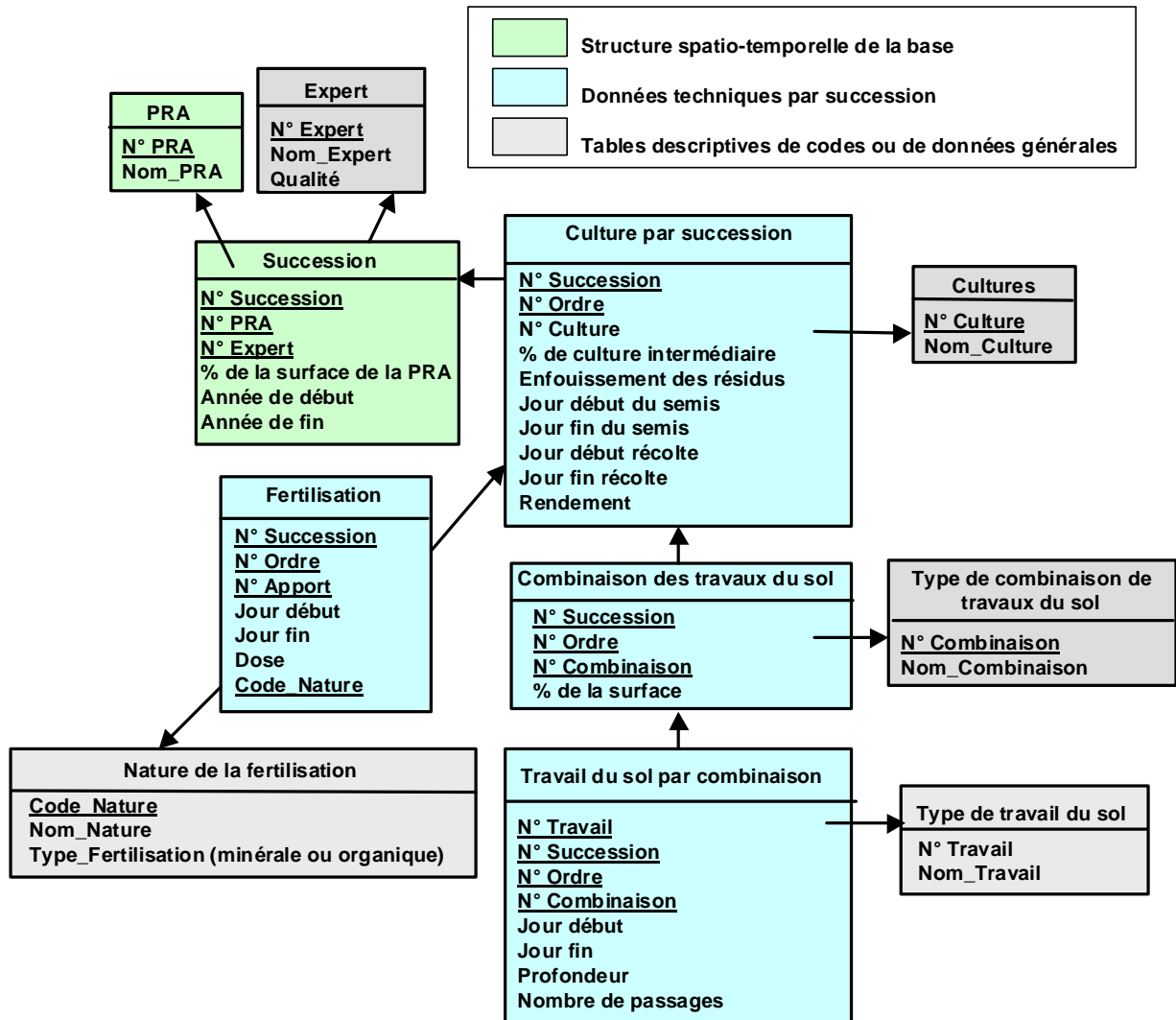


Figure 25 : Modèle conceptuel de la Base de données « Pratiques agricoles »

En plus du choix d'une méthode de spatialisation des pratiques agricoles, se pose la question de la représentation des évolutions de successions culturales et des séquences techniques au cours des trente années étudiées. Concernant les informations collectées par enquête, nous avons demandé aux experts de découper ces trente années pour chaque PRA en périodes homogènes du point de vue de la nature et du poids des successions culturales. Pour chacune de ces périodes, nous avons considéré que les successions culturales et les séquences techniques étaient stables.

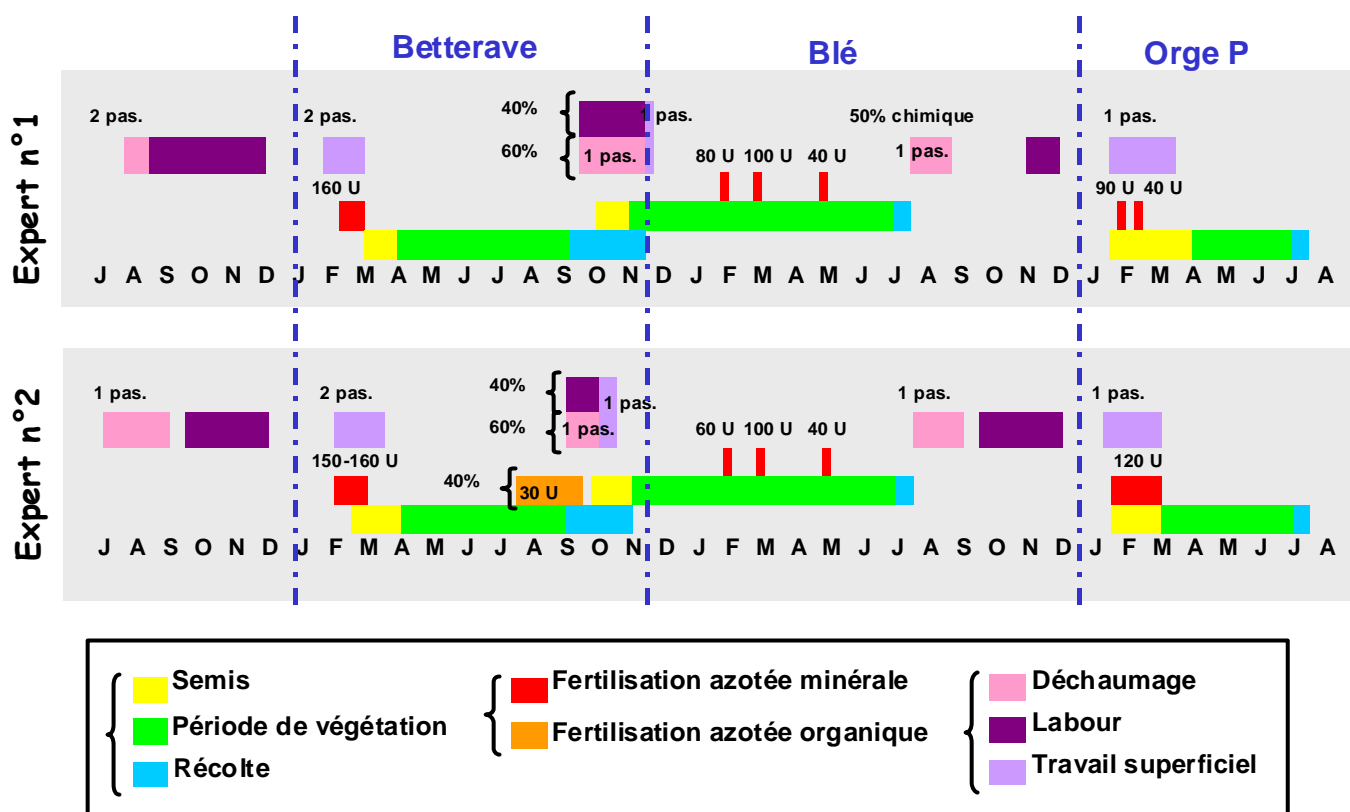


Figure 26: Représentation des techniques culturales conduites sur la succession "Betterave - Blé - Orge de printemps" dans la PRA du Gâtinais (77) sur la période 1990 – 2000, montrant les incertitudes liées aux dires d'experts

3.4. Couplage des modèles STICS-MODCOU-NEWSAM

Le calcul du bilan hydrique des précipitations par le module MODSUR fournit les débit ruisselés et infiltrés sur chaque maille du domaine de surface suivant le pas de temps des données météorologiques (journalier). Le modèle STICS fournit, au même pas de temps, les flux d'azote sous racinaires et les débits drainés à la base de la même zone sous-racinaire.

A partir de là, une concentration sous racinaire est calculée en associant les flux d'eau calculés par le modèle hydrogéologique (et non les flux d'eau STICS) et les flux d'azote par STICS. Cette méthode présente l'avantage de conserver par la suite à la fois les flux d'eau alimentant les rivières et le souterrain et le flux azoté. C'est également à ce niveau du calcul que sont pris en compte les proportions de surfaces cultivées par rapport aux zones non agricoles : zones urbaines, couverts forestiers dont les flux d'azote, très faibles, sont considérés comme négligeables au regard des sols cultivés.

L'eau d'infiltration contenant la concentration en nitrates est ensuite acheminée vers les nappes souterraines après passage dans la zone non saturée.

Enfin le modèle de transport convectif des nitrates dans les aquifères est assuré par le modèle NEWSAM alors que, de son côté, MODCOU, qui utilise les mêmes paramètres hydrodynamiques, assure le routage en rivière des quantités d'eau ruisselées et calcule les niveaux piézométriques dans les aquifères ainsi que les débits en chaque point du réseau hydrographique.

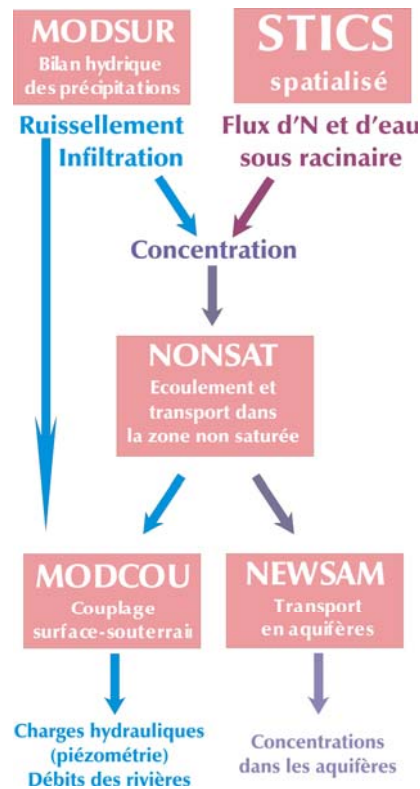


Figure 27 : Représentation schématique simplifiée du couplage MODCOU-STICS-NEWSAM

3.5. Modélisations STICS sur la période 1970-2004

A partir de la base de données complète par PRA fournie par l'INRA Mirecourt sur la période 1970-2004, une simulation complète, au pas de temps journalier, a été effectuée. Les figures 28 à 31 fournissent les résultats obtenus, moyennés par décennie, sur l'ensemble des 7898 unités de simulation du domaine modélisé. Ces résultats sont exprimés en kg/ha/an de surface agricole cultivée (Surface Agricole Utile).

La figure 32 présente, sur quelques unités de simulation, l'évolution temporelle moyenne annuelle de ce même flux d'azote.

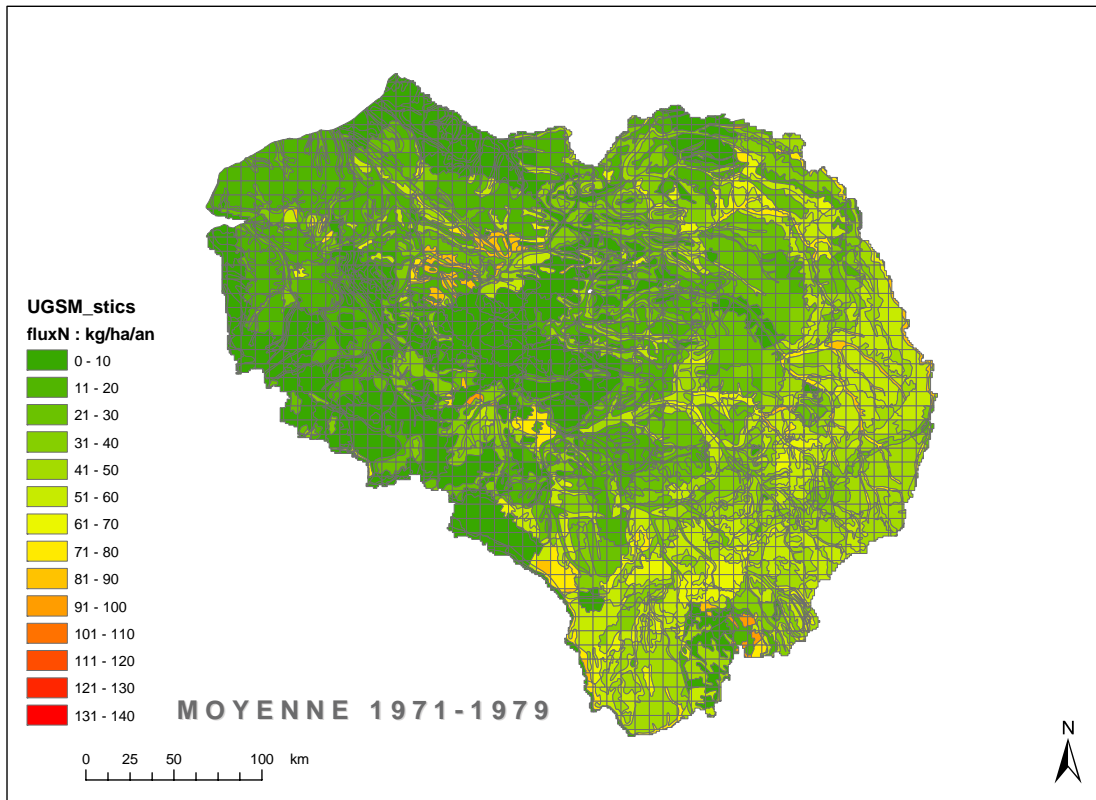


Figure 28 : Flux moyen d'azote (N) calculé sur la période 1971-1979 (exprimé en kg N/ha de SAU/an)

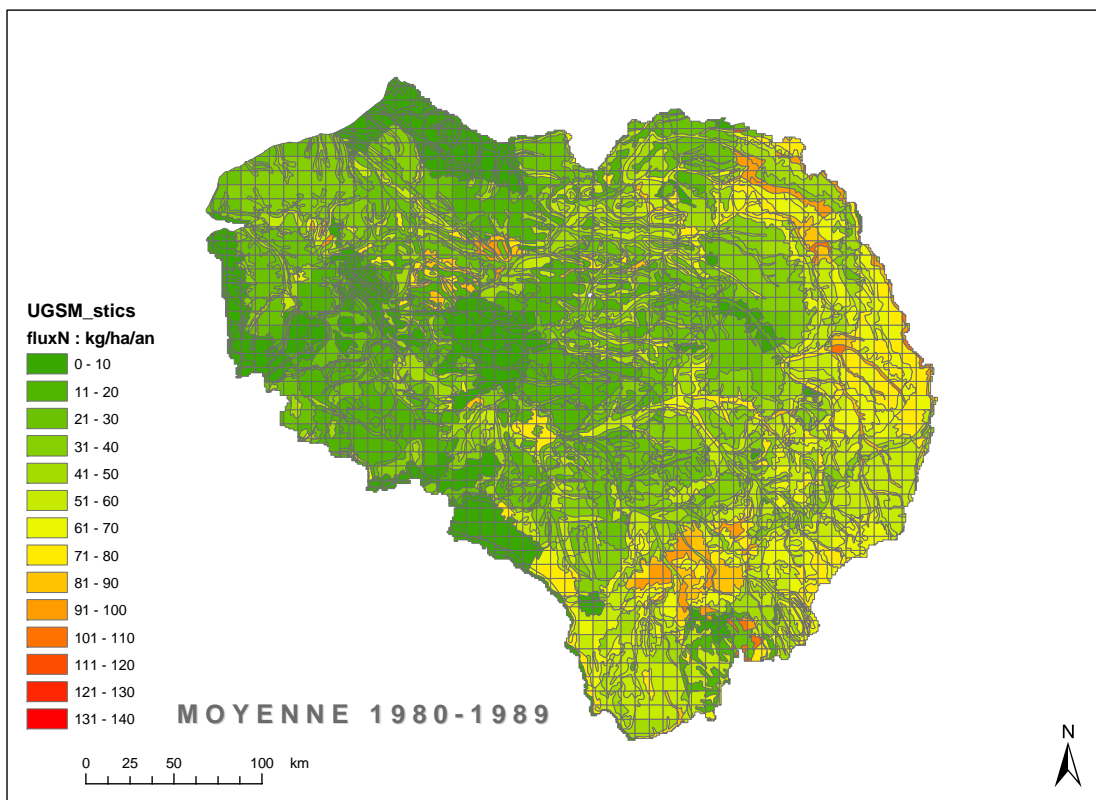


Figure 29 : Flux moyen d'azote (N) calculé sur la période 1980-1989 (exprimé en kg N/ha de SAU/an)

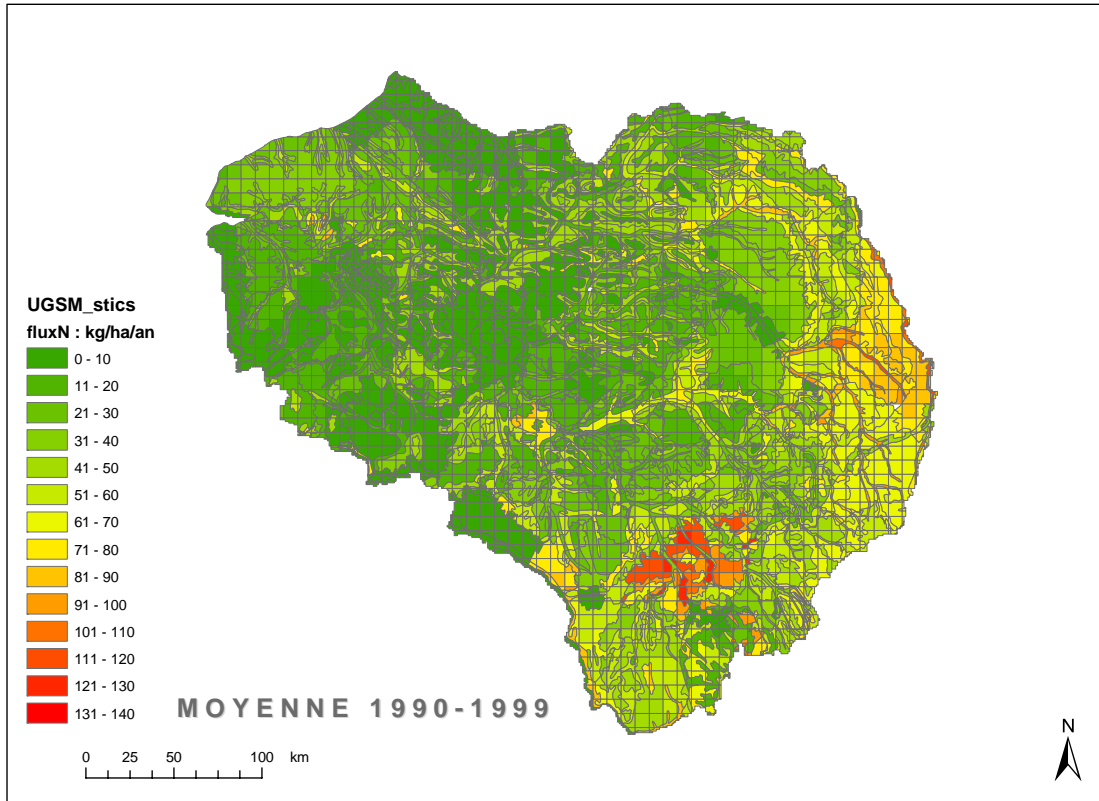


Figure 30 : Flux moyen d'azote (N) calculé sur la période 1990-1999 (exprimé en kg N/ha de SAU/an)

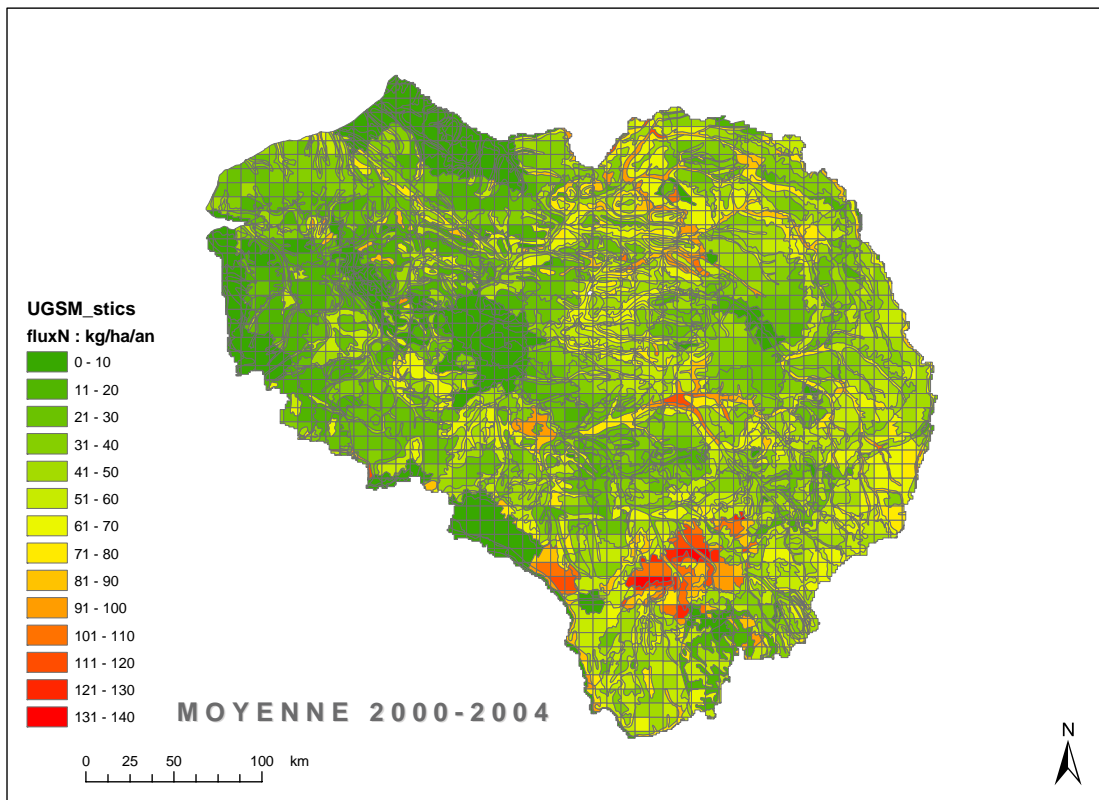


Figure 31 : Flux moyen d'azote (N) calculé sur la période 2000-2004 (exprimé en kg N/ha de SAU/an)

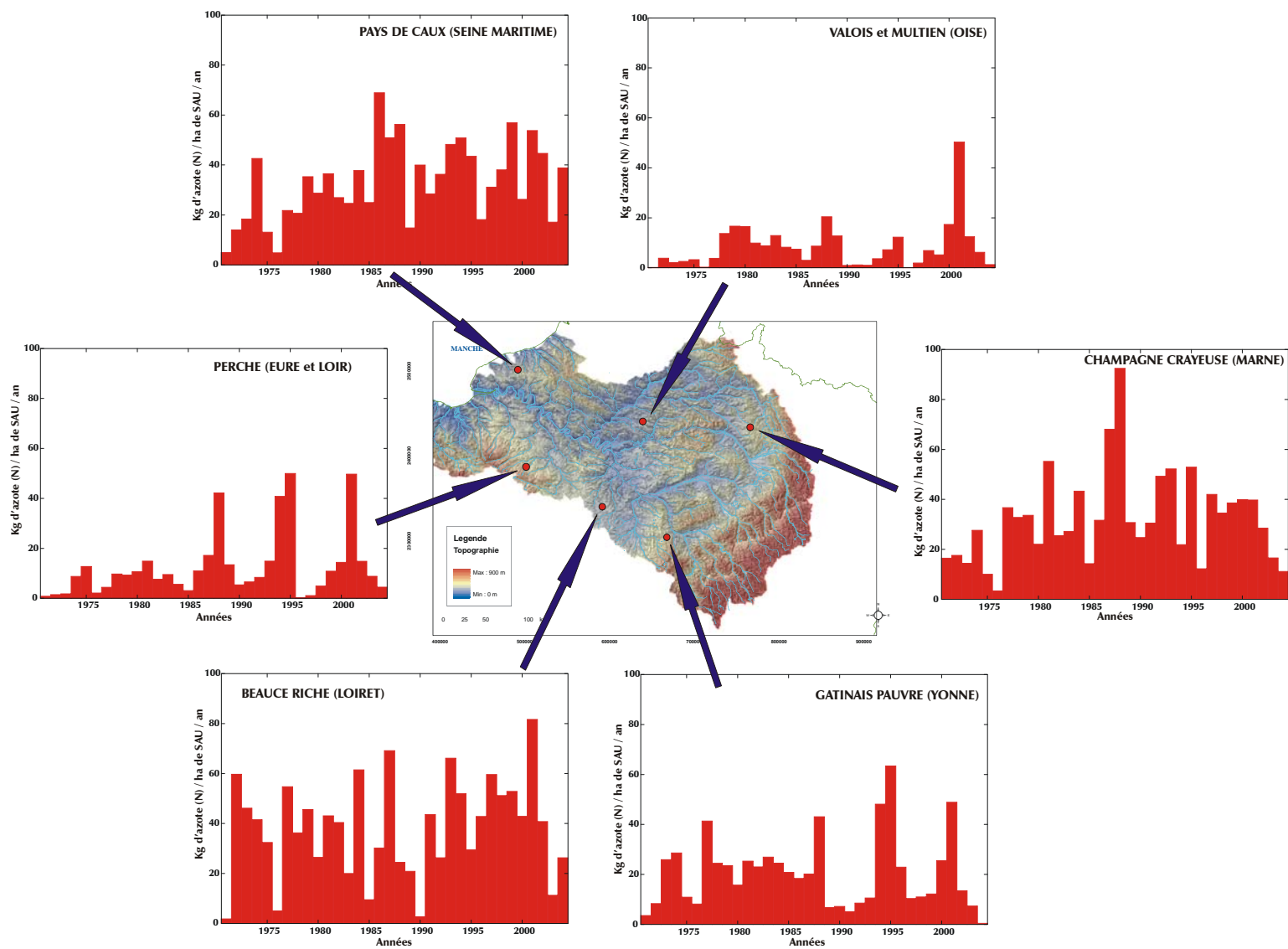


Figure 32 : Évolution temporelle des flux d'azote (N) calculés sur quelques unités de simulation réparties sur le bassin de la Seine

Ces mêmes flux, couplés aux flux d'eau calculés par modsur sur chaque maille de surface donnent les concentrations sous racinaires présentées sur les figures 33 à 36.

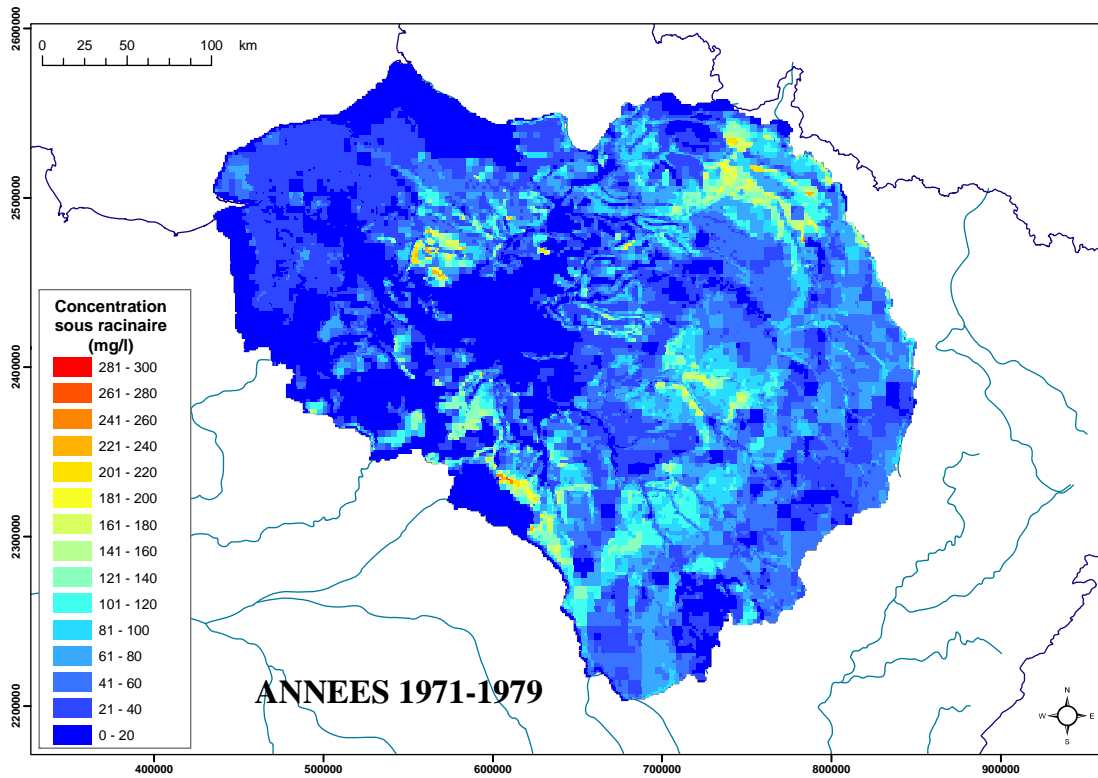


Figure 33 : Concentration sous racinaire moyenne calculée sur la période 1971-1979 (exprimée en mg/litre)

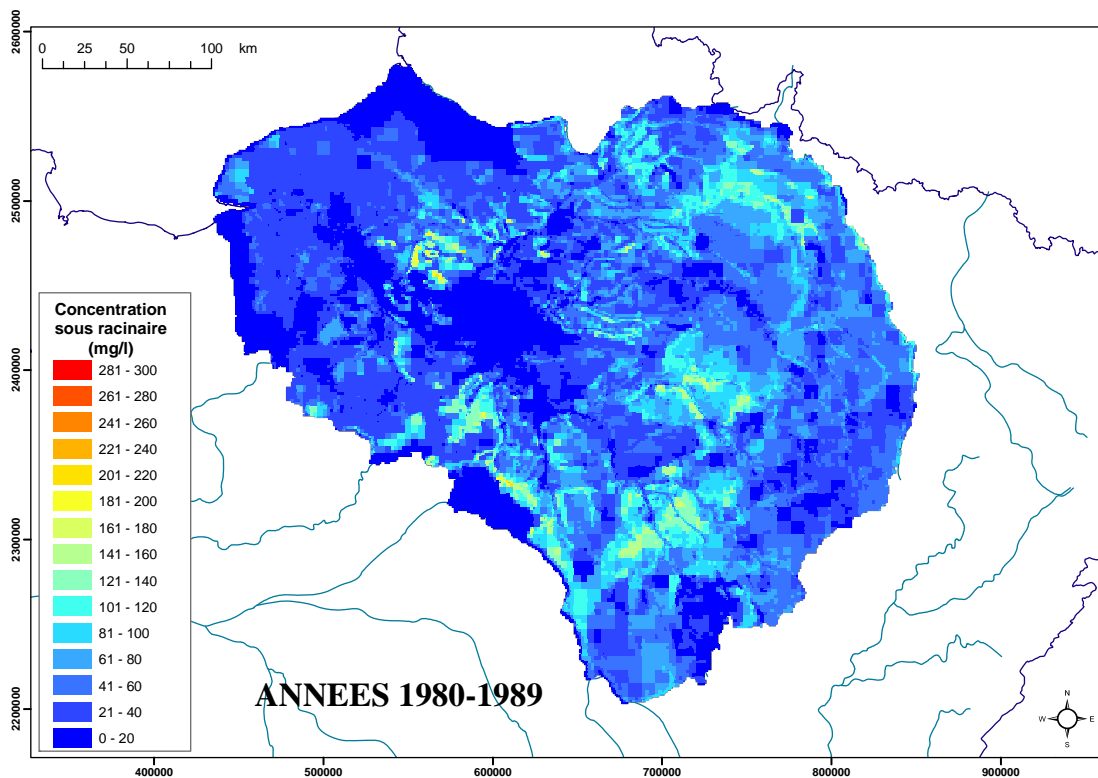


Figure 34 : Concentration sous racinaire moyenne calculée sur la période 1980-1989 (exprimée en mg/litre)

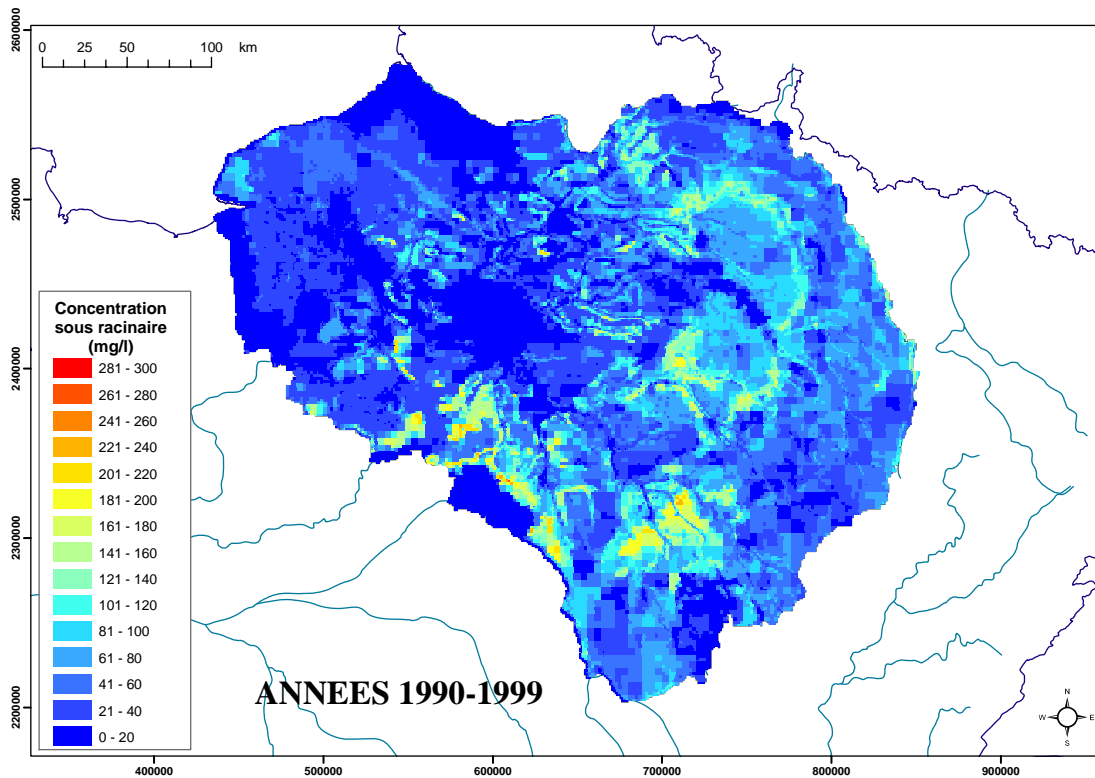


Figure 35 : Concentration sous racinaire calculée sur la période 1990-1999 (exprimée en mg/litre)

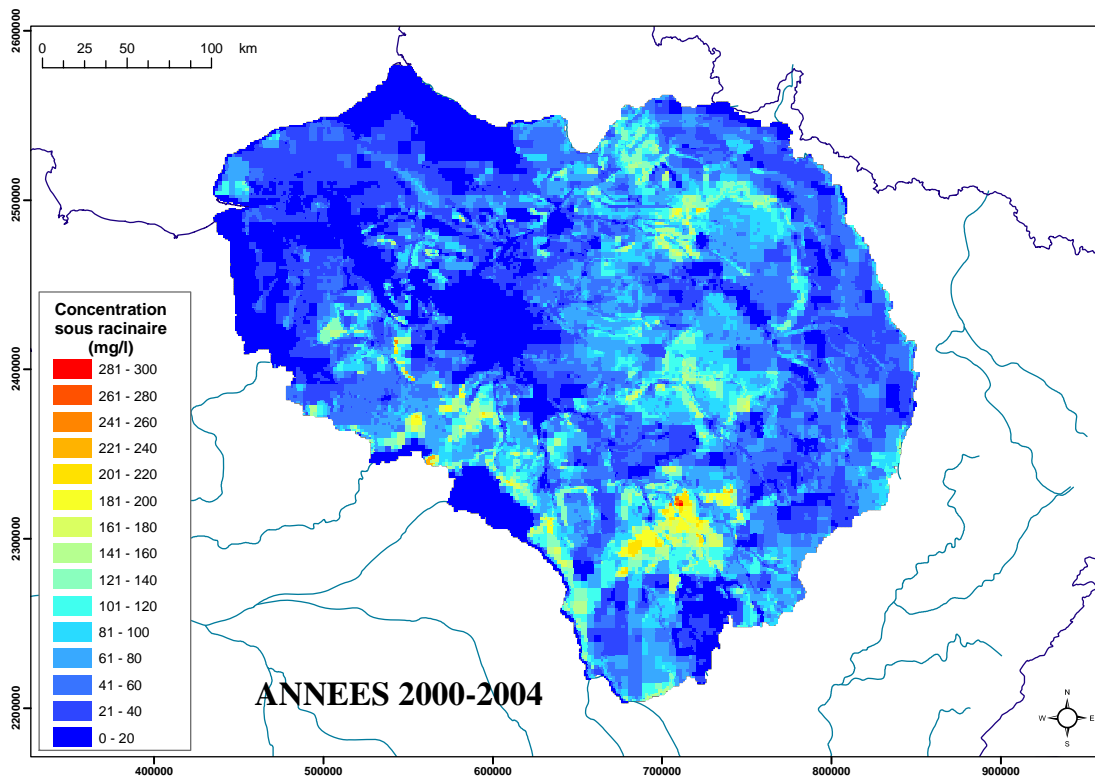


Figure 36 : Concentration moyenne sous racinaire calculée sur la période 2000-2004 (exprimée en mg/litre)

3.6. Calage du modèle sur les concentrations dans les aquifères

3.6.1 Ajustement des médianes de concentration sur la période 1970-2000

Au démarrage de la simulation STICS-MODCOU-NEWSAM, les concentrations en nitrates dans le domaine non saturé et les aquifères sont nulles, par construction. L'utilisation, en donnée d'entrée dans NEWSAM, d'une pollution potentielle de référence fournie par le couplage STICS-MODCOU sur la période 1970-2000 ne permet pas de se caler sur un passé agricole plus lointain et en particulier sur la période de montée de l'utilisation des engrais azotés de 1950 à 1970.

On doit donc se limiter à ajuster les paramètres du modèle STICS-MODCOU-NEWSAM de façon à valider sa capacité à reproduire les données observées pour la période 1970-2000 sans préjuger de sa représentativité pour les périodes antérieures. Une fois achevée cette phase de validation, on convient de l'utiliser pour prédire le comportement des aquifères dans les périodes ultérieures (ex : typiquement 2000-2015).

Bien que dans le module NEWSAM, la dispersion locale soit négligée par rapport aux termes convectifs de transport, il n'en reste pas moins qu'à l'échelle macroscopique, celle de l'aquifère, des propriétés de type « macro-dispersif » peuvent être observées dans l'établissement progressif des concentrations en nitrates en fonction du temps. On remarque ainsi la similitude de forme des histogrammes des concentrations produites par le modèle STICS-MODCOU-NEWSAM au cours des simulations (figure 37) avec celle du schéma théorique de dispersion mentionné dans le chapitre 2.3.

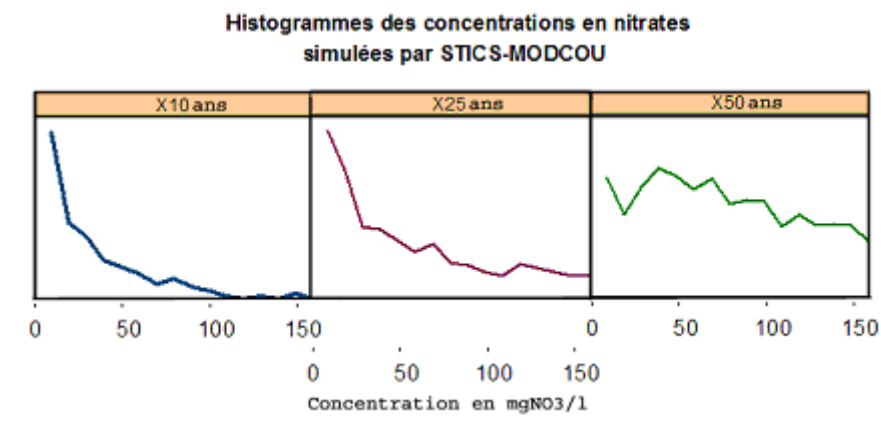


Figure 37 : Histogramme des concentrations en nitrates simulées par STICS-MODCOU-NEWSAM pour l'ensemble des trois aquifères : Craie, Eocène et Oligocène

De même que pour les données mesurées (ONQES – SISE-Eaux), on convient de caractériser l'état de la concentration des nitrates dans un aquifère donné, par la médiane de sa distribution statistique (idem, histogramme). L'évolution annuelle de cette médiane sert de base à l'évaluation des capacités du modèle à reproduire les données observées et au calage de ses paramètres.

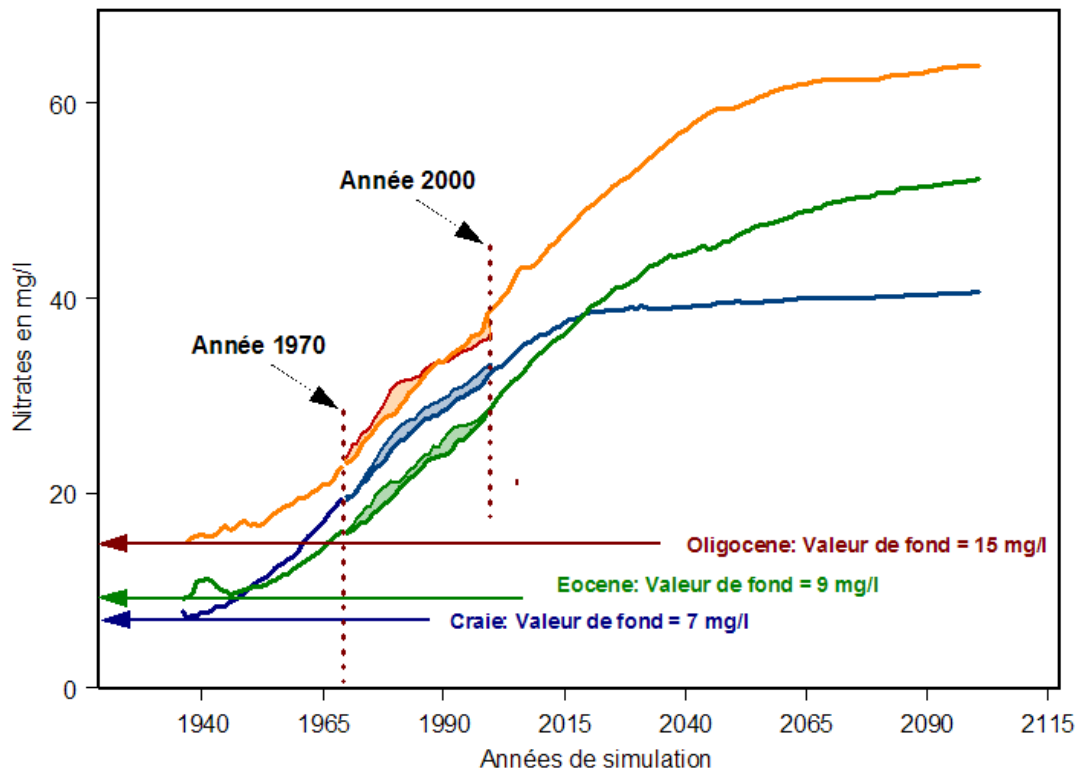
Pour procéder à l'ajustement de la chronologie de la médiane des concentrations fournies par STICS-MODCOU-NEWSAM pour chaque aquifère sur la période 1970-2000, il est apparu que deux paramètres pouvaient être choisis pour chaque aquifère, de manière à permettre le meilleur calage possible :

- la détermination l'année t_i de la séquence produite par STICS-MODCOU-NEWSAM correspondant au mieux aux observations disponibles pour l'année 1970.
- le choix d'une « valeur de fond » correspondant à la médiane de la concentration en nitrates dans un passé suffisamment lointain.

Le résultat final du calage (figure 38) est de bonne qualité, la variance des écarts entre médiane observée et médiane calculée sur les résultats STICS-MODCOU-NEWSAM ne dépassant pas 5 mgNO₃/l. La valeur intrinsèque de ce résultat doit être nuancée en constatant que si la méthode de calage employée permet à STICS-MODCOU-NEWSAM d'être un bon estimateur de l'évolution de la

médiane des concentrations en nitrates par aquifère, ceci se fait sans précision sur la fiabilité du modèle à l'échelle locale de chaque forage.

Calage STICS-MODCOU - 3 Aquifères



P. Viennot - J.M. Monget - CG - ENSMIP 2007

Figure 38 : Comparaison entre les résultats fournis par STICS-MODCOU et les valeurs observées in situ pour la médiane des concentrations en nitrates concernant l'Oligocène, l'Eocène et la Craie

Le calage du modèle STICS-MODCOU a donc nécessité de choisir une « valeur de fond » pour la concentration en nitrates antérieure au développement agricole des années 50 :

- pour l'Oligocène : 15 mg/l
- pour l'Eocène : 9 mg/l
- pour la Craie : 7 mg/l

Il n'existe malheureusement que peu de données disponibles sur cette période. Cependant, les chroniques disponibles sur le captage de la Voulzie (Eau de Paris) démontrent la réalité d'une telle valeur qui peut être évaluée, dans ce cas, à environ 22 mg/l.

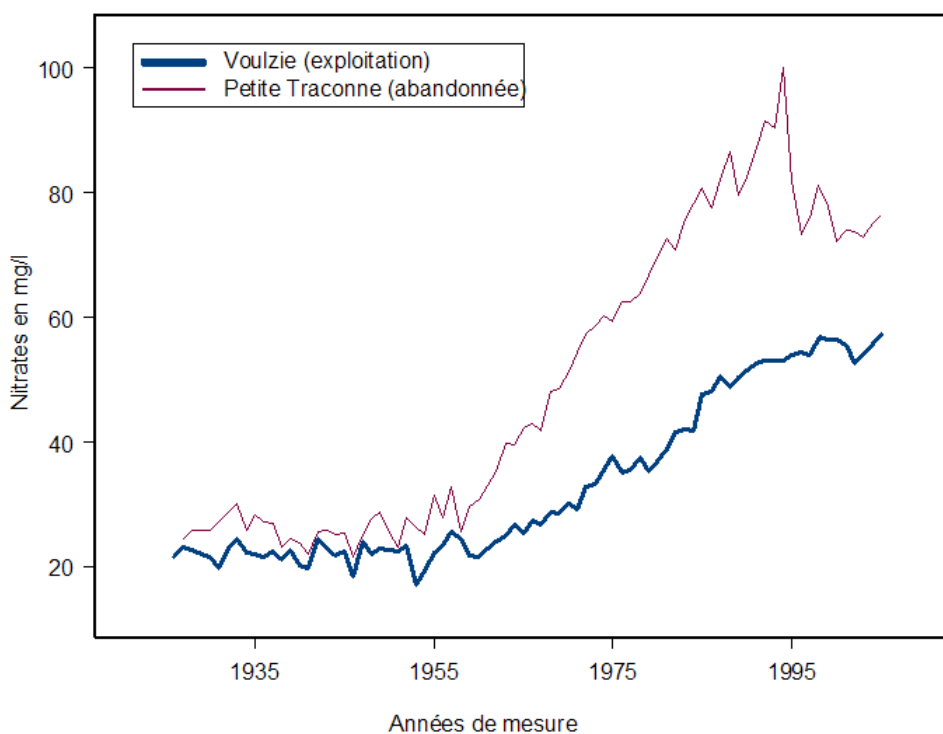


Figure 39 : Chroniques d'évolution de la concentration en nitrates dans les captages gérés par Eau de Paris (SAGEP)

3.6.2 Evaluation des écarts locaux

Comme l'objectif essentiel du calage temporel du modèle STICS-MODCOU-NEWSAM est d'en faire un outil de prédiction des concentrations en nitrates dans les aquifères, il est important d'évaluer ses capacités à reproduire les concentrations mesurées dans chaque forage. La fiabilité « locale » du modèle est évaluée par la statistique des écarts entre valeurs simulées et valeurs observées pour la période 1970-2000. Cette statistique permet aussi d'attacher à chaque valeur prédite dans le futur un certain niveau de confiance en faisant l'hypothèse que le modèle peut maintenir ses performances au cours du temps.

Les écarts sont calculés pour chaque forage entre la moyenne annuelle des concentrations mesurées et la valeur moyenne simulée pour la maille du modèle contenant le forage. Cette statistique des écarts est présentée ici (figure 40) pour les forages appartenant à l'aquifère de l'Oligocène. Elle révèle une distribution de forme quasi-gaussienne centrée (idem, estimateur sans biais) avec un écart type d'environ $26 \text{ mgNO}_3/\text{l}$. Le même constat a pu être fait pour chacun des aquifères.

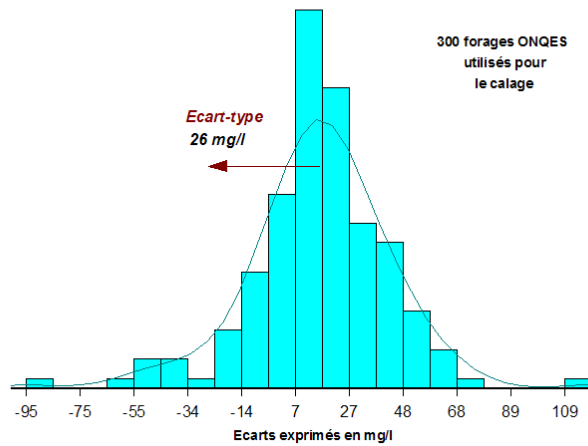
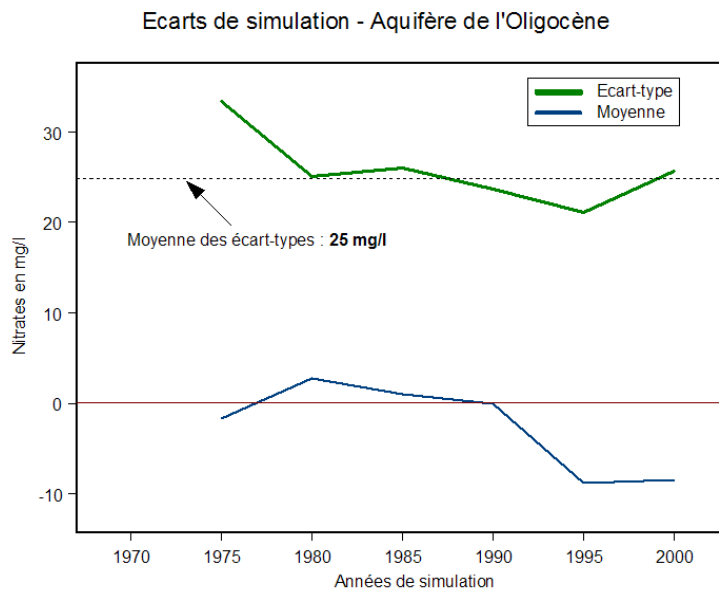
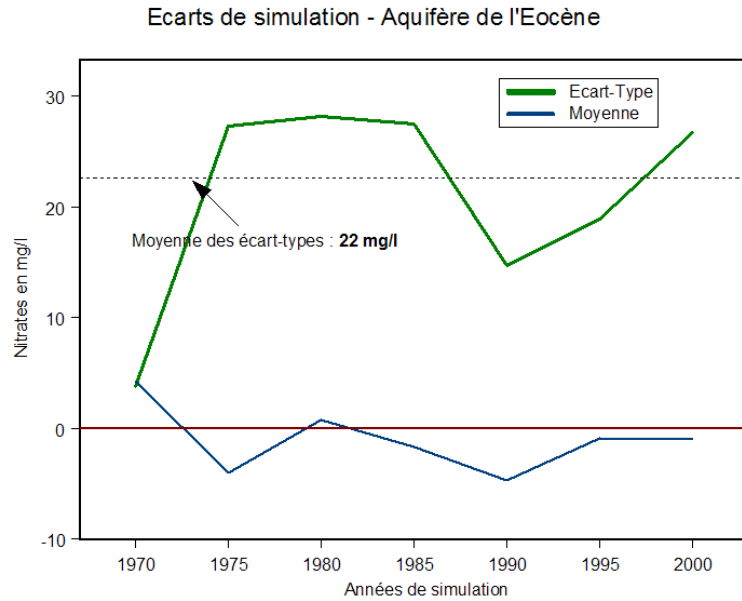


Figure 40 : Histogramme des erreurs de modélisation sur l'année 1985 pour les forages de l'Oligocène

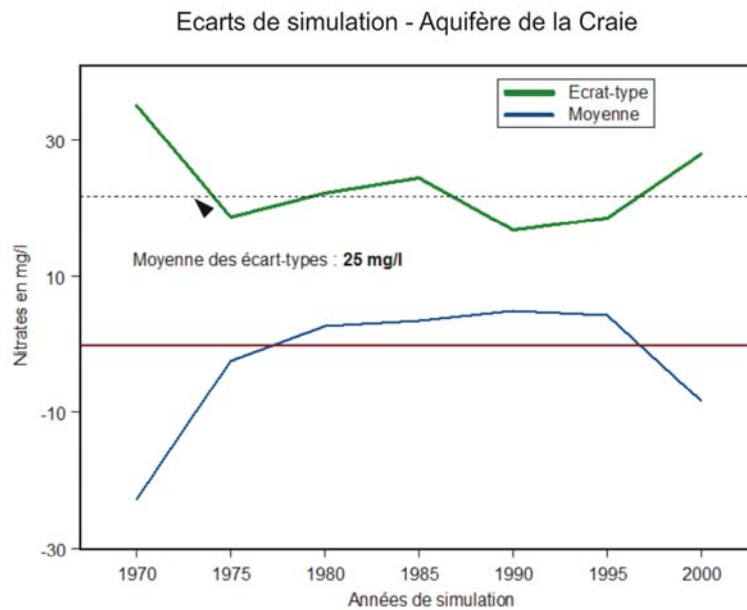
L'étude de la variation de la statistique des écarts par aquifère en fonction du temps permet de vérifier si les propriétés de ces écarts sont relativement indépendantes de la variabilité interannuelle des phénomènes. La figure 41 montre que pour la période 1970-2000 on constate, qu'aux fluctuations près de début et en fin de période dues à une inhomogénéité manifeste du nombre de forages recensés, le modèle STICS-MODCOU-NEWSAM donne des résultats quasiment sans biais (idem, la moyenne est proche de zéro) quelque soit l'aquifère et que l'écart type des erreurs est à peu près indépendant de celui-ci. Il est de l'ordre de 25 mgNO₃/l pour l'Oligocène et la Craie et de 22 mgNO₃/l pour l'Eocène.



P. Viennot - J.M. Monget - CG - ENSMIF 2007



P. Viennot - J.M. Monget - CG - ENSMIP 2007



P. Viennot - J.M. Monget - CG - ENSMIP 2007

Figure 41 : Variation annuelle de la moyenne et de l'écart-type de la distribution des écarts existant entre valeurs mesurées et valeurs simulées par STICS-MODCOU-NEWSAM au droit des forages des aquifères de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie

Les figures 42, 43 et 44 présentent la répartition spatiale de la moyenne des écarts calculés sur la période 1970-2000 entre concentrations simulées et observées par captage. Les points rouges correspondent à une surestimation du modèle par rapport aux données observées, les points verts à une sous-estimation. Deux constats peuvent être faits. Tout d'abord sur une grande partie du bassin, la moyenne des écarts se situe bien entre plus ou moins 25 mgNO₃/l et on remarque une hétérogénéité locale des valeurs. Mais de façon générale, on dénote des régions globalement surestimées et d'autres sous-estimées. Sur certains secteurs (secteur Est et Nord de la Craie, secteur de la Beauce), des moyennes supérieures à 50 mgNO₃/l attestent d'une surestimation excessive du modèle homogène spatialement. On notera que ces zones correspondent aux zones pour lesquelles le modèle STICS spatialisé donne les concentrations sous-racinaires les plus fortes.

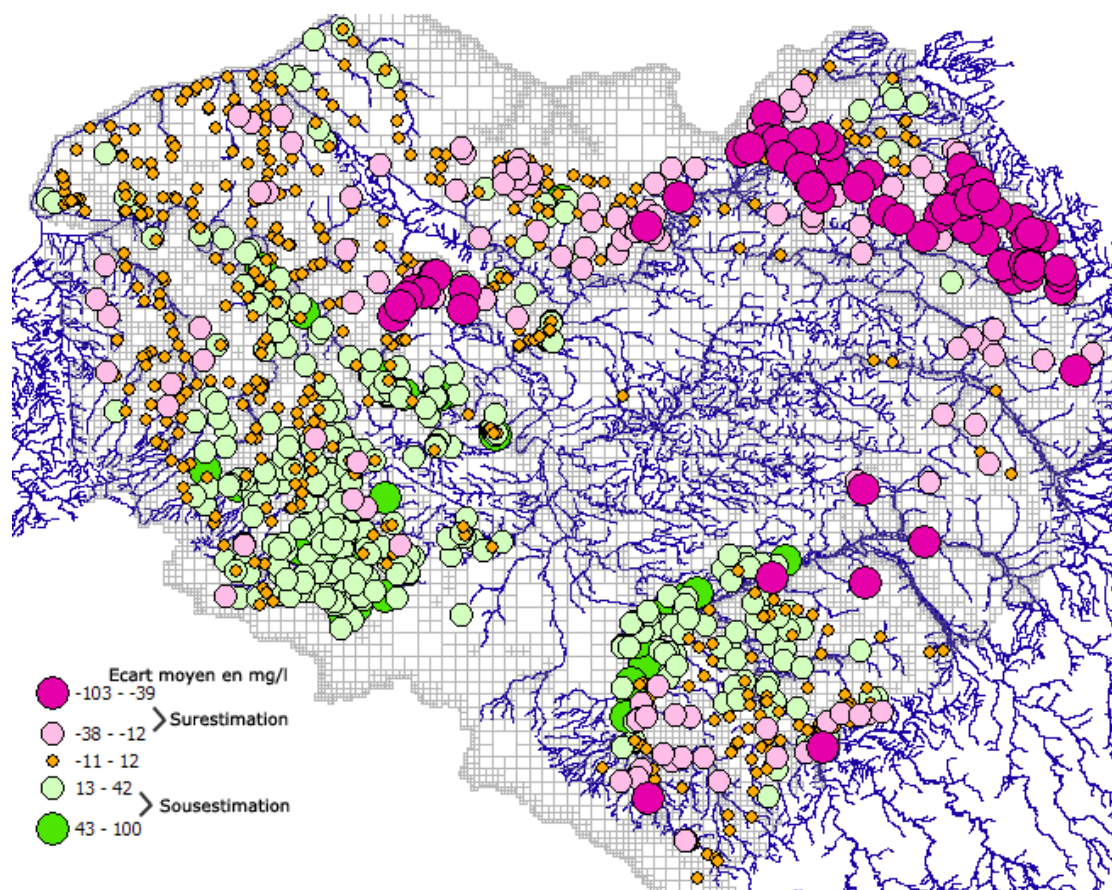


Figure 42 : Moyenne des écarts entre concentrations en nitrates observées et simulées sur la période 1970-2000 pour l'aquifère de la Craie

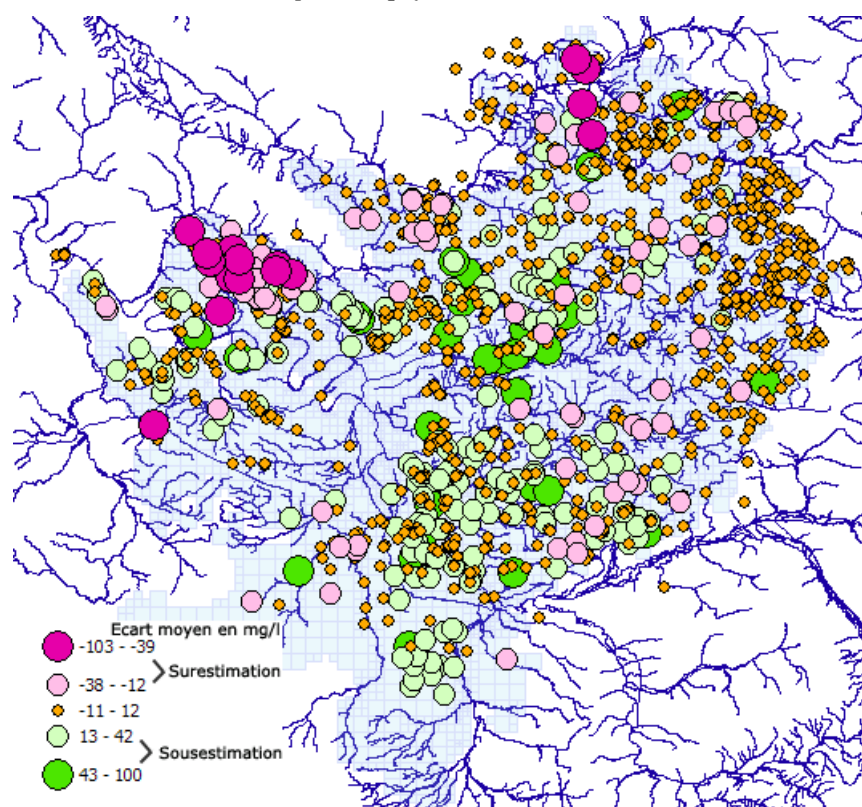


Figure 43 : Moyenne des écarts entre concentrations en nitrates observées et simulées sur la période 1970-2000 pour l'aquifère de l'Eocène

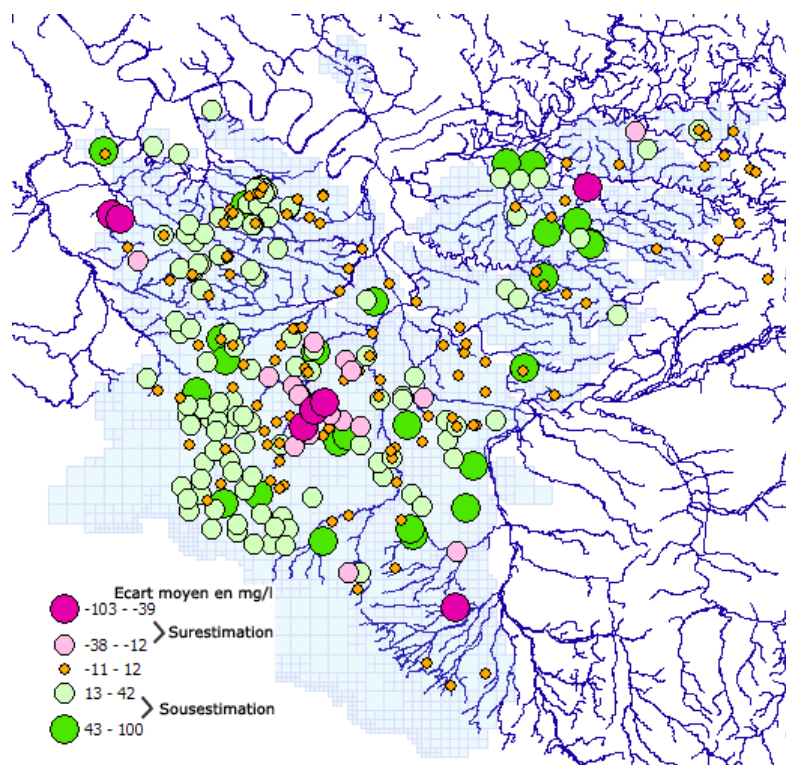


Figure 44 : Moyenne des écarts entre concentrations en nitrates observées et simulées sur la période 1970-2000 pour l'aquifère de l'Oligocène

Enfin, à titre indicatif, la figure 45 présente les concentrations calculées à une période correspondant à l'année 2004 sur les parties affleurantes des aquifères modélisés.

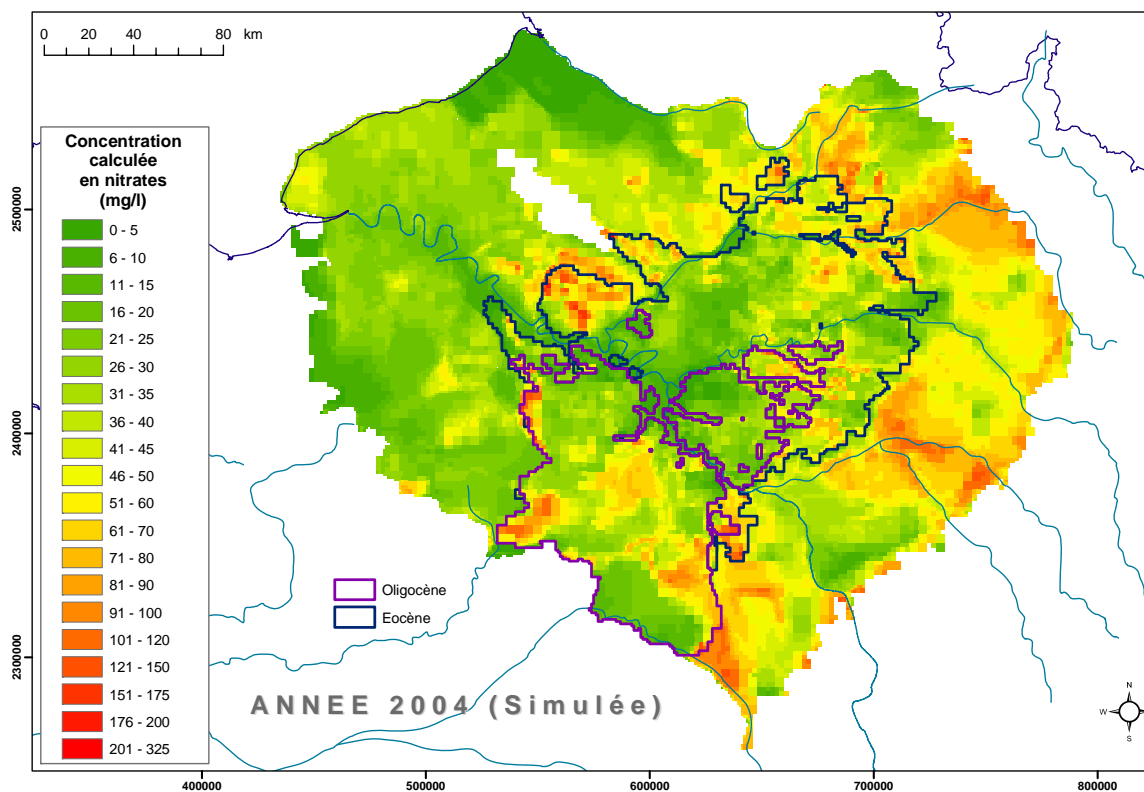


Figure 45 : Concentrations calculées à une période correspondant à l'année 2004

3.7. Modélisation du rôle de cultures intermédiaires sur les pollutions nitriques du bassin de la Seine

Les mesures de protection des eaux souterraines à la pollution par les nitrates sont, en France, basées sur trois approches :

- Le conseil en fertilisation, qui doit permettre de diminuer sensiblement les doses d'engrais apportées annuellement par l'agriculteur ;
- La mise en place de bandes enherbées pour limiter les apports de nitrates vers les cours d'eau. Ces bandes enherbées trouvent en effet leur efficacité lorsqu'il y a ruissellement. La rugosité de l'herbe provoque le dépôt des particules en suspension. Ainsi, produits phytosanitaires, fertilisants organiques ou minéraux contenus dans l'eau de ruissellement sont retenus et la pellicule de surface, riche en humus et débris végétaux, constitue une zone de contact ou un processus physico-chimique assure une fixation des substances. Une partie de l'eau s'infiltré et entraîne les substances en solution et la zone racinaire favorise la rétention puis la dégradation de celles-ci. Les transferts vers le ruisseau, la rivière sont ainsi limités ;
- La mise en place d'inter-cultures de type CIPAN (Culture Intermédiaire Piège A Nitrates). Les CIPAN (pouvant être appelés localement "engrais verts") sont constitués de couverts végétaux, généralement de la moutarde, permettant d'éviter que les sols restent nus pendant une inter-culture suffisamment longue. Outre leur rôle de "pièges à nitrates", ils permettent également de lutter contre les adventices, par effet de concurrence, en évitant la sélection d'une flore spécifique.

Le rôle de ces CIPAN sur les flux d'azote sous racinaire susceptible d'atteindre les nappes a pu être étudiée et par modélisation sur l'ensemble du bassin de la Seine.

3.7.1 Principe des simulations intégrant l'introduction de CIPAN

L'introduction de culture intermédiaire de type CIPAN a été effectuée dans les rotations de cultures de chaque Petite Région Agricole lorsque le calendrier le permettait. Après consultation des agronomes, la mise en place de cultures intermédiaires a été effectuée lorsqu'il y a :

- présence d'un sol nu après le 20 août si la culture précédente est du pois ou après le 5 septembre suite à une autre culture et si
- la période de sol nu est supérieure à 50 jours.

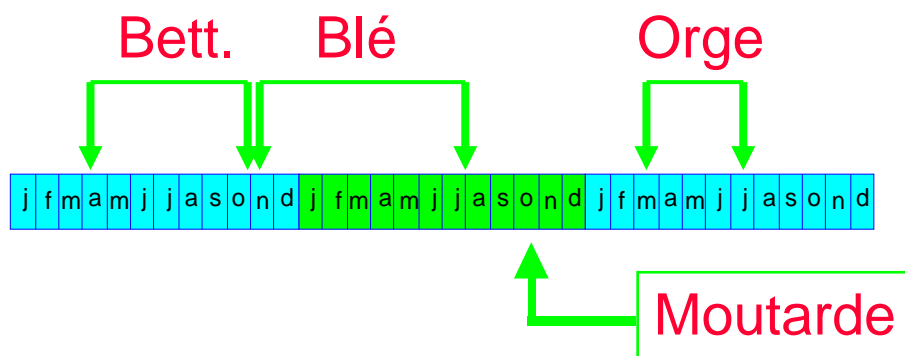


Figure 46 : Exemple d'insertion d'une culture intermédiaire dans un assolement Betteraves-Blé-Orge

Afin d'estimer l'impact de telles hypothèses par rapport à une succession classique (sans introduction de CIPAN), un calcul comparatif a été effectué sur une période couvrant les années 1992 à 2004. Cette période est suffisamment longue pour pouvoir intégrer l'efficacité ou non de l'ajout de cultures intermédiaires au sein de différentes rotations et les pratiques agricoles de cette période sont bien sûr les plus représentatives de ce qui se fait actuellement sur le bassin.

3.7.2 Efficacité de l'introduction de CIPAN sur les flux d'azote sous racinaire

Les figures 47 à 50 présentent les résultats comparés de l'efficacité de la mise en place de CIPAN sur les flux d'azote sous racinaires calculés par STICS .

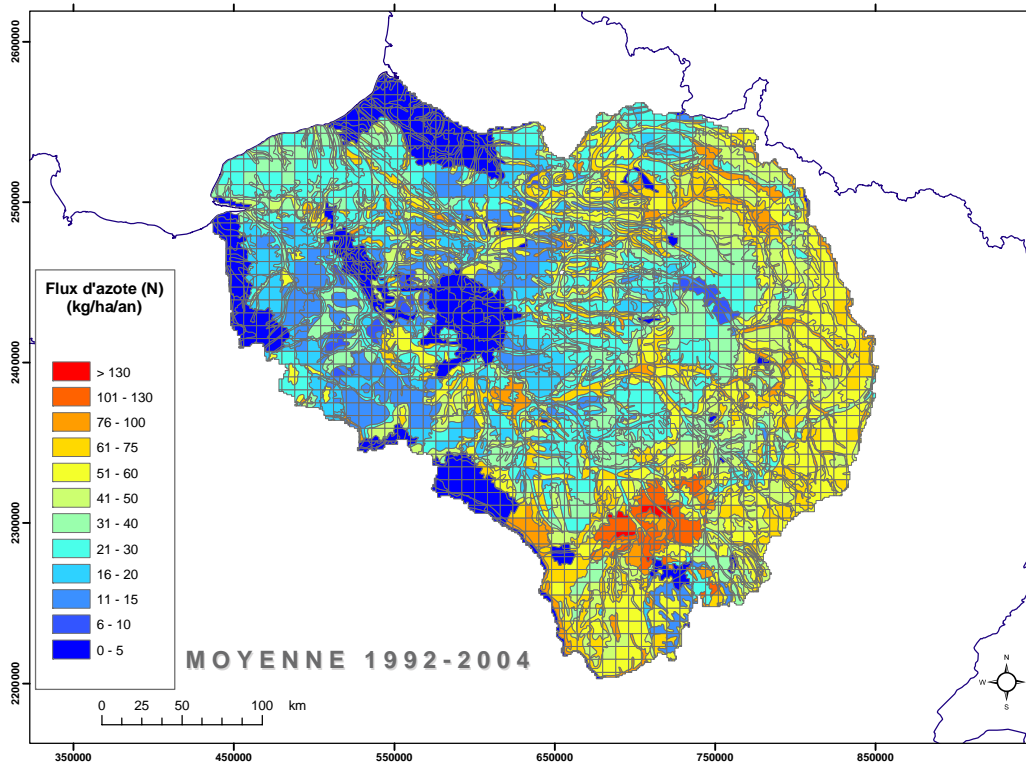


Figure 47 : Flux sous racinaire moyen calculé sur la période 1992-2004 en l'absence de CIPAN

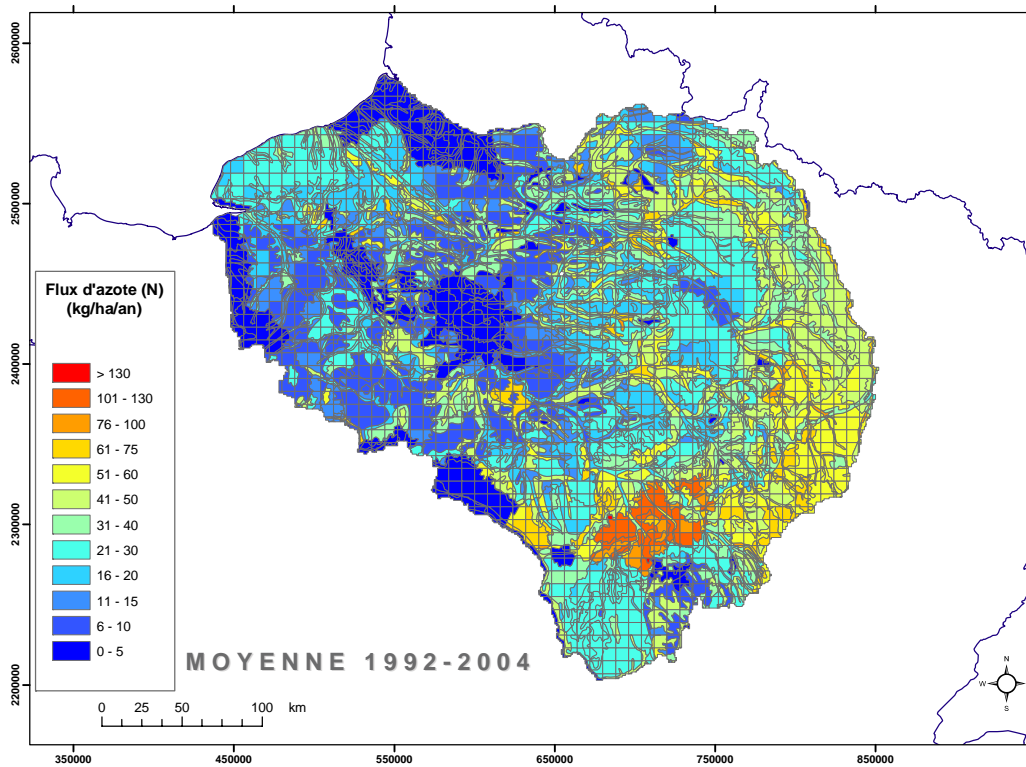


Figure 48 : Flux sous racinaire moyen calculé sur la période 1992-2004 avec introduction de CIPAN

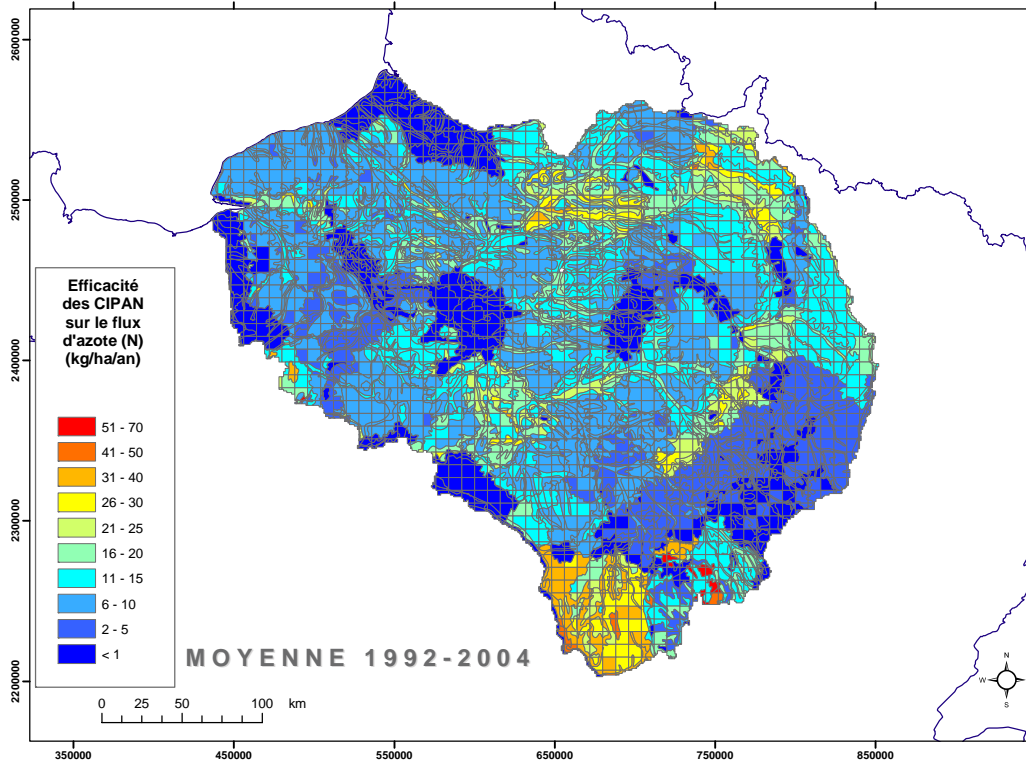


Figure 49 : Efficacité de l'introduction de CIPAN sur le flux d'azote sous racinaire calculé

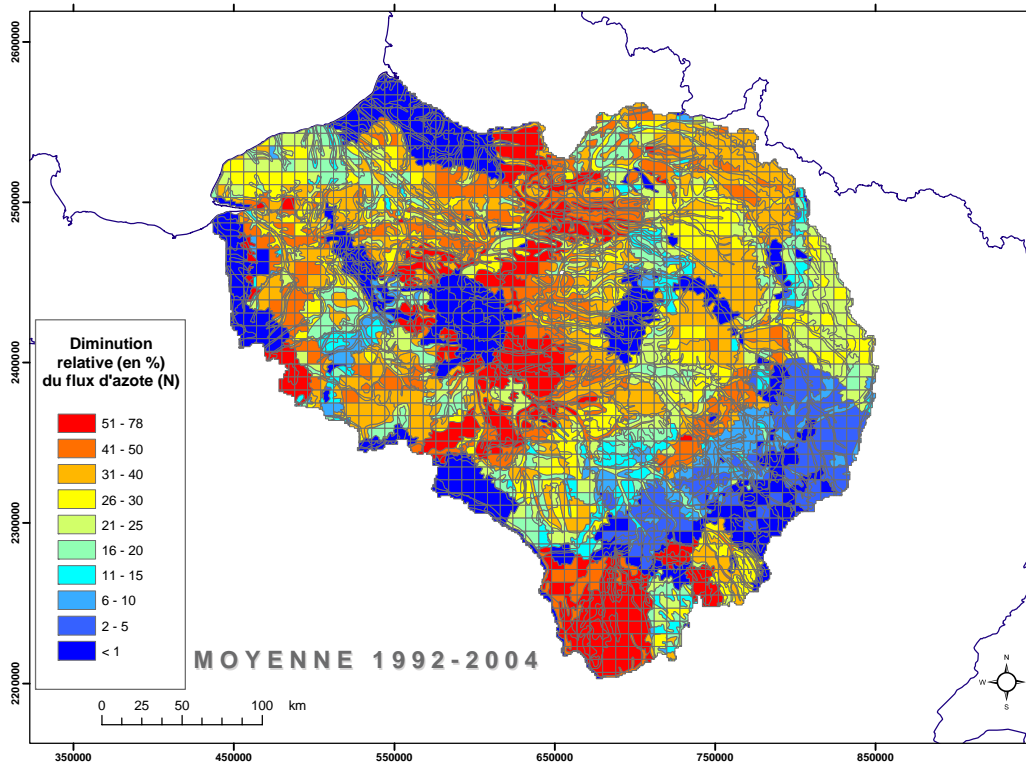


Figure 50 : Efficacité relative de l'introduction de CIPAN sur le flux d'azote sous racinaire

3.7.3 Efficacité de l'introduction de CIPAN sur les concentrations sous racinaires calculées par la chaîne de modélisation STICS/MODCOU

Le couplage des flux de nitrates calculés par STICS avec les flux d'eau calculés par le modèle hydrologique permet d'établir la répartition des concentrations susceptibles d'atteindre les formations aquifères sous jacentes (figures 51 et 52) ainsi que l'efficacité de l'introduction de CIPAN dans les rotations sur ces mêmes concentrations (figures 53 et 54).

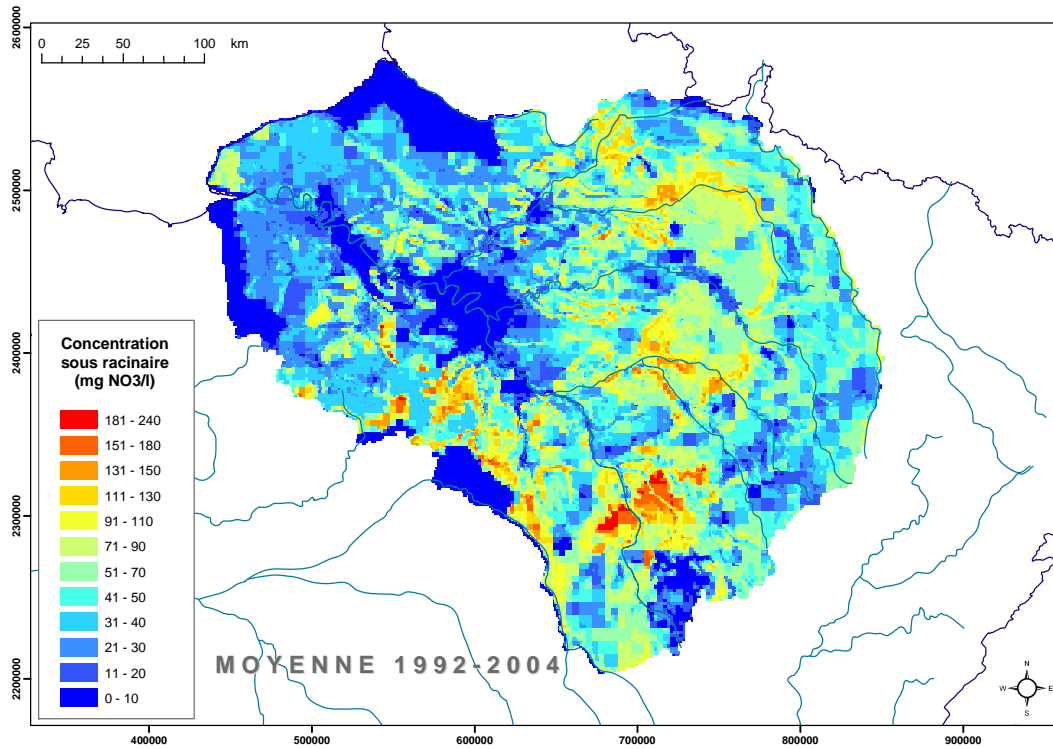


Figure 51 : Concentration sous racinaire (en mg/l de nitrates) calculée en l'absence de CIPAN

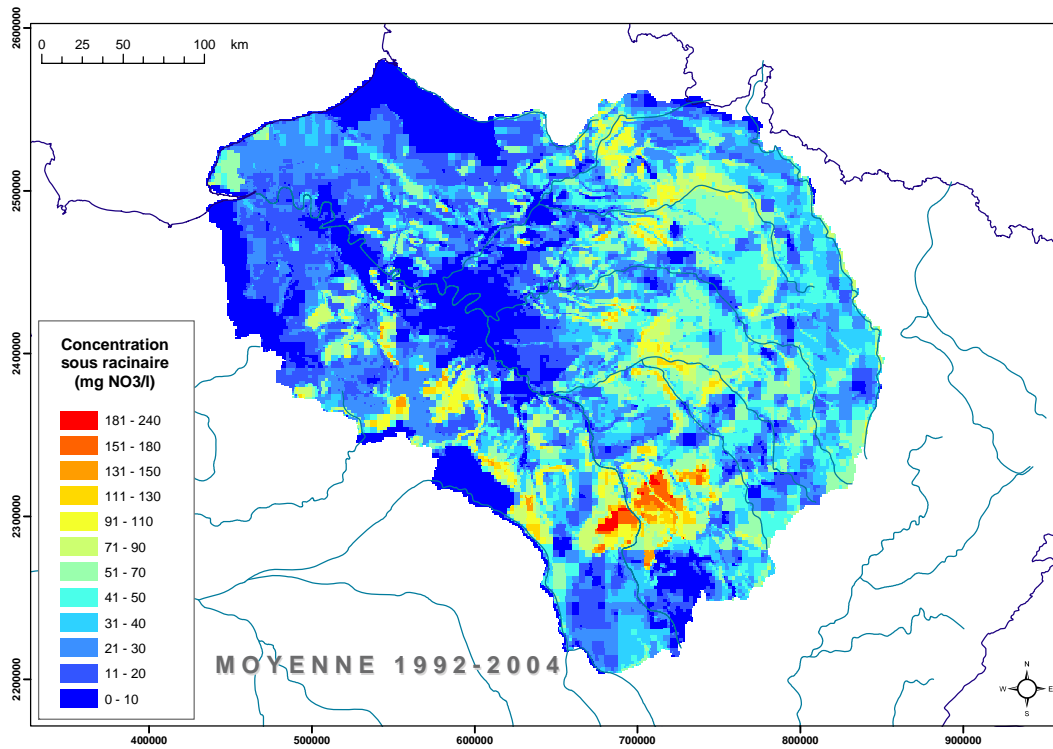


Figure 52 : Concentration sous racinaire (en mg/l de nitrates) calculée avec introduction de CIPAN

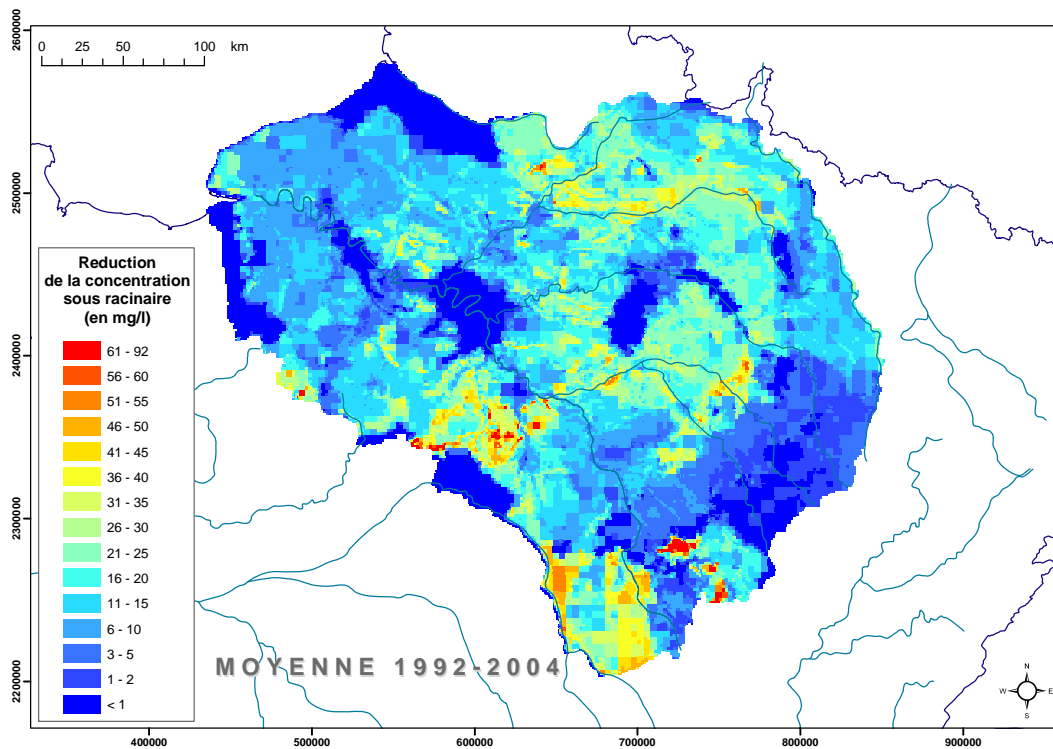


Figure 53 : Réduction de la concentration sous racinaire (en mg/l de nitrates) liée à l'introduction de CIPAN

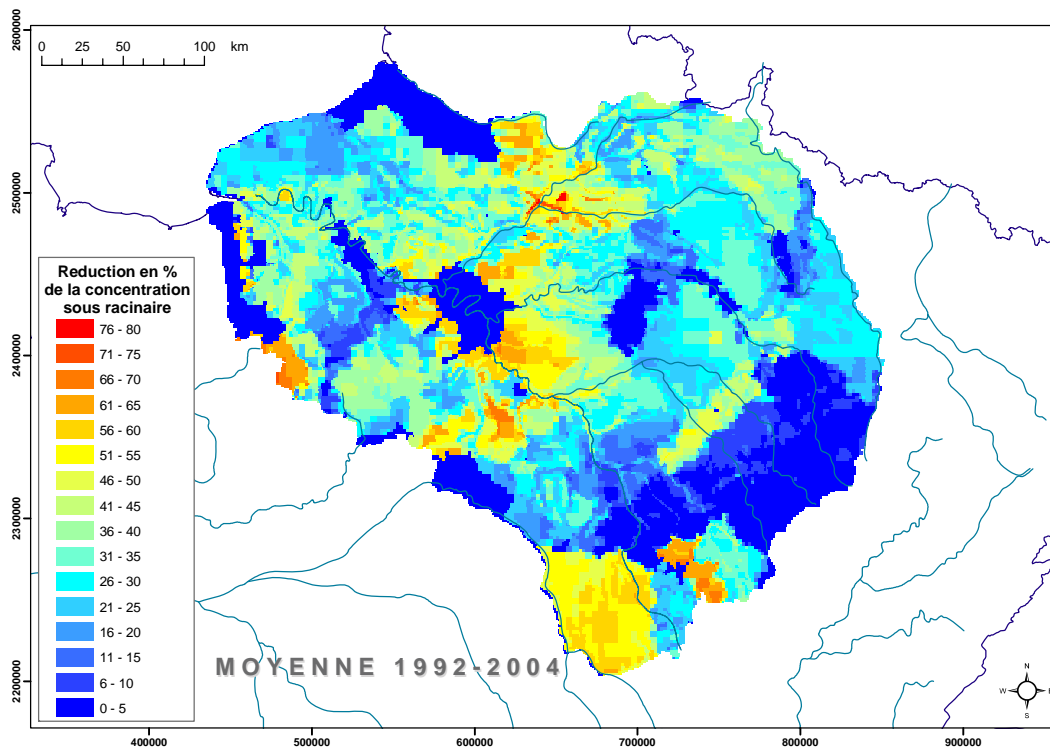


Figure 54 : Réduction relative (en %) de la concentration sous racinaire liée à l'introduction de CIPAN

3.7.4 Influence de l'introduction de CIPAN sur la contamination nitrique des aquifères du bassin de la Seine

L'influence de l'introduction de cultures intermédiaires de type CIPAN sur la contamination nitrique des aquifères modélisés du bassin a été mise en évidence par simulations prospectives : le principe général en est le suivant :

- introduction des flux d'azote annuels calculés par STICS entre le 1/8/2003 et 31/07/2004 sur deux années supplémentaires (jusqu'au 31/07/2006) ;
- à partir de cette date, introduction des flux moyens d'azote calculés sur la période 1992-2004, avec ou sans CIPAN, associés à la météorologie de cette même période, le tout reproduit n fois (pour atteindre une centaine d'années de simulation après la mise en place des CIPAN).

Ce type de simulation va permettre d'estimer l'influence de la mise en place de CIPAN à l'horizon 2015 mais également à plus long terme, mettant ainsi en évidence l'inertie globale du système à répondre à ce type de mesure environnementale. Les résultats obtenus sont également comparés au calcul supposant un arrêt complet et brutal des fertilisations azotées à compter du 1/8/2006.

Les deux figures suivantes présentent les concentrations calculées en 2015 dans chaque aquifère représenté, dans le cas du scénario appelé « Laisser Faire » (les pratiques agricoles actuelles se perpétuent) et du scénario « CIPAN ».

Les deux figures suivantes illustrent la réduction des concentrations calculées dans les trois formations aquifères modélisées (Craie, Eocène, Oligocène) à l'horizon 2015 dans le cas d'introduction de cultures intermédiaires (CIPAN) et dans le cas d'un arrêt complet des fertilisations azotées.

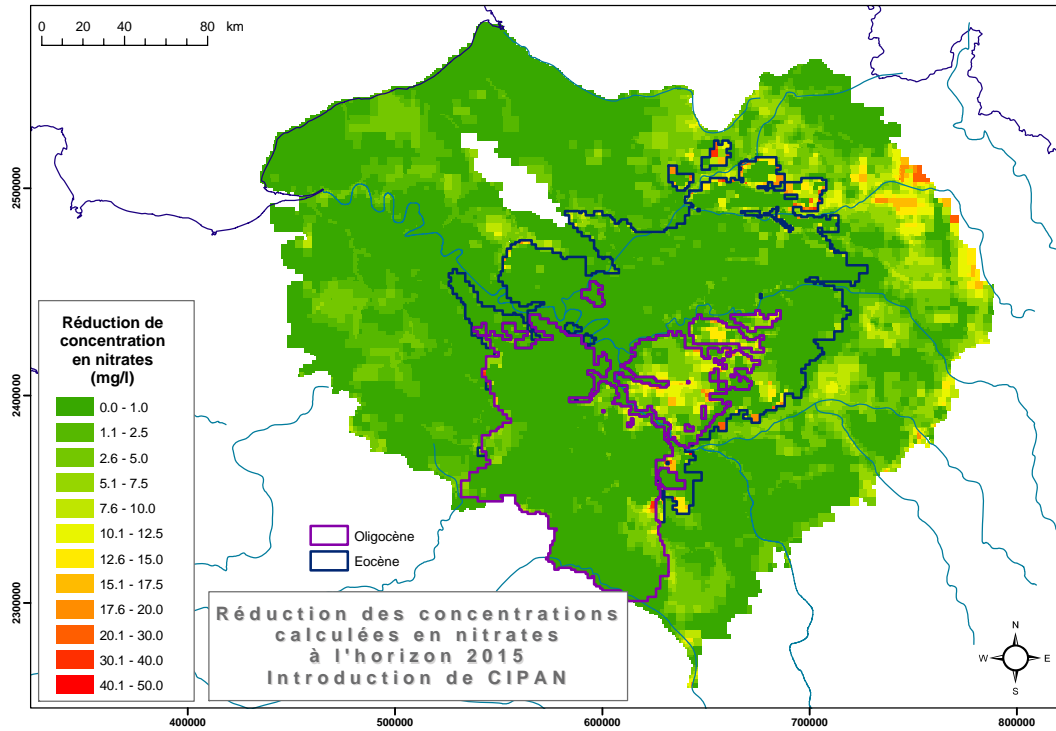


Figure 55 : Carte de réduction des concentrations en nitrates dans les aquifères liée à l'introduction de CIPAN à l'horizon 2015

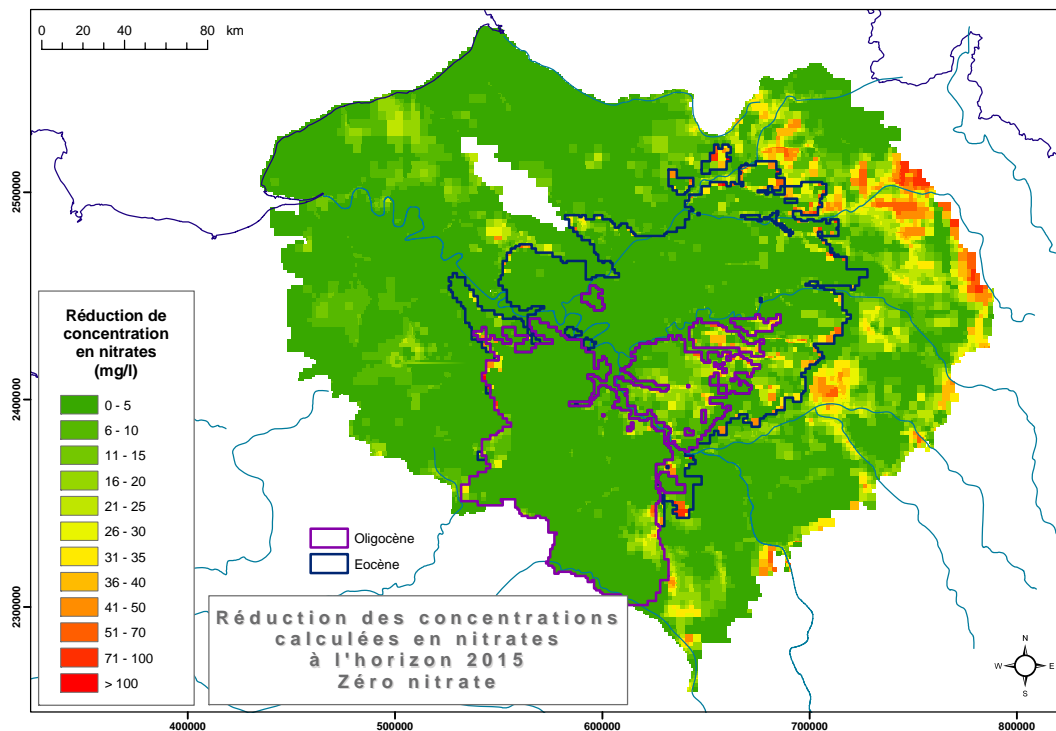


Figure 56 : Carte de réduction des concentrations en nitrates dans les aquifères liée à un arrêt complet des fertilisations azotées à l'horizon 2015

L'évolution comparée en fonction du temps des médianes des concentrations calculées au droit des ouvrages ONQES ayant servis à la calibration du modèle permet de définir des tendances

d'évolution de la pollution azotée à l'échelle du bassin. Ces évolutions comparées sont présentées, aquifère par aquifère, sur les figures 57, 58 et 59.

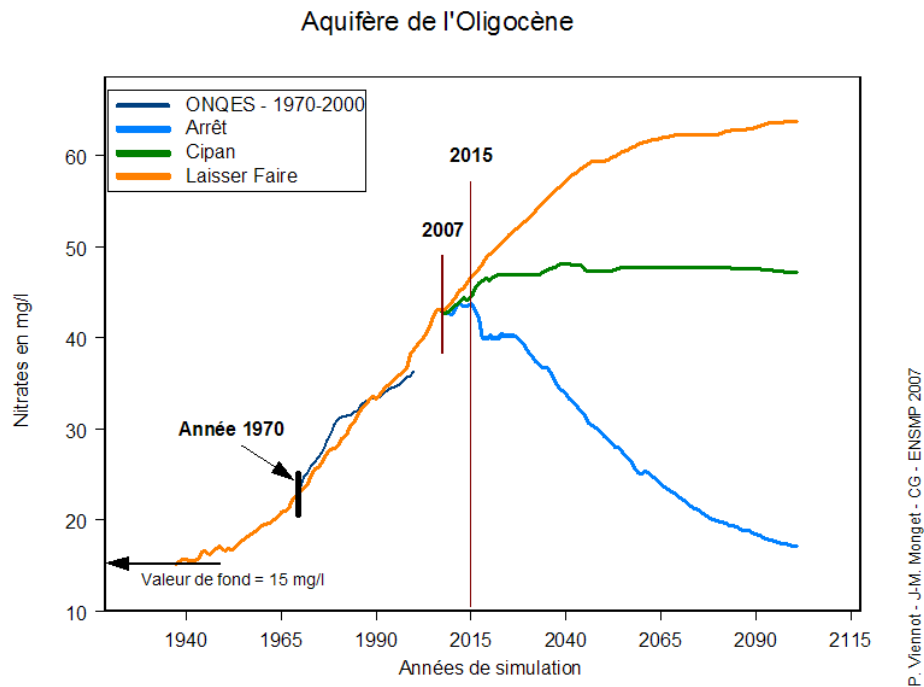


Figure 57 : Aquifère de l'Oligocène : évolution comparée de la médiane des concentrations calculées pour chaque scénario (Laisser Faire, CIPAN, arrêt total de la fertilisation azoté)

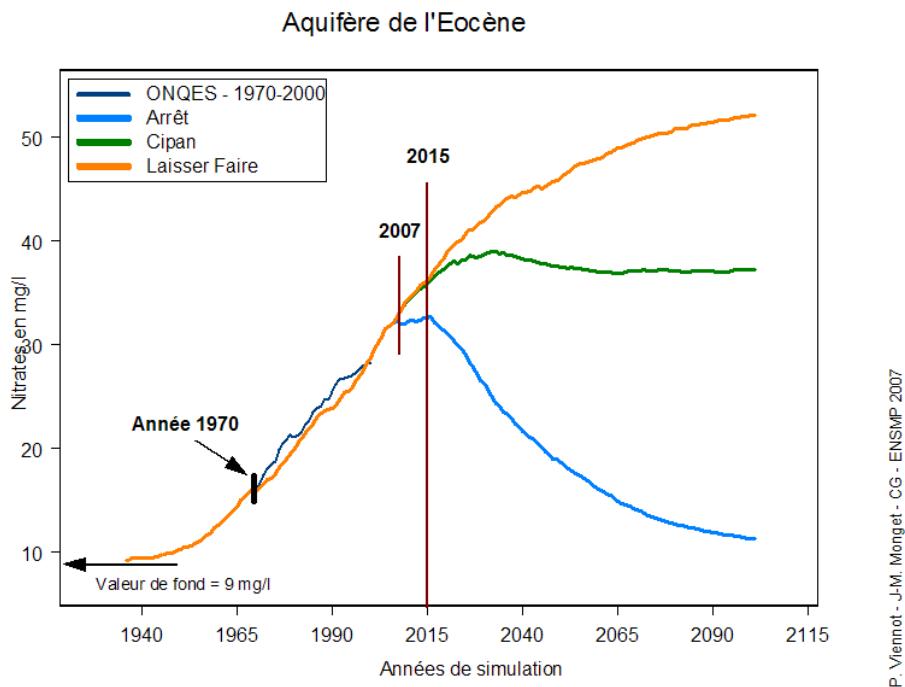
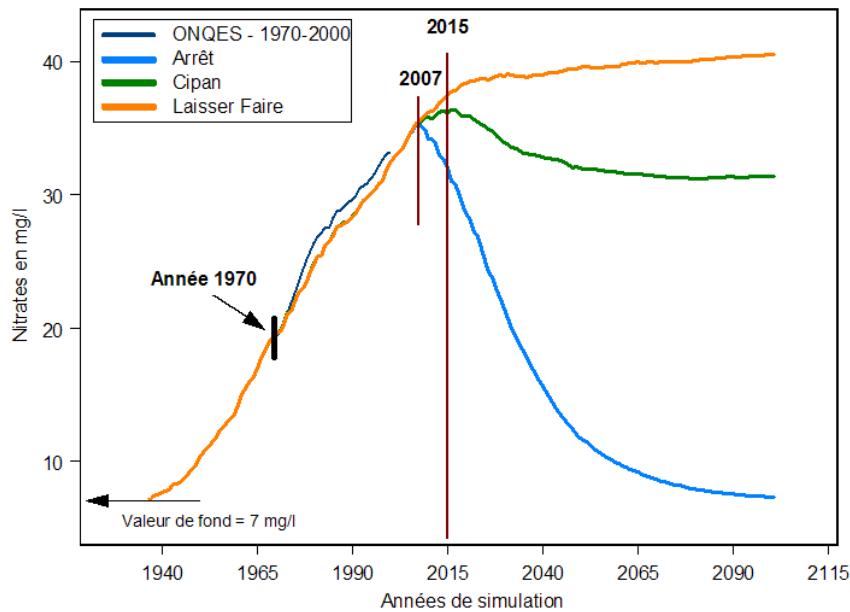


Figure 58 : Aquifère de l'Eocène : évolution comparée de la médiane des concentrations calculées pour chaque scénario (Laisser Faire, CIPAN, arrêt total de la fertilisation azotée)

Aquifère de la Craie



P. Viennot - J.M. Monget - CG - ENSMP 2007

Figure 59 : Aquifère de la Craie : évolution comparée de la médiane des concentrations calculées pour chaque scénario (Laisser Faire, CIPAN, arrêt total de la fertilisation azotée)

On remarque globalement, que l'introduction de CIPAN sans modification des rotations actuellement effectuées sur le bassin par les agriculteurs ne permet pas, à l'horizon 2015, de modifier sensiblement les concentrations, ces concentrations ne diminuant généralement que de quelques mg/l. Il faut là encore rappeler que ces figures ne présentent que l'évolution de la médiane des concentrations calculées au droit des ouvrages ONQES et que ces résultats sont donc le reflet d'une évolution « moyenne » à l'échelle du bassin (intégrant donc des zones où l'introduction de CIPAN peut être limitée).

Une cartographie de ces concentrations calculées avec ou sans introduction de CIPAN en 2015 et selon les classes de qualité proposées par le système « SEQ-Eaux Souterraines » ne fait d'ailleurs pas apparaître de différences importantes, les changements de classe paraissant peu fréquents (figure 60).

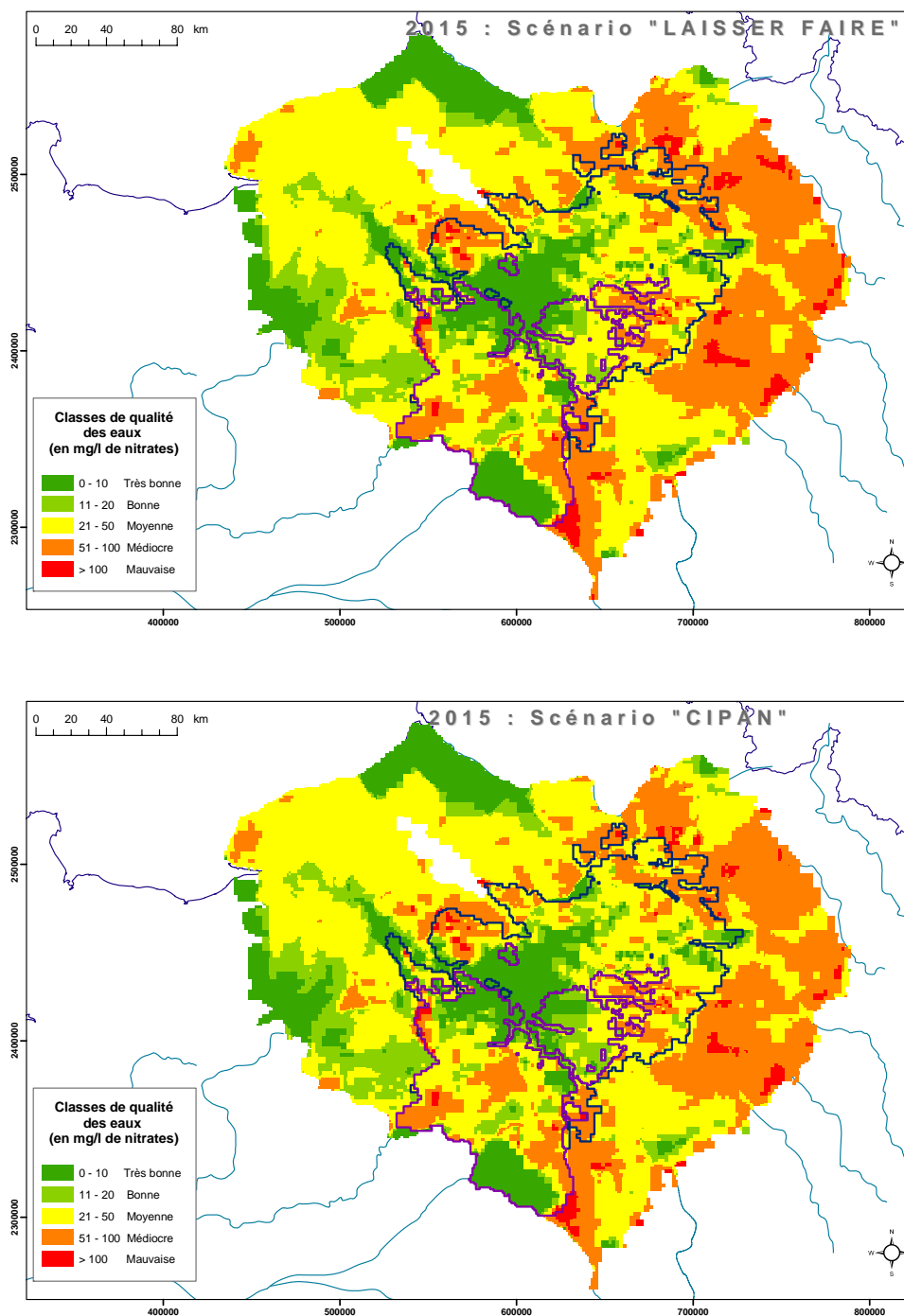


Figure 60 : Cartes de classes de qualité en nitrates calculées aux affleurements des aquifères à l'horizon 2015 selon les scénarios « Laisser Faire » et « CIPAN »

4. Conclusions - Perspectives

Ces nouvelles simulations du comportement du bassin de la Seine vis-à-vis de la pollution azotée diffuse ont permis d'intégrer l'ensemble des pratiques agricoles par Petites Régions Agricoles et leur évolution entre les années 1970 et 2005. Les concentrations en nitrates calculées dans les aquifères modélisés du bassin par la chaîne de modélisation STICS-MODCOU-NEWSAM ont pu ainsi être confrontées aux mesures réalisées sur différents ouvrages pendant la même période. Les résultats montrent que les évolutions de la médiane des concentrations calculées au droit des ouvrages de mesure est sensiblement identique à celle des mesures et ce, dans les trois grands aquifères

modélisés (Oligocène, Eocène, Craie) ce qui montre que le modèle reproduit bien la dynamique de l'évolution de la pollution azotée pendant cette période tout en assurant, à l'échelle des grands aquifères, des concentrations moyennes proches de la réalité. Toutefois, sur certaines zones du bassin, les concentrations calculées peuvent s'avérer fortement décalées par rapport aux mesures, par excès ou par défaut. Il sera donc nécessaire de se focaliser un peu plus sur ces secteurs afin de déterminer la cause de ces biais, d'essayer de les minimiser et améliorer encore un peu plus la fiabilité du modèle. Malgré ces quelques imperfections locales, la représentativité des simulations prospectives concernant la mise en place de scénarios agro-environnementaux en sort confortée à l'échelle régionale du fait de la bonne dynamique d'évolution de la pollution simulée sur les trente dernières années. Enfin, une exploitation accrue du modèle par multiplication d'études de scénarios prospectifs (autres mesures agro-environnementales, bio-carburants, changements climatiques, etc) nécessitera de passer par une génération facilitée et simplifiée des entrées du modèle STICS ainsi que par un couplage performant des différents modules de calcul entre eux. Ceci est un des objectifs poursuivis par la création de la plateforme de modélisation « EAU-DYSSEE » qui devrait voir le jour dans les prochains mois.