



HAL
open science

Robustesse du module transfert de polluant des systèmes drainés, application au modèle SIDRA-N

Pauline Dodinet

► **To cite this version:**

Pauline Dodinet. Robustesse du module transfert de polluant des systèmes drainés, application au modèle SIDRA-N. Sciences de l'environnement. 2021. hal-04208883

HAL Id: hal-04208883

<https://hal.inrae.fr/hal-04208883>

Submitted on 15 Sep 2023

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

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

Robustesse du module transfert de polluant des systèmes drainés, application au modèle SIDRA-N

Etudiant : Pauline DODINET

Master STePE, mention HH

25/06/2021

Encadrement : Samy CHELIL et Julien
TOURNEBIZE

Laboratoire d'accueil : INRAE, équipe :
ARTEMHYS

Résumé

La pollution diffuse des eaux douces par les nitrates fait partie des préoccupations majeures des gouvernements. En milieu agricole, les vitesses de transfert des nitrates sont plus importantes en présence d'un système de drainage artificiel. Cela conduit généralement à une augmentation des exportations d'azote minéral vers les cours d'eau et nappes phréatiques. Le développement récent d'un modèle conceptuel permettant à la fois, l'estimation des reliquats azotés en entrée d'hiver (REH) et la simulation des flux et concentrations en nitrate en parcelles agricoles drainées (SIDRA-N) a fait l'objet d'une validation sur un seul site en France (Rampillon, 355 ha). La présente étude permet l'évaluation de la robustesse spatiotemporelle du modèle SIDRA-N sur trois sites différents (La Jaillière, 1 ha ; Gobard, 36 ha et Rampillon, 355 ha). L'objectif est en premier lieu de tester le fonctionnement du modèle sur chaque site puis de proposer un jeu de paramètres d'entrée unique et générique à l'ensemble des sites étudiés.

Nous avons constaté que l'estimation des REH est plus précise sur le site de la Jaillière qui englobe la plus faible superficie (1 ha). Ce résultat pourrait être expliqué par une potentielle perte d'information liée à la prise en compte des valeurs moyennes des reliquats mesurés (REH) pour les sites de Gobard et Rampillon. En outre, des performances élevées ont été obtenues lors de la modélisation des flux et des concentrations en nitrate sur les trois sites. Ces performances sont majoritairement préservées suite à l'utilisation d'un jeu de paramètres générique à l'ensemble des sites. Finalement, nous avons pu définir un jeu de paramètre unique et robuste permettant de bien reproduire le transfert des nitrates sur l'ensemble des sites étudiés et cela malgré le fort contraste constaté sur la dynamique des exportations, la superficie des parcelles et les rotations culturales en place.

1) Introduction

En Europe, une des pollutions majeures des eaux superficielles et souterraines est l'excès d'azote (N) potentiellement lixiviable. C'est pourquoi plusieurs textes réglementaires dont la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) et la directive 2006/118/CE sont parues et ont fixé un seuil de concentration maximale à 50 mg NO_3^-/L pour ces eaux superficielles. Auparavant, la Directive Nitrate (91/676/CEE) avait déjà été établie en 1991 après avoir constaté des augmentations et des teneurs anormalement élevées de nitrate (NO_3^-) au sein des masses d'eau des Etats membres de l'Union européenne. Pour ralentir cette tendance, cette dernière s'intéresse aux pollutions liées aux activités agricoles qui en sont la source majeure (Mariotti 1998).

Les processus mis en jeu sont complexes. En effet, 99% de l'azote du sol est sous forme organique dans l'humus. Cet azote peut être transformé par la biomasse microbienne en azote minéral dont l'une de ces formes, l'ion nitrate (NO_3^-), représente au maximum 1% de l'azote du sol et est responsable de la totalité des pollutions azotées dans les eaux de surface et souterraine (Agasse 2011). De nombreuses actions sont mises en place pour diminuer les concentrations en nitrate en parcelles agricoles (telles que le Programme de Gestion Durable de l'Azote en agriculture (PGDA) en Belgique et PMPOA Plan de Maitrise des pollutions d'origine Agricole, ou PAN Plan Azote National, en France). Aujourd'hui, avec la prise en compte des impacts environnementaux, il est possible pour chaque exploitation de mesurer un reliquat post-récolte afin de quantifier l'azote minérale non utilisée par les cultures et un reliquat sortie d'hiver permettant d'épandre une quantité plus raisonnée de fertilisants au printemps (Justes et al. 2013). Dans notre étude, nous nous intéressons au reliquat entrée hiver (REH) qui correspond à la quantité de nitrate potentiellement lixiviable durant la période hivernale, période de recharge principale des aquifères sous climat tempéré (Agasse 2011).

Cependant la mesure des reliquats, correspondant à la quantité disponible de nitrate dans le sol à différentes périodes, est coûteuse et chronophage. En effet, des mesures ponctuelles sont réalisées puis extrapolées ce qui n'est pas forcément représentatif dans un milieu très hétérogène. En plus de cette contrainte de l'hétérogénéité spatiale, le moment de prélèvement des échantillons du sol reste difficile à prévoir, en particulier pour le REH où il faudrait trouver le moment idéal se situant généralement entre la fin de la minéralisation de l'azote, lorsque les températures sont inférieures à 5°C (Billy 2008), et le début de l'infiltration de l'eau, après réhumectation du sol. Un autre moyen de mesure possible pour étudier les transferts de nitrate est la case lysimétrique mais cette méthode est appliquée sur une petite superficie et est souvent mis en place dans un cadre de recherche. Le drainage agricole artificiel, par tuyaux enterrés ou fossés à ciel ouvert, permet d'évacuer le surplus des eaux de nappes superficielles hivernales caractéristiques des sols hydromorphes en France. Le drainage a une dimension agronomique car il vise à augmenter les rendements agricoles et à permettre un meilleur accès aux champs par les agriculteurs. De plus, cette technique permet de collecter les eaux des parcelles qui débouchent sur un exutoire localisé à l'aval du bassin versant agricole. De ce fait, le système de drainage simplifie les relevés de mesures et nous permet un accès facile aux données de débits et de qualité de l'eau (Tournebize et al. 2014, Arlot 1999).

Avec l'avancée de l'informatique, des modèles numériques se développent régulièrement dans le but d'approcher le plus fidèlement possible le comportement réel d'un ensemble de processus physique. Dans la littérature, plusieurs modèles existent pour quantifier le cycle de l'azote du sol dans les

systemes drainés. Chaque modèle est composé d'un module hydrologique et d'un autre module géochimique. L'objectif derrière le développement d'un modèle pourrait être l'amélioration des rendements (STICS, Daycent (Guest et al. 2017)), l'estimation des gaz à effet de serre (DNDC (Guest et al. 2017)), la quantification des exportations de polluants liés à l'agriculture (ADAPT, Drainmod (Ale et al. 2013), SWAT (Arnold et al. 2011)) (Annexe 1).

Il existe deux grandes catégories de modèles : les modèles conceptuels où les processus sont simplifiés et peuvent s'appliquer aux grandes échelles ; et les modèles mécanistes dans lesquels les comportements sont décrits de manière plus fine avec des équations pour des applications locales (Tang et al. 2019). Parmi les exemples choisis, les modèles de simulation hydrologique sont parfois mécanistes (ADAPT (P. H. Gowda et al. 2012), DayCent (Parton et al. 1998) et DRAINMOD-NII (M. A. Youssef et al. 2005)) et parfois conceptuels, sous forme de bilan hydrique pour SWAT (Arnold et al. 2011), STICS (Brisson et al. 1998) et DNDC (Li 1996), alors que les modèles géochimiques sont toujours conceptuels (sous forme de modèle en boîte) (Ale et al. 2013; Guest et al. 2017). Pour représenter le plus fidèlement possible la réalité, ces modèles conceptuels reposent sur un réservoir sol multicouches (tous à l'exception de SWAT, (Ale et al. 2013; Guest et al. 2017)) ou compartimentés (par exemple en rivières et en terres cultivés dans le cas de SWAT (Arnold et al. 2011)). Cette décomposition spatiale permet de tenir compte de l'hétérogénéité verticale (dans le premier cas) ou de l'hétérogénéité plutôt horizontale (dans le second) mais elle entraîne le besoin de nombreux paramètres, qui sont issus de données de terrains ponctuels et différenciés dans le temps (pas de représentativité spatiale et temporelle). La prise en main de ces modèles peut s'avérer laborieuse, avec en plus un temps de calcul potentiellement conséquent. C'est pourquoi les modèles conceptuels à paramètres réduits sont de plus en plus développés et utilisés (Surdyk et al. 2021). Nous nous intéressons plus particulièrement à la robustesse de ce type de modèle conceptuel. La robustesse correspond à l'évaluation des performances d'un modèle dans différents contextes spatiaux et temporels (Coron 2013). Cet article cherche à montrer qu'un modèle conceptuel simplifié est robuste pour différentes échelles spatiales et pour diverses périodes de temps. Cette étape est cruciale lors du développement d'un modèle car elle permet de valider les hypothèses émises. Nous allons donc tester sa robustesse spatiotemporelle.

Le modèle SIDRA-N (Simulation de DRAINage – Nitrate) est un modèle conceptuel et simplifié développé dans le but d'estimer les valeurs de REH (indicateur de pollution azotée). Le modèle nécessite les données de débit (observé) en entrée ainsi que le calage d'un ensemble de paramètres et simule les concentrations en nitrate en sortie. Le modèle est composé d'un module « géochimique » seul et pourra être couplé avec un modèle hydrologique, SIDRA-RU (Jeantet, sous presse). Il a été validé sur le site de Rampillon en utilisant des données hautes fréquences (horaire), ce qui permet d'être bien représentatif des processus intra-journaliers. En effet, l'hydrologie des parcelles drainées est particulière avec des débits de pointe brefs et des périodes de tarissement plus longues entraînant des vitesses d'écoulements différentes, incluant des écoulements préférentiels dus à la présence de macropores du sol. De même, des études de Burn (2019) montrent que l'enregistrement de données à haute fréquence est nécessaire pour comprendre les phénomènes complexes d'évolution des nitrates. Cet article cherche à montrer, que ce modèle en cours de développement (Chelil, en cours de publication), permet d'estimer les REH pour des zones de différentes superficies allant d'un hectare à plusieurs centaines d'hectares : bassin versant, regroupement de parcelles et parcelle de petite surface. Nous allons donner des précisions concernant l'influence du drainage sur les flux préférentiels et les comportements des nitrates

associés avant de décrire les sites et les données utilisées. Le modèle ainsi que la méthodologie de la robustesse seront détaillés par la suite avant d'analyser les résultats du modèle.

2) Développement du modèle

2.1) Spécificités liées au drainage

En France, le drainage sert principalement à améliorer la portance et à augmenter l'aération des sols agricoles subissant des excès d'eau en hiver, généralement qualifiés de sols hydromorphes. Ces sols sont en général propices à l'agriculture, comme c'est le cas des *lœss* dans le Bassin Parisien. Ces derniers ont subi des évolutions pédologiques qui ont entraîné la formation d'une couche plus riche en argile (peu perméable) autour de 1 m de profondeur d'où la stagnation de l'eau en période hivernale. La conception des réseaux de drainage en France est standardisée avec des tuyaux de 5 cm de diamètre pour les drains, avec des écartements de 8 à 12 m et enterrés à environ 0,8 m de profondeur (Nedelec 2005). Le réseau de drainage est dimensionné pour permettre un rabattement de la nappe temporaire de 20 à 30 cm à l'interdrain (mi-distance entre deux drains) (Arlot 1999) et d'évacuer les eaux de pluie de 15mm/j d'une période de retour d'un an sans mise en charge des drains (Henine et al. 2012). La forme de la nappe est de forme plutôt horizontale sans drains où l'évacuation du trop-plein d'eau peut se faire par ruissellement (figure 1A). Elle devient ellipsoïdale avec la présence des drains qui impose une charge à sa proximité et un plan de flux nul au niveau de l'interdrain (figure 1B). Le drainage entraîne la formation de flux préférentiels où les vitesses des flux sont plus rapides dans la zone non saturée et particulièrement au-dessus du drain ; et entraîne des flux plus lents dans la zone saturée (figure 2).

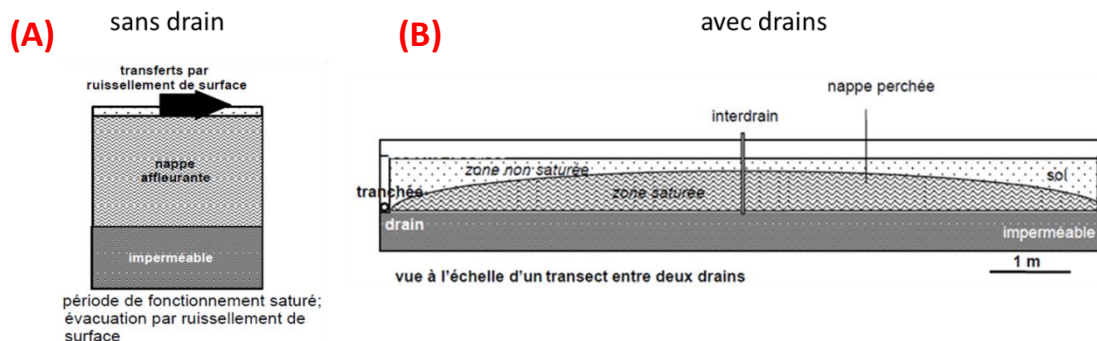


Figure 1 : hydrologie des sols hydromorphes naturels (A) et modifiés par un système de drainage (B) (Arlot 1999)

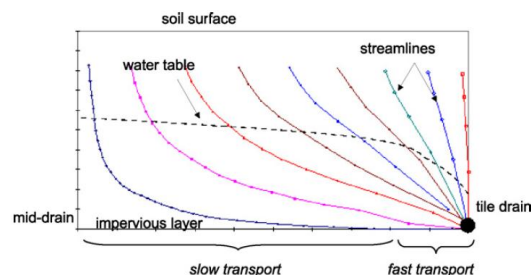


Figure 2 : exemple de lignes de vitesse dans un sol artificiellement drainé sous un régime permanent (Paris, 2004). Chaque point a été positionné à 1 h d'intervalle, l'écart montrant donc les différences de vitesse.

Le drainage a un fonctionnement bien particulier à l'échelle saisonnière (Lesaffre 1988). L'écoulement spécifique des parcelles drainées se différencie en trois phases (figure 3), déterminées à partir du pourcentage de la pluie qui va s'infiltrer et ressortir par le système de drainage, appelé coefficient de restitution (CR), défini par l'équation 1.

$$CR = \frac{D}{P} \quad (1)$$

Avec D la lame d'eau drainée (mm), P la pluie cumulée (mm)

La saison de drainage commence par la période d'amorce durant laquelle le sol se réhumecte entraînant un CR faible (entre 30 et 40%). La seconde phase est le drainage intense, où le sol est proche de la saturation et l'évapotranspiration (ETP) est très faible, conduisant à la restitution d'une grande proportion de la pluie par les drains (CR>80%). Cette phase s'étend généralement de janvier à mars. La dernière période est la phase finale printanière de drainage qui est très variable et dépend de la météorologie, elle commence généralement en avril et est caractérisée par un CR faible (Lesaffre 1988).

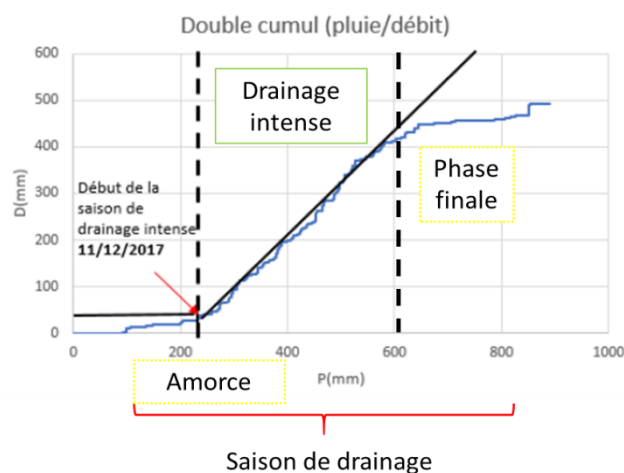


Figure 3 : différentes phases d'une saison de drainage et leur coefficient de restitution associé d'après la saison 2017/2018 à Rampillon

Il a été montré que ces phases d'écoulement sont souvent associées à un type d'évolution de la concentration en nitrate (Arlot 1999). En effet, durant l'amorce et la phase finale, les concentrations en nitrate ont tendance à augmenter durant les crues. Ce phénomène qui s'appelle « l'entraînement des nitrates », va exporter une grande quantité de nitrate présente dans le sol au début de la saison de drainage (REH) ou importer par fertilisation en fin de saison de drainage (figure 4A). Quant aux écoulements de la saison de drainage intense, ils vont être marqués par une diminution de la concentration en nitrate lors des crues. Ce comportement s'appelle « dilution des nitrates » et peut être expliqué par la lixiviation continue du nitrate induit par grande quantité d'eau s'infiltrant et associée à une faible minéralisation du sol (figure 4B).

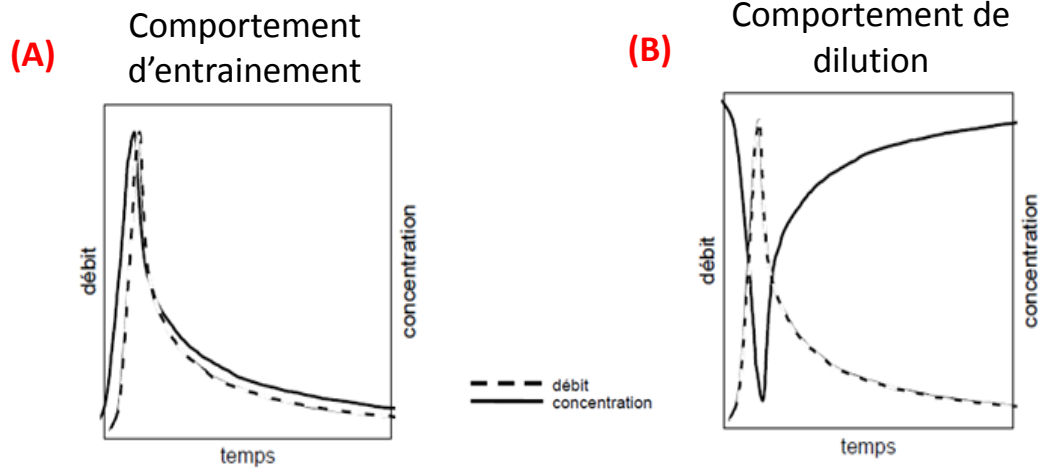


Figure 4 : schéma théorique des deux comportements du nitrate lors de crue : entrainement (A) et dilution (B) (Arlot 1999)

2.2) Description du modèle

Le modèle SIDRA-N permet de simuler la lixiviation des nitrates durant la période de drainage à partir du REH et de débit de drainage observé. Durant la saison de drainage, les températures sont assez basses pour ralentir la minéralisation de l'azote, nous permettant de faire l'hypothèse qu'aucune transformation biogéochimique significative n'intervienne et ne fasse évoluer les stocks de nitrate. De plus, la modélisation est arrêtée fin février de chaque saison hydrologie, car les apports d'engrais du mois de mars ne sont pas pris en compte par le modèle. Ainsi la période de drainage, pouvant débiter dès septembre et se terminant fin février, totalise la majorité (au moins 75%) des exportations en nitrate (Kladivko et al. 1991). Comme le REH simulé ne peut pas être exactement le même que le REH réel parce que, d'une part il explique seulement les concentrations de NO_3^- à la sortie des drains de la période étudiée (d'autres processus minéralisation/dénitrification peuvent et que ces concentrations ne sont pas prévisibles suivant les variations climatiques, car dans ce modèle le REH est fixé au début de la phase d'amorce et il peut encore évoluer au cours de la saison (difficulté de mesure sur beaucoup de parcelles différentes)

Comme le modèle s'applique à un milieu drainé, les infiltrations profondes et le ruissellement sont négligés.

Ce modèle met en avant deux types d'écoulement : les écoulements horizontaux de nappe (de l'interdrain vers le drain) et les écoulements préférentiels verticaux, d'où la présence de plusieurs réservoirs conceptuels : rapide, lent superficiel et lent profond (figure 6). Ils sont liés les uns aux autres par des échanges de flux appliqués par des équations de transfert ($F1(t)$, $F2(t)$ et $F3(t)$). Elles intègrent différents débits, obtenus après la séparation de l'hydrogramme $Q_{tot}(t)$ en débits de pointe $Q_p(t)$ et de base $Q_b(t)$, faisant varier ainsi le stock de nitrate du réservoir traversé. Les fonctions de transfert sont issues de deux modèles, faisant chacun référence à un comportement particulier du nitrate : modèle exponentiel (Magesan et al. 1994) (éq 2) associé au phénomène de « dilution » (figure 4B) et modèle de Burns-Scotter (Burns 1975) (éq 3) modélise le comportement d'« entrainement » (figure 4A).

$$X_l = \frac{\theta_l}{\theta_0} \left(1 - \exp\left(\frac{D}{z \cdot \theta_l}\right) \right) \quad (2)$$

$$X_l = \left(\frac{D}{D + \frac{\theta_{cc}}{100}} \right)^z \quad (3)$$

Avec X_l la fraction d'azote lessivé (-), θ_l la porosité de lessivage (-), θ_0 la teneur en eau initiale du sol (-), θ_{cc} la teneur en eau à la capacité au champ (-), D la lame d'eau drainée cumulée (mm), z la profondeur des drains (mm)

Dans ces modèles, la lame d'eau drainée utilisée est cumulée sur toute la saison de drainage. Cependant nous nous intéressons aux variations des stocks de nitrate des différents réservoirs au pas de temps horaire. Nous faisons l'hypothèse qu'à chaque pas de temps, le régime est permanent et donc que sur l'ensemble des saisons de drainage, nous avons une succession de régimes permanents nous permettant d'utiliser ces modèles, hypothèse déjà utilisé dans le modèle PESTDRAIN (Branger et al. 2009).

La détermination de la fraction d'azote lessivé nécessite la disponibilité de plusieurs données (e.g. θ_{cc} , θ_l , θ_0) souvent difficile à obtenir sur le terrain. Six paramètres conceptuels partagés en trois coefficients modulateurs (**p1**, **p2 et p3**) et en trois vitesses de lessivage (**vl1**, **vl2 et vl3** exprimées en m/h, figure 5), ont été proposés. Les équations 2 et 3 deviennent :

$$F1(t) = SS(t) \cdot \mathbf{p1} \cdot \left(1 - \exp\left(\frac{Qb(t)}{\mathbf{vl1}}\right) \right) \quad (4)$$

$$F2(t) = SP(t) \cdot \mathbf{p2} \cdot \left(1 - \exp\left(\frac{Qb(t)}{\mathbf{vl2}}\right) \right) \quad (5)$$

$$F3(t) = SR(t) \cdot \left(\frac{Qp(t)}{Qp(t) + \mathbf{vl3}} \right)^{\mathbf{p3}} \quad (6)$$

SS, SP et SR sont les stocks des réservoirs superficiel, profond et rapide, respectivement [kg /ha].

A ces six paramètres s'ajoutent le dernier, appelé coefficient de partage et noté α , qui permet de répartir le REH entre le réservoir rapide et le réservoir lent superficiel (figure 5). Au vu de la complexité des processus de minéralisation, le REH simulé par le modèle n'est pas le vrai REH mesuré dans les champs mais correspond à une approximation de la pression azotée d'où l'ajout du « équivalent » au reliquat entrée hiver (REHe).

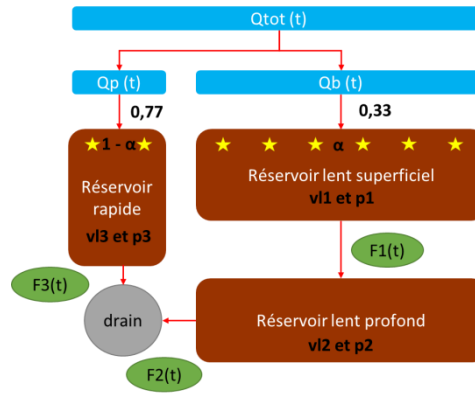


Figure 5 : structure du modèle SIDRA-N montrant les différents réservoirs traversé par les débits et associés aux différents paramètres

La somme des flux sortants des deux réservoirs rapide et lent profond, $F_3(t)$ et $F_2(t)$, respectivement, correspondent au flux total simulé à chaque pas de temps (éq 7).

$$F_{tot}(t) = F_2(t) + F_3(t) \quad (7)$$

Les concentrations en nitrate sont obtenues par la formule suivante (éq 8) :

$$C[NO_3^-] = \frac{F_{tot}(t) \times 443}{Q_T(t)} \quad (8)$$

Avec $C[NO_3^-]$ la concentration en nitrate (mg NO_3^-/L), $F(t)$ le flux de nitrate (kg/ha/h) et $Q_T(t)$ le débit de drainage (m/h)

Nous remarquons que la porosité de lessivage θ_1 est une valeur à la fois présente p_1/p_2 et v_1/v_2 ce qui peut entraîner des interactions entre les paramètres et d'obtenir plusieurs jeux de paramètres pour une même simulation.

2.3) Méthodologie d'utilisation du modèle

Le calage des paramètres du modèle SIDRA-N s'effectue par optimisation d'un critère de performance, dans l'optique de réduire l'écart entre les simulations et les observations des concentrations en nitrate en sortie du réseau de drainage. Cela nous permet d'obtenir un jeu de paramètres calibré (α , v_i et p_i , avec $i=1,2,3$) ainsi que des REHe estimés annuellement. L'algorithme utilisé pour l'optimisation est le GRG (Generalized Reduced Gradient ; Lasdon et al. 1978).

Comme le modèle est à paramètres réduits et que des interactions peuvent exister entre les paramètres, il existe plusieurs jeux de paramètres possibles (Surdyk et al. 2021). La méthodologie mise en place a été choisie du calage le plus simple et spécifique (un site, une année) au calage le plus large et général (jeu de paramètre unique pour les trois sites couvrant toutes les années). L'objectif était de déterminer le bon ordre de grandeur des paramètres, pour pouvoir valider les jeux obtenus après des calages plus généraux.

On commence par effectuer un calage annuel où l'optimisation est faite année par année afin d'étudier la variabilité temporelle des paramètres : on obtient des paramètres différents (α , v_i et p_i , avec $i=1,2,3$) et un REHe pour chaque année de chaque site. Ensuite, on procède à un calage

interannuel où on cherche un jeu de paramètre commun à toutes les années d'un site donné. Mais les REHe sont réinitialisés chaque année nous donnant quatre ou six REHe pour La Jaillière/Gobard et pour Rampillon respectivement par ce calage. Enfin, on calcule la moyenne des jeux de paramètres issus du calage interannuel qui va être le jeu unique. On va le tester pour chaque site toutes les années en même temps où on obtiendra des REHe pour chaque année. On vérifie que les simulations et les performances associées liées au jeu de paramètres génériques ont été préservées, ce qui permettra d'évaluer la robustesse spatiale du modèle (figure 6).

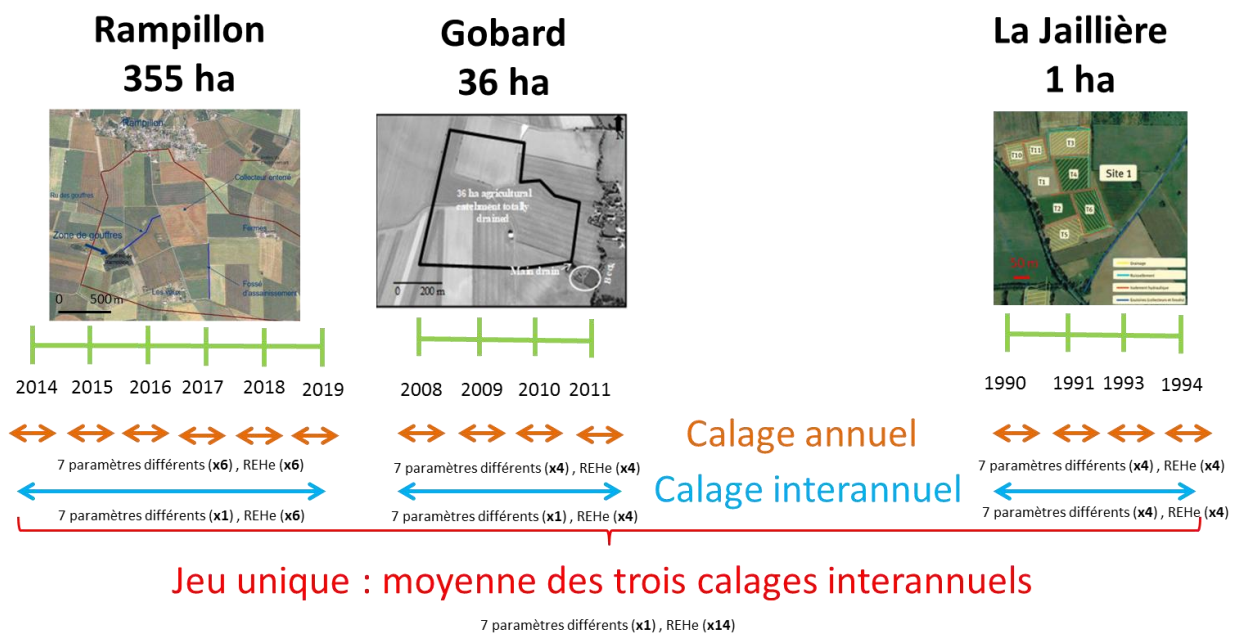


Figure 6 : En haut nous proposons vue aérienne des sites : Rampillon (Tournebiz et al. 2017), Gobard (Tournebiz et al. 2015) et La Jaillière (« ARVALIS : Toute l'info pour gérer son exploitation agricole ») et en bas de la figure, un schéma qui montre la stratégie de calage du modèle SIDRA-N permettant de vérifier la robustesse spatiale du modèle

Le critère de performance utilisé pour l'optimisation des paramètres du modèle est celui de Nash and Sutcliffe Efficiency (NSE) (Nash et Sutcliffe 1970) dont la formule est la suivante (éq 9) :

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Csim_i - Cobs_i)^2}{\sum_{i=1}^n (Cobs_i - \overline{Cobs})^2} \quad (9)$$

Avec $Csim_i$ la concentration simulée à un moment donnée ($mg\ NO_3^-/L$), $Cobs_i$ la concentration observée à un moment donnée ($mg\ NO_3^-/L$) et \overline{Cobs} la moyenne des concentrations observées ($mg\ NO_3^-/L$).

Ce critère est fréquemment utilisé pour vérifier la qualité des simulations hydrologiques mais sous-estime la variance ce qui a été corrigé suite au développement récent du critère, Kling-Gupta Efficiency (KGE) (Gupta et al. 2009), calculé selon l'équation 10 :

$$KGE = 1 - \sqrt{(r - 1)^2 + (\varepsilon - 1)^2 + (\Delta - 1)^2} \quad (10)$$

Avec r la corrélation linéaire entre observation et simulation, ε la variabilité relative et Δ le biais entre les moyennes des débits de drainage simulés et observés.

Pour une simulation parfaite où les données modélisées se superposent aux enregistrements, ces critères sont égaux à 1. Moins la modélisation est bonne, plus ils diminuent.

Le NSE a été utilisé comme critère de performance principal (optimisation des concentrations). Le KGE (flux et concentration) et le NSE (flux) permet d'évaluer la qualité des simulations.

3) Matériels et méthodes

3.1) Description des sites d'étude

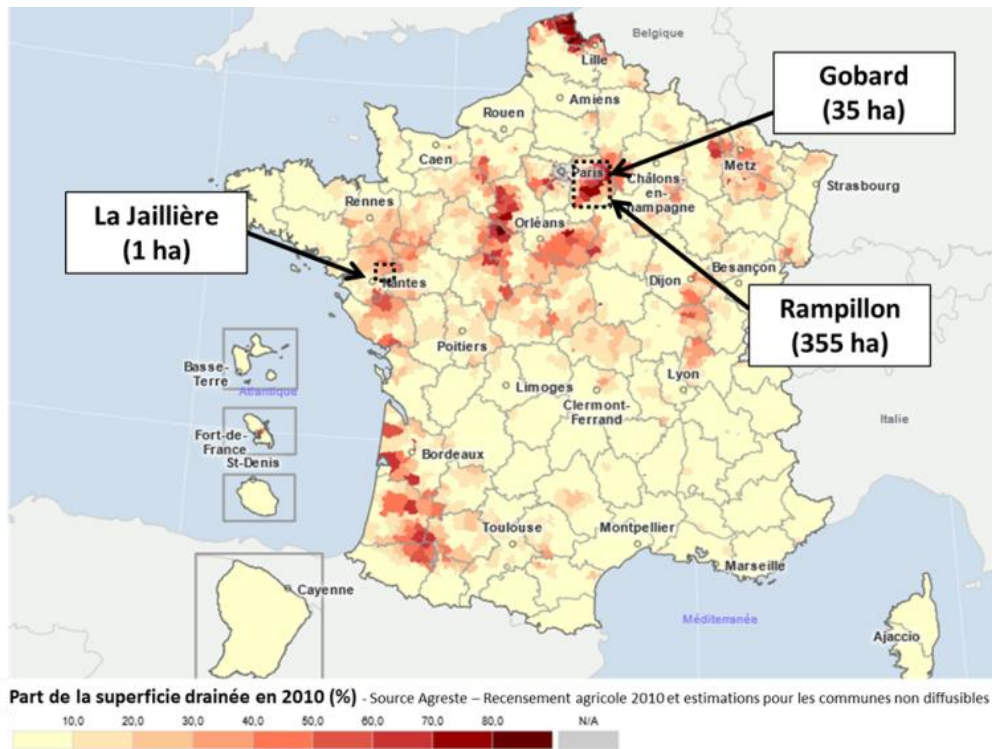


Figure 7 : localisation des sites d'étude et pourcentage de drainage par canton (Agreste) (« Agreste, la statistique agricole »)

A l'échelle de la France, les parcelles drainées représentent en moyenne 10 % de la surface utile agricole (SAU, rapport normalisé ne prenant pas en compte les forêts et les centres urbains) et peut s'étendre jusqu'à 90% dans certaines régions, correspondant au total à 3 Mha (Kao 2008). Les régions fortement drainées constituent des lieux privilégiés pour l'analyse des transferts de nitrates en jouant le rôle de lysimètre géant. Cette particularité est présente chez les trois sites sélectionnés dans cette étude, qui en plus ont des superficies différentes : Rampillon (335 ha), Gobard (36 ha) et La Jaillière (1 ha) (figures 6 et 7). La zone de Rampillon correspond à un bassin versant de 355 ha où au moins 95% de l'ensemble de la superficie est drainé. Le site de Gobard est composé d'un ensemble de plusieurs champs drainés totalisant une superficie de 36 ha où le point de mesure est un collecteur (point de connexion de plusieurs drains). Nous savons que cette surface est drainée à 100%. Ces deux sites sont localisés au centre du Bassin Parisien, à l'Est de la région parisienne (77) et sont gérés par l'association AQUI'Brie (« AQUI'Brie - Connaissance et protection de l'aquifère du Champigny » s. d.) pour Rampillon et l'observatoire ORACLE rattaché à l'INRAE (« ORACLE » 2013) pour Gobard. La dernière zone d'étude est la parcelle 3 de La Jaillière, mesurant 1 ha qui se situe à

l'Ouest de la France, au Sud du Massif Armoricaïn. Ce site expérimental est instrumenté par Arvalis depuis 1987 (« ARVALIS : Toute l'info pour gérer son exploitation agricole »).

La composition minéralogique des sols des 3 sites est similaire (limon majoritairement) reposant sur un substratum soit d'argile pour Gobard et Rampillon (Tournebize et al. 2014) soit des altérites de schistes pour La Jaillièrre (Lorre et al. 1994). Ils sont soumis à un climat océanique relativement identique, où ils reçoivent entre 600 et 700 mm/an de pluie pour une température moyenne de 11°C.

3.2) Les données utilisées

Le bassin versant de Rampillon a été instrumenté pour une acquisition à haute fréquence (horaire) de 2014 à 2020 nous permettant d'avoir six ans de données. Les mesures de Gobard ont été faites pendant de nombreuses années mais seules les années 2008 à 2012 ont été enregistrées au pas de temps horaire. Concernant le site de la Jaillièrre, de nombreuses années ont été récoltées mais les mesures sont souvent partielles et comportent beaucoup de lacunes, nous permettant uniquement d'exploiter les données horaires des quatre saisons : 1989, 1990, 1993 et 1994 (figure 6). Les débits ont été enregistrés soit par une sonde de pression (débitmètre Sigma 950, Hach à Rampillon, (Chelil, en cours de publication)) soit par une sonde mesurant la hauteur d'eau et la transformant en débit grâce à une courbe de tarage (capteur Druck PDCR1830 à Gobard (Tournebize et al. 2015) et V notch Weir à La Jaillièrre (Henine et al, 2021)*). Quant aux concentrations, elles ont été mesurées à partir d'un spectromètre à UV de type Nitral pour La Jaillièrre et de type S ::can pour les deux autres.

Les saisons hydrologiques sont variables d'une année sur l'autre: la lame d'eau drainée évolue de 21 mm (La Jaillièrre, 1994) à 369 mm (Rampillon, 2017), avec la moitié des cas où les eaux de drainage sont inférieures à 100 mm (valeur orange, tableau 1). Nous distinguons deux grandes tendances. Une régularité des données observées sur les sites de grandes tailles avec des concentrations moyennes en nitrate de $(54,2 \pm 3,4)$ mg NO_3^-/L pour Rampillon et avec $(63,6 \pm 6,0)$ mg NO_3^-/L pour Gobard. Une variabilité prononcée pour La Jaillièrre, comme le montre l'écart-type très élevé $(81,9 \pm 64,2)$ mg NO_3^-/L , bien vérifié par les concentrations minimales (vert, tableau 1C) et maximales (bleu, tableau 1C). Les flux sont quant à eux, plus importants à La Jaillièrre (ordre de grandeur de 10^{-2} kg/ha/h) que sur les autres sites (ordre de grandeur de 10^{-3} kg/ha/h) (bleu pâle, tableau 1C), excepté pour l'année 1994. Malgré des années hydrologiques contrastées, les données moyennes sont assez similaires sur les sites de grandes tailles (Rampillon et Gobard) alors qu'elles sont plus fluctuantes à La Jaillièrre.

Cette constatation est plus compliquée à définir pour les REH, car seuls ceux de la Jaillièrre sont mesurés *in situ* à la parcelle et donc réels. En effet, les REH de Rampillon et Gobard sont issus d'une base de données moyennée sur l'ensemble de leur département (Seine et Marne) à partir de parcelles représentatives des cultures des agriculteurs. En Seine et Marne, 80% de la SAU est cultivée en céréale (blé, maïs, orge...) et en oléo-protéagineux (colza, tournesol, pois, soja...) dont la culture dominante est le blé (40 %). Leur reliquat est donc un REH_p pondéré et non spécifique aux sites. Nous remarquons que les REH de La Jaillièrre sont très variants, tout comme les concentrations, avec un minimum de 29 kgN- $\text{NO}_3^-/\text{ha}/\text{an}$ (rose, tableau 1C) et un maximum de 228 kgN- $\text{NO}_3^-/\text{ha}/\text{an}$ (violet, tableau 1C).

(A)

Rampillon (355 ha)	REH (kg N-NO ₃ /ha/an)	Concentration moyenne (mg NO ₃ /L)	Flux moyen (kg/ha/h)	Lame d'eau drainée (mm)
2014	49	52,6	5,7E-03	159
2015	72	57,3	3,9E-03	62
2016	78	53,6	2,0E-03	32
2017	66	49,6	9,2E-03	369
2018	-	57,8	3,1E-03	46
2019	37	49,3	6,7E-03	169

(B)

Gobard (36 ha)	REH (kg N-NO ₃ /ha/an)	Concentration moyenne (mg NO ₃ /L)	Flux moyen (kg/ha/h)	Lame d'eau drainée (mm)
2008	68	57,3	2,5E-03	35
2009	43	71,0	3,4E-03	88
2010	65	65,5	4,2E-03	167
2011	75	60,4	1,7E-03	54

(C)

La Jaillière (1 ha)	REH (kg N-NO ₃ /ha/an)	Concentration moyenne (mg NO ₃ /L)	Flux moyen (kg/ha/h)	Lame d'eau drainée (mm)
1989	90	47,3	1,2E-02	284
1990	228	170,2	6,5E-02	135
1993	-	86,1	2,8E-02	339
1994	29	23,9	7,1E-04	21

Tableau 1 : résumé des données observées des trois sites d'étude : Rampillon (A), Gobard (B) et La Jaillière (C), les rectangles verts encadrant les années étudiées dans les figures 9 et 10

La valeur des REH dépend de la quantité des fertilisants apportées ainsi que du type de culture en place et de leur rotation. Prenons l'exemple du système agricole francilien qui est basé sur la culture du blé tous les deux ans, intercalée par une autre espèce souvent du maïs, de l'orge, du colza, des pois ou de la betterave (Stephan 2004). Les rotations de l'ensemble des sites d'étude sont regroupées sous forme de pourcentage durant les années étudiées (figure 8). Les cultures faites à Rampillon correspondent aux cultures standards du système francilien (6 espèces, figure 8A) contrairement au site de Gobard où une plus grande diversité de culture est présente malgré sa superficie plus petite (10 espèces, figure 8C). Cette différence est due à la volonté de l'agriculteur qui a souhaité rallonger les rotations de ses cultures et qui est permis par la petite taille de ses parcelles. Il est compliqué de comparer la rotation des cultures avec la parcelle de La Jaillière car elle est tellement petite qu'une seule culture y est présente par an et que la diversité d'espèce est forcément faible (2 espèces, figure 8C).

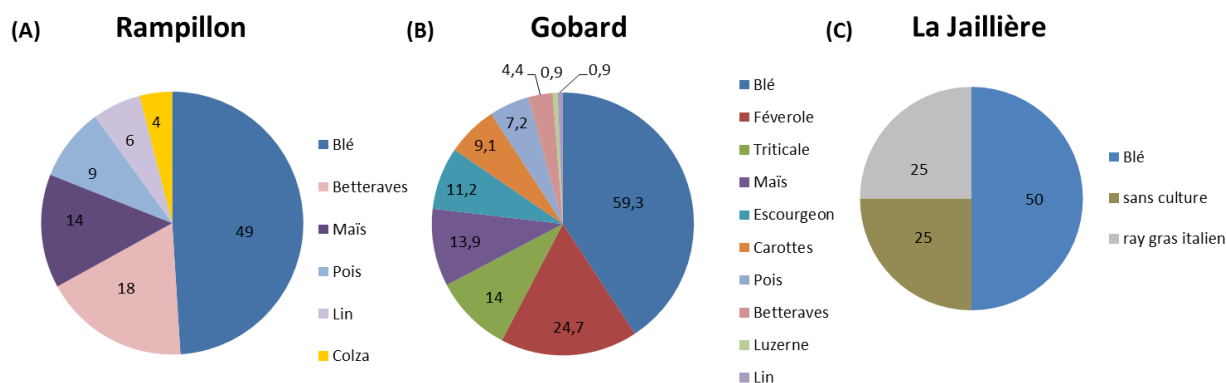


Figure 8 : pourcentage des cultures durant les années hydrologiques étudiées : Rampillon en 2014-2020 (A)(« AQU’Brie - Connaissance et protection de l’aquifère du Champigny » s. d.), Gobard en 2008-2012 (B)(« ORACLE » 2013) et La Jaillière en 1989, 1990, 1993 et 1994 (C)(« ARVALIS : Toute l’info pour gérer son exploitation agricole » s. d.).

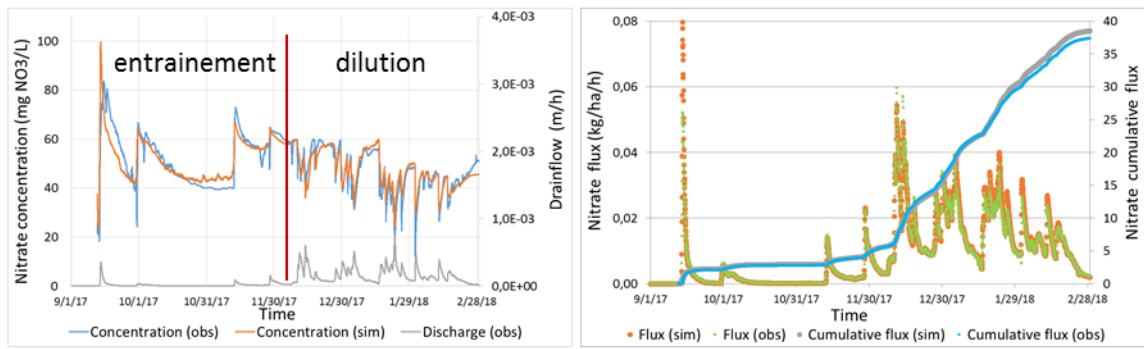
4) Résultats

L’ensemble des trois sites totalise quatorze (14) années de données exploitables pour lancer les simulations sous SIDRA-N. La figure 9 présente les évolutions temporelles des concentrations en nitrate et des flux (ainsi que les flux cumulés) mesurés sur le terrain et simulés après calage des paramètres sur l’ensemble des années d’observation d’un même site (calage interannuel). Nous avons sélectionné un graphique présentant une année par site (2017 pour Rampillon, 2011 pour Gobard et 1990 pour La Jaillière) pour mettre en avant à la fois le fonctionnement et la robustesse spatiale du modèle. Les simulations obtenues sur les années restantes sont présentées en annexe 2.

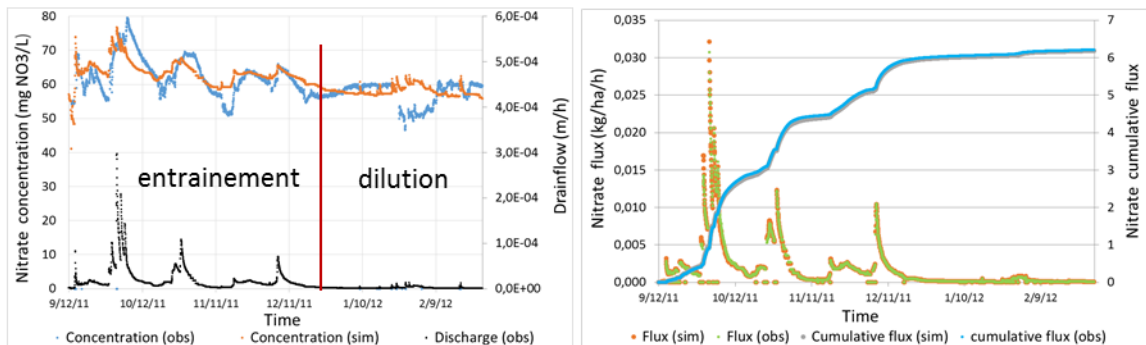
Les flux observés et simulés se superposent parfaitement pour les sites de Rampillon (figure 9B) et Gobard (figure 9D) à l’exception de quelques valeurs maximales qui sont soit légèrement décalées des observations. Cette analyse est confirmée par des performances très élevées ($NSE \geq 0,96$ et $KGE \geq 0,97$) ainsi que par de faibles écarts entre les courbes de cumul de flux simulés et observés ($\Delta F_{total} = 1,14 \text{ kg/ha/an}$ (différence de 3,05%) pour le site de Rampillon ; $\Delta F_{total} = -0,03 \text{ kg/ha/an}$ (différence de -0,41 %) pour le site de Gobard). Les flux de La Jaillière sont légèrement moins bien simulés (figure 9F), avec de légers décalages, aussi visible sur les courbes de cumul de flux ($\Delta F = -1,50 \text{ kg/ha/an}$, soit une différence de -3,34%) mais la tendance générale est bien respectée ($NSE = 0,89$ et $KGE = 0,94$).

Les concentrations en nitrate sont bien simulées pour tous les sites, les critères sont tous supérieurs à 0,5 : NSE et $KGE \geq 0,72$ à Rampillon, NSE et $KGE \geq 0,65$ à Gobard et NSE et $KGE \geq 0,82$ à La Jaillière. Ensuite, nous nous intéressons au comportement des concentrations en nitrates. En théorie une phase d’entraînement a lieu durant l’amorce de drainage suivis par une phase de dilution pendant la saison de drainage intense. Sur les sites de Rampillon (figure 9A) et de Gobard figure 9B), ces deux processus sont bien visibles. La phase de dilution des nitrates à Gobard est de faible intensité durant laquelle la différence de concentration (des pics de dilution) est de $10 \text{ mg NO}_3^-/\text{L}$ contre $40 \text{ mg NO}_3^-/\text{L}$ à Rampillon. Contrairement à la dynamique des concentrations observée sur ces deux sites, seul le phénomène d’entraînement est présent à La Jaillière pour l’année 1990. Il est à noter que les concentrations moyennes sont très élevées ($170,2 \text{ mgNO}_3^-/\text{L}$) par rapport aux autres sites.

NSE = 0,72 (A) KGE = 0,77 Rampillon NSE = 0,96 (B) KGE = 0,97



NSE = 0,65 (C) KGE = 0,73 Gobard NSE = 0,99 (D) KGE = 0,98



NSE = 0,82 (E) KGE = 0,90 La Jaillière NSE = 0,89 (F) KGE = 0,94

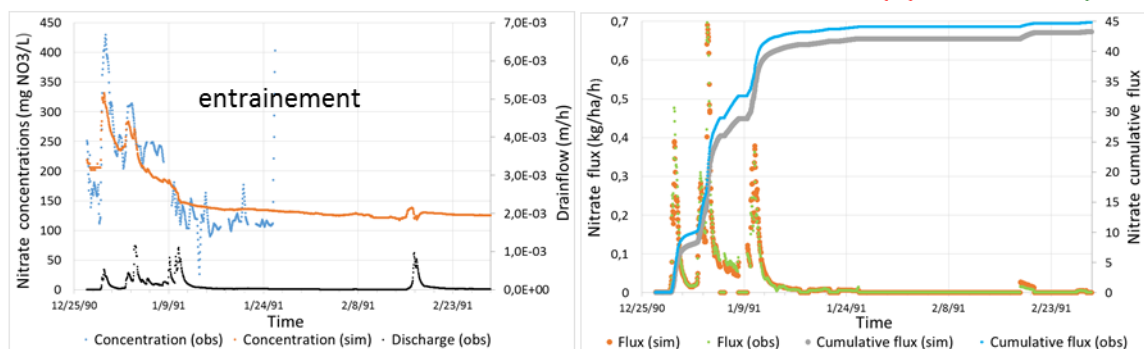


Figure 9 : Comparaison des concentrations (A, C, E) et des flux (B, D, F) observés et simulés par le modèle après calage interannuel des paramètres et leurs critères de performance associés: saison 2017-2018 pour Rampillon (A, B), saison 2011-2012 pour Gobard (C, D), saison 1990-1991 pour La Jaillière (E, F)

Notant que la succession des processus de dilution et d'entraînement ont été bien reproduites par le modèle sur le site de Rampillon (figure 9A) corrélées avec de bonnes performances (NSE = 0,72 ; KGE = 0,77). Sur le site de Gobard (figure 9B), la phase d'entraînement est bien simulée alors contrairement à la phase de dilution qui n'est pas reproduite d'où une légère baisse des performances (NSE = 0,65 et KGE = 0,73). Quant à La Jaillière (figure 9C), nous observons uniquement la phase d'entraînement qui est bien reproduite. Comme la tendance est bien respectée, les critères de performance sont élevés (NSE = 0,82 ; KGE = 0,90). Les variations présentes sans évolution du débit seraient dues aux mesures prises dans un bac où l'eau stagne avec des débits mesurés. A ces résultats sont associés de faibles écarts entre les moyennes annuelles des concentrations en nitrate observées et simulées (tableau 2), renforçant la qualité des simulations au pas de temps horaire. Une légère exception est constatée pour les moyennes annuelles des concentrations les plus

élevées (saisons de 1990 et 1993 ; site de La Jaillière) où les écarts sont de 6,3 (3,7%) et 4,5 (5,5%) mgNO_3^-/L respectivement (valeurs en bleu, tableau 2C).

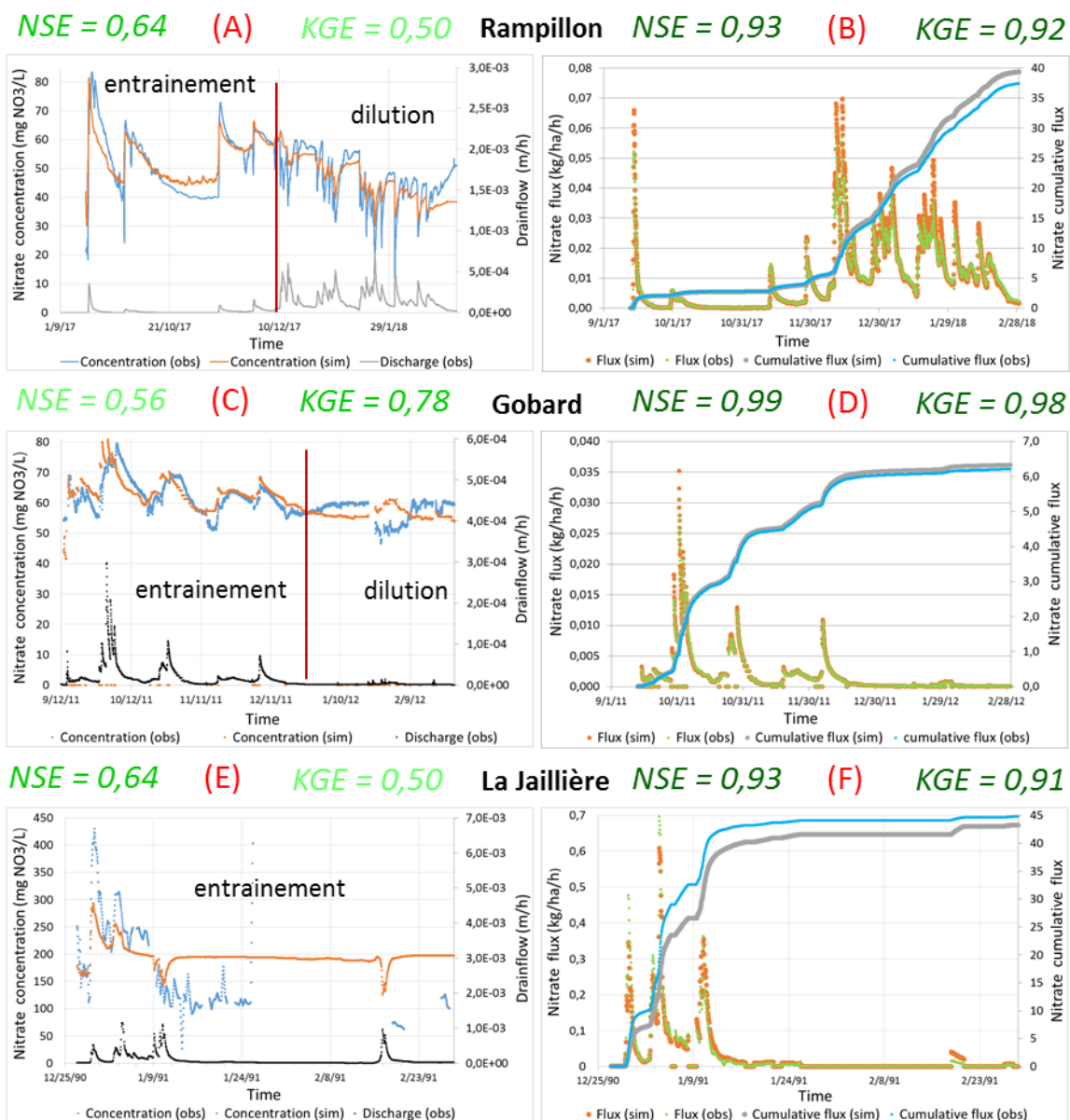


Figure 10 : Comparaison des concentrations (A, C, E) et des flux (B, D, F) observés et simulés par le modèle après calage grâce au jeu de paramètres unique et leurs critères de performance associés : saison 2017-2018 pour Rampillon (A, B), saison 2011-2012 pour Gobard (C, D), saison 1990-1991 pour La Jaillière (E, F)

Les simulations des concentrations et flux de nitrates présentées par la figure 10 ont été obtenues suite à l'utilisation du jeu de paramètre unique (générique ; voir section 2.3), seuls les REHe ont été estimés. Pour permettre une meilleure comparaison des résultats, les mêmes années de simulation sélectionnées dans la figure 9 ont été reprises dans la figure 10.

L'utilisation d'un jeu de paramètre unique (générique à tous les sites) à la place de celui calibré par site (interannuel) n'entraîne que de légères différences entre les données observées et simulées (flux et concentrations en nitrate ; figure 10). Par exemple, les écarts obtenus pour les flux cumulés sont En effet, les critères de performance obtenus restent très élevés et les écarts pour les flux cumulés sont acceptables ($\Delta F_{\text{total}} = 1,98 \text{ kg/ha/an}$ (différence de 5,28%) pour le site de Rampillon ; $\Delta F_{\text{total}} = 0,11$

kg/ha/an (différence de 1,90 %) pour le site de Gobard ; $\Delta F_{\text{total}} = 1,45$ kg/ha/an (différence de 3,24%) pour le site de La Jaillière). De plus, la dynamique des simulations est préservée indépendamment du jeu de paramètre utilisé. Notant que les valeurs moyennes des flux et concentrations en nitrate, simulés à la fois à partir d'un jeu de paramètre interannuel ou unique sont très proches (tableau 2), renforçant l'idée que le jeu unique permet de conserver une bonne qualité des simulations. Il existe un cas où la moyenne des flux issue de données récoltées est très différente des moyennes de flux simulées pour les deux calages : la saison 1994-1995 à La Jaillière (valeurs vertes, tableau 2C).

(A)	Rampillon (335 ha)	Concentration moyenne (mg NO ₃ /L)			Flux moyen (kg/ha/h)		
		observée	simulée (global)	simulée (jeu unique)	observé	simulé (global)	simulé (jeu unique)
	2014	52,6	52,5	52,5	5,7E-03	5,4E-03	5,4E-03
	2015	57,3	57,2	57,6	3,9E-03	4,2E-03	4,2E-03
	2016	53,6	53,8	54,1	2,0E-03	1,8E-03	1,8E-03
	2017	49,6	49,7	49,7	9,2E-03	9,5E-03	9,7E-03
	2018	57,8	57,8	57,9	3,1E-03	3,1E-03	3,1E-03
	2019	49,3	49,4	49,4	6,7E-03	7,2E-03	7,8E-03

(B)	Gobard (36 ha)	Concentration moyenne (mg NO ₃ /L)			Flux moyen (kg/ha/h)		
		observée	simulée (global)	simulée (jeu unique)	observé	simulé (global)	simulé (jeu unique)
	2008	57,3	58,2	56,9	2,5E-03	2,5E-03	2,5E-03
	2009	71,0	71,0	70,7	3,4E-03	3,2E-03	3,4E-03
	2010	65,5	65,3	65,3	4,2E-03	4,3E-03	4,2E-03
	2011	60,4	60,9	60,2	1,7E-03	1,7E-03	1,7E-03

(C)	La Jaillière (1 ha)	Concentration moyenne (mg NO ₃ /L)			Flux moyen (kg/ha/h)		
		observée	simulée (global)	simulée (jeu unique)	observé	simulé (global)	simulé (jeu unique)
	1989	47,3	47,0	54,9	1,2E-02	1,6E-02	1,6E-02
	1990	170,2	176,5	200,1	6,5E-02	6,3E-02	6,3E-02
	1993	86,1	81,6	94,8	2,8E-02	2,6E-02	3,1E-02
	1994	23,9	23,0	25,7	7,1E-04	1,2E-03	1,3E-03

Tableau 2 : Comparaison des valeurs moyennes des concentrations et des flux obtenus après le calage interannuel et à partir du jeu unique : Rampillon (A), Gobard (B) et La Jaillière (C), les rectangles verts encadrant les années étudiées dans les figures 9 et 10

Le tableau 3 classe les performances (NSE, KGE) des simulations de flux et de concentration en nitrate pour chacun des sites étudiés suivant le type de calage des paramètres. Nous pouvons observer que les performances obtenues sont bien meilleures en flux ($\geq 0,83$) qu'en concentrations en nitrate ($\geq 0,50$) mais qui restent en absolu très correctes. Les performances pourraient dépendre aussi du type de calage. En général, nous observons que les meilleures performances sont obtenues lors des calages interannuels des paramètres (rectangle rouge). La qualité des simulations de flux et de concentration en nitrate diminue légèrement suite au remplacement des paramètres globaux (calés pour chaque site) par le jeu de paramètre unique mais cette tendance reste à confirmer.

site	type calage	performance			
		Concentration		Flux	
		NSE	KGE	NSE	KGE
Rampillon	moyenne annuelle	0,77	0,81	0,83	0,86
	interannuel	0,72	0,77	0,96	0,97
	jeu unique	0,64	0,50	0,93	0,92
Gobard	moyenne annuelle	0,60	0,73	0,99	0,97
	interannuel	0,65	0,73	0,99	0,98
	jeu unique	0,56	0,78	0,99	0,98
La Jaillière	moyenne annuelle	0,71	0,79	0,83	0,86
	interannuel	0,82	0,90	0,89	0,94
	jeu unique	0,64	0,50	0,93	0,91

■ [0,8; 1]

■ [0,6; 0,8]

■ < 0,6

Tableau 3 : tableau récapitulatif des critères de performance, avec le meilleur calage encadré en rouge

Les figures 11 et 12 comparent les valeurs mesurées et simulées de flux et de concentration en nitrate pour toutes les années hydrologiques. Les simulations sont obtenues à partir du jeu de paramètres interannuels pour chaque site (figure 11) et du jeu de paramètres unique moyenné sur les trois sites (figure 12).

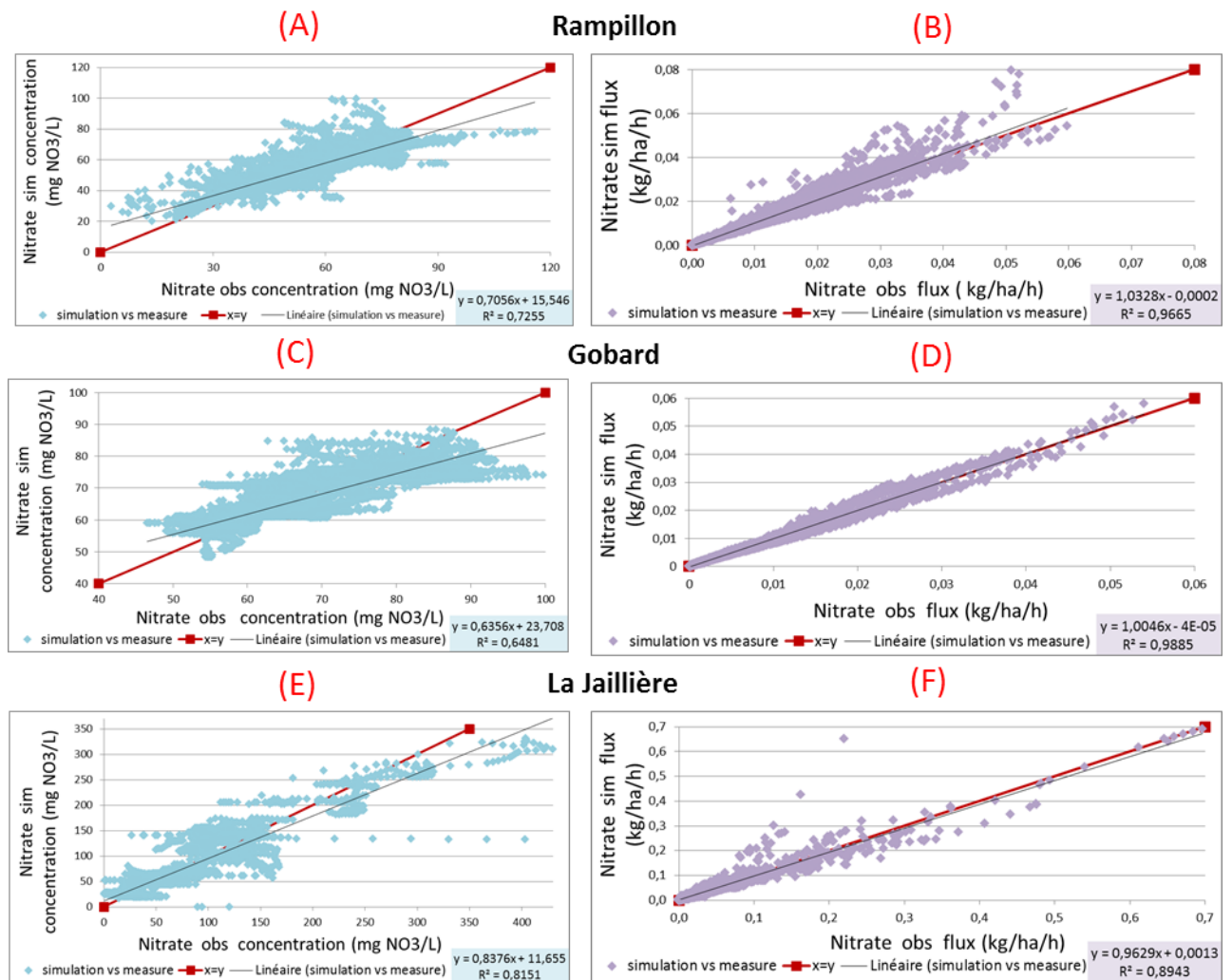


Figure 11 : Comparaison entre les valeurs observées et simulées des concentrations (A, C, E) et des flux (B, D, F) issues des calages globaux des paramètres effectués pour chaque site : Rampillon (A, B), Gobard (C, D) and La Jaillière (E, F)

Les flux observés sur les sites de Rampillon (figure 11B) et de Gobard (figure 11D) varient entre 0 et 0,06 kgN/ha/h, et sont dix fois inférieurs à ceux observés sur le site de La Jaillière (entre 0 et 0,7 kgN/ha/h, figure 11F). Nous pouvons noter que les concentrations en nitrate varient d'un site à un autre avec des valeurs maximales pouvant atteindre les 120 mg NO₃⁻ /L pour le site de Rampillon (figure 11A). La particularité des concentrations observées du site de Gobard (figure 11C) est qu'il n'y a pas de valeurs très faibles (< 45 mg NO₃⁻ /L) et que l'extremum est à 100 mg NO₃⁻ /L. Notant que les moyennes annuelles des concentrations observées varient entre 57,3 et 71,0 mg NO₃⁻ /L avec très peu de valeurs extrêmes. Le site de La Jaillière présente des concentrations observées avec la plus grande amplitude (de 0 à 450 mg NO₃⁻ /L) où il ne semble pas y avoir de tendance particulière (i.e ni beaucoup de valeurs élevées ou faibles).

La comparaison des flux simulés et observés montrent qu'ils sont regroupés le long de la droite linéaire de coefficient directeur 1 (x=y), ce qui signifie que les valeurs simulées sont très proches des mesures de terrain. En plus de l'observation de la dispersion des points, cette affirmation est validée par les équations des courbes de tendance et du coefficient de corrélation associé : R² = 0,97 (Rampillon, figure 11B) ; R² = 0,99 (Gobard, figure 11D) et R² = 0,89 (La Jaillière, figure 11F).

La relation entre les concentrations simulées à ceux observées montre beaucoup plus de dispersion où nous remarquons que les courbes de tendances sont décalées par rapport à la droite de référence (x=y). Aussi, nous pouvons remarquer de fortes valeurs de coefficients de corrélation : R² = 0,73 (Rampillon, figure 11A) ; R² = 0,65 (Gobard, figure 11C) et R² = 0,82 (Gobard, figure 11C). Nous remarquons que les concentrations simulées sont parfois supérieures, parfois inférieures aux données mesurées. Nous remarquons des tendances plus marquées pour les valeurs extrêmes. Les concentrations faibles sont soit sur la droite de référence x=y (parfaite simulation), soit au-dessus de cette droite, nous montrant que les concentrations simulées peuvent en générale être supérieures aux données de terrain pour les sites de Rampillon et de Gobard. Les concentrations élevées sont, quant à elles, plutôt sous estimées par le modèle.

La comparaison des concentrations simulées en fonction des données observées est différente pour le site de la Jaillière (figure 11E). En effet, nous ne distinguons pas de valeurs intermédiaires comme pour les deux autres sites, causés par les fortes disparités entre les années. Nous remarquons tout de même que les faibles concentrations sont légèrement mieux simulées que pour les autres sites car le coefficient constant (b = 11,7, de l'équation y = ax + b de la courbe de tendance) est le plus proche de 0. Les valeurs maximales simulées sont aussi sous estimées : elles sont plafonnées à 350 mg NO₃⁻ /L alors que les concentrations observées peuvent atteindre jusqu'à 450 mg NO₃⁻ /L.

Quel que soit le type de calage, les flux restent toujours mieux simulés que les concentrations. Le calage des flux à partir du jeu unique entraîne des décalages surtout pour les flux maximaux (cercles bleu). Cette constatation a été déduite car les points sont plus éloignés de la droite de référence (x=y) et que les coefficients directeurs a et l'origine à l'ordonnée b, provenant de l'équation y = ax + b de la courbe de tendance, sont tous plus éloignés de 1 et de 0 respectivement, valeur où toutes les simulations sont identiques aux données. Ces différences au niveau des flux maximaux ne remettent pas en cause la validation du jeu de paramètre unique car la majorité des points sont des flux de faibles valeurs. Nous remarquons même que les R² sont plus proches de 1 pour les sites de Gobard (figure 12D) et La Jaillière (figure 12F), signifiant que les valeurs les moins bien simulées (les plus éloignées de la droite x=y) sont moins nombreuses.

Concernant les concentrations calées à partir du jeu de paramètre unique, les courbes de tendance sont un peu plus éloignées de la droite de référence ($x=y$) par rapport au calage interannuel. Comme avec le calage précédent (interannuel), les simulations des concentrations maximales observées sont plafonnées à 80 mg NO_3^- /L pour Rampillon et Gobard ; 300 mg NO_3^- /L pour La Jaillière (cercle violet plein). La valeur maximale simulée sur le site de La Jaillière est inférieure à celle obtenue par calage interannuel (350 mg NO_3^- /L, figure 11E). Cette limite n'est jamais dépassée pour Rampillon mais l'est pour Gobard où des simulations atteignent 90 mg NO_3^- /L alors que les données observées se situent entre 75 et 85 mg NO_3^- /L. Ce phénomène, marqué par un cercle pointillé violet, était visible sur Rampillon et non sur Gobard avec le calage interannuel. Pour les concentrations très faibles, l'estimation des REHe après avoir fixé un jeu de paramètre unique pour l'ensemble des sites entraîne des changements par rapport au calage interannuel, souvent en diminuant légèrement la qualité des simulations mais qui restent tout de même très acceptable, comme l'ont montré les performances du tableau 3.

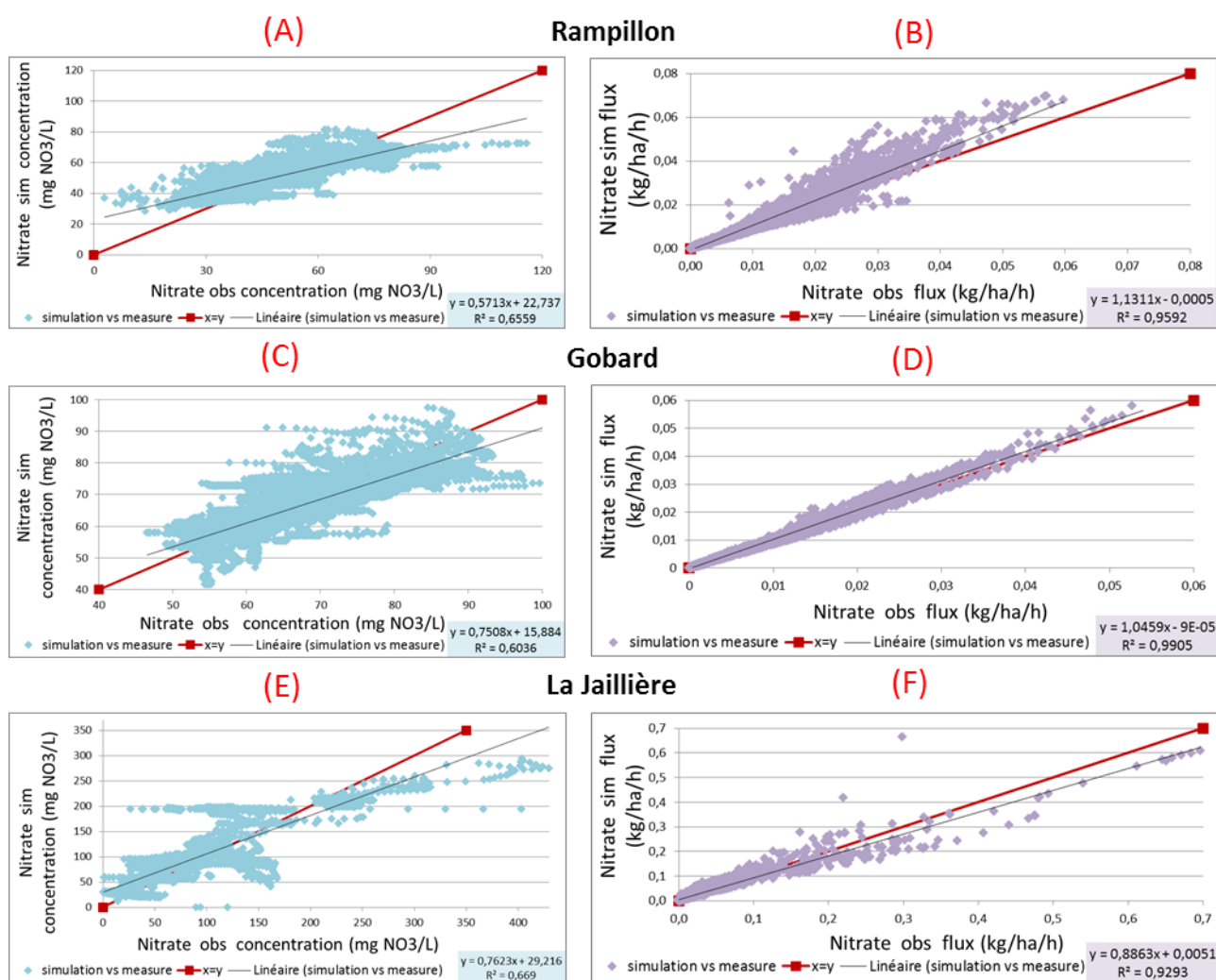


Figure 12 : Comparaison entre les valeurs observées et simulées des concentrations (A, C, E) et des flux (B, D, F) des calages à partir du jeu unique de chaque site : Rampillon (A, B), Gobard (C, D) and La Jaillière (E, F)

La figure 13 compare les REH mesurés sur le terrain aux REHe estimés par le modèle suivant que l'on procède à un calage des paramètres sur l'ensemble de la période étudiée (vert) ou bien en utilisant le jeu de paramètre unique moyenné sur les trois sites.

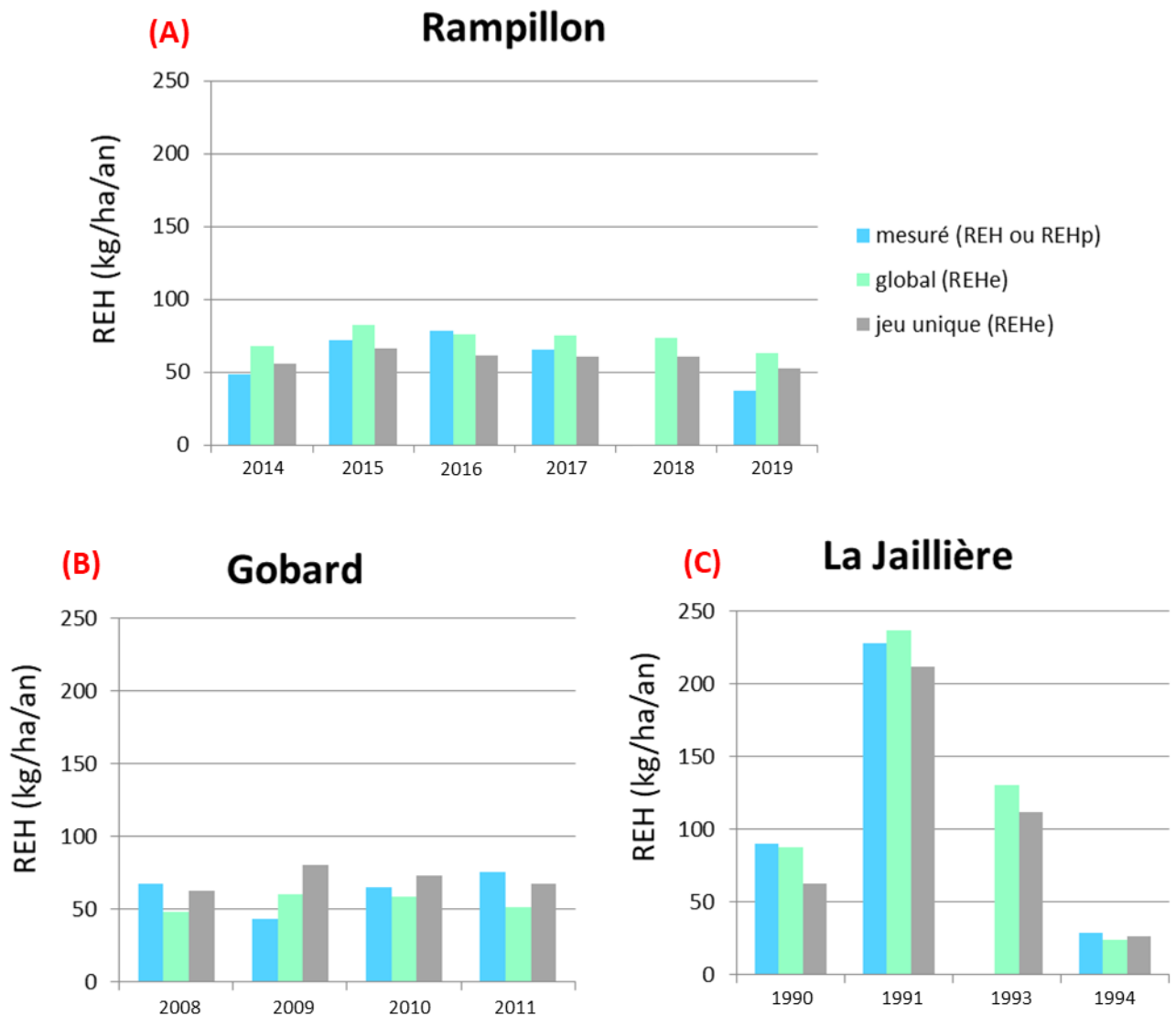


Figure 13 : Comparaison des différents REH obtenus après les calages globaux (vert) et à partir du jeu de paramètres unique (gris) avec les mesures (bleu) pour chaque site : Rampillon (A), Gobard (B) et La Jaillière (C)

Les REHe estimés par le modèle sont proches des REH mesurés (faibles écarts en général). Nous remarquons que les REHe des sites de Rampillon et Gobard sont légèrement mieux estimés en utilisant le jeu de paramètre unique (ex. années 2014, 2015 et 2017 ; Rampillon, figure 13A et les saisons 2008, 2010 et 2011 ; Gobard, figure 13B). Seules les années 2016 à Rampillon et 2009 à Gobard présentent une meilleure estimation des REHe en calibrant les paramètres sur l'ensemble de la période d'étude (calage interannuel). De plus, le calage interannuel des paramètres permet des estimations plus précises de REHe pour toutes les années du site de La Jaillière (figure 13 C). Toutefois, nous remarquons que même un jeu paramètres génériques donne des estimations très correctes de REHe.

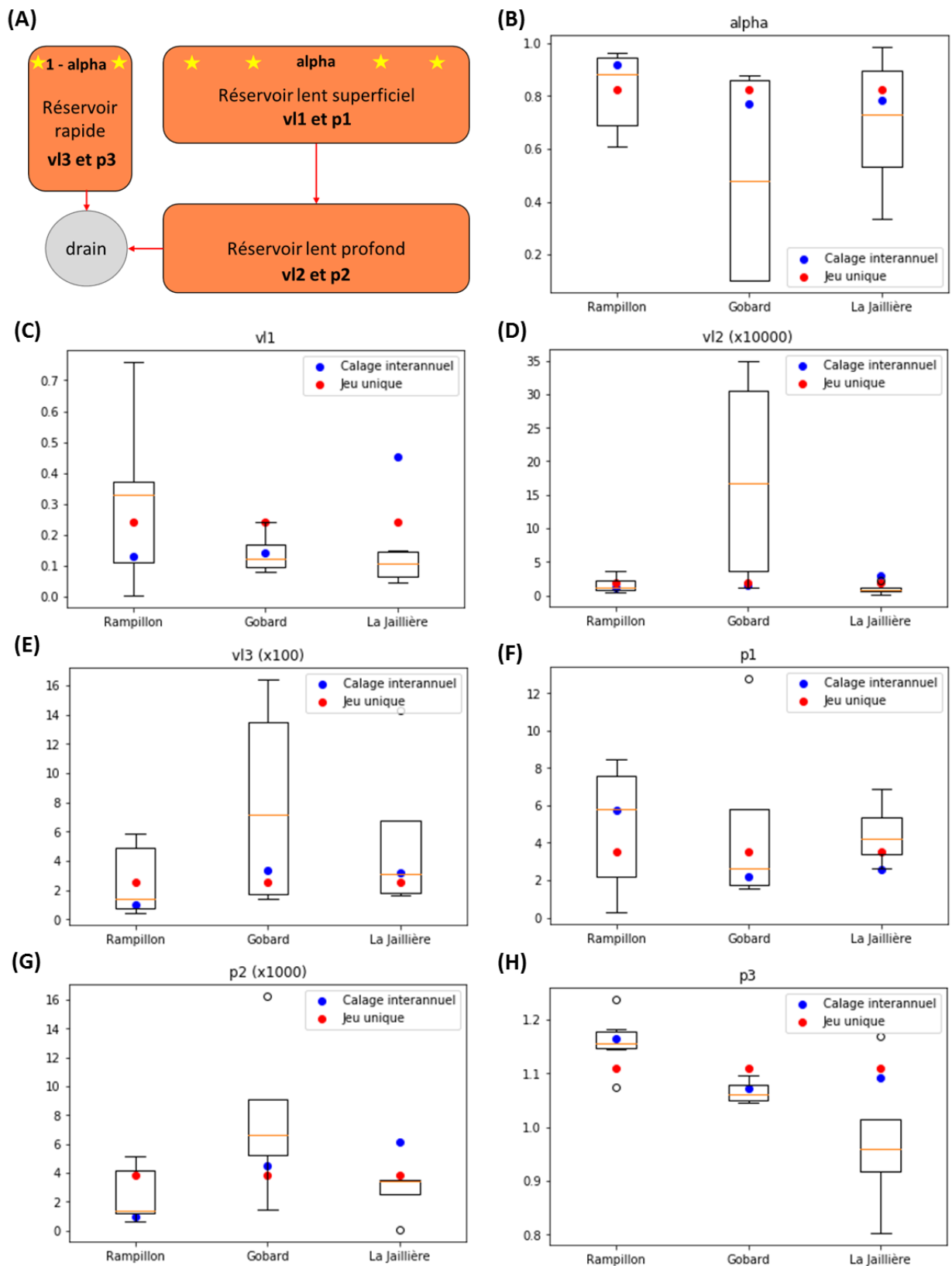


Figure 14 : schéma récapitulatif des paramètres utilisés par SIDRA-N (A) et boîtes à moustache correspondant aux variabilités annuelles des paramètres [alpha (B), v1 (C), v2 (D), v3 (E), p1 (F), p2 (G), p3 (H)] ; valeurs issues du calage interannuel des paramètres (bleu) et jeu de paramètre unique (rouge)

La figure 14 résume la variabilité des paramètres obtenus suite à différents types de calage. Le schéma présenté en haut de la figure rappelle les liens entre les différents paramètres et réservoirs déjà décrits dans la section 2.2. La figure 14 permet de regarder la variabilité des paramètres obtenus par les différents calages en comparant l'étendu des paramètres par calage annuel représenté par une boîte à moustache et les paramètres issus des calages interannuels (point bleu) et du jeu de paramètre unique (point rouge) (voir le schéma de la figure 6 pour plus de détail sur les types de calage). Les points bleu (calage interannuel) et rouge (jeu unique) sont positionnés à l'intérieur des boîtes à moustache pour les trois sites pour certains paramètres : alpha (B), vl3 (E) et p1 (F). D'autres valeurs de paramètres du site de la Jaillière (vl1 (C) et vl2 (D)) sont exclues des boîtes à moustache. Les valeurs des autres paramètres restant, p2 (G) et p3 (H), issus des calages interannuels (bleu) et moyenné sur les trois sites (rouge) ne sont en général pas englobés dans la boîte à moustache des paramètres annuels. Cet écart est vraiment bien marqué pour les boîtes à moustache de faible étendue. Ainsi les calages annuels permettent d'obtenir des paramètres dont certains sont proches des calages plus larges (interannuel et jeu unique) et d'autres qui sont assez différents, plus particulièrement pour le site de La Jaillière.

5) Discussion et conclusion

Les résultats de cette étude valident l'hypothèse que les REH pilote les exportations de nitrate sur la période s'étalant du début d'hiver jusqu'aux débuts des fertilisations printanières (à partir du 1^{er} mars). En effet, la saison de drainage se caractérise par un transfert, rapide et en quantité, de l'eau et des polluants. Dès lors, nous pouvons considérer que durant cette même période, le modèle SIDRA-N permet d'évacuer la majeure partie du stock de nitrate du sol par les eaux de drainage, en se basant principalement sur les caractéristiques hydrauliques du drainage sans prendre en compte les processus biogéochimiques. Le modèle SIDRA-N, de type conceptuel et très simple d'utilisation, est composé de peu de paramètres de calages (α , p_i et v_{li} avec $i = 1, 2, 3$) et du débit de drainage observé comme donnée d'entrée. Les simulations obtenues affichent de très bonnes performances où les critères sont très proches de la valeur maximale (NSE et KGE= 1) pour les flux. Cependant, des performances similaires ont déjà été publiées dans plusieurs études (Ale et al. 2013). L'originalité de ce modèle était de proposer en plus des flux, de bonnes simulations de concentration en nitrate. En effet, des performances élevées avec des valeurs de NSE et le KGE supérieurs à 0,5 ont pu être obtenus pour tous les types de calage confondus. Ces performances sont rarement atteintes dans la littérature (Beaudoin et al. 2021). De plus, Moriasi et al. (2015) précise que des valeurs de NSE supérieurs à 0,35 peuvent être considérées comme satisfaisantes lorsqu'il s'agit des simulations de concentration en nitrate.

Ce papier s'intéresse plus particulièrement à l'étude de la robustesse spatiotemporelle du modèle conceptuel SIDRA-N, conçu pour simuler le transfert des nitrates en milieu agricole drainé. Les performances de ce modèle obtenues sur les trois sites d'étude sont très satisfaisantes. En effet, les flux et les concentrations en nitrate sont correctement simulés quel que soit le type de calage effectué (fenêtre temporelle). Cependant l'algorithme d'optimisation peut converger vers différents jeux de paramètres et REHe donnant des performances similaires (acceptables à satisfaisantes) pour les calages annuels. Ce problème d'équifinalité est dû principalement aux interactions possibles entre les paramètres, particulièrement pour les couples (vl1, p1) et (vl2, p2) qui sont chacun reliés à la porosité de lessivage θ_l . Ce problème est moins fréquent lors des calages de paramètres sur une

fenêtre temporelle plus large (interannuelle). En effet, le nombre de mesures plus importantes associés à la diversité des saisons réduit le nombre de combinaisons possibles de paramètres.

L'étude de la variabilité des paramètres a montré certains sont très stables quel que soit le calage et d'autres sont assez différents, plus particulièrement pour le site de La Jaillière. Cette différence peut s'expliquer par la grande variété des situations hydrologiques et chimiques rencontrées. Même si les paramètres sont plus variables sur La Jaillière, les REHe simulés sont très bons, ce qui ne remet pas en cause la robustesse du modèle. Les deux paramètres (p2 et p3) dont l'étendu est plus grande que les autres n'empêche pas d'avoir de bonnes simulations que ce soit pour les calages interannuels ou à partir du jeu de paramètres unique, ce qui est confirmé par les critères de performances élevés pour ces simulations.

L'hétérogénéité des saisons hydrologiques impactent la dynamique des concentrations en nitrates, en accentuant plus ou moins les phases d'entraînement et de dilution. Les saisons hydrologiques, présentées dans les résultats, sont très variables. Elles sont composées d'une année très pluvieuse à Rampillon (lame d'eau drainée de 369 mm durant 2017-2018), d'une année assez sèche à Gobard (lame d'eau drainée de 54 mm durant 2011-2012) et d'une année moyennement humide à La Jaillière (lame d'eau drainée de 135 mm durant 1990-1991). L'importante lame d'eau drainée à Rampillon a entraîné une grande phase de dilution, que ce soit en durée (50% de la saison) ou en intensité (jusqu'à 40 mg NO₃⁻/L). L'entraînement est le processus le plus représenté durant l'année assez sèche à Gobard où il dure 70% de la saison. Une phase de dilution est présente mais de faible intensité avec une diminution maximale des concentrations de 10 mg NO₃⁻/L. Le type de culture mis en place peut aussi influencer le comportement des nitrates car il peut permettre l'accumulation d'une grande quantité d'azote minéral dans le sol. En général, une concentration plus élevée en nitrate est associée aux légumineuses (ex : luzerne, pois, féverole...). En effet, elles sont plus riche en azote grâce à leur capacité de fixer le diazote de l'air et entraîne une minéralisation plus importante lors de la dégradation de leur résidu après leur récolte. Les moyennes des concentrations en nitrate valent (54,2 ± 3,4) mg NO₃⁻/L sur le site de Rampillon et (63,6 ± 6,0) mg NO₃⁻/L sur le site de Gobard alors que les cultures sont de type standard (peu de légumineuses) pour Rampillon et plus diversifiées pour Gobard (plus de légumineuses). Ainsi l'influence du type de culture sur la moyenne des concentrations en nitrate peut être confirmé pour les deux plus grands sites. Cependant, la moyenne des concentrations en nitrate de La Jaillière est plus variable ((81,9 ± 64,2) mg NO₃⁻/L) où les valeurs très élevées ne sont pas liées à la culture de légumineuses. Nous supposons qu'il existe un gradient de stabilité des concentrations induit par l'importance accordée aux processus de minéralisation (formation du NO₃⁻)/dénitrification (dégradation du NO₃⁻) en fonction de la taille de la zone d'étude. En d'autre terme, plus la superficie est grande, plus les processus de minéralisation/dénitrification sont moyennés entraînant des concentrations assez faibles (jusqu'à un certain seuil) et plutôt stables et plus la superficie est petite, plus l'un des processus de minéralisation ou de dénitrification est privilégié entraînant des concentrations très variables. Il serait intéressant de tester cette hypothèse sur d'autres sites et d'avoir les fertilisations de chaque site pour voir leur influence.

L'étude de la robustesse temporelle via l'application du Split Sample Test (Klemes. 1986) n'était pas possible vu le nombre limité d'années de mesure de débit et de concentration en nitrates en notre possession (indépendamment de la haute fréquence des mesures). Nous nous sommes limités donc au calage des paramètres sur l'ensemble de la période de mesures pour chaque site d'étude. Cela

permet de rechercher des jeux de paramètres représentatifs pour chaque site regroupant toutes les années mesurées. Pour améliorer la robustesse spatiale, un jeu de paramètre générique (jeu unique), issu de la moyenne des valeurs de paramètres calibrés sur une fenêtre temporelle interannuelle a été obtenu et donne de bonnes performances malgré le gradient de superficie, les différentes cultures mise en place et la diversité des années hydrologiques.

Concernant les REHe, ceux de La Jaillière sont très proches des valeurs mesurées. A plus grande échelle, comme on n'a que les REHp de la Seine et Marne et non les REH réels des parcelles, les mesures utilisées sont un indicateur qu'il faut prendre avec précaution. Ainsi les REHe simulés ont un ordre de grandeur très correcte pour les sites de Rampillon et de Gobard.

Notre étude consistait à déterminer la robustesse spatiale et temporelle du modèle SIDRA-N. Ce modèle conceptuel permet de déterminer le REH, qui est un indicateur de pollution azotée à partir de données de débit et de concentration en nitrate au pas de temps horaire. Un nombre relativement faible de paramètre lui confère une simplicité de prise en main, qui ne remet pas en question son efficacité. En effet, les calibrations à partir des différents jeux de paramètres, obtenu annuellement, multi-annuellement et générique ont montré de bonne performance quelles que soient les saisons hydrologiques et la taille des sites étudiés. Dans les exemples cités, le modèle simule bien les différents comportements du nitrate. L'utilisation de paramètres interannuels permet d'éviter le problème d'équifinalité tout en gardant de bonne estimation du REHe pour chaque site et plus particulièrement pour le site de La Jaillière.

Bibliographie

- Agasse, Sophie. 2011. Clacul de la fertilisation azotée: guide méthodologique pour l'établissement des prescriptions locales : cultures annuelles et prairies (COMIFER). Paris: comifer.
- « Agreste, la statistique agricole ». s. d. Consulté le 21 juin 2021.
<https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/>.
- Ale, Srinivasulu, Prasanna H. Gowda, David J. Mulla, Daniel N. Moriasi, et Mohamed A. Youssef. 2013. « Comparison of the Performances of DRAINMOD-NII and ADAPT Models in Simulating Nitrate Losses from Subsurface Drainage Systems ». *Agricultural Water Management* 129 (novembre): 21-30. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2013.07.008>.
- « AQUI'Brie - Connaissance et protection de l'aquifère du Champigny ». s. d. AQUI'Brie - Connaissance et protection de l'aquifère du Champigny. Consulté le 21 juin 2021.
<https://www.aquibrie.fr/>.
- Arlot, M.P. 1999. « Nitrates dans les eaux. Drainage acteur, drainage témoin ? Les enseignements d'une approche hydrologique et hydraulique : - sur l'influence du drainage agricole sur la contamination diffuse par les nitrates ; - sur les possibilités d'utiliser les parcelles drainées pour l'analyse de la dite contamination ». Theses, Doctorat de l'Université Paris 6, spécialité hydrologie, hydrogéologie géostatistiques et géochimie des eaux, Université Paris VI.
<https://hal.inrae.fr/tel-02579090>.
- Arnold, Jeffrey G, Daniel N Moriasi, Philip W Gassman, Karim C Abbaspour, et Michael J White. 2011. « SWAT: Model Use, Calibration, and Validation (Doc de Base) », 20.
- « ARVALIS : Toute l'info pour gérer son exploitation agricole ». s. d. Consulté le 21 juin 2021.
<https://www.arvalis-infos.fr/index.html>.
- Billy, Claire. 2008. « Transfert et rétention d'azote à l'échelle d'un bassin versant agricole artificiellement drainé ». Phdthesis, Thèse de doctorat, Ecole doctorale Géosciences et Ressources Naturelles Spécialité Sciences de l'Eau, Université Pierre et Marie Curie.
<https://hal.inrae.fr/tel-02592186>.
- Branger, F., J. Tournebize, N. Carluier, C. Kao, Isabelle Braud, et M. Vauclin. 2009. « A simplified modelling approach for pesticide transport in a tile-drained field: the PESTDRAIN model ». *Agricultural Water Management* 96 (3): 415-28. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00547576>.
- Brisson, Nadine, Bruno Mary, Dominique Ripoche, Marie-Helene Jeuffroy, Françoise Ruget, Bernard Nicoullaud, Philippe Gate, et al. 1998. « STICS: A Generic Model for the Simulation of Crops and Their Water and Nitrogen Balances. I. Theory and Parameterization Applied to Wheat and Corn ». *Agronomie* 18 (5-6): 311. <https://hal.inrae.fr/hal-02698682>.
- Burns, I. G. 1975. « An Equation to Predict the Leaching of Surface-Applied Nitrate ». *The Journal of Agricultural Science* 85 (3): 443-54. <https://doi.org/10.1017/S0021859600062328>.
- Chelil, Samy. s. d. « A new model to simulate nitrate concentrations in artificially drained agricultural watersheds ». <https://doi.org/en cours de publication>.
- Coron, Laurent. 2013. « Les modèles hydrologiques conceptuels sont-ils robustes face à un climat en évolution ? Diagnostic sur un échantillon de bassins versants français et australiens ». Phdthesis, AgroParisTech. <https://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00879090>.
- Guest, G., R. Kröbel, B. Grant, W. Smith, J. Sansoulet, E. Pattey, R. Desjardins, G. Jégo, N. Tremblay, et G. Tremblay. 2017. « Model Comparison of Soil Processes in Eastern Canada Using DayCent, DNDC and STICS ». *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 109 (3): 211-32.
<https://doi.org/10.1007/s10705-017-9880-8>.
- Gupta, Hoshin V., Harald Kling, Koray K. Yilmaz, et Guillermo F. Martinez. 2009. « Decomposition of the Mean Squared Error and NSE Performance Criteria: Implications for Improving Hydrological Modelling ». *Journal of Hydrology* 377 (1-2): 80-91.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.003>.

- Henine, H., Cédric Chaumont, Julien Tournebize, Bénédicte Augeard, C.M. Kao, et Yves Nédélec. 2012. « Le rôle des réseaux de drainage agricole dans le ralentissement dynamique des crues : interprétation des données de l'observatoire Orgeval (image) ». *Sciences Eaux & Territoires Cahier spécial* (janvier). <https://doi.org/10.3917/set.hs05.0004>.
- Justes, Eric, Nicolas Beaudoin, Patrick Bertuzzi, Raphael Charles, Julie Constantin, Carolyne Durr, Carole Hermon, et al. 2013. *Les cultures intermédiaires pour une production agricole durable*. Editions Quae. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01072297>.
- Kao, Cyril. 2008. « Une hydrologie des versants à nappes superficielles drainées: approches multi-processus et multi-échelles », 169.
- Kladvik, E. J., G. E. Van Scoyoc, E. J. Monke, K. M. Oates, et W. Pask. 1991. « Pesticide and Nutrient Movement into Subsurface Tile Drains on a Silt Loam Soil in Indiana ». *Journal of Environmental Quality* 20 (1): 264-70. <https://doi.org/10.2134/jeq1991.00472425002000010043x>.
- Lasdon, L. S., A. D. Waren, A. Jain, et M. Ratner. 1978. « Design and Testing of a Generalized Reduced Gradient Code for Nonlinear Programming ». *ACM Transactions on Mathematical Software* 4 (1): 34-50. <https://doi.org/10.1145/355769.355773>.
- Lesaffre, Benoît. 1988. « Fonctionnement hydrologique et hydraulique du drainage souterrain des sols temporairement engorgés : débits de pointe et modèle SIDRA : extension des principes théoriques de Boussinesq et Guyon : exemple du champ expérimental d'Arrou (Eure-et-Loir) ». <http://www.theses.fr>. Thesis, Paris 6. <http://www.theses.fr/1988PA066362>.
- Li, Changsheng. 1996. « The DNDC Model (Modèle de Base) ». In *Evaluation of Soil Organic Matter Models*, édité par David S. Powlson, Pete Smith, et Jo U. Smith, 263-67. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-61094-3_20.
- Lorre, E., D. Zimmer, J. P. Gérard, A. Dutertre, et Marie-Pierre Arlot. 1994. « 6. -Influence du drainage sur le ruissellement hivernal à l'échelle de la parcelle ». *Journées de l'hydraulique* 23 (1): 87-93. https://www.persee.fr/doc/jhydr_0000-0001_1994_act_23_1_5321.
- M. A. Youssef, R. W. Skaggs, G. M. Chescheir, et J. W. Gilliam. 2005. « THE NITROGEN SIMULATION MODEL, DRAINMOD-N II (Doc de Base) ». *Transactions of the ASAE* 48 (2): 611-26. <https://doi.org/10.13031/2013.18335>.
- Magesan, G.N., R.E. White, D.R. Scotter, et N.S. Bolan. 1994. « Estimating Leaching Losses from Sub-Surface Drained Soils ». *Soil Use and Management* 10 (2): 87-93. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1994.tb00464.x>.
- Mariotti, André. 1998. « Nitrate: un polluant de longue durée », 7.
- Nash, J.E., et J.V. Sutcliffe. 1970. « River Flow Forecasting through Conceptual Models Part I — A Discussion of Principles ». *Journal of Hydrology* 10 (3): 282-90. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6).
- Nedelec, Y. 2005. « Interactions en crue entre drainage souterrain et assainissement agricole ». Phdthesis, Doctorat de l'ENGREF, spécialité Sciences de l'Eau, Ecole Doctorale Géosciences et ressources naturelles. <https://hal.inrae.fr/tel-02586290>.
- « ORACLE ». 2013. GIS Oracle. 12 décembre 2013. <https://gisoracle.inrae.fr/>.
- P. H. Gowda, D. J. Mulla, E. D. Desmond, A. D. Ward, et D. N. Moriasi. 2012. « ADAPT: Model Use, Calibration, and Validation (Doc de Base) ». *Transactions of the ASABE* 55 (4): 1345-52. <https://doi.org/10.13031/2013.42246>.
- Parton, William J., Melannie Hartman, Dennis Ojima, et David Schimel. 1998. « DAYCENT and Its Land Surface Submodel: Description and Testing ». *Global and Planetary Change* 19 (1-4): 35-48. [https://doi.org/10.1016/S0921-8181\(98\)00040-X](https://doi.org/10.1016/S0921-8181(98)00040-X).
- Stephan, Jean Marie, éd. 2004. *Assolement et rotation des cultures au centre du Bassin parisien (agreste)*. Paris: Ministère de la Culture, Direction de l'Administration Générale; Département des Études et de la Prospective.

- Surdyk, Nicolas, Alexis Gutierrez, Nicole Baran, et Dominique Thiéry. 2021. « A Lumped Model to Simulate Nitrate Concentration Evolution in Groundwater at Catchment Scale ». *Journal of Hydrology* 596 (mai): 125696. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125696>.
- Tang, Ting, Maryna Strokal, Michelle T.H. van Vliet, Piet Seuntjens, Peter Burek, Carolien Kroeze, Simon Langan, et Yoshihide Wada. 2019. « Bridging Global, Basin and Local-Scale Water Quality Modeling towards Enhancing Water Quality Management Worldwide ». *Current Opinion in Environmental Sustainability* 36 (février): 39-48. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.10.004>.
- Tournebize, Julien, Marie-Pierre Arlot, Claire Billy, François Birgand, et Jean-Paul Gillet. 2014. « Quantification et maîtrise des flux de nitrates : de la parcelle drainée au bassin versant », 21.
- Tournebize, Julien, Cédric Chaumont, Corinne Fesneau, Angéline Guenne, Bernard Vincent, Josette Garnier, et Ulo Mander. 2015. « Long-Term Nitrate Removal in a Buffering Pond-Reservoir System Receiving Water from an Agricultural Drained Catchment ». *Ecological Engineering* 80 (juillet): 32-45. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.11.051>.
- Tournebize, Julien, Cédric Chaumont, Hocine Henine, Bernard Vincent, Sarra Kchouk, et Ulo Mander. 2017. « Réduire les flux de pesticides et nitrate par une zone tampon humide artificielle : Site pilote de Rampillon. », 34.

Annexe 1 : comparaison des différents modèles

Module hydrologique	Module qualité de l'eau	Pas de temps	échelle	cycle	drainage	ruissellement	Infiltration profonde	RU
DRAINMOD	DRAINMOD-NII	journalier et horaire (water), journalier (N)	Parcelle	N et C	Oui	Oui	Oui	Oui
ADAPT (Agricultural Drainage And Pesticide Transport)	GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems)	Journalier (water et N)	Parcelle, Peut marcher sur BV	N et P, pesticide	Oui	Oui	Oui	Non
DayCent (Day CENTURY)		horaire (water) Journalier (N)	Parcelle	N et C	Oui	Non	Non	Oui
DNDC (DeNitrification, DeComposition)		horaire (water et N)	Parcelle	N et C	Oui	Non	Non	Non
STICS (Simulateur muTIdisciplinaire pour les Cultures Standard)		Journalier (water et N)	Parcelle	N et C	Non	Non	Non	Non
SWAT (Soil Water Assessment Tool)		Journalier (water and N)	Bassin	N, P, pesticide et bactéries	Oui	Oui	Non	Non

Module hydrologique	Module qualité de l'eau	Cycle	Modèle multicouche	Equation water	Equation N	Rendement agricole
DRAINMOD	DRAINMOD-NII	N et C	Oui	équations Kirkham et Hooghoudt	équation advection-dispersion-reaction (ADR) à 1D pour transport N modèle en boîte cycle C : modèle CENTURY	oui
ADAPT (Agricultural Drainage And Pesticide Transport)	GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems)	N et P, pesticide	Oui	équations Kirkham et Hooghoudt	modèle en boîte	oui
DayCent (Day CENTURY)		N et C	Oui	bilan hydrique et équation de Richard	modèle en boîte	oui
DNDC (DeNitrification, DeComposition)		N et C	Non	bilan hydrique	modèle en boîte	Non
STICS (Simulateur multidisciplinaire pour les Cultures Standard)		N et C	Oui	bilan hydrique	modèle en boîte	oui
SWAT (Soil Water Assessment Tool)	GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems)	N, P, pesticide et bactéries	Non	Bilan hydrique	modèle en boîte	oui