

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
*Liberté*
*Égalité*
*Fraternité*

Géosciences pour une Terre durable
brgm

AGRICULTURES & TERRITOIRES
CHAMBRE INTERDEPARTEMENTALE D'AGRICULTURE DOUBS - TERRITOIRE DE BELFORT

agence de l'eau
rhône méditerranée & corse
établissement public du ministère chargé du développement durable

**Document à accès immédiat**

# NUTRI-Karst – Transferts de nutriments dans les hydrosystèmes karstiques du bassin de la Loue

## Rapport final des Tâches 3 et 4

**BRGM/RP-74432-FR**
Version 1 du 4 novembre 2025

Étude réalisée dans le cadre des projets de recherche et développement

**Charlier J.-B., Tourenne D., Vallet A., Ladouche B., Seguin L., Surdyk N., Idoux A., Thouvenin P., Bailly-Comte V., Druot S., Durand L., El Mourtaji C., Mahamat H., Menubarbe P., Mexler J., Vivier M.**

*Ce rapport a été vérifié le 01/09/2025 et approuvé le 23/09/2025 selon la procédure interne en vigueur au sein du BRGM, qui garantit le respect de ses engagements contractuels, de l'intégrité et de l'impartialité du contenu scientifique et technique du présent rapport, de l'éthique et de la déontologie du BRGM, ainsi que des dispositions réglementaires et législatives auquel il est soumis pour l'exercice de son activité.*

**Le système de management de la qualité et de l'environnement du BRGM est certifié selon les normes ISO 9001 et ISO 14001.**
**Contact :** qualite@brgm.fr

# Avertissement

Ce rapport est adressé en communication exclusive au demandeur, au nombre d'exemplaires prévu contractuellement.

Le demandeur assure lui-même la diffusion qu'il souhaite des exemplaires de ce tirage initial, dont il est seul propriétaire.

La communicabilité et la réutilisation de ce rapport sont régies selon la règlementation en vigueur, ainsi que par les termes de la convention.

Les justificatifs du contrôle qualité de ce rapport (auteur, vérificateur, approbateur) peuvent être communiqués à titre confidentiel au destinataire du rapport, à sa demande et dans le strict respect de la réglementation applicable au traitement des données à caractères personnels.

Le BRGM ne saurait être tenu responsable de la divulgation du contenu total ou partiel de ce rapport à un tiers non-autorisé qui ne soit pas de son fait et des éventuelles conséquences pouvant en résulter.

# Votre avis nous intéresse

Dans le cadre de notre démarche qualité et de l'amélioration continue de nos pratiques, nous souhaitons mesurer l'efficacité de réalisation de nos travaux.

Aussi, nous vous remercions de bien vouloir nous donner votre avis sur le présent rapport en complétant le formulaire accessible par cette adresse https://forms.office.com/r/yMgFcU6Ctq ou par ce code :

**Mots clés :** Qualité eau ; hydrologie karstique ; nitrate

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

**Charlier J.-B., Tourenne D., Vallet A., Ladouche B., Seguin L., Surdyk N., Idoux A., Thouvenin P., Bailly-Comte V., Druot S., Durand L., El Mourtaji C., Mahamat H., Menubarbe P., Mexler J., Vivier M.** 2025. NUTRI-Karst – Transferts de nutriments dans les hydrosystèmes karstiques du bassin de la Loue. Rapport final des Tâches 3 et 4 V1. BRGM/RP-74432-FR, 147 p., 72 fig., 13 tab., 2 ann.

© BRGM, 2025, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.
IM003-MT008-P2-08/04/2024

# Synthèse

L'objectif global du projet NUTRI-Karst (BRGM, Chambre Interdépartementale d'Agriculture du Doubs et du Territoire de Belfort -25-90, Agence de l'eau RMC) est d'étudier l'impact des activités anthropiques (en particulier agricoles) sur les transferts d'eau et de nutriments dans les bassins karstiques du massif du Jura. Le projet s'organise autour de quatre tâches :

- Tâche 1 : Réponses des agro-hydro-systèmes du massif du Jura face au changement climatique et aux activités anthropiques ;
- Tâche 2 : Echanges karst-rivière et fonctionnement hydrogéologique des aquifères du bassin de la Loue ;
- Tâche 3 : Transferts de nutriments dans les hydrosystèmes karstiques du bassin de la Loue ;
- Tâche 4 : Porter à connaissance pour construire une vision partagée des causes de la perturbation des rivières comtoises.

Ce rapport présente les résultats des Tâches 3 et 4 du projet. La Tâche 3 consiste à mieux comprendre l'impact des activités anthropiques (avec un focus sur les activités agricoles), via l'étude de la dynamique des transferts de nutriments dans les sols, vers les sources et les rivières. Elle ambitionne de donner les éléments permettant d'accompagner les politiques de gestion des pratiques agricoles dans le but de réduire les exportations de nutriments dans les eaux. Dans un souci d'objectiver les débats sur le diagnostic environnemental qui peut être mené sur les rivières comtoises, le Porter à connaissance en Tâche 4 du projet, vise à créer un dialogue entre acteurs de terrain et scientifiques pour identifier collectivement des pistes d'actions afin d'améliorer la qualité de l'eau.

Ainsi, une approche pluridisciplinaire et multi-échelle a été appliquée sur le bassin de la Loue en amont de Chenecey-Buillon (25), en utilisant des outils géochimiques, du traitement de données hydrologiques et physico-chimiques, de la modélisation du transfert de nutriments. Elle se base principalement sur les données acquises dans le cadre du projet sur le site pilote du Verneau, mais également celles du réseau QUARSTIC aux différentes échelles de la source, du sous-bassin et du bassin de la Loue. Le Verneau est en effet un petit système karstique représentatif des pratiques agricoles et des modalités de recharge des aquifères karstiques du bassin de la Loue. La finalité est de documenter les processus qui contrôlent les transferts et expliquent l'impact des activités anthropiques, afin de proposer un schéma conceptuel du transfert de nutriments dans les hydrosystèmes karstiques.

De plus, une série de 3 ateliers a été menée par le BRGM, avec l'appui de l'EPAGE Haut-Doubs Haute-Loue, de la Chambre Interdépartementale d'Agriculture 25-90 et de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse. Ces ateliers visent à créer un dialogue entre acteurs de terrain et scientifiques permettant un partage des savoirs « profanes » et techniques, dans le but de construire une vision partagée des causes de la perturbation des rivières comtoises, étape préalable à la discussion des actions à mettre en place pour atteindre des objectifs de qualité déterminés par l'ensemble des acteurs.

Les principaux résultats ont permis de recontextualiser le phénomène de dégradation des rivières comtoises, en mettant en lumière les impacts des activités anthropiques - qu'elles soient d'origine agricole ou urbaine - dans un contexte de changement climatique. Ce projet qui se focalise sur les nutriments met en évidence leurs différentes origines et voies de transfert dans les eaux selon i) le contexte hydrogéologique (modalités d'infiltration, temps de résidence, interactions surface-

souterrain), ii) le type de nutriment (azote, phosphore), iii) le type de pressions anthropiques (pratiques agricoles : apports organiques, minéraux, types d'effluents, travail du sol… ou rejets urbains & industriels issus de l'assainissement), iv) les conditions hydrologiques et la saisonnalité.

Ils permettent pour la première fois de différencier ce qui a trait aux pressions, relativement bien caractérisées et quantifiées (quantités d'éléments apportés pour les différentes origines), et ce qui contrôle leur impact sur le milieu (contexte hydrogéologique, modalités d'application, localisation des apports anthropiques). Deux grands modèles de transfert sont identifiés. Le premier décrit les dynamiques de transfert des pollutions diffuses, comme le cas de l'azote d'origine agricole qui est responsable de l'essentiel de la pollution azotée. Le second décrit les dynamiques de transfert de pollution localisée, comme le cas du phosphore d'origine urbaine, et responsable de l'essentiel de la pollution phosphorée dans la Loue.

En se focalisant sur le bassin de la Loue, les travaux ont permis de déterminer les zones contributives à la contamination des eaux de la rivière et de ses affluents en surface ou en souterrain (sources). Ils confirment l'influence du gradient altitudinal sur les zones contributives à la pollution des eaux par les nitrates, en lien avec l'occupation du sol, mais aussi l'influence des rejets localisés. Une vulnérabilité accrue du plateau d'Ornans a été mise en évidence. Ce plateau, drainé principalement en rive droite de la Loue par le système Brême-Maine-Ecoutot apparaît comme un secteur prioritaire sur lequel engager des actions.

Les principaux enseignements du projet portent sur l'intérêt d'une agriculture qui préserve les prairies et qui valorise ses effluents d'élevage. Des pratiques agricoles à risque ont été identifiées et leur impact mis en évidence aux différentes échelles de la parcelle, de l'aquifère et du bassin. Ces pratiques regroupent le travail du sol qui favorise le lessivage (cas des cultures et des prairies temporaires), les effluents liquides (lisier, purin) qui génèrent des concentrations en nitrates plus élevées que les effluents solides, ainsi que des pertes d'azote plus élevées par rapport aux quantités apportées, et l'utilisation d'engrais minéraux sur les cultures. Le contexte pédo-géologique particulièrement vulnérable favorise malheureusement la mobilisation d'azote et son lessivage rapide vers les eaux souterraines en profondeur. De plus, les sols superficiels et riches en matière organique sur le massif du Jura sont sensibles au changement climatique. Or, la minéralisation naturelle de l'azote organique du sol, plus importante consécutive à la ré-humectation des sols après des périodes sèches, joue un rôle clef dans l'apparition des pics de nitrate à l'automne.

Les enquêtes et l'animation des 3 ateliers participatifs ont donné des clefs pour co-construire une vision partagée et accompagner les acteurs dont les points de vue peuvent diverger sur la manière de transformer le territoire. L'ensemble des connaissances, de la quantification des différentes sources de pollution, et des différents éléments chiffrés sur les pratiques à risque et la vulnérabilité du milieu, permettent d'identifier des leviers d'action robustes et adaptés au territoire. Ils déclinent de manière opérationnelle les résultats scientifiques sur les actions à mettre en œuvre pour limiter les transferts, réduire les rejets issus de l'assainissement des collectivités, et optimiser les pratiques agricoles afin de réduire les apports et pertes en nutriments. Ces préconisations tiennent compte de la complexité des processus en jeu et des contraintes technique et économique dans leur mise en œuvre.

La synthèse de ce rapport présente la diversité des transferts de nutriments qui peut être rencontrée dans les bassins des rivières comtoises. Les schémas conceptuels se veulent génériques pour aider à comprendre l'origine et les processus qui régissent les pollutions diffuses et les pollutions plus localisées dans les milieux karstiques. Les leviers d'actions proposés ont pour but de renforcer et de généraliser les efforts initiés par la profession agricole sur le massif du Jura, qui pourra, selon les orientations prises, être le moteur de la réduction des transferts

d'azote. Les enjeux environnementaux liés à la dégradation des rivières comtoises dans le contexte de réchauffement climatique sont l'opportunité de faire évoluer de manière structurelle le modèle agricole, afin de concilier agriculture durable et préservation de la ressource en eau.

## Remerciements

Le BRGM et la Chambre d'Agriculture tiennent à remercier chaleureusement

- Monsieur Patrick Tournier, éleveur à Montmahoux, pour sa participation à la mise en place, au suivi et à la gestion du protocole de l'observatoire de la pousse de l'herbe, de la minéralisation du sol et du suivi des lysimètres mis en place entre 2019 et 2024 dans l'une de ses parcelles, pour les besoins de la Tâche 3 de NUTRI-Karst ;
- Les mairies de Nans-sous-sainte-Anne et de Montmahoux pour leur accord sur l'implantation des stations de suivis hydro-climatiques et hydrologiques ;
- Le GIPEK pour la mise à disposition de données spéléologiques ;
- L'EPAGE Haut-Doubs – Haute-Loue à travers Cyril Thévenet et Maud Le Nagard pour la participation aux réunions techniques et à l'appui pour l'organisation des ateliers multi-acteurs ;
- Le CD25 à travers Thomas Daudey & Stéphane Parra pour la participation aux réunions techniques et à l'appui pour l'organisation des Comités de Pilotage à Besançon ;
- Le Pôle Karst de l'EPTB Saône-Doubs à travers Vincent Fister pour la participation aux réunions techniques et la relecture attentive des rapports ;
- L'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse à travers Thierry Marguet et Sébastien Canault pour le suivi du projet, la participation aux réunions techniques et la relecture pertinente des rapports.

## Glossaire

AOP : Appellation d'Origine Protégée
ARSOE : Association Régionale de Services aux Organismes d'Élevage
BDAT : Base de Données des Analyses de Terre
CIA 25-90 : Chambre Interdépartementale d'Agriculture Doubs et Territoire de Belfort
CIGC : Comité Interprofessionnel de Gestion du Comté
DDT : Direction Départementale des Territoires
DRAAF : Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt
GAEC : Groupement Agricole d'Exploitation en Commun
GIEE : Groupements d'Intérêt Économique et Environnemental
GIPEK : Groupement pour l'Inventaire, la Protection et l'Etude du Karst du massif jurassien
GRAP : Groupement Régional Agriculture Pédologie
INRAe : Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement
MAT : Matières Azotées Totales
N : azote
N-NO3 : azote des nitrates
NO3 : Nitrate
NTK: Azote Kjeldahl

Ntot : Azote total
P : Phosphore
P-PO4 : Phosphore des phosphates
PAAI : Projet Agricole et Alimentaire Interdépartemental
PAC : Politique Agricole Commune
PDI : Protéines Digestibles dans l'Intestin
PO4 : Phosphate
PP : prairie permanente
PT : prairie temporaire
Ptot : Phosphore total
RGA : Recensement Général Agricole
RPG : Registre Parcellaire Graphique
SAU : Surface Agricole Utile. La SAU comprend les surfaces agricoles mises en valeur par les agriculteurs (cultures, prairies, vignes, maraîchage, jachères,…). Les surfaces en forêt, sauf mention contraire, ne sont pas intégrées dans la SAU.
SFP : Surface Fourragère Principale (prairies permanentes, temporaires et fourrages annuels)
SPIE : Système Professionnel Identification Elevage
STEP : Station d'épuration des eaux usées
STEU : Station de Traitement des Eaux Usées
UFL : Unités Fourragères pour l'élevage Laitier
UGB : Unité de Gros Bétail
UGBz : Unité de Gros Bétail zootechnique
UNIFA : Union des Industries de la Fertilisation
VA : Vache Allaitante
VL : Vache Laitière

# Sommaire

**1 Introduction ..... 25**
1.1 ProblÉmatique et enjeux ..... 25
1.2 Objectifs du projet NUTRI-Karst ..... 26
1.3 OBJECTIFS DES TÂCHES 3 ET 4 ..... 26
**2 Présentation du site d'étude et des connaissances sur les transferts hydriques et de nutriments ..... 29**
2.1 Contexte gÉnÉral ..... 29
*2.1.1 Géographie ..... 29*
*2.1.2 Géologie ..... 31*
2.2 Contexte local de la haute vallée de la Loue ..... 32
2.3 HydrogÉologie et hydrologie (synthèse NUTRI-Karst - T2) ..... 33
*2.3.1 Contexte hydrogéologique ..... 33*
*2.3.2 Processus hydro(géo)logiques ..... 35*
2.4 Pratiques agricoles et transferts de nutriments (synthÈse NUTRI-Karst - TÂche 1) ..... 38
**3 Données et approches utilisées ..... 43**
3.1 Données disponibles ..... 43
*3.1.1 Données acquises sur le site pilote de l'hydrosystème du Verneau ..... 44*
*3.1.2 Données acquises sur la Loue (profil en long) ..... 47*
*3.1.3 Données temporelles collectées ..... 47*
3.2 Approches hydro(géo)logiques ..... 49
*3.2.1 Bilan hydrologique ..... 49*
*3.2.2 Analyse évènementielle ..... 51*
*3.2.3 Calcul des pertes du Doubs vers la Loue ..... 51*
*3.2.4 Traçages artificiels (Verneau) ..... 52*
*3.2.5 EMMA ..... 54*
3.3 Approche gÉochimique ..... 54
*3.3.1 Généralités ..... 54*
*3.3.2 Principes de l'utilisation des isotopes du nitrate ..... 54*
*3.3.3 Principes de l'utilisation des isotopes du bore ..... 55*
*3.3.4 Suivis hydrochimiques et isotopiques ..... 55*
3.4 Analyse des nutriments ..... 55
*3.4.1 Flux de N et P ..... 55*
*3.4.2 Modélisation du transfert des nitrates ..... 56*
**4 Pratiques agricoles et transferts de nutriments dans les sols ..... 59**
4.1 Objectifs ..... 59
4.2 Suivis agronomiques réalisés sur l'hydrosystème du Verneau de 2019 à 2023 ..... 59
*4.2.1 Fertilisation pratiquée dans les 5 stations suivies ..... 60*
*4.2.2 Rendement et azote absorbé ..... 63*
*4.2.3 Disponibilité théorique de l'azote des effluents d'élevage ..... 67*
*4.2.4 Calcul de l'efficacité de l'azote épandu à Montmahoux ..... 68*
*4.2.5 Indices de nutrition iP-iK et fertilisation phospho-potassique ..... 70*
*4.2.6 Evolution des propriétés chimiques et biologiques des sols ..... 72*

*4.2.7 Suivi des reliquats azotés ..... 72*
4.3 Suivi lysimétrique de la lame drainante et des transferts de nutriments ..... 87
*4.3.1 Caractéristiques des cycles hydrologiques ..... 87*
*4.3.2 Lame drainante ..... 89*
*4.3.3 Analyses chimiques des eaux de drainage ..... 93*
*4.3.4 Concentrations en azote Kjeldahl ..... 95*
*4.3.5 Concentrations en ammonium ..... 98*
*4.3.6 Concentrations en nitrates ..... 101*
*4.3.7 Concentrations en phosphore total ..... 109*
*4.3.8 Concentrations en carbone organique total ..... 113*
*4.3.9 Calcul des flux de nitrates ..... 117*
*4.3.10 Synthèse pluriannuelle des flux en azote ..... 125*
**5 Transferts hydriques et de nutriments sur le site pilote du Verneau ..... 127**
5.1 Objectifs ..... 127
5.2 PrÉsentation du site d'Étude ..... 127
5.3 GÉomÉtrie de l'aquifÈre À partir du modÉle gÉologique 3D ..... 128
*5.3.1 Cartographie 3D du réseau du Verneau et modèle géologique 3D ..... 128*
*5.3.2 Dimensionnement de la zone saturée ..... 129*
*5.3.3 Ré-évaluation de la taille du bassin d'alimentation ..... 130*
5.4 Fonctionnement hydrogéologique ..... 133
*5.4.1 Bilan hydrologique ..... 133*
*5.4.2 Analyse évènementielle ..... 137*
*5.4.3 Traçages artificiels ..... 140*
5.5 Transferts de l'azote ..... 145
*5.5.1 Analyse annuelle ..... 145*
*5.5.2 Analyse évènementielle ..... 147*
5.6 SynthÈse en vue d'une analyse des principaux hydrosystèmes karstiques du bassin de la Loue ..... 154
**6 Transferts de nutriments au sein des principaux aquifères et du bassin de la Loue ..... 157**
6.1 Objectifs ..... 157
6.2 Approche géochimique : apport des isotopes de l'azote et du bore pour identifier les sources de pollution ..... 157
6.3 Approche spatiale : apport des profils en long ..... 162
6.4 Aproche temporelle (données du réseau QUARSTIC) ..... 165
*6.4.1 Évolution des concentrations ..... 166*
*6.4.2 Flux annuels exportés ..... 175*
*6.4.3 Typologie des périodes hydrologiques pour l'analyse de la saisonnalité des NO3 183*
6.5 Focus sur les sources de la Loue et du Lison ..... 196
*6.5.1 Relations Doubs-Loue et impacts sur les transferts de N et P ..... 196*
*6.5.2 Comparatif des transferts d'azote entre Loue et Lison ..... 205*
**7 Modélisation des transferts d'azote d'origine agricole ..... 211**
7.1 Objectifs ..... 211
7.2 DonnÉes agronomiques aggrégées pour la modélisation BICHE ..... 211

*7.2.1 Les données agricoles d'entrées du modèle BICHE ... 211*
*7.2.2 Occupation du sol ... 212*
*7.2.3 Apports d'azote sur les parcelles agricoles ... 216*
*7.2.4 Disponibilité et absorption d'azote par les plantes ... 222*
*7.2.5 Implémentation dans le modèle ... 223*
7.3 ScÉnarios agricoles ... 224
*7.3.1 Objectifs retenus pour la modélisation de scenarios ... 224*
*7.3.2 Choix de 3 scenarios agricoles ... 225*
7.4 Calage du modÈle ... 226
*7.4.1 Choix des structures du modèle, et stratégie de calage ... 226*
*7.4.2 Choix du pas de temps ... 228*
*7.4.3 Simulation des débits et des concentrations ... 228*
*7.4.4 Simulation des flux annuels à Chenecey-Buillon ... 233*
*7.4.5 Performances du modèle ... 234*
7.5 Analyse des scÉnarios ... 235
*7.5.1 Simulation des concentrations ... 236*
*7.5.2 Impact sur les flux annuels en azote (N-NO3) en excès ... 238*
7.6 Enseignements apportés par la modélisation des transferts de nitrates et le test de scenarios ... 240
**8 Dialogue multi-acteurs ... 241**
8.1 Objectifs ... 241
8.2 Méthodologie ... 241
*8.2.1 Une phase préliminaire d'entretiens individuels ... 241*
*8.2.2 Trois ateliers participatifs ... 242*
8.3 Résultats ... 243
*8.3.1 Diversité des perceptions (entretiens préliminaires) ... 243*
*8.3.2 Compréhension partagée des causes et conséquences de la dégradation des rivières comtoises (atelier 1) ... 245*
*8.3.3 Identification des pratiques agricoles à risque et premières pistes d'action (atelier 2) 247*
*8.3.4 S'accorder sur des pistes d'action, affiner leur mise en œuvre (atelier 3) ... 249*
**9 Synthèse générale et leviers d'actions ... 253**
9.1 Synthèse sur les transferts de nutriments en milieu karstique ... 254
*9.1.1 Schémas conceptuels des transferts ... 254*
*9.1.2 Schéma conceptuel de l'impact des pratiques agricoles sur le transfert des nitrates 257*
*9.1.3 Zones contributives à la pollution des eaux de la Loue et perspectives identifiées pour le territoire ... 259*
9.2 Eléments clefs du projet NUTRI-Karst ... 260
9.3 Leviers d'actions à mobiliser pour réduire l'impact des activités anthropiques sur la qualité des eaux ... 265
*9.3.1 Limiter les transferts ... 265*
*9.3.2 Réduire les rejets issus de l'assainissement collectif (focus sur le bassin de la Loue) 266*
*9.3.3 Optimiser les pratiques agricoles ... 269*
**10 Conclusion ... 277**

10.1 Principaux enseignements ..... 277
10.2 La vulnérabilité du milieu karstique et les effets du changement climatique ..... 278
10.3 Le sol, une source majeure de nitrates ..... 279
10.4 L'intérêt d'une agriculture basée sur les prairies et qui valorise ses effluents ..... 280
**11 Bibliographie ..... 283**

# Liste des figures

Figure 1 : Schéma hydrogéo-morphologique des bassins karstiques du massif du Jura (Bichet et Campy, 2008). 25

Figure 2 : Bassin de la Loue à Chenecey-Buillon (contour noir) sur fond MNT (BD Alti 50m) ; ●sources, ▼pertes. 30

Figure 3 : Localisation du bassin de la Loue dans le contexte alpin et jurassien (d'après Bichet et Campy, 2008). 31

Figure 4 - Reculée de la Loue et profils schématiques au niveau des tronçons traversés par la Loue (Bichet et Campy, 2008) 32

Figure 5 - Série stratigraphique caractéristique du Massif du Jura (Chauve, 2006) et localisation des principaux aquifères et aquicludes du bassin Loue-Lison (Charlier et al., 2014) 34

*Figure 6 – Typologie des échanges Karst-Rivière appliquée aux tronçons de la Loue, intégrant en tireté rouge les zones de pertes-résurgence et inversac sur fond de carte géologique 1/50000 (BRGM) et MNT 50m (IGN) ; les principales sources sont représentées avec un cercle bleu.*.. 36

*Figure 7 – Schéma didactique des aquifères reconnus sur le bassin de la Loue, et des interactions entre le karst et les cours d'eau principaux.* 37

Figure 8 – Bilan des apports totaux en N et en P (t/an) avec indication des exports (cercle rouge) pour N par sous-bassin ; les apports des 2 bassins du Doubs à Goumois et Mathay ne portent que sur la partie française 39

Figure 9 : Tendance sur l'ensemble des valeurs moyennes de concentrations en NO3 à Chenecey-Buillon (à gauche), et tendances avant et après l'année sèche de 2003 (à droite) ; la droite représente la pente de Sen (s) ; l'année caniculaire de 2003 qui amène des concentrations exceptionnelles est écartée de l'analyse (à droite). 40

Figure 10 – ACP sur les variables physiographiques, agricoles (variables actives) et de qualité des eaux (variables additionnelles) agrégées à l'échelle des bassins intermédiaires du massif du Jura 41

Figure 11 : Relation entre débit minimal en début de cycle hydrologique et pic de nitrate lors des crues de reprise sur la Loue à Chenecey-Buillon. 41

Figure 12 : Bassin de la Loue à Chenecey-Buillon et sous-bassins du réseau QUARSTIC (contour rouge), et bassin du Verneau (contour noir) sur fond MNT (BD Alti 50m) ; ●sources, ▼pertes. 43

Figure 13 : situation du site expérimental de Montmahoux sur fonds de carte IGN et photographiques. 45

Figure 14 : description et photographies réalisées lors de l'installation des lysimètres en mars 2019 à Montmahoux. 45

Figure 15 : Carte de localisation des suivis physico-chimiques au sein du site pilote de l'hydrosystème du Verneau (Q : débit, EC : conductivité électrique, P : pression) 46

Figure 16 : Localisation des données présentées pour les 5 stations QUARSTIC (Charlier et al., 2018). 48

Figure 17 : Composantes du bilan hydrologique de l'hydrosystème karstique du Verneau (Q : débit, P : pluie, E = Evapotranspiration), différenciant les modalités de recharge localisée issue des marnes et diffuse sur le calcaire. 49

Figure 18 : Comparaison de la recharge mensuelle estimée par les volumes d'eau des lysimètres en sols profonds (SP, i.e. 50 cm de profondeur) et par la moyenne des 3 modèles de recharge. 50

Figure 19 : Exemple d'une chronique de pertes du Doubs calculées à partir du différentiel entre les 3 stations hydrométriques (Cluse et Mijoux + Vuillecin – Ville du Pont) ; les 2 courbes rose et bordeaux fournissent une incertitude sur les valeurs de pertes théoriques en périodes de crue ..... 52

Figure 20 : Exemple de calcul d'évolution du bruit de fond sur un traçage réalisé sur le Verneau, avec les signaux bruts (graphique du haut) et les concentrations calculées en ppb (graphique du bas). ..... 53

Figure 21 : Structure du modèle BICHE (Surdyk et al., 2021) ..... 57

Figure 22 : schéma du cycle de l'azote à l'échelle de la parcelle agricole, selon UNIFA. ..... 60

Figure 23 : rendements cumulés en T MS/ha par année et par modalité de fertilisation au cours des 5 années de suivi. ..... 64

Figure 24 : rendements moyens en T MS/ha sur les 5 années de suivi du site expérimental de Montmahoux entre 2019 et 2023. ..... 64

Figure 25 : azote cumulé absorbé, plantes entières, en kg N/ha par année et par modalité de fertilisation au cours des 5 années de suivi. ..... 65

Figure 26 : efficacité de l'azote apporté exprimé en surplux de rendement en kg MS par kg azote épandu en moyenne sur 5 ans selon les 4 modalités fertilisées à Montmahoux entre 2019 et 2023. ..... 69

Figure 27 : coefficient apparent d'utilisation de l'azote en % des modalités de fertilisation du site de Montmahoux qui ont reçu des effluents ou des engrais minéraux. ..... 69

Figure 28 : reliquats azotés en kg N-NO3+N-NH4 mesurés en entrée et en sortie d'hiver dans les parcelles agricoles du bassin versant de Plaisir Fontaine entre l'automne 2011 et la sortie d'hiver 2015. ..... 73

Figure 29 : reliquats moyens azotés (N-NO3 + N-NH4) par modalité de fertilisation et par horizon en kg N/ha sur le site de Montmahoux entre avril 2019 et février 2023. ..... 74

Figure 30 : représentation en boîte à moustache des reliquats azotés en kg N/ha (N-NO3 + N-NH4 de 0 à 60 cm) mesurés dans les quatre modalités en sol profond d'avril 2019 à février 2023. Les chiffres correspondent à la médiane. La probabilité d'égalité de la variance = 0,0036. ..... 75

Figure 31 : représentation en boîte à moustache des reliquats azotés en kg N/ha (N-NO3 + N-NH4 de 0 à 30 cm) mesurés d'avril 2019 à février 2023. Les chiffres correspondent à la médiane. La probabilité d'égalité de la variance = 0,00078. ..... 76

Figure 32 : évolution des reliquats azotés (N-NO3 + N-NH4) en kg/ha sur 60 cm de profondeur dans la modalité Témoin non fertilisé, d'avril 2019 à février 2024. ..... 77

Figure 33 : évolution des reliquats azotés (N-NO3 + N-NH4) en kg/ha sur 60 cm de profondeur dans la modalité Agriculteur en sol profond, d'avril 2019 à février 2024. ..... 78

Figure 34 : évolution des reliquats azotés (N-NO3 + N-NH4) en kg/ha sur 30 cm de profondeur dans la modalité Agriculteur en sol superficiel, d'avril 2019 à février 2024. ..... 79

Figure 35 : évolution des reliquats azotés (N-NO3 + N-NH4) en kg/ha sur 60 cm de profondeur dans la modalité Fumier, d'avril 2019 à février 2024. ..... 80

Figure 36 : évolution des reliquats azotés (N-NO3 + N-NH4) en kg/ha sur 60 cm de profondeur dans la modalité Purin, d'avril 2019 à février 2024. ..... 81

Figure 37 : écart de reliquat azoté en kg/ha entre deux prélèvements d'avril 2019 à février 2023 dans la modalité Témoin non fertilisé. Les valeurs positives correspondent à une augmentation du reliquat et les valeurs négatives à une diminution du reliquat. Les traits verticaux pointillés

bleus correspondent aux cycles hydrologiques, les flèches verticales vertes en bas du graphique à l'azote absorbé par la prairie à chaque coupe (en kg N/ha ou NR si la troisième coupe n'a pas été récoltée), la frise bleue en bas au drainage en mm mesuré dans les lysimètres entre deux dates. L'intensité de la couleur bleue correspond à l'intensité du drainage. ..... 82

Figure 38 : écart de reliquat azoté en kg/ha entre deux prélèvements d'avril 2019 à février 2023 dans la modalité Agriculteur en sol profond. Les valeurs positives correspondent à une augmentation du reliquat et les valeurs négatives à une diminution du reliquat. Les traits verticaux pointillés bleus correspondent aux cycles hydrologiques, les flèches verticales en haut du graphique correspondent aux apports de fertilisants, les flèches verticales vertes en bas du graphique à l'azote absorbé par la prairie à chaque coupe (en kg N/ha ou NR si la troisième coupe n'a pas été récoltée), la frise bleue en bas au drainage en mm mesuré dans les lysimètres entre deux dates. L'intensité de la couleur bleue correspond à l'intensité du drainage. ..... 83

Figure 39 : écart de reliquat azoté en kg/ha entre deux prélèvements d'avril 2019 à février 2023 dans la modalité Agriculteur en sol superficiel. Les valeurs positives correspondent à une augmentation du reliquat et les valeurs négatives à une diminution du reliquat. Les traits verticaux pointillés bleus correspondent aux cycles hydrologiques, les flèches verticales en haut du graphique correspondent aux apports de fertilisants, les flèches verticales vertes en bas du graphique à l'azote absorbé par la prairie à chaque coupe (en kg N/ha ou NR si la troisième coupe n'a pas été récoltée), la frise bleue en bas au drainage en mm mesuré dans les lysimètres entre deux dates. L'intensité de la couleur bleue correspond à l'intensité du drainage. ..... 84

Figure 40 : écart de reliquat azoté en kg/ha entre deux prélèvements d'avril 2019 à février 2023 dans la modalité Fumier. Les valeurs positives correspondent à une augmentation du reliquat et les valeurs négatives à une diminution du reliquat. Les traits verticaux pointillés bleus correspondent aux cycles hydrologiques, les flèches verticales en haut du graphique correspondent aux apports de fertilisants, les flèches verticales vertes en bas du graphique à l'azote absorbé par la prairie à chaque coupe (en kg N/ha ou NR si la troisième coupe n'a pas été récoltée), la frise bleue en bas au drainage en mm mesuré dans les lysimètres entre deux dates. L'intensité de la couleur bleue correspond à l'intensité du drainage. ..... 85

Figure 41 : écart de reliquat azoté en kg/ha entre deux prélèvements d'avril 2019 à février 2023 dans la modalité Purin. Les valeurs positives correspondent à une augmentation du reliquat et les valeurs négatives à une diminution du reliquat. Les traits verticaux pointillés bleus correspondent aux cycles hydrologiques, les flèches verticales en haut du graphique correspondent aux apports de fertilisants, les flèches verticales vertes en bas du graphique à l'azote absorbé par la prairie à chaque coupe (en kg N/ha ou NR si la troisième coupe n'a pas été récoltée), la frise bleue en bas au drainage en mm mesuré dans les lysimètres entre deux dates. L'intensité de la couleur bleue correspond à l'intensité du drainage. ..... 86

Figure 42 : Cumul des précipitations mensuelles et température moyenne mensuelle sur le site de Montmahoux ..... 88

Figure 43 : volume d'eau drainé par campagne hydrologique et par lysimètre exprimé en % du lysimètre ayant le plus coulé chaque mois (cumul sur le cycle hydrologique). ..... 91

Figure 44 : concentrations en Azote Kjeldahl de la modalité Témoin non fertilisé d'octobre 2019 à avril 2024. En jaune, la période d'arrêt d'écoulement des trois lysimètres et en rose la période qui a suivi le remplacement des lysimètres. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis. La flèche rouge indique le remplacement des trois lysimètres. ..... 96

Figure 45 : concentrations en Azote Kjeldahl de la modalité Agriculteur en sol profond d'octobre 2019 à avril 2024. Les flèches verticales permettent de visualiser les apports de fertilisants organiques et d'engrais de synthèse, avec la quantité d'azote épandue. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis. ..... 96

Figure 46 : concentrations en Azote Kjeldahl de la modalité Agriculteur en sol superficiel d'octobre 2019 à avril 2024. Les flèches verticales permettent de visualiser les apports de fertilisants organiques et d'engrais de synthèse, avec la quantité d'azote épandue. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis. En jaune, la période d'arrêt d'écoulement des trois lysimètres et en rose la période qui a suivi le remplacement des lysimètres. La flèche rouge indique le remplacement des trois lysimètres. ..... 97

Figure 47 : concentrations en Azote Kjeldahl de la modalité Fumier d'octobre 2019 à avril 2024. Les flèches verticales permettent de visualiser les apports du fumier, avec la quantité d'azote épandue. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis. ..... 97

Figure 48 : concentrations en Azote Kjeldahl de la modalité Purin d'octobre 2019 à avril 2024. Les flèches verticales permettent de visualiser les apports de purin, avec la quantité d'azote épandue. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis. ..... 98

Figure 49 : concentrations en ammonium de la modalité Témoin non fertilisé d'octobre 2019 à avril 2024. En jaune, la période d'arrêt d'écoulement des trois lysimètres et en rose la période qui a suivi le remplacement des lysimètres. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis. La flèche rouge indique le remplacement des trois lysimètres. ..... 99

Figure 50 : concentrations en ammonium de la modalité Agriculteur en sol profond d'octobre 2019 à avril 2024. Les flèches verticales permettent de visualiser les apports de fertilisants organiques et d'engrais de synthèse, avec la quantité d'azote épandue. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis. ..... 99

Figure 51 : concentrations en ammonium de la modalité Agriculteur en sol superficiel d'octobre 2019 à avril 2024. Les flèches verticales permettent de visualiser les apports de fertilisants organiques et d'engrais de synthèse, avec la quantité d'azote épandue. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis. En jaune, la période d'arrêt d'écoulement des trois lysimètres et en rose la période qui a suivi le remplacement des lysimètres. La flèche rouge indique le remplacement des trois lysimètres. ..... 100

Figure 52 : concentrations en ammonium de la modalité Fumier d'octobre 2019 à avril 2024. Les flèches verticales permettent de visualiser les apports du fumier, avec la quantité d'azote épandue. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis. ..... 100

Figure 53 : concentrations en ammonium de la modalité Purin d'octobre 2019 à avril 2024. Les flèches verticales permettent de visualiser les apports de purin, avec la quantité d'azote épandue. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis. ..... 101

Figure 54 : évolution des concentrations en nitrates (mg NO3/l) de la modalité Témoin non fertilisé avec le volume d'eau drainé par les lysimètres au cours des 5 cycles hydrologiques en mm et en % du drainage maximum des 5 modalités de fertilisation par cycle. En jaune, la période d'arrêt d'écoulement des trois lysimètres et en rose la période qui a suivi le remplacement des lysimètres. ..... 102

Figure 55 : évolution des concentrations en nitrates (mg NO3/l) de la modalité Agriculteur en sol profond avec les apports de fertilisants minéraux et organiques ainsi que le volume d'eau drainé par les lysimètres au cours des 5 cycles hydrologiques en mm et en % du drainage maximum des 5 modalités de fertilisation par cycle. ..... 103

Figure 56 : évolution des concentrations en nitrates (mg NO3/l) de la modalité Agriculteur en sol superficiel avec les apports de fertilisants minéraux et organiques ainsi que le volume d'eau

drainé par les lysimètres au cours des 5 cycles hydrologiques en mm et en % du drainage maximum des 5 modalités de fertilisation par cycle. En jaune, la période d'arrêt d'écoulement des trois lysimètres et en rose la période qui a suivi le remplacement des lysimètres. ..... 104

Figure 57 : évolution des concentrations en nitrates (mg NO3/l) de la modalité Fumier avec les apports de fumier, ainsi que le volume d'eau drainé par les lysimètres au cours des 5 cycles hydrologiques en mm et en % du drainage maximum des 5 modalités de fertilisation par cycle. ..... 105

Figure 58 : évolution des concentrations en nitrates (mg NO3/l) de la modalité Purin avec les apports de purin ou de lisier, ainsi que le volume d'eau drainé par les lysimètres au cours des 5 cycles hydrologiques en mm et en % du drainage maximum des 5 modalités de fertilisation par cycle. ..... 106

Figure 59 : représentation en boîte à moustache des concentrations en nitrates (mg nitrates/litre) mesurées dans les cinq modalités de fertilisation pour les cycles hydrologiques 2019-2020 et 2023-2024. ..... 107

Figure 60 : concentrations en phosphore total (mg/l) de la modalité Témoin non fertilisé d'octobre 2019 à avril 2024. En jaune, la période d'arrêt d'écoulement des trois lysimètres et en rose la période qui a suivi le remplacement des lysimètres. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis. La flèche rouge indique le remplacement des trois lysimètres. ..... 109

Figure 61 : concentrations en phosphore total (mg/l) de la modalité Agriculteur en sol profond avec les apports de fertilisants minéraux et organiques ainsi que la quantité de phosphore épandue. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis. ..... 110

Figure 62 : concentrations en phosphore total (mg/l) de la modalité Agriculteur en sol superficiel avec les apports de fertilisants minéraux et organiques ainsi que la quantité de phosphore épandue. En jaune, la période d'arrêt d'écoulement des trois lysimètres et en rose la période qui a suivi le remplacement des lysimètres. La flèche rouge indique le remplacement des trois lysimètres. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis. ..... 110

Figure 63 : concentrations en phosphore total (mg/l) de la modalité Fumier avec les apports de fumier ainsi que la quantité de phosphore épandue. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis. ..... 111

Figure 64 : concentrations en phosphore total (mg/l) de la modalité Fumier avec les apports de purin ainsi que la quantité de phosphore épandue. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis. ..... 112

Figure 65 : concentrations en carbone organique total de la modalité Témoin non fertilisé d'octobre 2019 à avril 2024. En jaune, la période d'arrêt d'écoulement des trois lysimètres et en rose la période qui a suivi le remplacement des lysimètres. La flèche rouge indique le remplacement des trois lysimètres. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis. ..... 113

Figure 66 : concentrations en carbone organique total de la modalité Agriculteur en sol profond avec les apports de fertilisants organiques. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis. ..... 114

Figure 67 : concentrations en carbone organique total de la modalité Agriculteur en sol superficiel avec les apports de fertilisants organiques. En jaune, la période d'arrêt d'écoulement des trois lysimètres et en rose la période qui a suivi le remplacement des lysimètres. La flèche rouge

indique le remplacement des trois lysimètres. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis..... 114

Figure 68 : concentrations en carbone organique total de la modalité Fumier avec les apports de fumier. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis. ..... 115

Figure 69 : concentrations en carbone organique total de la modalité Purin avec les apports de purin. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis. ..... 116

Figure 70 : dynamique de lessivage de l'azote en kg N-NO3/ha au cours du cycle hydrologique 2019-2020 pour les 5 modalités de fertilisation du site de Montmahoux. ..... 121

Figure 71 : dynamique de lessivage de l'azote en kg N-NO3/ha au cours du cycle hydrologique 2020-2021 pour les 4 modalités de fertilisation du site de Montmahoux. ..... 121

Figure 72 : dynamique de lessivage de l'azote en kg N-NO3/ha au cours du cycle hydrologique 2021-2022 pour les 3 modalités de fertilisation disponibles du site de Montmahoux. ..... 122

Figure 73 : dynamique de lessivage de l'azote en kg N-NO3/ha au cours du cycle hydrologique 2022-2023 selon les 5 modalités de fertilisation du site de Montmahoux..... 123

Figure 74 : dynamique de lessivage de l'azote en kg N-NO3/ha au cours du cycle hydrologique partiel septembre 2023 à avril 2024 pour les 5 modalités de fertilisation du site de Montmahoux. ..... 124

Figure 75 : estimation de l'azote lixivié en pourcent de l'azote apporté ou en pourcent du total de l'azote apporté et de l'azote fourni par le sol, en moyenne sur 4 années pour les modalités Agriculteur en sol profond, Fumier et Purin..... 126

Figure 76 : Carte des sous-bassins du bassin d'alimentation de l'aquifère du Verneau (fond LIDAR). ..... 128

Figure 77 : Numérisation en 3D du réseau karstique du Verneau à l'aide de l'outil Qgis2threejs (https://plugins.qgis.org/plugins/Qgis2threejs/); ..... 129

Figure 78 : Modèle géologique (à gauche ; cf. légende des formations en Figure 80) et zone saturée (en bleu) calculée à partir de la géométrie des aquicludes ..... 130

Figure 79 : Carte de la nouvelle zone d'alimentation du Verneau et de la zone saturée ; les traits de coupes font référence à la Figure 80 ; les points de couleur rose représentent les limites de la zone d'alimentation déterminées à partir des coupes géologiques. ..... 131

Figure 80 : Coupes du bassin du Verneau illustrant l'étendue de la zone saturée ; les traits verticaux roses indiquent les bordures du bassin d'alimentation matérialisées par un point rose sur la carte de la Figure 79. ..... 132

Figure 81 : IGF annuels estimés à partir de 4 surfaces de bassin d'alimentation : limites maximales et minimales à partir du modèle hydrogéologique 3D, une valeur moyenne et la valeur optimisée pour boucler le bilan avec IGF = 0 ; comparaison avec les données pluviométriques et de débits annuels (en bas). ..... 134

Figure 82 : Bilan mensuel de la source du Verneau différenciant les 2 types de recharge diffuse R et localisée L (via les pertes) sur les 3 années 2020 à 2023 ; R est estimée i) à partir des suivis lysimétriques en sélectionnant le lysimètre produisant le plus d'écoulement (Rmax - en haut), et ii) à partir de la moyenne de 3 modèles de recharge (Rmod - en bas) ; les écoulements en mm sont indiqués pour une surface de bassin d'alimentation de 13 km², correspondant à l'optimisation de la surface pour supprimer les IGF (bilan bouclé sans pertes ni apports). ..... 136

Figure 83 : Relations Pluie-Débit à la source du Verneau ; avec le débit total Q (à gauche) et le débit de crue $Q_S$ (à droite) ; les cercles indiquant les crues monopics et les carrés les multipics. Les incertitudes intègrent la variabilité du bassin d'alimentation hydrogéologique (entre 14 et 17 km²)..... 137

Figure 84 : Coefficient de ruissellement $Q_S/P$ en fonction de P à la source du Verneau. ..... 138

Figure 85 : Relations Débit des pertes -Débit à la source du Verneau ; avec le débit total (à gauche) et le débit de crue (à droite)..... 139

Figure 86 : Rapport des volumes de crue des pertes sur celui de la source $L_S$ / $Q_S$ (échelle log) en fonction de P au Verneau. ..... 139

Figure 87: Comparaison des temps de transit et des vitesses des traceurs (temps modal Tmod et Vitesse modale Vmod du Tableau 22)..... 142

Figure 88: Comparaison des taux de restitution calculés selon la moyenne des débits $Q_m$ calculés pour chaque restitution..... 143

Figure 89 : Chroniques hydrologiques (Pluie et débit) et physico-chimiques (conductivité électrique et concentrations en nitrate) à la source du Verneau ; les périodes d'étiages estivaux et de crues de reprise sont respectivement en vert et orange..... 146

Figure 90 : Corrélogrammes croisés entre la pluie en entrée et les 3 variables de débit Q, NO3 et conductivité électrique EC. ..... 147

Figure 91 : Exemple de crues lors d'une période de reprise (à gauche) et d'une crue en période de hautes eaux (à droite)..... 148

Figure 92 : Pic de NO3 (NO3x) en fonction du pic de crue (Qx) ; le dégradé de couleur illustre l'état hydrique initial (Qini – à gauche) et le temps de résidence (ECini – à droite)..... 149

Figure 93 : Flux de N-NO3 exportés à la source en fonction de la lame d'eau écoulée ; le dégradé de couleur illustre l'état hydrique initial (Qini – à gauche) et le temps de résidence (ECini – à droite)..... 149

Figure 94 : Résultats de la méthode EMMA appliquée à la source du Verneau aux crues de reprise et aux crues de hautes eaux selon la paramétrisation présentée en Tableau 24 (graphe du haut : contributions en valeur absolue (exprimées en lame d'eau (mm) de la source ; graphe du bas : contribution respective de chaque pôle)..... 151

Figure 95 : Schéma conceptuel de l'origine de l'eau mobilisée lors des crues à la source du Verneau pour les 3 périodes de basses eaux, de crues de reprise et de hautes eaux. Les séries temporelles de pluie, débit et nitrate sont celles du cycle hydrologique 2022-2023 ..... 152

Figure 96 : Évolution des teneurs en nitrates des principales sources échantillonnées depuis septembre 2020. La localisation des campagnes de basses et moyenne-hautes eaux est reportée ainsi que l'évolution du débit de la source de la Loue afin de replacer le contexte d'évolution hydrogéologique..... 159

Figure 97 : Gamme des valeurs du $\delta^{15}N$ et $\delta^{18}O$ des nitrates des divers sources d'azote et report des signatures mesurées dans les eaux souterraines et les lysimètres. [1] : Nitrate atmosphérique, [2] Nitrate engrais type NPK, [3] Nitrate issu d'engrais à base de NH4, [4] Nitrate issu d'engrais organiques et eaux usées domestiques, [5] Nitrate issu de la décomposition et la minéralisation de la matière organique des sols, [d3] valeurs théoriques de la signature $\delta^{18}O_{NO3}$ lors de la nitrification (dans l'exemple, la signature isotopique ($\delta^{18}O$) de l'eau est supposée égale à -9‰), [d1,d2] droites d'évolutions théoriques attendues des signatures isotopiques des eaux lorsque se produit le processus de dénitrification. (Modifié d'après Kendall et al, 2007)..... 160

Figure 98 : Évolution de la signature isotopique du bore ($\delta^{11}$B) des eaux de la Loue en fonction de la signature isotopique de l'azote des nitrates ($\delta^{15}$N). Les gammes des valeurs du $\delta^{11}$B et du $\delta^{15}$N des nitrates des divers sources d'azote est reportées : [1] Signature de la pluie, [2] Nitrate engrais type NPK, [3] signature des eaux usées (STEP/fosses septiques), [4] signature des sources organiques. (Les points labellisés par des numéros sont issus de la littérature)..... 161

Figure 99 : Évolution de la signature isotopique du bore ($\delta^{11}$B) des eaux des sources du Lison, du Verneau et du Maine en fonction de la signature isotopique de l'azote des nitrates ($\delta^{15}$N). Les gammes des valeurs du $\delta^{11}$B et du $\delta^{15}$N des nitrates des divers sources d'azote est reportées : [1] Signature de la pluie, [2] Nitrate engrais type NPK, [3] signature des eaux usées (STEP/fosses septiques), [4] signature des sources organiques. ..... 162

Figure 100 : Profil en long de la Loue depuis sa source jusqu'à Chenecey-Buillon pour la conductivité électrique (orange) et les teneurs en nitrates (vert) mesurés dans l'eau en juin 2021, ainsi que la thermie (données IRT – Sciemabio) en juillet 2023 ; les carrés représentent les valeurs pour les principales arrivées d'eau accessibles depuis le cours d'eau. ..... 163

Figure 101 : Profil en long de la Loue depuis sa source jusqu'à Chenecey-Buillon pour la conductivité électrique (bleu) et les teneurs en nitrates (vert) mesurés dans l'eau en octobre 2022 ; les carrés représentent les valeurs pour les principales arrivées d'eau accessibles depuis le cours d'eau. ..... 164

Figure 102 : Évolution de la concentration en NO3 et des flux d'azote des nitrates N-NO3 pour les 5 stations du réseau QUARSTIC ..... 169

Figure 103 : Évolution de la concentration en NTK et des flux d'azote total Kjeldahl pour les 5 stations du réseau QUARSTIC ..... 170

Figure 104 : Évolution de la concentration en PO4 et des flux en phosphore des phosphates P-PO4 pour les 5 stations du réseau QUARSTIC ..... 171

Figure 105 : Évolution de la concentration en Ptot et des flux en phosphore total pour les 5 stations du réseau QUARSTIC ..... 172

Figure 106 : Évolution de NO3, NTK et Ptot de 2015 à 2018. ..... 173

Figure 107 : Évolution de NO3, NTK et Ptot de 2015 à 2018 – données de concentration en échelle Log. ..... 174

Figure 108 : Comparaison des concentrations en NTK et Ptot sur les 5 stations du réseau QUARSTIC – les mêmes données sont représentées en échelle linéaire (à gauche) et en échelle log-log (à droite) ..... 175

Figure 109 : Carte des flux d'azote (N-NO3) sur les sous-bassins de la Loue pour les cycles hydrologiques 2016-2017 à 2020-202 ; les 3 groupes de cartes A), B), C) illustrent les différents découpages selon la disponibilité des données ; les flux annuels sont exprimés par unité de surface en kg(N-NO3)/ha/an..... 178

Figure 110 : Flux de N-NO3 en fonction du débit moyen annuel écoulé, exprimé en valeur absolue (en haut) et en débit spécifique (en bas) ..... 179

Figure 111 : Comparaison des flux annuels de NTK et de N-NO3 ..... 180

Figure 112 : Carte des flux de phosphore total (Ptot) sur les sous-bassins de la Loue pour les cycles hydrologiques 2016-2017, 2017-2018 et 20222-2023 ; les 3 groupes de cartes A), B), C illustrent les différents découpages selon la disponibilité des données ; les flux annuels sont exprimés par unité de surface en kg(P)/ha/an. Les cycles 2019 à 2022 ne sont pas quantifiables du fait d'une invalidité des données. ..... 182

Figure 113 : Flux de Ptot en fonction du débit moyen annuel écoulé, exprimé en valeur absolue (en haut) et en débit spécifique (en bas) ..... 183

Figure 114 : Cycles hydrologiques, et chroniques physico-chimiques (Cond. Electrique), de la concentration en NO3 et des flux d'azote des nitrates N- NO3 pour les 5 stations du réseau QUARSTIC ; les périodes d'étiages estivaux et de crues de reprise sont respectivement en vert et orange ; les 2 lignes verticales tiretés rouge en nov. 2020 et sept. 2022 indiquent les dates de prélèvements pour datation des eaux..... 191

Figure 115 : Cycle 2003-2004 à Chenecey-Buillon à partir des données de la Ville de Besançon (données bi- à tri-hebdomadaires) ; périodes d'étiage en vert, de reprise en orange et de hautes eaux en blanc. ..... 194

Figure 116 : Comparaison des flux journaliers d'azote et de phosphore entre les pertes du Doubs et la source de la Loue ; les périodes de reprise sont différenciées en rouge, la droite en tireté est la droite y = x. ..... 198

Figure 117 : Cycles hydrologiques, et chroniques des pertes du Doubs simulés, de la concentration en NO3 ou de Ptot et des flux d'azote ou de phosphore associés entre 2016 et 2019. ..... 204

Figure 118 : Relation NO3 vs conductivité électrique pour les étiages aux sources de la Loue et du Lison. ..... 205

Figure 119 : Cycles hydrologiques, et chroniques physico-chimiques (Cond. Electrique), de la concentration en NO3 et des flux d'azote des nitrates N- NO3 pour les sources de la Loue (bleu) et du Lison (vert) ; les périodes d'étiages estivaux et de crues de reprise sont respectivement en vert et orange. ..... 208

Figure 120 : Localisation des 4 sous-bassins versant de la Loue (en rouge) et des 6 cantons administratifs. ..... 212

Figure 121 : Évolution de l'occupation du sol par sous-bassins du réseau QUARSTIC ; deux niveaux de fertilisation (« ferti plus » et « ferti moins ») ont été considérés en fonction de la répartition des profondeurs de sol qui influencent le potentiel de rendement et donc le niveau de fertilisation appliqué par les éleveurs. ..... 215

Figure 122 : Évolution des quantités totales d'azote (tonnes) issues du cheptel bovin de 2000 à 2022 dans les 4 sous-bassins versant de la Loue. ..... 217

Figure 123 : Évolution des apports d'azote dans le sous-bassin versant de la source de la Loue entre 2000 et 2022 en kg N/ha SAU. ..... 219

Figure 124 : Évolution des apports d'azote dans le sous-bassin versant de la source du Lison entre 2000 et 2022 en kg N/ha SAU. ..... 219

Figure 125 : Évolution des apports d'azote dans le sous-bassin versant de la Loue à Vuillafans entre 2000 et 2022 en kg N/ha SAU. ..... 220

Figure 126 : Évolution des apports d'azote dans le sous-bassin versant de la Loue à Chenecey entre 2000 et 2022 en kg N/ha SAU. ..... 220

Figure 127 : simulations de NO3 sur la Loue à Chenecey-Buillon au pas de temps journalier (courbe rouge) et décadaire (courbe noire), en regard des observations (points gris) ..... 228

Figure 128 : Simulation des débits et des concentrations en NO3 à l'aide du modèle BICHE appliqué à la station de la Loue à Ouhans (source de la Loue). ..... 229

Figure 129 : Simulation des débits et des concentrations en NO3 à l'aide du modèle BICHE appliqué à la station du Lison à Nans (source du Lison). ..... 230

Figure 130 : Simulation des débits et des concentrations en NO3 à l'aide du modèle BICHE appliqué à la station de la Loue à Vuillafans. ..... 231

Figure 131 : Simulation des débits et des concentrations en NO3 à l'aide du modèle BICHE appliqué à la station de la Loue à Chenecey. ..... 232

Figure 132 : Simulation des débits et des concentrations en NO3 à l'aide du modèle BICHE appliqué à la station de la Loue à Chenecey ; zoom sur les cycles hydrologiques 2017-2021. ..... 233

Figure 133 : Flux annuels observés et simulés à Chenecey-Buillon ; la chronique des flux à Chenecey retenue est la courbe rouge issue de la moyenne des simulations à partir d'une RU optimisée à 24 mm et d'une RU fixée à 100 mm ; le débit moyen (histogrammes) renseigne sur les années sèches et humides. ..... 234

Figure 134 : Critères de performance ($R^2$ en haut, et Nash and Sutcliffe Efficiency NSE en bas) sur les débits Q, les concentrations en NO3 et sur les flux de nitrates issus des simulations BICHE sur les 4 stations de la Loue. Les simulations à l'aide d'une RU optimisée sont représentées en traits pleins, et celles à l'aide d'une RU fixée à 100 mm sont représentés en tiretés ..... 235

Figure 135 : Chroniques des concentrations simulées par les 3 scenarios, en regard des concentrations observées et simulées (calage – courbe rouge) ; en haut, totalité de la chronique, en bas zoom sur 3 cycles hydrologiques. ..... 237

Figure 136 : Distribution des concentrations simulées par les 3 scenarios, en regard de celles des concentrations observées et simulées (calage – courbe rouge). ..... 238

Figure 137 : Flux annuels des 3 scenarios comparés aux flux observés et simulés (calage – courbe rouge) ; la figure du haut représente les flux totaux et celle du bas les flux d'origine anthropique, correspondant aux flux totaux auxquels ont été retranchés les flux issus du bruit de fond naturel (matérialisé par une concentration seuil en NO3 de 2.5 mg/L). ..... 239

Figure 138 : Schéma de synthèse de l'arbre à problèmes, à l'issu de l'exercice en sous-groupes pendant l'atelier ..... 246

Figure 139 : Pollution diffuse – cas des nitrates ; schémas conceptuels des transferts et des processus dans les compartiments sol, zone d'infiltration (ZI), zone noyée (ZN) et à l'exutoire (sources et rivières) pour les différentes conditions hydrologiques ..... 255

Figure 140 : Pollution localisée – cas du phosphore ; schémas conceptuels des transferts et des processus dans les compartiments sol, zone d'infiltration (ZI), zone noyée (ZN) et à l'exutoire (sources et rivières) pour les 2 cas avec rejets ou absence de rejet dans les eaux de surface qui se perdent dans le karst ..... 256

Figure 141 : Schéma conceptuel de l'impact des transferts saisonniers d'azote dans les aquifères et bassins karstiques, mettant en évidence la variabilité des temps de transfert en fonction des conditions hydrologiques ; la taille des flèches symbolise l'importance des flux qui sont plus importants pour la composante rapide. Notons que les pratiques agricoles impactent principalement la composante rapide des écoulements ; il n'y a donc pas d'action possible à court terme pour limiter les concentrations de la composante lente (qui diminueront progressivement si des mesures de réduction des apports sont engagées sur le long terme) ..... 258

Figure 142 : Zones contributives à la contamination des eaux par les nitrates, délimitées par secteurs géographiques des plateaux et faisceaux ..... 259

Figure 143 : Carte illustrant le géoréférencement du plan provenant du Verneau souterrain avec une transformation de type linéaire ..... 301

Figure 144 : Carte illustrant le géoréférencement du plan provenant du Verneau souterrain avec une transformation de type TPS ..... 302

Figure 145 : Localisation des coupes géologiques. ..... 304

Figure 146 : Coupes géologiques au niveau des cinq pertes principales du réseau du Verneau (modifié d'après stage Mexler J., 2021). ..... 305

Figure 147 : Pile hydrostratigraphique du modèle. ..... 306

Figure 148 : Log hydrostratigraphique construit à partir des cartes géologiques de Quingey et Salins-les-Bain (BRGM). ..... 307

Figure 149 : Modèle des failles utilisées pour le geomodeller du Verneau ..... 309

Figure 150 : À gauche, carte représentant les traits de coupes de départ (en rouge) et les traits de coupes complémentaires (en bleu) ; à droite, densité des données renseignées pour la modélisation géologique. ..... 310

## Liste des tableaux

Tableau 1 : description des modalités de fertilisation comparées dans les 5 stations lysimétriques situés en sol superficiel (SS : 25 cm de profondeur) ou en sol profond (SP : 50 cm de profondeur). ..... 44

Tableau 2 : Récapitulatif des données temporelles disponibles à différents pas de temps. ..... 47

Tableau 3 : Paramètres et données à renseigner dans le logiciel ESPERE afin de simuler la pluie efficace. ..... 50

Tableau 4 : Paramètres hydrologiques moyens des 2 pertes de Jérusalem et de la Vieille Folle. ..... 51

Tableau 5 : résultats des analyses des effluents d'élevage dans le Doubs sur la période 2011-2024 ..... 61

Tableau 6 : Résultats des analyses d'effluents réalisées à chaque épandage sur le site expérimental de Montmahoux. ..... 62

Tableau 7 : détails des apports de fertilisants sous forme d'engrais minéraux de synthèse et d'effluents d'élevage de 2019 à 2023 : date d'apport, type de produit, apports minéraux en kg/ha et modalité de fertilisation concernée ; notez l'absence d'apports sur le lysimètre 'Témoin'. .... 63

Tableau 8 : rendements moyens, maximum et minimum de prairies en T MS/ha, relevés dans des essais ou dans les statistiques agricoles. ..... 66

Tableau 9 : Coefficients équivalents engrais des effluents d'élevage épandus sur prairies, utilisés dans le département du Doubs. ..... 68

Tableau 10 : teneurs en matière sèche, rendements, teneurs et quantités absorbées en azote, phosphore et potasse et indices de nutrition par modalité de fertilisation en moyenne sur les 5 années d'expérimentation (2019 à 2023) de la première coupe. ..... 71

Tableau 11 : reliquats azotés mesurés le 17 août et le 28 septembre 2020 et différence entre les deux mesures dans les 5 modalités de fertilisation du site de Montmahoux, en kg $N\text{-}N0_3$ + N-NH4 par ha sur 0-60 cm (modalités en sol profond) ou 0-30 cm (modalité Agriculteur en sol superficiel). ..... 81

Tableau 12 : principales données hydrologiques des 5 cycles hydrologiques pour le site expérimental de Montmahoux. ..... 88

Tableau 13 : date de démarrage du drainage selon la profondeur d'installation des lysimètres sur le site expérimental de Montmahoux ..... 89

Tableau 14 : drainage mesuré en mm par mois sur le site expérimental de Montmahoux de septembre 2019 à avril 2024 en utilisant la moyenne des lysimètres opérationnels à chaque mesure. ..... 90

Tableau 15 : drainage cumulé en mm par campagne pour les lysimètres de Montmahoux, en utilisant le lysimètre ayant le plus coulé lors de chaque prélèvement, en comparaison de la pluie efficace calculée par le logiciel ESPERE-BRGM. ..... 91

Tableau 16 : volumes d'eau cumulés drainés en mm par modalité de fertilisation et par cycle hydrologique sur le site de Montmahoux. La flèche rouge représente le remplacement des trois lysimètres d'une même modalité, consécutif à l'arrêt du drainage pour ces trois lysimètres. Le trait noir épais représente le redémarrage de la collecte des eaux drainées après remplacement de ces lysimètres..... 92

Tableau 17 : fréquence des analyses inférieures au seuil de détection du laboratoire pour les trois formes de l'azote et les deux formes du phosphore, selon les 5 modalités de fertilisation, pour les 5 cycles hydrologiques (azote), pour les 4 premiers (phosphore total) et pour le premier cycle (phosphates). ..... 93

Tableau 18 : concentrations moyennes en azote Kjeldahl, ammonium, nitrates, carbone organique total, phosphore total et phosphates en mg/l dans l'eau de drainage des lysimètres de Montmahoux, par modalité de fertilisation et par cycle hydrologique. ..... 94

Tableau 19 : flux cumulés en nitrates (en kg N-NO3/ha) par cycle hydrologique et par modalité de fertilisation, calculé en utilisant les concentrations disponibles et le volume d'eau du lysimètre le plus actif à chaque prélèvement. ..... 118

Tableau 20 : flux cumulés en nitrates (en kg N-NO3/ha) par cycle hydrologique et par modalité de fertilisation, calculé en utilisant les concentrations disponibles et le volume d'eau calculé par la méthode ESPER-BRGM pour une RU de 45 mm ou de 90 mm selon la profondeur de sol.120

Tableau 21 : quantités d'azote moyenne en kg N/ha, calculées dans les différents compartiments du cycle de l'azote où ils ont pu être évaluées, au cours de 4 années (2019, 2020, 2022 et 2023) pour les 5 modalités de fertilisation du site de Montmahoux ; ND = non déterminé car la moyenne n'est pas représentative des 4 années sur lesquelles sont calculées les quantités..... 125

Tableau 22: Tableau de synthèse des résultats des essais de traçages sur le Verneau ave un suivi de restitution à la source du Verneau ; pour chaque multi-traçage de la colonne Id, 'a' indique une injection à la perte de la Vieille Folle avec de l'uranine, et 'b' indique une injection à la perte de Jérusalem avec de la sulforhodamine (en grisé sont indiqués les traçages incomplètement suivis ou perturbés par une crue modifiant fortement le débit écoulé) ..... 141

Tableau 23 : Flux annuels d'azote exportés à la source du Verneau, en différenciant la part des crues et la part des crues de reprise..... 146

Tableau 24 : Définition des 3 pôles pour l'application d'EMMA au Verneau sur les 3 périodes de crues de basses eaux, de reprise et de hautes eaux..... 150

Tableau 25 : Résultats des analyses isotopique $\delta^{15}N_{-NO3}$ ; $\delta^{18}O_{-NO3}$ et $\delta^{11}B$ des eaux lysimétriques et de sources échantillonnées en contexte de crues de reprise -novembre 2020, et en contexte d'étiage (septembre 2022)..... 158

Tableau 26 : Bilan des apports (Cf NUTRI-Karst T1 – Charlier et al., 2022) et exports moyens en azote des nitrates (N-NO3), azote Kjeldahl (NTK) et azote total (Ntot) par sous-bassins ; l'indice N_retention exprime la capacité du bassin à retenir les apports ..... 176

Tableau 27 : Bilan des apports (Cf NUTRI-Karst T1 – Charlier et al., 2022) et exports moyens en phosphore total Ptot par sous-bassins ; l'indice P_retention exprime la capacité du bassin à retenir les apports..... 180

Tableau 28 : Synthèse des résultats des âges apparents des eaux échantillonnées en contexte de crues de reprise -novembre 2020 (orange) et en contexte d'étiage - septembre 2022 (vert) ; (cf données présentées dans le rapport NUTRI-Karst T2 – Charlier et al., 2024). ..... 195

Tableau 29 : Flux annuels en azote et phosphore au niveau des pertes du Doubs et à la source de la Loue pour 3 cycles hydrologiques..... 197

Tableau 30 : Occupation du sol (parcelles agricoles) dans les 6 cantons couvrant le bassin versant de la Loue dans le Doubs. ..... 213

Tableau 31 : Occupation du sol en ha et en % dans les 4 sous-bassins versants de la première (2000) et de la dernière année (2022) simulée par le modèle BICHE. ..... 213

Tableau 32 : Azote vendu sous forme d'engrais de synthèse en kg N/ha en 2000 et 2022 dans les 4 sous-bassins versants de la Loue. ..... 216

Tableau 33 : Azote épandu sous forme d'engrais organique (cumul fumier + purin + lisier) en kg N/ha en 2000 et 2022 dans les 4 sous-bassins versant de la Loue ; deux niveaux de fertilisation (« ferti plus » et « ferti moins ») ont été considérés en fonction de la répartition des profondeurs de sol qui influencent le potentiel de rendement et donc le niveau de fertilisation appliqué par les éleveurs. ..... 218

Tableau 34 : Azote provenant des restitutions au pâturage en kg N/ha en 2000 et 2022 dans les 4 sous-bassins versant de la Loue. ..... 218

Tableau 35 : Coefficients de disponibilité de l'azote selon la source d'azote. ..... 222

Tableau 36 : Répartition des apports d'azote au cours de l'année selon la forme de l'azote et la culture réceptrice..... 223

Tableau 37: seuils repères, mode de calcul et signification agronomique..... 224

Tableau 38: liste et part relative des stations météorologiques de Météo France utilisées pour reconstituer les données météorologiques de chacun des 4 bassins versants de la Loue..... 224

Tableau 39: liste des paramètres optimisés lors de l'application du modèle BICHE sur les 4 bassins. Pour chaque bassin, 2 jeux de paramétrisation sont indiqués : 'Cal. RFU' correspond à un calage de la RFU, ainsi que des autres paramètres ; 'RFU=100 mm' correspond à une RFU fixée et au calage des autres paramètres. ..... 227

Tableau 40: liste des actions concernant l'assainissement des collectivités pour le bassin de la Loue sur la base des actions inscrites dans le programme de mesure (PDM) 2022-2027. ..... 267

Tableau 41 : Coordonnées (Lambert 93) et altitudes des gouffres recensés en surface sur le réseau du Verneau..... 300

Tableau 42 : Paramètres du modèle..... 317

# Liste des annexes

**Annexe 1 Site pilote du Verneau : données lysimétriques à Montmahoux ..... 289**

**Annexe 2 Site pilote du Verneau : numérisation du réseau (stage J. Mexler, 2021) et modèle géologique 3D de l'aquifère (stage Ch. El Mourtaji, 2022) ..... 299**

**Annexe 3 Modélisation BICHE : description du modèle et des paramètres, et présentation des données d'entrée agronomiques par année ..... 311**

**Annexe 4 Compte-rendus des 3 ateliers multi-acteurs ..... 327**

# 1 Introduction

## 1.1 PROBLÉMATIQUE ET ENJEUX

La dégradation de la qualité des eaux des rivières comtoises observée depuis plusieurs décennies s'est récemment traduite par des épisodes de mortalités piscicoles affectant les rivières – pourtant réputées halieutiques - de la Loue et du Doubs frontalier en 2010, ainsi que d'autres rivières comme le Dessoubre, l'Ain ou la Bienne (Conseil scientifique du comité de bassin Rhône-Méditerranée, 2012 ; Villeneuve et al., 2012 ; Vindimian, 2015). Cette dégradation se manifeste de manière chronique par des augmentations récurrentes de la minéralisation et de la température de l'eau (Mudry et al., 2015 ; Jeannin et al., 2016) et une eutrophisation (excès en nutriments) marquée pour certains cours d'eau, accompagnée de proliférations algales (Villeneuve et al., 2012). Si la problématique semble globalement toucher l'ensemble du territoire des rivières comtoises, couvrant la moitié nord du massif du Jura, il existe une disparité sur les impacts entre bassins versants ainsi que le long du linéaire d'un même cours d'eau.

Bien que la pression anthropique en termes de population et d'activité agricole intensive y soit relativement modérée comparée à celle d'autres territoires français, le niveau de dégradation des rivières comtoises semble être aggravé par le caractère vulnérable des paysages karstiques du massif du Jura. Par ailleurs, des travaux récents montrent que les forçages climatiques pourraient affecter de manière non négligeable la ressource en eau en Franche-Comté (Caballero et al., 2016). Il est alors important de tenir compte des effets de ces deux composantes anthropique et climatique du changement global car elles interagissent en synergie à l'échelle d'un territoire (US Global Change Research Act, 1990).

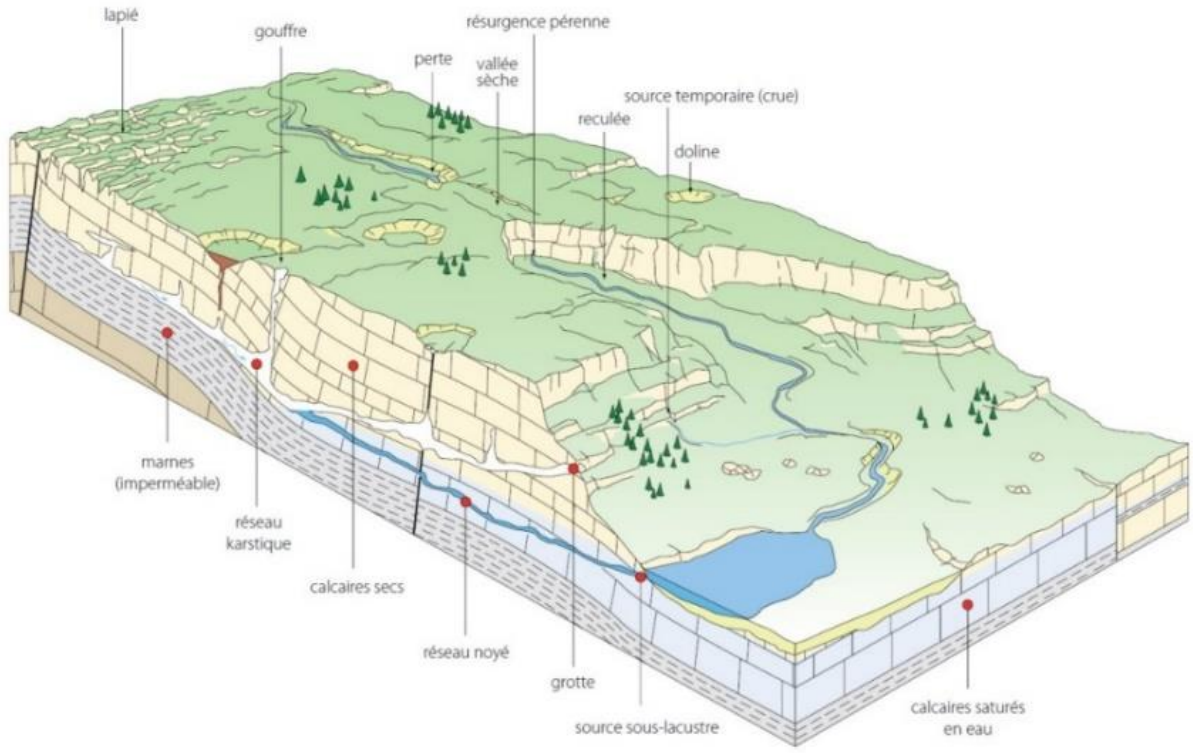



*Figure 1 : Schéma hydrogéo-morphologique des bassins karstiques du massif du Jura (Bichet et Campy, 2008).*

Ainsi, réduire l'exposition des populations et plus généralement de l'environnement aux pollutions diffuses nécessite de tenir compte des effets du changement global au-delà de l'influence directe des activités anthropiques. Cela passe par une meilleure connaissance notamment des relations entre variables hydro-climatiques, anthropiques, physico-chimiques depuis les dernières décennies. Les références internationales concernant le devenir des contaminants dans l'environnement et plus généralement de l'impact du changement global sur la qualité des eaux sont très mal renseignées pour les milieux karstiques, ce qui donne peu de visibilité sur l'impact environnemental des activités humaines dans les bassins des rivières comtoises.

Les rivières comtoises ont la particularité d'être alimentées principalement par les sources karstiques qui drainent les plateaux du massif du Jura (Figure 1). Elles sont caractérisées dans le même temps par des zones de pertes qui participent à la recharge des aquifères sous-jacents. Ces échanges Karst-Rivière rendent complexe la compréhension des processus de transferts à l'échelle du bassin (Dörfliger et al., 2004 ; Charlier et al., 2014). En effet, les aquifères karstiques sont des hydrosystèmes fortement hétérogènes caractérisés à la fois par des modalités de transferts rapides dans les réseaux de drains (de seulement quelques heures entre les zones d'infiltration préférentielles et l'exutoire) et de transferts plus lents au sein du massif fissuré. Par ailleurs, les propriétés hydrodynamiques de ces aquifères karstiques peuvent limiter fortement les processus de rétention, d'auto-épuration ou de dégradation des contaminants infiltrés dans le milieu souterrain. Il en découle des relations souvent peu explicites entre pressions anthropiques et conséquences environnementales.

## 1.2 OBJECTIFS DU PROJET NUTRI-KARST

L'ensemble des études scientifiques qui ont été réalisées suite aux épisodes de mortalités piscicoles dans la Loue a mis en évidence une origine multifactorielle des causes des dysfonctionnements des cours d'eau (Villeneuve et al., 2012, Conseil Scientifique du Comité de Bassin Rhône Méditerranée, 2012, Vindimian 2016, Degiorgi et al 2020). L'eutrophisation - un des processus majeurs de leurs dysfonctionnements – se développe malgré des efforts entrepris pour limiter les apports en nutriments. C'est dans ce cadre que s'inscrit le projet de recherche NUTRI-Karst (2019-2025). Son objectif scientifique est de mieux comprendre l'impact des activités anthropiques d'origine agricole ou domestique sur le devenir des nutriments dans les eaux. NUTRI-Karst s'articule autour de 4 tâches principales :

- Tâche 1 : Réponses des agro-hydro-systèmes du massif du Jura face au changement climatique et aux activités anthropiques (Charlier et al., 2022 - BRGM/RP-72229-FR) ;
- Tâche 2 : Echanges karst-rivière et fonctionnement hydrogéologique des aquifères du bassin de la Loue (Charlier et al., 2024 - BRGM/RP-73496-FR);
- Tâche 3 : Transferts de nutriments dans les hydrosystèmes karstiques du bassin de la Loue ;
- Tâche 4 : Porter à connaissance pour construire une vision partagée des causes de la perturbation des rivières comtoises.

Ce rapport présente les résultats de la troisième et de la quatrième tâche du projet NUTRI-Karst.

## 1.3 OBJECTIFS DES TÂCHES 3 ET 4

La troisième tâche consiste à mieux comprendre l'impact des activités anthropiques (avec un focus sur les activités agricoles) et la dynamique des transferts de nutriment dans les sols, vers les sources et les rivières, pour permettre d'accompagner les politiques de gestion des pratiques agricoles dans le but de réduire les exportations de nutriment dans les eaux. Elle se base principalement sur les données acquises dans le cadre du réseau QUARSTIC aux différentes

échelles de la source, du sous-bassin et du bassin de la Loue. L'instrumentation du site du Verneau dans le cadre de ce projet va permettre de caractériser les transferts à l'échelle d'un petit système karstique représentatif des pratiques agricoles et des modalités de recharge des aquifères karstiques du bassin de la Loue.

Dans un souci d'objectiver les débats sur le diagnostic environnemental qui peut être mené sur les rivières comtoises, le Porter à connaissance en tâche 4 du projet, vise à créer un dialogue entre acteurs de terrain et scientifiques (partage des savoirs profanes et techniques) pour identifier collectivement des pistes d'actions afin d'en améliorer la qualité.

Les verrous scientifiques identifiés sur les transferts hydriques et de nutriments en milieu karstique sont les suivants :

- **Quels sont les déterminants à la contamination des eaux par les nutriments dans un contexte karstique où les pratiques agricoles sont majoritairement extensives ?**

- **Comment quantifier l'impact des activités agricoles sur la qualité des eaux souterraines et les eaux de surfaces qui en dépendent**, en termes de flux de nutriments et de cinétique de transfert ?

L'importance des interactions surface/souterrain au sein des bassins karstiques nécessite de repenser le schéma classique des zones contributives à l'alimentation des rivières et à leur contamination. Le travail aux différentes échelles spatiales, va permettre d'extrapoler le fonctionnement hydrologique du système karstique aux échelles supérieures du sous-bassin jusqu'au bassin versant qui intègrent les échanges karst-rivière. Des questions plus spécifiques se posent alors :

i) En quoi le contexte hydrogéologique influence-t-il la variabilité spatio-temporelle des transferts depuis les eaux de lessivage en surface jusqu'à l'exutoire à la source ?

- Quel est le rôle notamment de la recharge localisée (rôle des pertes de cours d'eau) dans le fonctionnement des hydrosystèmes karstiques et dans la mobilisation de contaminants ?

- Quel est le potentiel de rétention des aquifères karstiques ? Quel est le rôle du sol et de la zone non saturée sur les phénomènes de mobilisation/dilution des concentrations ?

- Quel est le temps de résidence de l'eau et des éléments infiltrés au sein des aquifères karstiques (de quelques jours, de quelques années ?), est-ce que les pics observés lors d'une crue correspondent aux lessivages issus de l'épisode de pluie ? Y a-t-il un stockage au sein de l'aquifère ? Quel est son rôle sur les transferts et est-il variable dans le temps et l'espace ?

ii) Quid de l'impact des activités anthropiques (agricoles / rejets domestiques) sur les concentrations aux exutoires du sous-bassin et du bassin versant ?

- Quels sont les impacts des deux grandes périodes d'épandage des fertilisants (minéraux et organiques) au printemps et à l'automne sur l'évolution des concentrations à l'échelle du cycle hydrologique ?

- Quel est le bilan des flux apportés/exportés aux différentes échelles de temps de l'épisode de crue, de la saison et du cycle hydrologique ?

- Comment modéliser les transferts de nutriments dans les aquifères et bassins karstiques ? Quels niveaux de complexité des processus hydrogéologiques doivent être intégrés ?

L'approche pluridisciplinaire utilisant des outils géochimiques, du traitement de données hydrologiques, de la modélisation a été appliquée au bassin de la Loue sur sa partie karstique en amont de Chenecey-Buillon, dans le Doubs, pour proposer un schéma conceptuel du transfert de nutriments dans les hydrosystèmes karstiques et mieux comprendre l'impact des pratiques agricoles sur la qualité des eaux.

Construire une vision partagée des causes de la perturbation des rivières comtoises nécessite de faire dialoguer les acteurs du territoire, qui peuvent avoir des visions divergentes. Pour cela nous nous sommes appuyés sur des enquêtes et sur les résultats des tâches 1, 2, et 3. Une série de 3 ateliers a été menée sur la durée du projet par le BRGM, avec l'appui de l'EPAGE Haut-Doubs Haute-Loue, de la Chambre d'Agriculture et de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse. Ces ateliers visent à créer un dialogue entre acteurs de terrain et scientifiques permettant un partage des savoirs « profanes » et techniques. L'objectif est de construire une vision partagée des processus hydrologiques et des causes de la perturbation des rivières comtoises, étape préalable à la discussion des actions à mettre en place pour atteindre des objectifs de qualité déterminés par l'ensemble des acteurs.

Le rapport est organisé en chapitres qui synthétisent chacun les résultats selon l'échelle d'étude et les approches utilisées

i) pratiques agricoles et transferts de nutriment dans les sols ;
ii) transferts hydriques et de nutriments depuis le sol jusqu'à l'exutoire de l'aquifère karstique du site pilote du Verneau ;
iii) transferts de nutriments au sein des principaux aquifères et du bassin de la Loue en amont de Chenecey-Buillon ;
iv) modélisation des transferts d'azote d'origine agricole à l'échelle du bassin de la Loue ;
v) dialogue multi-acteurs.

Les retombées opérationnelles attendues sont multiples. La cartographie des zones contributives à la contamination de la rivière de la Loue qui pourra permettre *in fine* d'accompagner les politiques de gestion des pratiques agricoles dans le but de réduire les exportations de nutriments dans les eaux. La mise en place d'un modèle conceptuel des transferts de nutriments à l'échelle du bassin permettra de donner une vision objective de l'impact à court terme des pratiques en tenant compte des processus hydrologiques dans le karst et vers les rivières. Enfin, sur la base des avancées scientifiques et des ateliers de concertation, des pistes d'actions sont identifiées et proposées afin de réduire l'exportation de nutriments vers les eaux des rivières comtoises.

# 2 Présentation du site d'étude et des connaissances sur les transferts hydriques et de nutriments

## 2.1 CONTEXTE GÉNÉRAL

### 2.1.1 Géographie

Le bassin de la Loue à Chenecey-Buillon se situe au cœur du massif du Jura, au sud-est de Besançon et s'étend sur la partie sud-est du département du Doubs aux frontières du département du Jura. La Loue prend naissance à Ouhans au niveau d'une des sources les plus importantes en France en terme de débit moyen, puis entaille le plateau d'Ornans (Figure 2). Plus en aval, la vallée creusée en étoile s'élargit. La Loue est alimentée par ses deux affluents principaux, la Brême en rive droite puis le Lison en rive gauche. Le Lison prend également naissance au niveau d'une source d'envergure nationale à Nans-sous-Saint-Anne. Chenecey-Buillon qui est l'exutoire du bassin de la Loue dans cette étude est la station la plus en aval du cours d'eau dans la zone du massif jurassien. Plus en aval, l'influence des alluvions et des terrains quaternaires en aval du faisceau de Quingey puis le Val d'Amour avant la Bresse gomme le fonctionnement spécifiquement karstique de la Loue.

Le cours de la Loue sur notre zone d'étude s'allonge sur 55 km depuis la source à 528 m d'altitude jusqu'à Chenecey-Buillon à 278 m. Son bassin d'alimentation est principalement situé sur les plateaux entre 400 et 900 m. Comme la source de la Loue draine les pertes du Doubs en aval de Pontarlier, son bassin s'étend également vers la Haute-Chaîne jusqu'à la frontière suisse à plus de 1400 m d'altitude aux Mont Risoux et Mont d'Or. La surface totale du bassin Loue-Lison est de plus de 1700 km² en incluant l'impluvium du Doubs en amont de ses pertes.

Le réseau hydrographique est très épuré car composé principalement de la rivière Loue (55 km jusqu'à Chenecey) et de la Brême (16 km) et du Lison (25 km). Sur les plateaux, peu d'écoulements de surface pérennes sont observés, mis à part sur certains tronçons comme pour les ruisseaux du Haut Lizon et de Château Renaud sur le bassin du Lison qui se ré-infiltre au sein du bassin d'alimentation de la source du Lison. La multitude de sources (Figure 2) qui alimentent ce réseau en fond de vallée témoigne de l'importance des circulations souterraines dans le massif karstique.

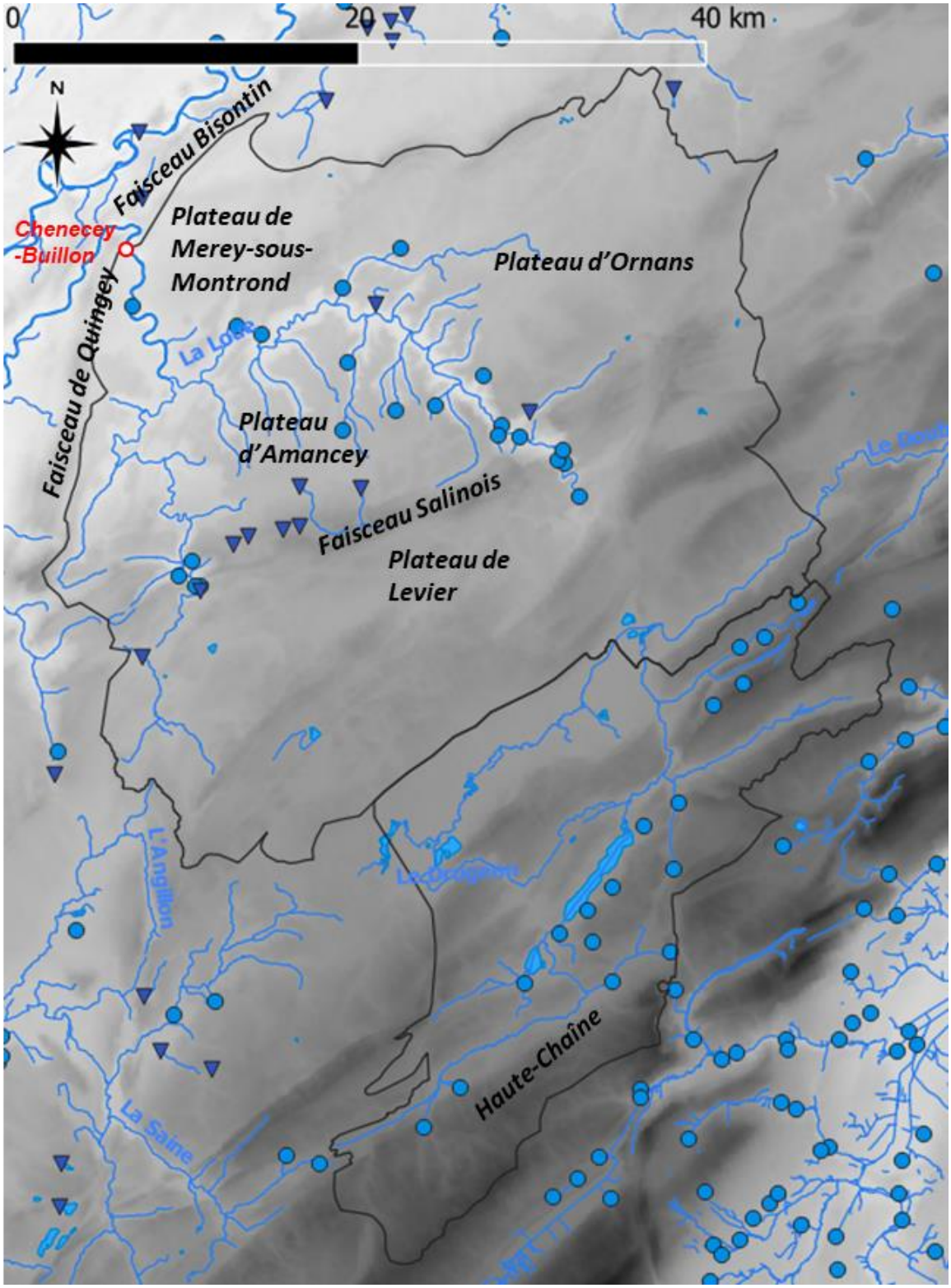



*Figure 2 : Bassin de la Loue à Chenecey-Buillon (contour noir) sur fond MNT (BD Alti 50m) ; ●sources, ▼pertes.*

### 2.1.2 Géologie

Le massif du Jura à l'Est de la France est une ceinture de chevauchement liée à l'orogénèse alpine lui donnant une forme de croissant du Sud du Fossé Rhénan jusqu'aux Alpes françaises. Il s'étend sur plus de 300 km avec une orientation Nord-Est - Sud-Ouest et peut atteindre 65 km de large dans sa zone centrale. Le massif du Jura se découpe en 4 grandes zones structurales principales (Bichet & Campy, 2008 - Figure 3) : i) les avant-monts, ii) les zones de plateaux où les formations sont globalement tabulaires et compartimentées par iii) les faisceaux qui sont des zones de déformation étroites et allongées, et iv) la Haute-Chaîne ou Jura plissé où le relief est plus marqué en altitude.

Le bassin de la Loue s'étend principalement sur le Jura externe. Deux plateaux sont compris dans le bassin d'alimentation : le plateau d'Ornans (au nord) et le plateau de Levier (au sud), séparés par le faisceau salinois correspondant à une zone plus tectonisée WSW-ENE. Cette emprise est également recoupée par 2 zones tectonisées majeures : le décrochement subvertical N-S de Pontarlier à l'est et le faisceau de Syam à l'ouest (Figure 3).

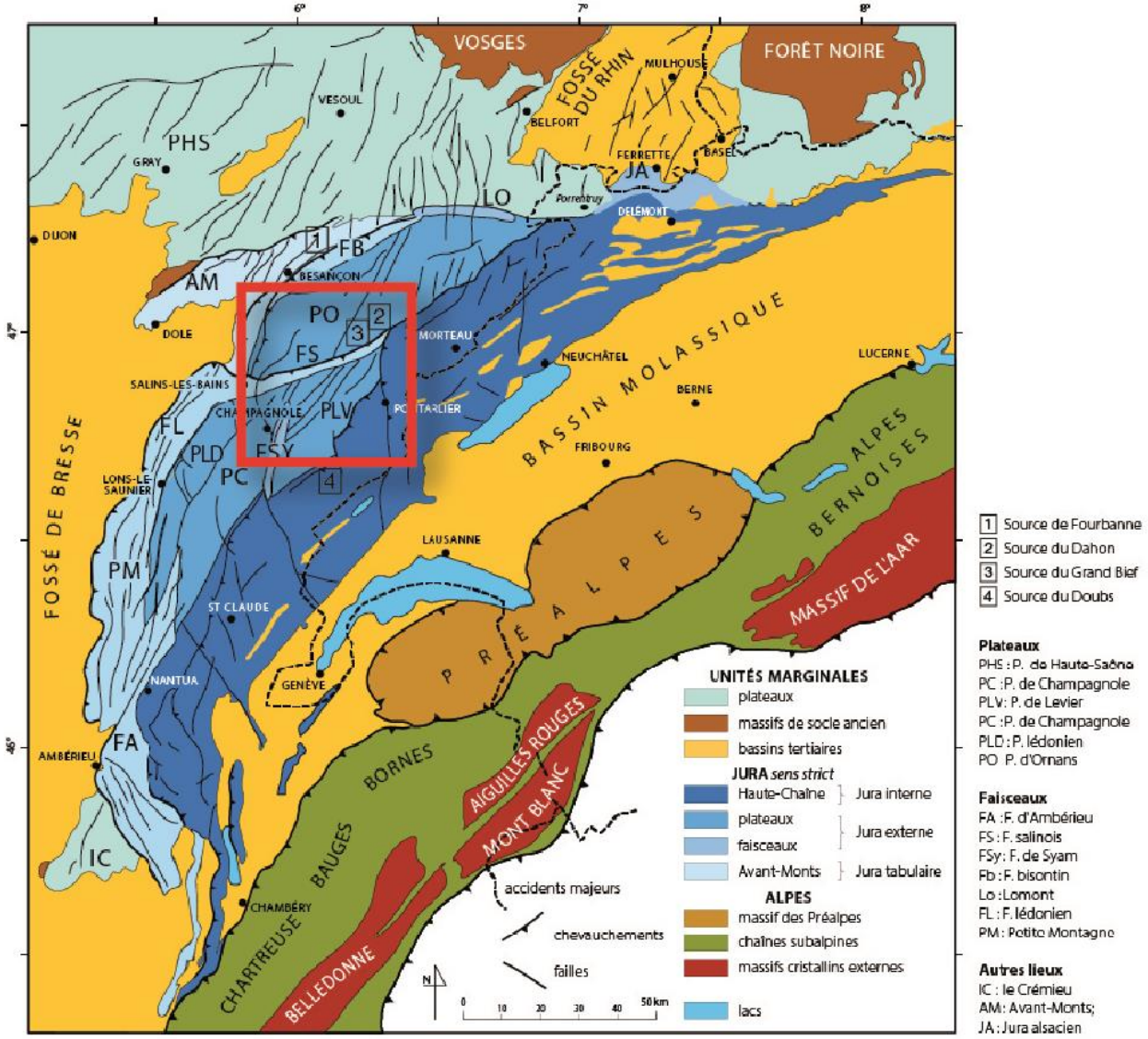



*Figure 3 : Localisation du bassin de la Loue dans le contexte alpin et jurassien (d'après Bichet et Campy, 2008).*

## 2.2 CONTEXTE LOCAL DE LA HAUTE VALLEE DE LA LOUE

Au cœur des reculées[1] de la Loue et du Lison qui découpent les Plateaux d'Ornans, d'Amancey et de Levier, les deux émergences principales en tête de bassin sont les deux résurgences de la Loue et du Lison qui totalisent des débits moyens interannuels de respectivement 10 et 5 $m^3/s$ chacune, ce qui en fait des sources d'envergure nationale (avec les sources de Fontaine de Vaucluse, de La Rochefoucauld, de Port-Miou, entre autres). Les autres émergences karstiques notables du bassin sont comparativement beaucoup plus petites avec des débits de crue estimés ne dépassant pas quelques $m^3/s$ exceptées les deux sources du Maine et de la Baume Archée qui pourraient totaliser plusieurs dizaines de $m^3/s$ en débit instantané (Chauve et al., 1980 ; Cabinet Reilé, 1999, 2002, 2005 ; Reilé, 2010). Ces deux dernières sources ne sont pas équipées pour des suivis de débit.

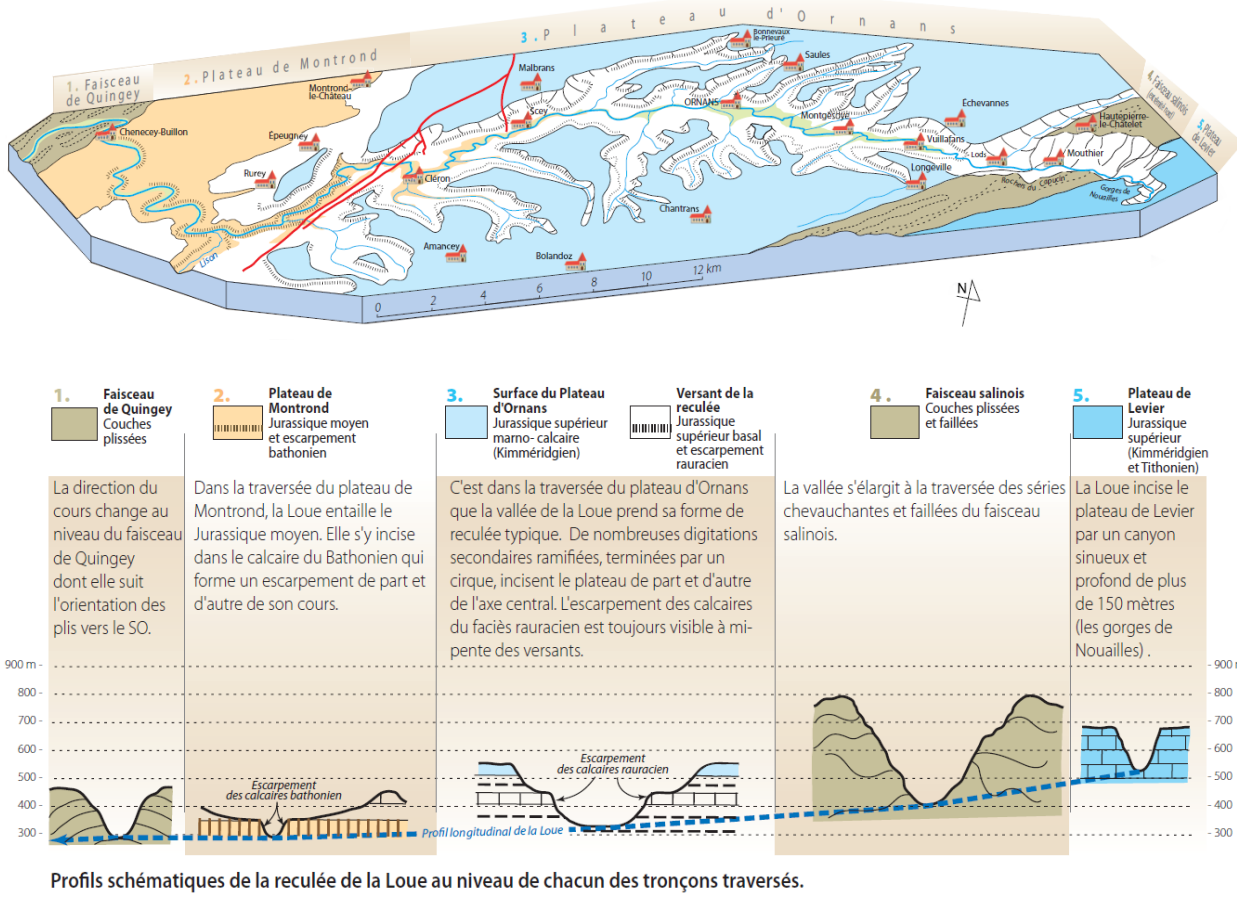



*Figure 4 - Reculée de la Loue et profils schématiques au niveau des tronçons traversés par la Loue (Bichet et Campy, 2008)*

En lien avec la Figure 4, quatre secteurs géomorphologiques peuvent être identifiés sur le bassin Loue-Lison avec de l'amont vers l'aval : le Plateau de Levier, le faisceau Salinois, le Plateau d'Ornans (et d'Amancey) et le Plateau de Merey-sous-Montrond.

[1] Les reculées constituent l'un des paysages typiques du Jura. C'est une longue vallée qui pénètre à l'intérieur d'un plateau calcaire à couches tabulaires et qui se termine brutalement au fond d'un cirque où jaillit une source (Bichet et Campy, 2008)

## 2.3 HYDROGÉOLOGIE ET HYDROLOGIE (SYNTHESE NUTRI-KARST - T2[2])

### 2.3.1 Contexte hydrogéologique

Les principales formations aquifères et aquicludes sont formalisées sur le log géologique type du massif du Jura (Chauve, 2006) reproduit sur la Figure 5. La localisation des sources les plus importantes du bassin du Doubs (Charlier et al., 2014) indique que les principaux aquifères sont localisés dans les deux grandes séries carbonatées du Malm et du Dogger, séparées par les marnes oxfordiennes :

- le Lias marneux de 200 m d'épaisseur joue le rôle de plancher de la zone d'étude. Il n'affleure que sur le faisceau salinois au niveau de Nans-sous-Saint-Anne dans la vallée du Lison et dans la Haute vallée de la Loue ;

- l'aquifère du Dogger (Jurassique moyen) se développe du toit de l'Aalénien jusqu'au Callovien avec notamment les formations oolithiques du Bajocien et les calcaires compacts du Bathonien dans une puissante série calcaire de plus de 250 m entrecoupée de quelques lits marneux. Ces formations sont à l'affleurement sur l'aval du bassin de la Loue et sur le bassin de la rivière du Lison. Elles abritent un réseau de drainage complexe et potentiellement très développé comme en témoignent les cavités connues sur le système du Lison ou le Plateau de Merey-sous-Montrond, et les connections reconnues par traçage sur les systèmes du Lison ou Brême-Maine-Ecoutôt qui drainent le plateau d'Ornans depuis Vercel ;

- l'épaisseur des séries marneuses de l'Oxfordien (faciès Argovien) est de plusieurs dizaines de mètres. Plusieurs études montrent une connexion possible entre les deux aquifères du Malm et du Dogger par le décalage de cet aquiclude à la faveur d'accidents tectoniques (ex. de l'aquifère de la source d'Arcier : Mettetal, 1985 ; Klaba et al., 2024) ;

- l'aquifère du Malm (Jurassique supérieur) se développe sur potentiellement 400 m d'épaisseur depuis l'Oxfordien supérieur (faciès Rauracien) jusqu'au Tithonien. Les faciès calcaires variés (oolithiques, micritiques, compacts, et dolomitiques) sont recoupés par des bancs marneux au Kimméridgen. Affleurant sur toute la zone des plateaux d'Ornans, d'Amancey et de Levier, c'est la zone d'infiltration principale du bassin sur sa partie médiane et amont. Cette unité est l'aquifère principal des hydrosystèmes des sources de la Loue, des sources du Pontet, du Grand Bief à Lods, ainsi que de plus petits systèmes drainés au niveau des reculées de la vallée d'Ornans (Plaisir Fontaine par ex.). Les marnes séquaniennes peuvent compartimenter localement cette unité.

Les systèmes karstiques développés dans les deux séries aquifères du Malm et du Dogger donnent lieu à des systèmes superposés sur les plateaux. Ceux-ci sont drainés successivement par la haute vallée de la Loue en amont d'Ornans, puis par la vallée basse (Loue en aval d'Ornans et Lison) où les cours d'eau ont incisé le Jurassique moyen. L'analyse structurale du secteur montre que les circulations souterraines sont en lien avec la déformation des structures plissées (faisceaux et haute-chaîne), et notamment avec les zones d'abaissement d'axe des plis synclinaux (Chauve et al., 1986). Ceci se vérifie pour les systèmes du Verneau et des sources de la Haute vallée de la Loue (Baume Archée, Grand Bief). Le drainage se fait vers les zones

[2] Charlier J.-B., Ladouche B., Vallet A., Idoux A, Allanic C., Bailly-Comte V., Benoît S., Le Mesnil M., Selles A., 2024. NUTRI-Karst – Echanges karst-rivière et fonctionnement hydrogéologique des aquifères du bassin de la Loue. Rapport final de la Tâche 2 V1. BRGM/RP-73496-FR, 261. http://infoterre.brgm.fr/rapports//RP-73496-FR.pdf

structuralement les plus basses et qui sont entaillées transversalement par les gorges. Au niveau des plateaux, les émergences se situent sur les points bas des structures faillées avec des directions d'écoulement dans le sens des abaissements des compartiments (source du Lison).

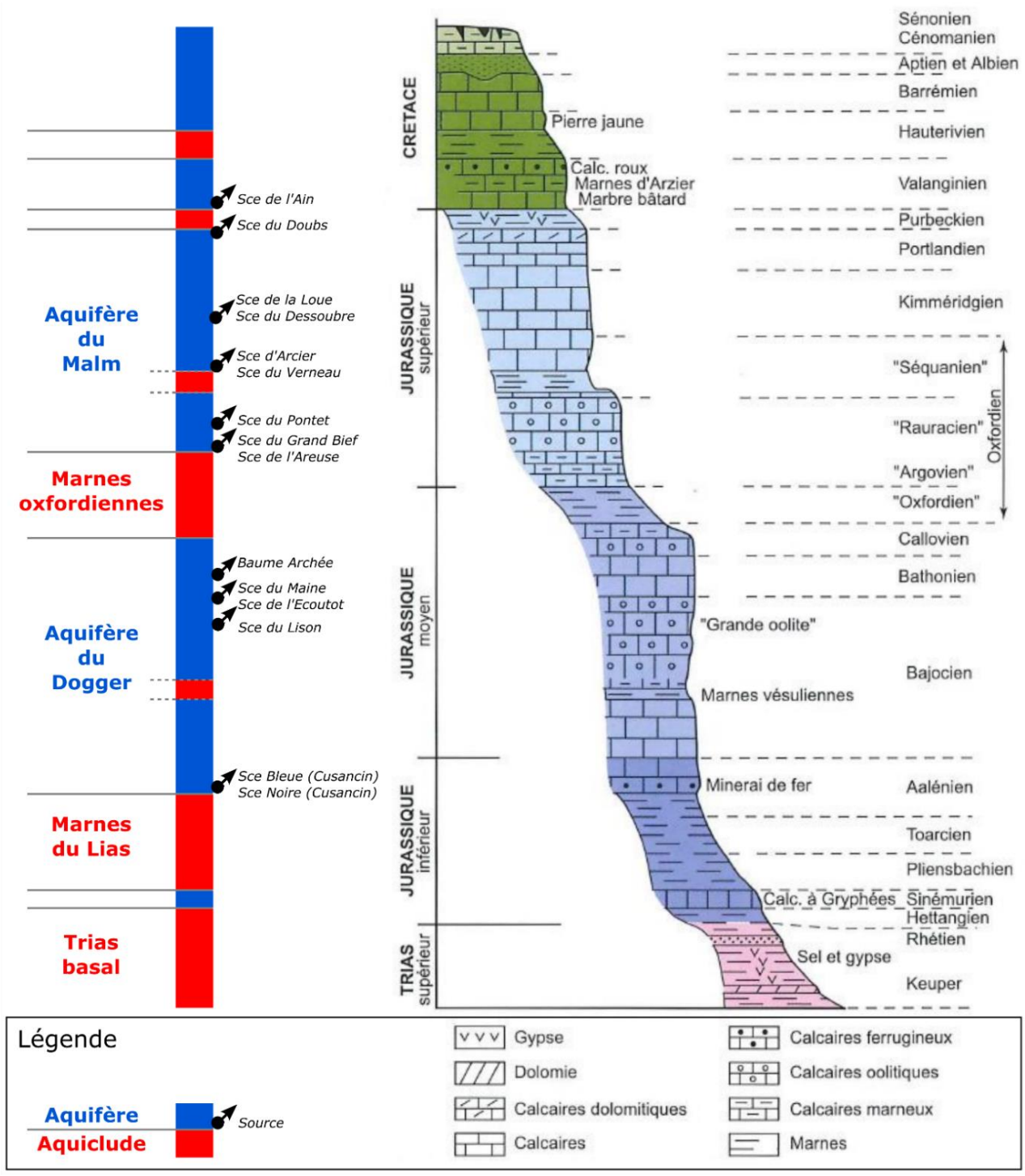



*Figure 5 - Série stratigraphique caractéristique du Massif du Jura (Chauve, 2006) et localisation des principaux aquifères et aquicludes du bassin Loue-Lison (Charlier et al., 2014)*

### 2.3.2 Processus hydro(géo)logiques

La variabilité des échanges karst-rivière au sein du bassin de la Loue est illustrée en présentant les différents types d'échanges le long du tracé (Figure 6), à savoir :

- Type (A) : Le système des pertes du Doubs au profit des sources de la Loue et de Moulin-Miguet
- Type (B) : le système Lison et Sarrazine où le phénomène de débordement s'observe sur le plateau au niveau des poljés de Dournon et Villeneuve d'Amont
- Type (C) : les tronçons amont du Lison et de la Loue quand les cours d'eau circulent sur les marnes oxfordiennes ou sur des zones calcaires sans pertes notables
- Type (D) : les tronçons de la Loue et du Lison qui traversent le faisceau salinois, lieu de nombreuses émergences (Verneau sur le Lison, Baume Archée, Pontet, etc. sur la Loue)
- Type (E) : les tronçons en pertes sur le Lison aval et la Loue médiane (entre Vuillafans et Ornans) et aval (proximité de la zone Maine-Ecoutôt)
- Type (F) : le tronçon aval de la Loue au niveau de Chenecey-Buillon, dans sa traversée du plateau de Merey-sous-Montrond
- Type (G) : le système Brême-Maine est l'unique site sur lequel s'observe un inversac au niveau du Puits de la Brême.

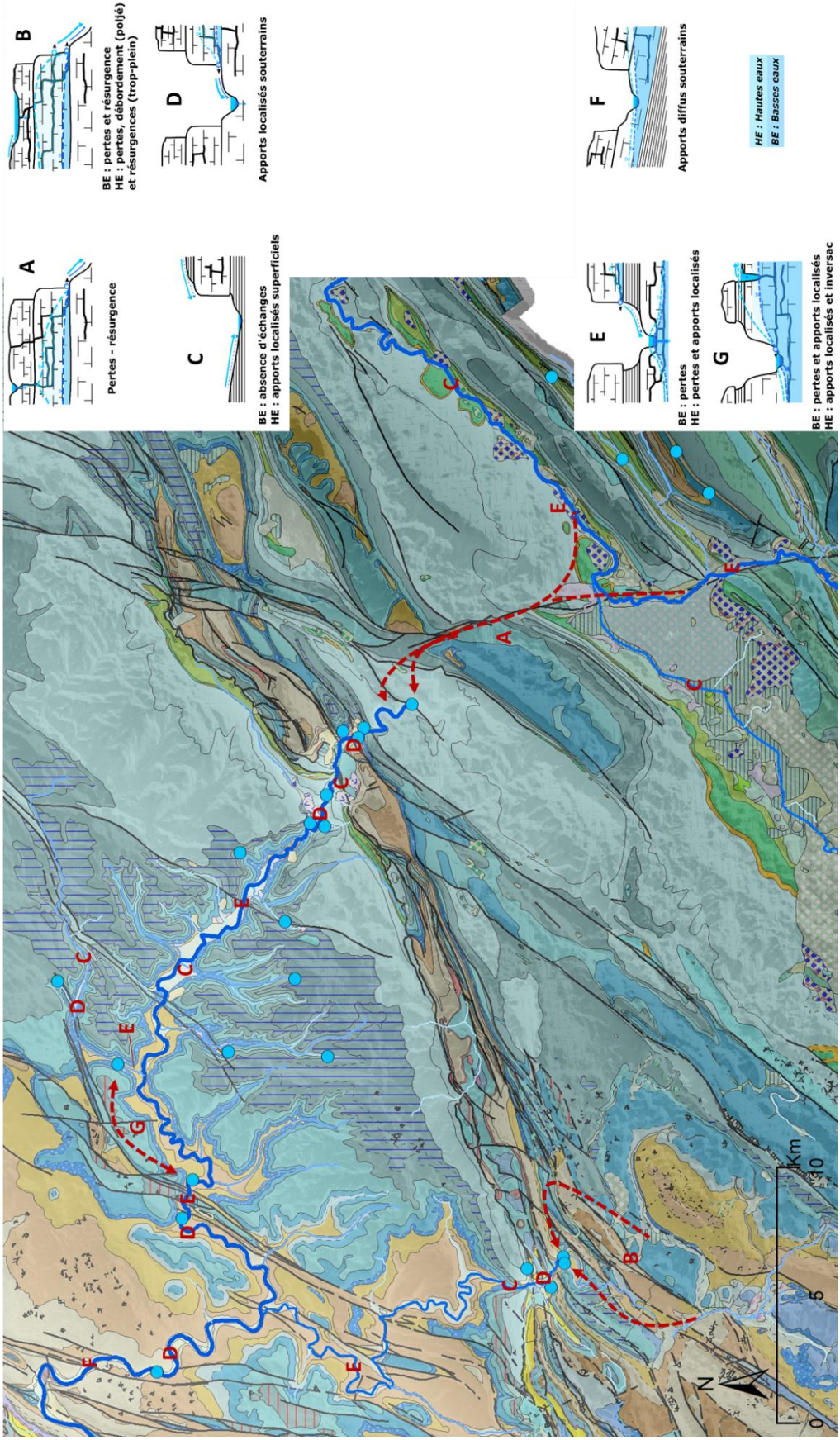



*Figure 6 – Typologie des échanges Karst-Rivière appliquée aux tronçons de la Loue, intégrant en tireté rouge les zones de pertes-résurgence et inversac sur fond de carte géologique 1/50000 (BRGM) et MNT 50m (IGN) ; les principales sources sont représentées avec un cercle bleu.*

*La légende géologique suit les codes couleurs suivants : Jurassique moyen (tons jaune), Jurassique supérieur (tons bleu et gris), Crétacé (tons verts)*

Les principaux enseignements de la tâche 2 du projet NUTRI-Karst sont résumés dans la Figure 7. Ils permettent de faire le lien entre le contexte hydrogéologique et la variabilité des échanges karst-rivière sur la Loue, avec d'un point de vue morphologique :

- Des plateaux (Levier, Ornans, Merey) qui sont favorables au développement de zones endoréiques (poljé – ou paléo-poljé) où les eaux se perdent, rechargeant les aquifères en apportant une composante superficielle rapidement en profondeur ;
- Des résurgences en tête de bassin, drainant 2 des principaux aquifères (Loue et Lison) connectées à des zones de pertes qui drainent une partie de ces plateaux ;
- Des émergences dans les reculées du plateau d'Ornans, dont les bassins restent de petite taille et principalement alimentés par de la recharge diffuse ;
- En bordure de plateaux, les zones de faisceaux concentrent sur la Loue de nombreuses émergences. Ces zones de faisceaux jouent à la fois le rôle de limites entre grands réservoirs (dont l'extension ne recoupe pas ces faisceaux), et à la fois le rôle d'axe de drainage de bassins plus petits (Pontet, Verneau) délimités par la largeur de ces faisceaux.

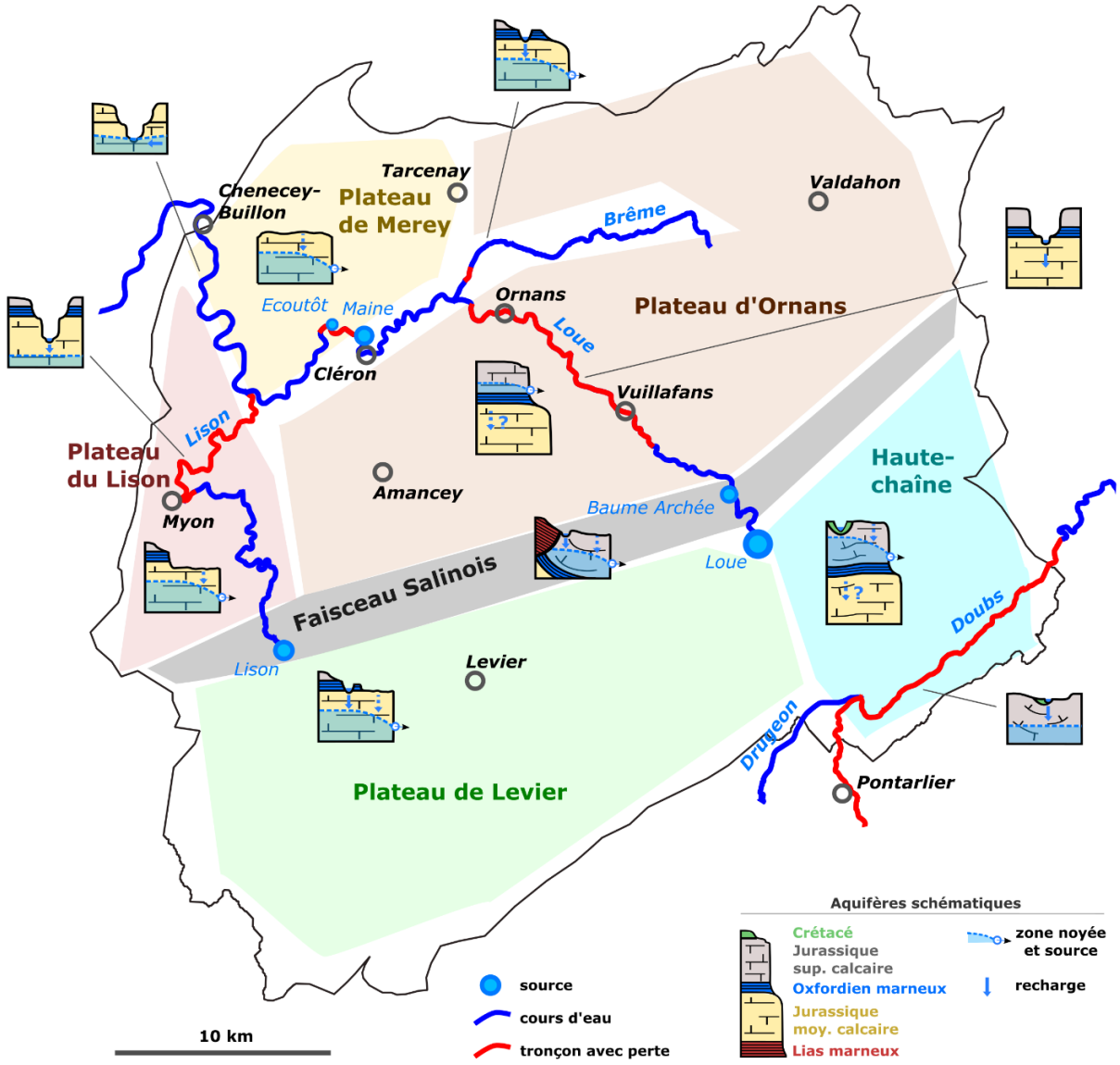


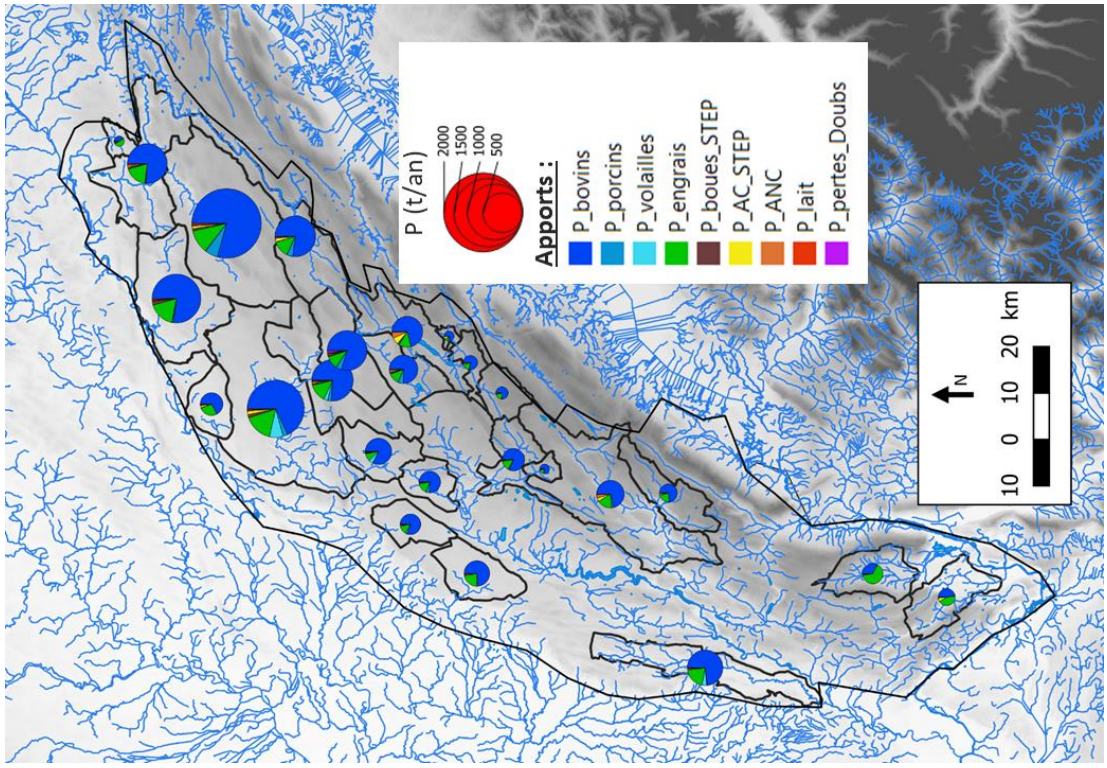

*Figure 7 – Schéma didactique des aquifères reconnus sur le bassin de la Loue, et des interactions entre le karst et les cours d'eau principaux.*

## 2.4 PRATIQUES AGRICOLES ET TRANSFERTS DE NUTRIMENTS (SYNTHÈSE NUTRI-KARST - TÂCHE 1[3])

L'analyse des apports en nutriments à travers l'établissement d'un bilan des différentes sources (origines) montre globalement que l'agriculture est à plus de 90% le principal poste d'apport aussi bien en azote (N) qu'en phosphore (P) (Figure 8). Bien que les pratiques les plus intensives s'observent en zone basse (travail du sol et fertilisation minérale), le cheptel bovin est responsable d'environ ¾ des apports totaux en N et P. Les bassins urbanisés où se situent Pontarlier, Morteau, Ornans, St-Claude sont également impactés par les rejets issus de l'assainissement collectif et autonome dans des pourcentages de plus de 10 à 25% en apports de N à l'échelle des bassins. Cela ne signifie pas pour autant que leur impact sur les eaux est négligeable étant donné que les rejets de stations d'épuration et les rejets industriels peuvent être concentrés et situés à proximité des cours d'eau. La même question se pose pour les rejets issus des fromageries. Elle a été traitée à partir de données non exhaustives, et faisant appel au secret statistique, nécessitant dans certains cas des regroupements de bassins. Malgré cela, on observe toutefois que le tonnage par an de ces rejets industriels est globalement 10 fois inférieur à celui des rejets issus de l'assainissement indiquant que la part des apports issus de la transformation du lait est minoritaire dans les bilans globaux.

L'analyse des exports en azote à l'échelle du massif du Jura a été réalisé à partir des suivis en nitrate (NO3) qui est la forme d'azote majoritaire dans les eaux, et des débits. Les résultats indiquent que les concentrations en NO3 augmentent vers les zones aval, atteignant des teneurs moyennes jusqu'à 6 fois supérieur au bruit de fond naturel (d'environ 2.5 mg/L). A l'échelle du massif du Jura, on observe sur le long terme une inflexion dans les années 2000 des tendances à la hausse des années 80-90, sans pour autant engendrer une réduction importante du niveau de pollution (Figure 9). Ainsi, le constat est que malgré des efforts portés sur les apports d'origine agricoles depuis la fin des années 90, l'ensemble des sources et rivières du massif est impacté durablement par des apports en azote. Les flux d'azote exportés à l'échelle du bassin sont corrélés à leur surface, car les flux sont principalement contrôlés par le débit moyen, et donc la surface drainée. Cela nous amène à proposer un flux moyen total par unité de surface exporté par les eaux d'environ 16 kg(N)/ha/an. Si l'on retire la part de N d'origine naturelle dans les flux exportés, cette relation s'établit à 10.5 kg(N)/ha/an, indiquant que l'excès en azote issu de la part anthropique correspond à environ 65% des flux totaux exportés dans les cours d'eau.

[3] Charlier J.-B., Tourenne D., Hévin G., Desprats J.-F. (2022) – NUTRI-Karst – Réponses des agro-hydro-systèmes du massif du Jura face au changement climatique et aux activités anthropiques. Rapport final de la Tâche 1 V1. BRGM/RP-72229-FR, 238 p. http://infoterre.brgm.fr/rapports//RP-72229-FR.pdf



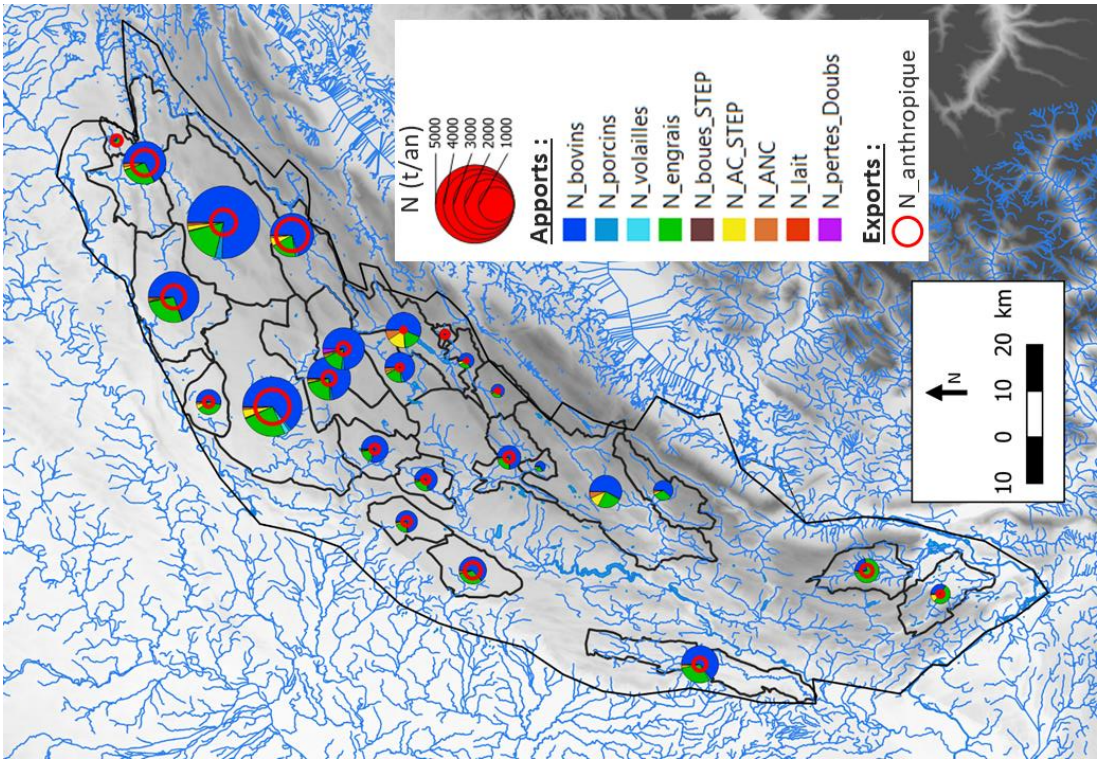




*Figure 8 – Bilan des apports totaux en N et en P (t/an) avec indication des exports (cercle rouge) pour N par sous-bassin ; les apports des 2 bassins du Doubs à Goumois et Mathay ne portent que sur la partie française*

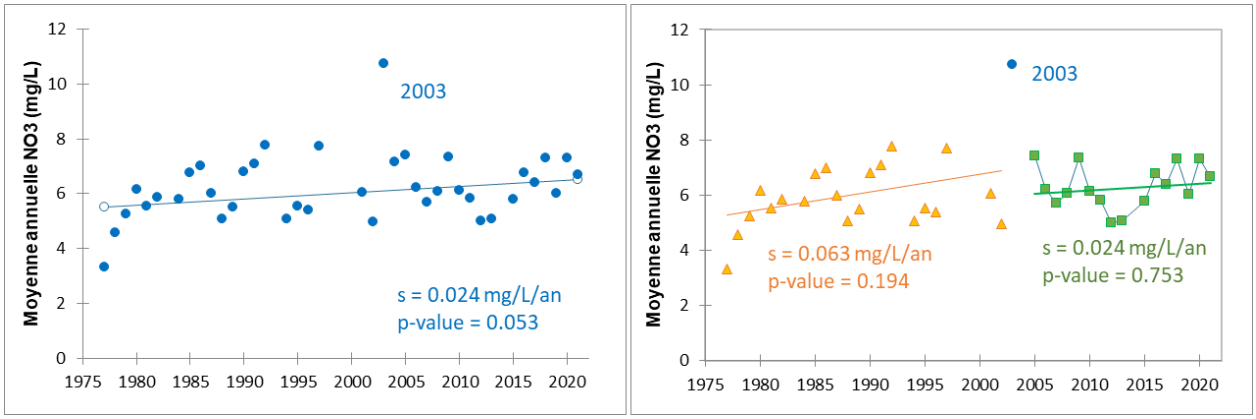



*Figure 9 : Tendance sur l'ensemble des valeurs moyennes de concentrations en NO3 à Chenecey-Buillon (à gauche), et tendances avant et après l'année sèche de 2003 (à droite) ; la droite représente la pente de Sen (s) ; l'année caniculaire de 2003 qui amène des concentrations exceptionnelles est écartée de l'analyse (à droite).*

L'analyse des flux d'apports et d'exports d'azote à l'échelle des bassins du massif du Jura (Figure 8) a permis de montrer que les exports totaux et anthropiques à leur exutoire représentent en moyenne respectivement 28% et 21% des quantités apportées. Cependant, une certaine variabilité existe (entre 10 et 60%) indiquant notamment que les bassins du département du Doubs sont identifiés comme les bassins les plus exportateurs comparés à ceux des départements du Jura et de l'Ain. Différentes modalités de transfert des apports au cours d'eau sont alors à envisager pour expliquer ces contrastes. Une analyse plus fine des caractéristiques physiographiques et des processus hydrogéologiques à l'échelle des bassins est alors nécessaire pour mieux les définir.

Du fait de la prédominance des apports d'origine agricole, une analyse des impacts des pratiques a été réalisée afin d'expliquer les niveaux moyens de concentration et de flux (Figure 10). Les résultats montrent que la concentration moyenne en NO3 et les flux de N exportés s'expliquent par la combinaison du travail du sol et de la fertilisation minérale (cultures et prairies), avec l'importance du cheptel bovin dans une moindre mesure. Cette approche à large échelle met en évidence i) la disponibilité au lessivage de l'azote du sol sous forme de nitrates susceptible de générer des pics dans les eaux à l'automne, et ii) l'importance des amendements organiques via le cheptel bovin dans l'importance des flux d'azote exportés. La fertilisation minérale étant limitée dans les prairies par le cahier des charges des AOP fromagères locales (Comté, Morbier, Mont d'Or), l'évolution à long terme en NO3 observée sur le massif est probablement la conséquence de plus grands changements historiques des pratiques sur les cultures (environ 10% de la surface agricole utile (SAU)) et lors du retournement des prairies temporaires pour leur mise en culture (également 10% de la SAU, dont un cinquième est retournée en moyenne chaque année). Ces résultats montrent également la diversité des impacts des différentes pratiques agricoles sur la qualité des eaux. En effet, les résultats montrent que les pratiques agricoles des prairies permanentes qui couvrent en moyenne 80% de la SAU semblent avoir un impact modéré, en comparaison de celles des prairies temporaires et cultures. Les concentrations en nitrates augmentent en effet avec la part des surfaces en culture et en prairies temporaires dans les bassins versants. Ces pratiques sont notamment identifiées comme des pratiques agricoles à risque.

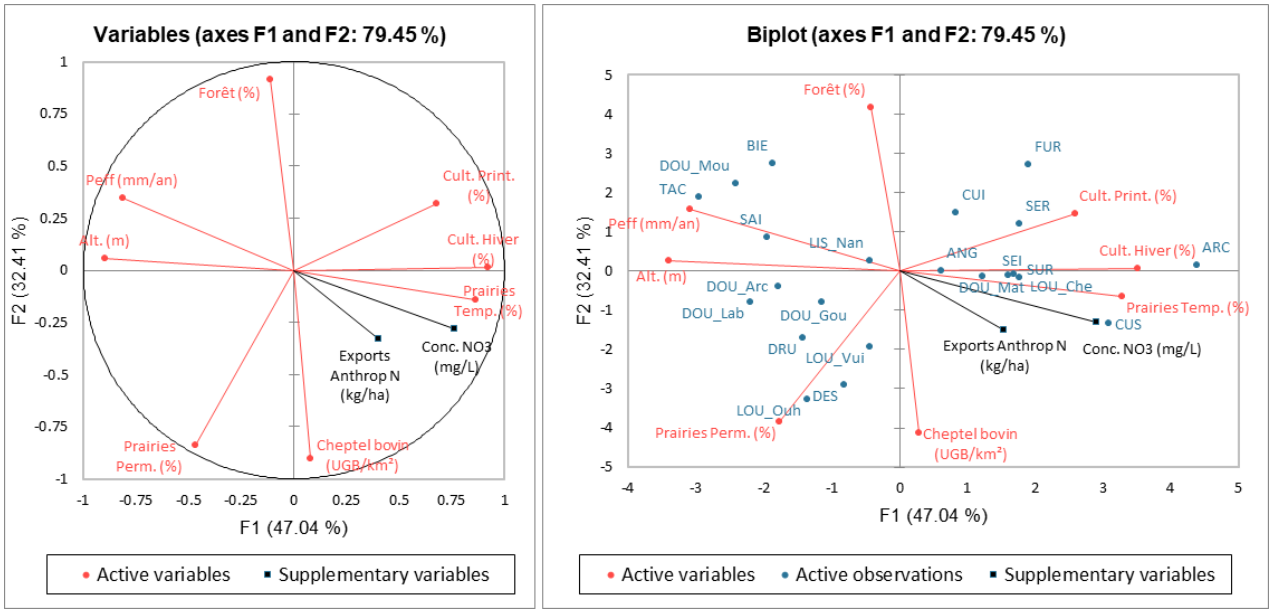



*Figure 10 – ACP sur les variables physiographiques, agricoles (variables actives) et de qualité des eaux (variables additionnelles) agrégées à l'échelle des bassins intermédiaires du massif du Jura*

En dernier lieu, l'analyse à long terme de la chronique en NO3 dans les eaux de la Loue à Chenecey-Buillon a permis de proposer un modèle prédictif de pic annuel en NO3 lors des crues de reprises du cycle en fonction d'un indicateur de sécheresse (débit minimum en début de cycle hydrologique). Ce modèle permet d'expliquer l'intensité d'une mobilisation des NO3 dans les eaux par l'importance des sécheresses, caractérisées par de plus forts reliquats azotés disponibles au lessivage, et la mobilisation d'eaux enrichies en NO3 par les lessivages printaniers et estivaux (eau préalablement stockée dans le karst) et les lessivages automnaux.

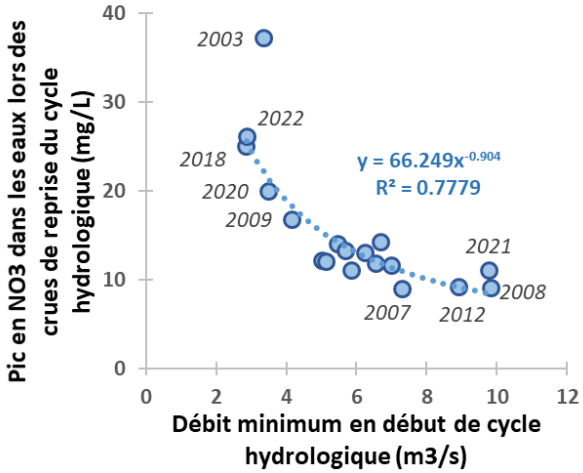



*Figure 11 : Relation entre débit minimal en début de cycle hydrologique et pic de nitrate lors des crues de reprise sur la Loue à Chenecey-Buillon.*

# 3 Données et approches utilisées

## 3.1 DONNEES DISPONIBLES

La carte de situation ci-dessous localise les bassins et systèmes karstiques étudiés dans ce rapport.

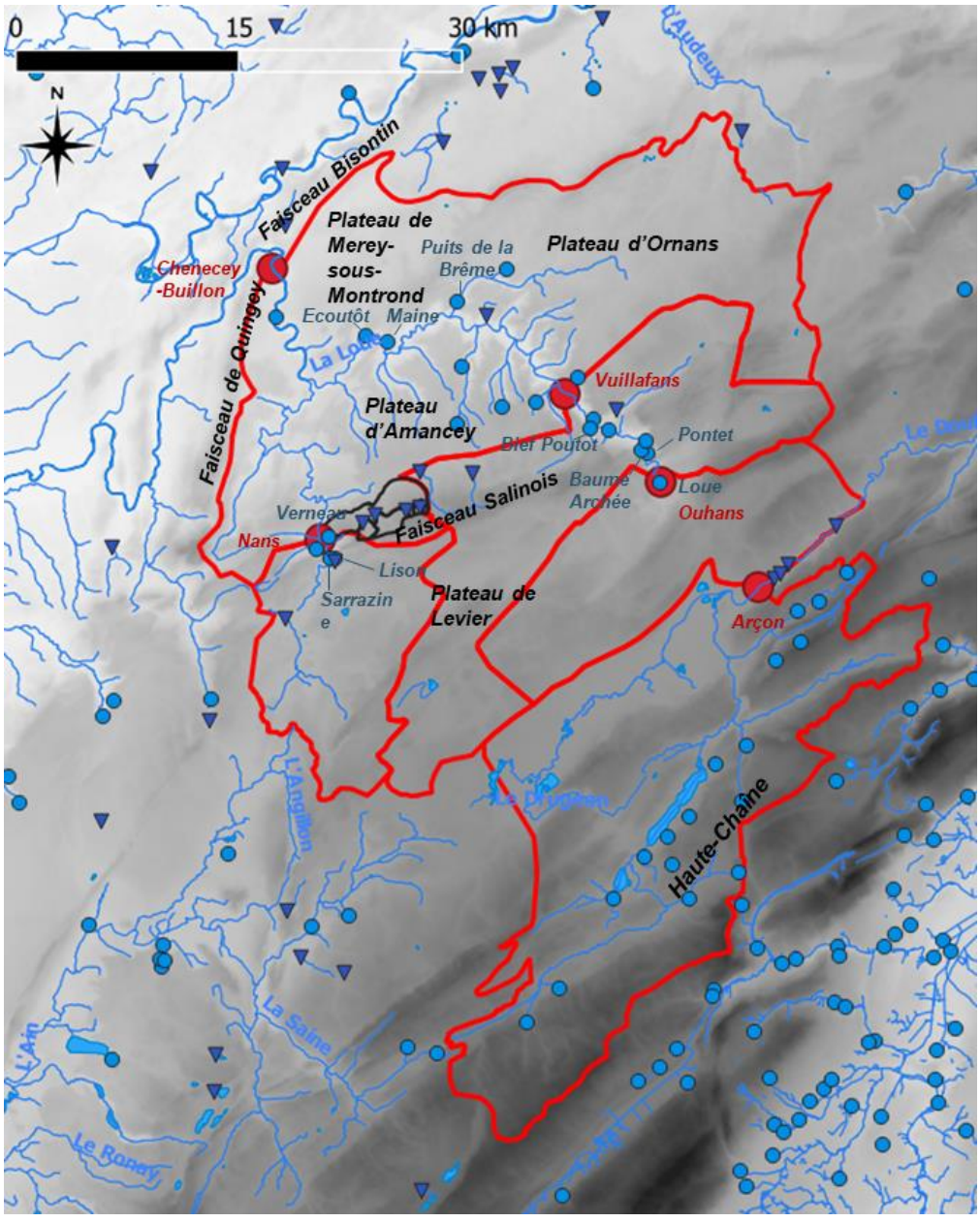



*Figure 12 : Bassin de la Loue à Chenecey-Buillon et sous-bassins du réseau QUARSTIC (contour rouge), et bassin du Verneau (contour noir) sur fond MNT (BD Alti 50m) ; ● sources, ▼ pertes.*

### 3.1.1 Données acquises sur le site pilote de l'hydrosystème du Verneau

Le système karstique de la source du Verneau, localisé en Figure 12, a été sélectionné comme site pilote pour les raisons suivantes :

- Un accès au réseau souterrain pour des prélèvements, et une connaissance d'une partie du réseau spéléologique
- Un système relativement bien contraint en terme de zone de recharge, avec les différentes modalités d'infiltration diffuse et localisée, qui se retrouvent dans les principaux systèmes karstiques du bassin (sources de la Loue, du Lison, Maine…)
- Un exutoire « unique » et sur lequel un suivi des flux hydriques et de nutriments peut être réalisé
- Une taille de la zone de recharge qui permet un suivi des pratiques agricoles
- La présence de secteurs avec sols superficiels et d'autres avec sols profonds, représentatifs des 2 grandes familles de sols du bassin de la Loue

#### *a) Suivis lysimétriques de Montmahoux*

Le dispositif de Montmahoux comprend l'installation de lysimètres et un observatoire de la pousse de l'herbe et de la minéralisation du sol. L'objectif de ce dispositif est de mesurer la production d'herbe de la prairie, de quantifier les volumes d'eau drainés, de mesurer les concentrations en nutriments (azote, phosphore, carbone) et d'estimer les flux en nitrates selon différents régimes de fertilisation. La parcelle se situe sur la commune de Montmahoux (Figure 13), aux coordonnées GPS suivantes : 46.990357, 6.031581 et à une altitude de 700 m, sur une géologie calcaire : calcaires durs fracturés du Portlandien (J9). La parcelle est en prairie permanente.

Le site se compose de cinq modalités agricoles équipées de lysimètres à mèches, correspondant à quatre variantes de fertilisation en sol profond (SP) et une modalité en sol superficiel (SS). La surface drainée par chaque lysimètre est de 0.125 m². Afin de prévenir d'éventuels risques de dysfonctionnement d'un lysimètre et pour ne pas avoir à intervenir et perturber l'expérimentation, trois lysimètres ont été installés pour chacune des 5 modalités. L'installation des lysimètres a été réalisée au cours de la semaine du 4 au 8 mars 2019. Le tableau suivant détaille les 5 modalités équipées.

*Tableau 1 : description des modalités de fertilisation comparées dans les 5 stations lysimétriques situés en sol superficiel (SS : 25 cm de profondeur) ou en sol profond (SP : 50 cm de profondeur).*

| Modalité | Lysimètres | Description |
|---|---|---|
| Agri sol profond (SP) | L1 à L3 | La fertilisation correspond aux pratiques de l'éleveur dans cette parcelle. Tout type de fertilisant est autorisé (engrais minéraux, fumier et purin) |
| Agri sol superficiel (SS) | L4 à L6 | |
| Fumier sol profond (SP) | L7 à L9 | Seul le fumier est autorisé dans cette modalité |
| Purin sol profond (SP) | L10 à L12 | Seul le purin ou le lisier est autorisé dans cette modalité |
| Témoin 0 Ferti sol profond (SP) | L13 à L15 | Témoin non fertilisé (bruit de fond de la minéralisation du sol) |

La présence d'une combe permet d'avoir un sol suffisamment profond pour permettre l'installation de lysimètres en limitant au maximum la perturbation du sol situé au-dessus. Les lysimètres en sol profond ont été insérés dans des niches creusées à l'extrémité de fossés permettant de les relier aux collecteurs d'eau. La surface supérieure des lysimètres est située à une profondeur de 50 cm de la surface du sol (Figure 14). Les trois lysimètres en sol superficiel, situés à une profondeur de 25 cm, ont été installés après avoir enlevé et remis le sol en veillant à conserver

les horizons. Cinq regards sont disposés en bordure de la parcelle pour collecter de manière indépendante les eaux des trois lysimètres d'une même station.




*Figure 13 : situation du site expérimental de Montmahoux sur fonds de carte IGN et photographiques.*

Le schéma ci-dessous décrit les dispositifs installés dans les parcelles.

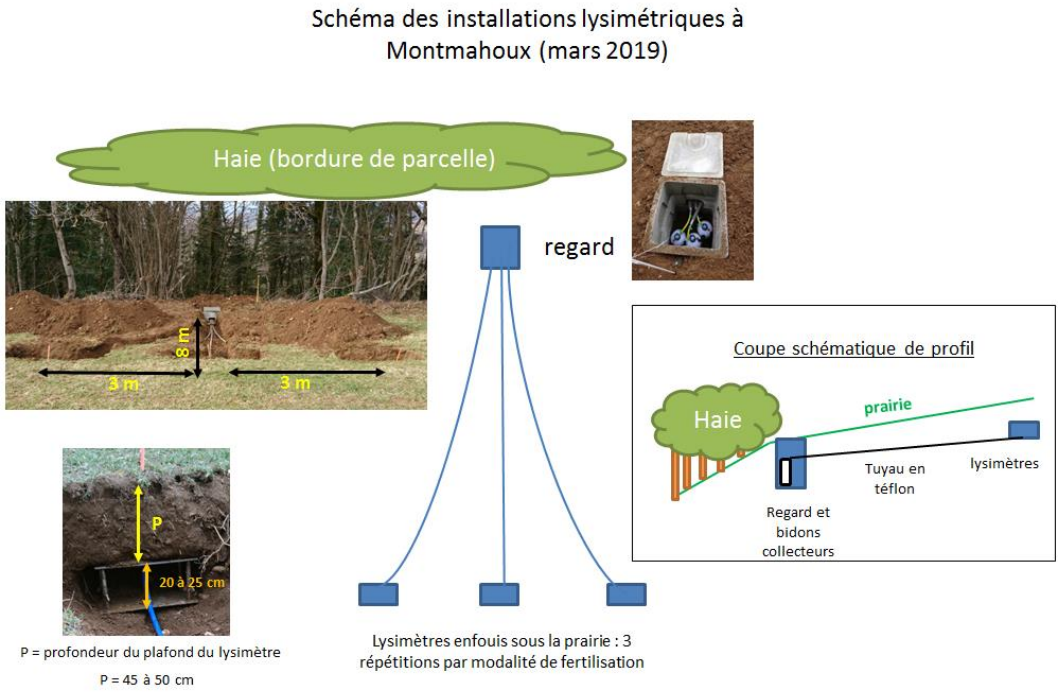



*Figure 14 : description et photographies réalisées lors de l'installation des lysimètres en mars 2019 à Montmahoux.*

Au moment de l'installation des lysimètres, les cinq modalités de fertilisation ont fait l'objet de profils de sol et de différentes analyses chimiques et biologiques, qui ont permis de vérifier l'homogénéité de la parcelle. Les analyses chimiques et biologiques ont été renouvelées en fin

d'expérimentation afin d'évaluer l'impact des différentes fertilisations sur les sols. Ces profils de sol et ces analyses sont détaillés dans la synthèse agricole détaillée de la tâche 3 de Nutrikarst. Le sol est un brunisol eutrique sur calcaire dur fissuré, de texture argilo-limoneuse (30 à 33 % d'argile et 55 à 57 % de limon). Il est légèrement acide (pH compris entre 6,1 et 6,4), avec un taux de matière organique d'environ 6 %.

### *b) Suivis hydrologiques et physico-chimiques*

Le suivi hydroclimatique et hydrologique est synthétisé sur la Figure 15 et porte sur :

- La pluviométrie et la température de l'air : poste pluviométrique à Montmahoux

- Les débits des pertes de Jérusalem et de la Vieille Folle, localisées respectivement en zone amont et zone aval du bassin d'alimentation. Un suivi continu de la conductivité électrique y est réalisé, ainsi qu'un suivi ponctuel des nutriments par préleveurs automatiques

- les débits à la source (données DREAL). Un suivi continu de la conductivité électrique y est réalisé, ainsi qu'un suivi continu des teneurs en nitrates à l'aide d'une sonde spectrométrie UV-Vis (s::can)

- 2 sondes CTD (conductivité électrique[4], température, profondeur) placées dans le collecteur et relevées par le GIPEK permettent de suivre les niveaux d'eau et la minéralisation en 2 points amont et aval du collecteur en zone non saturée.

De manière ponctuelle, des prélèvements d'eau sont réalisés dans les différents sites pour des analyses des nutriments, ainsi que des analyses chimiques et isotopiques ($^{15}N/^{14}N$ et $^{18}O/^{16}O$, cf. Section 3.3).

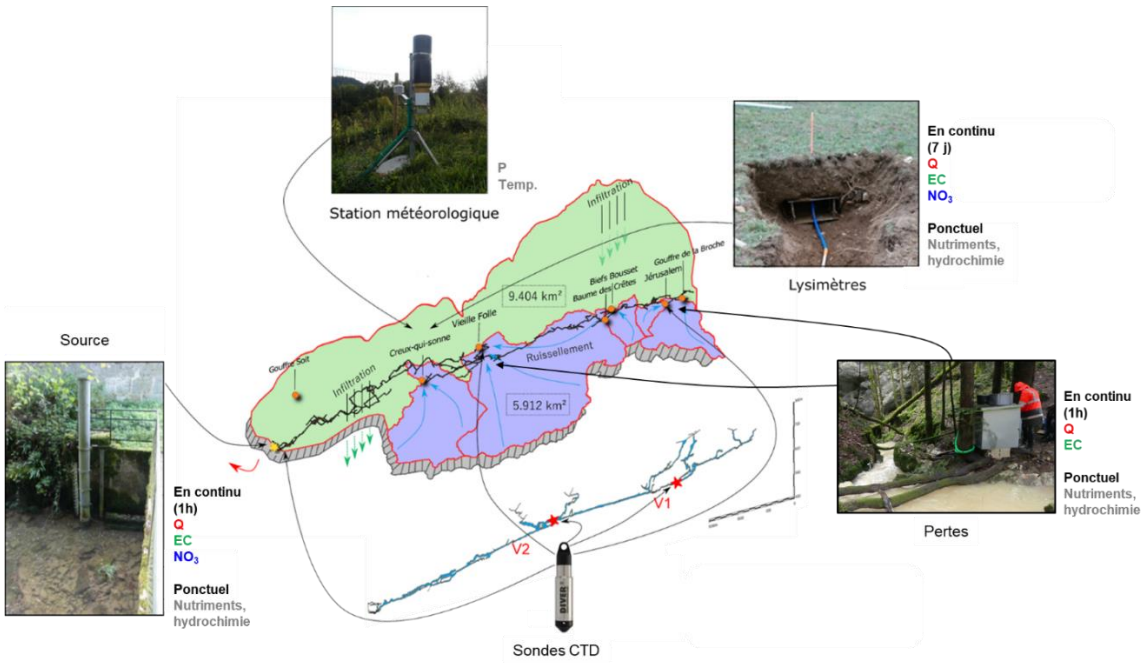



*Figure 15 : Carte de localisation des suivis physico-chimiques au sein du site pilote de l'hydrosystème du Verneau (Q : débit, EC : conductivité électrique, P : pression)*

[4] Toutes les données de conductivité électrique sont des valeurs corrigées à 25°C

### 3.1.2 Données acquises sur la Loue (profil en long)

Les données utilisées proviennent de deux campagnes réalisées au cours du projet, en juin 2021, ainsi qu'en octobre 2022. L'acquisition des données a été réalisée à l'aide de 2 sondes continu : CTD et spectro-lyser SCAN (NO3), doublées d'une sonde manuelle, et d'un GPS, depuis une embarcation. Cette acquisition a été réalisée à un pas de temps de 2 minutes sur le tronçon navigable de la Loue, c'est-à-dire depuis la base canoé de Lods jusqu'à Chenecey-Buillon. Depuis l'embarcation, il a été possible de compléter les mesures directes à la source du Maine, la source de l'Ecoutôt et le Lison à la confluence.

Le traitement des données consiste à croiser les données de localisation GPS et des 2 sondes continu sur la base des temps synchrones d'acquisition. Une validation des données a été réalisée en déclassant les données lors des passages de seuils.

Ces données de 2 campagnes sont complétées par l'analyse des données issues des campagnes hydrochimiques mensuelles en 8 points de la Loue et sur une vingtaine de sources (cf rapport NUTRI-Karst T2 – Charlier et al., 2024, pour le détail des sites échantillonnés).

### 3.1.3 Données temporelles collectées

Les données temporelles hydrologiques, physico-chimiques et hydrochimiques sur la zone d'étude sont détaillées dans le Tableau 2.

*Tableau 2 : Récapitulatif des données temporelles disponibles à différents pas de temps.*

| Type de suivi | Paramètres mesurés | Unités | Pas de temps | Période de collecte ou d'acquisition | Station |
|---|---|---|---|---|---|
| Hydro-climatique | Pluie (P) | mm | Journalier | 2000-2023 | Levier (Météo France), Montmahoux (BRGM) |
| | Débit (Q) | $m^3/s$ | Journalier | 2000-2023 | Le Verneau à Nans-Sous-Sainte-Anne, Le Doubs à Cluse-et-Mijoux, Doubs, Ville-du-Pont, la Loue à Vuillafans, Chenecey-Buillon, le Lison à Nans-Sous-Sainte-Anne (DREAL<br>La source de la Loue (EDF) |
| Physico-chimique | Débit<br>Conductivité électrique[5] (EC) | $m^3/s$<br>$\mu S\ cm^{-1}$ | 1h | 11/2015-11/2023 | Doubs à Arçon,<br>Source de la Loue à la vasque, Loue à Vuillafans, Lison à Nans-Sous-Sainte-Anne, Loue à Chenecey (réseau QUARSTIC), Source de la Loue à la vasque depuis 2021 (BRGM) |
| Nutriments | Nitrates (NO3) | mg/L | Journalier ou bihebdomadaire | Depuis 2002 pour GBM<br><br>réseau QUARSTIC : 11/2015-11/2023 | réseau QUARSTIC : Doubs à Arçon, Source de la Loue à Ouhans au niveau de la vasque, Loue à Vuillafans, Lison à Nans-sous-Sainte-Anne, Loue à Chenecey |
| | Phosphates (PO4) | mg/L | | 11/2015-07/2018<br>& | GBM (Grand Besançon Métropole) : Loue à Chenecey |

[5] Toutes les données de conductivité électrique sont des valeurs corrigées à 25°C

| Type de suivi | Paramètres mesurés | Unités | Pas de temps | Période de collecte ou d'acquisition | Station |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | 11/2022-12/2023 | |
| | Phosphore total ($P_{tot}$) | mg/L | | 11/2015-07/2018 & 11/2022-12/2023 | |

Les données physico-chimiques et de nutriments sont issues du réseau QUARSTIC (Charlier et al., 2018; Daudey et al., 2023). C'est un réseau qui a été mis en place pour suivre en continu la qualité des eaux souterraines et de surface sur le Doubs, la Loue, et le Lison, en se focalisant sur les paramètres physico-chimiques et les nutriments. Le réseau QUARSTIC compte cinq stations de surveillance (Figure 12 et Figure 16) :

- la station ARC sur la zone des pertes du Doubs à Arçon,
- la station OUH à la source Loue à Ouhans,
- la station NAN à la source Lison à Nans-sous-Sainte-Anne,
- la station VUI sur la Rivière Loue,
- la station CHE sur la Rivière Loue à la sortie du bassin.

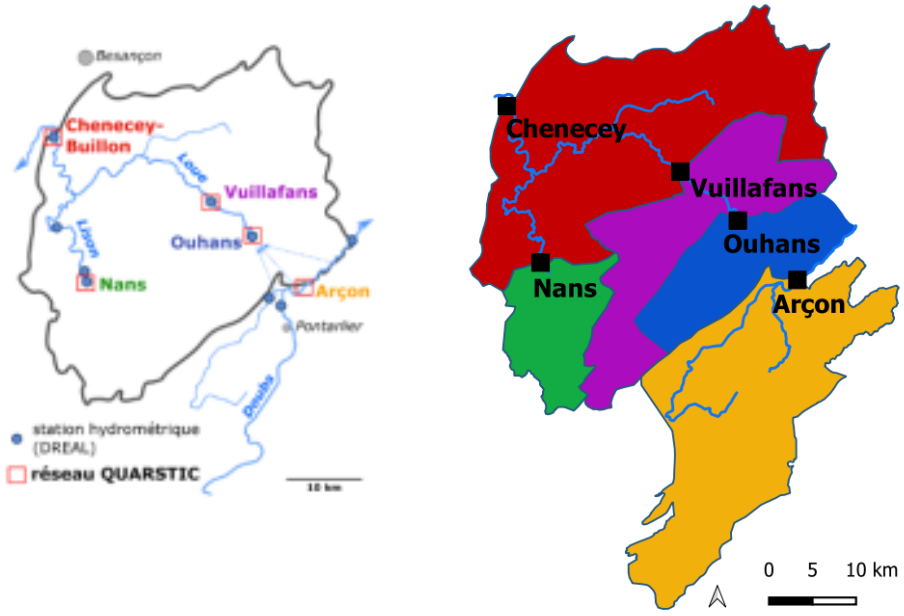



*Figure 16 : Localisation des données présentées pour les 5 stations QUARSTIC (Charlier et al., 2018).*

Les données de débit du Doubs à Arçon sont calculées comme la somme des débits des deux stations du Doubs à Doubs [code Banque Hydro U2022020] et du Drugeon à Vuillecin [code Banque Hydro U2035025].

Seules les données en nutriments validées comme correctes sont utilisées pour les calculs d'indicateurs statistiques et les bilans de matière (estimation des flux). Les concentrations inférieures à la limite de quantification ont été estimées par défaut à la moitié de la valeur de la limite de quantification pour chaque paramètre.

## 3.2 APPROCHES HYDRO(GEO)LOGIQUES

### 3.2.1 Bilan hydrologique

L'analyse des bilans hydrologiques est uniquement appliquée à l'hydrosystème du Verneau (voir chapitre 5). La Figure 17 présente les différentes composantes (détaillées dans cette section) du bilan hydrologique utilisées pour l'approche globale et l'approche mensuelle qui tient compte des modalités de recharge diffuse sur la partie calcaire (vert) et localisée sur la partie marneuse (violet).

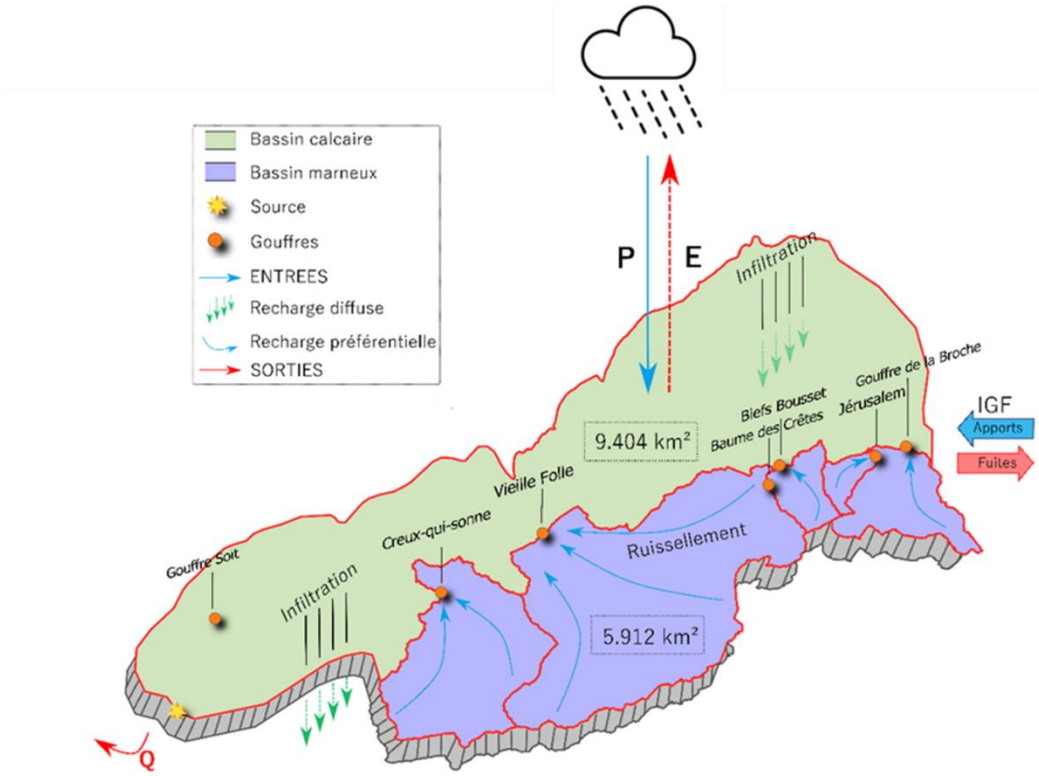



*Figure 17 : Composantes du bilan hydrologique de l'hydrosystème karstique du Verneau (Q : débit, P : pluie, E = Evapotranspiration), différenciant les modalités de recharge localisée issue des marnes et diffuse sur le calcaire.*

#### *a) Bilan annuel tenant compte des IGF (Interbasin groundwater flow)*

La méthode de bilan hydrologique appliquée est celle proposée par Le Mesnil et al. (2020) pour les bassins non conservatifs. Dans le cas de basins dits conservatifs, la somme des flux entrants par les précipitations P est égale à celle des flux sortants par évapotranspiration E et par écoulements à l'exutoire Q :

$$P = Q + E$$

Dans ce cas, E peut être déduit par différence de P et Q, connus.

Dans le cas de basins dits non-conservatifs, il existe des échanges souterrains interbassins (IGF pour *Interbasin groundwater flow*), qui peuvent être positifs (flux sortants vers un autre bassin), ou négatifs (flux entrants depuis un autre bassin) :

IGF = P – Q – E

Pour estimer IGF, il faut connaître les 3 autres composantes du bilan, et notamment E. Dans cette étude, E a été estimé à partir de la moyenne des 3 méthodes de Thornwaite (1948), Dingman (2002) et du modèle GR4J (Edijatno et al, 1999). Le logiciel ESPERE (Lanini & Caballero al, 2020) a été utilisé pour ce calcul à partir des données fournies dans le Tableau suivant. Le pas de temps de calcul est journalier.

*Tableau 3 : Paramètres et données à renseigner dans le logiciel ESPERE afin de simuler la pluie efficace.*

| Paramètres initiaux | Données en entrée | Données en sortie |
|---|---|---|
| - Réserve utile maximale = 100 mm<br>- Surface de l'impluvium = 15.32 km² | - P journalière en mm<br>- ETP journalière en mm<br>- Température moyenne journalière en °C<br>- Q journaliers en m³/s | - E journalière en mm selon 3 méthodes (Thornwaite, 1948; Dingman, 2002; Edijatno et al., 1999) |

### b) *Bilan mensuel tenant compte des modalités de recharge*

Deux types de recharge sont considérées dans les aquifères karstiques : diffuse « R » et localisée « L ».

La recharge diffuse par les calcaires est estimée selon 2 méthodes :

- A partir des données lysimétriques installés Montmahoux (cf Chapitre 4). Les volumes (en L) sont cumulés sur le mois puis ramenés à la surface des lysimètres (0.125 m²) pour obtenir un volume en mm.
- A partir des 3 modèles de pluie efficace utilisés pour le bilan annuel et détaillée dans la section précédente.

La comparaison des flux issus de ces 2 méthodes (Figure 18) montre que seule l'utilisation des lysimètres possédant les flux les plus élevés (max) donnent des flux proches de ceux obtenus par le modèle (pente de la régression linéaire égale à 1). En raison de difficulté d'écoulements pour certains lysimètre obstrués, la valeur maximale des flux lysimétriques a été sélectionnée pour la suite de l'étude.

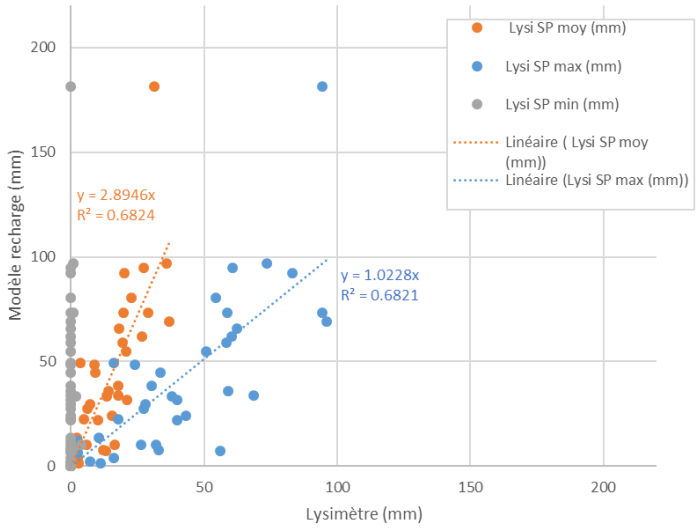



*Figure 18 : Comparaison de la recharge mensuelle estimée par les volumes d'eau des lysimètres en sols profonds (SP, i.e. 50 cm de profondeur) et par la moyenne des 3 modèles de recharge.*

La recharge localisée par les pertes est estimée à partir des suivis hydrométriques des 2 pertes de la Vieille Folle et de Jérusalem. Pour information, les débits moyens et débits spécifiques moyens des 2 pertes instrumentées sont reportés dans le tableau suivant.

*Tableau 4 : Paramètres hydrologiques moyens des 2 pertes de Jérusalem et de la Vieille Folle.*

| | Perte Jerusalem | Perte Vieille Folle |
|---|---|---|
| Aire du bassin versant ($km^2$) | 0.14 | 3.39 |
| Q_moy ($m^3/s$) | 0.015 | 0.109 |
| Qspec_moy ($m^3/s/km^2$) | 0.112 | 0.032 |

Le flux est extrapolé aux autres pertes non suivies (Creux qui sonne, Biefs Boussets, La Broche) en respectant la zone aval (Vieille Folle & Creux qui Sonne) et la zone amont (Jérusalem, Biefs Boussets, La Broche). Cette méthode a l'avantage de respecter la différence de débit spécifique entre les 2 pertes de Jérusalem (0.112 $m^3/s/km^2$) et de la Viville Folle (0.032 $m^3/s/km^2$). La composante L correspond donc à une estimation de l'ensemble des 5 pertes en fonction de la surface relative des bassins drainés :

$$L = Qspec_{Jerusalem}\left(Aire_{Jerusalem} + Aire_{Bief\ Boussets} + Aire_{La\ Broche}\right) + Qspec_{Vieille\ Folle}\left(Aire_{Vieille\ Folle} + Aire_{Creux\ qui\ Sonne}\right)$$

avec le débit spécifique $Qspec = Q/Aire$

### 3.2.2 Analyse évènementielle

Cette analyse a été réalisée sur les données de l'hydrosystème du Verneau. A partir des données horaires 2020-2023 de pluie de Montmahoux et de débit à la station hydrométrique du Verneau à Nans-sous-Anne, une sélection automatique des épisodes de crue a été mise œuvre sur la base d'une sélection des pluies les plus importantes (en cumul pour une période de 12h). Un total de 115 épisodes a été sélectionné, avec 80 monopics (1 seul pic de crue) et 35 multipics (au moins 2 pics de crue rapprochés ne permettant pas de séparer l'hydrogramme en crues monopics).

Pour chaque épisode de crue des indicateurs statistiques et descriptifs ont été calculés pour les différentes variables hydrologiques et physico-chimiques (pluie cumulée, volume écoulé, pic de crue, valeurs maximales et minimales de EC ou de NO3, etc…). Ces derniers permettront d'analyser les épisodes, de les comparer, de les classifier, d'identifier et de comprendre les processus mis en jeu.

Le débit de base des crues a été filtré à l'aide de la méthode de Lyne & Hollick (1979).

### 3.2.3 Calcul des pertes du Doubs vers la Loue

Une estimation des pertes est réalisée à partir du différentiel entre le débit aval (Doubs à Ville-du-Pont) et le débit amont de la zone de pertes matérialisé par les apports du Drugeon à Vuillecin, et du Doubs à Cluse-et-Mijoux. Lorsque le différentiel est négatif, c'est-à-dire qu'il y a plus de sorties à Ville-du-Pont que d'apports, du fait de ruissellement sur la zone de Pontarlier et plaine d'Arlier, une valeur théorique est fixée à 4 $m^3/s$. Cette valeur est basée sur l'analyse des chroniques de pertes (Figure 19), qui montre qu'en dehors des épisodes pluvieux, les pertes calculées par différence plafonnent à cette valeur.

Nous faisons alors l'hypothèse que ces pertes sont masquées par des apports du sous-bassin, et non pas nulles en périodes de hautes eaux :

$$Q_{diff}(t) = Q_{Ville-du-Pont}(t) - Q_{Vuillecin}(t) - Q_{Cluse-et-Mijoux}(t)$$

$$Q_{pertes}(t) = \begin{cases} Q_{diff}(t) \times -1 & si\ Q_{diff}(t) < 0 \\ Q_{pertes_théoriques} & si\ Q_{diff}(t) \geq 0 \end{cases}$$

Une incertitude sur la contribution des pertes a été estimée sur la base de valeurs de $Q_{pertes_théoriques}$ minimale et maximale de respectivement 1 et 6 m³/s, encadrant la valeur de 4 m³/s (Figure 19).

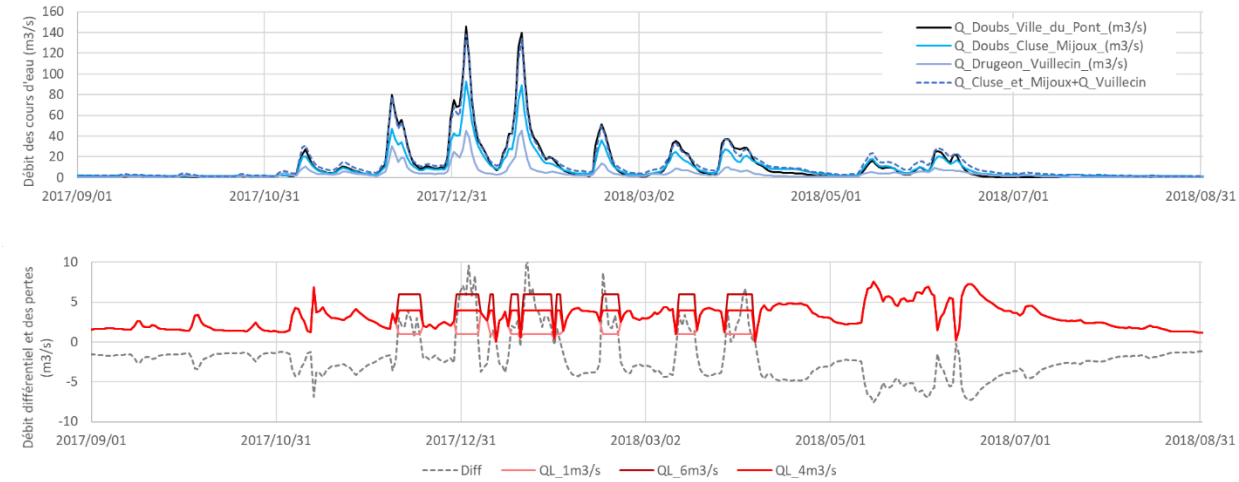



*Figure 19 : Exemple d'une chronique de pertes du Doubs calculées à partir du différentiel entre les 3 stations hydrométriques (Cluse et Mijoux + Vuillecin – Ville du Pont) ; les 2 courbes rose et bordeaux fournissent une incertitude sur les valeurs de pertes théoriques en périodes de crue*

### 3.2.4 Traçages artificiels (Verneau)

Les signaux mesurés par le fluorimètre ont été traités selon la même méthode que pour l'analyse de la restitution du multi-traçage des pertes du Doubs (rapport NUTRI-Karst T2 – Charlier et al., 2024), à savoir :

- La correction d'interférence entre les deux traceurs utilisés (uranine et sulforhodamine) ;
- La suppression du bruit de fond naturel lié à la présence de fluorophores naturels et à la diffusion de lumière par les particules.

La Figure 20 présente un exemple de calcul d'évolution du bruit de fond sur un traçage réalisé sur le Verneau, où :

- L1Corr et L2Corr sont les signaux des optiques dédiées au suivi de l'uranine et de la sulforhodamine respectivement, après correction des interférences entre les 2 traceurs présents simultanément,
- L1Nat et L2Nat correspondent à l'évolution naturelle calculée des signaux L1Corr et L2 Corr en l'absence de traceur. Le calcul des signaux L1Nat et L2Nat est issue d'une régression multilinéaire utilisant les signaux L3Corr et L4 (non indiqués) pour recalculer L1Corr et L2Corr sur les périodes non influencées par la présence de traceurs (périodes surlignées en rose sur la figure.

La différence L1Corr-L1Nat et L2Corr-L2Nat permet d'obtenir le signal net, qui est converti en concentration (pour cet essai - T4 dans le Tableau 22).




*Figure 20 : Exemple de calcul d'évolution du bruit de fond sur un traçage réalisé sur le Verneau, avec les signaux bruts (graphique du haut) et les concentrations calculées en ppb (graphique du bas).*

### 3.2.5 EMMA

L'approche *End-member mixing analysis* (EMMA) permet de déconvoluer un hydrogramme de crue en 3 composantes définies chacune par un pôle. L'EMMA a été appliquée à la source du Verneau en résolvant les équations de bilan de masse suivantes pour chaque événement de crue au pas de temps horaire. Le choix de l'utilisation des variables de conductivité électrique (EC) et de NO3 dans EMMA a été motivé par le fait qu'il est possible de faire des hypothèses sur les valeurs typiques de EC et NO3 représentatives de 3 compartiments différents de l'aquifère karstique :

$1 = f1 + f2 + f3$

$U = U1.f1 + U2.\ f2 + U3.f3$

$V = V1.f1 + V2.f2 + V3.f3$

où fi est la proportion du pôle i au le débit de la source. U et V correspondent au mélange à la source des 3 pôles i pour 2 variables choisies ; Ui et Vi représentant les valeurs des 2 variables utilisées pour chaque pôle.

## 3.3 APPROCHE GÉOCHIMIQUE

### 3.3.1 Généralités

Les isotopes environnementaux sont naturellement présents dans l'hydrosphère par opposition aux traceurs artificiellement introduits dans un système afin d'étudier son comportement. Le point commun des applications des traceurs est la notion de source (origine) et d'histoire (évolution au sein du réservoir). L'origine de l'eau souterraine est sa recharge à un instant et à un endroit donné, c'est la notion de source. Mais cette eau peut avoir partiellement changé de phase ou avoir réagi avec son environnement, c'est la notion d'histoire.

La composition chimique d'une eau est en partie déterminée par son environnement naturel (composition des eaux de recharge, activité biologique et interaction au sein de la zone saturée, échanges au sein de l'aquifère) mais reflète également l'impact des activités anthropiques. La chimie des eaux donne une indication quant à l'ampleur du phénomène de pollution ainsi que sur les caractéristiques du milieu et peut ainsi apporter des éléments de contrainte aux mécanismes géochimiques mis en jeu. Pour cette étude, les analyses des éléments majeurs seront couplées aux analyses isotopiques.

### 3.3.2 Principes de l'utilisation des isotopes du nitrate

Les isotopes du nitrate ($^{15}N/^{14}N$ et $^{18}O/^{16}O$) sont utilisés pour caractériser les sources d'azote dans les eaux de surface et souterraines. Le fait que la signature isotopique des nitrates change de manière systématique lors de la réduction des nitrates permet la mise en évidence de dénitrification naturelle au sein des aquifères. En absence de phénomène de dénitrification (information apportée par les signatures δ15N et δ18O des NO3), la méthodologie permet de distinguer nettement les sources organiques des sources minérales. Lorsque plusieurs sources organiques de nitrate existent (fumiers, lisier, effluents de fromagerie) leurs identifications nécessitent l'utilisation d'outils complémentaires comme les isotopes du bore.

### 3.3.3 Principes de l'utilisation des isotopes du bore

Le bore est un élément quasi omniprésent dans l'eau qui présente d'importantes variations isotopiques dans le milieu naturel, ce qui le prédispose à la discrimination des différentes sources de pollution. Les isotopes du bore ne sont pas fractionnés par les mêmes processus que l'azote ce qui renforce l'intérêt d'un couplage de ces isotopes dans l'analyse. Dans la présente étude, les isotopes du bore ($^{11}B/^{10}B$) permettront de mieux discriminer les sources organiques d'azote.

### 3.3.4 Suivis hydrochimiques et isotopiques

Ces suivis ont été réalisés de manière ponctuelle lors de 2 campagnes spatiales dans des conditions hydrologiques contrastées : en basses eaux en septembre 2022 et en crues de reprise en novembre 2020. Les prélèvements en lysimètres ont été réalisés en novembre 2022 lors de la reprise des écoulements dans le sol après la période estivale.

#### *a) Observation dans le sol*

Le lysimètre dit 'témoin' (sur prairie, sans apports de nutriments) a permis de compléter le réseau d'observation en collectant les solutions de sol (Section 3.1.1). Ce lysimètre est enterré à 50 cm de profondeur. Les analyses ont été réalisées sur un mélange des eaux issues des 3 plaques de la parcelle Témoin.

#### *b) Observation des eaux souterraines*

Les sources qui ont été prélevées pour des analyses isotopiques de l'azote et du bore sont : les sources de la Loue vasque, canal et griffon, la source du Lison, du Verneau, et du Maine. Le Doubs à Arçon a également été prélevé pour étudier les relations Doubs-Loue.

#### *c) Analyses*

Les analyses hydrochimiques des éléments majeurs ont été réalisées au laboratoire QUALIO à Besançon, les analyses isotopiques $\delta^{15}N_{-NO3}$ et $\delta^{18}O_{-NO3}$, couplée au $\delta^{11}B$ au BRGM d'Orléans.

## 3.4 ANALYSE DES NUTRIMENTS

### 3.4.1 Flux de N et P

Les flux journaliers [M. $T^{-1}$] en azote des nitrates N-NO3, en phosphore des phosphates P-PO4 ou en phosphore total Ptot sont estimés ainsi :

$$Flux(t) = Q(t).Conc.(t)$$

Avec Q le débit moyen journalier [$L^3$ $T^{-1}$], et Conc. la concentration journalière [M. $L^{-3}$] issue des prélèvements composites.

Sur les périodes où l'échantillonnage n'est pas journalier (bi-hebdomadaire ou hebdomadaire) ou les périodes de manque de données, les concentrations sont interpolées de manière linéaire.

Les flux annuels sont estimés en sommant les flux journaliers pour chaque cycle hydrologique défini du 1er septembre au 31 août de chaque année. Les flux annuels par unité de surface sont estimés sur les 5 sous-bassins délimités par les stations du réseau

- Doubs à Arçon (ARC)
- Loue à Ouhans (OUH)
- Lison à Nans-Sous-Sainte-Anne (NAN)
- Loue à Vuillafans (VUI) : sous-bassin intermédiaire encadré par les 2 stations OUH et VUI
- Loue à Chenecey-Buillon (CHE) : sous-bassin intermédiaire encadré par les 3 stations VUI, NAN et CHE.

La recharge de l'aquifère de la source de la Loue par les pertes du Doubs engendre une surestimation des flux sur la station OUH. Bien que le débit journalier des pertes atteigne plusieurs $m^3/s$ (section 3.2.2), il est difficile de corriger le bilan annuel car la variabilité des flux issus des pertes est très forte au cours de l'année entre les hautes et basses eaux et les périodes de crue et d'étiage. Une analyse des relations Doubs-Loue est présentée en Section 6.5.1 ; ceci doit donc être pris en compte dans l'interprétation des résultats.

Du fait de la consommation des nitrates liés à la production algale en période estivale au sein de certains tronçons de rivière, les flux annuels de N-NO3 du sous-bassin OUH-VUI encadré par Ouhans et Vuillafans sont négatifs. Une correction est apportée à la chronique de NO3 de Vuillafans pour mieux illustrer la réalité des flux exportés par l'eau pour ce sous-bassin. Les concentrations à Vuillafans et à Ouhans étant très proches en hautes eaux avant les périodes estivales de consommation de NO3 au sein de la rivière, nous avons attribué la concentration de Ouhans à la station de Vuillafans lors de ces périodes. Celles-ci sont identifiées grâce à l'augmentation de COT (carbone organique total) concomitante à la diminution de NO3 (cf. Charlier et al., 2018 – réseau QUARSTIC). Il faut donc considérer que les flux exportés sur les 3 autres stations de rivière (Arçon, Nans-sous-Sainte-Anne et Chenecey-Buillon) pourraient potentiellement être sous-estimés en considérant que l'export par la chaine trophique n'est pas quantifiable.

### 3.4.2 Modélisation du transfert des nitrates

Le modèle de transferts de nitrate utilisé est le modèle BICHE (Bilan CHimique des Eaux, développé au BRGM) qui simule les écoulements au sein d'un aquifère ou d'un bassin versant (Thiéry & Seguin, 1985 ; Surdyk et al., 2021). Les principaux mécanismes du cycle de l'eau sont modélisés à l'aide de lois physiques simplifiées, selon le principe développé dans le modèle GARDENIA (Thiéry, 2015). Ce principe repose sur un modèle hydrologique global à réservoirs, permettant de calculer, à partir de données météorologiques (précipitations, évapotranspiration potentielle), le débit à l'exutoire et/ou le niveau piézométrique en un point de la nappe libre sous-jacente.

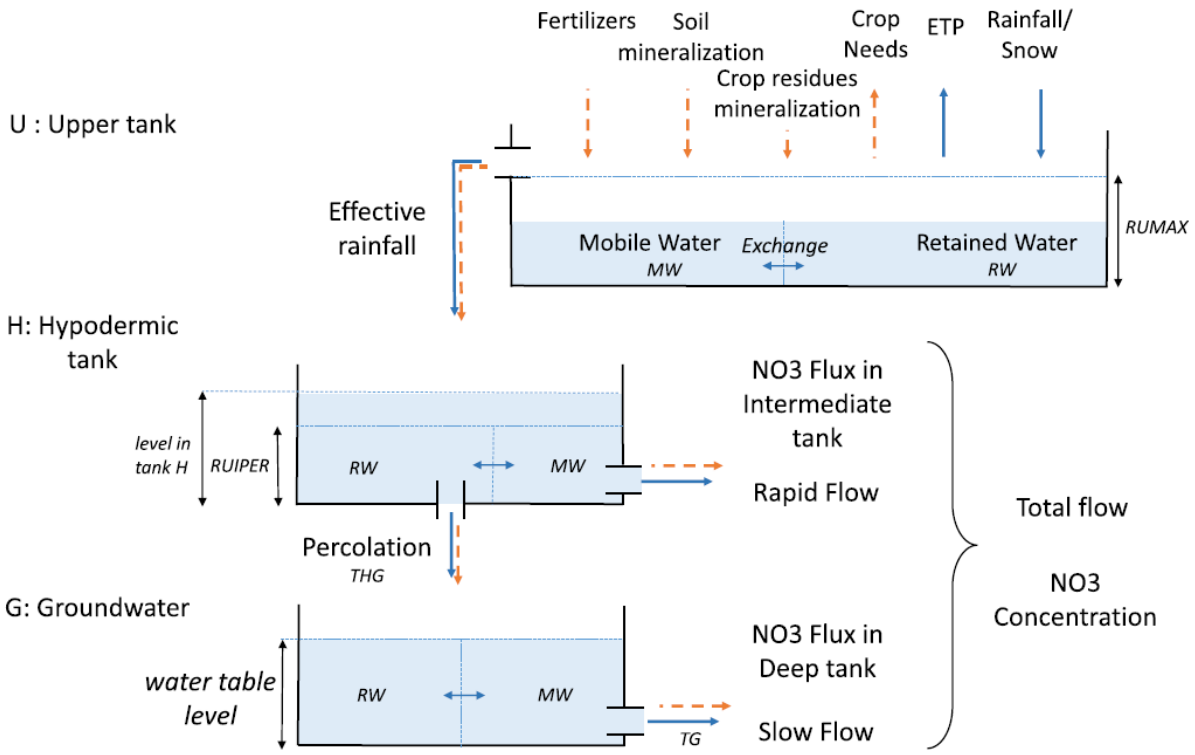



*Figure 21 : Structure du modèle BICHE (Surdyk et al., 2021)*

Le modèle simule les écoulements à travers une succession de réservoirs (généralement 2 ou 3 réservoirs en cascade). Les transferts entre réservoirs sont régis par des lois simples, décrites par les paramètres dimensionnels du modèle (capacité de rétention du sol, temps de transfert, seuils de débordement, etc.). Les paramètres et équations sont détaillés en Annexe 3.

Le principe de la simulation des transferts de nitrate est le suivant. En plus des apports d'eau par les pluies et des prélèvements par évapotranspiration, le réservoir superficiel du modèle intègre, à chaque pas de temps (par exemple, chaque jour), d'éventuelles applications de fertilisants et des prélèvements en nitrate par la végétation, en fonction de leurs besoins. La végétation ne peut prélever du nitrate que si celui-ci est disponible dans le réservoir superficiel, qui représente conceptuellement la zone racinaire. Parallèlement, du nitrate est produit par la minéralisation de la matière organique du sol et la décomposition des résidus végétaux après récolte. Le nitrate présent dans le réservoir superficiel est partiellement entraîné avec l'eau d'infiltration vers les deux réservoirs sous-jacents : le réservoir représentant la zone non saturée sous la zone racinaire, puis le réservoir souterrain représentant la nappe ou la zone saturée. A noter qu'un troisième réservoir souterrain peut être ajouté pour simuler 2 composantes au sein de la zone saturée.

Les quantités d'eau et de nitrate stockées ou transférées d'un réservoir à l'autre sont gérées par des paramètres internes du modèle. Le modèle dispose d'un module d'optimisation qui fait varier chaque paramètre dans un intervalle défini par le modélisateur, en fonction de valeurs qu'il juge plausibles, compte tenu du contexte du bassin et de son expérience du modèle. Étant donné que certains paramètres sont corrélés, il n'existe pas de solution unique : des résultats similaires peuvent être obtenus avec des paramétrages différents. Pour mieux contraindre le modèle, il est préférable de disposer de longues séries chronologiques, à la fois contrastées sur le plan des pratiques agricoles et de la météorologie, pour ajuster le modèle, tant sur des périodes de faibles que de fortes valeurs. Cette phase d'ajustement correspond au calage du modèle.

# 4 Pratiques agricoles et transferts de nutriments dans les sols

*Les résultats de ce chapitre sont un résumé du rapport détaillé « Pratiques agricoles et transferts de nutriments » (Tourenne, 2025) rédigé par la Chambre d'Agriculture Doubs-Territoire de Belfort. Le lecteur se réfèrera à ce document plus complet et plus détaillé pour une analyse plus fine des pratiques agricoles et des transferts dans le sol sur le bassin de la Loue.*

.

## 4.1 OBJECTIFS

Ce chapitre décrit les flux hydriques et de nutriments dans les sols des bassins calcaires, en lien avec les pratiques agricoles. Les données présentées s'appuient sur les suivis, analyses et enquêtes réalisées par la Chambre d'Agriculture entre 2019 et 2024 dans le bassin versant de la Loue et en particulier sur le site pilote de l'hydrosystème du Verneau présenté en Section 3.1.1.

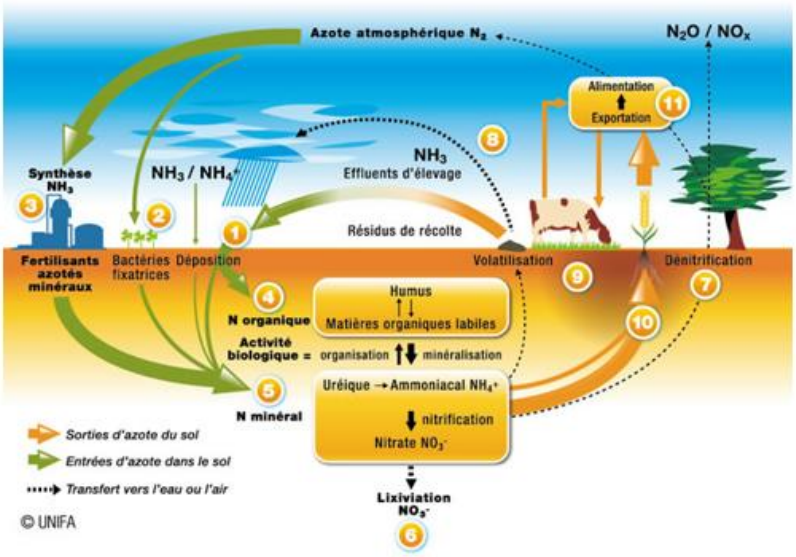
Une première **approche agronomique** vise à caractériser les différentes modalités de fertilisation dans les parcelles dédies au pâturage, en précisant les rendements et les reliquats azotés par type de fertilisation (organique/minérale).

Une deuxième **approche hydrologique** vise à préciser les flux et les transferts de nutriments dans le sol, en analysant les dynamiques de mobilisation des différentes formes d'azote et de phosphore.

Ces résultats alimenteront les chapitres sur les transferts depuis le sol jusqu'à la source (site pilote du Verneau en Chapitre 5) et dans les rivières (Chapitre 6). Ils sont également utilisés pour dimensionner la paramétrisation du modèle de transferts de nutriments appliqué sur la Loue (Chapitre 7).

## 4.2 SUIVIS AGRONOMIQUES REALISES SUR L'HYDROSYSTEME DU VERNEAU DE 2019 A 2023

Les flux en nitrates qui sont drainés sous la parcelle agricole du site pilote de l'hydrosystème du Verneau, à Montmahoux constituent l'une des composantes du cycle de l'azote (Figure 22). A l'échelle d'une parcelle agricole, d'autres composantes de ce cycle peuvent également être mesurées : l'azote épandu sous forme d'effluents ou d'engrais de synthèse, l'azote absorbé par les plantes et l'azote présent dans le sol sous forme minérale, provenant de la minéralisation de l'azote organique du sol, de la fixation par les légumineuses et des éventuels fertilisants épandus.




Entrées d'azote :
(1) apports de matière organique issue des élevages ou des activités anthropiques,
(2) fixation d'azote atmosphérique
(3) apports par les engrais de synthèse

Azote est présent dans le sol sous différentes formes :
(4) organique (3 à 5 T N/ha),
(5) minérale (quelques dizaines de kg N/ha)

Sorties d'azote :
(6) lixiviations ou lessivage sous forme de nitrates
(7) dénitrification
(8) volatilisation ammoniacale

Azote prélevé par les plantes (racines et parties aériennes) :
(9) prairies
(10) cultures

*Figure 22 : schéma du cycle de l'azote à l'échelle de la parcelle agricole, selon UNIFA.*

Afin de mesurer les compartiments facilement accessibles du cycle de l'azote, un suivi agronomique a été mis en place dans les 5 stations lysimétriques de Montmahoux sur la zone d'alimentation de l'hydrosystème du Verneau (présentation du site en Section 3.1.1). Ce suivi comprend la mesure régulière des hauteurs et croissances de l'herbe (non présenté dans le présent document, se référer à la synthèse agricole détaillée : Tourenne, 2025), des pesées et des analyses de l'herbe au moment des coupes (2 à 3 coupes selon les années) afin de calculer l'azote absorbé, la valeur fourragère de l'herbe et les indices de nutrition iP iK, ainsi que des prélèvements réguliers de terre pour mesurer le reliquat azoté dans le sol. Le reliquat azoté d'un sol est une mesure, à l'instant t, des formes minérales de l'azote : N-NO3 et N-NH4 exprimé en kg N/ha. L'ensemble de ces mesures permet également d'évaluer l'impact des pratiques de fertilisation sur le potentiel de production de l'herbe mais également sur les propriétés du sol et de son potentiel de minéralisation afin de mieux comprendre la dynamique des flux en nitrates. Le dispositif était initialement prévu pour une durée de 3 ans (2019 à 2021). Il a été prolongé lors du cycle hydrologique septembre 2021 à août 2022, en raison de l'absence d'étiage au cours de l'été 2021, afin de disposer de mesures synchrones avec celles réalisées par le BRGM. Les mesures des reliquats azotés se sont poursuivies jusqu'en février 2023 et celles des eaux drainées jusqu'en avril 2024, avec une fréquence de mesure réduite.

### 4.2.1 Fertilisation pratiquée dans les 5 stations suivies

#### *a) Les caractéristiques fertilisantes des effluents d'élevage*

Les effluents issus des élevages bovins constituent la principale source de fertilisants des élevages laitiers du massif du Jura. Ces effluents se présentent sous forme solide, fumiers et composts, lorsqu'ils sont associés à la paille de la litière ou sous forme liquide : purins issus des jus de fumière ou lisiers provenant directement des déjections des animaux. Les effluents liquides peuvent être plus ou moins dilués par les eaux de pluies (fosses non couverte ou alimentées en partie par des eaux de ruissellement) et par les eaux de lavage (eaux blanches, eaux vertes). Les effluents d'élevage présentent en conséquence des valeurs agronomiques et des propriétés qui leurs sont spécifiques et qui sont très variables d'une exploitation à l'autre.

Le Tableau 5 ci-dessous présente les valeurs agronomiques des analyses d'effluents d'élevage dans le département du Doubs, issues des références acquises par la Chambre d'Agriculture Doubs-Territoire de Belfort. Il est à noter une grande variabilité, d'un facteur deux à trois, des teneurs en éléments fertilisants mesurées d'une exploitation à l'autre pour un même type d'effluents, en lien avec la dilution, le niveau de paillage, le type de bâtiment et de stockage, … C'est la raison pour laquelle il est préconisé à chaque exploitation de disposer de ses propres analyses.

*Tableau 5 : résultats des analyses des effluents d'élevage dans le Doubs sur la période 2011-2024*

| Types d'effluents | Nbre analyses | % MS | pH | C/N | Eléments fertilisants en kg/T ou kg/m3 de produit brut | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | N Total | N min en % N total | P2O5 | K2O | CaO | MgO |
| Composts de bovins | 36 | 19,2% | 7,9 | 13,3 | 5,5 | 4% | 3,2 | 6,8 | 7,6 | 1,7 |
| Fumiers de bovins | 209 | 19,9% | 8,2 | 15,6 | 5,1 | 9% | 3,1 | 6,2 | 6,6 | 1,7 |
| Lisiers de bovins | 427 | 5,9% | 7,5 | 9,8 | 2,4 | 34% | 1,0 | 3,2 | 2,0 | 0,6 |
| dont lisiers dilués* | 162 | 3,3% | 7,6 | 9,8 | 1,7 | 38% | 0,6 | 2,3 | 1,2 | 0,4 |
| dont lisiers peu ou pas dilués* | 265 | 7,4% | 7,5 | 10,0 | 2,9 | 32% | 1,3 | 3,7 | 2,6 | 0,7 |
| Purins | 126 | 1,9% | 7,9 | 5,3 | 1,3 | 45% | 0,3 | 3,1 | 0,7 | 0,3 |
| Eaux vertes et blanches | 2 | 0,4% | ND | 3,5 | 0,5 | 68% | 0,2 | 0,5 | 0,2 | 0,1 |
| Lisiers porc lacto (CIA 25/90) | 15 | 2,0% | 7,8 | 2,5 | 2,5 | 56% | 1,0 | 2,9 | 0,6 | 0,4 |
| Lisiers porc lacto (Interporc 2012) | 7 | 2,1% | ND | 2,6 | 2,7 | 60% | 1,2 | 3,6 | 0,7 | 0,5 |
| Co-composts (Fumiers-déchets verts) | 844 | 35,4% | 8,4 | 14,0 | 7,4 | 1% | 3,8 | 5,9 | 26,7 | 2,5 |

** Lisiers dilués : fosses à ciel ouvert ou fosses couvertes diluées par des eaux de ruissellement et/ou des eaux vertes ou blanches.*
*Lisiers peu ou pas dilués : majoritairement des fosses couvertes sous caillebotis plus ou moins diluées par les eaux vertes et blanches.*

Les fumiers et composts sont constitués en partie de paille, ce qui leur confère un rapport C/N plus élevé et une plus faible disponibilité de l'azote à court terme. Plus de 90 % de l'azote se présente sous forme organique à minéralisation lente (plusieurs mois à plusieurs années). Ils sont également plus riches en potasse très présente dans la paille. Leur teneur en matière sèche et en éléments minéraux est plus élevée que dans les formes liquides.

Les effluents liquides, purins et lisiers, sont moins riches en carbone, ce qui leur confère un rapport C/N plus faible et une disponibilité de l'azote plus importante à court terme (quelques semaines à quelques mois). Leur teneur en matière sèche est faible et varie selon la dilution induite par les eaux de pluie (fosse non couverte) et les eaux de lavage. Leur teneur en éléments minéraux est également plus faible. La part de l'azote minéral sur l'azote total est plus élevée, environ 30 à 40 %, ce qui rend ces produits plus facilement sensibles aux pertes par volatilisation, lorsque les conditions météorologiques sont chaudes et venteuses et par lessivage, lorsque les apports sont réalisés sur des sols très humides ou avant des fortes pluies, en particulier quand les capacités d'absorption des plantes sont limitées : de la fin d'automne à la sortie de l'hiver.

Les effluents d'élevage contiennent du calcium et du magnésium qui leur confère un pH neutre à basique et qui leur permettent de participer à l'amélioration du statut calcique des sols.

### *b) La fertilisation mise en œuvre sur le site expérimental de Montmahoux*

Le tableau ci-dessous présente les analyses d'effluents d'élevage épandus sur le site expérimental de Montmahoux entre mars 2019 et octobre 2023. Chaque épandage a fait l'objet d'un échantillonnage pour analyse de la valeur agronomique au laboratoire. Ces analyses permettent de constater qu'en moyenne les effluents épandus sont proches des références départementales, avec cependant une assez forte variabilité entre analyses pour un même produit.

*Tableau 6 : Résultats des analyses d'effluents réalisées à chaque épandage sur le site expérimental de Montmahoux.*

| Date | Produit | %MS | pH | C/N | C orga % brut | MO % brut | Teneur en éléments fertilisants (en kg/T ou m3) | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | | N | N-NH4 | P2O5 | K2O | CaO | MgO |
| 17/03/2019 | Fumier de bovins | 21,0% | 7,8 | 18 | 9,7% | 19,4% | 5,26 | 1,11 | 4,35 | 3,78 | 5,86 | 1,5 |
| 01/04/2020 | Fumier de bovins | 23,6% | 7,9 | 22 | 10,8% | 21,7% | 4,73 | 1,44 | 3,76 | 3,84 | 5,11 | 1,54 |
| 08/03/2021 | Fumier de bovins | 21,0% | 7,5 | 18 | 9,4% | 18,7% | 5,01 | 0,73 | 3,75 | 4,92 | 4,13 | 1,45 |
| 05/09/2022 | Fumier de bovins | 29,5% | 8,6 | 15 | 11,0% | 22,1% | 7,07 | 0,18 | 5,08 | 7,17 | 11,1 | 3,31 |
| 06/03/2023 | Fumier de bovins | 19,6% | 8 | 18 | 8,5% | 17,0% | 4,73 | 0,78 | 2,85 | 5,33 | 4,59 | 1,37 |
| 24/10/2023 | Fumier de bovins | 22,2% | 8,5 | 12 | 8,7% | 17,4% | 7,21 | 0,17 | 7,34 | 8,82 | 7,78 | 2,54 |
| | **Moyenne** | **22,8%** | **8,1** | **17,2** | **9,7%** | **19,4%** | **5,67** | **0,74** | **4,52** | **5,64** | **6,43** | **1,95** |

| Date | Produit | %MS | pH | C/N | C orga % brut | MO % brut | Teneur en éléments fertilisants (en kg/T ou m3) | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | | N | N-NH4 | P2O5 | K2O | CaO | MgO |
| 10/09/2019 | Purin | 8,6% | 7,8 | 8 | 2,56% | 5,11% | 3,22 | 0,96 | 1,86 | 3,1 | 3,39 | 1,23 |
| 01/10/2020 | Purin | 0,5% | 8,2 | 4 | 0,10% | 0,19% | 0,24 | 0,18 | 0,14 | 1,45 | 0,17 | 0,13 |
| 03/04/2021 | Purin | 3,3% | 7,4 | 6,8 | 0,81% | 1,62% | 1,2 | 0,26 | 0,39 | 0,92 | 1,44 | 0,3 |
| 27/09/2021 | Purin | 15,4% | 7,8 | 10 | 2,94% | 5,87% | 2,75 | 0,43 | 1,52 | 1,57 | 6,9 | 0,86 |
| 14/09/2022 | Purin | 0,5% | 8,1 | 0,8 | 13,00% | 25,00% | 1,53 | 0,48 | 0,08 | 0,16 | 0,28 | 0,06 |
| 08/03/2023 | Lisier de bovins | 1,6% | 7,9 | 6,6 | 0,69% | 1,37% | 1,05 | 0,32 | 0,41 | 1,82 | 0,69 | 0,3 |
| 03/10/2023 | Purin | 8,8% | 7,5 | 10 | 2,15% | 4,31% | 2,11 | 0,41 | 1,22 | 1,43 | 4,41 | 0,63 |
| | **Moyenne** | **5,5%** | **7,8** | **6,6** | **3,2%** | **6,2%** | **1,73** | **0,43** | **0,80** | **1,49** | **2,47** | **0,50** |

Les apports de fertilisants effectués sur les 5 modalités de l'expérimentation (4 modalités avec apports & 1 modalité témoin) sont décrites dans le tableau ci-après. La modalité agriculteur est celle qui présente le plus de variabilité dans les dates d'apport ou dans les types de fertilisants épandus : engrais de synthèse, fumier et purin. Ces épandages correspondent aux pratiques de l'éleveur pour la parcelle dans laquelle s'insère le dispositif expérimental. Ils peuvent être conditionnés par des différents critères : les besoins en fourrages de l'année, le prix des engrais, la disponibilité des effluents d'élevage sur la ferme,… Cette modalité se décline selon deux profondeurs de sol (modalité Agriculteur en sol profond et Agriculteur en sol superficiel). Dans les autres modalités en sols profonds, le protocole d'expérimentation n'autorise que les effluents solides (modalité Fumier) ou des effluents liquides (modalité Purin). Enfin, une modalité Témoin 0 ou Témoin non fertilisé n'a reçu aucune fertilisation ni sous forme d'engrais, ni sous forme d'effluents d'élevage au cours de la durée de l'expérimentation. Cette modalité permet de caractériser les fournitures naturelles du sol.

En fin d'expérimentation, à la demande du BRGM qui souhaitait mesurer les isotopes de l'azote dans la lame drainante, les modalités Fumier et Purin ont reçu des quantités majorées d'effluents d'élevage, qui dépassent les pratiques habituelles de fertilisation : apports de fumier au cours de l'automne 2022, du printemps 2023 et de l'automne 2023 dans la modalité Fumier et apport de purin en automne 2022, de lisier provenant d'une exploitation voisine au printemps 2023 et de purin en automne 2023 dans le modalité Purin. L'objectif de ces apports majorés étaient de générer une perte plus importante de nitrates dans la lame drainante du cycle hydrologique 2023-2024 afin de pouvoir y mesurer les isotopes de l'azote.

*Tableau 7 : détails des apports de fertilisants sous forme d'engrais minéraux de synthèse et d'effluents d'élevage de 2019 à 2023 : date d'apport, type de produit, apports minéraux en kg/ha et modalité de fertilisation concernée ; notez l'absence d'apports sur le lysimètre 'Témoin'.*

| Campagne | Date | Poste | Produit | Dose/ ha | Unités | Type ferti | Fertilisation à la parcelle (unités/ha) | | | | | | | | AGRI PROFOND | AGRI SUPERFICIEL | FUMIER | PURIN | TEMOIN 0 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | | N | N-NO3 | N-NH4 | N-Uréique | P2O5 | K2O | CaO | MgO | | | | | |
| 2018-2019 | 17/03/2019 | Fertilisation | Fumier de bovins | 30 | T | organique | 158 | | 33 | | 131 | 113 | 176 | 45 | X | X | X | | |
| 2019-2020 | 10/09/2019 | Fertilisation | Purin | 30 | m3/ha | organique | 97 | | 29 | | 56 | 93 | 102 | 37 | | | | X | |
| | 01/04/2020 | Fertilisation | Fumier de bovins | 15 | T/ha | organique | 71 | | 22 | | 56 | 58 | 77 | 23 | X | X | X | | |
| | 06/06/2020 | Fertilisation | Engrais minéral 22 6 5 + 12 $SO_3$ | 150 | kg/ha | minéral | 33 | 15 | 18 | | 9 | 8 | | | X | X | | | |
| 2020-2021 | 01/10/2020 | Fertilisation | Purin dilué | 20 | m3/ha | organique | 5 | | 4 | | 3 | 29 | 3 | 3 | X | X | | X | |
| | 08/03/2021 | Fertilisation | Fumier de bovins | 25 | T/ha | organique | 125 | | 18 | | 94 | 123 | 103 | 36 | X | X | X | | |
| | 03/04/2021 | Fertilisation | Purin | 24 | m3/ha | organique | 29 | | 6 | | 9 | 22 | 35 | 7 | | | | X | |
| | 08/05/2021 | Fertilisation | Engrais minéral 17/0/0 | 250 | kg/ha | minéral | 42,5 | | 30 | 12,5 | | | | | X | X | | | |
| 2021-2022 | 27/09/2021 | Fertilisation | Purin | 40 | m3/ha | organique | 110 | | 17 | | 61 | 63 | 276 | 34 | | | | X | |
| 2022-2023 | 05/09/2022 | Fertilisation | Fumier de bovins* | 20,8 | T/ha | organique | 147 | | 4 | | 106 | 149 | 231 | 69 | | | X | | |
| | 14/09/2022 | Fertilisation | Purin* | 40 | m3/ha | organique | 61 | | 19 | | 3 | 6 | 11 | 2 | | | | X | |
| | 06/03/2023 | Fertilisation | Fumier de bovins* | 29 | T/ha | organique | 137 | | 23 | | 83 | 155 | 133 | 40 | | | X | | |
| | 08/03/2023 | Fertilisation | Lisier de bovins* | 31,25 | m3/ha | organique | 33 | | 10 | | 13 | 57 | 22 | 9 | | | | X | |
| 2023-2024 | 03/10/2023 | Fertilisation | Purin* | 20,83 | m3/ha | organique | 44 | | 9 | | 25 | 30 | 92 | 13 | X | X | | X | |
| | 24/10/2023 | Fertilisation | Fumier de bovins* | 33,8 | T/ha | organique | 244 | | 6 | | 248 | 298 | 263 | 86 | | | X | | |

En moyenne, pour les 5 années où les rendements ont été mesurés, les apports de fertilisants, réalisés entre l'automne 2018 et le printemps 2023 sont les suivants :

- Agriculteur en sol profond et en sol superficiel : 3 épandages de fumier, 1 épandage de purin et 2 apports d'engrais de synthèse : 87 kg N/ha/an, 59 kg $P_2O_5$/ha/an et 66 kg $K_2O$/ha/an,
- Fumier : 5 épandages : 128 kg N/ha/an, 94 kg $P_2O_5$/ha/an et 120 kg $K_2O$/ha/an,
- Purin : 4 épandages de purin et 1 épandage de lisier : 67 kg N/ha/an, 59 kg $P_2O_5$/ha/an et 66 kg $K_2O$/ha/an,
- Témoin non fertilisé : aucun apport.

### 4.2.2 Rendement et azote absorbé

#### *a) Selon les 5 modalités*

Les cinq modalités de fertilisation ont fait l'objet d'un suivi des rendements en herbe : quantité de biomasse produite, analyse des teneurs en azote, phosphore et potasse, des indices de nutrition iP-iK et de la valeur fourragère. Selon les conditions climatiques de l'année et la dynamique de repousse en fin d'été, deux à trois coupes ont été réalisées. Les rendements en herbe, mesurés par année et par modalité, sont décrits dans la synthèse agricole détaillée de la tâche 3 de Nutrikarst. Les principaux résultats sont présentés dans la figure ci-après : rendements cumulés (2 à 3 coupes selon les années) en T MS/ha mesurés entre 2019 et 2023 par modalité de fertilisation sur les 5 années de suivi.

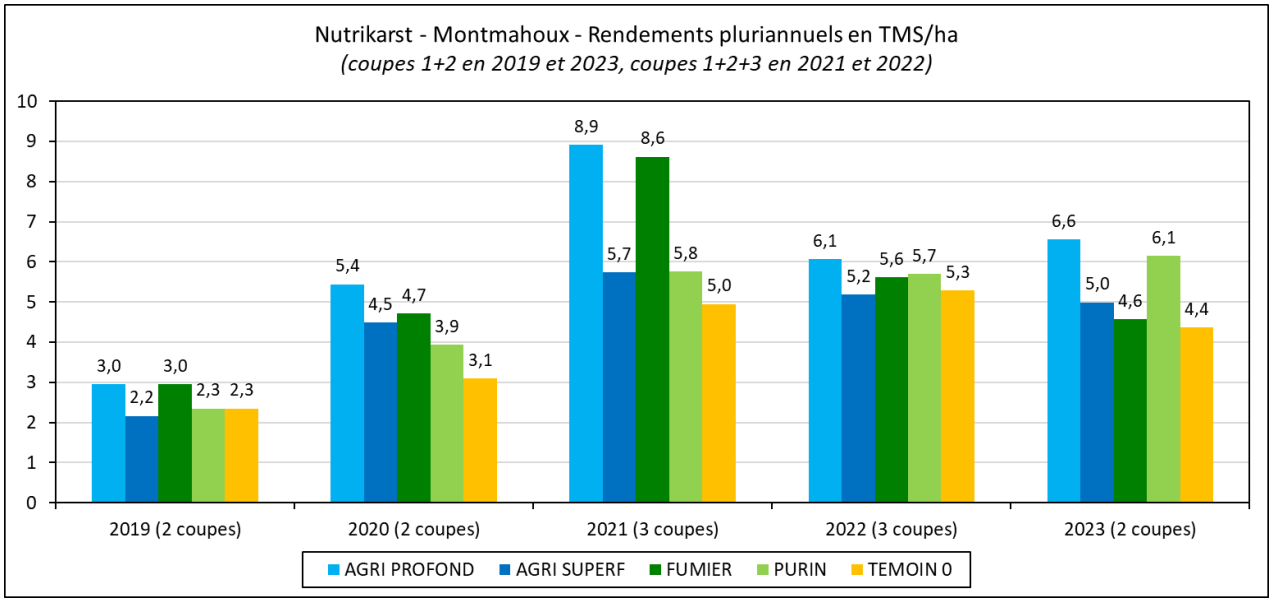



*Figure 23 : rendements cumulés en T MS/ha par année et par modalité de fertilisation au cours des 5 années de suivi.*

Cette figure permet de visualiser la variabilité interannuelle des rendements de la prairie permanente du site de Montmahoux, à l'image de celles du massif du Jura, fortement impactées par les conditions et les aléas climatiques de chaque année. Ces rendements peuvent varier d'un facteur 2 à 3 entre les années les plus favorables (pluies régulières et températures clémentes, comme en 2021) et les années les plus défavorables (canicule et déficit hydrique ou excès d'eau). Par ailleurs, les 5 années de suivi permettent de constater en moyenne l'impact de la faible réserve hydrique des sols superficiels, de l'effet des apports de fertilisants et des fournitures azotées du sol (témoin non fertilisé), comme présenté dans la figure ci-dessous.

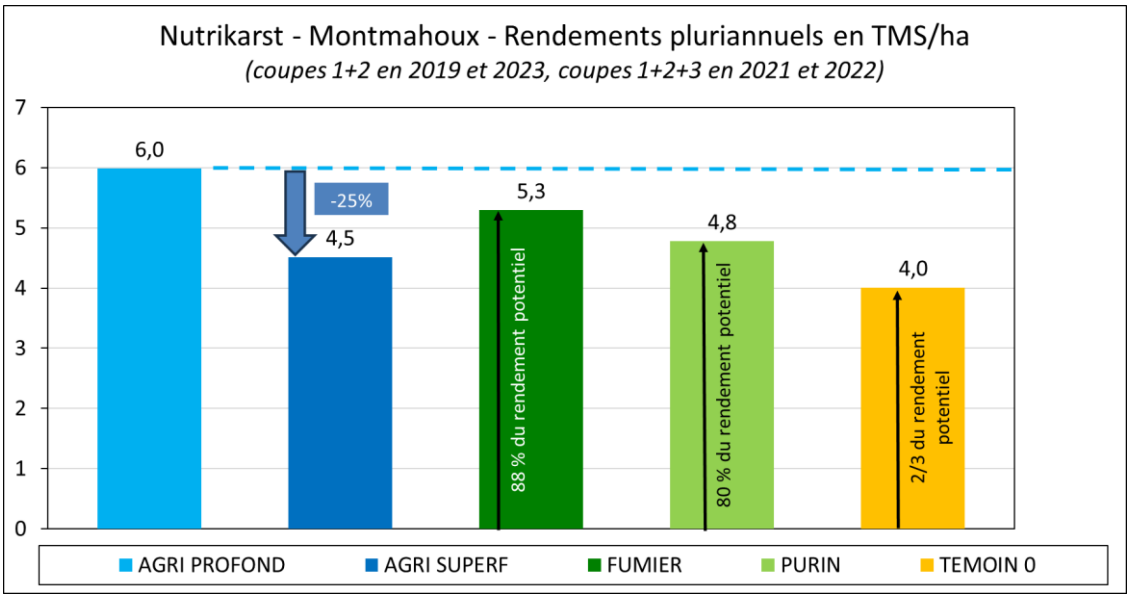



*Figure 24 : rendements moyens en T MS/ha sur les 5 années de suivi du site expérimental de Montmahoux entre 2019 et 2023.*

On peut ainsi constater que pour une fertilisation habituelle pratiquée (modalité agriculteur), représentative des pratiques des éleveurs du massif du Jura, la production en herbe de la prairie a atteint, en moyenne entre 2019 et 2023, 6 T MS/ha pour le sol profond. Dans cette modalité, la partie supérieure des lysimètres est installée à 50 cm de profondeur mais la profondeur totale du sol exploré par les racines est d'environ 80 cm. A fertilisation identique, un sol superficiel (environ 25 cm de profondeur) a réalisé, en moyenne un rendement de 4,5 T MS/ha, ce qui représente une diminution de 25 % du potentiel de la prairie. La modalité recevant régulièrement du fumier atteint 5,3 T MS/ha soit 88 % du rendement potentiel et la modalité recevant régulièrement du purin, avec des quantités apportées d'azote plus limitées, atteint 4,8 T MS/ha soit 80 % du potentiel. Le Témoin non fertilisé permet d'évaluer les fournitures en azote du sol - qui est également présente dans les autres modalités fertilisées. Ces apports en azote proviennent de la minéralisation de l'azote du sol et des légumineuses. Le rendement a atteint en moyenne 4 T MS/ha soit les 2/3 du rendement potentiel de la parcelle (Agriculteur en sol profond). Une production de 6 TMS/ha sur une surface de 100 ha permet de couvrir les besoins annuels théoriques en fourrage (herbe pâturée et récoltée) d'un cheptel de 100 UGB (soit une ferme de 65 vaches laitières avec les génisses pour le renouvellement du troupeau). Pour cette ferme, la perte de production d'une tonne de MS à l'hectare correspond au besoin en fourrages d'environ 10 vaches laitières et de 10 génisses, à compenser par du report de stock, de l'achat de fourrages et/ou par la diminution du troupeau.

La Figure 25 ci-dessous représente l'azote absorbé par la prairie, en kg N/ha cumulé (2 à 3 coupes selon les années) mesurés entre 2019 et 2023, ainsi que la moyenne de ces quantités d'azote, par modalité de fertilisation sur les 5 années de suivi. Les quantités d'azote absorbé sont calculées à partir du rendement (parties aériennes fauchées) et de la teneur en azote de chaque coupe. Pour tenir compte de l'azote absorbé par la plante entière, y compris par les racines et la partie basse des plantes non récoltées, l'azote absorbé par les parties aériennes est majoré de 25 %. L'azote absorbé provient de la minéralisation de l'azote présent dans la matière organique du sol, de la fixation de l'azote atmosphérique par les légumineuses, des apports d'engrais azotés et des effluents d'élevage, pour les modalités en recevant, et dans une moindre mesure des retombées atmosphériques. L'azote absorbé par la prairie dans le Témoin non fertilisé permet d'estimer les fournitures naturelles du sol.

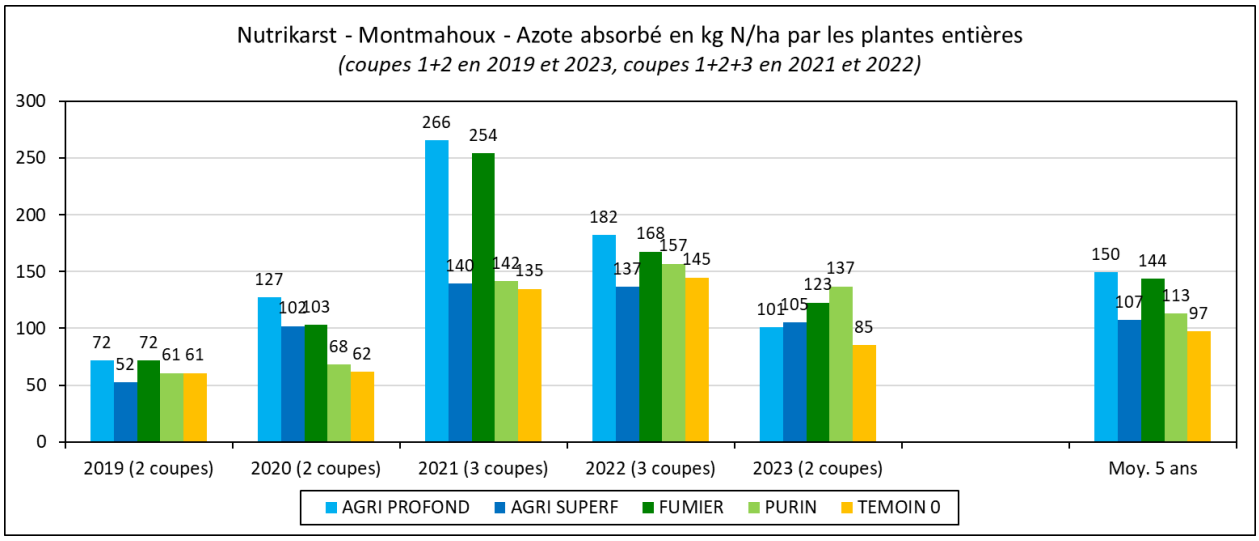



*Figure 25 : azote cumulé absorbé, plantes entières, en kg N/ha par année et par modalité de fertilisation au cours des 5 années de suivi.*

La variabilité interannuelle de l'azote absorbé est très élevée et varie d'un facteur 1 à 3 selon les années. Le potentiel d'azote minéralisé par la matière organique du sol a été estimée par analyse au laboratoire, pour cette prairie, à environ 120 kg N/ha/an. En moyenne l'azote absorbé par le témoin non fertilisé est de 97 kg N/ha, avec deux années où les fournitures naturelles d'azote ont dépassé la valeur théorique, en 2021 et 2022, qui sont également les années avec trois coupes récoltées.

### *b) Vulnérabilité des prairies dans un contexte de changement climatique*

L'élevage bovin lait du massif du Jura repose sur la production d'herbe destinée à l'alimentation des animaux. Cette production s'effectue sur des prairies dont les réserves en eau sont limitées par la profondeur du sol : 2/3 des sols sont superficiels (20 à 35 cm) à très superficiels (< 20 cm). L'augmentation des températures liées au changement climatique s'accompagne d'une augmentation de l'évapotranspiration et de l'assèchement des sols. Au-delà de 27°C on observe un arrêt de la production d'herbe, qui s'accentue en condition de stress hydrique des sols. Les pertes de rendements mesurées lors des années sèches et chaudes, atteignent fréquemment 20 à 30 %, et risquent de se multiplier à l'avenir. Une adaptation majeure du modèle agricole du massif du Jura est donc indispensable.

*Tableau 8 : rendements moyens, maximum et minimum de prairies en T MS/ha, relevés dans des essais ou dans les statistiques agricoles.*

| Source | Rendement | Rdt moyen en T MS/ha | Rdt maxi en T MS/ha | Rdt mini | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | en T MS/ha | Ecart à la moyenne |
| Essais prairies Chambre d'Agriculture 25/90 | Saône 2013 à 2015 | 7,5 | 8,6 (2013) | 5,4 (2015) | -28% |
| | Reugney2016 à 2018 | 6,6 | 7,9 (2016) | 5,5 (2017) | -17% |
| Agreste prairies du Doubs 2000 à 2020 | Prairies temporaires | 6,1 | 7,8 (2014) | 4,5 (2003) | -26% |
| | Prairies permanentes | 5,1 | 6,68 (2014) | 3,7 (2019) | -28% |

Le Tableau 8 représente les écarts de rendements mesurés ces dernières années dans des essais sur prairies de la Chambre d'Agriculture Doubs-Territoire de Belfort, ainsi que les rendements de la statistique agricole pour les prairies du Doubs.

***La mesure des analyses d'effluent et des rendements sur le site expérimental de Montmahoux a permis de montrer :***

1) ***la forte variabilité des résultats des effluents d'élevage produits dans une exploitation agricole, ce qui plaide en faveur de la réalisation régulière d'analyse des effluents afin de mieux ajuster les apports aux besoins des prairies et des cultures.***
2) ***l'effet des conditions météorologiques, dont l'impact est prépondérant sur les rendements et l'azote absorbé. Les années favorables avec des pluies régulières et un nombre limité de jours chauds (T° maximum >27 °C pour les prairies) permettent d'atteindre en moyenne 6 T MS/ha en 2 ou 3 coupes (et jusqu'à près de 9 T MS/ha en 2021) sur les sols profonds et 4,5 T MS/ha en sol superficiel. Les années défavorables la production d'herbe est fortement impactée, plus rarement sur la première coupe mais plus souvent en été et en automne, avec un rendement annuel ne dépassant pas 3 T MS/ha en sol profond et 2,3 T MS/ha en sol superficiel.***

3) ***l'effet des apports réguliers d'effluents d'élevage dans la prairie : la modalité Fumier avec un rendement moyen de 5,3 T MS/ha atteint 88 % du rendement potentiel, la modalité Purin avec 4,8 T MS/ha atteint 80 % du potentiel. A l'inverse l'absence total de fertilisation réduit le rendement potentiel de la parcelle de 33 %. D'autres essais récents de la Chambre d'Agriculture 25/90 ont montré que les apports de fumier épandus à l'automne étaient mieux valorisés que s'ils étaient épandus au printemps et permettent d'atteindre en moyenne 80 % du rendement potentiel de la parcelle. Pour les lisiers, les apports de printemps sont mieux valorisés que les apports d'automne et permettent d'atteindre en moyenne 90 % du rendement potentiel de la parcelle.***
4) ***les fournitures naturelles du sol en azote ont été estimées par l'azote absorbé dans le témoin non fertilisé, estimées à 97 kg N/ha/an. Elles permettent en moyenne d'atteindre 4 T MS/ha, soit les deux tiers du rendement potentiel de la parcelle lorsqu'elle est fertilisée.***

### 4.2.3 Disponibilité théorique de l'azote des effluents d'élevage

L'efficacité de l'azote épandu sur une culture dépend de nombreux facteurs : la culture réceptrice et ses périodes d'absorption de l'azote, le type de fertilisant, la période et la fréquence de l'apport, les conditions météorologiques au moment de l'apport,…

Le fertilisant épandu, qu'il s'agisse d'un engrais azoté de synthèse ou d'un effluent d'élevage, n'est jamais utilisé à 100 % par la culture réceptrice, en effet, une partie de l'azote peut être :

- perdue par la volatilisation ammoniacale, favorisée par les conditions chaudes et venteuses, qui concerne l'azote ammoniacal, présent en proportion plus importante dans les effluents liquides, et qui est favorisée lorsque la surface de contact avec l'air est importante (buses classiques comparées aux pendillards) ;
- perdue par dénitrification, qui affecte plutôt les sols de fond de vallée en situation hydromorphe, ce qui n'est pas le cas du site de Montmahoux ;
- perdue par le lessivage des nitrates par la lame drainante, en situation de sol drainant (P>ETP) et lorsque les cultures ne sont pas en phase active de croissance, et que la disponibilité en N est supérieure au besoin des plantes ;
- perdue par le ruissellement favorisé par la pente, l'occupation du sol, son état hydrique et par les précipitations survenant juste après l'apport ;
- réorganisée en azote organique par les micro-organismes et stockée dans la matière organique du sol.

Pour les effluents d'élevage, des références sont établies par les agronomes afin de fournir aux agriculteurs des coefficients d'équivalence engrais selon le type d'effluent, la fréquence et la période d'apport et la culture réceptrice. Pour les prairies, les références utilisées dans le département du Doubs sont présentées dans le Tableau 9.

Les effluents solides de type fumier ou compost sont d'autant plus efficaces que la fréquence d'apport est élevée : les apports des années précédentes favorisent le stockage de l'azote dans la matière organique du sol et contribuent à augmenter les fournitures annuelles azotées du sol, ce que l'on appelle l'« arrière-effet ». Un apport occasionnel de fumier sur prairie aura un coefficient équivalent engrais de 20 %, alors qu'un apport régulier (tous les ans ou 2 ans sur 3) aura un coefficient équivalent engrais de 50 %. Sur le massif du Jura on peut considérer que les apports sont réguliers et que le coefficient équivalent engrais des fumiers ou des composts est

proche de 50 % dans la plupart des situations. Il existe cependant une variation interannuelle en lien avec les conditions climatiques qui peuvent limiter l'efficacité des apports (excès d'eau, fortes températures, …). La période d'apport (automne ou printemps) influence peu la disponibilité de l'azote des effluents solides mais impacte de façon plus importante la disponibilité de l'azote des effluents liquides.

*Tableau 9 : Coefficients équivalents engrais des effluents d'élevage épandus sur prairies, utilisés dans le département du Doubs.*

| Fréquence d'apport | Coefficients équivalent engrais de l'azote des effluents sur prairies | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Compost bovins | Fumier bovins | Lisier de bovins | Lisier porcs ou purin |
| Apports annuels ou 2 années sur 3 | 50% | 50% | 35% (Aut.)<br>60% (Print.) | 35% (Aut.)<br>60% (Print.) |
| Apports tous les 2/3 ans | 35% | 35% | 35% (Aut.)<br>50% (Print.) | 35% (Aut.)<br>55% (Print.) |
| Apports occasionnels (tous les 4/5 ans ou plus) | 5% | 20% | 30% (Aut)<br>40% (Print) | 30% (Aut)<br>45% (Print) |

Pour les effluents liquides, les coefficients équivalent engrais sont moins dépendants de la fréquence d'apport car ces produits contiennent une part plus importante d'azote sous forme ammoniacale disponible à court terme (après transformation en nitrates). Ils sont donc d'autant plus efficaces qu'ils seront apportés au plus proche des besoins des cultures (en sortie d'hiver sur prairie) mais ils sont également susceptibles de subir davantage de pertes lors des épandages, soit sous forme ammoniacale (en cas d'apport en condition très chaudes et très venteuse), soit par ruissellement ou par lessivage des nitrates avec la lame drainante qui traverse le sol, s'ils sont épandus avant de fortes précipitations et sur une végétation peu poussante. C'est également la raison pour laquelle, dans les plans d'épandage, il existe plus de restrictions d'épandage pour les effluents liquides (pas d'épandage sur les sols de moins de 20 cm, apports au plus proche des besoins sur les sols de moyenne profondeur de 20 à 35 cm, etc…) que pour les effluents solides.

### 4.2.4 Calcul de l'efficacité de l'azote épandu à Montmahoux

L'efficacité de l'azote épandu sur le site de Montmahoux peut être calculée par deux approches en utilisant les données obtenues lors des mesures du rendement et de l'azote absorbé. Il est possible de calculer, d'une part, le surplus de rendement obtenu dans les modalités fertilisées par rapport au Témoin non fertilisé exprimé en kg MS/kg N apporté. Cet indicateur permet d'estimer l'efficacité d'un kilo d'azote épandu à produire de la biomasse d'herbe, ou un « retour sur investissement » de l'azote épandu. La figure ci-dessous présente les résultats moyens obtenus sur le site de Montmahoux en moyenne sur les 5 ans de l'expérimentation.

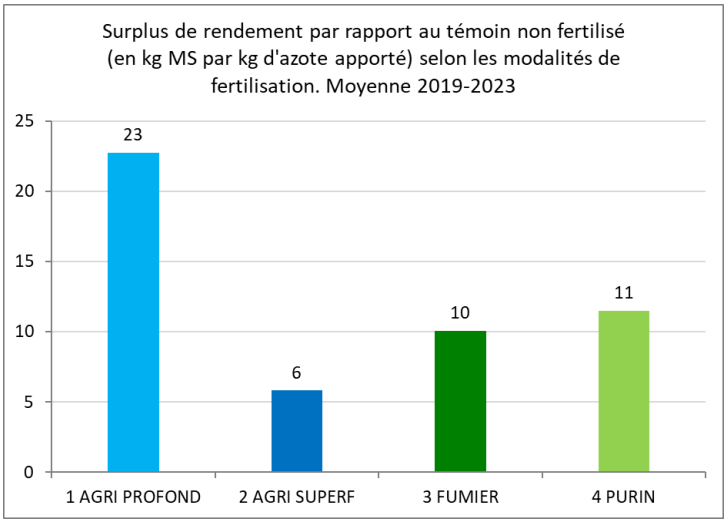



*Figure 26 : efficacité de l'azote apporté exprimé en surplux de rendement en kg MS par kg azote épandu en moyenne sur 5 ans selon les 4 modalités fertilisées à Montmahoux entre 2019 et 2023.*

Ce résultat montre que l'azote épandu sur la modalité Agriculteur en sol profond, constitué majoritairement de fumier et d'engrais de synthèse, présente la meilleure efficacité avec un surplus de rendement par rapport au Témoin non fertilisé de 23 kg de MS/ha par kg d'azote épandu. La modalité Agriculteur en sol superficiel, pénalisée par le manque d'eau, présente la moins bonne efficacité de l'azote épandu. Les modalités Fumier et Purin présentent des efficacités de l'azote épandu semblables avec respectivement 10 et 11 kg de MS/ kg d'azote épandu.

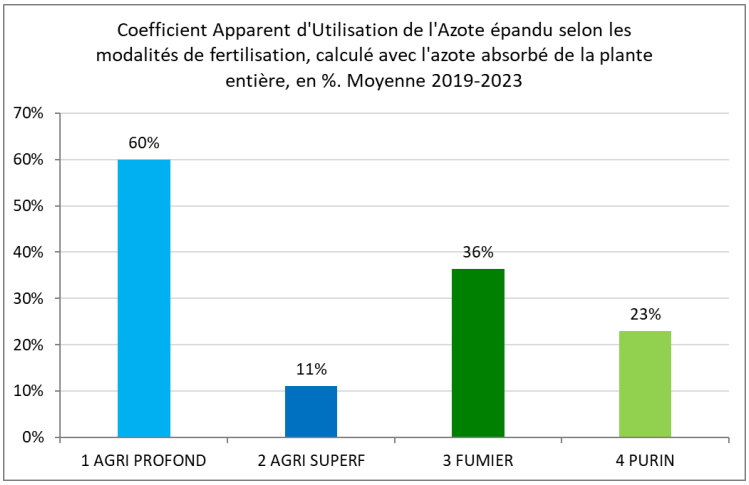



*Figure 27 : coefficient apparent d'utilisation de l'azote en % des modalités de fertilisation du site de Montmahoux qui ont reçu des effluents ou des engrais minéraux.*

La deuxième approche se base sur le surplus de l'azote absorbé par une modalité fertilisée par rapport à la modalité Témoin non fertilisé, exprimée en pourcent de l'azote total épandu (sous forme minérale ou organique). Il s'agit du Coefficient Apparent d'Utilisation de l'azote ou CAU. Le CAU correspond à la proportion de l'azote qui est absorbée par la plante et qui provient apparemment du produit appliqué. Le terme apparemment est utilisé car il n'y a pas de certitude que l'élément absorbé provienne bien du fertilisant épandu. Il peut en effet y avoir une modification de la minéralisation du sol induite par l'effluent épandu. Le CAU moyen sur la période

2019 à 2023, calculé pour les différentes modalités fertilisées, est présenté dans la figure ci-dessous.

Le CAU le plus élevé est celui de la modalité Agriculteur en Sol profond avec, en moyenne sur 5 ans, une valeur de 60%. Avec les mêmes apports de fertilisants, la modalité Agriculteur en sol superficiel présente le CAU le plus faible, 11%, en raison d'une moindre valorisation de l'azote en lien avec la faible réserve utile en eau de ce sol. La modalité Fumier présente un CAU moyen de 36 %, avec une augmentation au fil des années. La modalité Purin présente un CAU moyen plus faible, 23 %. Le CAU moyen mesuré après les apports de Purin au printemps (récoltes 2021 et 2023) est de 37 %, contre 9 % après les apports réalisés en automne (récoltes 2020 et 2022).

Le CAU devrait être proche du coefficient équivalent engrais de l'azote par type de fertilisant, estimé pour des apports réguliers à 50 % pour le fumier et à 35 % pour du purin ou du lisier, lorsqu'ils sont épandus en automne et à 50 % lorsqu'ils sont épandus au printemps. Or, on constate que les CAU mesurés sur le site expérimental de Montmahoux entre 2019 et 2023 sont inférieurs à ces coefficients. Ceci peut s'expliquer, les années favorables aux rendements, par une faible différence d'absorption de l'azote entre le Témoin non fertilisé (dont le rendement est relativement élevé) et les modalités fertilisées. Les années défavorables, un faible CAU peut s'expliquer par une mauvaise transformation en nitrates, par les micro-organismes du sol, de l'azote épandu : excès d'eau, sécheresse,… réduisant la valeur du CAU.

Ce constat met en évidence la fragilité du potentiel de valorisation des effluents épandus, par les micro-organismes du sol, dans un contexte de changement climatique.

***L'efficacité de l'azote des effluents d'élevage épandus sur le site de Montmahoux est inférieure à celle attendue pour ce type d'apport. Elle est probablement liée aux aléas climatiques qui peuvent favoriser les pertes ammoniacales (conditions chaudes et venteuses) ou diminuer la capacité des micro-organismes du sol à transformer ces apports organiques en nitrates. Cette minéralisation est dépendante de facteurs climatiques et diminue en cas d'excès d'eau ou de sécheresse. Les aléas climatiques ont été fréquents au cours des 4 années d'expérimentation et perturbent le fonctionnement des sols. Pour les épandages d'effluents liquides, la meilleure efficacité des apports de printemps (CAU de 37 %) a été confirmée par rapport à des apports d'automne (CAU de 9 %).***

### 4.2.5 Indices de nutrition iP-iK et fertilisation phospho-potassique

En complément de l'azote, les effluents d'élevage contiennent du phosphore et de la potasse et contribuent à l'alimentation des plantes pour ces éléments qui font partie des éléments majeurs nécessaires à la croissance des végétaux. La fertilisation phospho-potassique et les résultats des teneurs NPK et des analyses iP-iK mesurés à Montmahoux, mesurés annuellement, sont présentés en détail dans la synthèse agricole détaillée de la tâche 3 de Nutrikarst. Les indices de nutrition en phosphore et en potasse sont utilisés en agriculture pour porter un diagnostic sur l'état de nutrition d'une prairie pour ces éléments. Ils ont été mis point par l'INRAe à la fin des années 90 (Thélier-Huché et al, 1999) et se basent sur l'équilibre des éléments minéraux N, P, K dans le végétal. Lorsque l'indice de nutrition se situe entre 80 et 100, on considère que la prairie est correctement alimentée. Un indice inférieur correspond à une faible biodisponibilité pour l'élément considéré et un indice supérieur à une disponibilité élevée à excédentaire (> 120). Le tableau ci-dessous présente en moyenne sur 5 ans (2019 à 2023), les teneurs et les quantités

d'azote, de phosphore et de potasse absorbées par la prairie (parties aériennes), ainsi que les indices de nutrition iP et iK, mesurés au moment de la première coupe.

*Tableau 10 : teneurs en matière sèche, rendements, teneurs et quantités absorbées en azote, phosphore et potasse et indices de nutrition par modalité de fertilisation en moyenne sur les 5 années d'expérimentation (2019 à 2023) de la première coupe.*

| Moy. 5 ans | 1 AGRI PROFOND | 2 AGRI SUPERF | 3 FUMIER | 4 PURIN | 5 TEMOIN 0 |
|---|---|---|---|---|---|
| MS % | 19,7% | 23,6% | 18,2% | 21,4% | 23,6% |
| Rdt sec TMS/ha | 3,47 | 2,80 | 2,96 | 2,64 | 2,14 |
| N% | 1,84% | 1,63% | 1,99% | 1,71% | 1,74% |
| P2O5% | 0,31% | 0,28% | 0,33% | 0,28% | 0,26% |
| K2O% | 2,16% | 1,78% | 2,30% | 1,85% | 1,49% |
| N abs kg/ha | 65,1 | 46,2 | 60,8 | 45,0 | 36,3 |
| P2O5 abs kg/ha | 10,8 | 7,8 | 10,0 | 7,5 | 5,6 |
| K2O abs kg/ha | 73,7 | 48,8 | 68,2 | 53,0 | 31,0 |
| iP | 114 | 107 | 117 | 108 | 98 |
| iK | 84 | 72 | 86 | 75 | 59 |

Les modalités Agriculteur en sol profond et Fumier présentent non seulement les rendements mais également les teneurs en azote, phosphore et potasse les plus élevés, ce qui montre une meilleure valorisation des apports des fertilisants dans ces modalités.

En résumé, on peut constater les enseignements suivants :

- l'alimentation en phosphore de la prairie est satisfaisante dans toutes les modalités suivies, y compris dans le témoin non fertilisé où il est plus faible.

- l'alimentation en potasse est satisfaisante dans les modalités recevant le plus régulièrement et valorisant le mieux les fertilisants épandus, en particulier lorsqu'il s'agit de fumier (Agriculteur en sol profond et Fumier). Le fumier est un effluent enrichi en potasse par la paille et permet de couvrir les exportations élevées de cet élément dans les prairies. La modalité Agriculteur en sol Superficiel qui a moins bien valorisé les apports de fertilisants et la modalité Purin où les apports ont été plus limités ont des indices potassiques légèrement déficitaire. Le Témoin non fertilisé présente des indices de nutrition potassique insuffisants.

Ces résultats sont cohérents par rapport aux analyses disponibles pour le département du Doubs (environ 400 analyses disponibles) : les indices de nutrition phosphatée iP, sont corrects à très élevés dans 95 % des cas, contrairement aux analyses chimiques classiques de sol qui indiquent le plus souvent un déficit pour cet élément. Ceci montre que vis-à-vis de cet élément, les pratiques de fertilisation habituelles (basées sur des apports réguliers d'effluents d'élevage) et les sols permettent de couvrir très généralement les besoins des prairies et ne nécessitent pas de complément en engrais de synthèse phosphatés. Les exportations annuelles en phosphore des prairies sont relativement faibles, environ 25 kg $P_2O_5$/ha/an pour un rendement de 6 T MS/ha, ce qui peut également expliquer l'état de fertilité des prairies du Doubs pour cet élément. En ce qui concerne les indices de nutrition iK, on observe environ deux tiers de parcelles correctement alimentées ou riches en potasse. Ceci s'explique par une fertilisation régulière basée sur les effluents d'élevage et les restitutions au pâturage. Les parcelles déficitaires se rencontrent plus fréquemment dans les parcelles exclusivement fauchées, où les exportations en potasse sont élevées, de l'ordre de 150 kg $K_2O$/ha/an pour un rendement de 6 T MS/ha, et en particulier pour les parcelles les plus éloignées du siège d'exploitation qui reçoivent moins fréquemment d'effluents d'élevage.

### 4.2.6 Evolution des propriétés chimiques et biologiques des sols

Afin de mesurer l'impact des 5 modalités de fertilisation mises en œuvre entre 2019 et 2024 sur les propriétés chimiques du sol, des analyses de sol ont été réalisées en fin d'expérimentation, le 14 mai 2024. Ces analyses sont présentées en détail dans la synthèse agricole détaillée de la tâche 3 de NUTRI-Karst. L'évolution de la fertilité chimique entre 2019 et 2024, selon les différentes modalités de fertilisation, peut être résumée de la façon suivante :

- des apports réguliers et conséquents de fumier améliorent la fertilité du sol (phosphore, potasse, magnésie, chaux) et son statut calcique (pH, $Ca^{++}$/CEC). Les apports de purin, avec des quantités d'éléments fertilisants plus limitées, ont également un effet positif sur la fertilité chimique du sol mais moins élevé que pour le fumier.
- l'absence de toute fertilisation dans le Témoin non fertilisé, diminue la fertilité du sol (phosphore, magnésie) mais n'a pas mis en évidence, à 5 ans d'intervalle, d'effet marqué sur le statut calcique du sol et sur la minéralisation du carbone et de l'azote.
- la biomasse microbienne diminue légèrement dans les trois modalités analysées en fin d'expérimentation (modalités Fumier, Purin et Témoin non fertilisé), malgré des niveaux de fertilisation très contrastés. Ceci pourrait être lié aux aléas climatiques affectant les conditions de vie des micro-organismes du sol (excès d'eau, stress hydrique et thermique).
- à l'échelle des 5 années suivies, les capacités de minéralisation du carbone et de l'azote sont relativement stables dans les modalités Purin et dans le Témoin non fertilisé et en nette augmentation dans la modalité Fumier, en raison des quantités importantes de matière organique épandue dans cette modalité.

### 4.2.7 Suivi des reliquats azotés

Les reliquats azotés consistent à mesurer l'azote présent dans le sol sous forme minérale (N-NO3 + N-NH4, exprimés en kg N/ha). Ils sont utilisés en sortie d'hiver pour calculer les besoins en azote des principales cultures dans le cadre de l'utilisation de la méthode du bilan ou en entrée d'hiver pour évaluer le risque de lessivage de l'azote avant la période principale de drainage. La comparaison des reliquats azotés mesurés dans une parcelle entre l'entrée et la sortie d'hiver n'est pas une mesure directe des pertes par lessivage de l'azote entre ces deux dates car les processus de minéralisation, de réorganisation ou d'absorption par les plantes, bien que limitée, peuvent se poursuivre au cours de cette période. Un reliquat important en entrée d'hiver est cependant un indicateur pertinent du risque de lessivage de l'azote. Les pertes d'azote par lessivage au cours de la période de drainage sont plus élevées sous culture que sous prairie et d'autant plus importantes que le sol est nu en hiver. Dans ce cas elles peuvent être limitées par l'implantation de cultures intermédiaires pièges à nitrates, qui sont obligatoires en zone directive nitrates, avant les cultures de printemps. Sous prairies les quantités d'azote lixivié sont plus faibles que sous les cultures. Ces dernières sont associées à des niveaux de fertilisation azotée plus importants, à du travail du sol qui favorise la minéralisation de l'azote du sol et à des périodes où l'absorption d'azote est limitée (sol nu ou plantes en phase d'installation). Les céréales semées en automne ont un développement racinaire et une capacité d'absorption d'azote plus limités au cours de leur phase d'implantation automnale et en hiver. Les ordres de grandeur des pertes d'azote par lessivage sont de plusieurs dizaines de kg d'azote à plus de 100 kg d'azote par ha sous céréales d'hiver ou avant une culture de printemps et de quelques kilos à quelques dizaines de kilos d'azote sous prairies (Reau et al 2007, Massa et al 2008, Vertes et al 2010). Dans les prairies, le mode d'exploitation (fauche ou pâture), le niveau d'intensification de leur conduite, les quantités d'azote épandu et le chargement influencent les quantités d'azote lixiviées. Les quantités d'azote lixiviées sous les prairies permanentes, conduites avec les niveaux de chargement et de fertilisation pratiqués dans le massif du Jura, se situent entre quelques kilos à

une quinzaine de kilo d'azote par ha. Cet ordre de grandeur a été confirmé dans le suivi lysimétrique réalisé par les études de chrono-environnement de l'atelier Loue (Badot et al, 2018), ainsi que dans le calcul des flux d'azote par bassin versant dans la Loue mesurés dans le réseau QUARSTIC évalués entre 3 et 20 kg N-NO3/ha (Charlier et al 2018, Conseil Départemental du Doubs et EPAGE Haut-Doubs Haute-Loue 2023), les niveaux les plus faibles étant obtenus dans les bassins versant où l'occupation du sol est dominé par les prairies permanentes.

### *a) Les reliquats azotés mesurés dans le bassin versant de Plaisir Fontaine*

Entre 2011 et 2015 la Chambre d'Agriculture a réalisé un suivi des reliquats azotés en entrée et en sortie d'hiver dans des parcelles situées sur le bassin versant de la source de Plaisir Fontaine. La figure ci-dessous présente ces reliquats azotés pour trois types d'occupation du sol : entre deux céréales d'automne (blé d'hiver ou orge d'hiver), sous une céréale implantée en automne juste après un retournement d'une prairie temporaire et sous des prairies en place (temporaires ou permanentes).

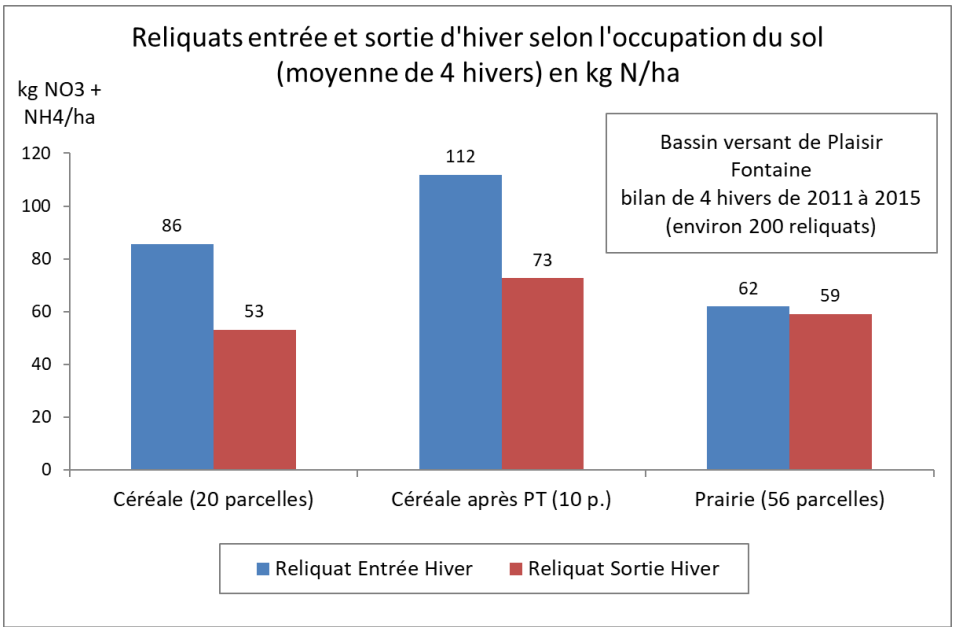



*Figure 28 : reliquats azotés en kg N-NO3+N-NH4 mesurés en entrée et en sortie d'hiver dans les parcelles agricoles du bassin versant de Plaisir Fontaine entre l'automne 2011 et la sortie d'hiver 2015.*

Les reliquats azotés présents en entrée d'hiver s'élèvent en moyenne à près de 90 kg d'azote par hectare sous céréales et à 112 kg d'azote par hectare après un retournement d'une prairie temporaire. Cette augmentation de reliquats après retournement est cohérent avec les travaux issus de la littérature (Laurent et al., 2004 ; Vertès et al., 2007 ; Le Gall et al., 2009 ; Cohan et al., 2012 ; De Toffoli et al., 2013). En sortie d'hiver, la diminution du reliquat azoté est d'une trentaine de kilos d'azote sous céréales et d'une quarantaine de kilos d'azote sous les céréales implantées après prairie. Bien qu'il s'agisse de deux mesures indépendantes, et qu'entre ces deux dates différents processus peuvent impacter le cycle de l'azote, il est probable qu'une partie importante de cette diminution de l'azote corresponde à une perte par lessivage vers le sous-sol, le karst et les cours d'eau. Sous les parcelles en prairie on observe une quantité d'azote comparable entre l'entrée et la sortie d'hiver. Bien que des pertes d'azote ne soient pour autant pas exclues au cours de cette période, la présence permanente des plantes constituant la prairie et de leurs racines, limite significativement ces pertes au cours de l'hiver.

### *b) Les reliquats azotés mesurés dans le site de Montmahoux*

Les reliquats azotés sont réalisés sur des échantillons de terre prélevés à la tarière, dans les horizons de sol, 0 à 30 cm et 30 à 60 cm, pour les 4 modalités de fertilisation installées sur sol profond et de 0 à 30 cm de profondeur pour la modalité en sol superficiel. Une douzaine de prélèvements sont réalisés par horizon et par modalité de fertilisation afin d'être représentatifs de l'azote minéral présent dans le sol au moment du prélèvement. Les échantillons de terre sont conservés dans une glacière, puis congelés avant d'être acheminés au laboratoire SADEF pour la réalisation de la mesure de l'azote minéral du sol présent sous forme de nitrates (N-NO3) et d'ammonium (N-NH4) exprimé en kg N/ha. L'azote minéral du sol, présent à une date donnée, est une composante du cycle de l'azote présenté précédemment. Il peut provenir de la minéralisation naturelle de l'azote organique du sol, des apports sous forme d'engrais de synthèse ou d'effluents d'élevage, de l'activité des légumineuses et plus marginalement des retombées atmosphériques.

Les reliquats azotés ont été mesurés avec une fréquence d'un à deux mois entre chaque prélèvement entre avril 2019 et février 2024. Un délai minimum de deux mois a été appliqué après chaque épandage afin de ne pas fausser le résultat de l'analyse par un apport de fertilisant récent sur la parcelle. La partie de cette prairie dédiée à l'expérimentation a été exclusivement utilisée en fauche (2 à 3 coupes selon les années) et n'a pas été pâturée en fin de saison pour éviter l'effet du piétinement et des bouses de vaches. La figure ci-dessous présente le reliquat moyen mesuré par modalité de fertilisation, toutes analyses confondues.

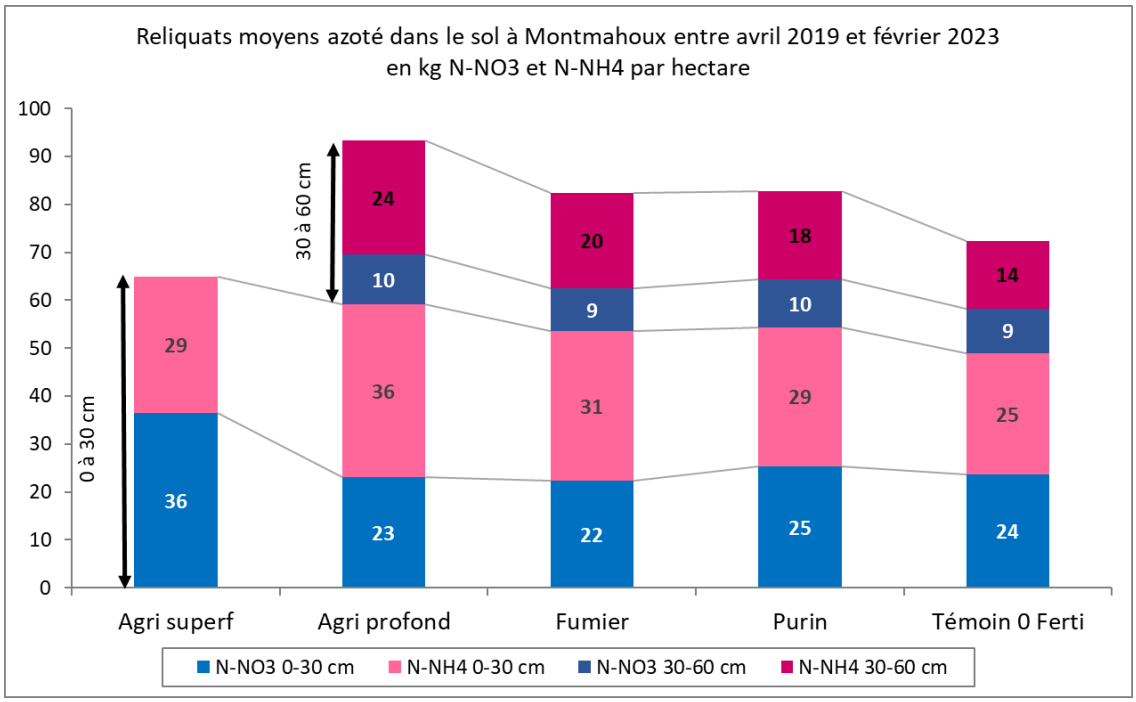



*Figure 29 : reliquats moyens azotés (N-NO3 + N-NH4) par modalité de fertilisation et par horizon en kg N/ha sur le site de Montmahoux entre avril 2019 et février 2023.*

En moyenne, la modalité Agriculteur en sol superficiel présente le reliquat azoté sur l'horizon 0-30 cm le plus élevé 65 kg N/ha), en particulier pour la forme oxydée de l'azote, les nitrates (N-NO3), devant la modalité Agriculteur en sol profond (59 kg N/ha). Les modalités Fumier (53 kg N/ha) et Purin (54 kg N/ha) ont des reliquats azotés intermédiaires. Le Témoin non fertilisé a en moyenne les reliquats azotés les plus faibles (49 kg N/ha).

Les reliquats azotés des prairies, contrairement aux grandes cultures, contiennent une part importante d'azote sous forme d'ammonium (N-NH4). Ceci s'explique par des taux de matière organique du sol plus importants et en conséquence par une minéralisation plus importante et régulière de l'azote organique du sol. Cette minéralisation produit dans un premier temps de l'ammonium qui sera transformé dans un second temps en nitrates (nitrification). La présence d'ammonium dans les sols des prairies reflète cette minéralisation active et régulière de la matière organique du sol. L'ammonium représente 50 à 60 % de l'azote total minéral du sol mesuré dans les reliquats azotés dans les quatre modalités en sol profond. La modalité en sol superficiel présente, en moyenne, une part plus importante d'azote sous forme de nitrates. Ceci pourrait être lié à une aération plus importante du sol ou à une température plus élevée, favorables à une transformation plus rapide de l'azote ammoniacale en nitrates.

### c) *Reliquats azotés des deux horizons cumulés (0-30 + 30-60 cm) pour les sols profonds*

L'analyse statistique présentée ci-dessous sous forme de boîtes à moustaches, pour les quatre modalités en sol profond, permet de visualiser la variabilité des reliquats azotés mesurés entre avril 2019 et février 2023.

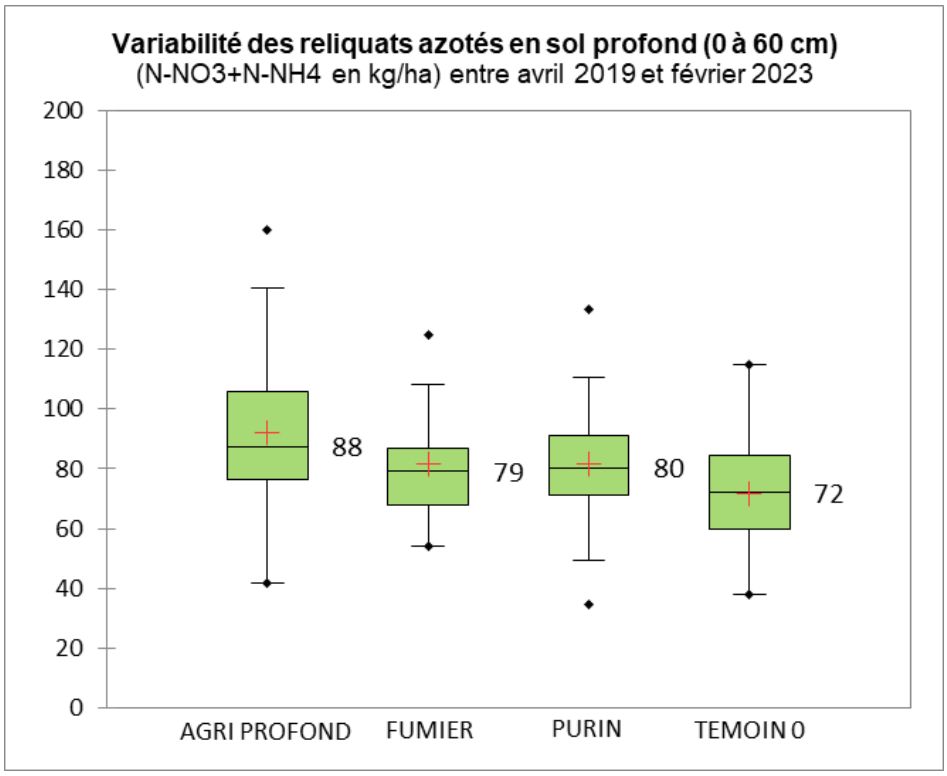



*Figure 30 : représentation en boîte à moustache des reliquats azotés en kg N/ha (N-NO3 + N-NH4 de 0 à 60 cm) mesurés dans les quatre modalités en sol profond d'avril 2019 à février 2023. Les chiffres correspondent à la médiane. La probabilité d'égalité de la variance = 0,0036.*

Les écarts sont significatifs entre les modalités (la probabilité d'égalité de la variance = 0,0036). La modalité Agriculteur en sol profond présente les reliquats azotés les plus élevés alors que le Témoin non fertilisé a les reliquats les plus faibles. La variabilité des reliquats est également plus importante dans la modalité Agriculteur en sol profond qui a reçu des fertilisants sous forme de fumier, de purin et d'engrais minéraux de synthèse. La modalité Fumier présente des reliquats azotés très proches de la modalité Purin malgré des apports totaux d'azote plus faibles. La

modalité Purin présente une plus grande variabilité des reliquats azotés que la modalité Fumier, ceci est à mettre en relation avec la part d'azote minérale plus importante dans le Purin que dans le Fumier.

### *d) Reliquats azotés du premier horizon (0-30 cm)*

Les boîtes à moustaches ci-dessous représentent les reliquats azotés du premier horizon (0-30 cm), mesurés dans les cinq modalités de fertilisation d'avril 2019 à février 2023.

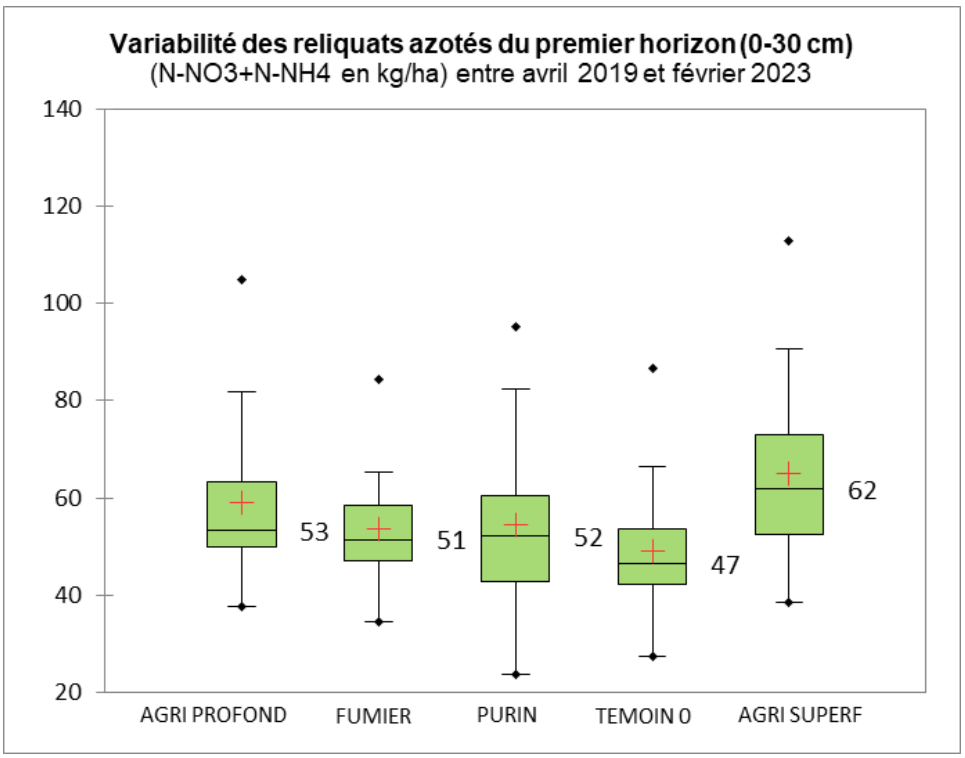



*Figure 31 : représentation en boîte à moustache des reliquats azotés en kg N/ha (N-NO3 + N-NH4 de 0 à 30 cm) mesurés d'avril 2019 à février 2023. Les chiffres correspondent à la médiane. La probabilité d'égalité de la variance = 0,00078.*

Les écarts sont significatifs entre les modalités (la probabilité d'égalité de la variance = 0,00078). Ce graphique permet de mettre en évidence la présence plus importante d'azote dans le premier horizon de la modalité Agriculteur en sol superficiel. Cette présence plus importante d'azote mesuré dans le sol peut s'expliquer par une absorption limitée par la prairie, ce qui confirme que le facteur limitant le rendement est le manque d'eau et non le manque d'azote. Les autres modalités avec des apports de fertilisants présentent des quantités d'azote relativement comparables, les médianes sont situées entre 51 et 53 kg N/ha, avec une plus grande variabilité des reliquats dans les modalités Purin et Agriculteur en sol profond. Le Témoin non fertilisé présente un reliquat azoté légèrement inférieur, de l'ordre de 10 %.

### *e) Evolution des reliquats azotés selon les modalités de fertilisation*

L'évolution des reliquats azotés par modalité de fertilisation et par cycle hydrologique est présentée en détail dans cette section. Les figures ci-après présentent les mesures des reliquats

azotés présents dans le sol d'avril 2019 à février 2024. Les reliquats correspondent à l'azote minéral (N-NH4 + N-NO3 en kg/ha) présent dans les horizons du sol où ils ont été mesurés : 0-30 cm + 30-60 cm pour les quatre modalités en sol profond et 0-30 cm pour la modalité Agriculteur en sol superficiel. Les traits verticaux en pointillés bleus correspondent aux cycles hydrologiques (du 1er septembre au 31 août). La plage horizontale colorée en bleu correspond aux valeurs comprises entre la moyenne + un écart-type et la moyenne – un écart-type, soit 68 % des échantillons pour chaque modalité de fertilisation. Les apports d'engrais minéraux et d'effluents d'élevage sont également représentés avec l'azote total épandu, en kg N/ha, correspondant à chaque épandage. Les deux remplacements des lysimètres dans les modalités Agriculteur en sol superficiel et Témoin non fertilisé sont également indiqués. Ces remplacements ont dû être réalisés à la suite de l'absence d'écoulement dans les trois lysimètres installés dans ces modalités de fertilisation. A noter que les reliquats azotés ont été prélevés sur une douzaine de carottes de terre situées dans la modalité de fertilisation, correspondant à une zone délimitée de 25 m x 25 m, mais éloignée de la partie du sol perturbée par le remplacement des lysimètres et susceptible de provoquer une augmentation de la minéralisation azotée du sol. La mesure du reliquat azoté n'est donc pas affectée par le remplacement des lysimètres.

#### 4.2.7.1.1 Modalité Témoin non fertilisé

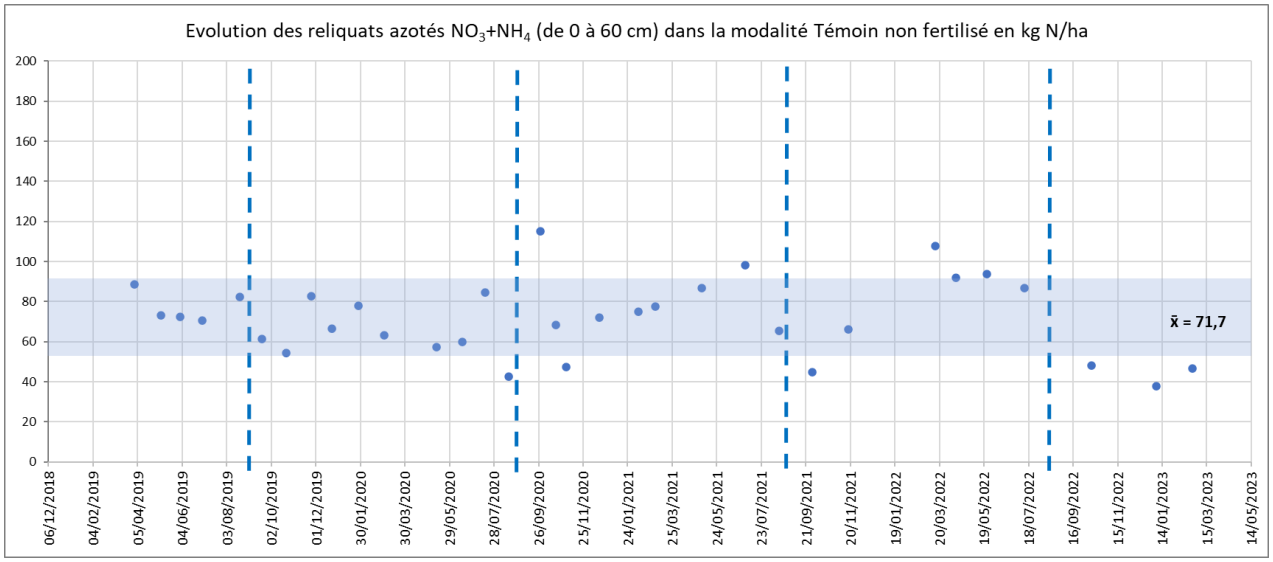



*Figure 32 : évolution des reliquats azotés (N-NO3 + N-NH4) en kg/ha sur 60 cm de profondeur dans la modalité Témoin non fertilisé, d'avril 2019 à février 2024.*

Les reliquats azotés du Témoin non fertilisé reflètent l'activité naturelle de la minéralisation de la prairie permanente de Montmahoux. La population des reliquats se situe majoritairement entre 53 et 90 kg N/ha (moyenne +/- 1 écart-type, correspondant à 68 % de la population et symbolisé par la plage bleue), la moyenne est de 71,7 kg N/ha. Les valeurs les plus élevées peuvent être observées au début de printemps (mars 2022) pouvant correspondre à minéralisation de l'azote du sol plus importante que les capacités d'absorption par la prairie, mais également en fin d'été ou au début d'automne (septembre 2020), pouvant correspondre à une forte minéralisation du sol après une sécheresse ou une canicule estivale, à un moment où la végétation de la prairie n'a pas retrouvé ses capacités d'absorption.

#### 4.2.7.1.2 Modalité Agriculteur en sol profond

Les reliquats azotés se situent majoritairement (68 % de la population) entre 65 et 119 kg N/ha, pour une moyenne de 92,1 kg N/ha. Au cours des deux premiers cycles hydrologiques, les

reliquats azotés mesurés dans la modalité Agriculteur en sol profond sont compris entre 60 et 90 kg N/ha, très légèrement supérieurs, d'environ 5 kg N/ha, au Témoin non fertilisé. Le surplus d'azote issu de la fertilisation a été en partie consommé par la végétation ou se trouve sous forme organique (dans le fumier ou dans le sol). Au cours des troisième et quatrièmes cycles hydrologiques, on observe des reliquats azotés significativement plus élevés, de l'ordre de +30 à +40 kg N/ha par rapport au Témoin non fertilisé. Bien que l'écart se réduise, ces reliquats se maintiennent à un niveau supérieur au Témoin non fertilisé au cours du dernier cycle malgré l'arrêt des apports de fertilisants au printemps 2021.

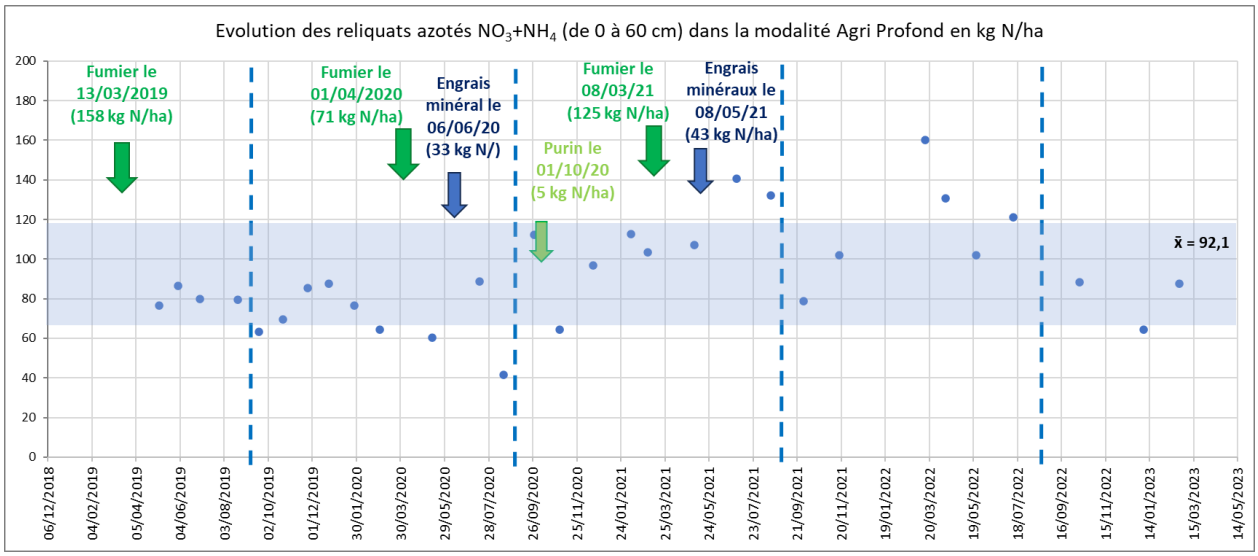



*Figure 33 : évolution des reliquats azotés (N-NO3 + N-NH4) en kg/ha sur 60 cm de profondeur dans la modalité Agriculteur en sol profond, d'avril 2019 à février 2024.*

Les deux apports d'engrais azotés de synthèse et l'apport régulier de fumier produit une augmentation des teneurs en azote minéral du sol qui se maintiennent après l'arrêt des apports (cycles 4 et 5). Cette contribution connue sous le terme d'arrière-effet des effluents d'élevage est plus importante pour les apports d'effluent riches en carbone, de type fumier ou compost, que pour les effluents liquides qui agissent plutôt sur le court terme. La libération de l'azote des fumiers épandus sur une parcelle agricole se produit généralement sur une période de 2 à 3 ans, contre quelques mois à 1 an pour les lisiers.

#### 4.2.7.1.3 Modalité Agriculteur en sol superficiel

Les reliquats azotés mesurés dans la modalité Agriculteur en sol superficiel, ne sont mesurés que sur le premier horizon (0-30 cm). Ils se situent majoritairement (68 % de la population) entre 47 et 83 kg N/ha, avec une moyenne de 64,9 kg N/ha. Comme cela a été présenté plus haut, ils sont plus élevés que ceux mesurés sur 0-30 cm dans la modalité Agriculteur en sol profond et présentent une proportion en nitrates plus importante. L'évolution des quantités d'azote minéral dans le sol est comparable à celle de la modalité Agriculteur en sol profond avec une augmentation des reliquats azotés au cours des troisième et quatrième cycles hydrologiques en raison de l'arrière-effet des apports de fumier.

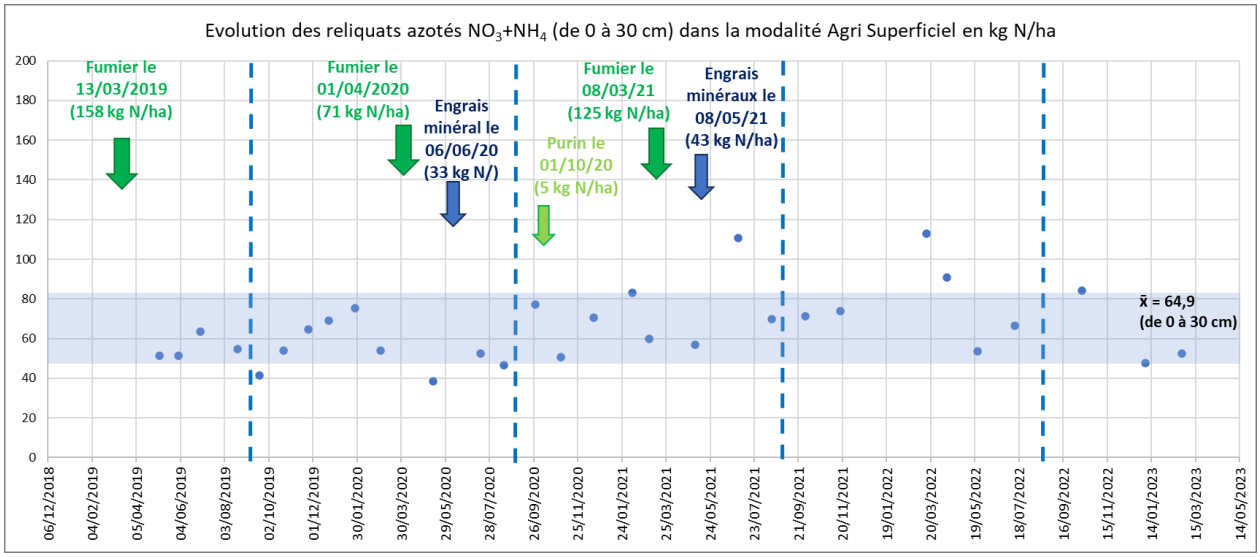



*Figure 34 : évolution des reliquats azotés (N-NO3 + N-NH4) en kg/ha sur 30 cm de profondeur dans la modalité Agriculteur en sol superficiel, d'avril 2019 à février 2024.*

#### 4.2.7.1.4 Modalité Fumier

Les reliquats azotés se situent majoritairement (68 % de la population) entre 63 et 100 kg N/ha, avec une moyenne de 81,4 kg N/ha. Au cours des deux premiers cycles hydrologiques, les reliquats azotés mesurés dans la modalité Fumier en sol profond sont compris entre 60 et 90 kg N/ha, soit très légèrement plus élevés, de l'ordre de 5 kg N/ha, que dans le Témoin non fertilisé. Comme pour la modalité Agriculteur en sol profond, le surplus d'azote issu de la fertilisation a été en partie consommé par la végétation ou se trouve sous forme organique (dans le fumier non encore transformé ou dans le sol). A partir du troisième cycle hydrologique, on observe des reliquats azotés plus élevés, de l'ordre de 10 à 25 kg N/ha. Ces reliquats se maintiennent à un niveau supérieur au Témoin non fertilisé au cours du dernier cycle et sont liés aux apports réguliers de fumier.

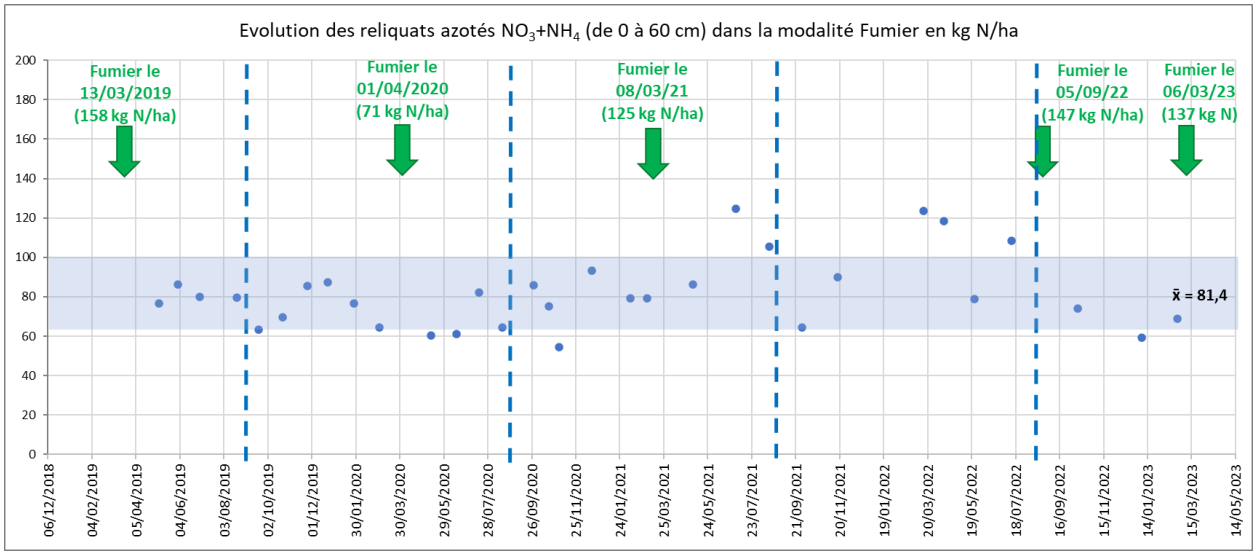



*Figure 35 : évolution des reliquats azotés (N-NO3 + N-NH4) en kg/ha sur 60 cm de profondeur dans la modalité Fumier, d'avril 2019 à février 2024.*

#### 4.2.7.1.5 Modalité Purin

Les reliquats azotés se situent majoritairement (68 % de la population) entre 60 et 103 kg N/ha, avec une moyenne de 81,8 kg N/ha. Au cours du premier cycle hydrologique, étant donné l'absence d'apport de purin, les analyses des reliquats azotés ont été réalisés avec le même échantillonnage dans cette modalité que dans le Témoin non fertilisé. Au cours du deuxième cycle (après l'apport du purin de septembre 2019), les reliquats azotés de la modalité Purin restent comparables au Témoin non fertilisé (+ 4 kg N/ha en moyenne). Comme pour la modalité Agriculteur en sol profond, le surplus d'azote issu de la fertilisation a été en partie consommé par la végétation ou se trouve sous forme organique (dans le purin non encore transformé ou dans le sol). A partir du troisième cycle hydrologique on observe une augmentation de l'ordre de 10 à 20 kg N/ha dans les reliquats azotés de la modalité Purin par rapport au Témoin non fertilisé. Ces niveaux plus élevés des reliquats azotés sont liés à l'effet direct de l'azote présent dans les épandages du purin effectués régulièrement au cours des cinq cycles hydrologiques.

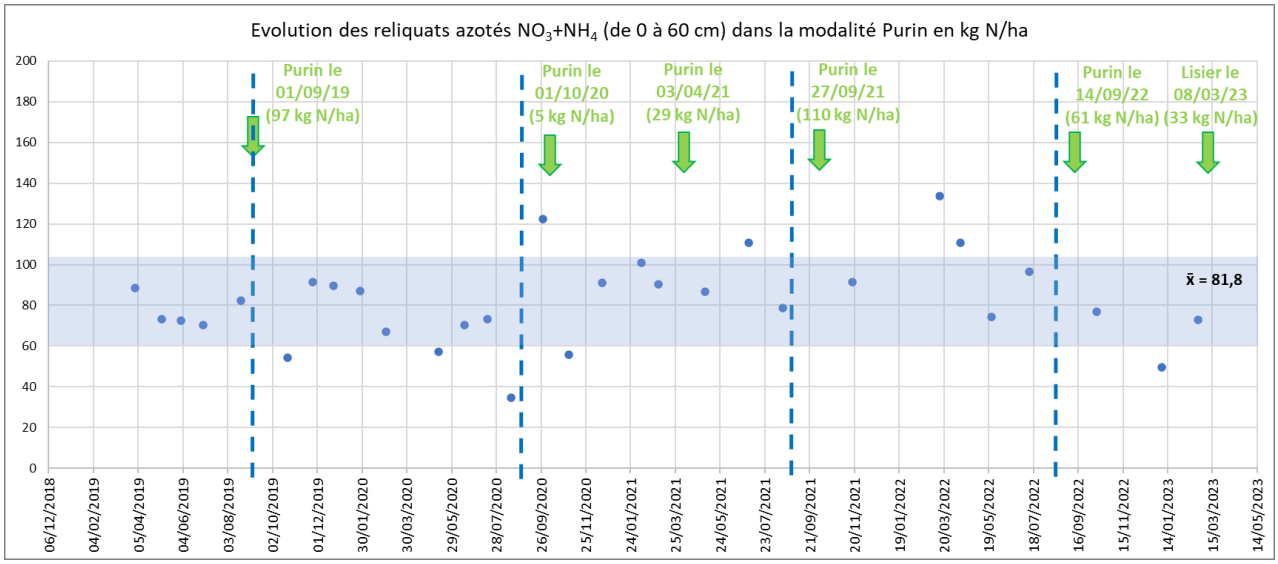



*Figure 36 : évolution des reliquats azotés (N-NO3 + N-NH4) en kg/ha sur 60 cm de profondeur dans la modalité Purin, d'avril 2019 à février 2024.*

### *f) Impact de la ré-humectation des sols après une canicule*

L'analyse régulière des reliquats azotés dans le dispositif expérimental de Montmahoux a également permis de mettre en évidence l'effet de la ré-humectation des sols après une canicule estivale sur les quantités d'azote minéral présentes dans le sol. Ce phénomène est illustré dans le tableau ci-dessous qui compare les reliquats azotés présents dans le sol le 17 août 2020 à ceux mesurés un peu plus d'un mois plus tard le 28 septembre 2020.

*Tableau 11 : reliquats azotés mesurés le 17 août et le 28 septembre 2020 et différence entre les deux mesures dans les 5 modalités de fertilisation du site de Montmahoux, en kg N-N0$_3$ + N-NH4 par ha sur 0-60 cm (modalités en sol profond) ou 0-30 cm (modalité Agriculteur en sol superficiel).*

| N-NO3 + N-NH4 (en kg N/ha) | Agri profond (0-60 cm) | Agri superficiel (0-30 cm) | Fumier (0-60 cm) | Purin (0-60 cm) | Témoin 0 ferti (0-60 cm) | Moyenne |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 17/08/2020 | 42 | 47 | 64 | 35 | 43 | 46 |
| 28/09/2020 | 112 | 77 | 86 | 122 | 115 | 103 |
| Ecart | 71 | 31 | 22 | 88 | 73 | 57 |

Entre ces deux dates aucun épandage n'a été réalisé. Les données météorologiques de l'été 2020 disponibles pour la station météorologique de Levier présentent les caractéristiques suivantes : au cours des 42 jours précédant la mesure du 17 août, la température moyenne a atteint 18,8°C, 17 jours ont connu une température maximale supérieure à 27°C, provoquant un arrêt de la croissance de l'herbe, avec 35 mm de précipitations cumulées. Au cours des 42 jours qui ont précédé la mesure du 28 septembre 2020, la température moyenne était de 15,4°C, avec 11 jours à plus de à 27°C et 127 mm de précipitations cumulées. Au cours de la première période, de début juillet à mi-août 2020, les températures élevées et le manque d'eau ont entraîné un arrêt de la végétation et de l'activité biologique du sol, limitant la minéralisation de l'azote. Il en résulte des reliquats azotés relativement faibles. Au cours de la deuxième période, la ré-humectation des sols a entraîné une forte augmentation de la minéralisation (+ 57 kg N/ha en moyenne) et un redémarrage plus lent de la croissance des plantes. Il en résulte des teneurs en azote minéral

très élevées dans le sol. Cette augmentation de la minéralisation en azote du sol après une canicule a été mise en évidence par différents auteurs (Klaus et al 2020 et Scholefield et al 1993). Dans un contexte de réchauffement climatique, la fréquence de ce phénomène va tendre à augmenter. Si la croissance de l'herbe n'est pas suffisante pour absorber cet azote, il en résultera une augmentation du lessivage des nitrates lors du retour de précipitations abondantes, entraînant la saturation des sols et le démarrage de la période de drainage.

### *g) Ecart des reliquats azotés entre deux dates*

La mesure du reliquat azoté à une date donnée dans une parcelle, résulte à la fois des entrées d'azote : minéralisation de la matière organique du sol et fixation par les légumineuses ou fertilisants épandus sous forme d'engrais ou d'effluents d'élevage et dans une moindre mesure par les retombées atmosphériques. D'autre part, les sorties d'azote entre deux mesures peuvent correspondre à l'azote prélevé par les plantes, réorganisé par le sol ou perdu par lessivage entre deux mesures. D'autres pertes peuvent être considérées comme négligeables dans le contexte du site de Montmahoux : les pertes par dénitrification et les pertes par ruissellement. L'interprétation de l'évolution d'un reliquat entre deux dates est donc délicate et doit tenir compte de ces causes possibles d'augmentation ou de diminution de l'azote mesuré dans le sol entre ces deux dates. Les figures ci-dessous illustrent l'écart de reliquat azoté entre deux dates consécutives, dans le sol, par modalité de fertilisation, en indiquant les quantités d'azote apportées sous forme d'engrais minéraux ou d'effluents d'élevage dans la partie supérieure des graphiques. Sont également indiqués en début de chaque année : le seuil des 200°C correspondant au démarrage de la pousse de l'herbe, les quantités d'azote prélevées par la prairie mesurées lors de chaque coupe (flèches vertes et chiffre en blanc), et la lame drainante mesurée dans les lysimètres et exprimée en mm dans la frise bleue en bas des graphiques. L'intensité du drainage est figurée par l'intensité de la couleur bleue.

#### 4.2.7.1.6 Modalité Témoin non fertilisé

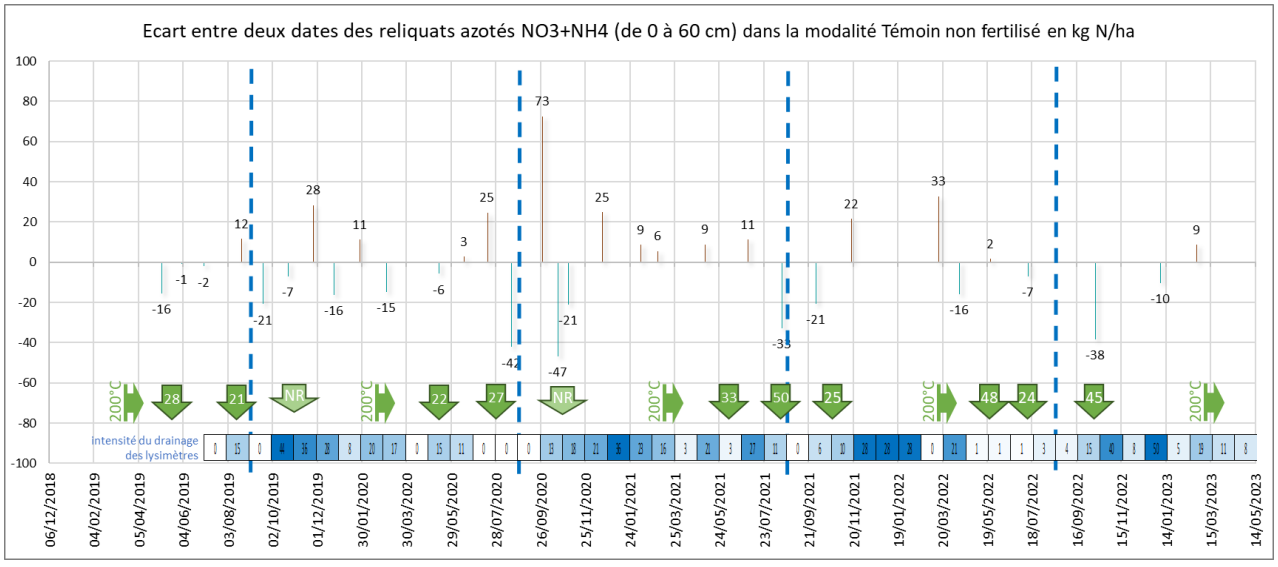



*Figure 37 : écart de reliquat azoté en kg/ha entre deux prélèvements d'avril 2019 à février 2023 dans la modalité Témoin non fertilisé. Les valeurs positives correspondent à une augmentation du reliquat et les valeurs négatives à une diminution du reliquat. Les traits verticaux pointillés bleus correspondent aux cycles hydrologiques, les flèches verticales vertes en bas du graphique à l'azote absorbé par la prairie à chaque coupe (en kg N/ha ou NR si la troisième coupe n'a pas été récoltée), la frise bleue en bas au drainage en mm mesuré dans les lysimètres entre deux dates. L'intensité de la couleur bleue correspond à l'intensité du drainage.*

Dans le Témoin non fertilisé on observe des augmentations des reliquats azotés le plus souvent au cours de la fin de l'été ou de l'automne, pouvant correspondre à un période de minéralisation de l'azote du sol plus importante que l'absorption par la prairie. Les diminutions des reliquats azotés se produisent d'une part au cours des périodes d'absorption principales d'azote par la prairie, du démarrage de la végétation jusqu'à la troisième coupe, période où le drainage et le lessivage des nitrates sont faibles à nuls. Une seconde période de diminution des reliquats azotés dans le sol se produit en automne et au cours de l'hiver. En fin d'automne, la diminution des températures et l'augmentation des teneurs en eau du sol limite l'activité microbienne et la fourniture d'azote par le sol. Par ailleurs cette période correspond également à une limitation de la croissance de l'herbe et de sa capacité d'absorption d'azote. Au fur et à mesure que le sol se sature en eau, le drainage se produit, selon les années, à partir de fin septembre ou au cours du mois de novembre. De novembre à mars la part de l'azote ammoniacale N-NH4, très peu soluble dans l'eau et donc très peu lessivable, augmente dans le sol et la part des nitrates représente moins de 30 % du total de l'azote minéral. Au cours de cette période, la diminution des reliquats azotés mesurés dans le sol peut correspondre, pour une part limitée à de l'absorption par la prairie, à de la réorganisation de l'azote dans le sol et à une perte par lessivage d'une partie de ces nitrates avec la lame drainante.

#### 4.2.7.1.7 Modalité Agriculteur en sol Profond

Pour la modalité Agriculteur en sol profond, le commentaire est comparable au Témoin non fertilisé avec des augmentations des reliquats azotés entre deux dates qui sont plus élevées, en lien avec les apports de fertilisants mais on observe également des quantités d'azote absorbé significativement plus importantes. Les diminutions des reliquats azotés sont du même ordre de grandeur que dans le Témoin non fertilisé et se produisent aux mêmes périodes.

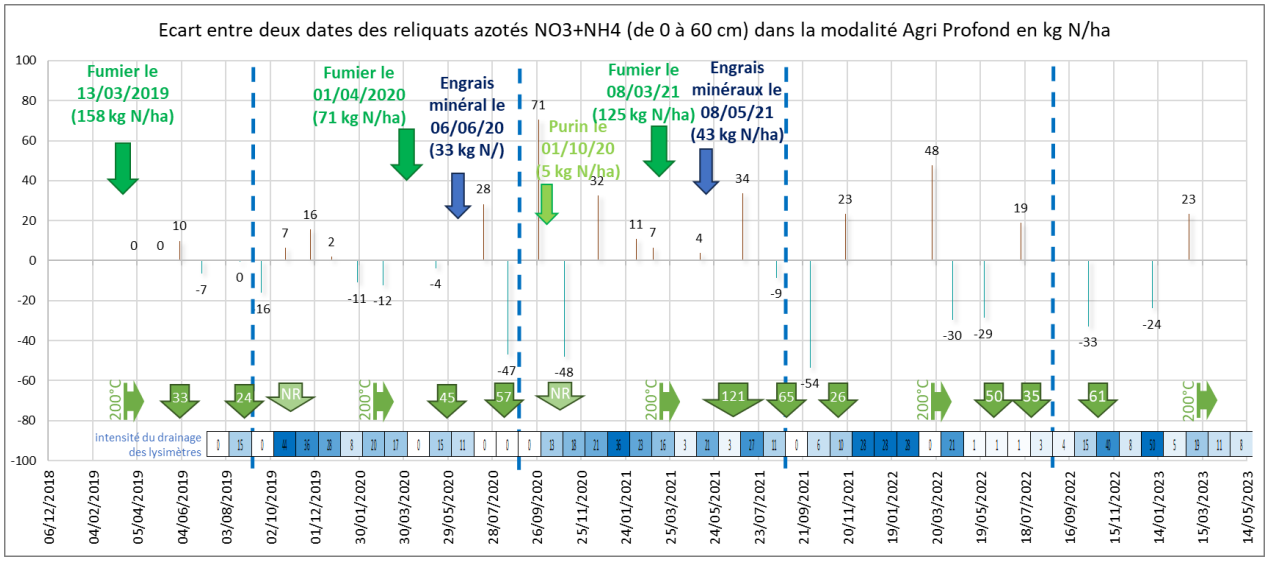



*Figure 38 : écart de reliquat azoté en kg/ha entre deux prélèvements d'avril 2019 à février 2023 dans la modalité Agriculteur en sol profond. Les valeurs positives correspondent à une augmentation du reliquat et les valeurs négatives à une diminution du reliquat. Les traits verticaux pointillés bleus correspondent aux cycles hydrologiques, les flèches verticales en haut du graphique correspondent aux apports de fertilisants, les flèches verticales vertes en bas du graphique à l'azote absorbé par la prairie à chaque coupe (en kg N/ha ou NR si la troisième coupe n'a pas été récoltée), la frise bleue en bas au drainage en mm mesuré dans les lysimètres entre deux dates. L'intensité de la couleur bleue correspond à l'intensité du drainage.*

#### 4.2.7.1.8 Modalité Agriculteur en sol superficiel

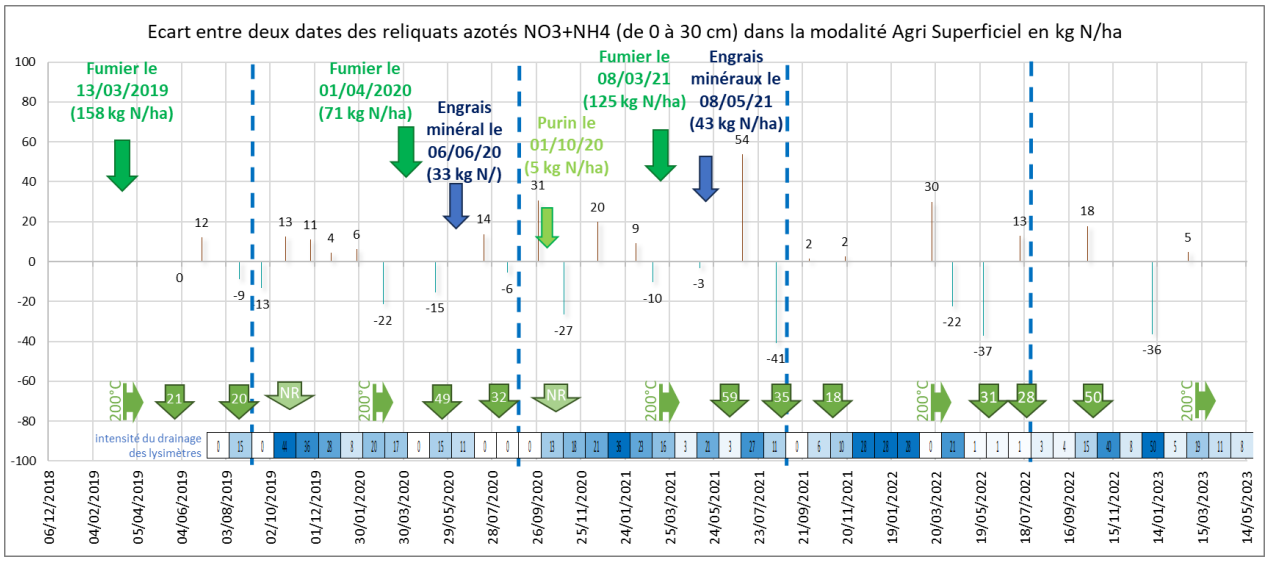



*Figure 39 : écart de reliquat azoté en kg/ha entre deux prélèvements d'avril 2019 à février 2023 dans la modalité Agriculteur en sol superficiel. Les valeurs positives correspondent à une augmentation du reliquat et les valeurs négatives à une diminution du reliquat. Les traits verticaux pointillés bleus correspondent aux cycles hydrologiques, les flèches verticales en haut du graphique correspondent aux apports de fertilisants, les flèches verticales vertes en bas du graphique à l'azote absorbé par la prairie à chaque coupe (en kg N/ha ou NR si la troisième coupe n'a pas été récoltée), la frise bleue en bas au drainage en mm mesuré dans les lysimètres entre deux dates. L'intensité de la couleur bleue correspond à l'intensité du drainage.*

Dans la modalité Agriculteur en sol superficiel, la dynamique d'évolution des reliquats azotés est comparable à la modalité Agriculteur en sol profond. Les diminutions d'azote entre deux dates (mesurées de 0 à 30 cm) sont cependant un peu plus importantes que celles dans la modalité Agriculteur en sol profond (mesurées de 0 à 60 cm), ce qui pourrait indiquer potentiellement des pertes d'azote plus élevées.

#### 4.2.7.1.9 Modalité Fumier

Dans la modalité Fumier, les augmentations des reliquats azotés entre deux dates semblent augmenter au cours du troisième et quatrième cycle hydrologique, en lien avec les trois premiers apports de fumier.

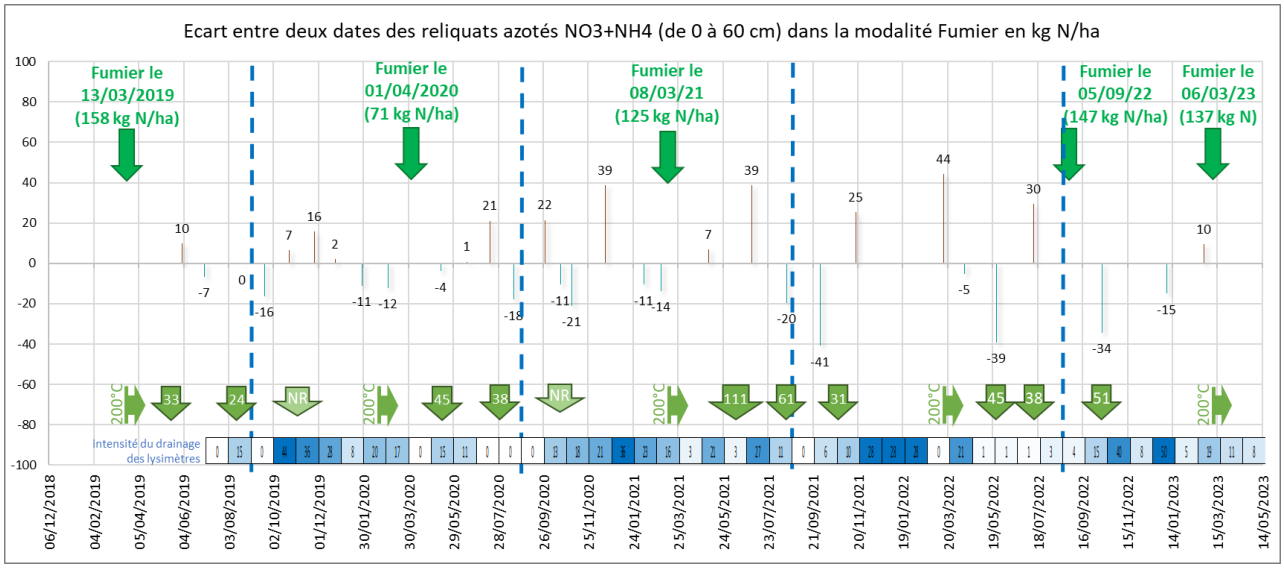



*Figure 40 : écart de reliquat azoté en kg/ha entre deux prélèvements d'avril 2019 à février 2023 dans la modalité Fumier. Les valeurs positives correspondent à une augmentation du reliquat et les valeurs négatives à une diminution du reliquat. Les traits verticaux pointillés bleus correspondent aux cycles hydrologiques, les flèches verticales en haut du graphique correspondent aux apports de fertilisants, les flèches verticales vertes en bas du graphique à l'azote absorbé par la prairie à chaque coupe (en kg N/ha ou NR si la troisième coupe n'a pas été récoltée), la frise bleue en bas au drainage en mm mesuré dans les lysimètres entre deux dates. L'intensité de la couleur bleue correspond à l'intensité du drainage.*

#### 4.2.7.1.10 Modalité Purin

Dans la modalité Purin on observe une dynamique comparable de l'évolution à hausse ou à la baisse des reliquats azotés entre deux mesures, avec cependant des écarts qui peuvent être nettement plus élevés entre deux mesures, en particulier au début du deuxième et du troisième cycle hydrologique. Ceci pourrait s'expliquer par la plus grande disponibilité de l'azote du purin dont une part importante de l'azote se présente sous forme minérale (environ 25 % de l'azote minéral mesuré dans les analyses de purin réalisées à Montmahoux, contre 13 % pour le fumier). A partir de la fin du troisième cycle, les écarts sont à nouveau comparables à ceux observés dans la modalité Agriculteur en sol profond ou dans le Témoin non fertilisé.

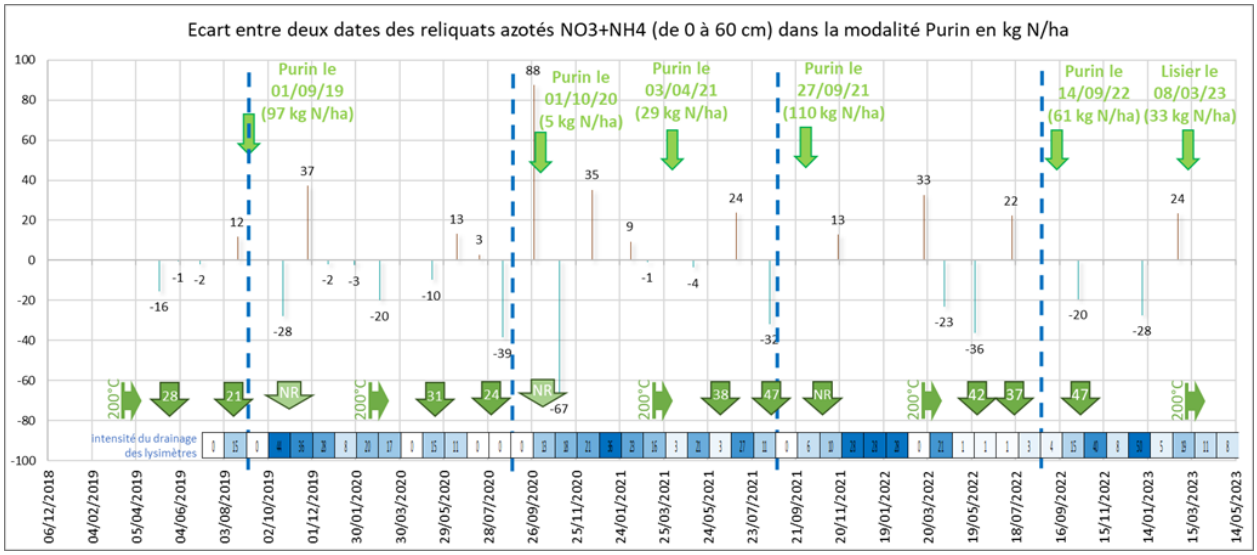



*Figure 41 : écart de reliquat azoté en kg/ha entre deux prélèvements d'avril 2019 à février 2023 dans la modalité Purin. Les valeurs positives correspondent à une augmentation du reliquat et les valeurs négatives à une diminution du reliquat. Les traits verticaux pointillés bleus correspondent aux cycles hydrologiques, les flèches verticales en haut du graphique correspondent aux apports de fertilisants, les flèches verticales vertes en bas du graphique à l'azote absorbé par la prairie à chaque coupe (en kg N/ha ou NR si la troisième coupe n'a pas été récoltée), la frise bleue en bas au drainage en mm mesuré dans les lysimètres entre deux dates. L'intensité de la couleur bleue correspond à l'intensité du drainage.*

***L'analyse des reliquats azoté du sol a mis en évidence les éléments suivants :***

- ***La minéralisation de l'azote organique du sol et des fertilisants épandus est un processus biologique impacté par les conditions pédoclimatiques. Les reliquats azotés présentent une variabilité temporelle importante, y compris dans le Témoin non fertilisé.***
- ***Contrairement aux parcelles agricoles en culture où il est marginal, l'ammonium, étape intermédiaire de la minéralisation de l'azote organique en nitrates, représente entre 50 et 60 % de l'azote minéral total du sol. Cette forme d'azote, non lixiviable car extrêmement peu soluble dans l'eau, témoigne de la capacité de minéralisation importante et régulière des sols de prairie, riches en matière organique.***
- ***Entre avril 2019 et février 2023, le reliquat azoté moyen mesuré dans les trois modalités fertilisées en sols profonds atteint 85 kg N/ha, dont 40 % sous forme de nitrates, et 72 kg N/ha dans le Témoin non fertilisé, dont 54 % sous forme de nitrates. Cette disponibilité plus importante de l'azote des parcelles fertilisées permet de soutenir l'alimentation régulière de la prairie pour atteindre, en moyenne sur cinq années de mesure, 4,8 à 6 T MS/ha/an dans les modalités fertilisées en sol profond contre 4 T MS/ha/an dans le Témoin non fertilisé.***
- ***L'apport d'azote rapidement disponible (effluents liquides et engrais azotés de synthèse) est recommandé en priorité au moment du redémarrage de la végétation (après le seuil des 200°C) à une période où les besoins journaliers des prairies sont supérieurs à la capacité de production de nitrates par les micro-organismes du sol, celle-ci étant limitée par la température du sol.***
- ***Lors des troisième et quatrième cycles hydrologiques les reliquats azotés ont présenté des niveaux plus élevés dans les parcelles régulièrement fertilisées avec***

***du fumier (modalités Agriculteur et Fumier) par rapport au Témoin non fertilisé. Ce niveau plus élevé des teneurs en azote du sol s'est maintenu en 2023, alors même qu'il n'y a pas eu d'apport en 2022. Ceci s'explique par l'« arrière-effet » du fumier plus riche en azote, mais dont la part d'azote organique est plus importante avec une dégradation plus lente (de quelques mois à 2 ans) que dans les formes liquides dont les effets sont plus rapides (quelques semaines à quelques mois).***

- ***La modalité Agriculteur en sol superficiel, dont les rendements sont inférieurs à la même modalité en sol profond, présente des reliquats azotés plus élevés dans l'horizon 0-30 cm par rapport à la même modalité en sol profond sur le même horizon. Ceci démontre que la limitation du rendement dans cette modalité est plus liée à la faible réserve hydrique qu'au manque d'azote. Les sols superficiels sont donc particulièrement impactés par les effets du changement climatique (stress hydrique et thermique) et présentent une disponibilité plus importante de l'azote au lessivage.***
- ***Sur les 5 années suivies, la modalité Purin, qui a reçu en moyenne 67 kg N/ha/an, présente des reliquats azotés identiques (moyennes et médianes) à la modalité Fumier qui a reçu 128 kg N/ha/an, mais avec une variabilité plus importante. Ceci s'explique par une part relative plus importante de la forme minérale de l'azote, par rapport à l'azote total, dans effluents liquides par rapport aux effluents solides. Cet azote minéral est plus facilement transformé en nitrates pouvant être assimilés par les plantes mais également perdus par lessivage.***
- ***Le suivi de l'évolution des reliquats azotés entre deux dates montre que les diminutions des teneurs en azote du sol peuvent se produire en période de croissance active des plantes (du seuil des 200°C à l'automne). Lorsqu'elle se produisent à des périodes où la croissance des plantes est limitée et que du drainage est observé, cette diminution peut s'accompagner de pertes de nitrates par lessivage, en particulier lors du démarrage du drainage au cours de l'automne.***

## 4.3 SUIVI LYSIMETRIQUE DE LA LAME DRAINANTE ET DES TRANSFERTS DE NUTRIMENTS

Les 5 modalités ont été équipées chacune de 3 plaques lysimétriques afin d'éviter les interventions de maintenance ou de remplacement en cours d'expérimentation. Chaque semaine en période de drainage, les volumes d'eau ont été mesurés dans chacun des 15 bidons collecteurs afin de suivre le drainage par lysimètre. Pour limiter le coût des analyses chimiques, les volumes d'eau des trois lysimètres appartenant à la même modalité de fertilisation ont été assemblés et mélangés afin de constituer un échantillon d'eau représentatif. Les analyses de l'eau des lysimètres ont été réalisées au laboratoire Qualio à Besançon. Le choix des paramètres analysés a été réalisé par le BRGM. Initialement prévues pour 3 campagnes hydrologiques (2019-2020 à 2021-2022), le dispositif a été maintenu jusqu'en avril 2024, avec un nombre de paramètres mesurés allégé pour les deux derniers cycles hydrologiques. Les paramètres utilisés et présentés dans cette partie du rapport, qui concerne les pratiques agricoles, sont l'azote Kjeldahl, l'ammonium, les nitrates, le carbone organique total, les phosphates et le phosphore total.

### 4.3.1 Caractéristiques des cycles hydrologiques

Les tableaux ci-dessous permettent de caractériser les cycles hydrologiques 2019-2020 à 2013-2024 (avril) correspondant aux années de suivi des lysimètres sur le site de Montmahoux. Chaque cycle hydrologique débute le 1er septembre et s'achève le 31 août de l'année suivante.

Les précipitations proviennent de la station météorologique installée par le BRGM à Montmahoux, disponibles à partir du 28 novembre 2019, et dont une synthèse mensuelle est présentée en Figure 42.

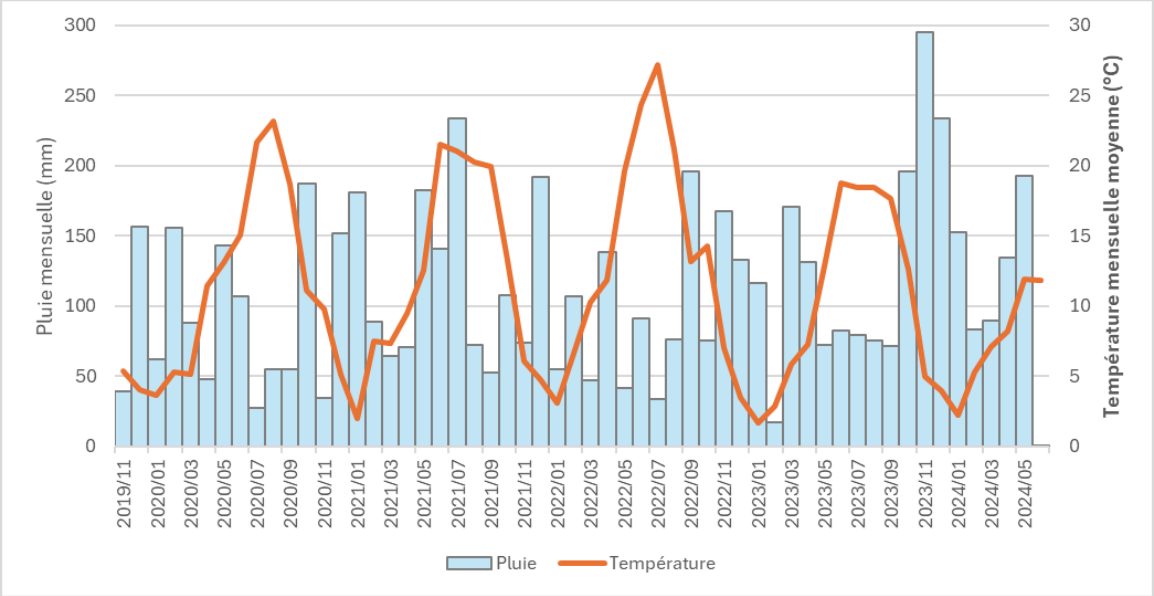



*Figure 42 : Cumul des précipitations mensuelles et température moyenne mensuelle sur le site de Montmahoux*

Les cumuls journaliers des précipitations du 1er septembre 2019 au 27 novembre 2019 proviennent de la grille SAFRAN-ISBA la plus proche du site (47 00 00; 6 00 00). L'ensemble des données d'évapotranspiration sur la période est issu de la même grille SAFRAN-ISBA (du 1er septembre 2019 au 30 avril 2024). La pluie efficace a été calculée à l'aide du logiciel ESPERE du BRGM (Lanini & Caballero, 2020) en faisant la moyenne de 3 méthodes d'estimation (Thornthwaite, Dingman et Gardenia, cf Section 3.2.1).

*Tableau 12 : principales données hydrologiques des 5 cycles hydrologiques pour le site expérimental de Montmahoux.*

| Cycle hydro | Précipitations en mm | ETP en mm | Pluie efficace en mm pour une RU de 90 mm | Pluie efficace en mm pour une RU de 45 mm | Nombre de jours secs du 1er janvier au 31 août | Date du 1er jour où le sol était sec |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 2019/2020 | 1276 | 876 | 578 | 646 | 45 | 23/04/20 |
| 2020/2021 | 1461 | 777 | 819 | 896 | 0 | non atteint |
| 2021/2022 | 1016 | 902 | 464 | 497 | 53 | 02/06/22 |
| 2022/2023 | 1316 | 846 | 652 | 685 | 31 | 10/06/23 |
| 2023/avril24 | 1256 | 385 | 881 | 918 | ND | ND |

Les cinq cycles hydrologiques présentent des précipitations et des évapotranspirations relativement contrastées. La pluie efficace est d'autant plus élevée que les précipitations ont été abondantes et l'évapotranspiration modérée (années fraîches et pluvieuses). C'est en particulier le cas des cycles hydrologiques 2020-2021 et 2023 à avril 2024.

### 4.3.2 Lame drainante

Au fil des semaines, il a été constaté une variabilité importante dans les volumes d'eau recueillis dans les 15 bidons collecteurs. A chaque date de prélèvement, il a été tenu compte du nombre de lysimètres qui coulait (1 à 3 par modalité) pour calculer la lame drainante correspondant. Lorsqu'au moins un lysimètre coulait, un échantillon d'eau était réalisé pour analyse au laboratoire. Au cours de la durée d'expérimentation, il a été cependant nécessaire d'intervenir pour remplacer 6 lysimètres qui ont arrêté de couler pendant plusieurs mois consécutifs. Il s'agit des lysimètres L3, L4 et L5 de la modalité Agriculteur Superficiel, remplacés le 30 septembre 2021 (drainage irrégulier d'octobre 2020 à février 2021 puis arrêt total du drainage dans les trois lysimètres) et des lysimètres L13, L14 et L15 de la modalité Témoin non fertilisé, remplacés le 25 mai 2022 (pratiquement aucun drainage sur le cycle hydrologique 2021-2022). Le remplacement des trois lysimètres de la modalité Agriculteur en sol superficiel (plaques à 20 cm de profondeur) a été réalisé en découpant et en enlevant le sol, puis en le replaçant au-dessus des nouveaux lysimètres. Dans la modalité Témoin non fertilisé les nouveaux lysimètres ont été insérés dans les niches (situées entre 60 et 90 cm de profondeur) des anciens lysimètres afin de perturber le moins possible la structure du sol sus-jacente. Malgré ces précautions, il a été constaté des augmentations anormales des teneurs en nitrates après remplacement.

La dynamique des écoulements avec les périodes de drainage est présentée en détail par campagne hydrologique en Annexe 2. Les premiers relevés d'eau drainée dans les collecteurs des lysimètres ont eu lieu habituellement fin septembre ou début octobre, avec un drainage qui survient généralement une semaine plus tôt dans le sol superficiel.

*Tableau 13 : date de démarrage du drainage selon la profondeur d'installation des lysimètres sur le site expérimental de Montmahoux*

| Cycle hydrologique | Date du 1er écoulement | |
|---|---|---|
| | en sol superficiel | en sol profond |
| 2019/20 | 30/09/2019 | 08/10/2019 |
| 2020/21 | 28/09/2020 | 05/10/2020 |
| 2021/22 | 05/10/2021 | 05/10/2021 |
| 2022/23 | 05/09/2022 | 19/09/2022 |
| 2026/24 (fin avril) | 25/09/2023 | 27/10/2023 |

Le tableau ci-dessous présente les principales périodes de drainage au cours des 5 cycles hydrologiques suivis, de septembre 2019 à avril 2024, exprimés en mm cumulés par mois, en moyenne pour les lysimètres opérationnels.

On peut constater que les périodes sans drainage sont relativement limitées, elles débutent selon les années en mai, juin ou juillet et s'achèvent en septembre, ce qui signifie que dans le contexte du massif du Jura avec des sols majoritairement inférieurs à 35 cm, du drainage peut se produire la majorité des mois de l'année. Selon l'intensité des précipitations d'une année à l'autre, tous les mois de l'année peuvent être associés à du drainage et en conséquence à des pertes d'azote par lessivage. Le démarrage du drainage a généralement lieu à partir d'octobre et se poursuit, selon les années jusque fin janvier (2023), fin février (2024) ou fin mars (2020 et 2021). Une reprise du drainage a généralement lieu au cours du printemps (mai et juin 2020, mai 2021, avril 2022, mars à mai 2023 et avril 2024). Plus rarement, du drainage significatif peut également se produire en été (juillet et août 2021) ou avec moins d'intensité (août 2023). Le drainage qui se produit au cours de l'automne et de l'hiver, se produit à un moment où le système sol-karst-rivière est connecté, avec un transfert rapide, de l'eau et des nitrates, du sol vers la rivière. A l'inverse, le drainage observé au printemps ou en été, se produit généralement dans un système sol-karst-

rivière déconnecté, avec un stockage intermédiaire de l'eau et des nitrates dans des cavités de la zone non saturée du karst, pendant plusieurs mois avant la remise en connexion du système et le transfert vers la rivière. Ce fonctionnement est détaillé dans le rapport de la tâche 2 de NUTRI-Karst.

*Tableau 14 : drainage mesuré en mm par mois sur le site expérimental de Montmahoux de septembre 2019 à avril 2024 en utilisant la moyenne des lysimètres opérationnels à chaque mesure.*

| Mois | 2019-2020 | 2020-2021 | 2021-2022 | 2022-2023 | 2023-2024 |
|---|---|---|---|---|---|
| Septembre | 0 | 0 | 0 | 4 | 1 |
| Octobre | 44 | 13 | 6 | 15 | 22 |
| Novembre | 36 | 18 | 10 | 40 | 30 |
| Décembre | 28 | 21 | 28 | 8 | 42 |
| Janvier | 8 | 36 | 28 | 50 | 33 |
| Février | 20 | 23 | 28 | 5 | 12 |
| Mars | 17 | 16 | 0 | 19 | 3 |
| Avril | 0 | 3 | 21 | 11 | 24 |
| Mai | 15 | 21 | 1 | 8 | / |
| Juin | 11 | 3 | 1 | 0 | / |
| Juillet | 0 | 27 | 1 | 0 | / |
| Août | 0 | 11 | 3 | 7 | / |

Afin de comparer les écoulements des 15 lysimètres, la figure ci-dessous présente le volume d'eau drainé par lysimètre et par cycle hydrologique, exprimé en pourcentage du drainage maximum correspondant au lysimètre ayant le plus coulé à chaque prélèvement et cumulé sur chaque cycle hydrologique, parmi les 15 lysimètres installés. Lorsque la valeur se rapproche de 100 %, cela signifie que le lysimètre fonctionne correctement et draine un volume d'eau important. A l'inverse, une valeur faible ou proche de zéro signifie que le lysimètre a coulé de façon intermittente ou s'est arrêté de couler au cours de la campagne. Comme on peut le constater sur cette figue, les lysimètres L3, L4 et L5 ont cessé de fonctionner au cours du cycle hydrologique 2020-2021 puis se sont remis à couler après leur remplacement le 30 septembre 2021, de même que pour les lysimètres L13, L14 et L15 qui ont cessé de fonctionner au cours du cycle hydrologique 2021-2022 et qui ont à nouveau drainé après leur remplacement le 25 mai 2022. Les remplacements des lysimètres sont figurées par les flèches rouges. L'arrêt d'écoulement dans les trois lysimètres d'une même modalité de fertilisation a conduit à leur remplacement.

Les faibles volumes d'eau mesurés sur certains lysimètres ou sur les trois lysimètres d'une même modalité de fertilisation risquent d'entraîner une sous-estimation des flux de nitrates. C'est pourquoi le drainage a été estimé, dans une première approche, en utilisant les volumes collectés entre deux dates par le lysimètre ayant le plus coulé. Une seconde approche a consisté à utiliser le modèle ESPERE-BRGM afin de calculer la pluie efficace pour les deux profondeurs de sol du site de Montmahoux, correspondant à des réserves utiles de 45 mm (sol superficiel, lysimètres à 25 cm) et de 90 mm (sols profonds, lysimètres à 50 cm). Les données météorologiques utilisées sont la pluviométrie du point de grille SAFRAN-ISBA le plus proche du site de Montmahoux du 1er septembre 2019 au 26 novembre 2019, puis de la station météorologique installée par le BRGM à Montmahoux et l'ETP du même point de grille SAFRAN-ISBA.

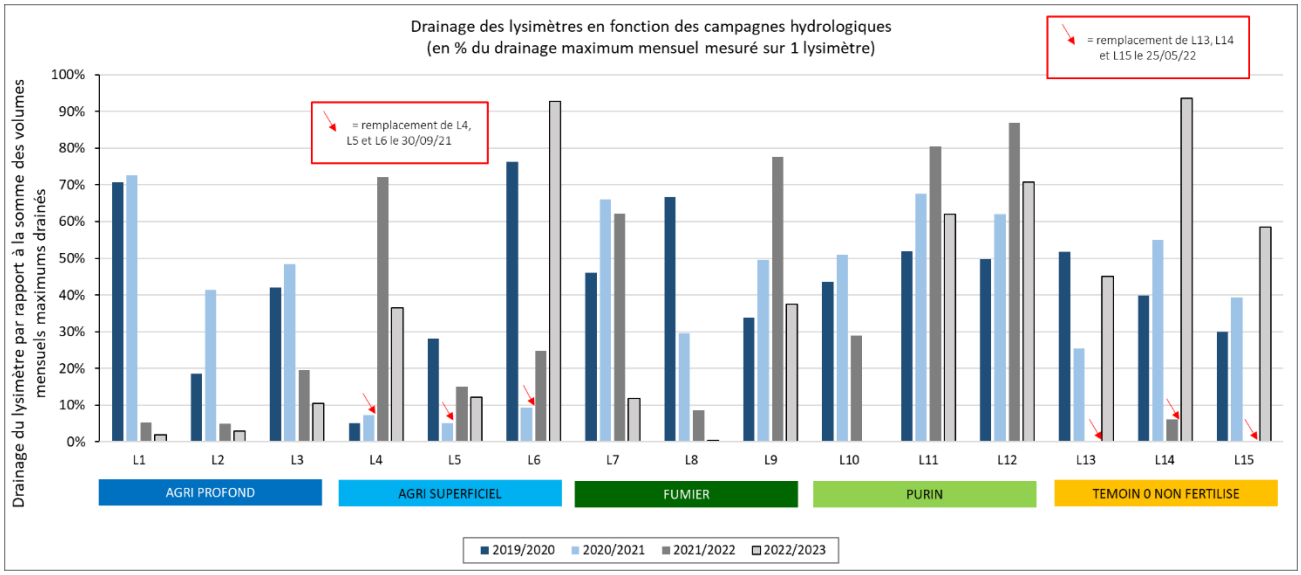



*Figure 43 : volume d'eau drainé par campagne hydrologique et par lysimètre exprimé en % du lysimètre ayant le plus coulé chaque mois (cumul sur le cycle hydrologique).*

Le tableau ci-après présente, pour chaque cycle hydrologique, la pluie efficace du modèle ESPERE (Lanini & Caballero, 2020) pour les deux profondeurs de sol, ainsi que les volumes d'eau drainés collectés par le lysimètre ayant le plus coulé entre deux dates, exprimés en mm et en pourcent de la pluie efficace calculée par le modèle ESPERE.

*Tableau 15 : drainage cumulé en mm par campagne pour les lysimètres de Montmahoux, en utilisant le lysimètre ayant le plus coulé lors de chaque prélèvement, en comparaison de la pluie efficace calculée par le logiciel ESPERE-BRGM.*

| Cycle hydro | Pluie efficace selon le modèle ESPERE en mm | | Cumul du drainage du lysimètre ayant le plus coulé à chaque prélèvement, en mm | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | RU de 90 mm | RU de 45 mm | en mm | en % ESPERE 90 mm | en % ESPERE 45 mm |
| 2019/2020 | 578 | 646 | 474 | 82% | 73% |
| 2020/2021 | 819 | 896 | 435 | 53% | 49% |
| 2021/2022 | 464 | 497 | 320 | 69% | 64% |
| 2022/2023 | 652 | 685 | 505 | 77% | 74% |
| 2023/2024 (avril) | 881 | 918 | 449 | 51% | 49% |

Les quantités d'eau drainées par les lysimètres, en utilisant à chaque prélèvement le lysimètre ayant le plus coulé, se situent, selon les campagnes hydrologiques, entre 51 et 82 % des quantités attendues par le modèle ESPERE-BRGM pour les sols profonds (RU=90 mm) et entre 49 et 74 % pour les sols superficiels (RU=45 mm). Ces volumes sont supérieurs à ceux observés avec des lysimètres atmosphériques (sans mèche) qui se situent entre 13 et 58 % des volumes attendus (Lacas, 2005). Dans un lysimètre atmosphérique l'eau doit atteindre une pression positive à la profondeur du lysimètre pour être collectée. Les flux macroporaux sont extraits de façon continue mais les flux non saturés ne sont collectés que partiellement. Les lysimètres à mèche donnent une estimation plus fiable des flux percolés, avec des efficiences attendues proches de 100 %. Dans le dispositif expérimental de Montmahoux, ces niveaux ne sont cependant pas atteints. Une incertitude persiste également sur la représentativité des flux prélevés du fait des paramètres hydrodynamiques du sol et de la mèche qui conditionnent le

dimensionnement des lysimètres et de la mèche. Dans le cas de cette étude, les lysimètres ont été dimensionnés en utilisant les plans des lysimètres utilisés par l'Université Agro-Sup Dijon dans ses expérimentations.

Le tableau ci-dessous représente les volumes d'eau collectés par cycle hydrologique, pour chacune des cinq modalités de fertilisation, en utilisant les volumes collectés dans un à trois lysimètres opérationnels, parmi les 3 lysimètres installés dans chaque modalité. La flèche rouge et le trait noir indiquent le remplacement des trois lysimètres de la modalité Agriculteur Superficiel le 30 septembre 2021 et des trois lysimètres de la modalité Témoin non fertilisé le 25 mai 2022. Ces remplacements ont permis de retrouver dans ces modalités des flux proches ou égaux de ceux observés dans les modalités qui présentaient les meilleurs écoulements.

*Tableau 16 : volumes d'eau cumulés drainés en mm par modalité de fertilisation et par cycle hydrologique sur le site de Montmahoux. La flèche rouge représente le remplacement des trois lysimètres d'une même modalité, consécutif à l'arrêt du drainage pour ces trois lysimètres. Le trait noir épais représente le redémarrage de la collecte des eaux drainées après remplacement de ces lysimètres.*

| Cycle hydrologique | Volume d'eau drainé par modalité et par campagne en mm (0 à 3 lysimètres collectés à chaque date) | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | Agri Profond | Agri Superficiel | Fumier | Purin | Témoin 0 ferti |
| 2019/2020 | 232 | 266 | 313 | 231 | 229 |
| 2020/2021 | 204 | 26 ↙ | 206 | 269 | 178 |
| 2021/2022 | 40 | 163 | 156 | 188 | 12 ↙ |
| 2022/2023 | 33 | 275 | 134 | 232 | 229 |
| 2023/2024 (avril) | 45 | 221 | 107 | 270 | 256 |

Les volumes collectés en moyenne par cycle hydrologique et par modalité de fertilisation sont très inférieurs aux volumes calculés par l'approche théorique de la pluie efficace. L'utilisation du volume d'eau collecté sous le lysimètre ayant le plus coulé à chaque prélèvement pour le calcul des flux en nitrates permet de corriger en partie l'estimation du drainage et des flux réels de nitrates sous les lysimètres.

***Les données météorologiques et les volumes d'eau collectés sous les lysimètres installés à Montmahoux ont permis de mettre en évidence les éléments suivants :***

- ***Au cours de cinq cycles hydrologiques suivis, les cumuls de précipitations et l'évapotranspiration ont été très variables, avec en conséquence des quantités d'eau drainées pouvant varier du simple au double entre les années humides et fraîches et les années plus sèches et plus chaudes.***
- ***Les volumes d'eau drainés sous les sols superficiels sont légèrement supérieurs aux volumes drainés sous les sols profonds, avec un démarrage de la période de drainage survenant une semaine plus tôt.***
- ***Les collectes des eaux drainées ont mis en évidence que, dans les conditions du massif du Jura (sols peu profonds, pluviométrie abondante et régulière tout au long de l'année) le drainage, et donc le transfert de nitrates vers le karst puis vers les rivières, peuvent se produire pratiquement tous les mois de l'année. Au cours des cycles hydrologiques suivis, du drainage a été le plus souvent observé d'octobre à mars de l'année suivante. Ce drainage se produit donc au moment où le système sol-***

***karst-rivière est connecté mais également lorsqu'il est déconnecté (potentiellement d'avril à septembre), l'eau drainée et les nitrates associés sont alors stockés provisoirement dans des cavités situées en zone non saturée du karst jusqu'à la prochaine mise en connexion du système. Dans le premier cas les transferts de la parcelle agricole à la rivière se produisent rapidement (quelques jours à quelques semaines), dans le second, les temps de transfert seront conditionnés par les durées de résidence des eaux dans le karst et par la mise en connexion du système.***

- ***Les lysimètres sont des dispositifs relativement complexes à dimensionner et à installer. Malgré le triplement des lysimètres pour chaque modalité de fertilisation, à deux reprises les trois lysimètres d'une même modalité ont cessé de couler et ont dû être remplacés.***
- ***Bien que la part d'eau de pluie qui ruisselle soit négligeable sur la parcelle (ne participant pas alors à l'infiltration vers les lysimètres), les volumes d'eau recueillis dans les lysimètres à mèche installés sur le site de Montmahoux sont inférieurs à ceux estimés par le calcul de la pluie efficace avec la méthode ESPERE-BRGM. Au mieux, ils se situent entre 50 et 80 % du volume attendu, selon les campagnes hydrologiques. Ces dispositifs conservent tout leur intérêt pour la mesure in situ des concentrations en nitrates dans la lame drainante sous les parcelles agricoles et pour estimer les flux en nitrates.***

### 4.3.3 Analyses chimiques des eaux de drainage

Les eaux de drainage ont fait l'objet d'analyses chimiques au laboratoire Qualio à Besançon d'octobre 2019 à avril 2024. Les analyses ont été réalisées pour chacune des 5 modalités de fertilisation en constituant un échantillon regroupant l'eau des lysimètres opérationnels d'une même modalité de fertilisation (1 à 3 lysimètres). Les principaux paramètres mesurés sont les trois formes d'azote : azote Kjeldahl (définition en Section 4.3.4), ammonium et nitrates, le carbone organique total, ainsi que phosphore total et les phosphates. Le détail de ces analyses est présenté en Annexe 1.

*Tableau 17 : fréquence des analyses inférieures au seuil de détection du laboratoire pour les trois formes de l'azote et les deux formes du phosphore, selon les 5 modalités de fertilisation, pour les 5 cycles hydrologiques (azote), pour les 4 premiers (phosphore total) et pour le premier cycle (phosphates).*

| | Azote Kjeldahl | Ammonium | Nitrates | Phosphore total | Phosphates |
|---|---|---|---|---|---|
| Nbre cycles | 5 | 5 | 5 | 4 | 1 |
| Nbre analyses | 301 | 299 | 301 | 301 | 257 |
| Seuil de détection | < 0,5 mg/l | < 0,01 mg/l | < 0,5 mg/l | < 0,01 mg/l | < 0,02 mg/l |
| Agri profond | 60% | 71% | 40% | 10% | 94% |
| Agri superf | 24% | 40% | 34% | 0% | 36% |
| Fumier | 48% | 60% | 27% | 8% | 100% |
| Purin | 68% | 66% | 23% | 15% | 100% |
| Témoin 0 Ferti | 69% | 59% | 12% | 2% | 100% |

Les teneurs mesurées en phosphates au cours du premier cycle hydrologique étaient pratiquement toujours inférieures au seuil de détection (0,02 mg/l) du laboratoire (86 % des 64 analyses réalisées). Parmi les 10 analyses mesurées avec des teneurs supérieures au seuil de

détection, 9 ont été observées dans la modalité Agriculteur en sol superficiel. Dans les autres modalités, pratiquement aucune analyse n'a atteint le seuil de détection. De ce fait, il a été décidé en concertation avec le BRGM, de limiter l'analyse du phosphore au phosphore total à partir du deuxième cycle hydrologique. Le dernier cycle hydrologique 2023-2024, dont le suivi analytique n'était initialement pas prévu, a fait l'objet d'un suivi plus allégé. Le phosphore total n'a pas été mesuré sur ce cycle. Le tableau ci-dessous représente la fréquence d'analyses inférieures au seuil de détection par modalité de fertilisation pour l'azote et le phosphore.

Un nombre important d'analyses des eaux de drainage ont des teneurs inférieures au seuil de détection, en particulier pour l'azote Kjeldahl, l'ammonium et les phosphates. Les nitrates et le phosphore total sont plus fréquemment dosés dans les eaux de drainage. La modalité Agriculteur en sol superficiel présente des analyses moins fréquemment inférieures aux seuils de détection, ce qui n'est pas le cas du Témoin non fertilisé.

Le tableau ci-après représente les teneurs moyennes des trois formes d'azote, du carbone organique total et des deux formes de phosphore. Pour le calcul de ces concentrations moyennes, lorsque la teneur mesurée était inférieure au seuil de détection, une teneur égale à 50 % du seuil de détection a été utilisée. Pour le calcul des concentrations moyennes en nitrates, les cycles hydrologiques impactés par l'arrêt du drainage des lysimètres et par des teneurs anormalement élevées après le remplacement des lysimètres ont été enlevées des calculs (cycles hydrologiques 2021-2022 et 2021-2022 de la modalité Agriculteur en sol superficiel et cycles hydrologiques 2021-2022 et 2022-2023 dans la modalité Témoin non fertilisé). Cette particularité est expliquée en détail dans le paragraphe suivant.

*Tableau 18 : concentrations moyennes en azote Kjeldahl, ammonium, nitrates, carbone organique total, phosphore total et phosphates en mg/l dans l'eau de drainage des lysimètres de Montmahoux, par modalité de fertilisation et par cycle hydrologique.*

| Station | Cycle hydrologique | Azote Kjeldahl | Ammonium | Nitrates | Carbone Organique Total | Phosphore total | Phosphates |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Agri profond | 2019-2020 | 0,40 | 0,039 | 0,82 | 2,13 | 0,02 | 0,045 |
| | 2020-2021 | 0,33 | 0,011 | 39,00 | 2,34 | 0,02 | / |
| | 2021-2022 | 0,79 | 0,018 | 0,56 | 3,50 | 0,06 | / |
| | 2022-2023 | 0,44 | 0,042 | 2,75 | 3,89 | 0,05 | / |
| | 2023-2024 (avril) | 0,61 | 0,006 | 0,63 | 2,56 | / | / |
| | **toutes analyses** | **0,46** | **0,024** | **13,50** | **2,68** | **0,03** | **0,045** |
| Agri superficiel | 2019-2020 | 0,56 | 0,049 | 1,04 | 6,05 | 0,06 | 0,095 |
| | 2020-2021 | 0,99 | 0,018 | / | 9,98 | 0,10 | / |
| | 2021-2022 | 2,08 | 0,203 | / | 15,54 | 0,35 | / |
| | 2022-2023 | 0,87 | 0,026 | 22,33 | 7,44 | 0,09 | / |
| | 2023-2024 (avril) | 0,41 | 0,010 | 1,51 | 4,24 | / | / |
| | **toutes analyses** | **0,99** | **0,066** | **9,48** | **8,49** | **0,16** | **0,095** |
| Fumier | 2019-2020 | 0,31 | 0,006 | 0,45 | 2,55 | 0,03 | 0,001 |
| | 2020-2021 | 0,58 | 0,021 | 26,20 | 2,82 | 0,04 | / |
| | 2021-2022 | 0,65 | 0,019 | 2,10 | 3,62 | 0,09 | / |
| | 2022-2023 | 0,81 | 0,079 | 4,76 | 3,69 | 0,09 | / |
| | 2023-2024 (avril) | 0,52 | 0,019 | 4,94 | 2,68 | / | / |

| Station | Cycle hydrologique | Azote Kjeldahl | Ammonium | Nitrates | Carbone Organique Total | Phosphore total | Phosphates |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **toutes analyses** | **0,56** | **0,025** | **10,03** | **3,02** | **0,06** | **0,001** |
| **Purin** | 2019-2020 | 0,30 | 0,010 | 4,56 | 2,07 | 0,03 | 0,001 |
| | 2020-2021 | 0,45 | 0,008 | 17,93 | 1,88 | 0,02 | / |
| | 2021-2022 | 0,45 | 0,010 | 1,06 | 2,15 | 0,04 | / |
| | 2022-2023 | 0,67 | 0,020 | 3,09 | 3,11 | 0,10 | / |
| | 2023-2024 (avril) | 0,30 | 0,007 | 14,37 | 1,56 | / | / |
| | **toutes analyses** | **0,44** | **0,011** | **8,32** | **2,18** | **0,04** | **0,001** |
| **Témoin 0 Ferti** | 2019-2020 | 0,25 | 0,018 | 2,20 | 1,88 | 0,02 | 0,001 |
| | 2020-2021 | 0,35 | 0,012 | 15,69 | 2,20 | 0,04 | / |
| | 2021-2022 | 0,25 | 0,005 | / | 2,05 | 0,05 | / |
| | 2022-2023 | 0,50 | 0,010 | / | 2,34 | 0,05 | / |
| | 2023-2024 (avril) | 0,59 | 0,021 | 4,11 | 2,47 | / | / |
| | **toutes analyses** | **0,40** | **0,014** | **8,20** | **2,20** | **0,04** | **0,001** |

Les concentrations présentent une variabilité selon les cycles hydrologiques et une variabilité selon les modalités de fertilisation. La modalité Agriculteur en sol superficiel présente des concentrations en azote Kjeldahl, en ammonium, en carbone organique total et en phosphore généralement plus élevées que les autres modalités. L'évolution saisonnière des concentrations en azote Kjeldahl, ammonium, nitrates, carbone organique total et en phosphore total est détaillée dans les paragraphes suivants.

### 4.3.4 Concentrations en azote Kjeldahl

L'azote Kjeldahl représente la somme des formes organiques de l'azote et de l'azote ammoniacal présents dans l'eau de drainage. Il correspond donc à l'azote total auquel on retranche les nitrites et les nitrates. L'azote organique est présente dans la matière organique du sol, dans les effluents d'élevage, les débris organiques… 60 à 70 % des analyses des eaux de drainage sont inférieurs au seuil de détection (0,5 mg/l) dans les modalités Agriculteur en sol profond, Purin et Témoin non fertilisé. La plupart des analyses présente des concentrations comprises entre le seuil de détection et 0,1 mg/l. Quelques analyses présentent des pics plus élevés compris entre 1 et 5,3 mg/l.

Les modalités Agriculteur en sol superficiel et Fumier ont des analyses qui dépassent plus fréquemment le seuil de détection, avec respectivement 76 et 52 % des teneurs supérieures à 0,5 mg/l. Les concentrations en azote Kjeldahl sont généralement comprises, pour les 4 modalités en sol profond, entre 0 et 1 mg/l, à l'exception de 3 mesures comprises entre 1,2 et 1,5 mg/l pour la modalité Agriculteur en sol profond, 5 mesures entre 1,1 et 2,1 mg/l pour la modalité Fumier, 1 mesure à 4,5 mg/l pour la modalité Purin et 2 mesures à 1,3 mg/l pour le Témoin non fertilisé. La modalité Agriculteur en sol superficiel présente des concentrations plus élevées, pour l'ensemble des cycles hydrologiques, comprises entre 0 et 2 mg/l, avec 3 mesures comprises entre 2,9 et 5,3 mg/l. Les valeurs les plus élevées sont observées après le remplacement des lysimètres. Les concentrations en azote Kjeldahl semblent liées à la profondeur du sol et au remaniement du sol et non à la fertilisation pratiquée sur la parcelle.

Les analyses des concentrations en azote Kjeldahl sont présentées dans les figures ci-après pour les 5 modalités de fertilisation présentes sur le site expérimental de Montmahoux, en commençant par le témoin non fertilisé.

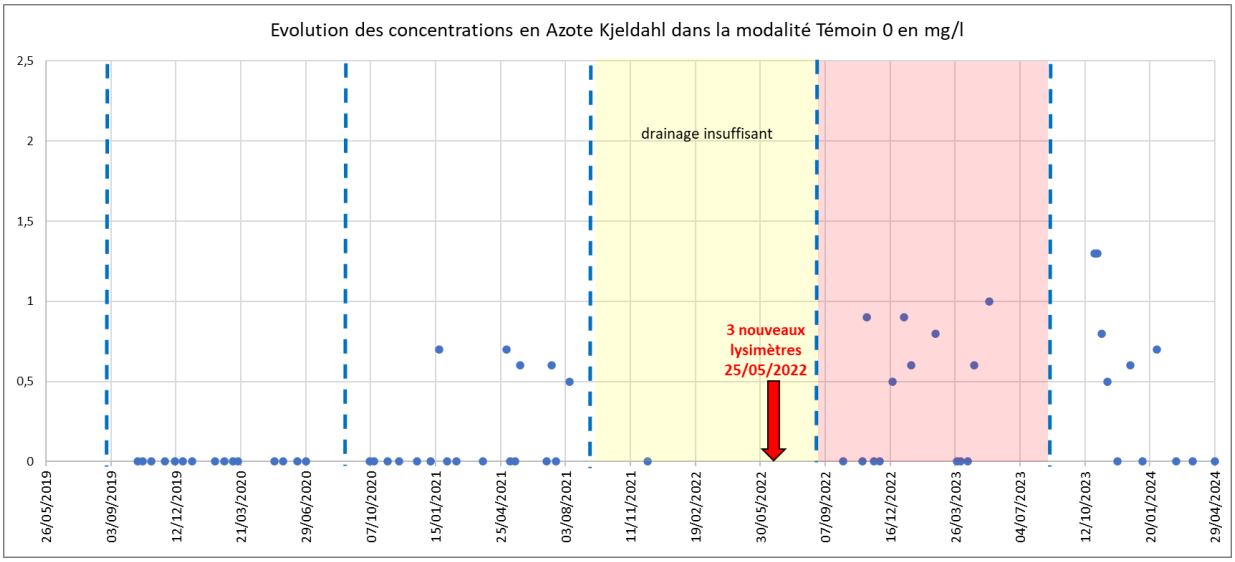



*Figure 44 : concentrations en Azote Kjeldahl de la modalité Témoin non fertilisé d'octobre 2019 à avril 2024. En jaune, la période d'arrêt d'écoulement des trois lysimètres et en rose la période qui a suivi le remplacement des lysimètres. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis. La flèche rouge indique le remplacement des trois lysimètres.*

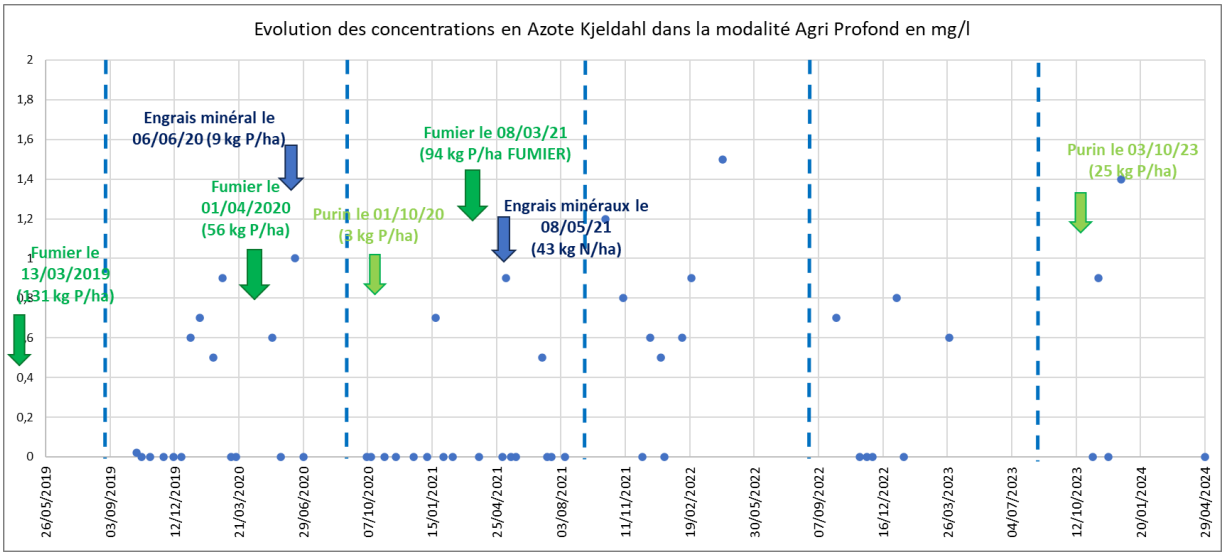



*Figure 45 : concentrations en Azote Kjeldahl de la modalité Agriculteur en sol profond d'octobre 2019 à avril 2024. Les flèches verticales permettent de visualiser les apports de fertilisants organiques et d'engrais de synthèse, avec la quantité d'azote épandue. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis.*

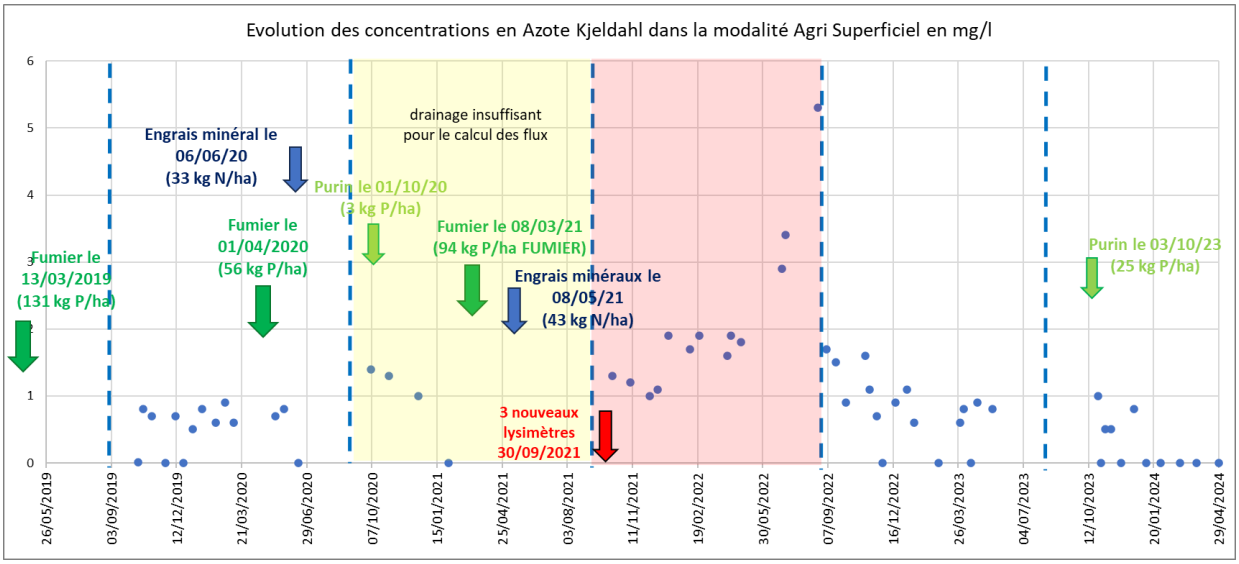



*Figure 46 : concentrations en Azote Kjeldahl de la modalité Agriculteur en sol superficiel d'octobre 2019 à avril 2024. Les flèches verticales permettent de visualiser les apports de fertilisants organiques et d'engrais de synthèse, avec la quantité d'azote épandue. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis. En jaune, la période d'arrêt d'écoulement des trois lysimètres et en rose la période qui a suivi le remplacement des lysimètres. La flèche rouge indique le remplacement des trois lysimètres.*

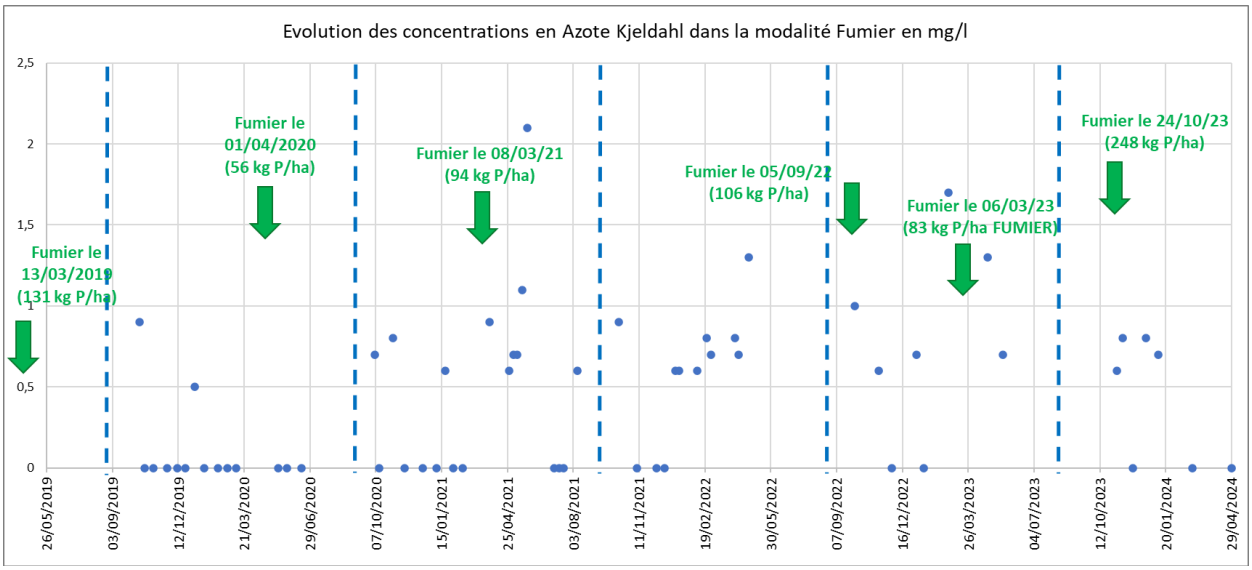



*Figure 47 : concentrations en Azote Kjeldahl de la modalité Fumier d'octobre 2019 à avril 2024. Les flèches verticales permettent de visualiser les apports du fumier, avec la quantité d'azote épandue. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis.*

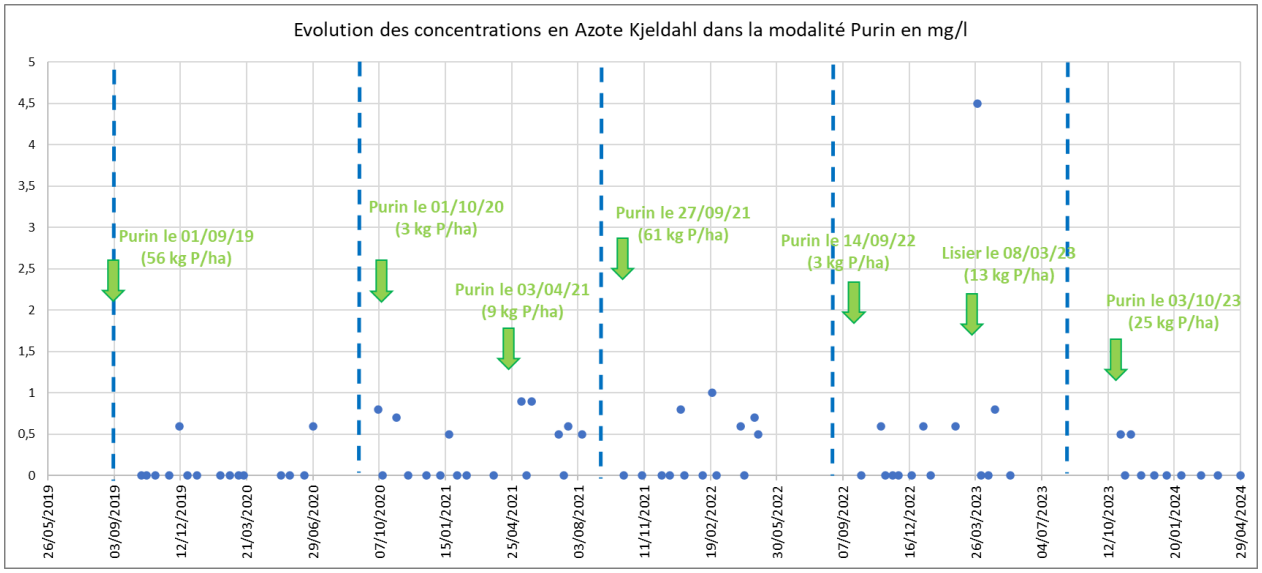



*Figure 48 : concentrations en Azote Kjeldahl de la modalité Purin d'octobre 2019 à avril 2024. Les flèches verticales permettent de visualiser les apports de purin, avec la quantité d'azote épandue. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis.*

### 4.3.5 Concentrations en ammonium

L'azote sous forme d'ammonium (NH4) est issu de la minéralisation par les bactéries du sol, de l'azote organique présent dans le sol, dans les effluents d'élevage et dans les débris organiques. Il représente une forme intermédiaire de la minéralisation, qui est une oxydation, entre l'azote organique et les nitrates. L'ammonium peut également être présent dans les engrais de synthèse. Les concentrations en ammonium mesurées dans le dispositif expérimental de Montmahoux se situent généralement entre des valeurs inférieures au seuil de détection (0,01 mg/l) et 0,1 mg/l. Deux pics ont été observés avec des valeurs proches de 2 mg/l.

Les concentrations en ammonium se situent entre des valeurs inférieures ou égales au seuil de détection et 0,05 mg/l pour les modalités Agriculteur en sol profond (excepté 3 mesures entre 0,07 et 0,23 mg/l), Purin (excepté une mesure à 0,09 mg/l) et pour la modalité Témoin non fertilisé (excepté 1 mesure à 0,13 mg/l). La modalité Agriculteur en sol superficiel présente des concentrations en ammonium comprises entre des valeurs inférieures ou égales au seuil de détection et 0,1 mg/l (excepté 4 mesures entre 0,16 et 0,34 mg/l). La modalité Fumier présente des concentrations en ammonium plus contrastées, avec environ la moitié des concentrations inférieures ou égales au seuil de détection, et des concentrations comprises entre 0,5 et 1,5 mg/l pour les autres analyses (excepté deux pics à 1,7 et 2,1 mg/l). Ce niveau plus élevé ne semble cependant pas lié aux apports de fumier car les modalités Agriculteur en sol profond et en sol superficiel qui ont également reçu du fumier en début d'expérimentation, ont des concentrations en ammonium inférieures.

Les analyses des concentrations en ammonium sont présentées dans les figures ci-après pour les 5 modalités de fertilisation présentes sur le site expérimental de Montmahoux, en commençant par le témoin non fertilisé.

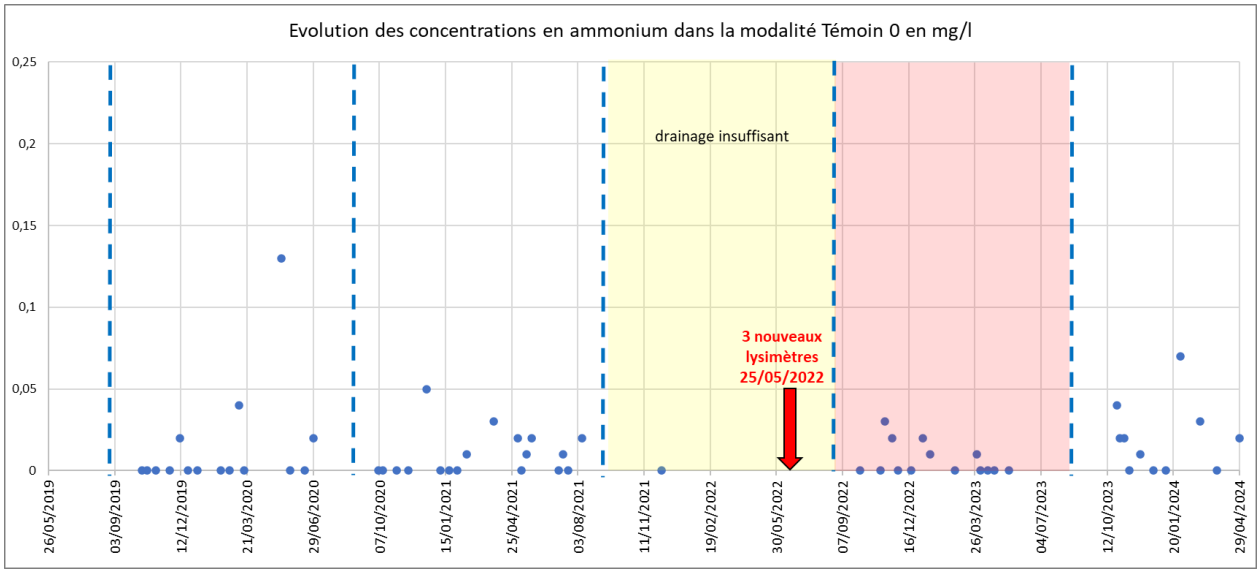



*Figure 49 : concentrations en ammonium de la modalité Témoin non fertilisé d'octobre 2019 à avril 2024. En jaune, la période d'arrêt d'écoulement des trois lysimètres et en rose la période qui a suivi le remplacement des lysimètres. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis. La flèche rouge indique le remplacement des trois lysimètres.*

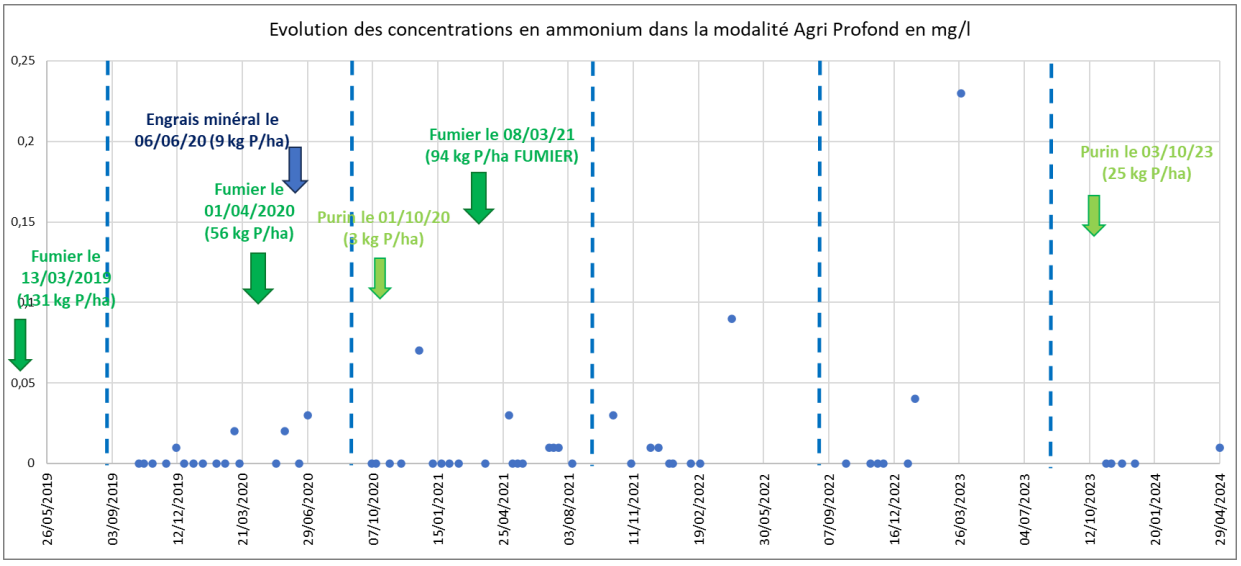



*Figure 50 : concentrations en ammonium de la modalité Agriculteur en sol profond d'octobre 2019 à avril 2024. Les flèches verticales permettent de visualiser les apports de fertilisants organiques et d'engrais de synthèse, avec la quantité d'azote épandue. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis.*

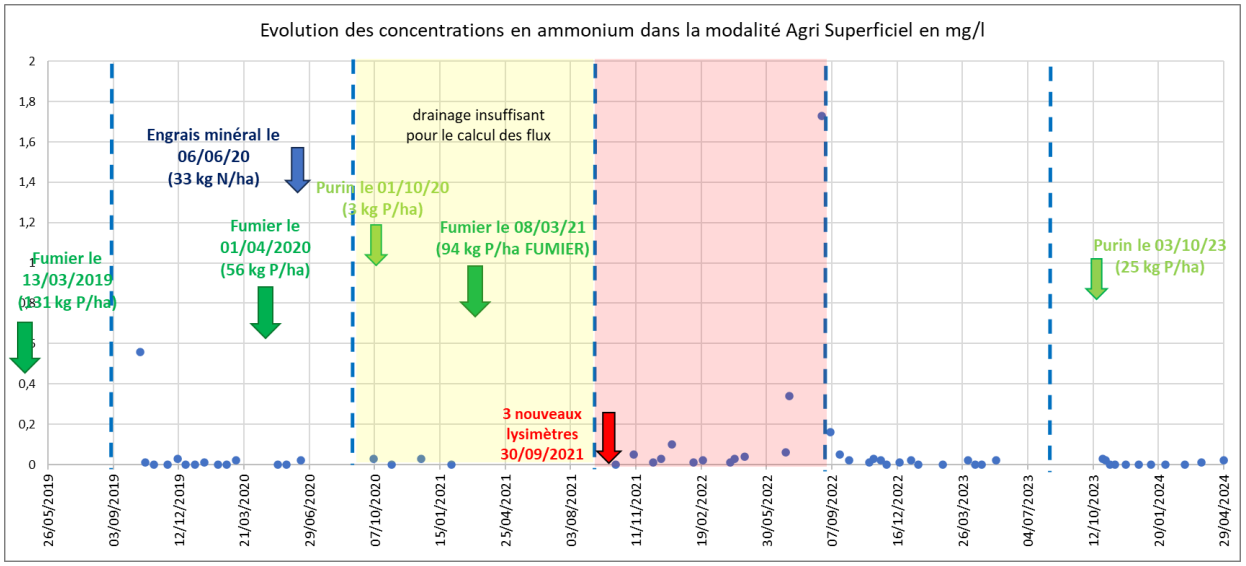



*Figure 51 : concentrations en ammonium de la modalité Agriculteur en sol superficiel d'octobre 2019 à avril 2024. Les flèches verticales permettent de visualiser les apports de fertilisants organiques et d'engrais de synthèse, avec la quantité d'azote épandue. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis. En jaune, la période d'arrêt d'écoulement des trois lysimètres et en rose la période qui a suivi le remplacement des lysimètres. La flèche rouge indique le remplacement des trois lysimètres.*

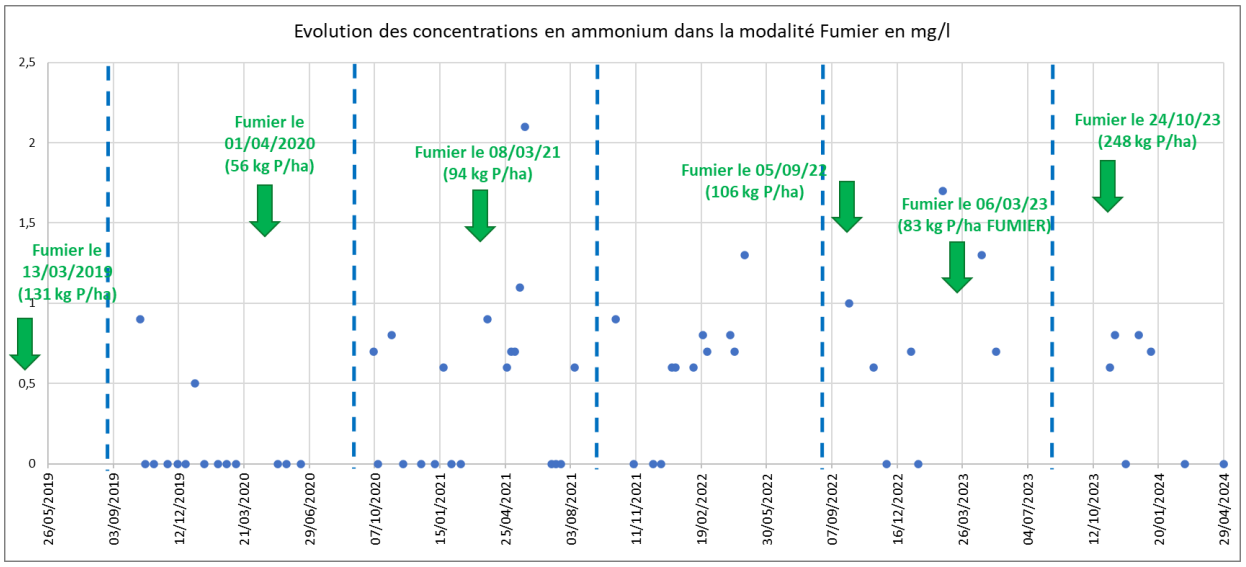



*Figure 52 : concentrations en ammonium de la modalité Fumier d'octobre 2019 à avril 2024. Les flèches verticales permettent de visualiser les apports du fumier, avec la quantité d'azote épandue. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis.*

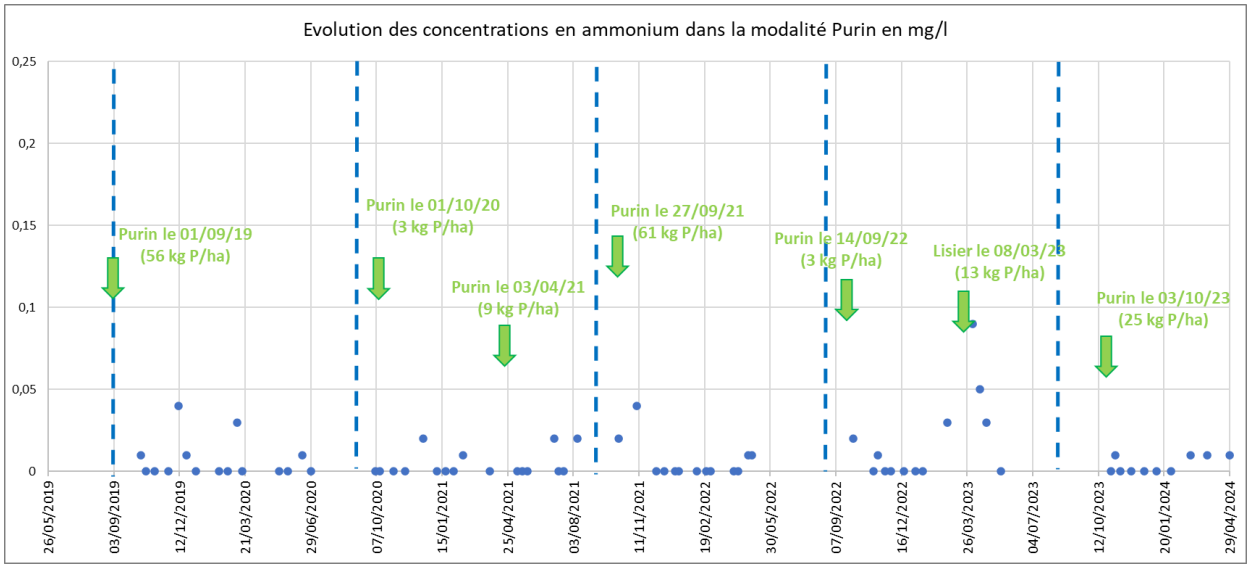



*Figure 53 : concentrations en ammonium de la modalité Purin d'octobre 2019 à avril 2024. Les flèches verticales permettent de visualiser les apports de purin, avec la quantité d'azote épandue. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis.*

Les teneurs en ammonium sont du même ordre de grandeur que celles mesurées dans les eaux de drainages des lysimètres installés à Chasnans et à Trépot entre 2015 et 2018 par le laboratoire Chrono-environnement dans le cadre de l'étude Loue (Badot et al 2018). Dans cette étude, les concentrations en ammonium sont inférieures à 1 mg/l avec une majorité de valeurs inférieures ou égales à 0,1 mg/l, avec les concentrations les plus élevées observées sous prairie dans les sols superficiels après pâturage par des bovins, en évoquant l'effet des déjections (urine et fèces) à proximité du dispositif.

### 4.3.6 Concentrations en nitrates

Les concentrations en nitrates sont comprises dans une plage de valeur s'étendant de moins de 0,5 mg NO3/l (seuil de détection du laboratoire) à 230 mg NO3/l. Les figures ci-dessous représentent les concentrations de toutes les analyses réalisées dans les eaux de drainage des 5 modalités de fertilisation au cours des 5 cycles hydrologiques entre septembre 2019 et avril 2024. Les plages en jaune indiquent l'arrêt des écoulements avec un nombre insuffisant d'analyses pour pouvoir calculer les flux et les plages en rose, le cycle hydrologique qui a suivi le remplacement des lysimètres avec des concentrations impactées par le remaniement du sol.

Il est à noter qu'au cours du cycle hydrologique 2020-2021, les concentrations en nitrates mesurées dans les eaux de drainage des 5 modalités de fertilisation ont été quasi systématiquement plus élevées que lors des quatre autres cycles. Les conditions climatiques de ce cycle hydrologique n'expliquent pas ces concentrations élevées, d'autres cycles ont été aussi chauds (été 2022 ou été 2023) ou aussi pluvieux (cycles hydrologiques 2022-2023 et 2023-2024), sans pour autant avoir engendré des concentrations en nitrates aussi élevées dans les eaux de drainage. Les concentrations élevées en nitrates sur ce cycle coïncident avec une attaque de campagnols qui a touché la parcelle d'expérimentation à partir de l'été 2020 et au cours des mois qui ont suivi. La perturbation mécanique du sol en résultant et son effet sur la minéralisation du sol pourrait expliquer l'augmentation des teneurs en nitrates observées sur ce cycle.

### *a) Modalité Témoin non fertilisé*

La première figure représente l'évolution des teneurs en nitrates dans le Témoin non fertilisé, ce qui correspond au bruit de fonds de la minéralisation azotée de la parcelle. Dans la partie supérieure du graphique est indiqué, pour les 5 cycles hydrologiques suivis, le volume d'eau drainé, par les lysimètres de la modalité représentée, en mm et en pourcent du drainage cumulé maximum mesuré dans les 5 modalités.

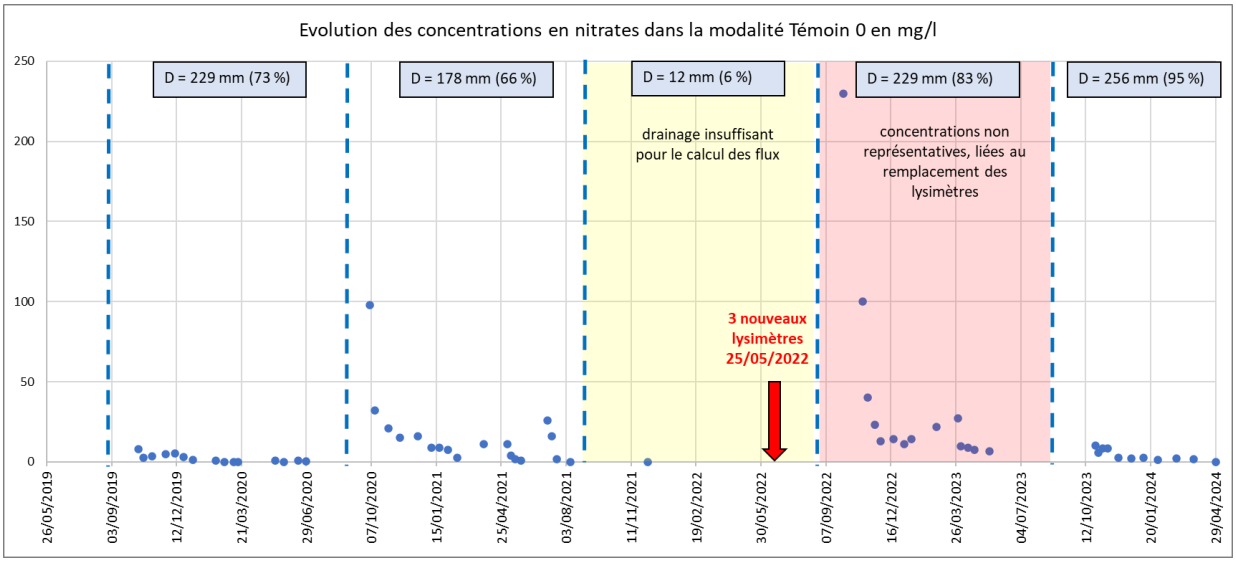



*Figure 54 : évolution des concentrations en nitrates (mg NO3/l) de la modalité Témoin non fertilisé avec le volume d'eau drainé par les lysimètres au cours des 5 cycles hydrologiques en mm et en % du drainage maximum des 5 modalités de fertilisation par cycle. En jaune, la période d'arrêt d'écoulement des trois lysimètres et en rose la période qui a suivi le remplacement des lysimètres.*

On peut observer une saisonnalité dans les concentrations en nitrates, avec les valeurs les plus élevées observées lors des premiers écoulements d'eau au moment de la reprise du drainage qui a lieu généralement en octobre. Les concentrations en nitrates diminuent ensuite progressivement pour atteindre le seuil de détection du laboratoire (0,5 mg/litre), généralement à partir du mois de janvier. Lorsqu'une reprise du drainage a lieu au printemps ou en été, comme en 2021, on peut également observer des concentrations en nitrates plus élevées, entre 10 et 25 mg/l.

Lors des deux premiers cycles hydrologiques, la modalité Témoin non fertilisé présente des volumes drainés permettant de calculer les flux en nitrates, avec respectivement 73 et 66 % du drainage maximum mesuré dans l'ensemble des modalités. Au cours du troisième cycle, le drainage a été pratiquement inexistant, ne permettant pas de disposer d'analyses de nitrates pour calculer les flux. Les lysimètres ont été remplacés le 25 mai 2022, ce qui a permis de retrouver des écoulements importants par la suite. Au cours du cycle hydrologique 2022-2023 les concentrations en nitrates ont été anormalement élevées au regard de l'absence de fertilisation et des concentrations nettement inférieures mesurées dans toutes les autres modalités, notamment dans les modalités Fumier et Purin qui ont reçu des effluents d'élevage. Ces concentrations élevées sont attribuées au remplacement des lysimètres qui a été réalisé en enlevant, puis en remettant le sol au-dessus des lysimètres. Les flux en nitrates n'ont en conséquence pas été calculés non plus pour le cycle hydrologique 2022-2023. A l'exception de la campagne 2020-2021 où des concentrations plus élevées sont observées d'octobre à décembre 2020 puis en juillet 2021, toutes les concentrations en nitrates de la modalité Témoin non fertilisé, sont généralement inférieures à 10 mg/l à la reprise du drainage, puis à 5 mg/l le

reste de l'année. Les concentrations plus élevées en nitrates au cours du cycle 2020-2021, que l'on peut observer dans toutes les modalités de fertilisation, pourraient être liées aux dégâts résultant d'une forte attaque de campagnols sur la parcelle, engendrant une importante perturbation mécanique du sol (cf littérature sur ce sujet : Platt et al., 2016 ; Augustine et al., 2021).

### b) *Modalité Agriculteur en sol profond*

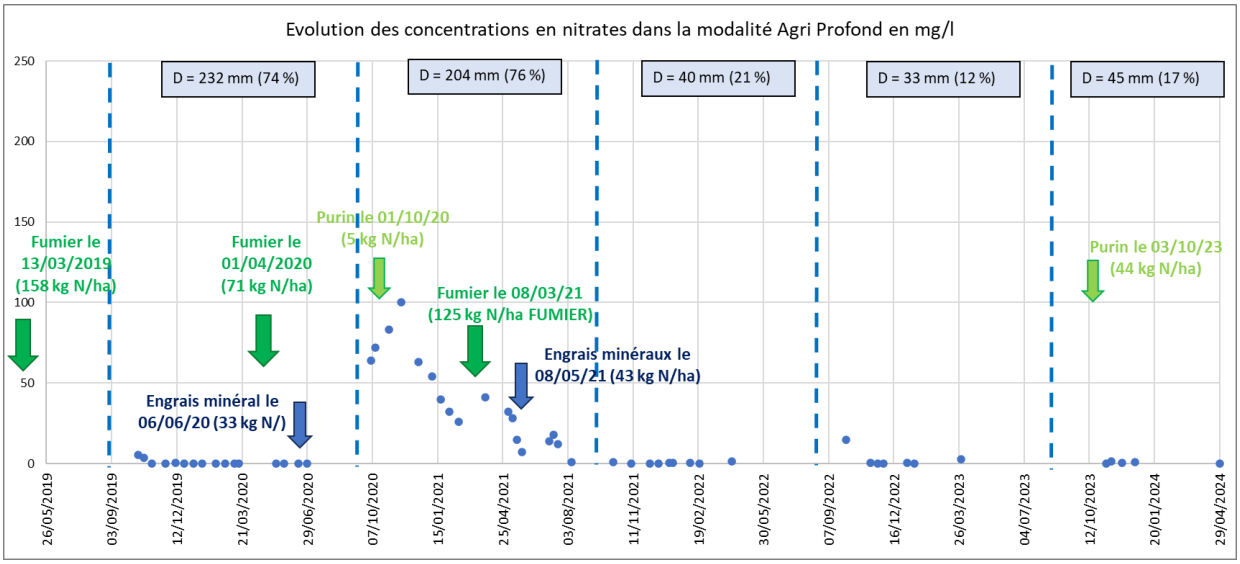



*Figure 55 : évolution des concentrations en nitrates (mg NO3/l) de la modalité Agriculteur en sol profond avec les apports de fertilisants minéraux et organiques ainsi que le volume d'eau drainé par les lysimètres au cours des 5 cycles hydrologiques en mm et en % du drainage maximum des 5 modalités de fertilisation par cycle.*

Dans la modalité Agriculteur en sol profond, les concentrations en nitrates se situent généralement à moins de 5 mg/l, à l'exception du cycle hydrologique 2020-2021, avec des teneurs décroissantes de 100 et 50 mg/l d'octobre à décembre 2020, puis de 50 et 0,75 mg/l de janvier à août 2021. La dynamique des concentrations en nitrates ne semble pas corrélée aux apports de fertilisants minéraux ou organiques, les concentrations en nitrates dans la lame drainante n'augmentent généralement pas après un apport de fertilisants. La modalité Agriculteur en sol profond présente un drainage régulier et important au cours des deux premiers cycles hydrologiques. Les volumes drainés se situent respectivement à 74 et 76 % du drainage maximum mesuré dans l'ensemble des modalités. A partir du cycle hydrologique 2021-2022 et jusqu'à la fin des mesures, les écoulements ont été réguliers mais avec des volumes d'eau plus faibles (entre 12 et 21 % du drainage maximum mesuré par cycle hydrologique). Les flux drainés ont été calculés pour les trois derniers cycles hydrologiques, en tenant compte des concentrations disponibles et des volumes d'eau drainés dans les lysimètres les plus actifs.

### c) *Modalité Agriculteur en sol superficiel*

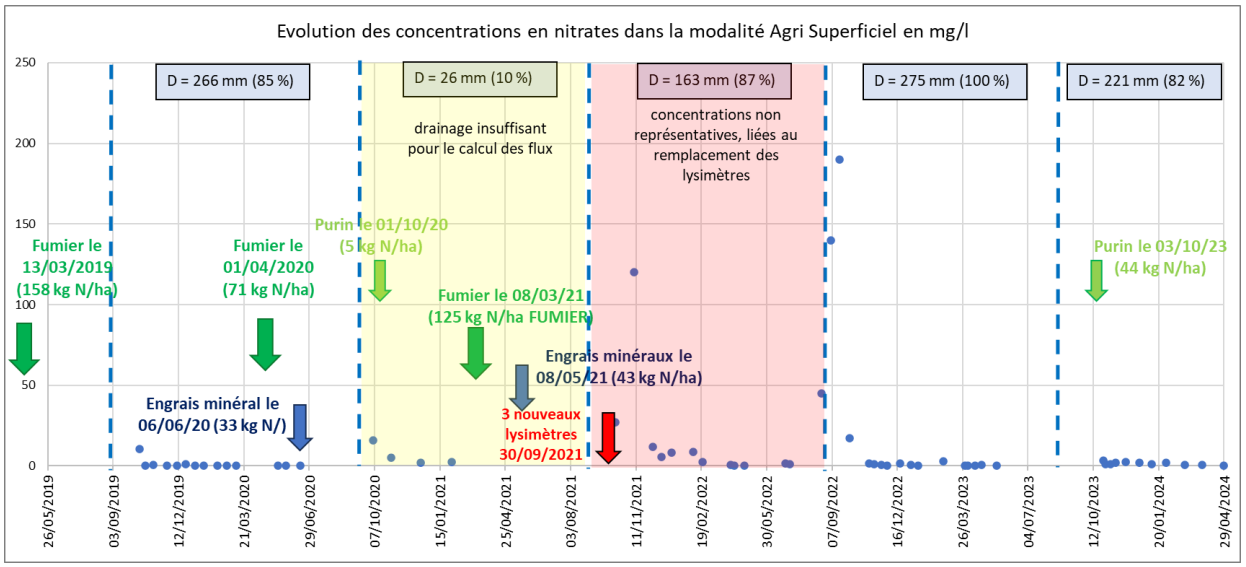



*Figure 56 : évolution des concentrations en nitrates (mg NO3/l) de la modalité Agriculteur en sol superficiel avec les apports de fertilisants minéraux et organiques ainsi que le volume d'eau drainé par les lysimètres au cours des 5 cycles hydrologiques en mm et en % du drainage maximum des 5 modalités de fertilisation par cycle. En jaune, la période d'arrêt d'écoulement des trois lysimètres et en rose la période qui a suivi le remplacement des lysimètres.*

La modalité Agriculteur en sol superficiel présente un drainage proche du volume maximum de l'ensemble des modalités lors du premier cycle (85 %) mais rapidement au cours du deuxième cycle, les lysimètres ont cessé de couler (10 % du drainage maximum des 5 modalités). Le manque d'analyse d'eau n'a pas permis de calculer les flux en nitrates au cours de ce cycle hydrologique. Les lysimètres ont été remplacés le 30 septembre 2021. Le remplacement des lysimètres s'est suivi d'un retour du drainage au cours des cycles suivants, mais le cycle hydrologique 2021-2022 présente des concentrations anormalement élevées en nitrates de la reprise du drainage en octobre 2021, jusqu'en février 2022, en comparaison avec la modalité Agriculteur en sol profond qui a reçu la même fertilisation. En conséquence, le flux en nitrates n'a pas été calculé pour ce cycle hydrologique. Pour le cycle hydrologique 2022-2023, les deux premières analyses semblent également anormalement élevées. Elles ont des teneurs en nitrates de 140 et 170 mg/l, respectivement les 5 et 19 septembre 2022. Ces deux valeurs ont cependant été conservées pour le calcul du drainage du cycle hydrologique 2022-2023. La modalité Agriculteur en sol profond, avec une fertilisation comparable et les modalités Fumier et Purin, avec un apport organique en septembre 2022, ont présenté des concentrations en nitrates très inférieures à cette même période, entre 10 et 25 mg/l, et en forte baisse les semaines qui ont suivi.

La dynamique des concentrations en nitrates n'est par ailleurs pas corrélée aux apports de fertilisants minéraux ou organiques, mais obéit à la saisonnalité des concentrations en nitrates. Les concentrations en nitrates de la lame drainante n'augmentent généralement pas après les apports de fertilisants.

### *d) Modalité Fumier*

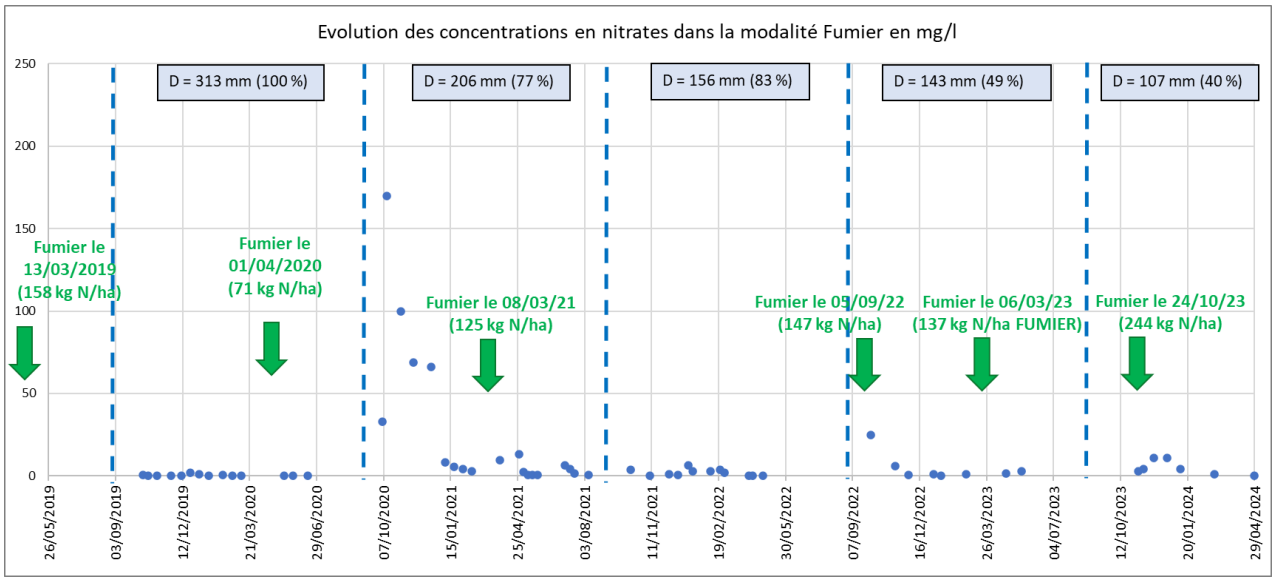



*Figure 57 : évolution des concentrations en nitrates (mg NO3/l) de la modalité Fumier avec les apports de fumier, ainsi que le volume d'eau drainé par les lysimètres au cours des 5 cycles hydrologiques en mm et en % du drainage maximum des 5 modalités de fertilisation par cycle.*

La modalité fumier présente des volumes drainés élevés lors des trois premiers cycles hydrologiques, puis nettement réduits lors des deux derniers cycles. Les concentrations en nitrates se situent généralement à moins de 5 mg/l, à l'exception de la fin de l'année 2020 (33 à 170 mg/l), ainsi qu'à la reprise du drainage le 4 octobre 2022 (22 mg/l) et le 16 novembre 2023 (23 mg/l). La dynamique des concentrations en nitrates n'est pas corrélée aux apports de fumier, autrement dit, les apports de fumier ne sont pas suivis d'une augmentation des concentrations en nitrates dans la lame drainante au cours des semaines qui suivent. Cette dynamique obéit plutôt à la saisonnalité des concentrations en nitrates dans la lame drainante, avec les concentrations les plus élevées observées à la reprise du drainage en automne. Les plus fortes concentrations en nitrates sur le cycle 2020-2021 pourraient être dues, comme dans les autres modalités, à la perturbation du sol résultant de l'attaque des campagnols.

### e) *Modalité Purin*

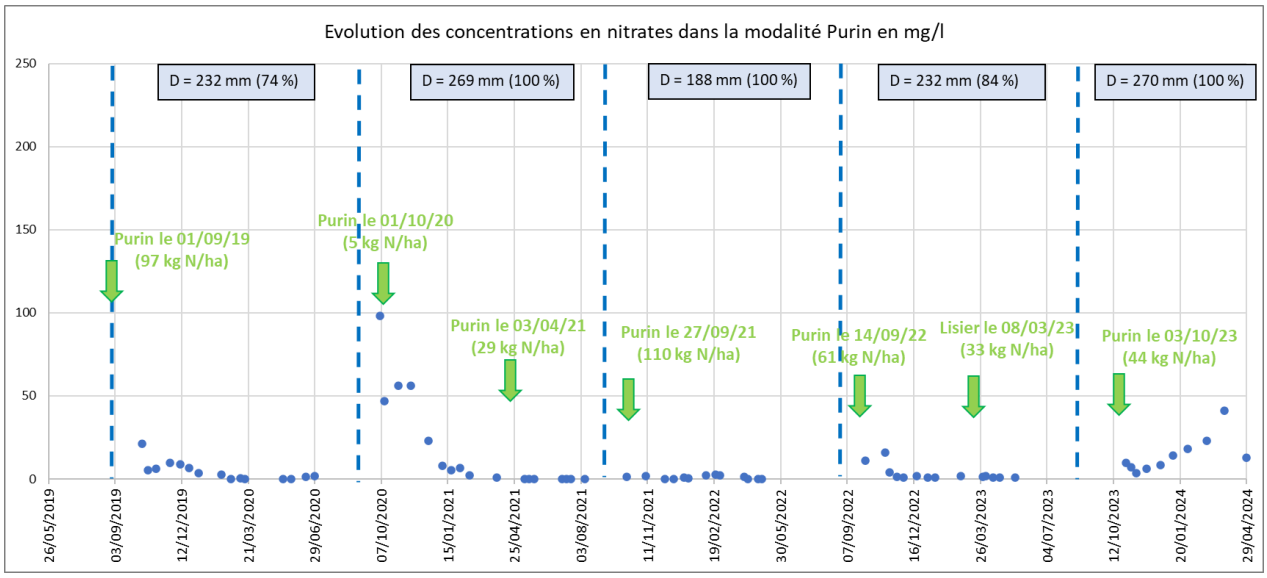



*Figure 58 : évolution des concentrations en nitrates (mg NO3/l) de la modalité Purin avec les apports de purin ou de lisier, ainsi que le volume d'eau drainé par les lysimètres au cours des 5 cycles hydrologiques en mm et en % du drainage maximum des 5 modalités de fertilisation par cycle.*

La modalité Purin présente les volumes drainés les plus réguliers et généralement les plus importants en comparaison avec les autres modalités de fertilisation. Les flux en nitrates ont pu être calculés pour les 5 campagnes hydrologiques. Les concentrations en nitrates se situent généralement à moins de 5 mg/l, à l'exception de la campagne hydrologique 2020-2021 (98 à 23 mg/l entre octobre et décembre 2020), ainsi qu'à la reprise du drainage le 14 octobre 2019 (21 mg/), lors du cycle hydrologique 2022/23 (11 mg/l le 4 octobre 2022 et 16 mg/l le 3 novembre 2022) et au cours du dernier cycle hydrologique où les concentrations en nitrates sont plus élevées (41 mg/l le 23 mars 2024). La dynamique des concentrations en nitrates n'est pas non plus corrélée aux apports de purin, autrement dit, les apports de purin ne sont pas suivis d'une augmentation des concentrations en nitrates dans la lame drainante au cours des semaines qui suivent, celle-ci étant plutôt liée à la saisonnalité des concentrations en nitrates, avec les valeurs les plus élevées observées à la reprise du drainage à l'automne.

### f) *Représentativité des concentrations en nitrates*

Après avoir écarté les concentrations en nitrates des cycles hydrologiques non retenus pour le calcul du drainage (cycles hydrologiques 2020-2021 et 2021-2022 de la modalité Agriculteur en sol superficiel et cycles hydrologiques 2021-2022 et 2022-2023 de la modalité Témoin non fertilisé), les 269 analyses d'eau drainée présentent une gamme de variation comprise entre le seuil de détection (0,5 mg/l) et 190 mg/l. Parmi ces analyses, 69,9 % présentent des teneurs inférieures ou égales à 5 mg/l. Les teneurs les plus élevées sont marginales mais lorsqu'elles s'accompagnent en début de cycle de volumes d'eau drainés importants, elles sont responsables de la majorité du flux des nitrates lixiviés sous les parcelles agricoles.

Les concentrations en nitrates conservées pour le calcul des flux ont fait l'objet d'une analyse statistique par cycle hydrologique. Seuls le premier et le dernier cycle ont mis en évidence une différence statistique entre les modalités de fertilisation. Ces deux cycles sont par ailleurs les seuls où les 5 modalités de fertilisation étaient opérationnelles avec des concentrations en nitrates disponibles tout au long du cycle. Lors du premier cycle 2019-2020 l'analyse statistique

présente une probabilité d'égalité de la variance p = $3.10^{-3}$ permettant de mettre en évidence une différence entre les modalités. Lors du dernier cycle, la probabilité d'égalité de la variance p = $5.10^{-5}$. Les concentrations en nitrates de ces deux cycles sont présentées sous forme de boîte à moustache ci-dessous.

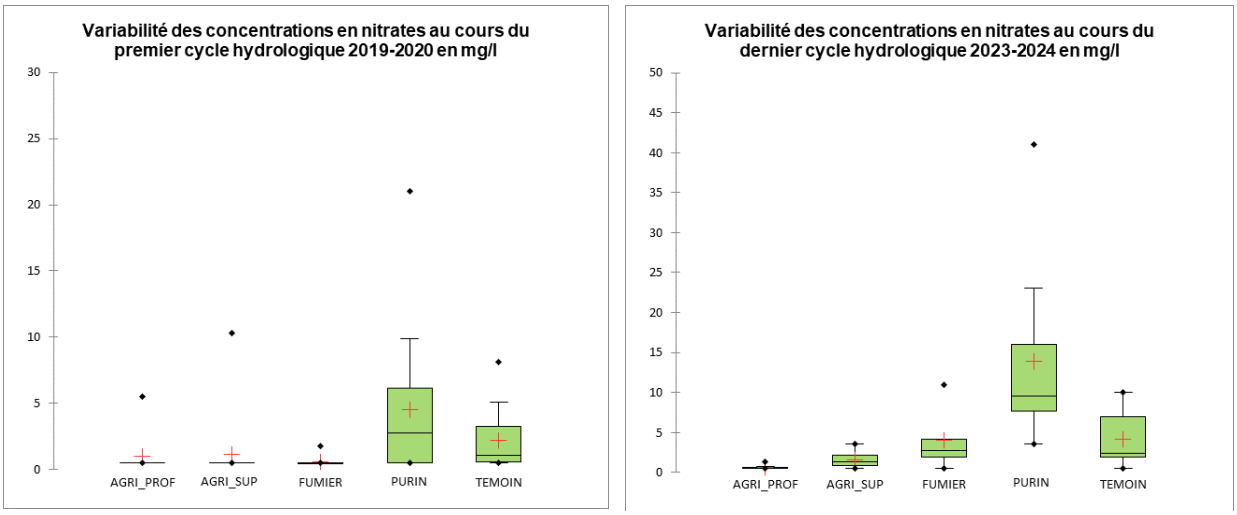



*Figure 59 : représentation en boîte à moustache des concentrations en nitrates (mg nitrates/litre) mesurées dans les cinq modalités de fertilisation pour les cycles hydrologiques 2019-2020 et 2023-2024.*

Au cours du cycle hydrologique 2019-2020 (figure de gauche), les modalités Agriculteur en sol profond, Agriculteur en sol superficiel et Fumier ont des concentrations en nitrates en moyenne très faibles, avec 75 à 81 % des concentrations inférieures au seuil de détection du laboratoire (0,5 mg/l). La modalité Purin présente la plus grande variabilité des teneurs en nitrates, la moyenne des concentrations et le pic les plus élevés. Le Témoin non fertilisé présente des concentrations en nitrates intermédiaires. Lors du dernier cycle hydrologique 2023-2024 (jusqu'en avril, figure de droite), la modalité Purin présente à nouveau la plus grande variabilité, les concentrations moyennes et le pic en nitrates les plus élevés. La modalité Agriculteur en sol profond présente les concentrations en nitrates les plus faibles. Avec un même niveau de fertilisation, la modalité Agriculteur en sol superficiel présente des concentrations en nitrates légèrement plus élevées. Comme pour le premier cycle, la modalité Témoin non fertilisé présente des concentrations en nitrates intermédiaires.

***Les principaux enseignements dans les concentrations en azote, mesurées dans les eaux de drainage du site de Montmahoux de septembre 2019 à avril 2024, sont résumées ci-dessous :***

***En ce qui concerne l'azote Kjeldahl et l'ammonium :***

- ***La variabilité des concentrations en azote Kjeldahl ne présente pas de saisonnalité et n'apparait pas liée aux pratiques de fertilisation. Les concentrations sont généralement comprises entre le seuil de détection (0,5 mg/l) et 1 mg/l pour les 4 modalités en sol profond. Les concentrations les plus élevées ont été observées dans le sol le plus superficiel (de <0,5 à 2 mg/l), ainsi qu'après le remaniement des sols consécutifs au remplacement des lysimètres.***
- ***La variabilité des concentrations en ammonium ne présente pas de saisonnalité et n'apparait pas liée aux pratiques de fertilisation. Les concentrations sont***

***généralement comprises entre le seuil de détection (0,01 mg/l) et 0,05 mg/l pour les modalités Agriculteur en sol profond, Purin et le Témoin non fertilisé. La modalité Agriculteur en sol superficiel présente des concentrations légèrement plus élevées, généralement comprises entre le seuil de détection et 0,1 mg/l. La modalité Fumier présente des concentrations en ammonium plus élevées sur l'ensemble des cycles hydrologiques, comprises en le seuil de détection et 1,5 mg/l avec 2 pics de 1,7 et 2,1 mg/l. Ce niveau plus élevé ne semble cependant pas lié aux apports de fumier car les modalités Agriculteur en sol profond et en sol superficiel qui ont également reçu du fumier en début d'expérimentation, ont des concentrations en ammonium inférieures. Le ou les facteurs qui sont à l'origine des pics d'ammonium n'ont pas été identifiés (modification de la structure du sol suite au creusement de galerie par un campagnol ?...)***

***En ce qui concerne les nitrates :***

***Les principaux enseignements dans les concentrations en nitrates mesurées sur le site de Montmahoux de septembre 2019 à avril 2024, sont résumées ci-dessous :***

- ***On a pu observer au cours des années suivies, une saisonnalité dans les concentrations en nitrates, avec les mesures les plus élevées observées au moment de la reprise du drainage automnal qui s'est généralement produit au cours du mois d'octobre. Par la suite, les concentrations diminuent assez rapidement jusqu'à atteindre le seuil de détection dans les semaines ou les mois qui suivent cette reprise du drainage. Cette saisonnalité est également observée pour les concentrations en nitrates des cours d'eau.***
- ***Les apports de fertilisants azotés ne sont généralement pas suivis immédiatement d'une augmentation des concentrations en nitrates dans la lame drainante mais induisent globalement des concentrations régulièrement plus élevées que dans le Témoin non fertilisé.***
- ***Les écoulements d'eau mesurés sous les lysimètres installés sur le site de Montmahoux, ont été irréguliers avec la nécessité du remplacement des trois lysimètres d'une même modalité de fertilisation lorsqu'un arrêt des écoulements de ces trois lysimètres a été constaté. Cette intervention a dû être effectuée à deux reprises.***
- ***Au cours de l'été 2020 une forte attaque de campagnols a été observée sur le dispositif expérimental de Montmahoux. La perturbation mécanique du sol par les rongeurs et son impact sur la minéralisation pourrait expliquer les concentrations élevées en nitrates observées dans toutes les modalités, y compris le témoin non fertilisé, à partir de la reprise du drainage en octobre 2020.***
- ***Le remplacement des lysimètres a provoqué une perturbation du sol (à l'image de ce qui peut être induit par un travail du sol ou des campagnols). Cette perturbation du sol a été suivie d'une augmentation conséquente des concentrations en nitrates mesurées dans la lame drainante pour le cycle 2021-2022 dans la modalité Agriculteur en sol superficiel et pour le cycle 2022-2023 dans le témoin non fertilisé***
- ***L'analyse statistique sur le premier et le dernier cycle hydrologique met en évidence que la plus grande variabilité des concentrations en nitrates, les valeurs en moyenne les plus élevées et les pics les plus élevés, sont obtenus dans la modalité Purin, confirmant la plus grande sensibilité des effluents liquides au lessivage par les nitrates.***

### 4.3.7 Concentrations en phosphore total

Le phosphore total comprend le phosphore dissous sous forme de phosphates et le phosphore lié à la matière organique mesuré sur un échantillon d'eau non filtrée.

Les figures ci-dessous présentent l'évolution des teneurs en phosphore total en mg/l, par modalité de fertilisation, en commençant par la modalité Témoin non fertilisé qui reflète de bruit de fonds du sol. Les plages colorées en jaune correspondent à un arrêt des écoulements et celles colorées en rose aux périodes où des concentrations anormalement élevées en nitrates ont été observées et attribuées au remplacement des lysimètres (modalités Agriculteur en sol superficiel et Témoin non fertilisé).

#### *a) Modalité Témoin non fertilisé*

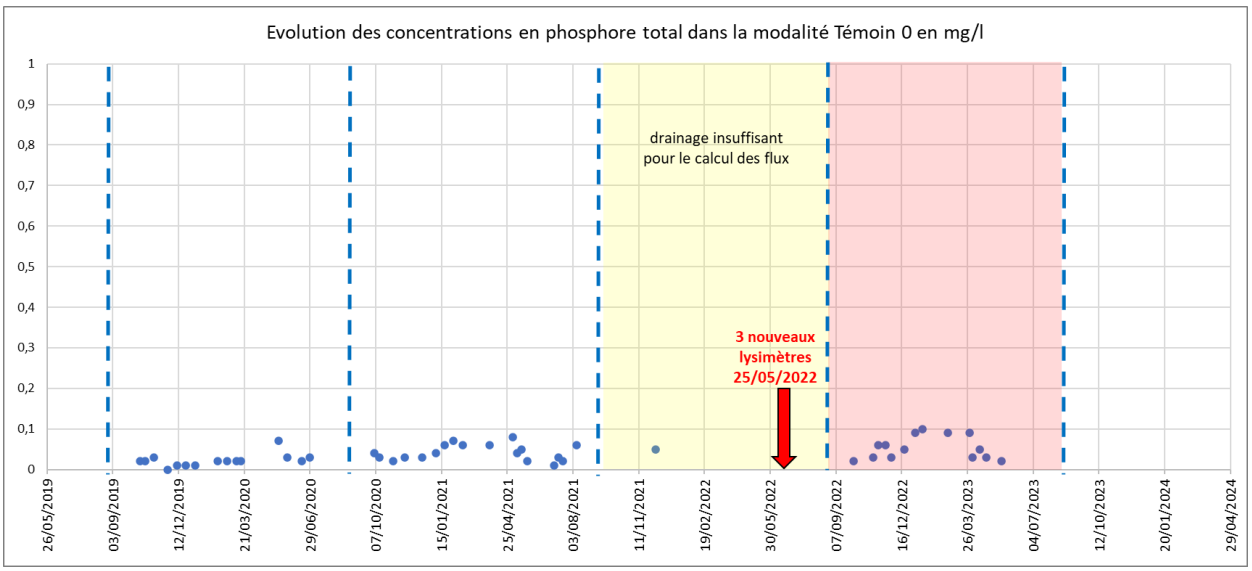



*Figure 60 : concentrations en phosphore total (mg/l) de la modalité Témoin non fertilisé d'octobre 2019 à avril 2024. En jaune, la période d'arrêt d'écoulement des trois lysimètres et en rose la période qui a suivi le remplacement des lysimètres. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis. La flèche rouge indique le remplacement des trois lysimètres.*

Dans le Témoin non fertilisé, les teneurs en phosphore total sont situées entre le seuil de détection (0,01 mg/l) et 0,1 mg/l. La teneur moyenne des analyses réalisées au cours des différents cycles hydrologiques est de 0,03 mg/l de phosphore total. Le remplacement des lysimètres, avec insertion des nouveaux lysimètres dans la niche située à 50 cm de profondeur, n'est pas suivi d'une augmentation des concentrations en phosphore total.

#### *b) Modalité Agriculteur en sol profond*

Dans la modalité Agriculteur en sol profond, les teneurs en phosphore total sont situées entre le seuil de détection (5 analyses inférieures à 0,02 mg/l) et 1 mg/l. La concentration moyenne des analyses réalisées au cours des différents cycles hydrologiques est de 0,03 mg/l de phosphore total. On observe un pic à 0,16 mg/l le 11 octobre 2021. Il n'est pas observé de lien entre les dates d'apports de fertilisants et les teneurs en phosphore total, ni de saisonnalité particulière.

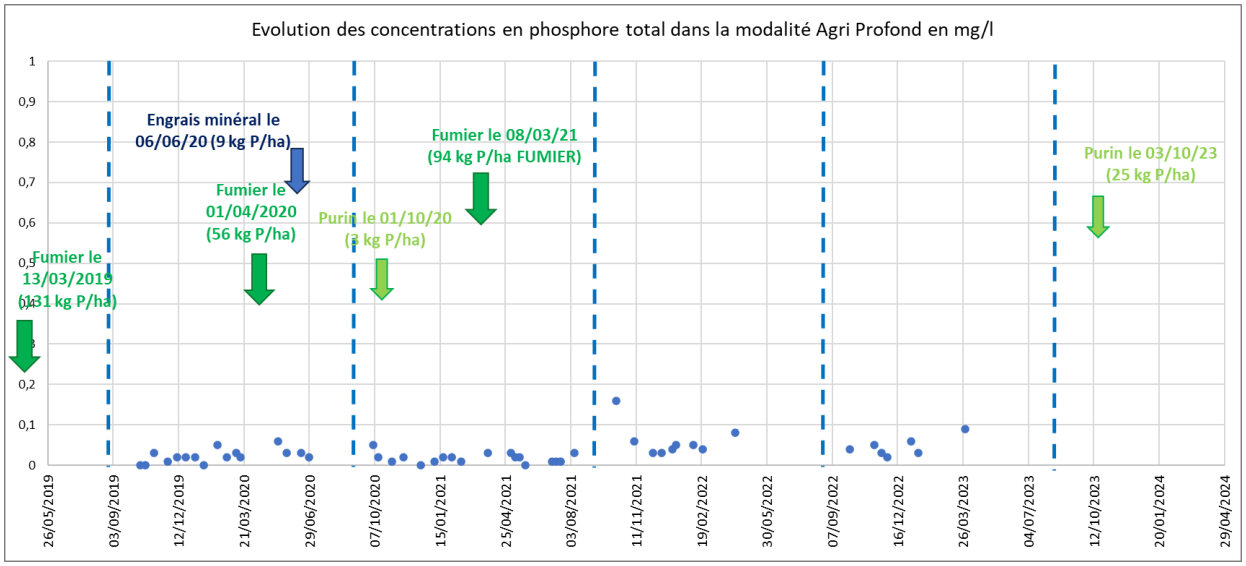



*Figure 61 : concentrations en phosphore total (mg/l) de la modalité Agriculteur en sol profond avec les apports de fertilisants minéraux et organiques ainsi que la quantité de phosphore épandue. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis.*

### c) Modalité Agriculteur en sol superficiel

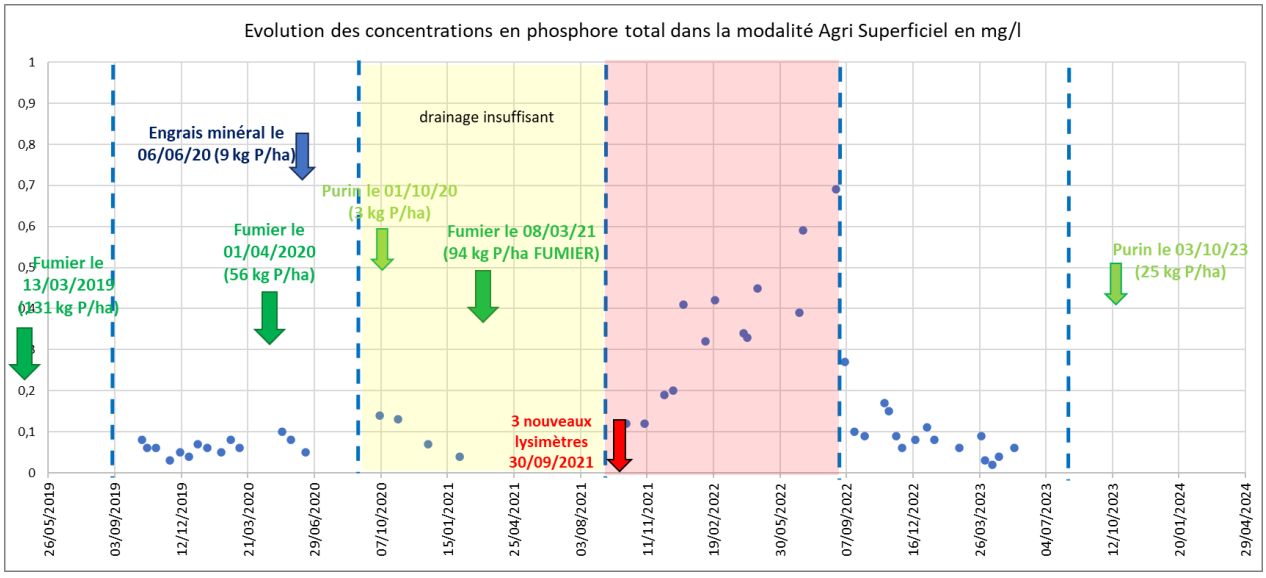



*Figure 62 : concentrations en phosphore total (mg/l) de la modalité Agriculteur en sol superficiel avec les apports de fertilisants minéraux et organiques ainsi que la quantité de phosphore épandue. En jaune, la période d'arrêt d'écoulement des trois lysimètres et en rose la période qui a suivi le remplacement des lysimètres. La flèche rouge indique le remplacement des trois lysimètres. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis.*

Dans la modalité Agriculteur en sol superficiel les teneurs en phosphore total sont plus élevées que dans les 4 autres modalités en sol profond, comme cela était déjà le cas pour les phosphates mesurés lors du premier cycle hydrologique. Les teneurs se situent entre 0,02 et 0,2 mg/l pour l'ensemble des cycle hydrologiques, à l'exception du troisième cycle où des teneurs nettement plus élevées sont mesurées (entre 0,1 et 0,7 mg/l), juste après le remplacement des lysimètres qui avaient cessé de couler au cours du printemps 2021. La teneur moyenne des 34 analyses

réalisées au cours des cycles hydrologiques non impactés par le remplacement des lysimètres est de 0,08 mg/l de phosphore total, ce qui est environ deux fois plus élevé que dans les autres modalités en sol profond. La profondeur limitée du sol (lysimètres installés à 25 cm de profondeur) est un facteur favorisant le transfert de phosphore dans la lame drainante. La teneur moyenne des 13 analyses du cycle hydrologique 2021-2022 qui suit le remplacement des lysimètres est de 35 mg/l. Le remplacement des lysimètres en sol superficiel a été réalisé en reconstituant le sol au-dessus des lysimètres en raison de la faible épaisseur ne permettant pas de réaliser de niche pour insérer les nouveaux lysimètres. Cette manipulation du sol a provoqué une réorganisation de la structure du sol avec une forte macroporosité. Il en résulte un transfert important de phosphore total dans la lame drainante, qui présentait une forte turbidité. Cette réorganisation de la structure du sol est probablement proche de ce qui se produit lors d'un travail du sol (labour, travail superficiel ou campagnols) susceptible de favoriser le transfert du phosphore total.

### *d) Modalité Fumier*

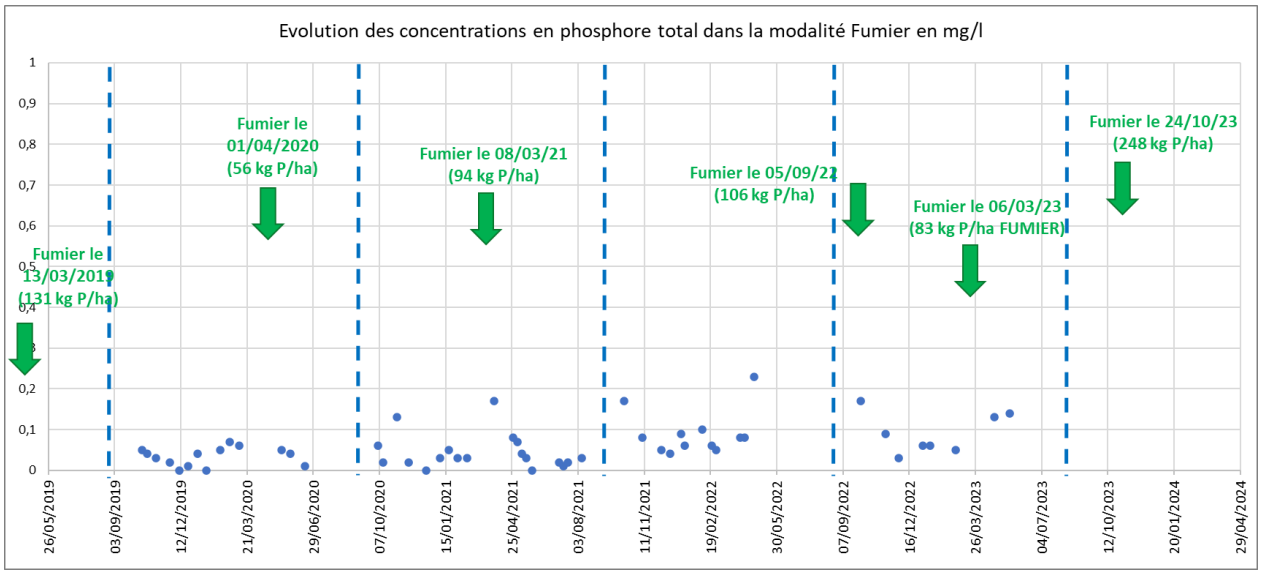



*Figure 63 : concentrations en phosphore total (mg/l) de la modalité Fumier avec les apports de fumier ainsi que la quantité de phosphore épandue. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis.*

Dans la modalité Fumier, les teneurs en phosphore total sont situées entre le seuil de détection (4 analyses inférieures à 0,02 mg/l) et 0,23 mg/l. La teneur moyenne des 54 analyses réalisées au cours des différents cycles hydrologiques est de 0,06 mg/l de phosphore total. On observe plusieurs pics dépassant 0,1 mg/l sans que l'on puisse les attribuer à un apport récent de fumier. Ces pics se produisent en automne ou au printemps.

### e) *Modalité Purin*

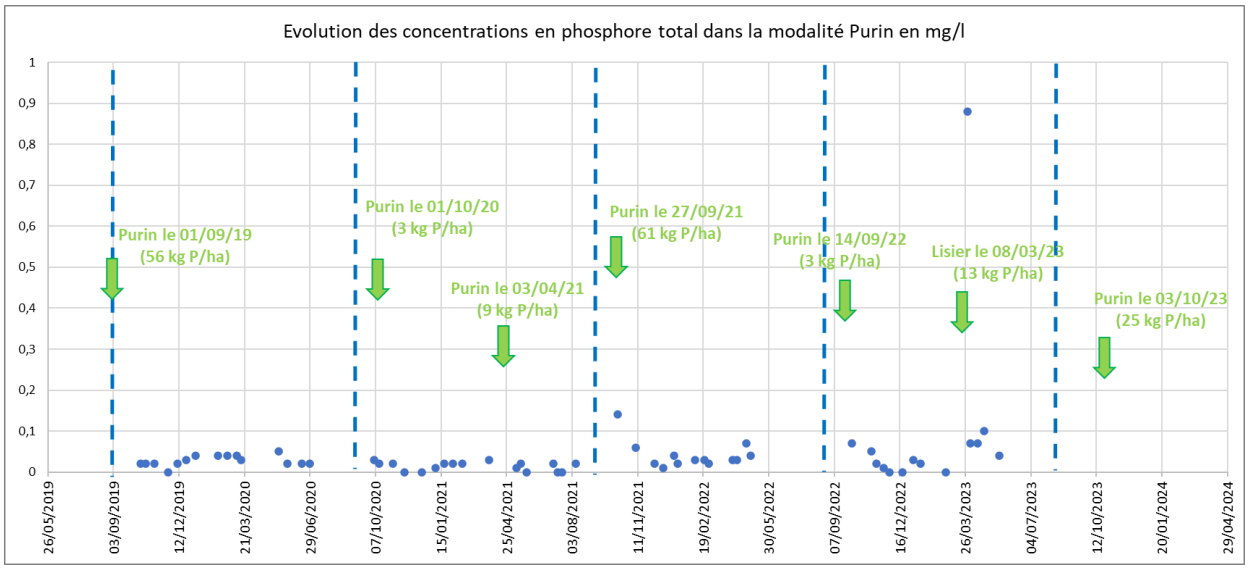



*Figure 64 : concentrations en phosphore total (mg/l) de la modalité Fumier avec les apports de purin ainsi que la quantité de phosphore épandue. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis.*

Dans la modalité Purin, les teneurs en phosphore total sont situées entre le seuil de détection (9 analyses inférieures à 0,02 mg/l) et 0,13 mg/l, à l'exception d'un pic à 0,88 mg/l le 29 mars 2023. La teneur moyenne des 58 analyses réalisées au cours des différents cycles hydrologiques est de 0,03 mg/l de phosphore total. Les apports de purin réalisés au cours des différents cycles hydrologiques n'impactent pas les teneurs en phosphore total. Il n'a pas été trouvé de cause au pic observé le 29 mars 2023.

Les teneurs en phosphore total sont du même ordre de grandeur que celles mesurées dans les eaux de drainages des lysimètres installés à Chasnans et à Trépot entre 2015 et 2018 par le laboratoire Chrono-environnement dans le cadre de l'étude Loue (Badot et al 2018). Dans cette étude, les concentrations en phosphore total sont généralement inférieures à 0,1 mg/l sans jamais dépasser 1 mg/l.

***Les principaux enseignements dans les concentrations en phosphore mesurées sur le site de Montmahoux de septembre 2019 à avril 2024, sont résumés ci-dessous :***

- ***Les analyses des concentrations en phosphates n'ont été réalisées qu'au cours du premier cycle hydrologique car les concentrations étaient pratiquement toutes inférieures au seuil de détection (0,02 mg/l), à l'exception de la modalité située en sol superficiel. Toutes les analyses sont inférieures à 0,1 mg/l.***
- ***Les concentrations en phosphore total sont généralement comprises dans une gamme de valeur situées entre le seuil de détection (0,01 mg/l) et 0,1 mg/l.***
- ***En moyenne dans les sols profonds, les concentrations en phosphore total se situent entre 0,03 et 0,06 mg/l. Elles sont plus élevées pour la situation en sol superficiel, avec une concentration moyenne de 0,08 mg/l (hors effet remplacement des lysimètres). Les sols superficiels sont plus exposés au transfert de phosphore total.***

- ***Le remplacement des lysimètres réalisés dans la modalité Agriculteur en sol superficiel, où le sol a été le plus perturbé, s'est accompagné d'une nette augmentation du transfert du phosphore total, avec une concentration moyenne de 35 mg/l au cours du cycle hydrologique suivant. Ce travail du sol qui peut être comparable à une attaque de campagnol ou à une intervention agricole (labour, travail superficiel pour détruite une culture ou une prairie et ressemer une culture ou une prairie) est une source de transfert de phosphore total pour les sols les plus superficiels où une forte macroporosité, favorable au transfert de matières en suspension, est générée.***

### 4.3.8 Concentrations en carbone organique total

Le carbone organique total mesuré dans l'eau de drainage correspond à l'ensemble du carbone organique présent, sous forme particulaire ou dissoute. La matière organique est constituante des sols, provient de la décomposition des organismes vivants et des végétaux ainsi que des apports sous forme d'effluents d'élevage.

#### *a) Modalité Témoin non fertilisé*

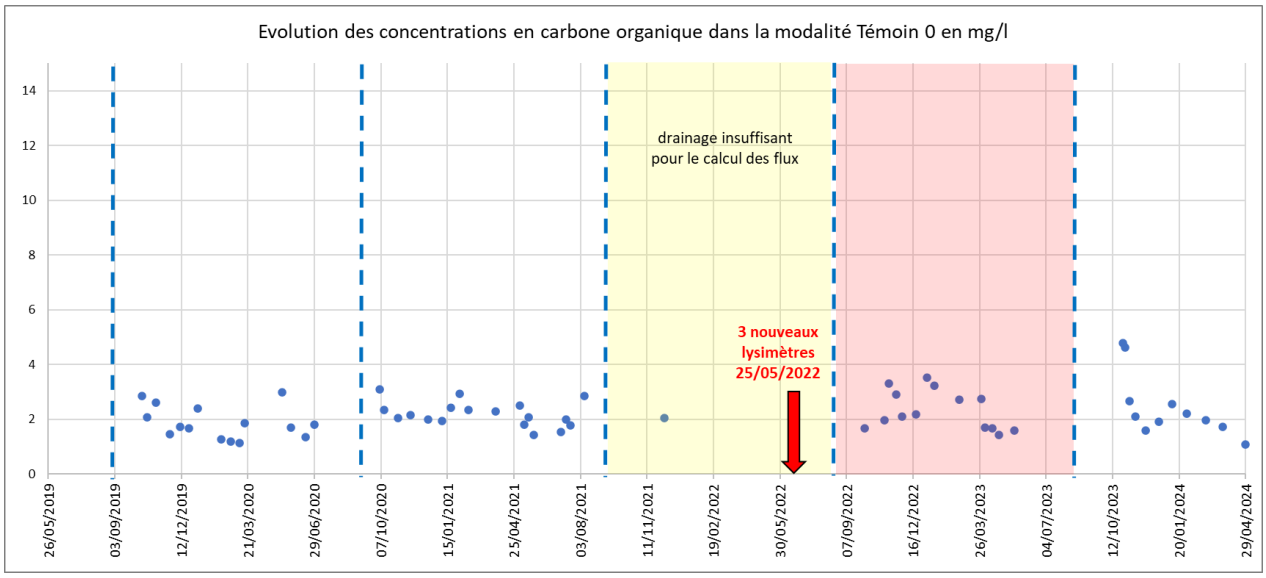



*Figure 65 : concentrations en carbone organique total de la modalité Témoin non fertilisé d'octobre 2019 à avril 2024. En jaune, la période d'arrêt d'écoulement des trois lysimètres et en rose la période qui a suivi le remplacement des lysimètres. La flèche rouge indique le remplacement des trois lysimètres. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis.*

Dans le Témoin non fertilisé, les teneurs en carbone organique total sont, pour la plupart, situées entre 1 et 4 mg/l, avec une concentration moyenne de 2,2 mg/l. Le remplacement des lysimètres, avec insertion des nouveaux lysimètres dans la niche située à 50 cm de profondeur, n'est pas suivi d'une augmentation des concentrations en carbone organique total.

### b) Modalité Agriculteur en sol profond

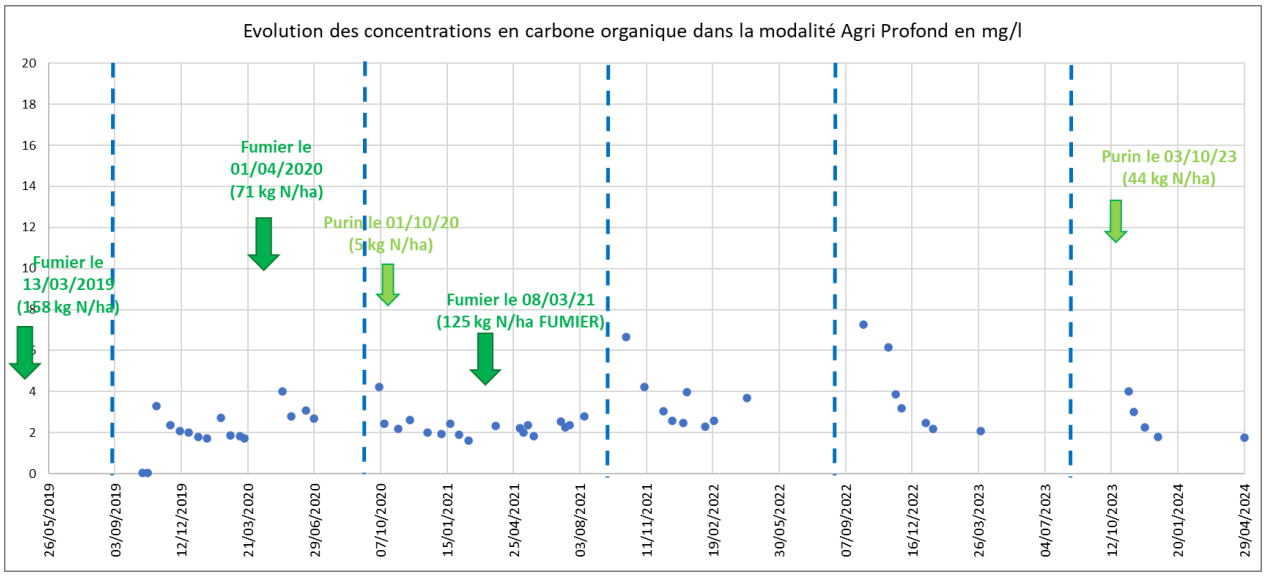



*Figure 66 : concentrations en carbone organique total de la modalité Agriculteur en sol profond avec les apports de fertilisants organiques. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis.*

Dans la modalité Agriculteur en sol profond, les teneurs en carbone organique total sont, pour la plupart, situées entre 1,5 et 5 mg/l, avec une teneur moyenne de 2,68 mg/l. Il n'est pas observé de lien entre les dates d'apports de fertilisants et les teneurs en carbone organique total. Les concentrations mesurées en début de drainage ont tendance à être plus élevées et à diminuer au fil des semaines suivantes.

### c) Modalité Agriculteur en sol superficiel

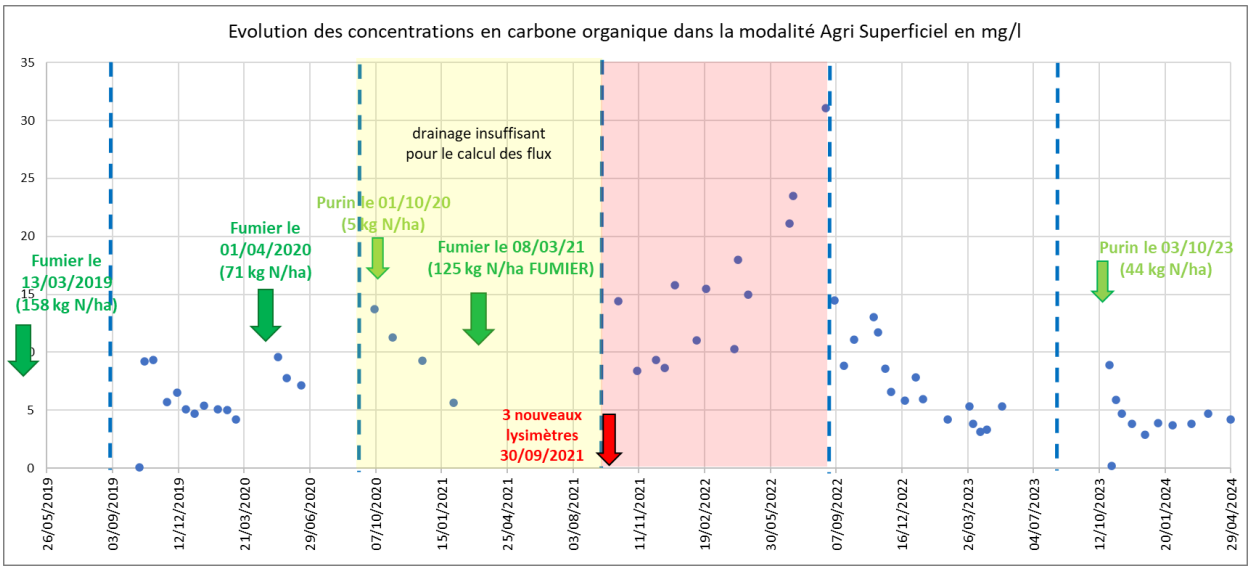



*Figure 67 : concentrations en carbone organique total de la modalité Agriculteur en sol superficiel avec les apports de fertilisants organiques. En jaune, la période d'arrêt d'écoulement des trois lysimètres et en rose la période qui a suivi le remplacement des lysimètres. La flèche rouge indique le remplacement des*

*trois lysimètres. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis.*

Dans la modalité Agriculteur en sol superficiel les teneurs en carbone organique total sont plus élevées que dans les 4 autres modalités situées en sol profond, comme cela était déjà le cas pour le phosphore total ou les phosphates mesurés lors du premier cycle hydrologique. La teneur moyenne des analyses réalisées au cours des cycles hydrologiques non impactés par le remplacement des lysimètres est de 6,45 mg/l de carbone organique total, avec une gamme située entre 3 et 15 mg/l, ce qui est environ deux à trois fois plus élevé que dans les autres modalités situées en sol profond. Lors du cycle hydrologique 2021-2022 impacté par le remplacement des lysimètres, les concentrations en carbone organique total se situent entre 8 et 31 mg/l, avec une moyenne de 15,5 mg/l. Le remaniement du sol a un impact fort sur le transfert de carbone organique total dans la lame drainante. Les concentrations mesurées en début de drainage ont tendance à être plus élevées et à diminuer au fil des semaines suivantes, à l'exception du cycle hydrologique 2021-2022 où le carbone organique total augmente entre le début et la fin du cycle.

### *d) Modalité Fumier*

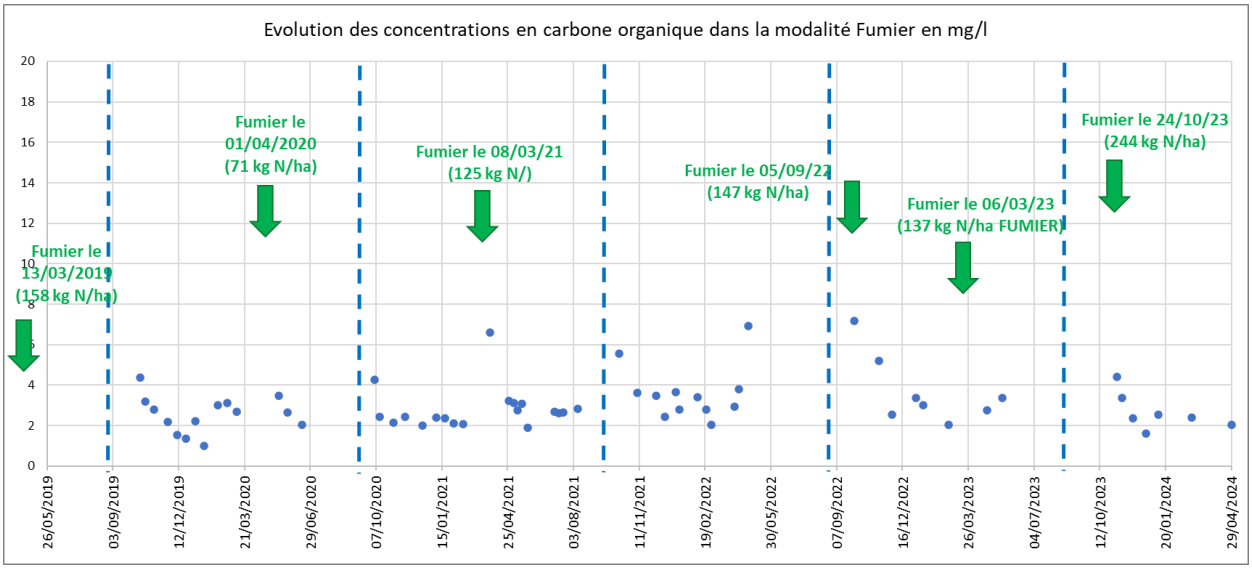



*Figure 68 : concentrations en carbone organique total de la modalité Fumier avec les apports de fumier. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis.*

Dans la modalité Fumier, les teneurs en carbone organique total sont situées entre 1 et 5 mg/l, avec une teneur moyenne de 3,02 mg/l. Cinq pics dépassent 5 mg/l et se situent entre 5,2 et 7,2 mg/l. Il n'est pas observé de lien entre les dates d'apports de fumier et les teneurs en carbone organique total. Les concentrations mesurées en début de drainage ont tendance à être plus élevées et à diminuer au fil des semaines suivantes.

### e) *Modalité Purin*

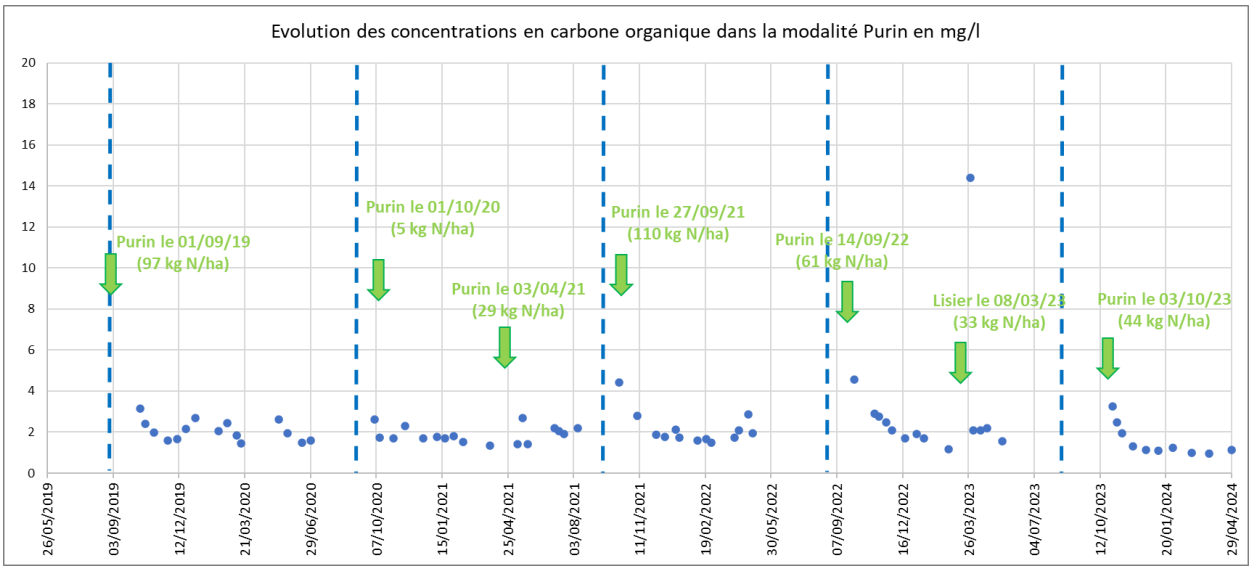



*Figure 69 : concentrations en carbone organique total de la modalité Purin avec les apports de purin. Les traits verticaux pointillés bleus permettent de distinguer les 5 cycles hydrologiques suivis.*

Dans la modalité Purin, les teneurs en carbone organique total sont situées entre 1 et 4 mg/l, avec une teneur moyenne de 2,18 mg/l. Trois pics se situent entre 4,4 et 14,4 mg/l. Il n'est pas observé de lien entre les dates d'apports de purin et les teneurs en carbone organique total. Les concentrations mesurées en début de drainage ont tendance à être plus élevées et à diminuer au fil des semaines suivantes.

Les teneurs en carbone organique total sont du même ordre de grandeur que celles mesurées dans les eaux de drainages des lysimètres installés à Chasnans et à Trépot entre 2015 et 2018 par le laboratoire Chrono-environnement dans le cadre de l'étude Loue (Badot et al 2018). Dans cette étude, les concentrations en carbone organique total sont généralement inférieures 10 mg/l à Chasnans et comprises entre 10 et 20 mg/l à Trépot, avec des pics pouvant atteindre 40 mg/l. Il est observé des concentrations plus élevées sous les prairies situées en sol superficiel par rapport à celles situées en sol profond, au cours de l'automne et de l'hiver, ainsi qu'après un travail du sol avant implantation d'une céréale.

***Les principaux enseignements des concentrations en carbone organique total mesurées sur le site de Montmahoux de septembre 2019 à avril 2024, sont résumés ci-dessous :***

- ***Les concentrations en carbone organique total sont généralement situées entre 1 et 5 mg/l dans les eaux de drainage des lysimètres situés en sol profond, avec des teneurs moyennes comprises entre 2,2 et 3,0 mg/l. La modalité en sol superficiel présente des concentrations plus élevées, avec une concentration moyenne de 6,45 mg/l et des teneurs généralement comprises entre 3 et 15 mg/l (hors effet remplacement des lysimètres).***
- ***Le cycle hydrologique qui a suivi le remplacement des lysimètres de la modalité Agriculteur en sol superficiel a été caractérisé par des concentrations en carbone organique total nettement plus élevées, situées entre 8 et 31 mg/l avec une moyenne de 15,5 mg/l. Le remplacement des lysimètres dans la niche de la modalité Témoin***

***non fertilisé, avec une perturbation minimum du sol sus-jacent, n'a pas été suivi d'une augmentation des concentrations en carbone organique total dans les eaux de drainage.***

- ***Les sols superficiels et le travail du sol sont accompagnés de transferts plus importants en carbone organique total par rapport aux prairies permanentes en sol profond.***
- ***Il n'a pas été établi de lien entre les apports de fertilisants organiques (fumier ou purin) et les transferts de carbone organique total.***
- ***Les concentrations en carbone organique total ont tendance à être plus élevées en début de cycle de drainage, puis diminuent au cours des semaines qui suivent.***

### 4.3.9 Calcul des flux de nitrates

Comme cela a été présenté au chapitre 1.6.2, les volumes d'eau collectés par les lysimètres ont été irréguliers. Certains lysimètres arrêtant de couler provisoirement, d'autres de façon définitive. Lorsque les trois lysimètres installés sous une même modalité de fertilisation ont simultanément arrêté de couler, il a été nécessaire de procéder à leur remplacement. En raison de l'absence de drainage et du manque d'analyses, le calcul des flux en nitrates n'a pas pu être réalisé sur la campagne 2020-2021 pour la modalité Agriculteur en sol superficiel et sur la campagne 2021-2022 pour le Témoin non fertilisé. Les trois lysimètres de la modalité Agriculteur en sol superficiel ont été remplacés le 30 septembre 2021 et ceux du Témoin non fertilisé, le 22 mai 2022. Après leur remplacement, il a été constaté des concentrations en nitrates anormalement élevées, notamment en comparaison avec les autres modalités de fertilisation. Ces concentrations ont été attribuées à l'effet de la perturbation du sol au-dessus des lysimètres. En conséquence, les flux n'ont pas été calculés pour la campagne 2021-2022 de la modalité Agriculteur en sol superficiel et pour le Témoin non fertilisé pour la campagne 2022-2023.

Le calcul des flux en nitrates a été réalisé d'une part en utilisant l'eau effectivement collectée sur le terrain, par le lysimètre ayant le plus coulé, et d'autre part en utilisant le volume d'eau estimé par la méthode du calcul de la pluie efficace selon le modèle ESPERE-BRGM, basé sur la pluviométrie et l'évapotranspiration et présenté en Section 4.3.2.

#### *a) Flux calculés selon les volumes d'eau collectés sur le terrain*

Compte-tenu de la variabilité des volumes d'eau collectée sous les 15 lysimètres du site d'expérimentation, le calcul des flux en nitrates en kg N-NO3/ha a été calculé en utilisant les concentrations disponibles de chaque modalité de fertilisation et le volume d'eau collecté dans le lysimètre où ce volume était le plus important. Pour les modalités où le drainage était irrégulier, mais continu au cours d'un cycle hydrologique, les concentrations en nitrates des dates sans écoulement d'eau ont été reconstituées en utilisant les concentrations moyennes, mesurées dans la même modalité, de la date précédente et de la date suivante. Cette reconstitution a permis de calculer un flux en nitrates pour la modalité Agri Profond pour les cycles hydrologiques 2021-2022, 2022-2023 et 2023-2024, ainsi que pour la modalité Fumier pour les cycles 2022-2023 et 2023-2024.

Le tableau ci-dessous présente les flux en nitrates cumulés par cycle hydrologique pour chacune des 5 modalités de fertilisation. Les quatre premiers cycles présentés débutent le 1er septembre et s'achèvent le 31 août. Le dernier cycle est incomplet en raison de l'arrêt des mesures en avril 2024.

*Tableau 19 : flux cumulés en nitrates (en kg N-NO3/ha) par cycle hydrologique et par modalité de fertilisation, calculé en utilisant les concentrations disponibles et le volume d'eau du lysimètre le plus actif à chaque prélèvement.*

| **Lessivage des nitrates calculé avec le volume du lysimètre ayant le plus coulé à chaque prélèvement, en kg N-NO3/ha** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **Cycle hydrologique** | **Agri profond** | **Agri superficiel** | **Fumier** | **Purin** | **Témoin 0** |
| 2019-2020 | 1,1 | 1,4 | 0,5 | 6,2 | 2,9 |
| *2020-2021* | *37,2* | *ND* | *22,3* | *14,8* | *14,8* |
| 2021-2022 | 0,2 | ND | 1,7 | 0,8 | ND |
| 2022-2023 | 3,2 | *12,0* | 4,3 | 4,3 | ND |
| 2023-2024 (avril) | 0,5 | 1,6 | 4,4 | 11,5 | 4,2 |
| **Moy. 4 ans (hors 2020-2021)** | **1,3** | **5,0** | **2,7** | **5,7** | **3,6** |

Les flux annuels en nitrates calculés selon les volumes d'eau drainés par les lysimètres se situent entre 0,5 et 12 kg N-NO3/ha, à l'exception de la campagne 2020-2021 où des concentrations en nitrates systématiquement plus élevées ont été mesurées par rapport aux quatre autres cycles hydrologiques. Ces concentrations élevées en nitrates pourraient être dues au remaniement du sol lié à la présence de campagnols dans la parcelle d'essai à partir de l'été 2020. Ces concentrations élevées, associés à une lame drainante également importante sur ce cycle (hiver et été particulièrement pluvieux), ont provoqué des flux calculés de nitrates élevés sur la campagne hydrologiques 2020-2021 sans rapport avec les données bibliographiques de flux d'azote sous prairies avec les niveaux de fertilisation pratiqués (Reau et al 2007 ; Massa et al 2008 ; Vertes et al, 2010, et sans rapport avec les données issues des lysimètres qui ont été installés dans le cadre de l'étude Loue par le laboratoire Chrono-environnement (Badot et al, 2018) où les flux mesurés sont estimés à environ 1 kg/ha/an sous prairies et entre 4 et 8 kg/ha/an sous cultures. L'augmentation des concentrations en nitrates, observée lors de l'attaque de campagnols sur le site de Montmahoux, montre cependant que les secteurs à fortes attaques de campagnols, même en prairie permanentes, pourraient subir des transferts en nitrates importants, pouvant dépasser plusieurs dizaines de kg N-NO3/ha, de la même façon que ce qui se produit dans des parcelles travaillées mécaniquement (prairies temporaires et cultures).

Les flux en nitrates calculés sur les quatre cycles hydrologiques (hors 2020-2021) présentent une variabilité importante dans les quantités d'azote lessivé selon les modalités de fertilisation et les cycles hydrologiques. Les flux se situent, en moyenne sur ces quatre cycles entre 1,3 et 5,7 kg N-NO3/ha.

On peut constater que pour un même niveau de fertilisation, les flux sont plus importants dans la modalité Agriculteur en sol superficiel que dans la modalité Agriculteur en sol profond. Pour les trois cycles communs à ces deux modalités (hors 2020-2021), les flux moyens sont de 1,6 kg N-NO3/ha dans la modalité Agriculteur en sol profond et de 5,0 kg N-NO3/ha dans la modalité Agriculteur en sol superficiel. La modalité Agriculteur en sol superficiel présentait par ailleurs des reliquats azotés mesurés dans le sol, comparables à ceux de la modalité Agriculteur en sol profond, mais des niveaux de rendement et d'azote absorbé inférieurs. Il est possible qu'une partie plus importante de l'azote disponible du sol n'a pas été absorbé par la prairie, plus sujette au stress thermique et hydrique en sol superficiel, et s'est trouvé disponible pour le lessivage. Pour le cycle hydrologique 2022-2023, il est à noter que le drainage correspondant aux analyses suspectes de septembre 2022 (140 et 190 mg/l, susceptibles d'être en lien avec le remplacement des lysimètres) représentent 9,3 des 12 kg N/ha lixivié sur cette campagne pour la modalité Agriculteur en sol superficiel.

Avec une même profondeur de sol, les modalités Fumier et Purin ont des flux qui augmentent au cours des deux derniers cycles, par rapport à la modalité Agriculteur en sol profond. Ces modalités ont reçu plus régulièrement du Fumier ou du Purin. On peut y voir un effet cumulatif des apports réguliers d'effluents d'élevage.

La modalité Purin, avec des quantités d'azote plus faibles que la modalité Fumier, présente des flux de nitrates dans la lame drainante plus importants (en moyenne sur 4 cycles, 5,7 kg N-NO3/ha contre 2,7 kg N-NO3/ha). Ce flux d'azote plus important est lié à la particularité des effluents liquides qui sont plus sensibles aux pertes par lessivage, du fait de leur composition (teneur en azote ammoniacal plus élevée et rapport C/N plus faible que le fumier). La modalité Purin présente par ailleurs un niveau moyen de reliquats azotés mesurés dans le sol, équivalents à la modalité Fumier, mais avec une variabilité plus importante. Le niveau de rendement et l'azote absorbé de la modalité Purin sont par ailleurs plus faibles que dans la modalité Fumier. Ces particularités peuvent expliquer la part de l'azote plus importante, susceptible d'être perdu par lessivage.

La modalité Témoin non fertilisé présente sur le premier et le dernier cycle hydrologique, des flux en nitrates plus élevés que les modalités Agri en sol profond et en sol superficiel. La minéralisation naturelle de la matière organique du sol produit des nitrates, dont une partie est prélevée par les plantes mais dont une autre partie peut également être perdue par lessivage. Les rendements et l'azote absorbé de cette modalité ont été inférieurs aux modalités Agriculteur. Un décalage entre la production de nitrates par le sol et les capacités d'absorption d'azote par la plante pourrait expliquer la présence de nitrates dans le sol, non absorbé par la plante et susceptible d'être perdu par lessivage. Les concentrations relativement élevées de l'eau de drainage et les flux en nitrates observés dans le Témoin non fertilisé pourraient également s'expliquer par la présence de campagnols réalisant un retournement superficiel du sol ou par la présence de légumineuses, deux phénomènes observés un peu plus fréquemment dans cette modalité.

### *b) Flux calculés selon les volumes d'eau du modèle ESPERE-BRGM*

Une deuxième approche du calcul du flux de nitrates a été réalisée en utilisant les volumes d'eau calculés par le modèle ESPERE-BRGM, pour une RU de 45 mm (correspondant à un sol de 25 cm de profondeur) pour la modalité Agri Superficiel et pour une RU de 90 mm (correspondant à un sol de 50 cm de profondeur) pour les quatre autres modalités. Les calculs sont réalisés au pas de temps journalier, afin de déterminer la lame d'eau drainée cumulée entre deux dates de prélèvement sur le terrain. Les flux ainsi calculés sont présentés dans le tableau ci-dessous. Avec cette méthode, les volumes d'eau sont plus élevés qu'en utilisant le lysimètre qui a le plus coulé, en particulier pour la campagne 2020-2021 et pour la campagne 2023-2024.

Avec une lame drainante théorique issue de la méthode ESPERE-BRGM, les flux en nitrates calculés sont plus élevés, en particulier pour les campagnes hydrologiques 2020-2021 et 2023--2024. En faisant abstraction de la campagne 2020-2021, on peut constater que les pertes de nitrates par lessivage se situent entre 0,3 et 22 kg N-NO3/ha, avec les valeurs les plus importantes observées dans la modalité en sol superficiel et dans les modalités recevant le plus régulièrement du fumier et du purin, cette dernière étant la modalité où les pertes d'azote sont les plus importantes, avec 22 kg N-NO3/ha lixiviés au cours du dernier cycle hydrologique. Les observations décrites pour les différentes modalités de fertilisation et présentées avec les volumes d'eau correspondant au lysimètre ayant le plus coulé, sont les mêmes, dans cette seconde approche basée sur le modèle ESPERE-BRGM.

*Tableau 20 : flux cumulés en nitrates (en kg N-NO3/ha) par cycle hydrologique et par modalité de fertilisation, calculé en utilisant les concentrations disponibles et le volume d'eau calculé par la méthode ESPER-BRGM pour une RU de 45 mm ou de 90 mm selon la profondeur de sol.*

| **Lessivage des nitrates calculée avec le volume estimé par le calcul de la pluie efficace (modèle ESPERE-BRGM), en kg N-NO3/ha** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **Cycle hydrologique** | **Agri profond** | **Agri superficiel** | **Fumier** | **Purin** | **Témoin 0** |
| 2019/2020 | 0,6 | 0,7 | 0,7 | 5 | 3 |
| *2020/2021* | *69,4* | *ND* | *44,9* | *27* | *22* |
| 2021/2022 | 0,3 | ND | 2,5 | 1 | ND |
| 2022/2023 | 4,1 | *12,4* | 6,5 | 5 | ND |
| 2023/2024 (avril) | 1,2 | 3,6 | 10,4 | 22 | 8 |
| **Moy. 4 ans (hors 2020-2021)** | **1,5** | **5,5** | **5,0** | **8,2** | **5,2** |

Les flux calculés à partir de la recharge du modèle ESPERE, et notamment ceux du cycle hydrologique 2020-2021 sont plus en phase avec les mesures dans les eaux de surface du réseau QUARSTIC (Conseil Département du Doubs et EPAGE Haut-Doubs Haute-Loue, 2023), présentées en Section 6.4, indiquant des gammes de variation de flux de N-NO3 compris entre 1 et 30 kg(N-N03)/ha/an sur la Loue.

***Le calcul des flux en nitrates mesurés sur 4 cycles hydrologique (hors 2020-2021) met en évidence les éléments suivants :***

- ***Pour un même niveau de fertilisation, les flux en nitrates sont plus importants sous des sols superficiels (25 cm) que sous des sols plus profonds (50 cm).***
- ***Malgré des quantités d'azote épandu plus faibles, les flux en nitrates sont plus élevés pour la modalité Purin que pour la modalité Fumier. Les effluents liquides sont plus sensibles aux pertes d'azote par lessivage.***
- ***Le Témoin non fertilisé a présenté des flux en nitrates relativement comparables aux autres modalités, pouvant s'expliquer par un décalage entre la minéralisation du sol et l'absorption de l'azote par les plantes. La minéralisation azotée naturelle de la matière organique de la prairie de Montmahoux a été estimée entre 110 et 130 kg N/ha/an (analyse Célesta'lab de 2019 consultables dans le rapport agricole détaillé de la T3 – Tourenne, 2025). Même en l'absence d'apport de fertilisants, les prairies naturelles sont susceptibles d'engendrer des pertes en nitrate par lessivage.***

Les cinq graphiques ci-après présentent les flux cumulés de nitrates exprimés en kg N-NO3/ha calculés avec les concentrations en nitrates et les volumes d'eau du lysimètre ayant le plus coulé lors de chaque prélèvement. Ils permettent de suivre la dynamique de lessivage des nitrates au cours de chaque cycle hydrologique.

### *c) Cycle hydrologique 2019-2020*

Au cours du premier cycle hydrologique 2019-2020, les flux annuels cumulés en nitrates se situent entre 0,5 et 6,2 kg N-NO3/ha selon les modalités de fertilisation. Les flux en nitrates sont très faibles tout au long du cycle hydrologique, avec les flux les plus importants observés entre novembre et décembre 2019. La seule modalité ayant reçu des fertilisants avant le démarrage

du cycle hydrologique est la modalité Purin. Elle présente les flux d'azote lixiviés les plus élevés. Les apports de fumier en avril 2020 et d'engrais azotés en juin 2020, ne provoquent pas d'augmentation des pertes par lessivage, à une période où des écoulements ont été mesurés mais avec des faibles volumes d'eau. La modalité Témoin non fertilisé présente une perte d'azote par lessivage plus importante que dans les modalités Fumier ou Agriculteur qui n'ont également pas reçu de fertilisation. Ceci est probablement lié à de l'hétérogénéité intra-parcellaire.

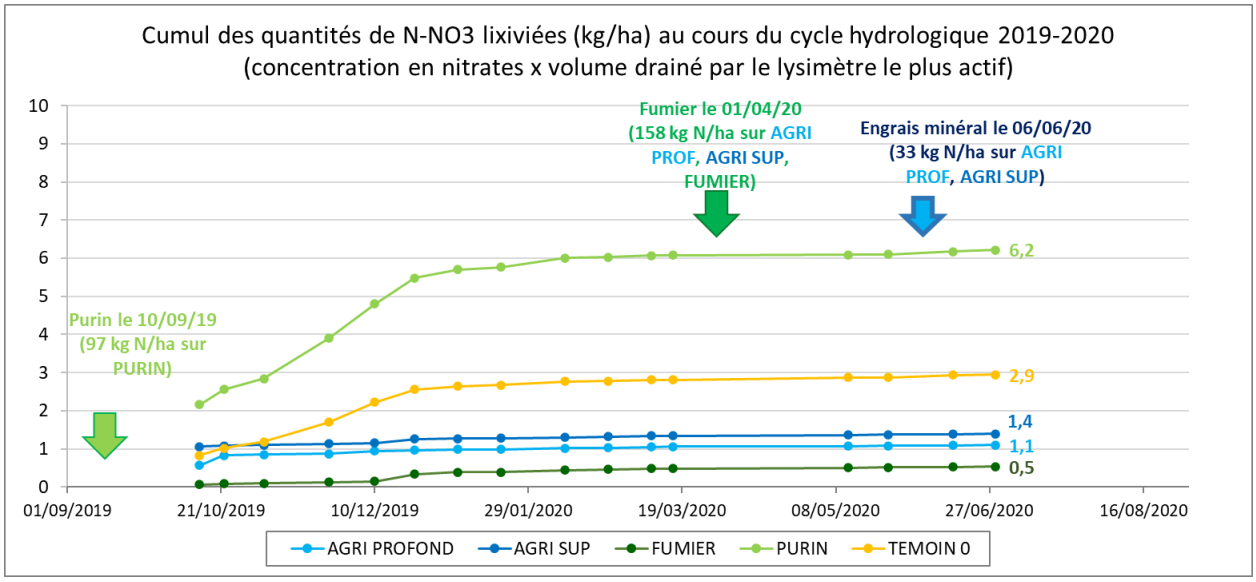



*Figure 70 : dynamique de lessivage de l'azote en kg N-NO3/ha au cours du cycle hydrologique 2019-2020 pour les 5 modalités de fertilisation du site de Montmahoux.*

### d) Cycle hydrologique 2020-2021

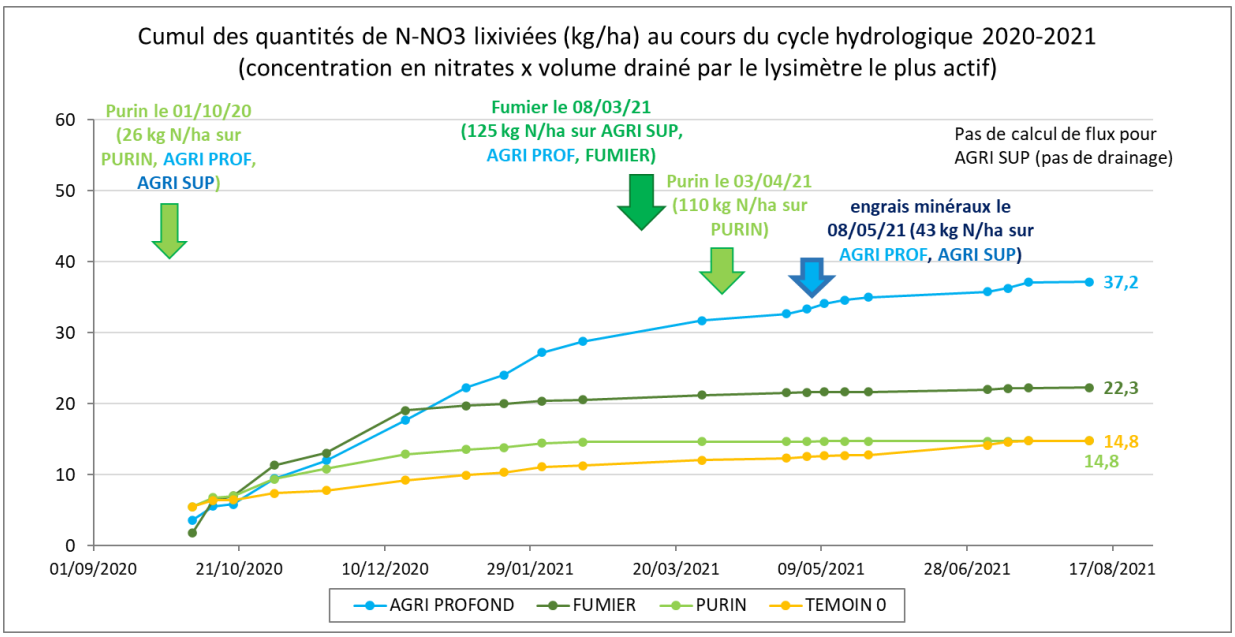



*Figure 71 : dynamique de lessivage de l'azote en kg N-NO3/ha au cours du cycle hydrologique 2020-2021 pour les 4 modalités de fertilisation du site de Montmahoux.*

Comme présenté précédemment, au cours du cycle hydrologique 2020-2021, les concentrations en nitrates ont été élevées, y compris dans le Témoin non fertilisé. Une piste d'explication extérieure aux conditions hydro-climatiques est la perturbation du sol par les campagnols. Avec des précipitations et des volumes d'eau de drainage relativement élevés, les flux sont en conséquence nettement plus élevés que pour les quatre autres cycles hydrologiques. Les flux se situent entre 14,8 et 37,2 kg N-NO3/ha. Un tel niveau de pertes de nitrates, comme expliqué précédemment, est peu en cohérence avec les données bibliographiques et autres mesures locales disponibles. Les flux mesurés sont cependant d'autant plus importants que la fertilisation a été diversifiée et élevée. Ils se sont majoritairement produits entre novembre et janvier, sauf dans la modalité Agriculteur en sol profond où des transferts significatifs de nitrates sont observés de façon régulière tout au long du cycle hydrologique. Les apports de fumier en mars 2021 et de purin en avril 2021 ne sont pas suivi d'une augmentation des transferts de nitrates dans les modalités Fumier et Purin. La modalité Agriculteur en sol superficiel n'ayant pratiquement pas coulé au cours de ce cycle, le calcul du flux de nitrates n'a pas pu être réalisé.

### *e) Cycle hydrologique 2021-2022*

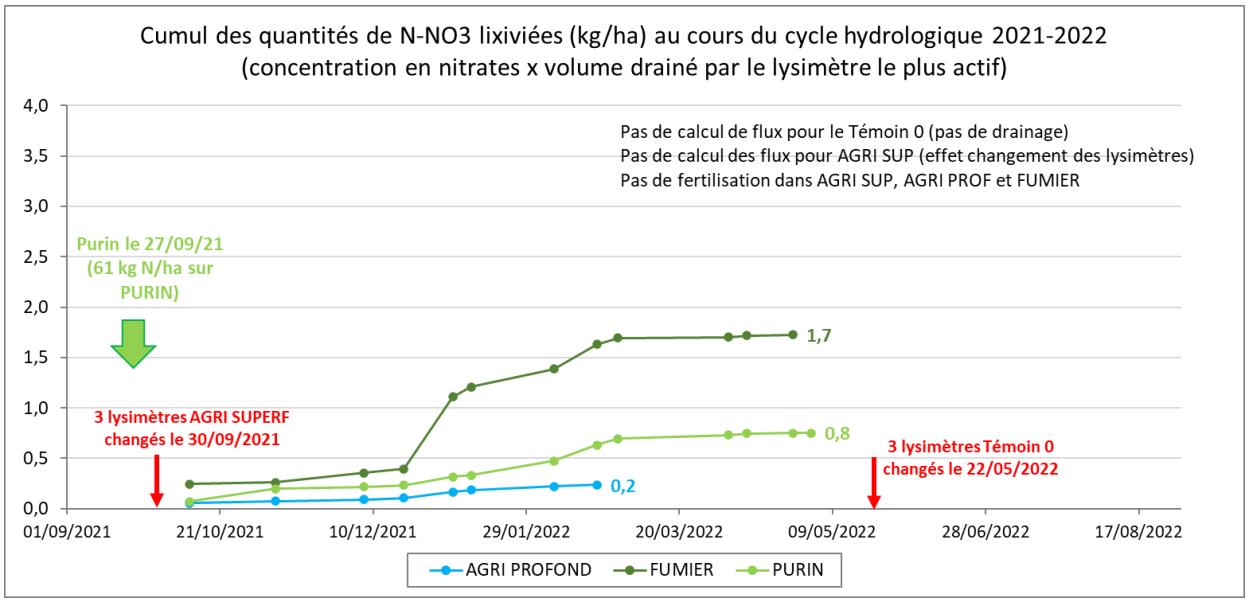



*Figure 72 : dynamique de lessivage de l'azote en kg N-NO3/ha au cours du cycle hydrologique 2021-2022 pour les 3 modalités de fertilisation disponibles du site de Montmahoux.*

Ce cycle est caractérisé par l'absence de drainage significatif dans le Témoin non fertilisé et par des concentrations en nitrates anormalement élevées à la suite du remplacement des lysimètres de la modalité Agriculteur en sol superficiel. Pour ces deux modalités, le calcul des flux en nitrates n'est pas réalisé. Bien que le drainage ait débuté fin octobre, les transferts de nitrates se sont majoritairement produits entre décembre 2021 et février 2022, en lien avec la pluviométrie. Les flux en nitrates sont très faibles et se situent entre 0,2 et 1,7 kg N-NO3/ha dans les trois modalités où ils ont pu être calculés. Ces faibles flux de nitrates en kg N-NO3/ha sont comparables aux références bibliographiques et aux mesures réalisées dans la Loue par le laboratoire Chrono-environnement (Badot et al 2018). La modalité Fumier, qui a reçu du fumier en avril 2020 et en mars 2021 présente des flux plus élevés que dans la modalité Agriculteur en sol profond où le drainage a été interrompu en février 2022. La modalité Purin présente un flux intermédiaire.

### *f) Cycle hydrologique 2022-2023*

Au cours du cycle hydrologique 2022-2023, les flux en nitrates de la modalité Témoin non fertilisé n'ont pas été calculés, en raison de concentrations en nitrates anormalement élevées suite du remplacement des lysimètres. Au cours de ce cycle, on peut constater que la majorité des transferts de nitrates s'est produite dès le mois de septembre. Les apports d'effluents organiques de septembre 2022 sont suivis de transferts de nitrates légèrement plus élevés que dans la modalité Agriculteur en sol profond où il n'y en a pas eu. Les apports d'effluents du mois de mars ne sont pas suivis de transferts de nitrates.

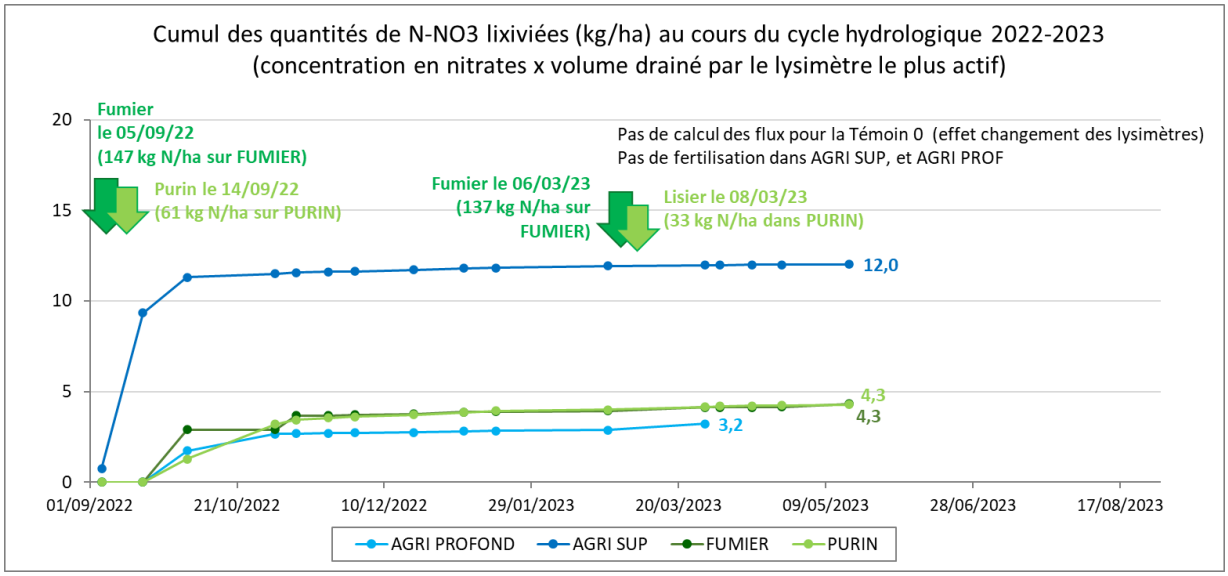



*Figure 73 : dynamique de lessivage de l'azote en kg N-NO3/ha au cours du cycle hydrologique 2022-2023 selon les 5 modalités de fertilisation du site de Montmahoux.*

La modalité Agriculteur en sol superficiel présente un flux en nitrates de 12 kg N-NO3/ha alors qu'elle n'a pas reçu de fertilisation depuis le mois de mars 2021. La majorité de ce flux (9,3 kg N/ha) est liée aux deux premières analyses où les concentrations en nitrates étaient particulièrement élevées (140 et 170 mg/l, respectivement les 5 et 19 septembre 2022). Ces deux teneurs élevées pourraient être consécutifs au remplacement des lysimètres le 30 septembre 2021. La modalité Agriculteur en sol profond, avec une fertilisation comparable et les modalités Fumier et Purin, avec un apport organique en septembre 2022, ont présenté des concentrations en nitrates très inférieures à cette même période, entre 10 et 25 mg/l, et en forte baisse les semaines qui ont suivi.

Des teneurs élevées dans cette modalité pourraient, malgré tout, être liées aux conditions particulières de l'été 2022, caractérisé par une canicule et une sécheresse particulièrement sévère, avec un jaunissement et un dépérissement des prairies. Cette canicule s'est achevée mi-août 2022 avec le retour de pluies abondantes. Il s'en est suivi une forte minéralisation naturelle de l'azote du sol sur tout le massif du Jura, dans des parcelles qui ne sont pas fertilisées à cette période. La quantité importante de précipitations a permis de réhumecter les sols en profondeur et de produire une pousse de l'herbe particulièrement importante, que les éleveurs ont appelé « deuxième printemps de l'année ». Il est possible que l'azote produit, ait été plus rapidement absorbé par l'herbe des modalités en sol profond en septembre que dans la modalité Agriculteur

en sol superficiel, plus impacté par la canicule. Les trois autres modalités de ce cycle présentent des flux de nitrates et des dynamiques relativement comparables.

### *g) Cycle hydrologique 2023-2024 (avril)*

Au cours du cycle hydrologique 2023-2024, mesuré jusqu'en avril 2024, les flux en nitrates se situent entre 0,5 et 9,8 kg N-NO3/ha. Les transferts se produisent majoritairement en novembre et en décembre, sauf dans la modalité Purin où ils se poursuivent jusqu'en avril. Les flux de nitrates sont plus faibles dans les modalités Agri Superficiel (1,6 kg N-NO3/ha) et Agri Profond (0,3 kg N-NO3/ha) qui se comportent comme des témoins non fertilisés car ils n'ont pas reçu de fertilisation depuis le début de l'année 2021, à l'exception de l'apport de purin en octobre 2023. Les modalités Fumier (4,4 kg N-NO3/ha) et Purin (9,8 kg N-NO3/ha) présentent les flux les plus élevés. On peut y voir un lien avec les apports plus réguliers d'effluents d'élevage et notamment de lisier et de fumier en mars 2023 et de purin et de fumier en octobre 2023, mais le Témoin non fertilisé avec 4,1 kg N-NO3/ha présente des flux en nitrates comparables à la modalité Fumier.

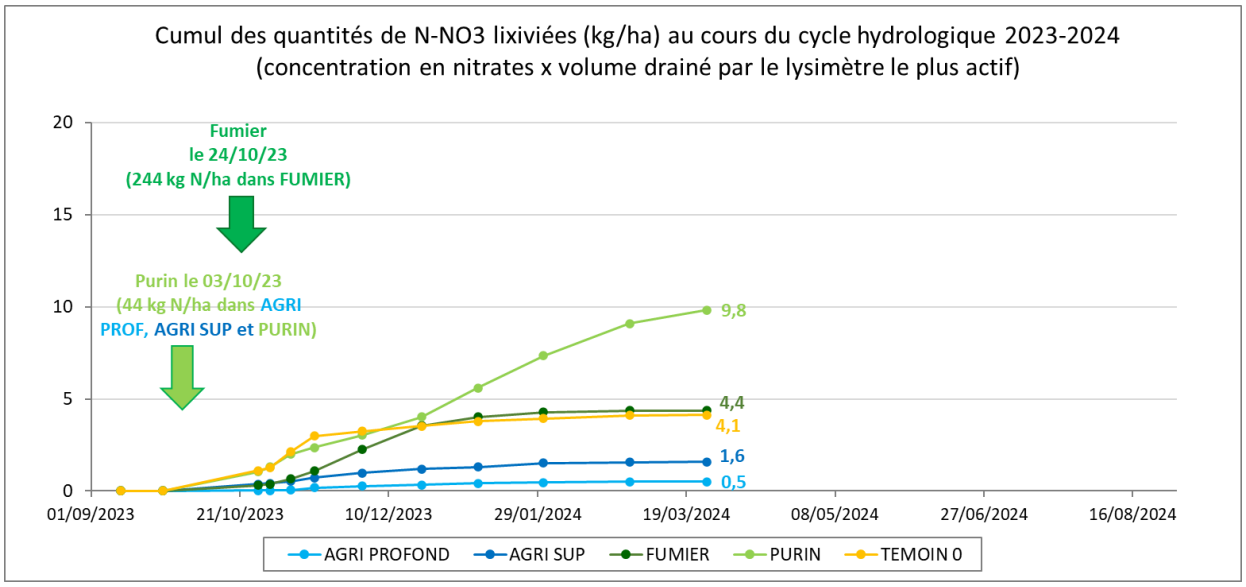



*Figure 74 : dynamique de lessivage de l'azote en kg N-NO3/ha au cours du cycle hydrologique partiel septembre 2023 à avril 2024 pour les 5 modalités de fertilisation du site de Montmahoux.*

***L'étude de la dynamique des transferts des nitrates au cours des cinq cycles hydrologiques a mis en évidence les éléments suivants :***

- ***Le cycle hydrologique 2020-2021 présente des concentrations en nitrates et de flux particulièrement élevés par rapport à la bibliographie ou aux autres données acquises localement. Une pluviométrie élevée et une perturbation du sol par les campagnols sont des pistes d'explication qui nécessitent toutefois un recul plus important sur des données historiques afin de mieux en préciser les causes.***
- ***Les quatre autres cycles hydrologiques présentent de fortes variations des flux de nitrates selon les cycles et les modalités de fertilisation, dans une plage de valeur qui reste modérée (0,2 à 12 kg N-NO3/ha calculés avec le lysimètre ayant le plus coulé à chaque prélèvement), ou 0,3 à 22 kg N-NO3/ha calculés avec la lame drainante théorique de la méthode ESPERE (BRGM).***

- ***La majorité des transferts en nitrates se produit entre le début de période de drainage (septembre ou octobre) et le mois de janvier. Les écoulements d'eau au printemps et en été sont limités en quantité, avec des concentrations faibles en nitrates et ne provoquent pas de transferts importants de nitrates.***
- ***Les apports de fertilisants, fumier, purin ou engrais de synthèse, réalisés au printemps (mars à juin) ne sont pas suivis de transferts de nitrates dans les semaines et les mois qui suivent.***
- ***Les épandages réguliers de fumier sont suivis de transferts de nitrates qui se produisent en début de cycle plusieurs mois ou années après les épandages, avec des quantités d'azote lixiviés qui restent limitées mais qui augmentent avec la fréquence d'apport des fumiers. Les quantités d'azote lixiviés dans la modalité Fumier se situent entre 0,5 et 4,4 kg N-NO3/ha, avec une moyenne de 2,7 kg N-NO3/ha (en utilisant la quantité d'eau drainée par le lysimètre ayant le plus coulé).***
- ***Les pertes de nitrates de la modalité Purin présentent une certaine variabilité, avec les pertes plus élevées au cours du 1$^{er}$ et du dernier cycle hydrologique, pouvant être consécutifs aux épandages réalisés en début d'automne. Au cours des trois autres cycles, les épandages de purin n'ont pas été suivis d'une majoration des transferts de nitrates. Avec une moyenne de 5,7 kg N-NO3/ha, la modalité Purin présente les pertes les plus importantes. Elles se situent entre 0,8 et 11,5 kg N-NO3/ha selon les cycles hydrologiques (en utilisant la quantité d'eau drainée par le lysimètre ayant le plus coulé).***

### 4.3.10 Synthèse pluriannuelle des flux en azote

Les données acquises sur le site expérimental de Montmahoux permettent d'évaluer l'ordre de grandeur des transferts d'azote entre le sol, les plantes et la lame drainante. En excluant la campagne 2020-2021 où les flux en nitrates sont peu représentatifs (attaque de campagnols), on peut établir un ordre de grandeur de la quantité d'azote présente dans les principaux compartiments du cycle de l'azote (tableau ci-dessous).

*Tableau 21 : quantités d'azote moyenne en kg N/ha, calculées dans les différents compartiments du cycle de l'azote où ils ont pu être évaluées, au cours de 4 années (2019, 2020, 2022 et 2023) pour les 5 modalités de fertilisation du site de Montmahoux ; ND = non déterminé car la moyenne n'est pas représentative des 4 années sur lesquelles sont calculées les quantités*

| Moy. 4 ans kg N/ha | AGRI PROFOND | AGRI SUPERF | FUMIER | PURIN | TEMOIN 0 |
|---|---|---|---|---|---|
| Fourniture N sol | 88 | 88 | 88 | 88 | 88 |
| Azote apporté | 65 | 65 | 128 | 75 | 0 |
| Azote absorbé (plantes entières) | 121 | 99 | 116 | 106 | 88 |
| Azote lessivé | 1,5 | ND | 5,0 | 8,2 | ND |
| Reliquat azoté moyen | 87 | 63 | 79 | 79 | 67 |

Les fournitures en azote du sol ont été établies à 88 kg N/ha en moyenne sur les 4 années retenues. Elles ont été calculées à partir de l'azote absorbé par le témoin non fertilisé (plantes entières) dont la principale source d'azote est la minéralisation de la matière organique et la fixation symbiotique de l'azote atmosphérique par les légumineuses. L'azote apporté par la

fertilisation minérale et organique, en moyenne sur les 4 années retenues se situe, selon les modalités de fertilisation, entre 0 et 128 kg N/ha/an. L'azote absorbé par l'herbe mesuré annuellement se situe entre 88 et 121 kg N/ha et l'azote lixivié entre 1,5 et 8,2 kg N/ha, calculé avec le volume d'eau drainé par le lysimètre ayant le plus coulé à chaque prélèvement. Ces pertes d'azotes par lessivage mesurées sur le site de Montmahoux sont très faibles, de l'ordre de quelques kg N/ha. Elles sont très inférieures à ce qui peut être mesuré sous culture ou dans des rotations avec des prairies temporaires et du travail du sol, mais comparables aux références bibliographiques ou aux autres données disponibles localement.

A partir de ces quantités d'azote, il est possible de calculer les pertes d'azote par lessivage, exprimées en pourcent des quantités d'azote apportées par les épandages agricoles ou en pourcent du total de ces apports et des fournitures annuelles d'azote par la minéralisation du sol. Ces ratios sont présentés dans la figure ci-dessous.

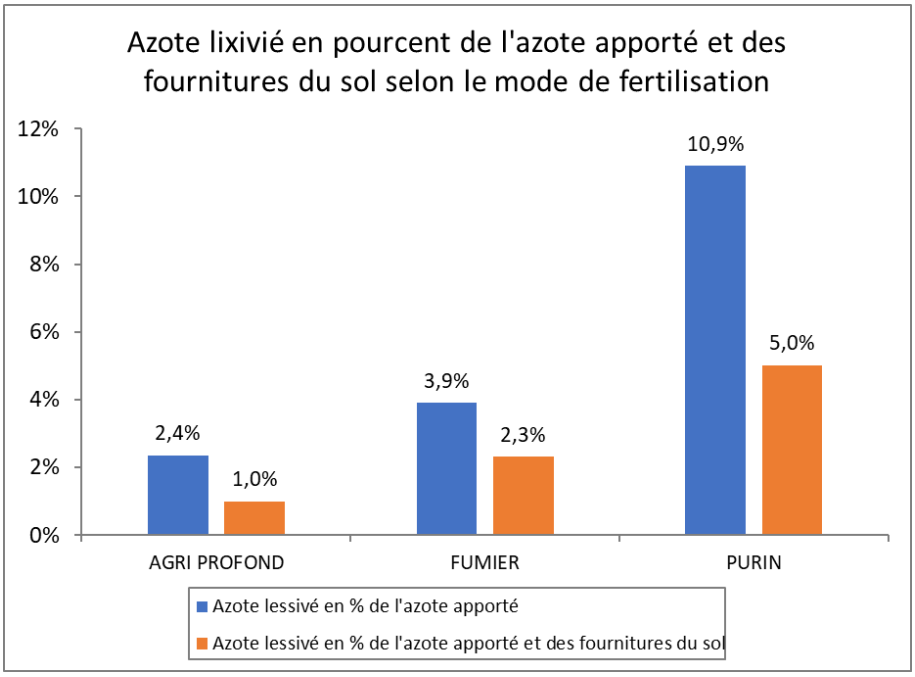



*Figure 75 : estimation de l'azote lixivié en pourcent de l'azote apporté ou en pourcent du total de l'azote apporté et de l'azote fourni par le sol, en moyenne sur 4 années pour les modalités Agriculteur en sol profond, Fumier et Purin.*

Cette figure permet de constater que la modalité Agriculteur en sol profond, fertilisé principalement avec du fumier, et la modalité Fumier, présentent des pertes par lessivage de l'azote très faibles de l'ordre de 1 à 2,3 % du total de l'azote fourni annuellement par les apports de fertilisants et par le sol et de 2,4 à 3,9 % des apports de fertilisants. La modalité Purin présente un pourcentage de pertes plus élevé, de l'ordre de 5 % de l'azote total fourni par l'apport de fertilisant et par le sol et de l'ordre de 11 % de l'azote du purin. Ceci confirme la plus forte sensibilité des effluents d'élevage liquides, en raison de leurs propriétés physico-chimiques. Il est donc indispensable de porter une attention particulière à leur utilisation.

# 5 Transferts hydriques et de nutriments sur le site pilote du Verneau

## 5.1 OBJECTIFS

L'objectif est de mieux comprendre le devenir des nutriments depuis le sol jusqu'à la source au sein de l'aquifère karstique. Pour cela, nous nous focalisons sur le site pilote du Verneau pour lequel des suivis multi-échelles des flux nous permettent de mieux caractériser les différentes contributions des compartiments de l'aquifère.

L'hydrosystème karstique du Verneau a été instrumenté à partir de 2019 pour le suivi physico-chimique et de nutriments. Ce site est un karst dit binaire, c'est-à-dire qu'il est caractérisé par 2 modalités de recharge : diffuse sur sa partie calcaire, et localisée sur sa partie marneuse qui s'infiltre directement dans le réseau souterrain au niveau de pertes. Cette dualité dans les modalités de recharge est importante à caractériser car elle est représentative des principaux hydrosystèmes karstiques du bassin de la Loue : sources de la Loue, du Lison, du Maine, etc…

Dans ce chapitre, sont abordés les processus hydrogéologiques et de transport de nutriments en donnant des clés de compréhension pour aborder la question sur les autres systèmes karstiques. Pour cela, les approches suivantes ont été mises en œuvre : géologie 3D, bilan hydrologique, transferts, analyse des crues.

Une première **approche hydrogéologique** vise à caractériser la géométrie de l'aquifère et l'organisation du drainage souterrain depuis les pertes et la zone de recharge diffuse, jusqu'à la source. Le modèle géologique et hydrogéologique 3D permet de visualiser ces aspects.

Une deuxième **approche de fonctionnement hydrologique** vise à préciser les flux et les transferts entre la surface et la source aux échelles annuelles et évènementielles (crue). Cette approche fait appel aux méthodes de bilan hydrologique adaptées aux systèmes karstiques, aux traçages artificiels et à l'analyse des descripteurs de crue.

Une troisième **approche vise à caractériser les transferts de nutriments**, à travers une analyse des flux annuels et des dynamiques évènementielles. Des bilans de flux en azote sont complétés par une analyse de déconvolution des hydrogrammes de crue pour identifier l'origine des eaux lors des crues (approche EMMA).

## 5.2 PRÉSENTATION DU SITE D'ÉTUDE

Le réseau karstique du Verneau fait partie des vingt plus grands réseaux souterrains explorables et connus de France et le plus grand de Franche Comté. Il se développe sur plus de 35 km avec une dénivellation de 387 m en traversant trois communes (Nans-sous-Sainte-Anne, Montmahoux et Déservillers). Ce réseau karstique se développe au niveau du faisceau salinois en bordure du plateau d'Amancey. Le bassin d'alimentation de la source du Verneau à Nans-sous-Sainte-Anne (coordonnées Lambert x=928466, y=6657461) s'étend sur environ 15 km² et se divise en deux zones géologiques (Figure 76) : la zone imperméable marneuse au sud, où l'eau rejoint le réseau souterrain via des pertes localisées (recharge allochtone), et la zone perméable calcaire au nord, où l'eau s'infiltre de manière diffuse (recharge autochtone). Le Verneau est par conséquent un karst binaire.

Plusieurs pertes s'alignent sur le réseau du Verneau représentant l'infiltration localisée vers le réseau souterrain (Figure 76). Chaque perte collecte les eaux d'un sous-bassin versant marneux dont la superficie est variable, avec de l'amont vers l'aval :

- Sous-bassin versant du gouffre de la broche : 0,61 km² ;
- Sous-bassin versant de Jérusalem : 0,14 km² ;
- Sous-bassin versant du gouffre des Biefs-Boussets : 0,27 km² ;
- Sous-bassin versant de la perte Vielle Folle : 3,34 km² ;
- Sous-bassin versant de la perte Creux qui sonne : 1,50 km².

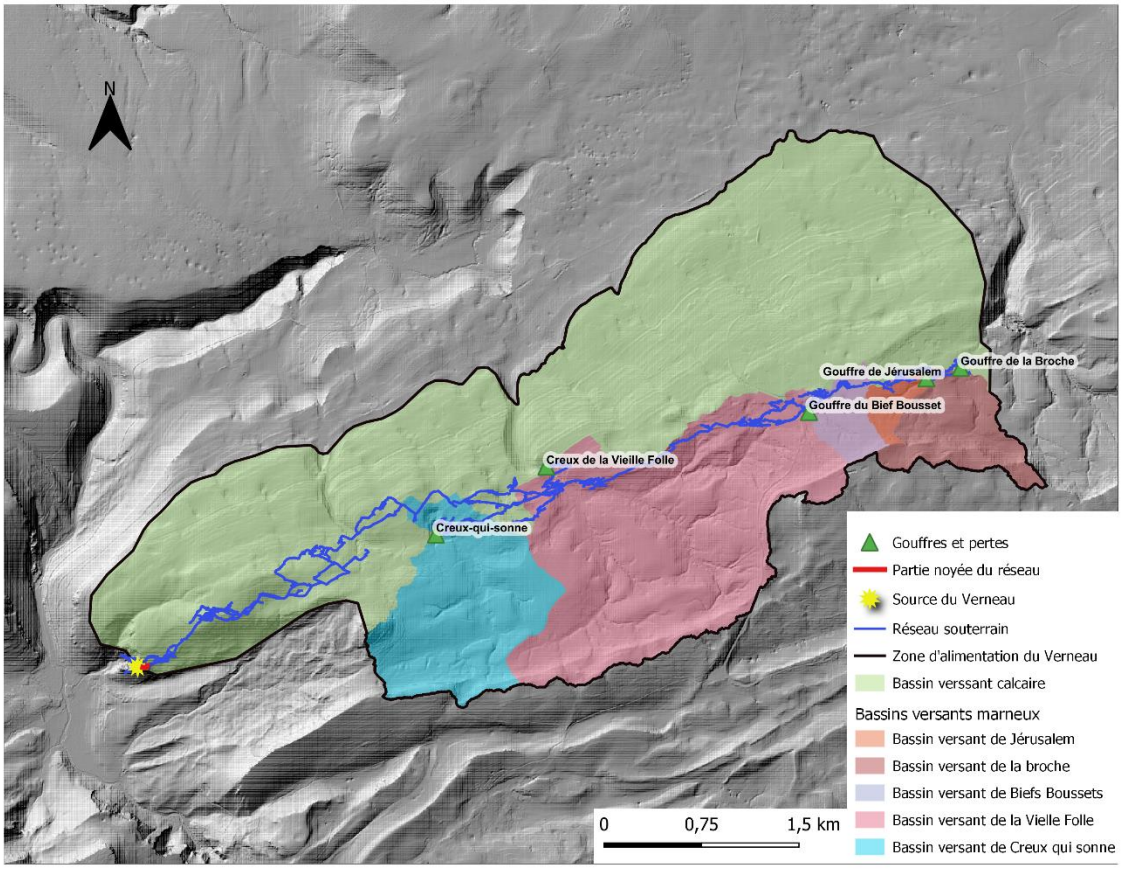



*Figure 76 : Carte des sous-bassins du bassin d'alimentation de l'aquifère du Verneau (fond LIDAR).*

Les données utilisées dans ce chapitre sont présentées en Section 3.1.1.

## 5.3 GÉOMÉTRIE DE L'AQUIFÈRE À PARTIR DU MODÉLE GÉOLOGIQUE 3D

La délimitation de la zone d'alimentation est basée sur l'analyse couplée de la cartographie du réseau explorable du Verneau, de l'analyse des données de traçages artificiels, d'une évaluation qualitative des formations aquifères et aquicludes et d'une analyse structurale du site.

### 5.3.1 Cartographie 3D du réseau du Verneau et modèle géologique 3D

La numérisation 3D (Figure 77) du Verneau a été réalisée à partir des plans et coupes provenant du document « Le Verneau souterrain » (Aucant et al., 1985) dans le cadre du stage de Mexler

(2021). Elle permet une visualisation dans l'espace du développement du réseau. Cette cartographie 3D a également été réalisée afin d'obtenir des coordonnées en 3D pour chaque point du réseau qui permettront par la suite de positionner l'altitude du réseau sur les coupes géologiques. La méthode employée est disponible en Annexe 2.1.

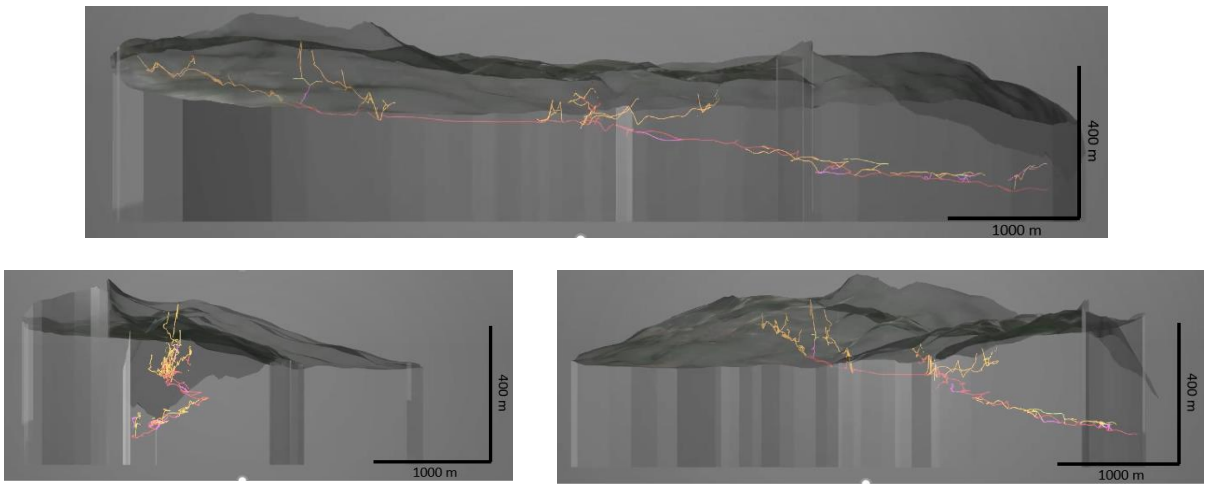



*Figure 77 : Numérisation en 3D du réseau karstique du Verneau à l'aide de l'outil Qgis2threejs (https://plugins.qgis.org/plugins/Qgis2threejs/);*

Le modèle géologique 3D de l'aquifère du Verneau, qui sert de base à la délimitation des zones saturées et du bassin d'alimentation, a été construit à l'aide de Geomodeler (voir Annexe 2 pour la présentation des données utilisées et la mise en œuvre du modèle) dans le cadre du stage d'El Mourtaji (2022).

### 5.3.2 Dimensionnement de la zone saturée

La source du Verneau représente l'exutoire principal pérenne du système karstique. Le calcul de l'extension des zones saturées du karst se fait sur la base de l'altitude de cette source et la géométrie de l'aquifère défini par le modèle géologique 3D. La source du Verneau affleure dans le kimméridgien (j8a) et la zone saturée se situe dans l'aquifère du Jurassique supérieur. La Figure 78 présente le modèle géologique calculé à deux résolutions différentes. Le modèle a été calculé à une résolution de 40 000 000 points (des essais avec une résolution moindre n'ont pas été concluants).

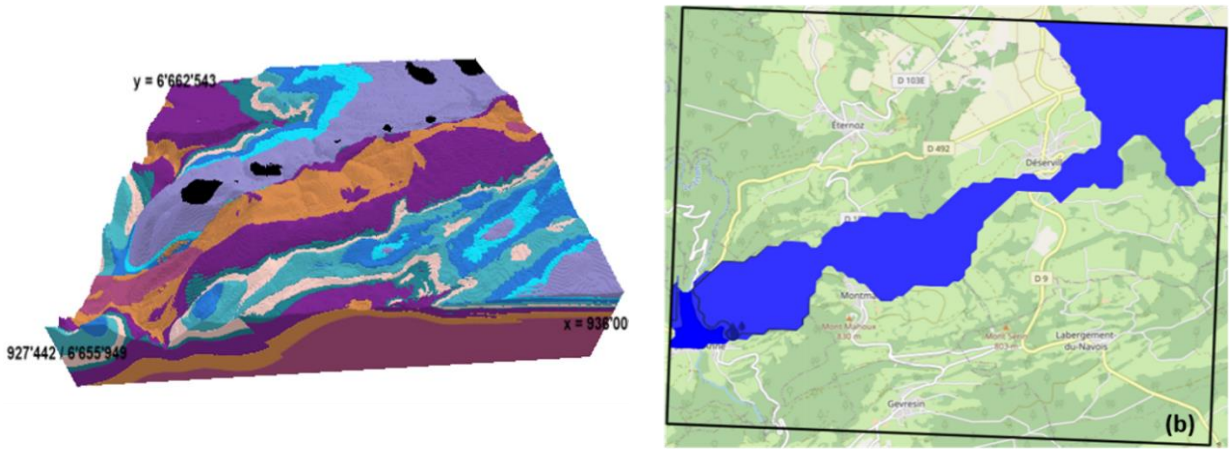



*Figure 78 : Modèle géologique (à gauche ; cf. légende des formations en Figure 80) et zone saturée (en bleu) calculée à partir de la géométrie des aquicludes*

La Figure 78 illustre l'extension estimée de la zone saturée, d'une superficie de 10 km². Cette zone a une forme qui suit bien le réseau souterrain du Verneau, néanmoins la zone saturée est très étendue au nord-est de la carte, ce qui n'est pas le cas pour le réseau du Verneau. L'extension de la zone saturée ne signifie pas que l'ensemble de la masse d'eau appartient au bassin d'alimentation. Elle renseigne uniquement sur les limites du réservoir perméable qui se partage dans ce cas-ci entre le système du Verneau à l'ouest et le système Bief Poutot à l'est.

Sur les 35 km du réseau du Verneau, la très grande partie se trouve en zone non saturée, ce qui est cohérent avec l'exploration de la quasi-totalité du réseau spéléologique, ainsi que la qualification de conduits actifs et fossiles réalisés dans le cadre du stage de M. Vivier (2021). Seule l'extrémité aval du réseau recoupe une zone saturée bien identifiée. En amont, le collecteur principal est situé dans la zone non saturée, mais le passage de siphons (observations spéléologiques) notamment au niveau des confluences Biefs Boussets et Baume des Crêtes pose la question de l'existence de zones saturées localisées dans cette zone de l'hydrosystème.

### 5.3.3 Ré-évaluation de la taille du bassin d'alimentation

Le modèle géologique 3D permet de créer des coupes combinant la géologie et le niveau de la zone saturée définie auparavant. Dans ce travail, il a été décidé de créer 10 coupes au total tout au long de la zone saturée afin d'aider à délimiter la nouvelle zone d'alimentation du Verneau (Figure 79 et Figure 80). La délimitation de la zone d'alimentation s'est basée principalement sur :

- La géométrie du mur de l'aquifère représenté par les marnes oxfordiennes
- Les limites topographiques sur les zones marneuses à l'affleurement
- Les traçages artificiels pour délimiter les bassins au sein d'un réservoir non compartimenté par un aquiclude.

Ainsi, la zone d'alimentation est délimitée :

- Au sud : en suivant les crêtes topographiques sur les marnes ;
- A l'ouest : par la zone d'exutoire (source du Verneau) et la topographie ;

- Au nord : sur la base de la géométrie du mur de l'aquifère (les marnes oxfordiennes). Les points de couleurs rose de la Figure 79 représentent les limites tracées sur les coupes de la Figure 80.
- A l'est : la limite suit la crête topographique. A ce niveau-là, la zone saturée vient tangenter le mur de l'aquifère (entre 5000 m et 6000 m dans la coupe 10 de la Figure 80).

Dans la partie Est, la zone saturée se rétrécie au niveau de la coupe 3. Ceci peut être expliqué par une ligne de partage des eaux hydrogéologique matérialisée par traçages, et séparant les systèmes du Verneau et du Bief Poutot à l'Est.

La zone d'alimentation tracée à une superficie de 17 km², de 2 km² plus grande que la zone d'alimentation qui était jusqu'à présent proposé pour le système du Verneau, avec notamment une extension dans la zone Nord-Ouest.

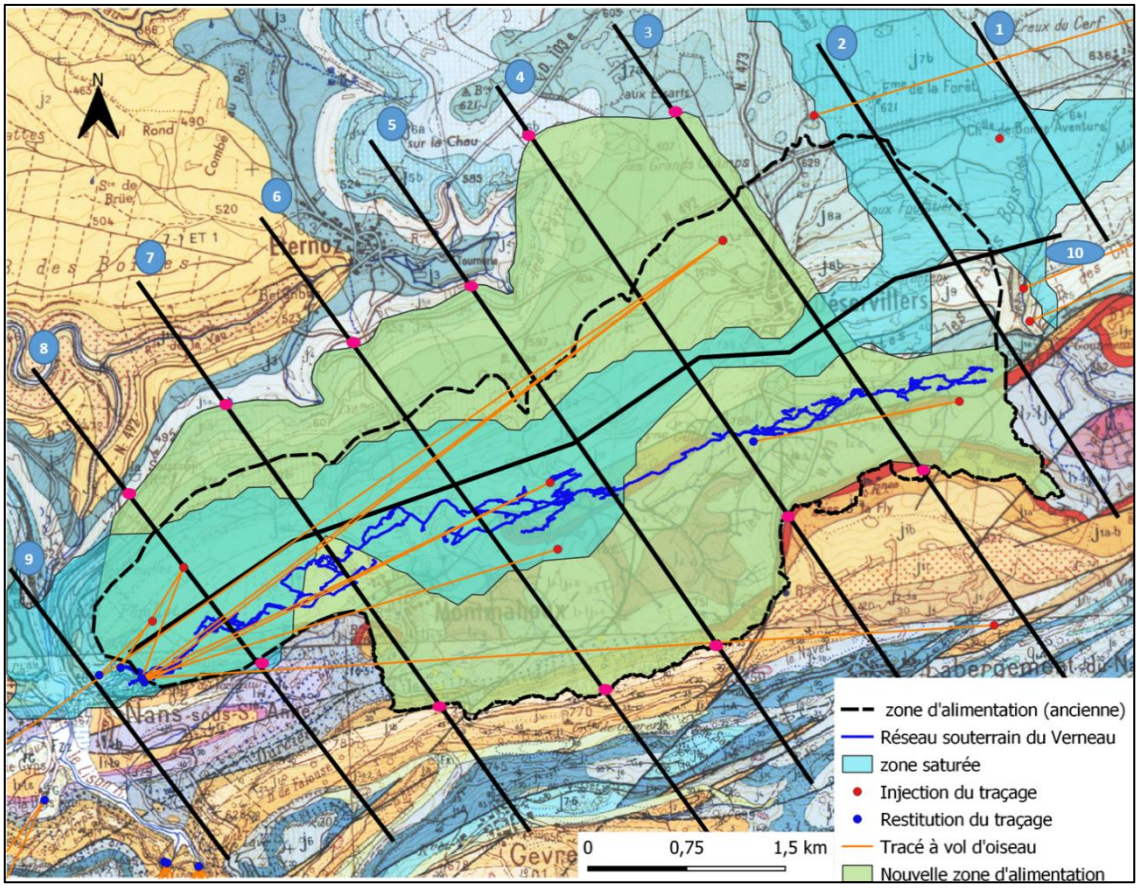



*Figure 79 : Carte de la nouvelle zone d'alimentation du Verneau et de la zone saturée ; les traits de coupes font référence à la Figure 80 ; les points de couleur rose représentent les limites de la zone d'alimentation déterminées à partir des coupes géologiques.*

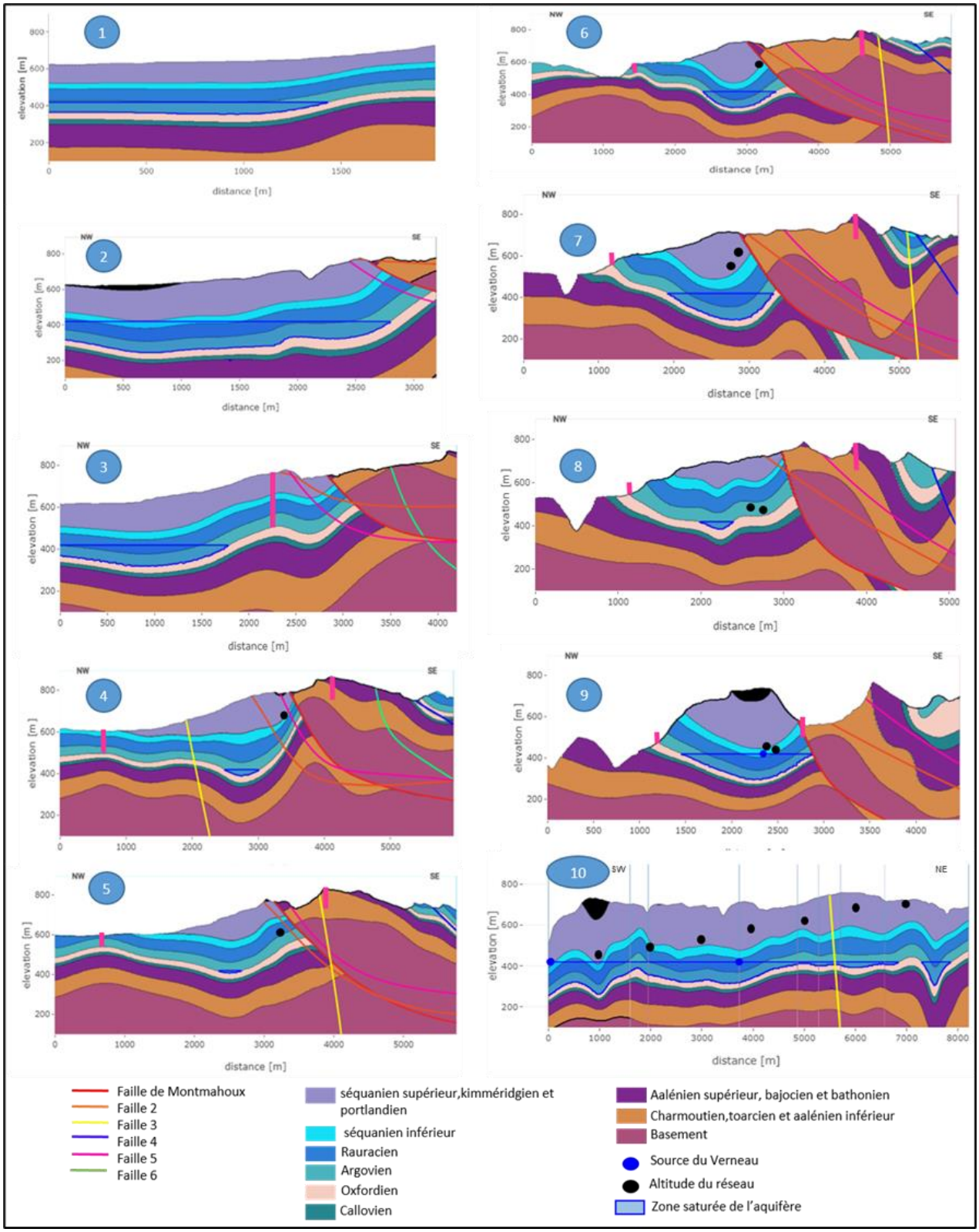



*Figure 80 : Coupes du bassin du Verneau illustrant l'étendue de la zone saturée ; les traits verticaux roses indiquent les bordures du bassin d'alimentation matérialisées par un point rose sur la carte de la Figure 79.*

***La géométrie de l'aquifère de la source du Verneau a pu être précisée à partir du modèle géologique 3D.***

- ***Le réservoir se situe dans le Jurassique supérieur, au niveau de la gouttière synclinale associée à l'anticlinal chevauchant du faisceau Salinois.***
- ***Le réseau du Verneau est caractérisé par le développement de conduits sub-verticaux depuis les pertes vers le collecteur principal, lui-même sub-horizontal allongé dans l'axe du faisceau.***
- ***Seule l'extrémité aval du réseau recoupe une zone saturée bien identifiée. En amont, le collecteur principal (et les affluents sub-verticaux) sont situés dans la zone non saturée. Cependant, le passage de siphons pose la question de l'existence de zones saturées perchées localisées dans la zone amont de l'hydrosystème.***
- ***La zone d'alimentation tracée à partir de cette approche géologique a une surface d'environ 17 km², soit une surface légèrement supérieure aux délimitations proposées dans la littérature.***

## 5.4 Fonctionnement hydrogéologique

### 5.4.1 Bilan hydrologique

#### *a) Bilan annuel à l'échelle globale de l'hydrosystème*

Le bilan annuel qui tient compte des échanges interbassins souterrains IGF (cf Section 3.2.1) a été appliqué à l'échelle annuelle sur les cycles hydrologiques (de septembre à août) sur la chronique 1983-2023 du Verneau.

La Figure 81 présente 4 options de taille de bassin testés : les limites minimales et maximales définies à partir du modèle hydrologique à respectivement 13.9 et 17.0 km². Le valeur moyenne de 15.4 km² et la valeur de 12.6 km² qui permet de boucler le bilan hydrologique avec IGF = 0 sur la période pluriannuelle. Si IGF est positif alors le système perd de l'eau vers un autre bassin, s'il est négatif, alors de l'eau d'un autre bassin lui apporte des flux souterrains.

A l'exception de la surface optimisée par le calcul de bilan, l'hydrosystème est majoritairement en fuite (IGF moyen positifs de +100 à +250 mm/an), indiquant que la source du Verneau n'est pas le seul exutoire des bassins correspondants. Plus la surface diminue, plus le bilan tend vers un équilibre. Pour la surface moyenne de zone d'alimentation (15.4 $km^2$), les fuites représenteraient 21% du débit à la source.

Cette tendance de fuite du système peut être expliquée par le fait que le collecteur n'est pas directement contraint à l'aval par un aquiclude. Une sortie secondaire a été identifiée sur la topographie spéléologique (zone de pertes cartographiée juste en amont du siphon terminal) et confirmée par géochimie au niveau de la source *Verger* (dans la zone d'éboulis à Nans) qui possède le même signal géochimique que la source du Verneau (cf NUTRI-Karst T2 – Charlier et al., 2024).

Il existe cependant une forte variabilité inter-annuelle avec des flux entrants et sortants selon les années respectivement sèches et humides. Même pour le scenario qui boucle le bilan sur la chronique inter-annuelle (IGF = 0), on observe des variations de +/- 300 mm/an. Cela indique soit une évolution des échanges souterrains selon les conditions hydrologiques, soit un stockage inter-annuel, correspondant à plusieurs dizaines de pourcents des précipitations annuelles. On

observe même à cette échelle annuelle un débit à l'exutoire supérieur à la pluviométrie pour le cycle 2001-2002.

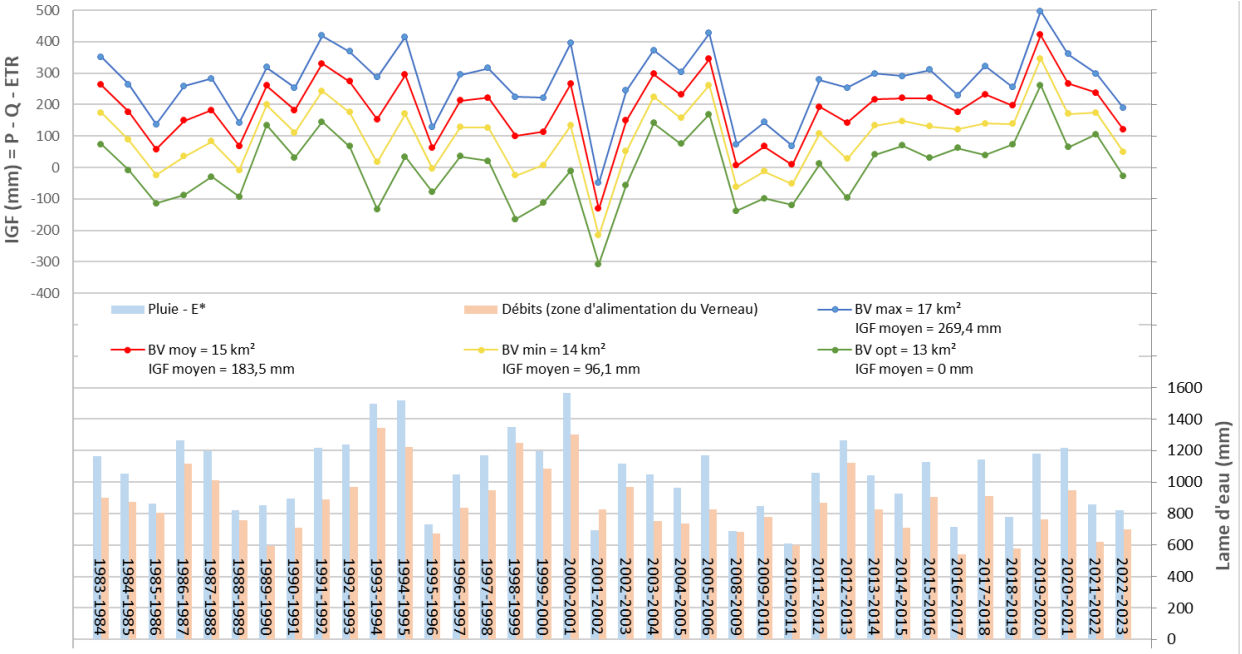



*Figure 81 : IGF annuels estimés à partir de 4 surfaces de bassin d'alimentation : limites maximales et minimales à partir du modèle hydrogéologique 3D, une valeur moyenne et la valeur optimisée pour boucler le bilan avec IGF = 0 ; comparaison avec les données pluviométriques et de débits annuels (en bas).*

### *b) Bilan mensuel tenant compte des modalités de recharge*

Le bilan mensuel se base sur les données multi-échelles acquises dans le cadre du projet NUTRI-Karst (données 2019-2023). Pour ce calcul de bilan mensuel, les 2 modalités de recharge i) diffuse « R » à travers le massif calcaire et ii) localisée « L » depuis les pertes sont considérées (cf Section 3.2.1). La Figure 82 présente les dynamiques mensuelles de R (courbe verte) et L (courbe bleue) en regard de celles du débit de la source du Verneau à la station hydrométrique « Q » (courbe rouge). La surface utilisée pour calculer les volumes écoulés en mm est celle optimisée pour boucler le bilan annuel (13 km²).

En comparant les 2 courbes de recharge R et L, on constate une évolution synchrone des 2 séries lors des mois pluvieux, avec une absence d'écoulements en été. La recharge diffuse R est globalement 2 fois plus importante que la recharge localisée**.** Elle contribue à 70% de la recharge totale R+L, alors qu'elle se produit sur une surface qui correspond à seulement 55% de la zone de recharge totale pour un bassin de 13 km². Cela indique que la part de la pluie participant à la recharge sur la partie diffuse est plus importante que celle participant à la recharge sur la partie localisée. C'est en cohérence avec le plus fort potentiel de stock des sols profonds sur marnes (au niveau des bassins participant à la recharge localisée L) comparé aux sols superficiels sur calcaires (recharge diffuse R), stocks d'eau qui peut ensuite être mobilisé par évapotranspiration.

La Figure 82 montre des résultats différents pour R, selon qu'elle est estimée i) à partir des suivis lysimétriques en sélectionnant le lysimètre produisant le plus d'écoulement (en haut), ou ii) à partir de la moyenne de 3 modèles de recharge (en bas). Avec R estimé à partir des données lysimétriques (Rmax - Figure 82 en haut), la somme R+L (courbe noire) se superpose à Q pour la plupart des mois de suivis. On note cependant que pour les mois les plus arrosés en janvier-

février 2021 et décembre 2023, la recharge R+L est inférieure de 20 à 30% au débit à l'exutoire. C'est également le cas pour les mois les plus secs, lorsque ni les lysimètres, ni les pertes ne coulent et qu'un débit équivalent à quelques mm/mois est mesuré à la source. On note par ailleurs une recharge R+L supérieure à Q pour mai 2020. Avec R estimé à partir de la modélisation de la pluie efficace, les écarts préalablement ciblés entre R+L et Q s'estompent, sauf pour les mois d'étiage. Cette comparaison permet de justifier l'utilisation du modèle pour estimer R (Rmod), car les dynamiques de Rmod sont synchrones aux dynamiques de Rmax (lysimètre max) tout en bouclant le bilan hydrologique.

Ainsi, cette analyse montre qu'en décomposant la recharge, la quasi-totalité des flux sortants à la source sont bien expliqués par les 2 modalités R + L, issus de mesures terrain. Il faut noter qu'en considérant une surface de bassin plus grande (uniquement possible sur la partie calcaire), la composante R va proportionnellement diminuer. Dans ce cas, la recharge sera plus faible que le débit, justifiant des apports extérieurs par IGF (cf Section précédente) pour boucler le bilan.

On note peu d'écarts inter-mensuels entre R+L et Q, ne mettant pas en évidence des phénomènes de stockage/déstockage saisonniers significatifs. C'est seulement lors de la période sèche - en l'absence de recharge - que l'on peut observer un déstockage de la zone saturée.

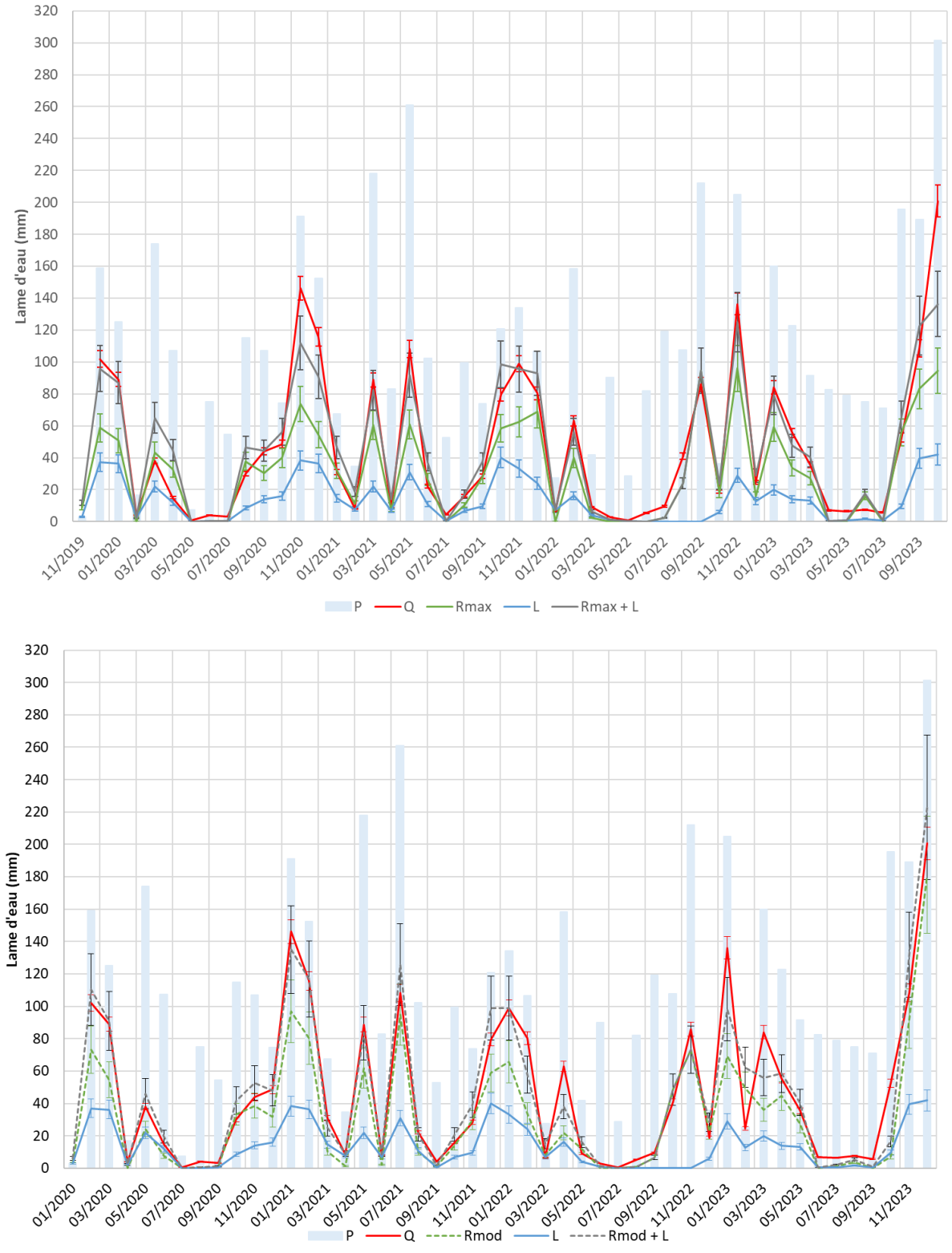



*Figure 82 : Bilan mensuel de la source du Verneau différenciant les 2 types de recharge diffuse R et localisée L (via les pertes) sur les 3 années 2020 à 2023 ; R est estimée i) à partir des suivis lysimétriques en sélectionnant le lysimètre produisant le plus d'écoulement (Rmax - en haut), et ii) à partir de la moyenne de 3 modèles de recharge (Rmod - en bas) ; les écoulements en mm sont indiqués pour une surface de bassin d'alimentation de 13 km², correspondant à l'optimisation de la surface pour supprimer les IGF (bilan bouclé sans pertes ni apports).*

### 5.4.2 Analyse évènementielle

#### *a) Relations pluie-débit*

L'analyse évènementielle a pour but de caractériser la réponse hydrologique après un épisode pluvieux et les flux hydriques à l'exutoire du système du Verneau.

La Figure 83 présente les relations Pluie-Débit au niveau de la source. Le graphique de gauche met en relation la pluie avec le débit total Q exprimés en mm, et celui de droite la partie d'écoulement rapide de la crue $Q_S$ (correspondant à l'écoulement rapide, c'est-à-dire au débit total auquel est retranché le débit de base). Sur chacun des graphiques, les monopics sont représentés à l'aide de cercles, et les multi-pics à l'aide de carrés. Les barres d'erreur correspondent à l'incertitude liée à la surface du bassin considérée lorsque l'on calcule le débit en lame d'eau (mm, c'est-à-dire lorsque l'on divise le volume total écoulé ($m^3$) par la surface du bassin en m²) : le triangle pointe en bas correspond à la surface minimale (13 km²), celui pointe en haut à la surface maximale (17 km²). L'échelle de couleur correspondant au logarithme du débit initial Qini permet d'analyser les évènements en fonction des conditions initiales de saturation du système. Pour les deux graphiques, on observe nettement l'influence de l'état de saturation sur l'intensité de la réponse hydrologique. En effet, une pluie de 40 mm n'est pratiquement pas ruisselante ou infiltrante lors d'un état hydrique sec (couleur bleue, Ln(Qini) faible), alors qu'elle génère un débit équivalent en période humide (couleur jaune, Ln(Qini) élevé). En considérant $Q_S$ plutôt que Q, on diminue la lame d'eau écoulée, notamment pour les épisodes les plus forts qui présentent un coefficient de ruissellement supérieure à 1 (points au-dessus de la droite y = x sur le graphique Q *vs.* P).

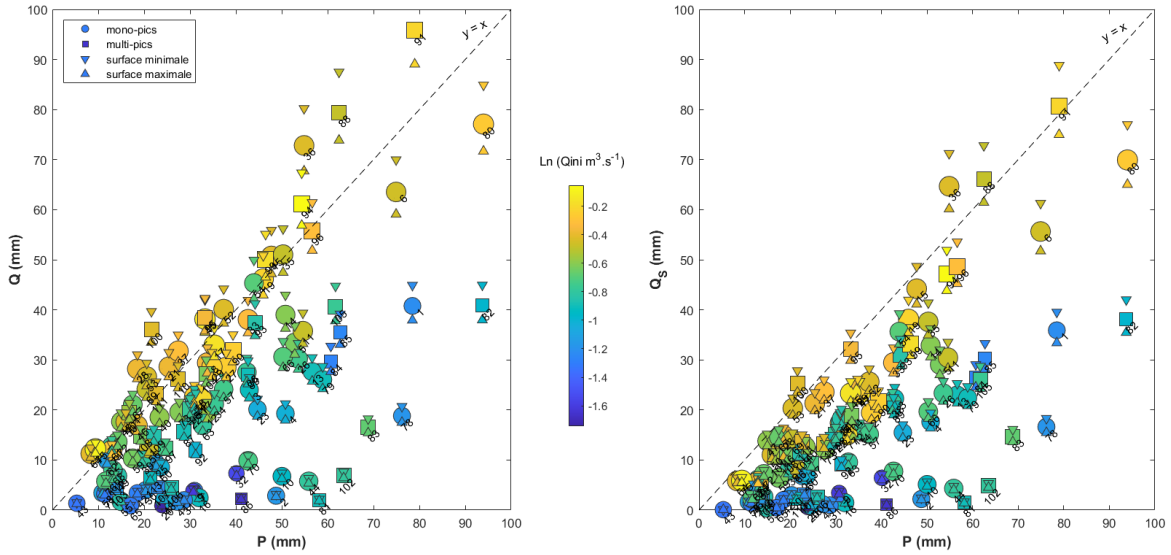



*Figure 83 : Relations Pluie-Débit à la source du Verneau ; avec le débit total Q (à gauche) et le débit de crue $Q_S$ (à droite) ; les cercles indiquant les crues monopics et les carrés les multipics. Les incertitudes intègrent la variabilité du bassin d'alimentation hydrogéologique (entre 14 et 17 km²)*

La représentation de ces mêmes points sous la forme du coefficient de ruissellement $Q_S/P$ (Figure 84) permet de qualifier une réponse hydrologique importante de 50 à 100% lors de l'état hydrique initial saturé (Qini forts). Trois évènements (n° 36, 100 et 88) ont un coefficient $Q_S/P > 100\%$. Les dates correspondantes sont le 12-19 janvier 2021, le 8-20 mars 2020, et le 27-31 janvier 2021 et correspondent à des crues survenues suite à un épisode de neige. Dans ce cas, le volume

ruisselé a très probablement intégré un volume de neige fondu infiltré en plus de la part de pluie de l'épisode proprement dit.

Ces résultats montrent que le Verneau a la capacité de transférer une grande part de l'eau évènementielle à l'échelle de la crue, synonyme d'un système bien connecté à sa zone d'alimentation, particulièrement lorsque l'état initial est proche de la saturation.

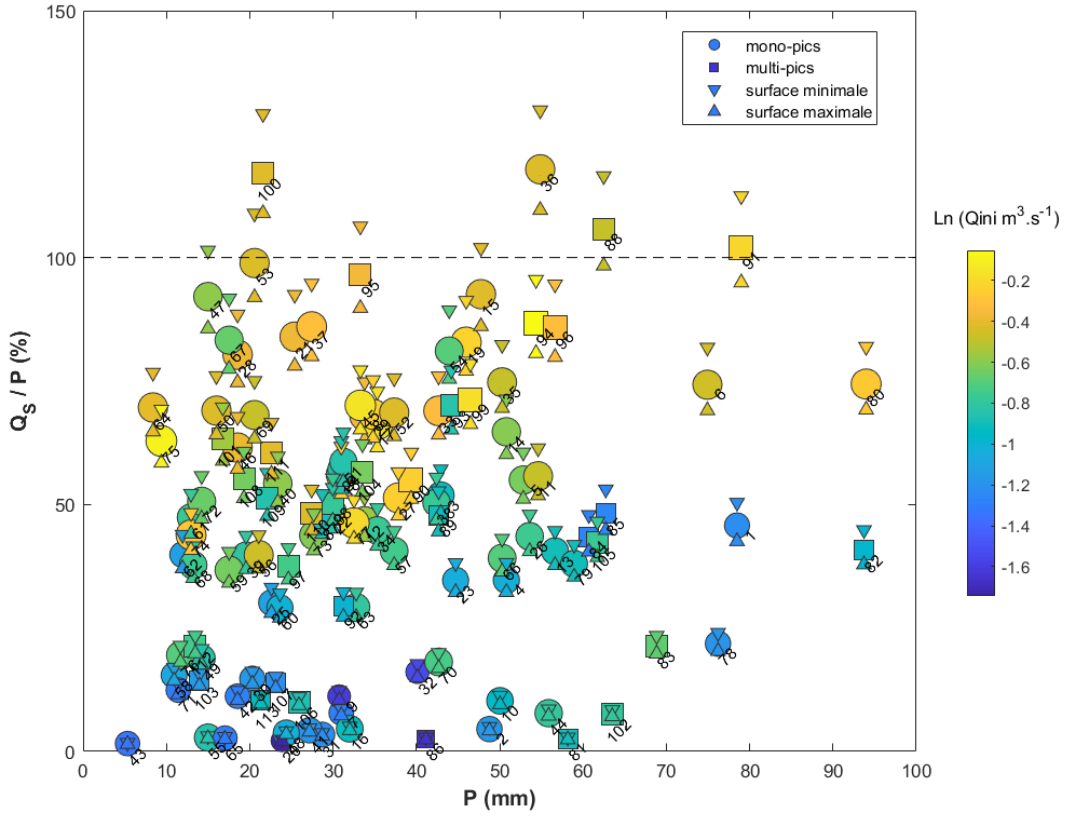



*Figure 84 : Coefficient de ruissellement $Q_S$/P en fonction de P à la source du Verneau.*

### *b) Contribution de la recharge localisée (L)*

L'objectif de cette section est de mieux comprendre le rôle de la recharge localisée issue des pertes dans la genèse des crues du Verneau. Pour rappel, celles-ci sont suivies en terme de débit sur 2 des principales pertes afin d'en déduire un débit total de pertes par extrapolation au prorata des surfaces aux autres bassins drainées par les pertes non instrumentées.

La Figure 85 présente le volume écoulé à l'exutoire du Verneau Q en fonction du volume de pertes L. Le graphique de gauche présente les volumes estimés pour la totalité des volumes écoulés en L et Q par évènement, et le graphique de droite uniquement pour la part d'écoulement rapide ($L_S$[6] et $Q_S$).

Le graphique Q vs. L montre que les volumes écoulés lors des crues à l'exutoire sont inférieurs à ceux absorbés par le karst au niveau des pertes. En se focalisant sur les volumes d'eau de la

[6] La part d'écoulement rapide sur un bassin marneux est la part d'écoulement de crue déduite de l'écoulement total qui comprend également un débit de base issu du ressuyage des sols profonds sur cette lithologie. Pour rappel, ce débit de base devient nul en période estivale lorsque les sols sont désaturés.

composante rapide évènementielle (graphique $Q_S$ vs. $L_S$), on montre qu'une grande partie des crues à la source ne peuvent être expliquées uniquement par les pertes dont le volume est trop faible (cas des points au-dessus de la droite y = x). C'est notamment le cas pour les épisodes se produisant dans des conditions d'état hydrique déjà saturé (couleur jaune) pour lesquelles une autre composante doit intervenir. Celle-ci provient en partie de la recharge diffuse, mais peut également être issue d'une part de recharge localisée temporairement stockée dans le système.

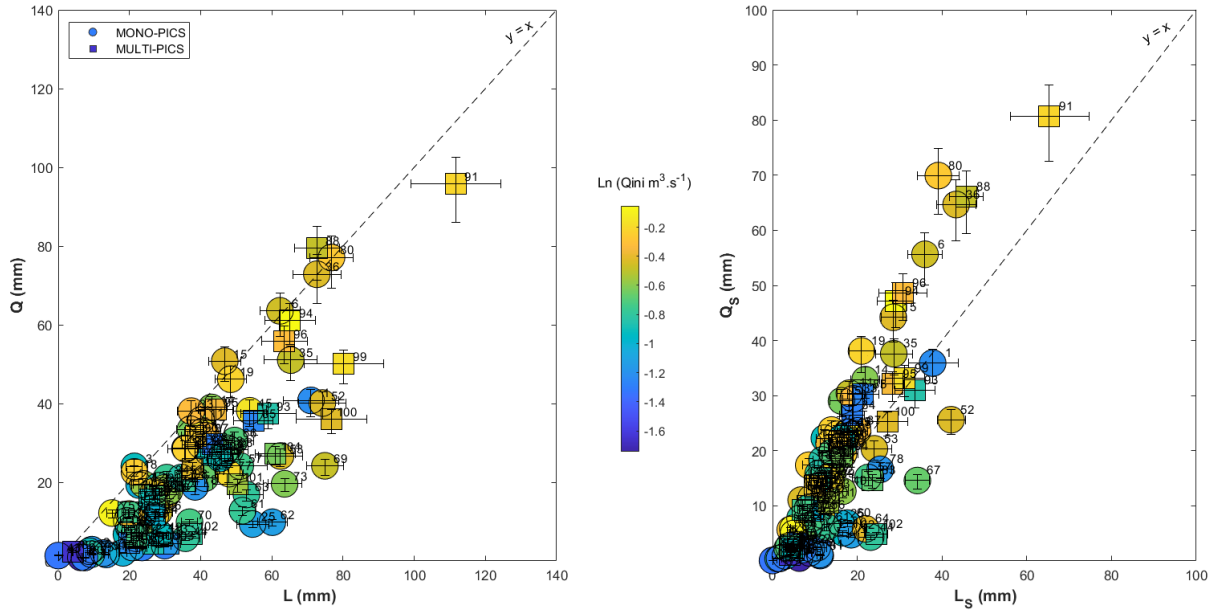



*Figure 85 : Relations Débit des pertes -Débit à la source du Verneau ; avec le débit total (à gauche) et le débit de crue (à droite).*

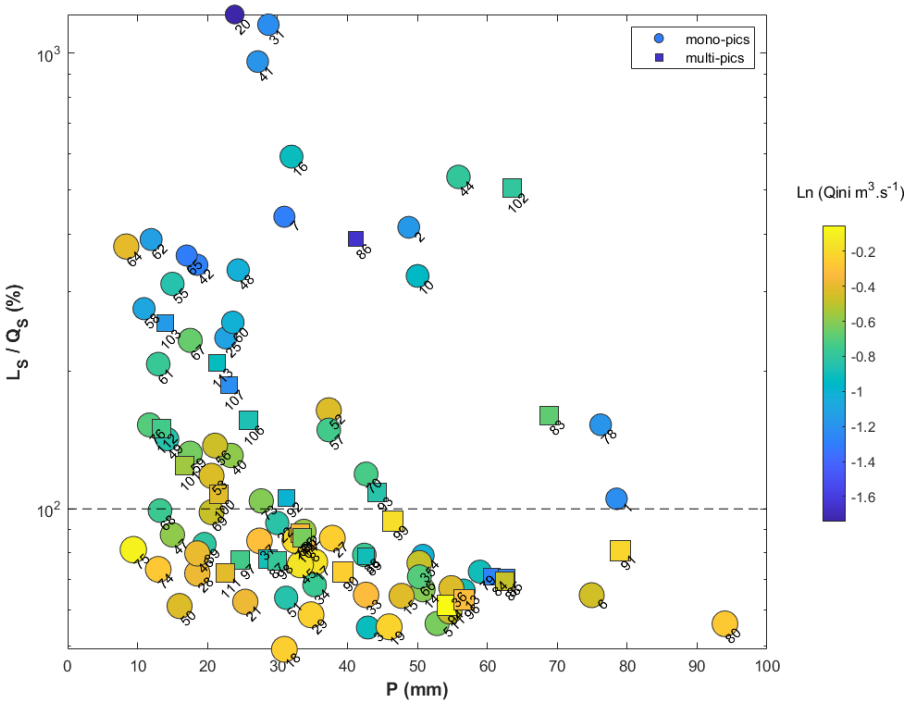



*Figure 86 : Rapport des volumes de crue des pertes sur celui de la source $L_S$ / $Q_S$ (échelle log) en fonction de P au Verneau.*

En regardant le rapport $L_S/Q_S$ exprimé en fonction de P sur la Figure 86, on observe un lien fort avec le degré de saturation (valeur du débit initial avant l'épisode de crue), indépendamment de la pluie. Le rapport $L_S/Q_S$ augmente avec la diminution de la saturation du système. Cela indique que les contributions potentielles de la recharge localisée diminuent avec une augmentation de la saturation du bassin, augmentant d'autant les contributions de la recharge diffuse ou d'une eau préalablement stockée et mobilisée durant la crue. Les crues caractérisées par $L_s/Q_s > 100$ indiquent un stockage d'une partie du volume des pertes à l'échelle de l'épisode. Elles seront mobilisées lors des crues suivantes ou participeront à la recharge de la zone saturée.

### 5.4.3 Traçages artificiels

L'examen des 14 traçages artificiels réalisés régulièrement pendant la durée du projet de façon concomitante aux deux pertes de Jérusalem (sulforhodamine) et de la vieille Folle (uranine) permet d'aborder la variabilité des transferts en fonction de la position respective des pertes en zone amont et aval du bassin d'alimentation, ainsi que des différentes conditions hydrologiques dans lesquelles ces traçages ont été effectués.

#### *a) Traitement des courbes de restitution à la source du Verneau*

Le traitement présenté en méthodologie (Section 3.2.2) a été réalisé pour chaque essai de multi-traçage où les données étaient complètes (sans interruption du suivi avant la fin de la restitution) et sans perturbation excessive des signaux par une dérive instrumentale. Les essais T5, T6, T7 et T9 du Tableau suivant ne présentaient pas ces caractéristiques nécessaires et seulement des informations relatives au passage du pic de concentration ont pu être valorisées. Les 11 essais de multi-traçages restants permettront de discuter de l'évolution du temps de restitution des traceurs selon les conditions hydrologiques pour les deux systèmes traçages.

Le tableau suivant synthétise l'ensemble des résultats, avec $T_{mod}$ le temps d'arrivée du pic de concentration (temps modal) $V_{mod}$ la vitesse modale calculée à partir de ce temps et la distance « à vol d'oiseau » entre le point d'injection et de restitution, $Q_0$ le débit mesuré au point de restitution à la date d'injection, $Q_x$ le débit au point de restitution lors du passage du pic de concentration, TauxRest (%) le taux de restitution calculé en tenant compte de l'évolution du débit. Ce résultat est ensuite utilisé pour calculer un débit fictif constant permettant d'obtenir un taux de restitution identique à partir de l'évolution de la courbe de concentration. Ce débit constant sera considéré comme le débit moyen mobilisant le nuage de traceur à l'exutoire, il est noté $Q_m$ dans le tableau.

*Tableau 22: Tableau de synthèse des résultats des essais de traçages sur le Verneau ave un suivi de restitution à la source du Verneau ; pour chaque multi-traçage de la colonne Id, 'a' indique une injection à la perte de la Vieille Folle avec de l'uranine, et 'b' indique une injection à la perte de Jérusalem avec de la sulforhodamine (en grisé sont indiqués les traçages incomplètement suivis ou perturbés par une crue modifiant fortement le débit écoulé)*

| Id | Date injection | Date pic | Tmod (h) | Vmod (m/h) | $Q_0$ (l/s) | $Q_x$ (l/s) | TauxRest (%)* | $Q_m$ (l/s) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **T1a** | 18/11/2020 10:20 | 20/11/2020 17:30 | 55 | 64 | 78 | 394 | 117% | 335 |
| **T1b** | 18/11/2020 11:32 | 22/11/2020 16:45 | 101 | 64 | 77 | 165 | 101% | 182 |
| **T2a** | 17/12/2020 11:20 | 19/12/2020 14:00 | 51 | 70 | 431 | 213 | 112% | 261 |
| **T2b** | 17/12/2020 14:20 | 20/12/2020 12:00 | 70 | 93 | 397 | 2680 | 81% | 2313 |
| **T3a** | 07/04/2021 14:36 | 12/04/2021 16:15 | 122 | 29 | 50 | 352 | 85% | 235 |
| **T3b** | 07/04/2021 15:27 | 15/04/2021 09:30 | 186 | 35 | 50 | 113 | 88% | 91 |
| **T4a** | 04/05/2021 15:47 | 05/05/2021 11:45 | 20 | 177 | 165 | 1280 | 98% | 1158 |
| **T4b** | 04/05/2021 13:50 | 06/05/2021 03:30 | 38 | 173 | 165 | 530 | 85% | 567 |
| **T5a** | 25/05/2021 15:50 | 28/05/2021 22:15 | 78 | 45 | 195 | 113 | | |
| **T5b** | 25/05/2021 14:53 | 31/05/2021 09:00 | 138 | 47 | 220 | 52 | | |
| **T6a** | 04/06/2021 07:15 | 07/06/2021 19:30 | 84 | 42 | 50 | 62 | | |
| **T7a** | 30/06/2021 12:17 | 30/06/2021 20:15 | 8 | 444 | 915 | 4210 | | |
| **T7b** | 30/06/2021 11:34 | 01/07/2021 00:30 | 13 | 503 | 957 | 2640 | | |
| **T8a** | 16/02/2022 15:15 | 16/02/2022 21:15 | 6 | 590 | 2680 | 3230 | 100% | 3073 |
| **T8b** | 16/02/2022 13:43 | 17/02/2022 02:30 | 13 | 509 | 1900 | 3370 | 120% | 3451 |
| **T9a** | 14/04/2022 14:32 | 25/04/2022 04:30 | 254 | 14 | 139 | 1800 | | |
| **T10a** | 11/10/2022 09:50 | 19/10/2022 05:00 | 187 | 19 | 50 | 52 | 224% | 200 |
| **T10b** | 11/10/2022 11:56 | 21/10/2022 13:00 | 241 | 27 | 52 | 1000 | 54% | 376 |
| **T11a** | 07/12/2022 15:32 | 11/12/2022 17:45 | 98 | 36 | 90 | 113 | 81% | 187 |
| **T11b** | 07/12/2022 14:47 | 14/12/2022 11:45 | 165 | 39 | 89 | 423 | 65% | 313 |
| **T12a** | 05/01/2023 15:26 | 06/01/2023 02:45 | 11 | 313 | 2020 | 987 | 51% | 953 |
| **T12b** | 05/01/2023 14:13 | 07/01/2023 10:45 | 45 | 146 | 2120 | 479 | 90% | 537 |
| **T13a** | 14/02/2023 12:39 | 26/02/2023 21:00 | 296 | 12 | 113 | 62 | 146% | 116 |
| **T13b** | 14/02/2023 11:52 | 28/02/2023 04:00 | 328 | 20 | 113 | 53 | 117% | 82 |
| **T14a** | 16/03/2023 09:00 | 17/03/2023 18:30 | 34 | 106 | 719 | 300 | 48% | 295 |
| **T14b** | 15/03/2023 15:57 | 17/03/2023 10:45 | 43 | 152 | 1270 | 359 | 53% | 334 |

** pour les TauxRest > 100%, peut être évoqué un problème de synchronisation et de pas de temps différents entre le suivi fluorimétrique et le suivi du débit, induisant un biais de calcul de masses (les pics de traceurs et de crues ne sont pas en phase).*

### *b) Analyse du temps de transfert du pic de concentration*

La comparaison des temps modaux entre les 2 systèmes traçage montre un alignement des points sur une relation de pente 1.84 qui est cohérent avec l'écart des distances entre les 2 points d'injection et la source (Figure 87). Les débits correspondants à chaque multi-traçage correspondent à la moyenne des débits Qx du tableau pour chaque essai. Et on observe bien une influence du débit sur Tmod et Vmod (Figure 87) avec une réduction des durées de transit (augmentation des vitesses) lorsque le débit augmente.

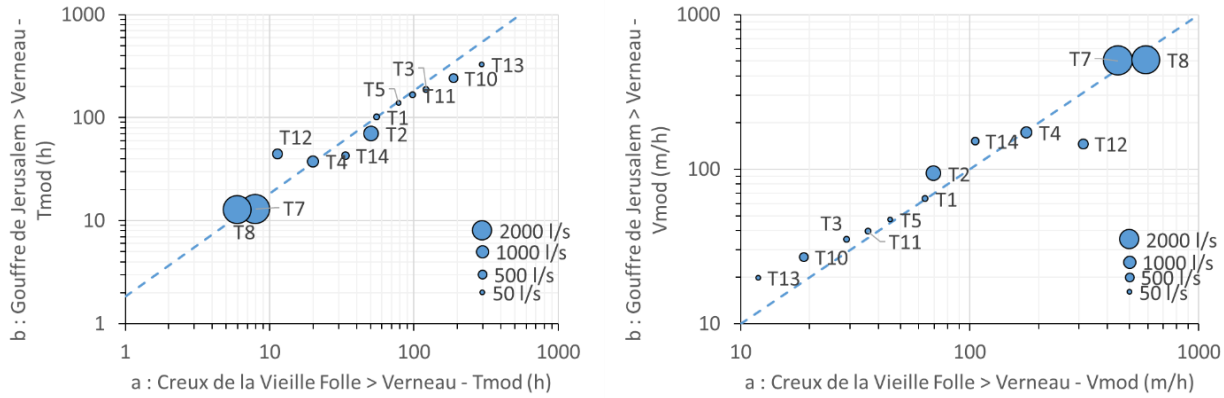



*Figure 87: Comparaison des temps de transit et des vitesses des traceurs (temps modal Tmod et Vitesse modale Vmod du Tableau 22)*

### c) *Analyse de l'évolution du taux de restitution*

Dans la Figure 88, les débits correspondants à chaque multi-traçage correspondent à la moyenne des débits Qm du Tableau 22 pour chaque essai. Le taux de restitution est assez variable d'un test à l'autre, mais les valeurs obtenues restent assez cohérentes entre les deux systèmes tracés. Ce qui indique que le taux de restitution est principalement contrôlé par la réponse hydrologique selon les conditions de traçage, et pas par des caractéristiques spéléologiques (géométrie des conduits, présence de siphons, etc…) des 2 systèmes. Il semble que le taux de restitution calculé pour l'injection à Jérusalem soit plus souvent plus faible. Il s'agit du système tracé avec de la sulforhodamine, qui est par ailleurs connu pour être moins mobile que l'uranine, y compris dans un système bien connecté comme le Verneau. Ce résultat reflète probablement la différence des traceurs utilisés, et non des propriétés de transfert différents.

Les taux de restitution supérieurs à 100% sont en partie liés à un problème de synchronisation et de pas de temps différents entre le suivi fluorimétrique et le suivi du débit, qui induit des biais de calcul de masses pour des systèmes rapides (les pics de traceurs et de crues ne sont pas en phase). On peut également évoquer le piégeage de colorants entre 2 injections au sein des siphons (ex. des siphons de la perte de la Vieille Folle). Concernant la localisation de T10, le problème vient très probablement du fait que le pic de crue dilue et masque la restitution de sulforhodamine, sans que cela soit le cas pour l'uranine.

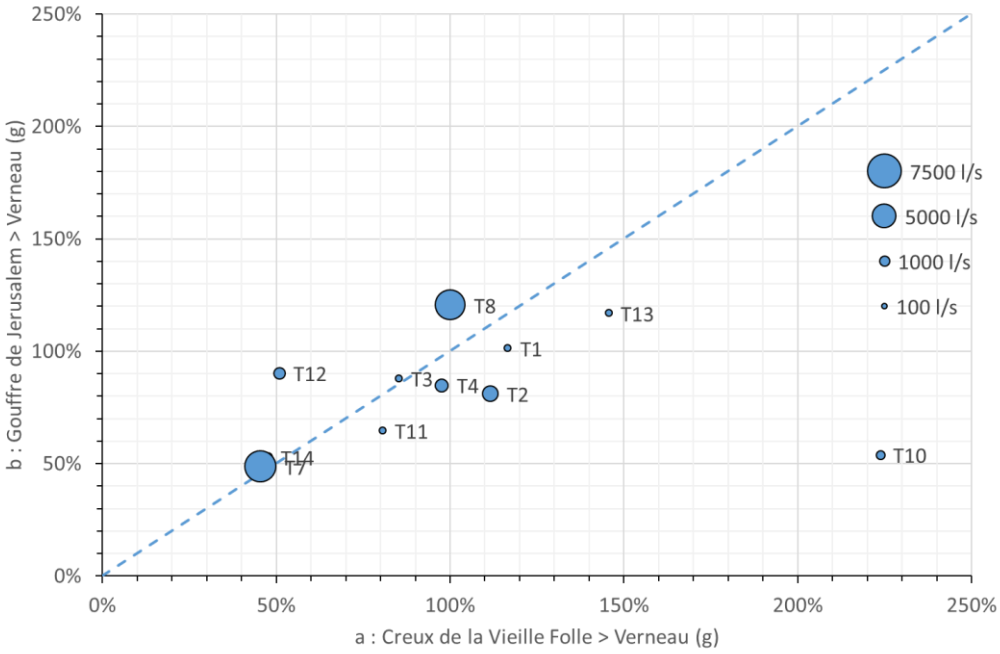



*Figure 88: Comparaison des taux de restitution calculés selon la moyenne des débits $Q_m$ calculés pour chaque restitution*

### *d) Signification des résultats traçage sur le transfert de solutés*

Les conclusions générales de ces résultats de multi-traçage indiquent une certaine homogénéité des transferts, en terme de vitesse et de restitution, au sein de l'hydrosystème du Verneau. Ce résultat n'était pas forcément attendu, étant donné que les 2 pertes tracées sont localisées dans des compartiments de la zone d'alimentation amont et aval, qui possèdent une histoire spéléogénétique différente (Vivier, 2021 ; 2022). On peut alors considérer que les zones d'infiltration amont et aval ont des propriétés hydrogéologiques semblables, peu impactées par l'organisation différente du drainage entre ces 2 compartiments. Ainsi, le fort degré global de karstification et de connectivité du système masque d'un point de vue hydrologique l'hétérogénéité spéléogénétique interne au système.

***L'approche hydrogéologique multi-échelle a permis de mieux contraindre les bilans en eau et de préciser les rôles des modalités d'infiltration sur le fonctionnement global du système et sa réponse à un épisode pluvieux.***

- ***L'hydrosystème délimité par le modèle géologique est majoritairement en fuite (avec des écoulements souterrains IGF - Interbasin groundwater flow - indiquant des pertes vers les bassins périphériques). Cela signifie que la source du Verneau est l'exutoire principal, mais pas unique de la zone d'alimentation. La surface qui boucle le bilan hydrologique est d'environ 13 km².***
- ***L'analyse des bilans hydrologiques sur le long terme indique qu'il existe un stockage inter-annuel de la pluie efficace qui peut représenter plusieurs dizaines de pourcents des précipitations annuelles.***
- ***La part de la recharge diffuse R sur la zone calcaire est globalement 2 fois plus importante que la recharge localisée L qui draine la zone marneuse dans les pertes. Bien que sa superficie soit de seulement 55%, R contribue à 70% de la recharge totale R+L. Cela est dû à la plus grande réserve utile des sols profonds sur marne, comparé aux sols superficiels sur calcaires. Ainsi la part d'eau rechargée localement au niveau des ruisseaux qui se perdent directement dans le karst ne représente qu'une partie – non majoritaire – des eaux écoulées à l'exutoire.***
- ***La réponse hydrologique de l'hydrosystème à un épisode pluvieux est importante, correspondant à des coefficients de ruissellement (volume écoulé à la source rapporté au volume précipité) de 0 à 100% selon l'état de saturation du karst. Le Verneau a la capacité de transférer une grande part de l'eau de la pluie, synonyme d'un système bien connecté à sa zone d'alimentation, particulièrement lorsque l'état initial est proche de la saturation.***
- ***L'examen de traçages artificiels réalisés au niveau de 2 pertes situées en zones amont et aval, permet de montrer une certaine homogénéité des transferts, en terme de vitesse et de restitution, au sein de l'hydrosystème du Verneau. Réalisés dans des conditions hydrologiques contrastées, les traçages indiquent une réduction des durées de transit (augmentation des vitesses de 10 à plusieurs centaines de m/h) lorsque le débit à la source augmente, soulignant la vulnérabilité du système, notamment lors des hautes eaux.***

***Malgré une organisation différente du drainage entre ces 2 compartiments amont-aval, on peut considérer que les zones d'infiltration localisées ont des propriétés hydrogéologiques semblables. Le degré global de karstification et de connectivité du système est élevé et masque, d'un point de vue hydrologique, l'hétérogénéité spéléogénétique interne au système.***

***Concernant le transport de soluté et des nutriments, cela permet de simplifier notre approche, permettant de considérer une réponse globale du système sans forcément mettre en avant la variabilité géologique et karstogénétique pour expliquer la variabilité des réponses physico-chimiques qui vont nous permettre d'interpréter les données de qualité des eaux.***

## 5.5 TRANSFERTS DE L'AZOTE

Les transferts d'azote sont étudiés sur la base de données à haute fréquence (pas de temps 1h), en se basant sur les variables hydrologiques (pluie P, débit Q) et physico-chimiques (conductivité électrique EC). EC fournit une information sur l'origine de l'eau, à travers la notion de temps de résidence. Plus EC est élevé (450-550 µs/cm) et plus l'eau mobilisée à la source est ancienne (temps de résidence de plusieurs semaines à plusieurs années). Plus EC est faible (150-350 µS/cm), et plus l'eau mobilisée à la source est récente, avec un temps de résidence de l'ordre de quelques heures ou quelques jours. Nous nous basons pour cela sur la méthode et le modèle conceptuel proposés par Le Mesnil et al (2022) qui donnent les clés de lecture sur la base de l'analyse des relations débit-concentration et en l'occurrence la conductivité électrique (cf Rapport NUTRI-Karst T2 – Charlier et al., 2024). L'examen du suivi continu des nitrates sur cette même période permet donc de préciser leur origine en relation avec les temps de résidence préalablement identifiés.

### 5.5.1 Analyse annuelle

#### *a) Saisonnalité*

Le suivi des nitrates à la source du Verneau sur plusieurs cycles hydrologiques à une haute fréquence de mesure permet de caractériser la variabilité saisonnière et lors des crues. La Figure 89 présente les suivis physico-chimiques à la source de 2020 à 2023. Les périodes d'étiage estival et les crues de reprise à l'automne sont respectivement représentées en vert et orange.

On identifie une saisonnalité du bruit de fond entre 6 et 15 mg/L environ, avec une diminution progressive lors de la période de hautes eaux en hiver-printemps (période sans couleur) et une augmentation lors de la période d'étiage estival (période en vert). Des pics supérieurs au bruit de fond de 15 mg/L sont observés lors des périodes de reprise (période en orange). Durant cette période de reprise qui s'étale sur quelques semaines, plusieurs crues successives peuvent se succéder. Les pics de NO3 des automnes 2020 et 2022 sont deux fois plus élevés que le bruit de fond (29 & 33.5 mg/L) en lien avec la période sèche intense de l'été qui précède ($Q < 15.10^{-3}$ $m^3/s$). Pour l'année 2021, le pic de NO3 automnal est très faible, en raison de l'été particulièrement arrosé.

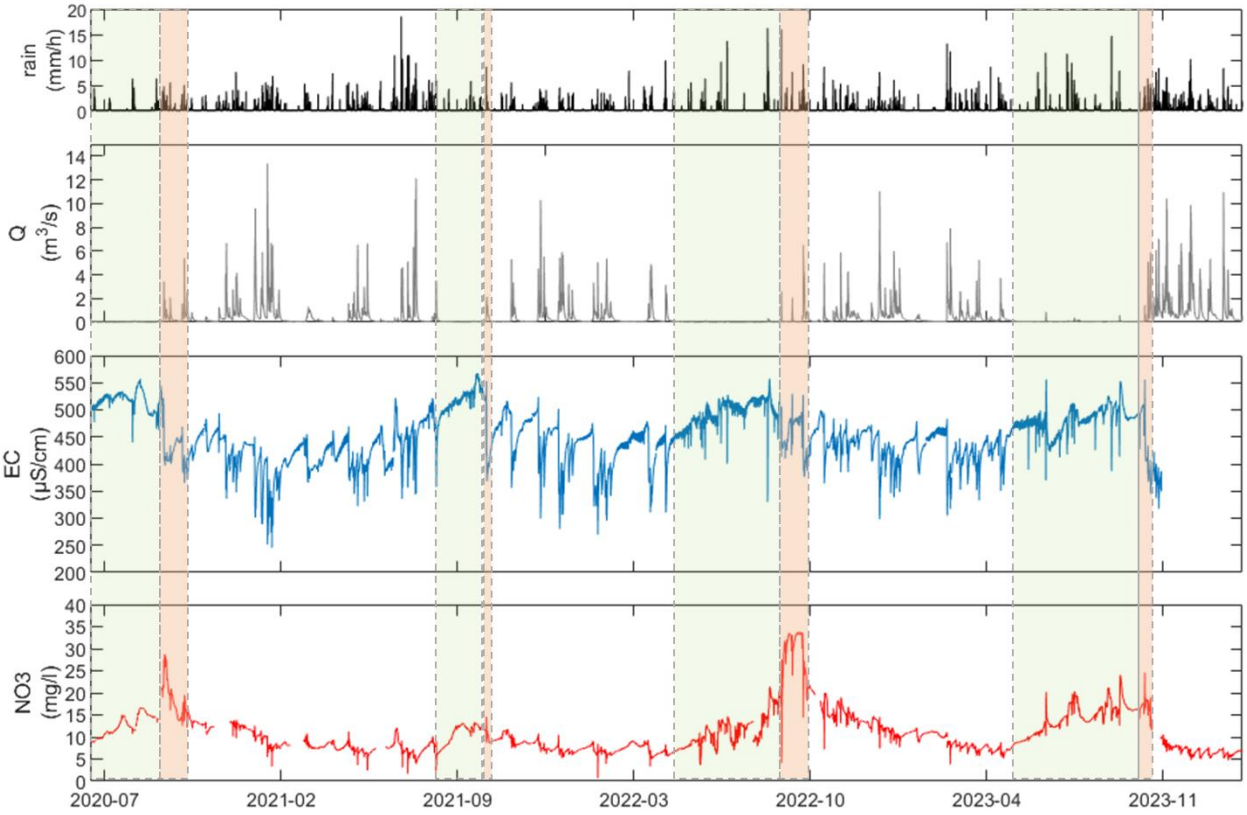



*Figure 89 : Chroniques hydrologiques (Pluie et débit) et physico-chimiques (conductivité électrique et concentrations en nitrate) à la source du Verneau ; les périodes d'étiages estivaux et de crues de reprise sont respectivement en vert et orange.*

### *b) Flux d'azote*

Les flux annuels d'azote (N-NO3) sont calculés pour la source du Verneau par cycles hydrologiques (de sept. à août) 2020-2021 à 2022-2023 selon la méthodologie présentée en Section 3.4.1. Les flux de N-NO3 varient de 15 à plus de 30 tonnes/an (Tableau 23). Rapportés à la surface du bassin, ces flux représentent 9.5 à 21 kg(N)/ha/an, ce qui est cohérent avec les exports observés sur les bassins du Département du Doubs (rapport NUTRI-Karst T1, et notamment du bassin de la Loue (cf Section 0)).

*Tableau 23 : Flux annuels d'azote exportés à la source du Verneau, en différenciant la part des crues et la part des crues de reprise*

| Cycle hydrologique | Export total | | Export en crue (Q>0.2 m$^3$/s) | | | Export crues de reprise (Q>0.2 m$^3$/s) | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | kg(N)/an | kg(N)/ha/an | kg(N)/an | kg(N)/ha/an | Export crue/Export total | kg(N)/an | kg(N)/ha/an | Export crue reprise/Export total |
| 2020-2021 | 31 290 | 20.9 | 27 817 | 18.5 | 89% | 3 399 | 2.3 | 11% |
| 2021-2022 | 14 321 | 9.5 | 11 672 | 7.8 | 81% | 708 | 0.5 | 5% |
| 2022-2023 | 30 846 | 20.6 | 25 891 | 17.3 | 84% | 5 773 | 3.8 | 19% |

Une sélection des flux lors des crues (à partir d'un débit > 0.2 m$^3$/s) montre que 80 à 90% des flux annuels sont exportés durant ces épisodes (ce qui est attendu car les flux sont le produit de la concentration par le débit). Et de manière plus précise, une sélection des crues de reprise indique que 5 à 20% (selon l'intensité de la sécheresse) des flux totaux sont exportés pendant

ces quelques épisodes. Ces résultats montrent que les crues de reprise après un été sec peuvent exporter 1/5 des flux annuels sur seulement quelques semaines.

### 5.5.2 Analyse évènementielle

#### *a) Relations entre Q, NO3 et EC*

L'analyse évènementielle donne un éclairage sur les transferts à court terme, induits lors des épisodes de pluie. Les corrélogrammes croisés de la Figure 90 permettent de comparer la réponse globale du système en NO3 et conductivité électrique (EC) en regard de la réponse hydrodynamique (Q, débit) suite à une pluie P. Le corrélogramme P-Q sert donc de référence en matérialisant la réponse impulsionnelle du système (Mangin, 1984), avec un hydrogramme unitaire qui traduit une réponse rapide de quelques heures. Le corrélogramme P-EC montre globalement une dynamique inverse avec une dilution de la minéralisation des eaux lors des crues. Le corrélogramme P-NO3 ne permet pas de conclure sur une relation forte entre les pluies et les pics en NO3. Ce comportement 'moyen' ne signifie pas que les pluies n'engendrent pas de variation en NO3. En effet, l'analyse de la saisonnalité nous a montré qu'il existe de forts contrastes de variations en NO3 selon les conditions hydrologiques. L'analyse des corrélogrammes qui renseigne sur une réponse globale, ne permet pas donc pas d'illustrer la dynamique des crues selon les saisons.

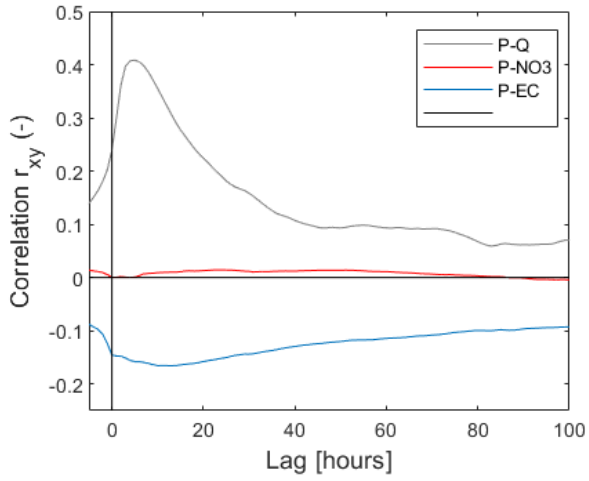



*Figure 90 : Corrélogrammes croisés entre la pluie en entrée et les 3 variables de débit Q, NO3 et conductivité électrique EC.*

En lien avec la typologie des périodes préalablement identifiées sur la saisonnalité (Figure 89), la Figure 91 présente 2 séries hydrologiques lors de la période de reprise et de hautes eaux. Elle illustre bien la dynamique très contrastée en NO3 et EC entre ces 2 périodes. On observe un pic de NO3 lors de la reprise du cycle hydrologique à l'automne, apportant des concentrations élevées, supérieures à 25 mg/L pour 3 crues successives, et tout en gardant une minéralisation élevée (EC> 400 µS/cm). C'est une dilution des concentrations en NO3 qui est observée lors des crues de hautes eaux, associée à une dilution de EC à des valeurs faibles (< 400 µS/cm).

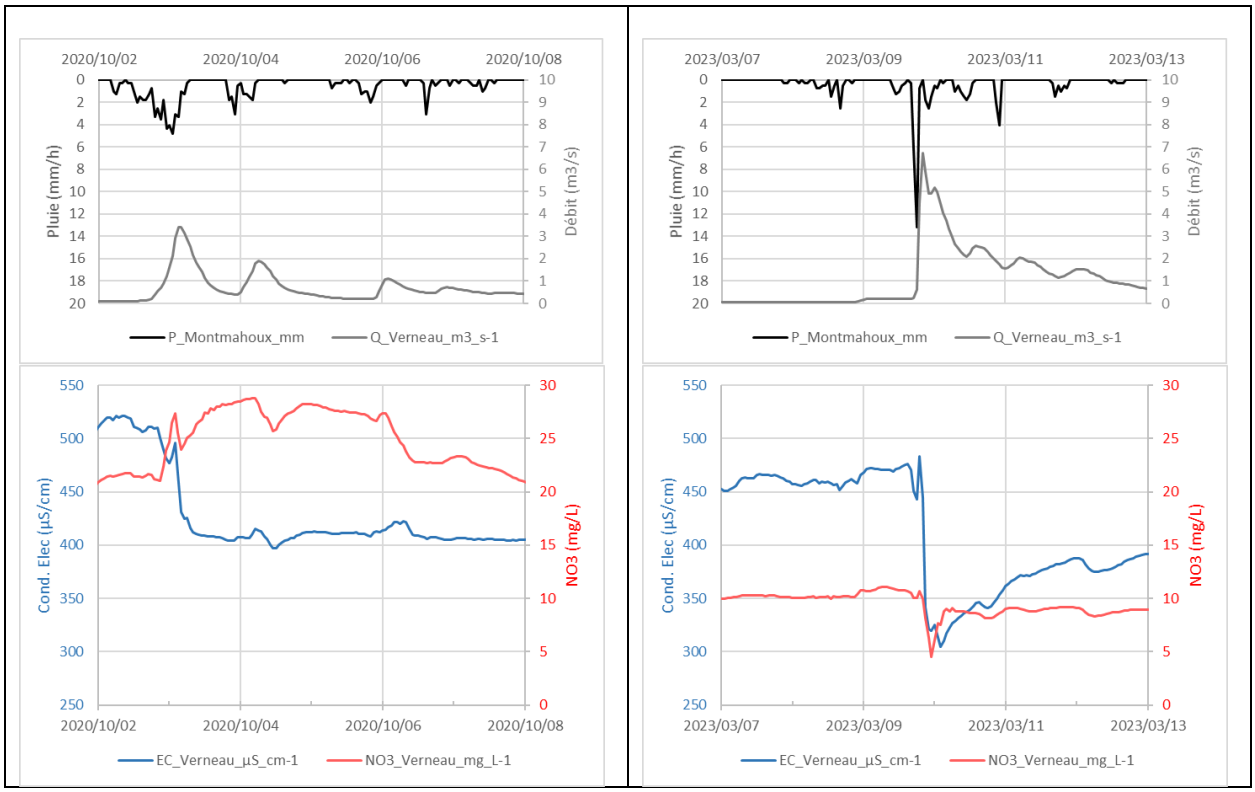



*Figure 91 : Exemple de crues lors d'une période de reprise (à gauche) et d'une crue en période de hautes eaux (à droite)*

Une analyse des pics pour les épisodes de crue permet d'affiner l'analyse. La Figure 92 présente les pics de NO3 (notés NO3_x) en fonction des pics de crue (notés Qx). Pour contextualiser les conditions hydrologiques, le graphique de gauche donne une information sur l'état hydrique initial (le débit avant la crue Qini), et celui de droite une information sur la minéralisation avant la crue (ECini) qui évolue au cours du cycle en lien avec la durée des interactions eaux-roches et de l'importance des mélanges avec les eaux de recharge

Le constat précédent sur les 2 exemples de crue traduit une tendance globale : les crues les plus fortes (Qx > 8 $m^3/s$) engendrent des concentrations maximales plutôt faibles (NO3_x < 15 mg/L) en se produisant en période de hautes eaux (Qini élevé et ECini faible), alors que les crues avec les concentrations les plus fortes sont engendrées par des épisodes d'intensité variables (Qx < 8 $m^3/s$) mais en se produisant systématiquement en période de basses eaux (Qini faible et ECini élevé). Ces crues sont les crues de reprise préalablement identifiées.

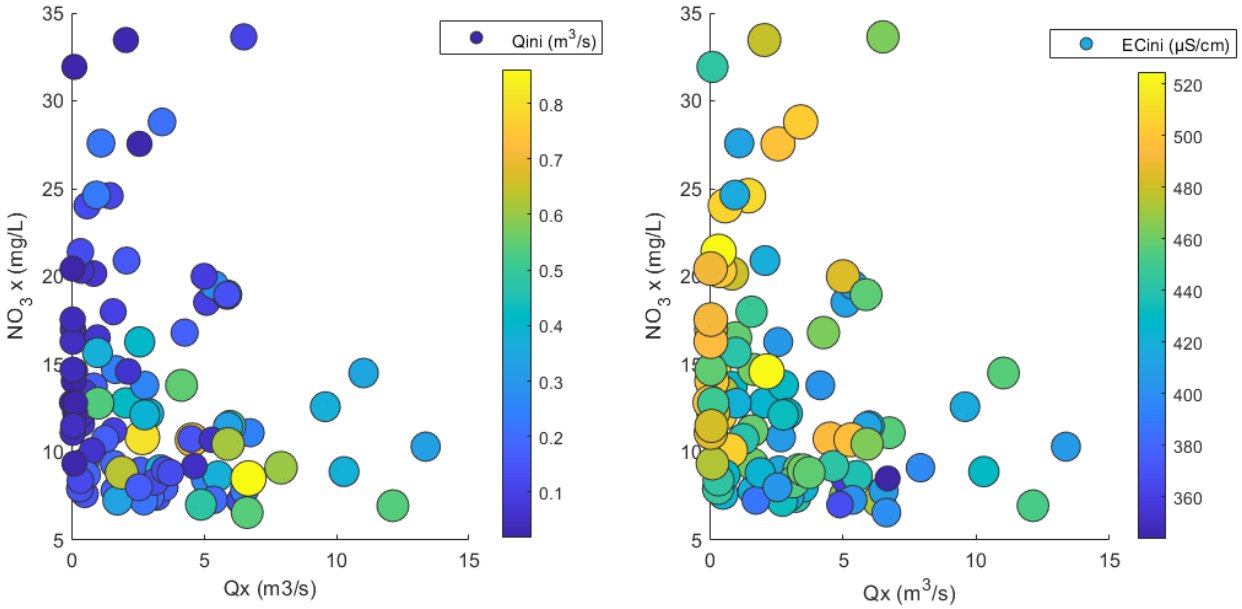



*Figure 92 : Pic de NO3 (NO3x) en fonction du pic de crue (Qx) ; le dégradé de couleur illustre l'état hydrique initial (Qini – à gauche) et le temps de résidence (ECini – à droite).*

### b) Flux d'azote

En portant l'analyse sur les flux de N-NO3, il devient possible de comparer les crues entre elles sur la base des quantités d'azote exportées à la source. La Figure 93 présente les flux de N-NO3 exprimés en kg/ha en fonction de la lame d'eau écoulée (Q en mm). C'est donc une manière de normaliser par la surface la relation concentration-débit à l'échelle évènementielle. Les 2 graphiques présentent les mêmes crues, différenciées par l'état hydrique initial Qini (à gauche) et l'importance de la minéralisation initiale ECini (à droite).

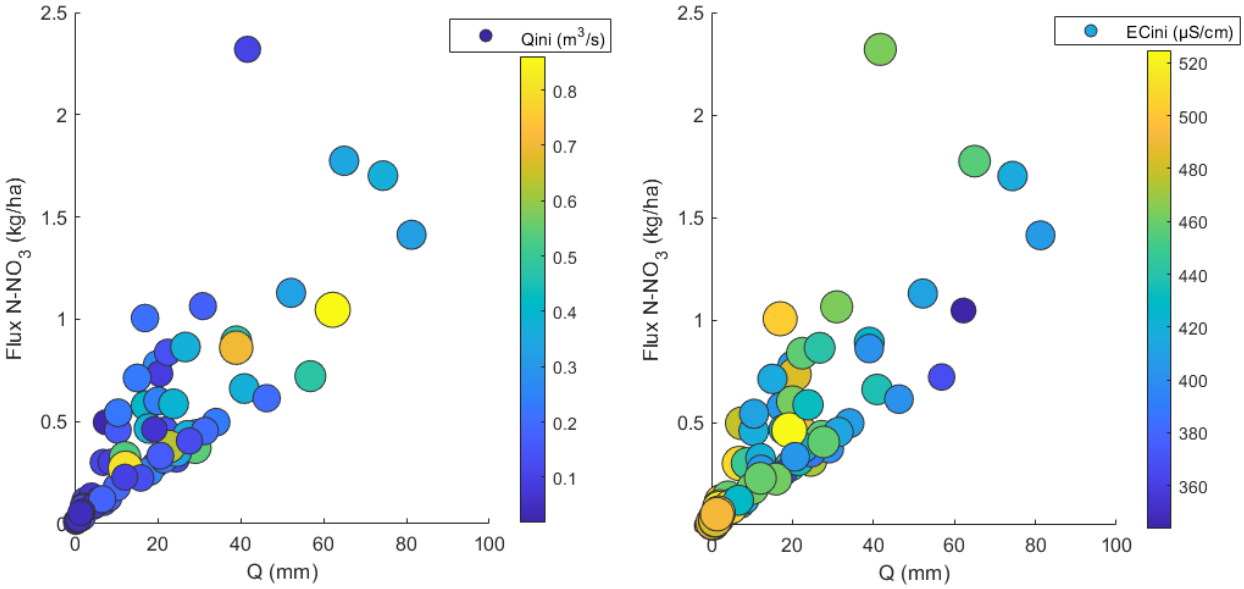



*Figure 93 : Flux de N-NO3 exportés à la source en fonction de la lame d'eau écoulée ; le dégradé de couleur illustre l'état hydrique initial (Qini – à gauche) et le temps de résidence (ECini – à droite).*

On observe globalement une augmentation des flux exportés en lien avec le volume écoulé, mais avec une forte influence des conditions hydrologiques (Qini).

Pour les crues les plus faibles et moyennes (Q < 40 mm), il est difficile d'identifier une tendance. Cependant, pour les crues les plus fortes (Q > 40 mm), les flux sont plus importants en conditions initiales de basses et moyennes eaux (Qini < 0.4 m3/s et ECini > 450 µS/cm) qu'en hautes eaux. L'écart de flux exportés lors d'un épisode peut être important, avec un doublement des flux pour les crues de reprise (fortes crues en période de basses eaux). Certaines de ces crues exportent l'équivalent de 1.5 à 2.3 kg(N)/ha, correspondant à une part significative des flux annuels (cf Section 5.5.1)

### *c) Origine des nitrates mobilisés à la source*

A partir des premiers résultats, il apparaît intéressant d'utiliser une approche de type *End-member mixing analysis* (EMMA – méthode définie dans la section 3.2.5) pour mieux quantifier les contributions respectives des différents compartiments du karst. Cette méthode permet de déconvoluer l'hydrogramme de crue en 3 composantes issues de pôles prédéfinis à partir de 2 variables indépendantes. Les données physico-chimiques en continu nous permettent d'utiliser la conductivité électrique EC et les NO3 comme variables.

*Tableau 24 : Définition des 3 pôles pour l'application d'EMMA au Verneau sur les 3 périodes de crues de basses eaux, de reprise et de hautes eaux*

| **Variable** | | **Crues de basses eaux** | | | | **Crues de reprise** | | | | **Crues de hautes eaux** | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | **Pertes** | **Zone non saturée** | **Zone noyée** | | **Pertes** | **Zone non saturée** | **Zone noyée** | | **Pertes** | **Zone non saturée** | **Zone noyée** |
| **EC (µS/cm)** | valeur | ECx_VF | ECini_col2 | 524 | | ECx_VF | ECini_col1 | 524 | | ECx_VF | ECini_col1 | 524 |
| | critère | Valeur moyenne de EC lors du pic de crue du ruisseau de la Vieille Folle (perte) | Valeur de EC initiale dans le collecteur du Verneau (sonde n°2) | Valeur mesurée en fin d'étiage | | Valeur moyenne de EC lors du pic de crue du ruisseau de la Vieille Folle (perte) | Valeur de EC initiale dans le collecteur du Verneau (sonde n°1) | Valeur mesurée en fin d'étiage | | Valeur moyenne de EC lors du pic de crue du ruisseau de la Vieille Folle (perte) | Valeur de EC initiale dans le collecteur du Verneau (sonde n°1) | Valeur mesurée en fin d'étiage |
| **NO3 (mg/L)** | valeur | 5 | 18 | 13.3 | | 5 | 40 | 13.3 | | 1 | 18 | 13.3 |
| | critère | Suivi hydrochimique NUTRI-Karst | données thèse de Lise Durand (en cours) | Valeur mesurée en fin d'étiage | | Suivi hydrochimique NUTRI-Karst (Sept 2022 : 1.5-3 mg/L) + thèse L. Durand (oct. 2023 +4-5 mg/L) | Données thèse de Lise Durand (en cours) | Valeur mesurée en fin d'étiage | | Suivi hydrochimique NUTRI-Karst + mars 2024 (thèse L. Durand) | Données thèse de Lise Durand (en cours) | Valeur minimale en étiage de hautes eaux |

Sur la base des travaux de thèse de Cholet (2017) sur le karst binaire de Fourbanne, et de la thèse de Lise Durand[7] (en cours - cf communication Durand et al., 2025) sur le Verneau, les 3 pôles identifiés sont :

- l'eau évènementielle issue des pertes ;
- l'eau pré-évènementielle issue de la zone non saturée ou zone d'infiltration diffuse ;
- l'eau pré-évènementielle issue de la zone saturée ou zone noyée accessible au niveau de la source en fin d'étiage.

Les valeurs des pôles et les critères d'identification sont présentés dans le Tableau 24. Ils ont été définis sur la base d'une analyse des chroniques physico-chimiques acquises dans le cadre de NUTRI-Karst, et de données terrain acquises sur le site du Verneau dans le cadre de la thèse de Lise Durand[7] (en cours).

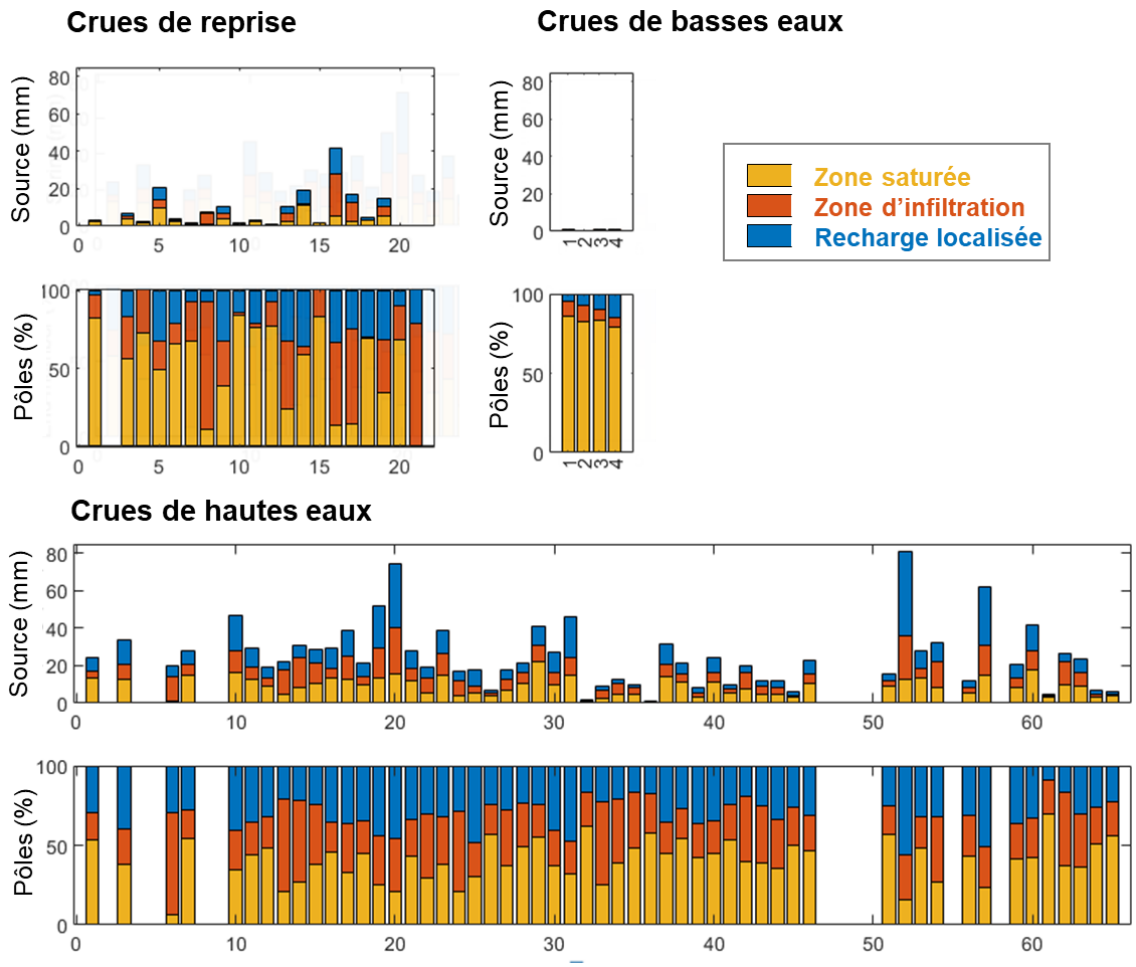



*Figure 94 : Résultats de la méthode EMMA appliquée à la source du Verneau aux crues de reprise et aux crues de hautes eaux selon la paramétrisation présentée en Tableau 24 (graphe du haut : contributions en valeur absolue (exprimées en lame d'eau (mm) de la source ; graphe du bas : contribution respective de chaque pôle).*

[7] Thèse 2023-2026 – laboratoires Géosciences Montpellier et G-Eau (BRGM Montpellier) - https://www.g-eau.fr/index.php/fr/formation-geau/theses-en-cours/item/1500-fonctionnement-hydrogeologique-et-modelisation-des-aquiferes-karstiques-sous-contraintes-de-donnees-geomorphologiques-geophysiques-et-geochimiques

Les résultats de la méthodologie sont présentés en Figure 94, sous la forme d'histogrammes représentant les contributions en valeur absolue (exprimées en lame d'eau (mm) de la source et en pourcentage des 3 pôles. Le schéma conceptuel de la Figure 95 permet d'illustrer les contributions de chacun de ces pôles pour les 3 types de crue (basses eaux, reprise et hautes eaux).

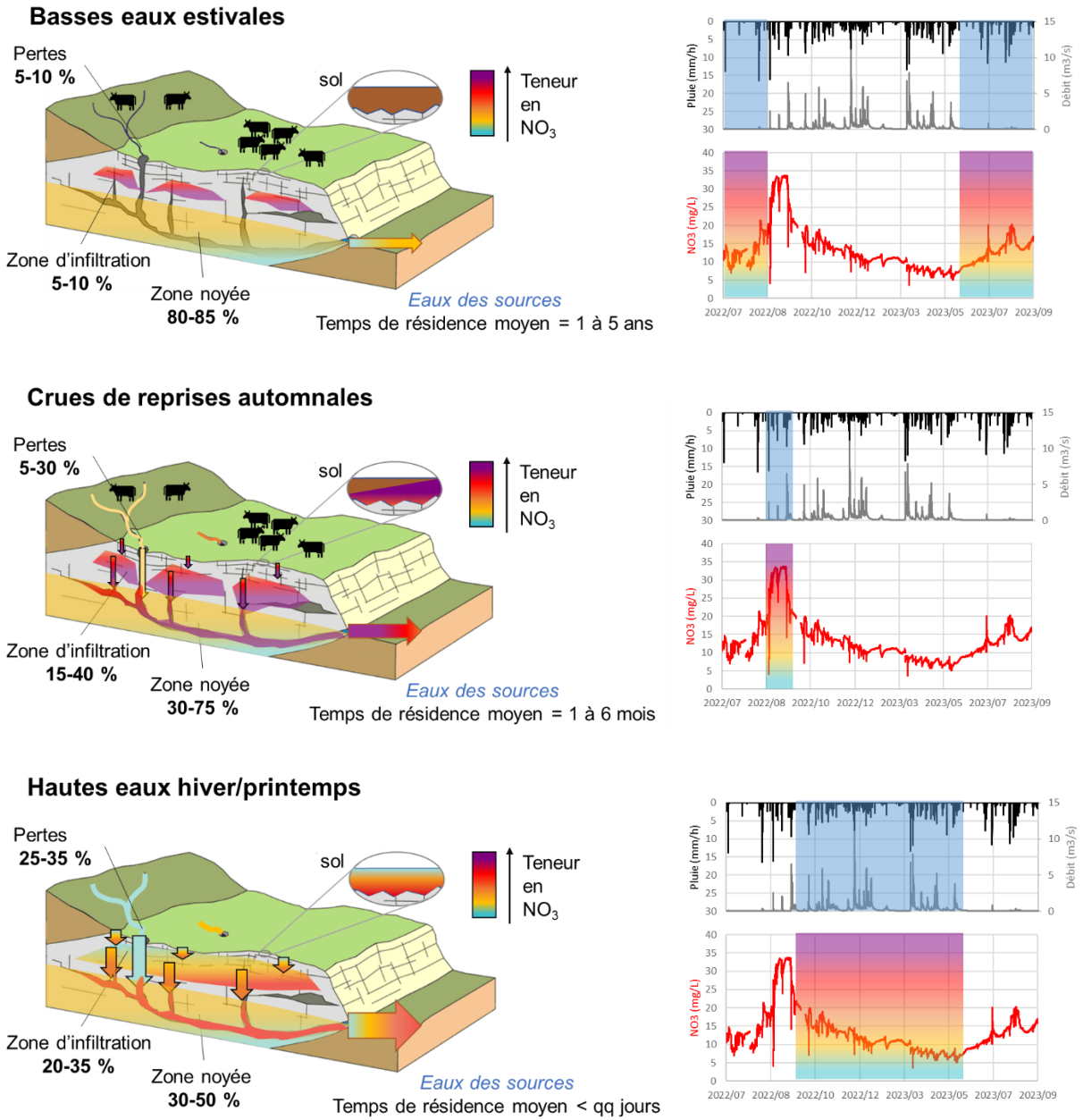



*Figure 95 : Schéma conceptuel de l'origine de l'eau mobilisée lors des crues à la source du Verneau pour les 3 périodes de basses eaux, de crues de reprise et de hautes eaux. Les séries temporelles de pluie, débit et nitrate sont celles du cycle hydrologique 2022-2023*

Les crues de basses eaux sont globalement très peu ruisselantes (< quelques mm de lame d'eau à la source) et sont constituées à plus de 80% d'eau de la zone saturée, indiquant un drainage de ce compartiment sans influence notable des 2 autres pôles.

Les crues de hautes eaux mobilisent en moyennes des flux hydriques plus importants (de 10 à 80 mm) que celles des crues de reprise (< 40 mm), et on observe en valeur absolue une forte contribution de l'eau issue des pertes, et de la zone saturée, notamment en hautes eaux. Cependant, l'analyse des contributions en pourcentage permet d'apporter un nouvel éclairage.

Il existe une certaine variabilité pour les 2 types de crues de reprise et de hautes eaux, mais on peut observer que pour les 2 périodes, la zone saturée contribue globalement pour moitié aux écoulements de crues à la source (médiane autour de 50%). L'autre moitié a pour origine une eau pré-évènementielle de la zone d'infiltration (médiane à 30%) puis d'eau évènementielle issue des pertes (médiane à 20% ou 30%). Ce qui différencie alors ces 2 périodes est la teneur en NO3 au sein de la zone d'infiltration, qui s'avère bien plus élevée lors des crues de reprise (cf. le code couleur rouge-violet des masses d'eau sur le schéma et les valeurs moyennes du Tableau 24).

Dans les 2 cas, on observe une prédominance de contributions issues d'eaux pré-évènementielles déjà stockées dans le massif et ne faisant alors pas partie de l'eau de lessivage des sols au moment de la pluie qui génère la crue. La contribution de la zone d'infiltration est plus irrégulière mais peut être importante, notamment lors des crues de reprise. Elle permet notamment d'expliquer les fortes valeurs en NO3 observées lors de ces crues. Ainsi, les excès en azote dans les eaux souterraines peuvent s'expliquer de la manière suivante :

- le bruit de fond en nitrate (autour de 10 mg/L) est expliqué par le drainage de la zone saturée. Le temps de résidence moyen y étant de quelques années (cf NUTRI-Karst T2 – Charlier et al., 2024), on peut supposer que l'origine de ces nitrates dans la zone saturée est une recharge lente et régulière de l'infiltration diffuse et d'une partie de l'infiltration localisée ;
- les pics annuels les plus importants (10 à 35 mg/L), en automne lors des crues de reprise sont expliqués par la vidange de la zone d'infiltration fortement contaminée qui a stocké l'eau et les nitrates provenant des pluies printanières et automnales. En effet, à cette période, les concentrations en NO3 dans les pertes sont proches du bruit de fond naturel, et les données de la zone d'infiltration indiquent des valeurs de plus de 45 mg/L. Un processus d'effet piston via les fissures et by-pass dans la zone calcaire est évoqué pour expliquer la mobilisation de cette eau ;
- les dilutions lors des crues hivernales sont expliquées par l'importance de l'eau provenant des pertes et contenant très peu d'azote (NO3 < 2 mg/L), ainsi que par une contribution plus faible de la zone d'infiltration qui se « nettoie » au cours de la période de hautes eaux.

***L'analyse des données physico-chimiques enregistrées en continu (conductivité électrique et nitrate) multi-échelle permet de mieux comprendre la mobilité de l'azote et ses voies de transfert à l'exutoire du système du Verneau. Les périodes d'enrichissement ou de dilution en azote peuvent être expliquées par des mécanismes de transfert hydrogéologiques dont la variabilité saisonnière est une des clés de compréhension de la variabilité des excès en azote au cours de l'année.***

- ***La saisonnalité de la dynamique des nitrates à l'exutoire de l'aquifère karstique du Verneau s'explique par une succession de 3 périodes hydrologiques : i) les basses eaux estivales avec une augmentation progressive du bruit de fond en NO3, ii) les crues de reprise automnales au moment de la reprise des écoulements en début de cycle hydrologique durant lesquelles on observe les principaux pics, iii) les hautes eaux hivernales et printanières marquées par des dilutions de NO3 lors des crues.***

- ***Les flux annuels représentent 9.5 à 21 kg(N)/ha selon les conditions hydrologiques. 80 à 90% des flux sont produits lors des crues, au moment où les volumes écoulés sont les plus importants. Et selon l'intensité de la sécheresse estivale, 5 à 20% des flux totaux sont exportés pendant les quelques crues de la période de reprise.***
- ***Le croisement des données physico-chimiques a permis de caractériser l'origine de l'eau écoulée lors des crues selon les différentes périodes. Il en ressort que l'augmentation des flux exportés est en lien avec le volume écoulé, mais avec une forte influence des conditions hydrologiques.***
- ***Du fait de concentrations proches du bruit de fond naturel dans les eaux de la recharge localisée (pertes), le lessivage du sol sur la zone de recharge diffuse est ainsi la principale source d'excès en NO3 au sein de l'aquifère.***
- ***Les eaux de crues de basses eaux sont globalement constituées à 80% d'eau de la zone saturée, indiquant un drainage de ce compartiment sans influence notable des des eaux de la recharge diffuse ou localisée.***
- ***Les eaux de crues de reprise et de hautes eaux sont globalement constituées de contributions issues d'eaux pré-évènementielles déjà stockées dans l'aquifère. Ce n'est donc pas l'eau de lessivage des sols au moment même de l'épisode qui est drainée, mais celle des épisodes précédents, survenus dans les jours, semaines, ou mois précédents. La contribution de la zone non saturée est plus irrégulière mais peut être importante. Elle permet notamment d'expliquer les plus fortes valeurs en NO3 observées lors des crues de reprise.***
- ***Le stockage dans la zone d'infiltration, avec un temps de résidence de plusieurs semaines à plusieurs mois génère un déphasage entre les périodes d'apports et de lessivage, et les périodes de mobilisation vers la source.***

## 5.6 SYNTHÈSE EN VUE D'UNE ANALYSE DES PRINCIPAUX HYDROSYSTEMES KARSTIQUES DU BASSIN DE LA LOUE

Les résultats obtenus sur le bassin pilote du Verneau permettent de proposer une lecture du transfert de nutriments et notamment d'azote au sein des hydrosystèmes karstiques. Tout d'abord, l'analyse spatio-temporelle multi-échelles a permis de mettre en évidence les principaux processus qui régissent la mobilité de NO3 depuis la surface jusqu'à la source.

Le lessivage du sol sur la zone de recharge diffuse est ainsi la principale source d'azote des aquifères, devant les apports provenant de la recharge localisée.

Ainsi, l'influence des eaux superficielles et de leurs pertes directement dans le réseau souterrain n'est pas forcément synonyme d'une importante contribution aux flux d'azote à l'exutoire. Nous pouvons même affirmer que dans le cas de pertes drainant des eaux superficielles à faible teneur en NO3, une dilution à la source du signal de recharge diffuse serait attendu. C'est par exemple le cas de l'hydrosystème Pertes-Résurgences de la source de la Loue présenté en Section 6.5.1. Cependant, si un cours d'eau s'avérait fortement pollué, il pourrait être responsable de fortes contaminations du milieu. Il n'y a donc pas de modèle généralisable à l'ensemble des hydrosystèmes jurassiens, une analyse site par site des teneurs en NO3 dans les eaux superficielles s'avère un préalable pour caractériser leur rôle sur la contamination des eaux souterraines.

Les résultats ont permis de mettre en évidence l'influence du stockage dans la zone d'infiltration, avec un temps de résidence de plusieurs semaines à plusieurs mois qui génère un déphasage entre les périodes d'apports et de lessivage, et les périodes de mobilisation vers la source. Dans le cas du Verneau, le stockage au sein de ce compartiment engendre les pics les plus importants lors des crues de reprise automnale, les épisodes pluvieux suivants contribuant ensuite à diluer (vidanger) la zone d'infiltration.

La zone noyée constitue également un réservoir de stockage et est drainée tout au long de l'année. En période de hautes eaux, le signal de la zone noyée est en grande partie masqué par les fortes contributions des infiltrations rapides moins minéralisées et peu contaminées.

Cela amène à intégrer 2 éléments clés pour mieux préciser les processus en jeu : i) la variabilité des temps de résidence au sein des différents compartiments du sol, de la zone d'infiltration, de la zone noyée, et ii) la saisonnalité des apports et des périodes de minéralisation de l'azote dans le sol qui justifient une typologie saisonnière des phases d'écoulements entre crues de reprise, hautes eaux et basses eaux.

# 6 Transferts de nutriments au sein des principaux aquifères et du bassin de la Loue

## 6.1 OBJECTIFS

A partir des résultats obtenus sur le site pilote du Verneau, ce chapitre propose de généraliser l'analyse des transferts de nutriments en changeant d'échelle, au niveau des principaux karsts et des stations en rivière du bassin de la Loue.

L'objectif est d'aboutir à un modèle conceptuel de l'impact des pratiques agricoles en identifiant les zones contributives à la contamination des eaux en nutriment et les principaux processus en jeu. Pour cela, les données analysées sont principalement issues du réseau QUARSTIC qui permet de discuter des flux à l'échelle du bassin.

Une première **approche géochimique** vise à qualifier les sources de nitrates dans l'environnement. L'approche isotopique des nitrates ($\delta^{15}N_{-NO3}$ et $\delta^{18}O_{-NO3}$) couplée à l'utilisation d'autres traceurs isotopiques (notamment le bore, $\delta^{11}B$) peut constituer un outil pertinent dans les études environnementales pour mieux comprendre l'origine des sources de nitrates dans l'environnement.

Une deuxième **approche spatiale** vise à mieux localiser les principales zones d'apports en azote. Pour cela, un profil en long en NO3 de la rivière de la Loue a été réalisé lors de 2 campagnes en crues de reprise et en moyennes eaux, afin de mieux cerner l'influence des relations surface/souterrain.

Une troisième **approche temporelle** valorisant les données du réseau QUARSTIC présente les bilans et dynamiques des flux aux échelles saisonnières et du cycle hydrologique, interprétées en fonction des contributions potentielles des différents compartiments du karst et la saisonnalité mis en évidence sur le Verneau. **Un focus** est également réalisé sur les 2 principaux aquifères du bassin : **les sources de la Loue et du Lison**.

## 6.2 APPROCHE GEOCHIMIQUE : APPORT DES ISOTOPES DE L'AZOTE ET DU BORE POUR IDENTIFIER LES SOURCES DE POLLUTION

Les caractérisations chimiques et isotopiques réalisées dans cette étude sur les principales sources karstiques du massif du Jura[8] visent d'une part, à discriminer les sources des nitrates mesurées dans les eaux souterraines et d'autre part, identifier les processus biogéochimiques majeurs du cycle de l'azote dans cet environnement karstique.

Une présentation détaillée des outils isotopiques des nitrates ($\delta^{15}N_{-NO3}$ et $\delta^{18}O_{-NO3}$) couplée à ceux du bore ($\delta^{11}B$), qui sont déployés dans la compréhension du cycle de l'azote, est disponible dans le rapport BRGM/RP-68565-FR (Desaulty et Petelet-Giraud, 2018) et rappelée succinctement en 3.3. Nous invitons le lecteur à s'y référer pour la présentation des signatures des principales sources d'azote dans l'environnement, la description des principaux processus de transformation de l'azote qui peuvent modifier les compositions isotopiques (nitrification et dénitrification notamment) et également sur les aspects méthodologiques pour distinguer les différents processus qui peuvent se produire dans le milieu.

[8] Sources de la Loue, du Lison, du Maine, du Verneau.

Les prélèvements réalisés dans cette étude en vue de la qualification des sources de nitrate ont été réalisées au cours des campagnes spatiales de basses eaux (sept. 2022) et hautes eaux (nov. 2020), les résultats des analyses isotopiques ($\delta^{15}N_{-NO3}$ ; $\delta^{18}O_{-NO3}$ et $\delta^{11}B$) sont présentés dans le Tableau 25. Les illustrations suivantes (Figure 97, Figure 98, Figure 99) présentent les résultats dans les diagrammes couramment utilisés pour établir le diagnostic.

*Tableau 25 : Résultats des analyses isotopique $\delta^{15}N_{-NO3}$ ; $\delta^{18}O_{-NO3}$ et $\delta^{11}B$ des eaux lysimétriques et de sources échantillonnées en contexte de crues de reprise -novembre 2020, et en contexte d'étiage (septembre 2022).*

| Nom Prélèvement | | B (µg/l) | NO3 (mg/l) | PO4 (mg/l) | P tot (mg/l) | δ11B-a (‰) | ±δ11B-a(‰) | δ11B-b(‰) | ±δ11B-b(‰) | δ15N_NO3 (‰) | ±δ15N_NO3 (‰) | δ18O_NO3(‰) | ±δ18O_NO3(‰) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Dbs_Arcon_(18/11/20) | | 5 | 2.1 | 0.01 | 0.02 | 7.51 | 0.36 | 7.32 | 0.59 | | | | |
| Dbs_Arcon_(6/9/22) | | 11.3 | *<0.1* | *<0.1* | 0.02 | 7.36 | 0.18 | 7.06 | 0.23 | | | | |
| Lysi_Fumier_(14/11/22) | LyF | 2690* | 23* | 0.03 | 0.07 | -2.08 | 0.07 | -1.74 | 0.07 | 5.5 | 0.8 | 8.2 | 1.5 |
| Lysi_Purin_(4/10/22) | LyP | 4150* | 11* | 0.08 | 0.07 | 0.24 | 0.06 | 0.47 | 0.11 | 2.9 | 0.8 | 5.5 | 0.8 |
| Sce_L_Canal_(19/11/20) | LOC | 5 | 6.4 | 0.06 | 0.04 | 6.57 | 0.1 | 6.54 | 0.13 | 4.3 | 0.5 | 2.8 | 0.5 |
| Sce_L_Canal_(6/9/22) | LOC | 11.1 | 7.5 | 0.08 | 0.03 | 7.74 | 0.12 | 7.97 | 0.07 | 3.7 | 0.8 | 4.3 | 0.8 |
| Sce_L_Griffon_(6/9/22) | LOG | 10.3 | 9.7 | 0.08 | 0.04 | 8.66 | 0.09 | 8.26 | 0.16 | 3.6 | 0.8 | 4.7 | 0.8 |
| Sce_L_Vasque_(19/11/20) | LOU | 11.1 | 4.7 | 0.04 | 0.03 | 2.04 | 0.1 | 2.36 | 0.08 | 4.2 | 0.5 | 2.2 | 0.5 |
| Sce_L_Vasque_(6/9/22) | LOU | 11.1 | 6.2 | 0.05 | 0.03 | 8.23 | 0.22 | 8.46 | 0.15 | 4.2 | 0.8 | 4.1 | 0.8 |
| Sce_Lison_(18/11/20) | LIS | 5 | 8 | 0.01 | 0.03 | 11.59 | 0.12 | 11.39 | 0.1 | 3.1 | 0.5 | 3.2 | 0.5 |
| Sce_Lison_(7/9/22) | LIS | <5 | 9.9 | 0.05 | 0.03 | 12.47 | 0.09 | 12.26 | 0.15 | 3.1 | 0.8 | 3.4 | 0.8 |
| Sce_Maine_(19/11/20) | MAI | 5 | 10.00 | 0.08 | 0.04 | 9.78 | 0.1 | 9.8 | 0.05 | 4.2 | 0.5 | 2.2 | 0.5 |
| Sce_Maine_(7/9/22) | MAI | <5 | 11.00 | 0.13 | 0.05 | 9.36 | 0.12 | 9.28 | 0.22 | 6.4 | 0.8 | 4.7 | 0.8 |
| Sce_Verneau_(18/11/20) | VER | 5 | 13 | 0.09 | 0.05 | 9.21 | 0.08 | 9.28 | 0.11 | 4.4 | 0.5 | 3.4 | 0.5 |
| Sce_Verneau_(7/9/22) | VER | 15.5 | 44 | 0.38 | 0.2 | 5.63 | 0.05 | 5.89 | 0.12 | 3.5 | 0.8 | 6 | 0.8 |

*non représentatif (concentrations importantes liées au relargage de la mèche du lysimètre)

Les suivis aux sources des teneurs en NO3 présentées en Figure 96 illustrent la saisonnalité des concentrations au cours du cycle hydrologique, les valeurs les plus fortes étant observées en fin d'été et lors des crues de reprise de cycle hydrologique. Les eaux présentant les concentrations en nitrate les plus fortes sont celles de la source du Verneau (entre 5 et 44 mg/l, Figure 96). Celles présentant les teneurs en nitrate les plus faibles sont celles de la station du Doubs à Arçon (zone de pertes au profit de la source de la Loue, entre 0.1 mg/l et 3.6 mg/l). Les concentrations en nitrate des sources karstiques apparaissent donc globalement supérieures au bruit de fond naturel (autour de 2.5 mg/L), ce qui indique que les systèmes karstiques surveillés sont influencés par les pratiques anthropiques qui conduisent à des excès en NO3.

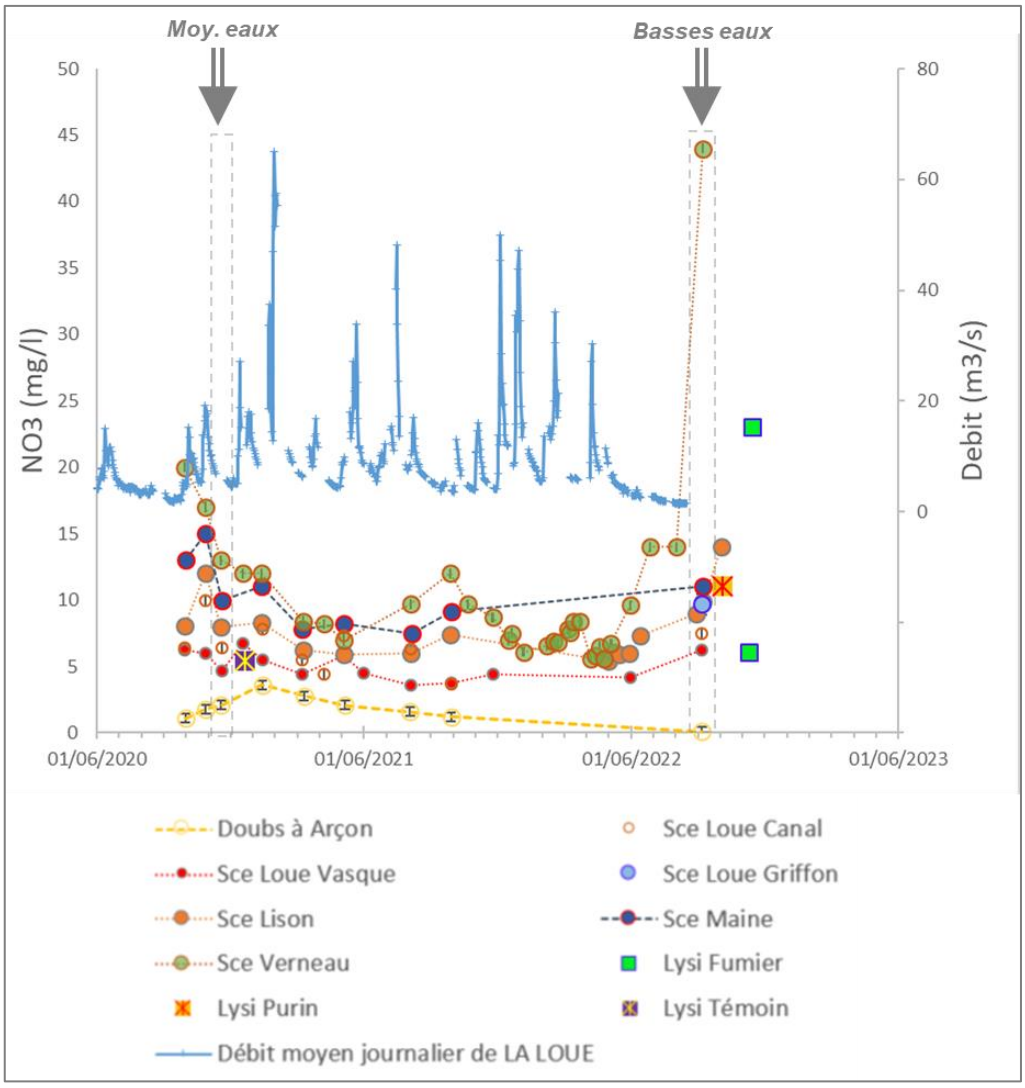



*Figure 96 : Évolution des teneurs en nitrates des principales sources échantillonnées depuis septembre 2020. La localisation des campagnes de basses et moyenne-hautes eaux est reportée ainsi que l'évolution du débit de la source de la Loue afin de replacer le contexte d'évolution hydrogéologique.*

L'examen des résultats des analyses isotopiques (Figure 97 et Figure 98) permet de montrer que :

- l'azote en excès des sources karstiques, qu'il soit issu de fertilisant minéral ou de matière organique semble passer par des processus de fixation, minéralisation et nitrification dans le sol avant d'être lessivé vers la zone noyée du karst nappe (Figure 97 : sources situées dans le domaine « 5 » de la minéralisation de la matière organique) ;
- les signatures isotopiques du bore indiquent une prédominance des signatures organiques (provenant des animaux d'élevage : fumier, purin, lisier et restitution au pâturage) dans l'origine des excès en nitrate (Figure 98 : sources tirées vers le domaine « 4 » des apports organiques).
- Pour la source de la Loue, les signatures isotopiques du bore semblent indiquer une influence des eaux usées seulement perceptible en période de crues de reprise (Nov 2020, Figure 98 : domaine « 3 ») ;
- Pour la source du Lison, les signatures isotopiques du bore (Figure 99) semblent indiquer une contribution du pôle de recharge par les précipitations ce qui pourrait signer ici

l'influence des eaux d'infiltrations localisées des ruisseaux du Haut Lizon et de Chateau Renaud ;

- Le transfert direct et rapide de nitrate issus du lessivage de fertilisants minéraux de synthèse (sous forme NO3) vers la nappe n'est pas observé.
- Aucun signe de dénitrification dans les signatures isotopiques des NO3 n'est observé dans les eaux des sources karstiques (Figure 97), ce qui suggère que les évolutions des concentrations en nitrate au cours du cycle hydrologique est provoqué par le phénomène de dilution.

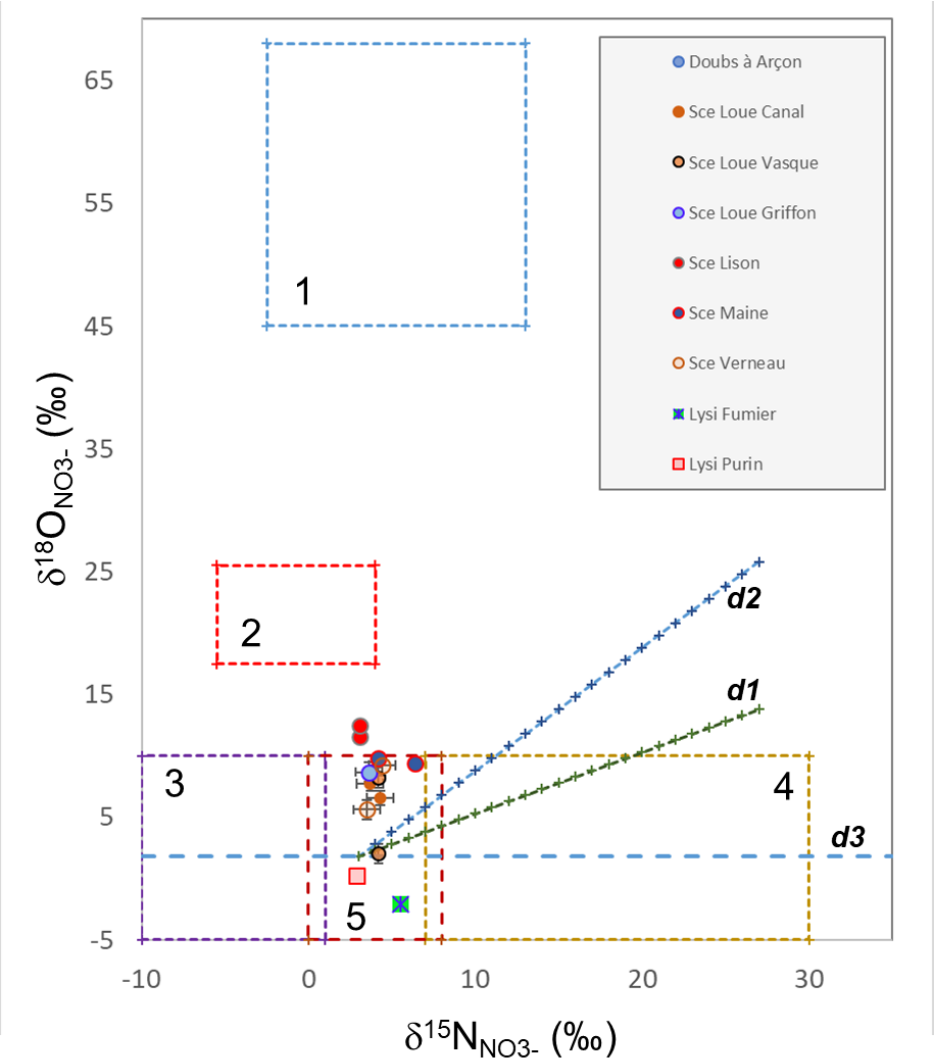



*Figure 97 : Gamme des valeurs du $\delta^{15}N$ et $\delta^{18}O$ des nitrates des divers sources d'azote et report des signatures mesurées dans les eaux souterraines et les lysimètres. [1] : Nitrate atmosphérique, [2] Nitrate engrais type NPK, [3] Nitrate issu d'engrais à base de NH4, [4] Nitrate issu d'engrais organiques et eaux usées domestiques, [5] Nitrate issu de la décomposition et la minéralisation de la matière organique des*

*sols[9], [d3] valeurs théoriques de la signature $\delta^{18}O_{NO3}$ lors de la nitrification[10] (dans l'exemple, la signature isotopique ($\delta^{18}O$) de l'eau est supposée égale à -9‰), [d1,d2] droites d'évolutions théoriques attendues des signatures isotopiques des eaux lorsque se produit le processus de dénitrification. (Modifié d'après Kendall et al, 2007).*

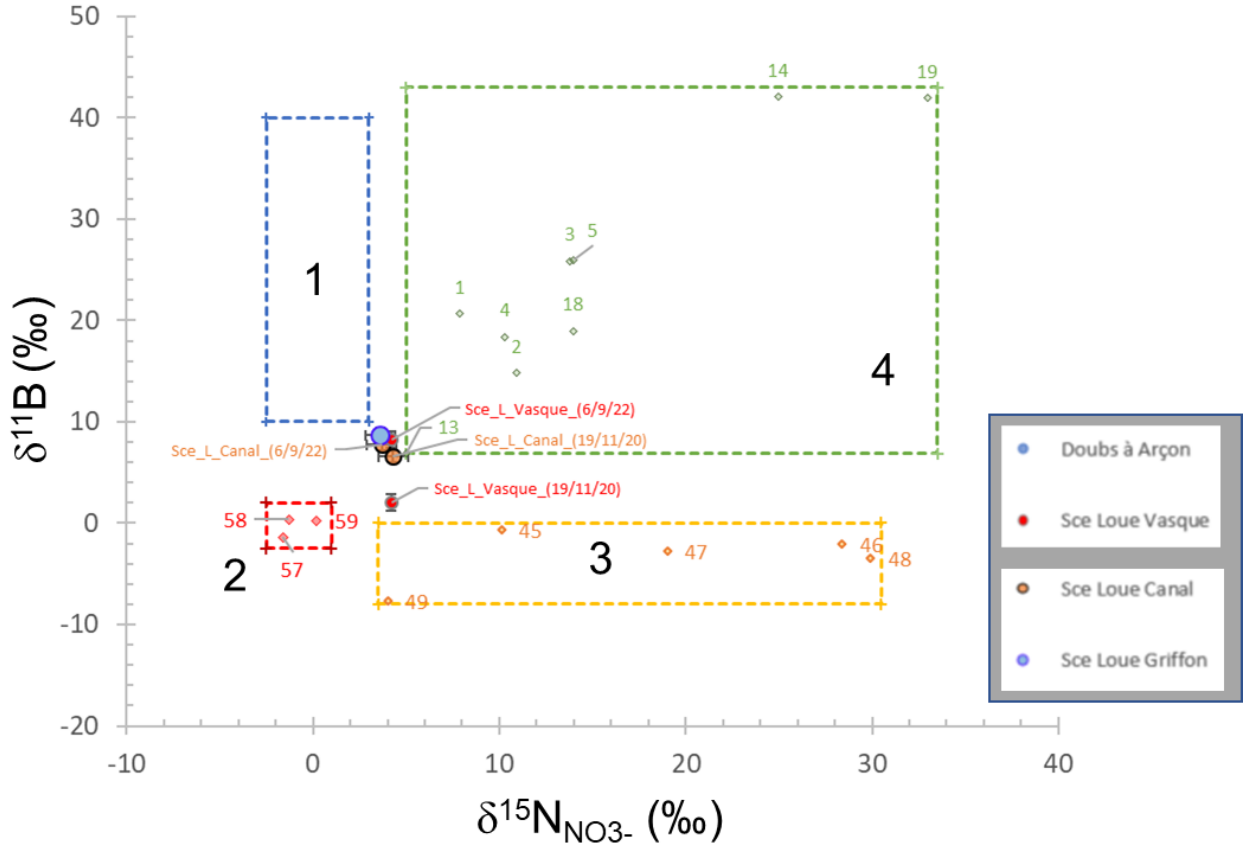



*Figure 98 : Évolution de la signature isotopique du bore ($\delta^{11}B$) des eaux de la Loue en fonction de la signature isotopique de l'azote des nitrates ($\delta^{15}N$). Les gammes des valeurs du $\delta^{11}B$ et du $\delta^{15}N$ des nitrates des divers sources d'azote est reportées : [1] Signature de la pluie, [2] Nitrate engrais type NPK, [3] signature des eaux usées (STEP/fosses septiques), [4] signature des sources organiques. (Les points labellisés par des numéros sont issus de la littérature[11])*

[9] La décomposition et la minéralisation de la matière organique retransforme l'azote de la biomasse en NH4 (ammonification). En milieu oxique, l'ammonium peut être transformé en NO3 par des communautés microbiennes nitrifiantes (nitrification) et être réassimilé par la biomasse. Au cours de la nitrification, une partie de l'azote peut être perdue sous forme de $N_2O$ et retourner dans l'atmosphère.

[10] Lors de la nitrification les sources d'azote et de d'oxygène ne sont pas commune, l'azote provient du NH4 et l'oxygène provient de l'air ($O_2$) et de l'eau ($H_2O$). L'oxygène des nitrates produit par la nitrification d'ammonium est généralement considéré comme étant dérivée de 1/3 de l'oxygène atmosphérique (+23.5‰) et 2/3 de l'oxygène de l'eau (Kendall et al 2007 et référence citées).

[11] [1] : Fientes Canard,(Ladouche *et al.,* 2004) ; [2,3] : Fientes Poulet, (Widory *et al.*, 2001) ; [4] : Déjection Moutons, (Ladouche *et al.*, 2004) ; [5] : Fumier de Bovins, (Widory *et al.*, 2001) ; 6,7,8:Fumier de Bovins (solide), Widory *et al.*, 2013 ; [13,14] : Fumier (pole), (Xue D. *et al.*, 2009) ; [57,58,59] : Mineral fertilisers, Widory *et al.,* 2013 ; [45,46] :STEP (Ladouche *et al.*, 2004) ; [47]: STEP (Widory *et al.,* 2013) ; [48] : STEP(boue) Widory *et al.*, 2013 ; [49] : STEP(Pole) (Xue D. *et al.*, 2009) ; [54]:STEP(Pole), (Xue D. *et al.*, 2009).

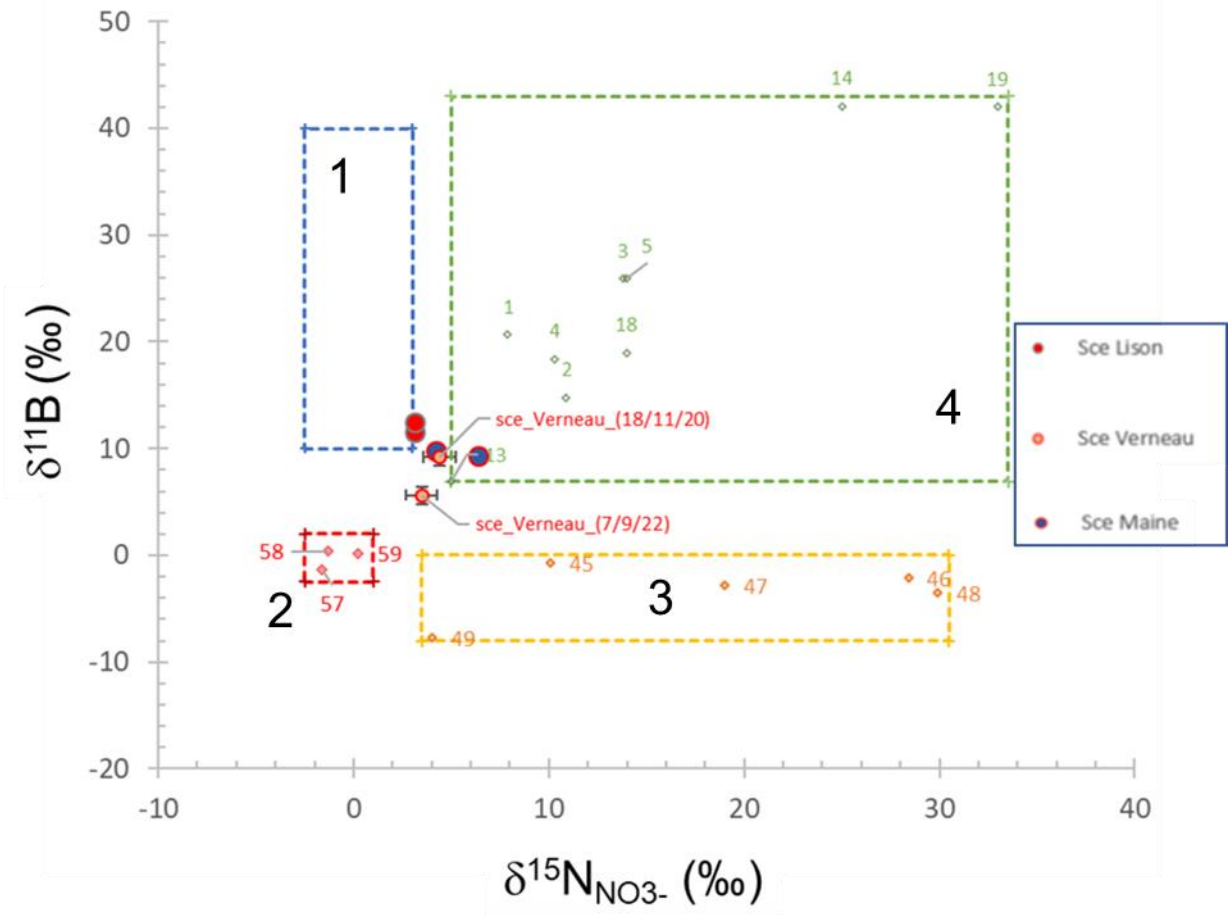



*Figure 99 : Évolution de la signature isotopique du bore ($\delta^{11}B$) des eaux des sources du Lison, du Verneau et du Maine en fonction de la signature isotopique de l'azote des nitrates ($\delta^{15}N$). Les gammes des valeurs du $\delta^{11}B$ et du $\delta^{15}N$ des nitrates des divers sources d'azote est reportées : [1] Signature de la pluie, [2] Nitrate engrais type NPK, [3] signature des eaux usées (STEP/fosses septiques), [4] signature des sources organiques.*

## 6.3 APPROCHE SPATIALE : APPORT DES PROFILS EN LONG

Les profils en long des teneurs en NO3 issus de l'acquisition en continu par mesure par sonde spectrométrique (sonde S-CAN calibrée localement) depuis le cours d'eau de la Loue ont été couplés avec les suivis de conductivité électrique présentés dans le rapport NUTRI-Karst T2 (Charlier et al., 2024). La Figure 100 et la Figure 101 présentent les données collectées lors des 2 campagnes de juin 2021 (Qmoyen = 21 $m^3/s$ à Chenecey-Buillon) et d'octobre 2022 (Qmoyen = 14 $m^3/s$ à Chenecey-Buillon). Bien que les débits à Chenecey-Buillon lors des 2 campagnes soient proches et typiques de valeurs de moyennes eaux, les conditions hydrologiques sont très différentes : la campagne de juin 2021 fait suite à un printemps relativement arrosé après une période de hautes eaux, alors que la période d'octobre 2022 est au cœur d'une période de crues de reprise, après une période de basses eaux.

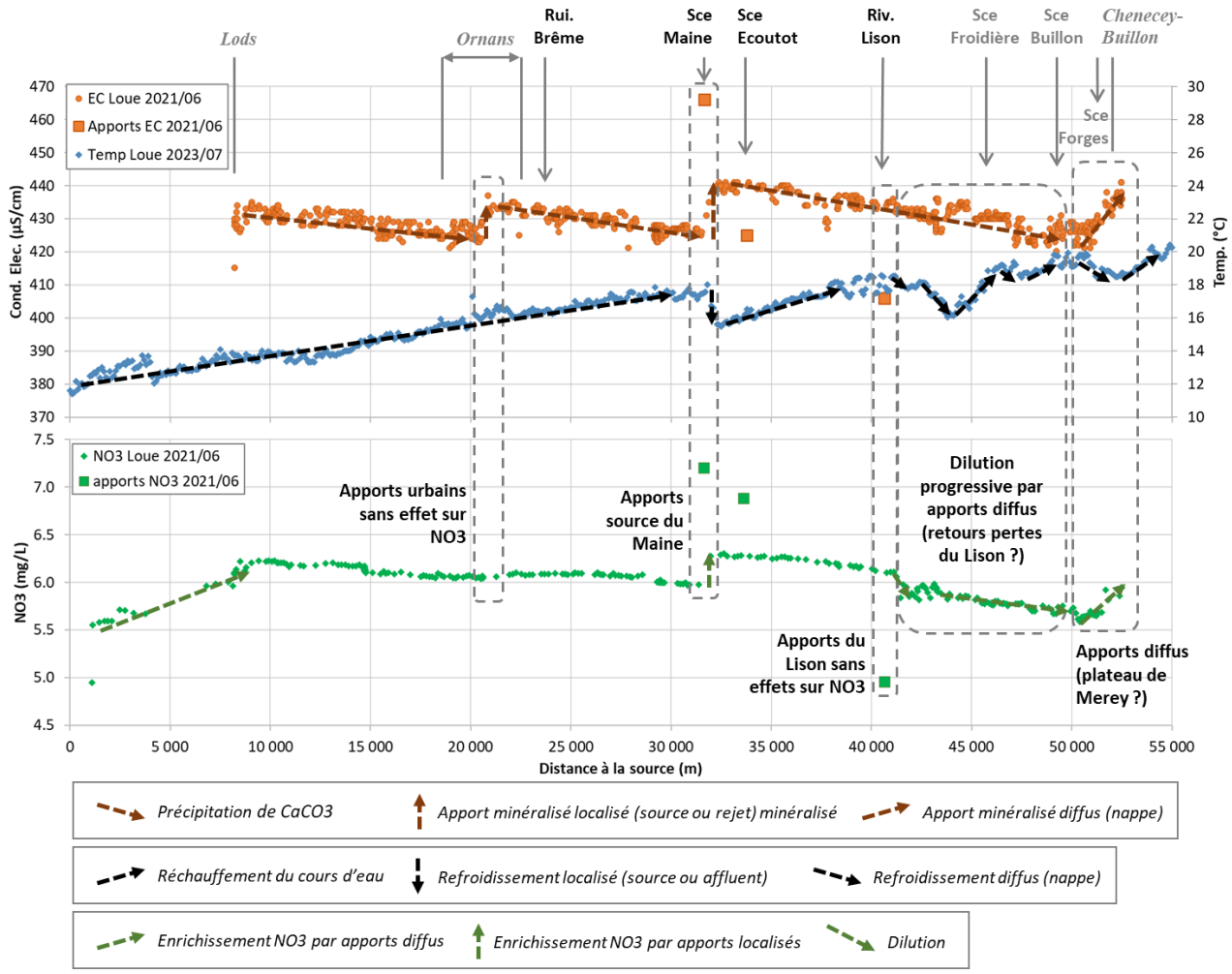



*Figure 100 : Profil en long de la Loue depuis sa source jusqu'à Chenecey-Buillon pour la conductivité électrique (orange) et les teneurs en nitrates (vert) mesurés dans l'eau en juin 2021, ainsi que la thermie (données IRT – Sciemabio) en juillet 2023 ; les carrés représentent les valeurs pour les principales arrivées d'eau accessibles depuis le cours d'eau.*

Sur le profil de juin 2021 (Figure 100), en plus des NO3 (points verts) et de la conductivité électrique (points oranges), le profil thermique (points bleu-gris) issu d'une acquisition par Infra Rouge thermique (survol de la rivière en juillet 2023 par le Scimabio, 2023), a été ajouté. On observe :

- un enrichissement en NO3 de 5.5 à 6.2 mg/L en amont entre la source de la Loue (point 0) et le village de Lods au niveau des gorges de Nouailles, illustrant les apports issus du Plateau de Levier et le faisceau salinois qui joue un rôle majeur dans le drainage des eaux souterraines (Baume Archée, Pontet, …)
- une absence de variations significatives en NO3 sur le tronçon Lods-Maine, y compris lors de la traversée d'Ornans où des rejets domestiques/industriels sont identifiés par une augmentation de la conductivité électrique.
- Un enrichissement en NO3 de la Loue par apports localisés de la source du Maine en lien avec sa plus forte teneur (7.2 mg/L contre 6 mg/L pour la Loue au point d'émergence) et son débit important

- Une absence de dilution par le Lison (NO3 = 5 mg/L) des teneurs en NO3 dans la Loue (NO3 = 6.2 mg/L) en lien avec un débit significativement plus faible (débit du Lison à Myon = 1.4 m3/s, soit 15 fois plus faible que celui de la Loue à Chenecey au même moment)
- Une diminution de la concentration en aval de la confluence du Lison, concomitante à une zone de chute thermique, qui n'est pas attribuée aux apports localisés de l'affluent, mais engendrée par des apports diffus sur une dizaine de km. Ces apports pourraient provenir de la rive gauche de la Loue (secteur Lison) avec notamment des retours des pertes du Lison qui a des teneurs plus faibles que les résurgences de la rive droite de la Loue (cf concentrations du Maine et Ecoutot) ;
- Un enrichissement en NO3 sur la zone aval des apports diffus mis en évidence également par l'augmentation de la conductivité électrique, concomitant à une zone de chute thermique qui confirme un apport souterrain. Ces apports provoquent une augmentation de NO3 et de conductivité électrique de la même intensité mais plus progressive que la source du Maine et proviennent très probablement de la rive droite au niveau du plateau de Merey (source Froidière par ex.).

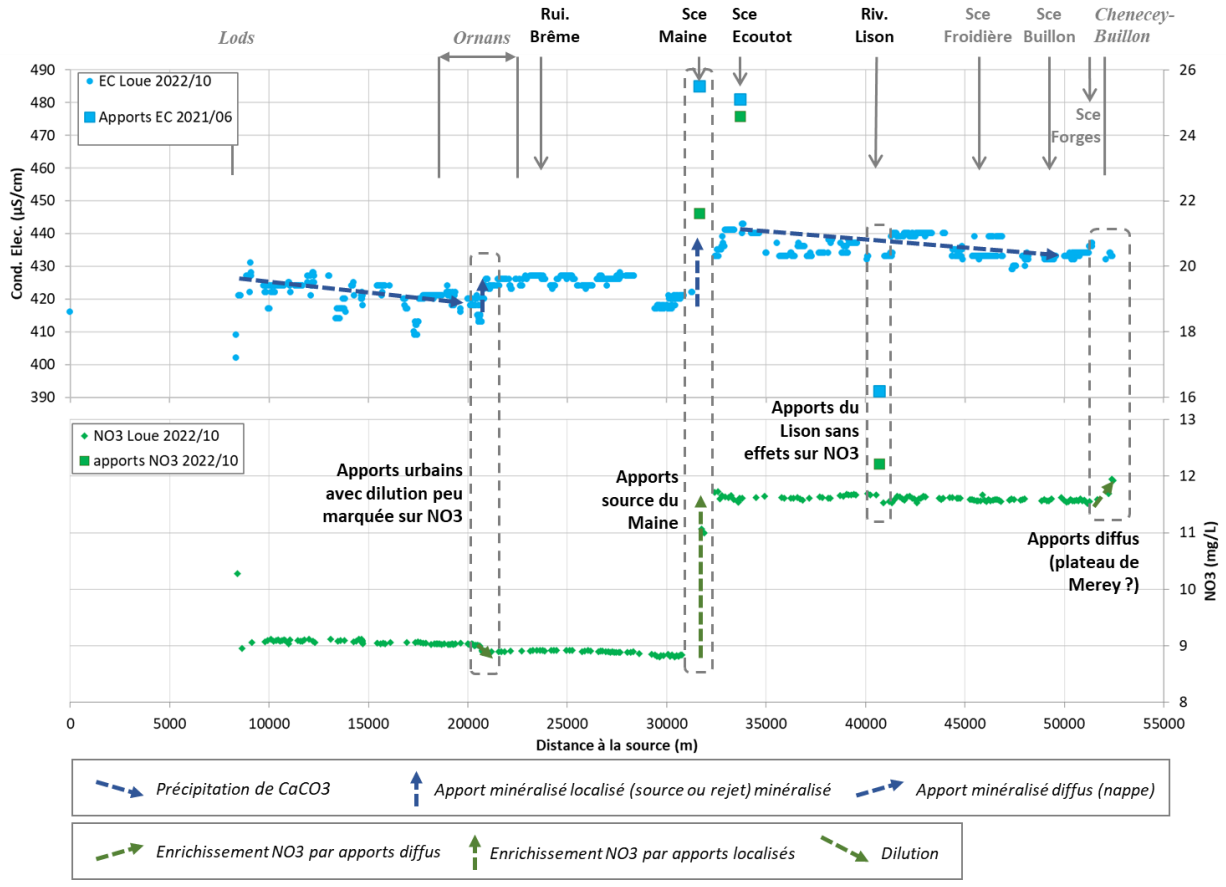



*Figure 101 : Profil en long de la Loue depuis sa source jusqu'à Chenecey-Buillon pour la conductivité électrique (bleu) et les teneurs en nitrates (vert) mesurés dans l'eau en octobre 2022 ; les carrés représentent les valeurs pour les principales arrivées d'eau accessibles depuis le cours d'eau.*

Sur le profil d'octobre 2022 (Figure 101), les concentrations sont plus importantes, en lien avec l'enrichissement observé lors des crues de reprise. On observe :

- Une absence de variations significatives des NO3 de la Loue en amont du Maine, mis à part une légère dilution des apports urbains au passage d'Ornans

- Un enrichissement de 9 à 11.5 mg/L concomitant avec une augmentation de conductivité électrique au passage du Maine qui a une concentration de 21.5 mg/L
- Une absence de variations significatives des NO3 de la Loue entre le Maine et Chenecey, malgré les différents apports localisés (Lison) et diffus (cf profil de juin 2021)
- Un enrichissement sur la partie la plus aval au niveau de la zone d'apports diffus provenant probablement de la rive droite (plateau de Merey), mais d'une intensité sans commune mesure avec la source du Maine (à la différence du profil de juin 2021).

L'analyse des profils en long montre que les principaux apports en NO3 à la Loue proviennent de l'hydrosystème Maine-Ecoutôt, via les fortes contributions de la source du Maine qui comprend des teneurs toujours supérieures à la Loue. L'apport de cet hydrosystème indique que la rive droite du plateau d'Ornans (zone Brême, Valdahon) est une des zones de contribution majeure à la contamination des eaux de la Loue par les nutriments.

Sur les 2 campagnes, on note une absence d'apports significatifs des rejets urbains (domestiques) ou industriels de la ville d'Ornans sur les teneurs en NO3 dans la Loue.

Les périodes de plus faibles concentrations (juin) permettent de mieux observer les différentes contributions diffuses sur l'aval du bassin entre Maine et Chenecey :

- avec une légère dilution des NO3 et une diminution de la température engendrée probablement par les apports issus de la rive gauche (retour des pertes du Lison moins contaminée que la Loue)
- avec un enrichissement au niveau de Chenecey concomitant avec une augmentation de conductivité électrique et une diminution de la température engendrés probablement par les apports diffus issus de la rive droite (plateau de Merey).

***Les profils en long physico-chimiques sur le cours d'eau de la Loue apportent des éléments de réponses sur la localisation des apports et sur leur typologie.***

- ***les principaux apports en NO3 à la Loue en aval d'Ornans proviennent de l'hydrosystème Maine-Ecoutôt***
- ***la source du Maine a des teneurs bien supérieures à la Loue, indiquant que la rive droite du plateau d'Ornans (zone Brême, Valdahon) est une des zones de contribution majeure à la contamination par les nutriments du secteur aval de la Haute-Loue***
- ***les rejets urbains et industriels de la ville d'Ornans ne semblent pas impacter les teneurs en NO3 de la Loue lors des 2 campagnes de mesure***
- ***des apports diffus sont identifiés sur le secteur aval à la confluence du Lison et de la Loue. L'essentiel des apports en nutriments sur cette zone aval semble provenir du plateau de Merey***

## 6.4 APROCHE TEMPORELLE (DONNEES DU RESEAU QUARSTIC)

Cette section vise à analyser les dynamiques de transferts de nutriments et de phosphore à l'aide d'une approche multi-échelle spatio-temporelle, depuis les 2 principales sources du Lison et de la Loue, jusqu'aux stations de rivière de la Loue à Vuillafans et Chenecey, ainsi que du Doubs à

Arçon. Cette analyse valorise les données du réseau QUARSTIC. Pour rappel (cf Section 3.1.3), les données validées du réseau QUARSTIC sont les suivantes :

- Suivi de la teneur en NO3 de novembre 2015 à novembre 2023
- Suivi de la teneur en PO4 de novembre 2015 à juillet 2018, puis de novembre 2022 à novembre 2023

### 6.4.1 Évolution des concentrations

#### *a) Nitrates (NO3)*

La Figure 102 présente une évolution des concentrations en nitrates pour les 5 stations du réseau QUARSTIC : le Doubs à Arçon (au niveau des pertes vers la Loue), la source de la Loue à Ouhans, la source du Lison à Nans, la Loue à Vuillafans, et la Loue à Chenecey. Si l'on se réfère aux classes d'aptitude à la biologie définis par le Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau (SEQ-Eau (V2) 2003), les 5 stations dépassent le seuil naturel de 2.5 mg/L et montrent donc une contamination chronique en azote.

L'évolution suit un cycle annuel avec les concentrations journalières les plus élevées lors des crues de reprise d'automne et des pics atteignant 25 mg/L à Chenecey-Buillon en novembre 2018. La diminution progressive des concentrations en hiver et printemps s'observe pour les 5 stations du réseau. Elle atteint même la limite de quantification (LQ = 0.5 mg/L) pour les stations d'Arçon et Vuillafans. Elle se poursuit durant l'été sauf pour la station de Nans-Sous-Sainte-Anne où les concentrations augmentent dès le mois de juillet induisant des valeurs supérieures aux autres stations jusqu'aux crues de reprise automnales. Cette dynamique illustre la mobilisation des NO3 après la période estivale, et la sensibilité de ce paramètre aux conditions pluviométriques en automne-hiver. Il est également notable de ne pas observer de pics au printemps lors des importants apports en azote en sortie d'hiver.

#### *d) Azote total Kjeldahl (NTK)*

La Figure 103 présente l'évolution des concentrations en azote total Kjeldahl (NTK) pour les 5 stations du réseau QUARSTIC. Le graphique montre que les concentrations en NTK de l'ensemble des stations présentent des variations par pics erratiques pendant les différents cycles hydrologiques dont les données sont validées (2015-2018 et après 2022). Ces pics se produisent aussi bien pendant les crues que les étiages, mais les pics les plus importants avec des valeurs supérieures à 5 mg/L (jusque 20 mg/L) semblent se produire principalement en hautes eaux. Des pics sont également observés en période estivale, notamment aux stations d'Arçon (étés 2017 & 2023) et Chenecey-Buillon (été 2016). Les pics journaliers observés dépassent régulièrement 2 mg/L, qui est une des valeurs maximales observée dans les eaux de lysimètres (cf Section 4.3.4). Cette dynamique erratique est donc très probablement liée à des rejets d'eaux usées avec une origine domestique et/ou industrielle, liée au dysfonctionnent de STEP sous-dimensionnée aux pluies d'orages et sans réseau d'assainissement séparatif. A titre de comparaison, les relevés réglementaires des stations d'Ornans et de Pontarlier donnent des valeurs de NTK en sortie de station très semblables, confirmant l'origine urbaine de ces rejets :

- STEP Ornans[12] : p10 = 2.5 ; p50 = 5.3 ; p90 = 14.1 mg/L avec des pics supérieurs à 70 mg/L
- STEP Pontarlier : p10 = 1.2 ; p50 = 2.6 ; p90 = 5.1 mg/L avec des pics supérieurs à 20 mg/L

### *b) Phosphates (PO4)*

La Figure 104 présente l'évolution des concentrations en phosphate (PO4) pour les 5 stations du réseau QUARSTIC. L'analyse de ce graphique montre que les concentrations en phosphate de l'ensemble des stations présentent des évolutions complexes pendant les différents cycles hydrologiques étudiés, avec des pics erratiques qui se produisent aussi bien pendant les crues que les étiages. Globalement, on observe que les pics se produisent plus fréquemment en hautes eaux. Des pics sont également observés en période estivale, notamment aux stations Nans-Sous-Sainte-Anne (étés 2017,2018), Arçon (été 2017). Les pics journaliers observés dépassent fréquemment 0,1 mg/L (correspondant au seuil naturel SEQ-Eau pour la classe d'aptitude biologique), avec certains pics dépassant plusieurs mg/L (maximum à plus de 2 mg/L à Nans en juin 2018). En dehors de ces périodes, les concentrations en PO4 ne présentent pratiquement pas de variations et sont globalement très faibles (proches de la limite de quantification à 0,02 mg/L).

En dehors des périodes estivales, on remarque que leur amplitude est plus ou moins liée à celle des crues pendant les périodes de reprise en automne (en 2017), mais également en période estivale en réponse à des épisodes de pluie trop faibles pour engendrer des crues significatives. Cette dynamique est très probablement liée à des rejets domestiques et industriels et au dysfonctionnent de STEP.

### *e) Phosphore total (Ptot)*

La Figure 105 présente l'évolution des concentrations en phosphate total (Ptot) pour les 5 stations du réseau QUARSTIC. On observe globalement le même type d'évolution que pour le PO4, à la différence que des concentrations en Ptot élevées dépassant 1.0 mg/L se produisent sur plusieurs semaines. Elles atteignent près de 3 mg/L en janvier 2016 à Chenecey-Buillon (seule station de rivière équipée à cette date). Ce pic non observé sur la phase dissoute (PO4) montre que l'essentiel des exportations s'est probablement réalisé sur la phase particulaire ou colloïdale. Des origines liées à une remobilisation des particules sédimentées dans le lit du cours d'eau pourraient alors être avancées pour expliquer ce phénomène.

### *f) Comparaison des données NTK et Ptot*

Du fait d'une dynamique par pics erratiques, la question de l'origine commune du phosphore et de l'azote Kjeldahl se pose. La Figure 108 illustre la relation qui existe entre les valeurs de NTK et Ptot pour les 5 stations du réseau QUARSTIC. La conclusion est qu'une grande partie des pics observés sur les 2 variables sont synchrones, et globalement corrélés, notamment pour les stations en rivière de la Loue à Chenecey et du Doubs à Arçon, et dans une moindre mesure au Lison à Nans (située 1 km en aval de la source du Lison). Les pics de NTK à la source de la Loue (Ouhans) et Vuillafans et Nans sont peu corrélés à la présence de Ptot dans les eaux, mais sont dans le même temps moins nombreux. Une origine commune de ces 2 variables semble donc se préciser pour les pics principaux, en fléchant des rejets d'eaux usées. L'origine agricole de ces 2

[12] P10, p50 et p90 sont respectivement les percentiles 10, 50 (médiane) et 90

composés n’est de toute façon pas cohérente avec les flux observés dans les eaux du sol, en lysimètre (Section 4.3).

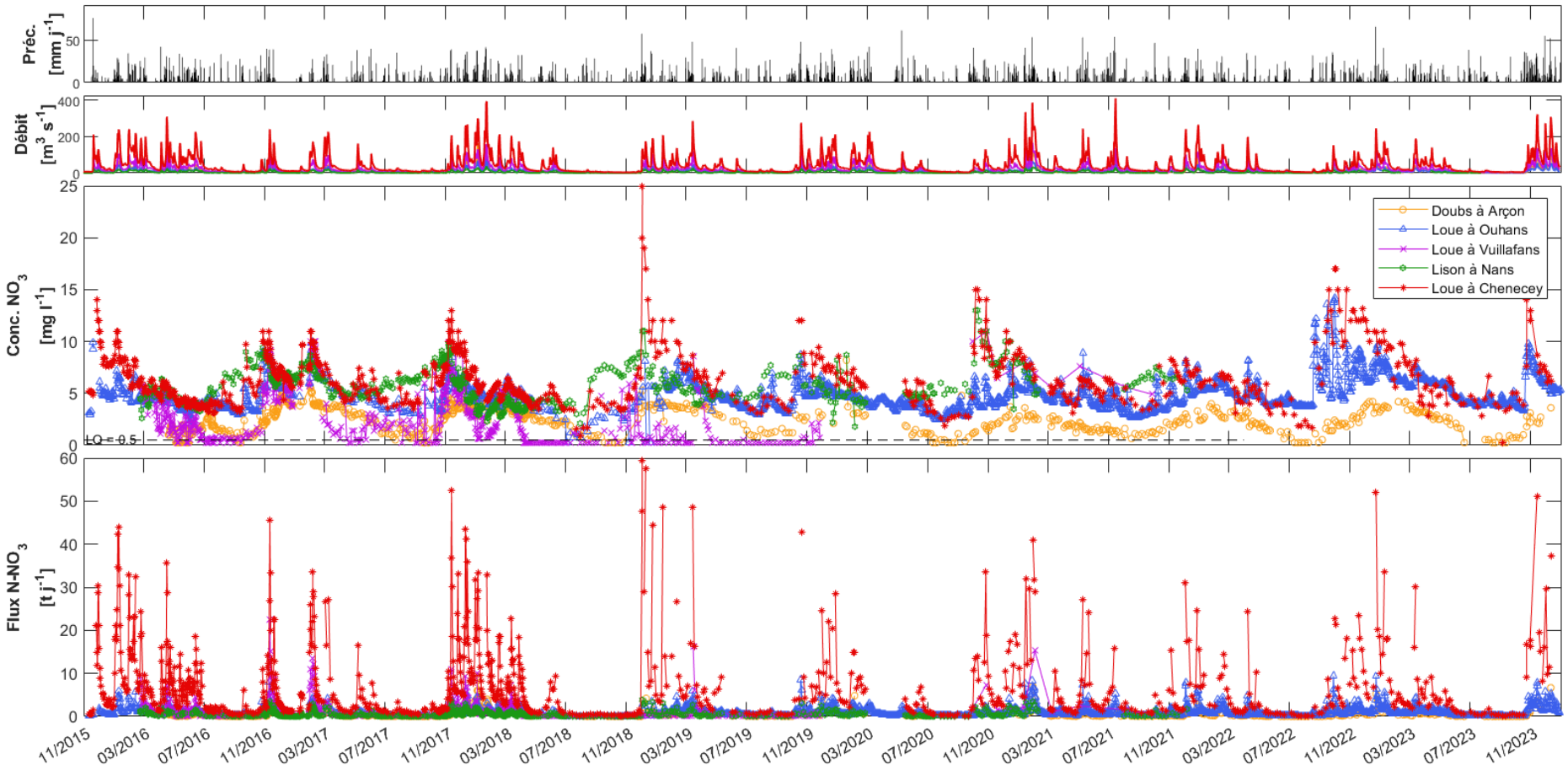



*Figure 102 : Évolution de la concentration en NO3 et des flux d'azote des nitrates N-NO3 pour les 5 stations du réseau QUARSTIC*

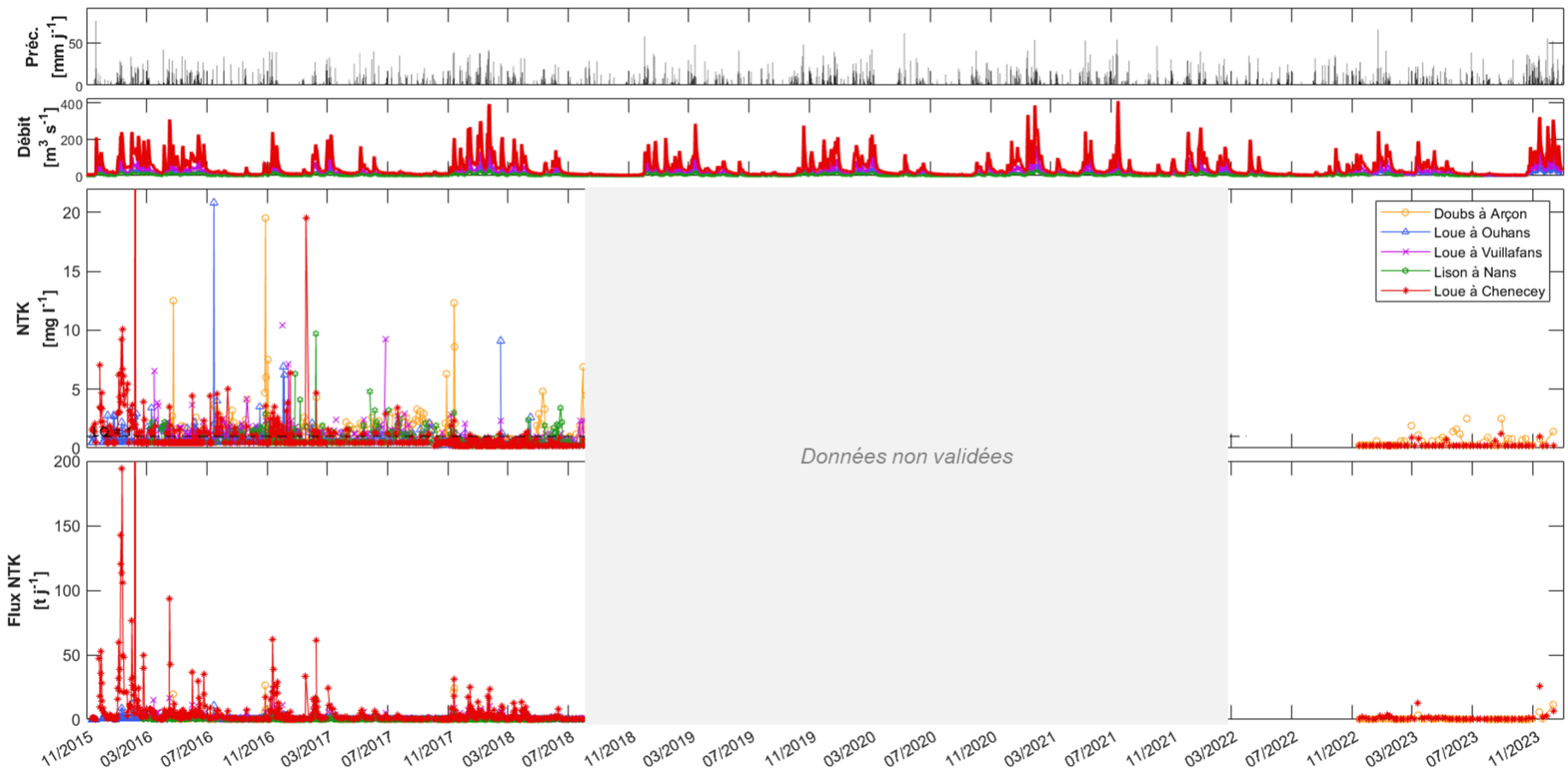



*Figure 103 : Évolution de la concentration en NTK et des flux d'azote total Kjeldahl pour les 5 stations du réseau QUARSTIC*

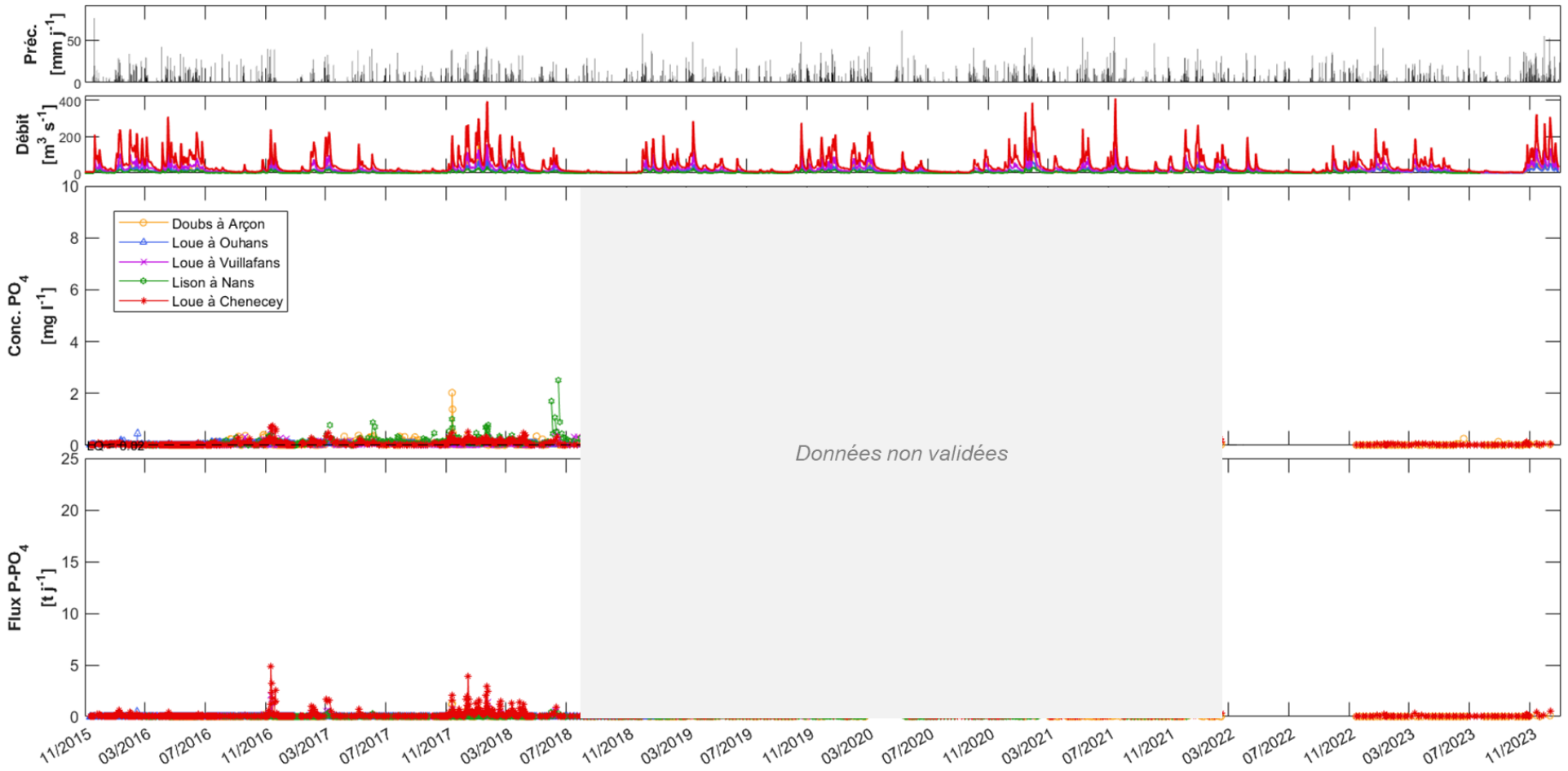



*Figure 104 : Évolution de la concentration en PO4 et des flux en phosphore des phosphates P-PO4 pour les 5 stations du réseau QUARSTIC*

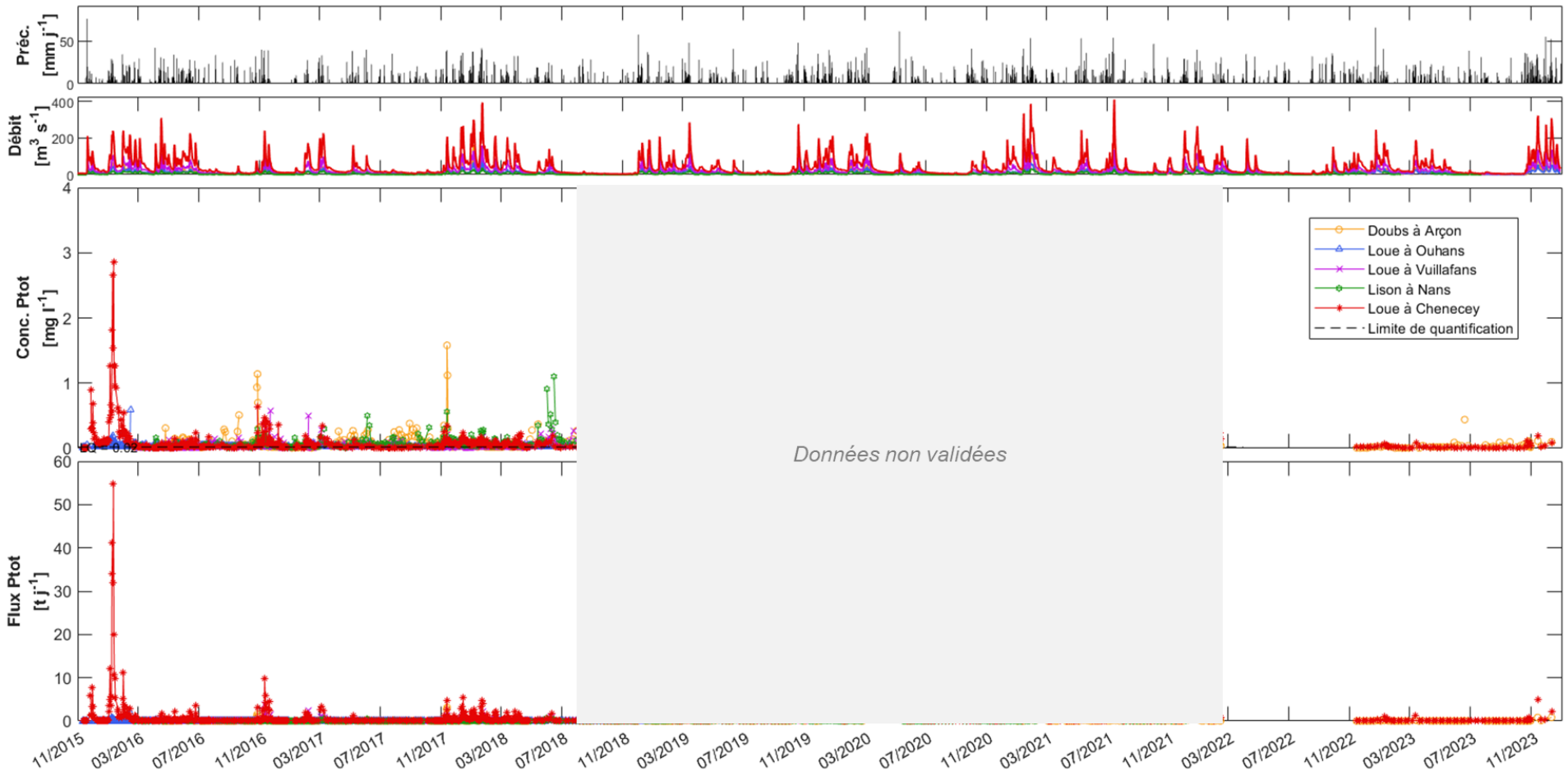



*Figure 105 : Évolution de la concentration en Ptot et des flux en phosphore total pour les 5 stations du réseau QUARSTIC*

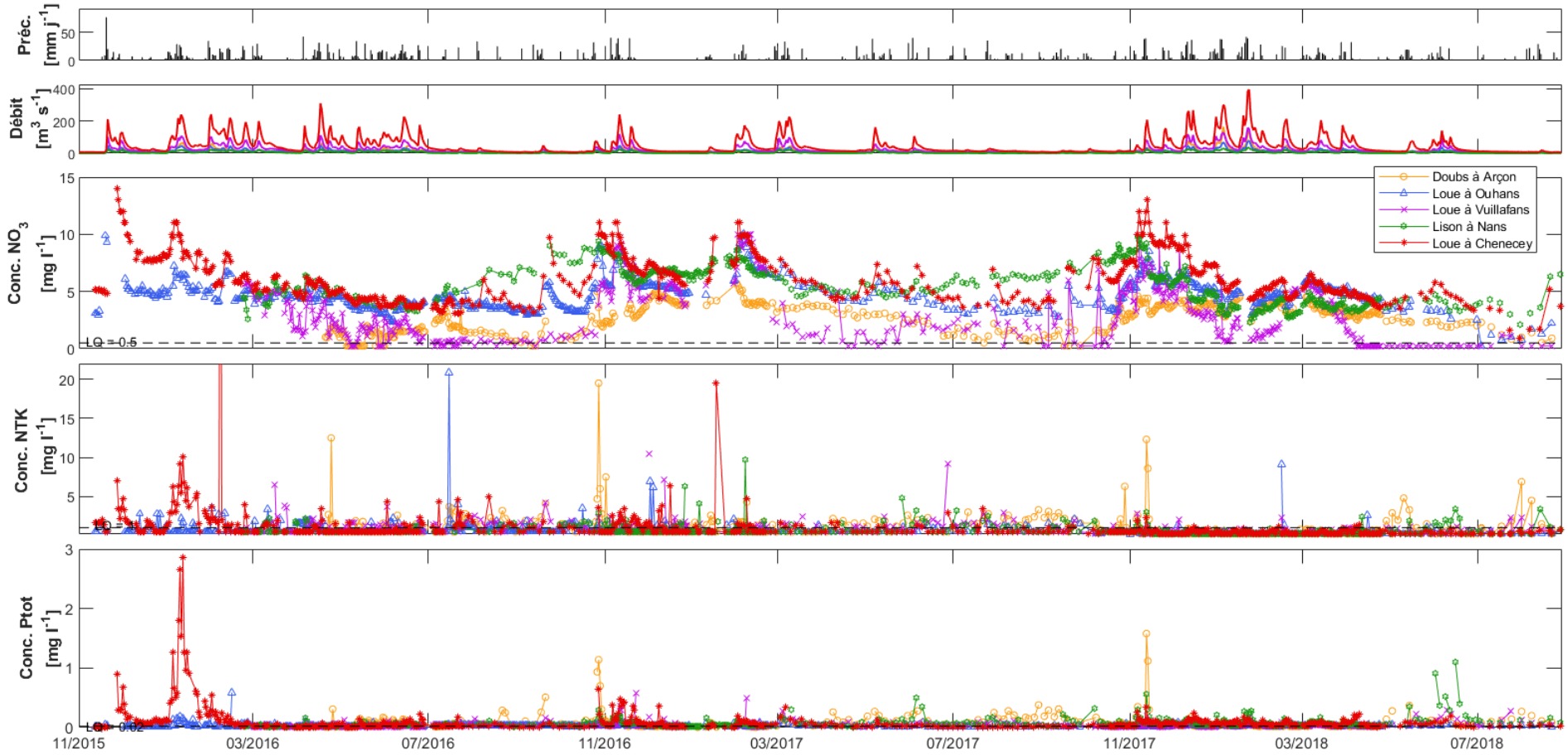



*Figure 106 : Évolution de NO3, NTK et Ptot de 2015 à 2018.*

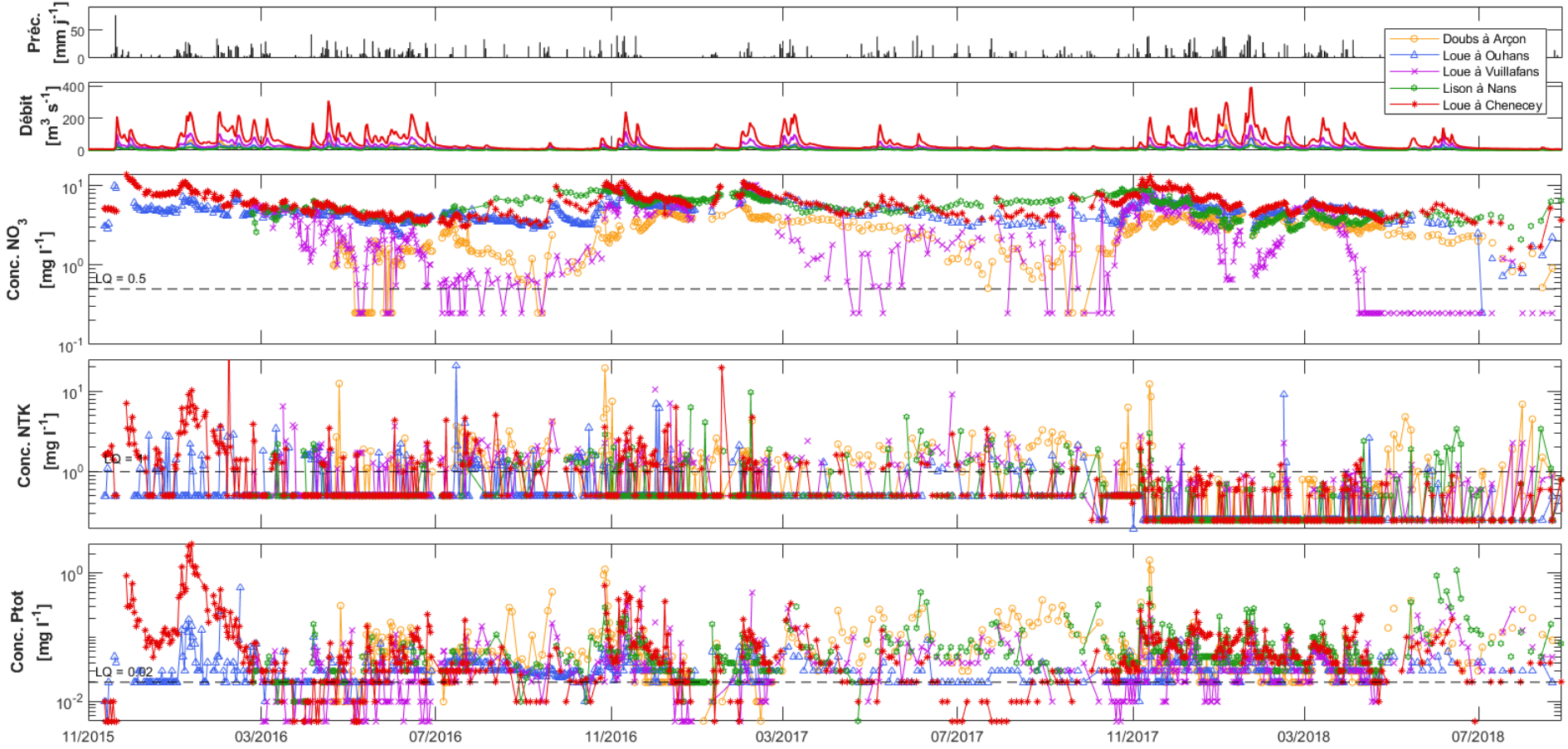



*Figure 107 : Évolution de NO3, NTK et Ptot de 2015 à 2018 – données de concentration en échelle Log.*

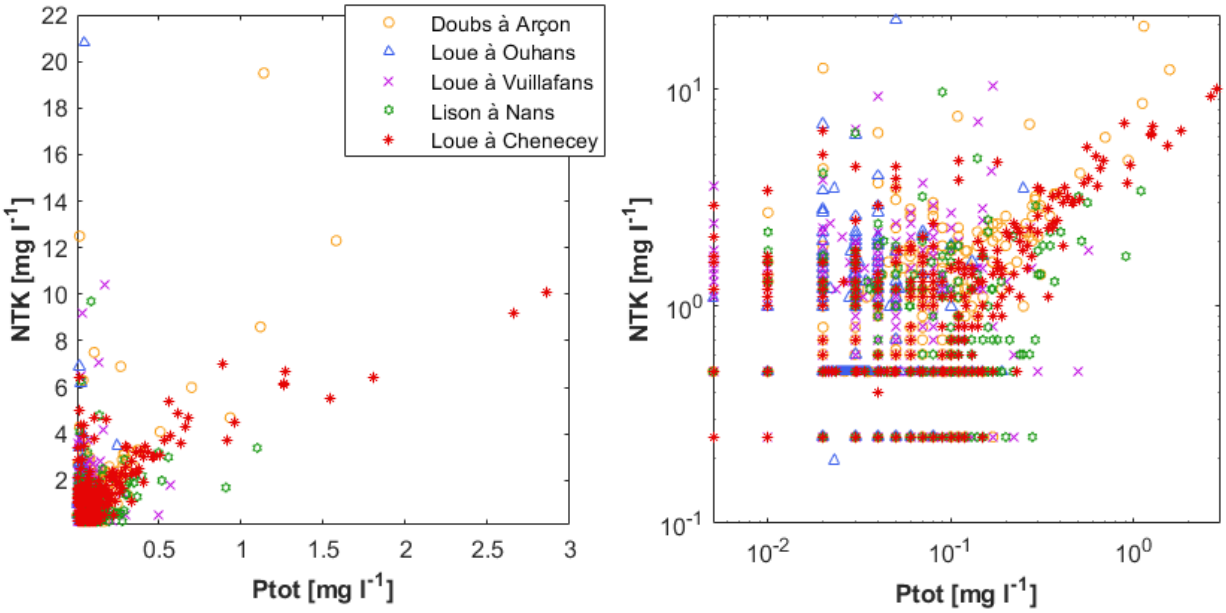



*Figure 108 : Comparaison des concentrations en NTK et Ptot sur les 5 stations du réseau QUARSTIC – les mêmes données sont représentées en échelle linéaire (à gauche) et en échelle log-log (à droite)*

### 6.4.2 Flux annuels exportés

#### *a) Flux d'azote des nitrates (N-NO3)*

Les flux journaliers en azote des nitrates (N-NO3) sont présentés sur la Figure 102. Étant donné que la gamme de variation des concentrations est plus faible (entre <LQ et 25 mg/L pour les 5 stations) que celle des débits (entre 0 et 400 $m_3$/s), les flux massiques journaliers en azote sont principalement contrôlés par les débits écoulés. Ils sont donc plus importants à l'aval du bassin où les débits sont les plus élevés. Les crues d'automne-hiver apportent entre 20 et 60 t(N-NO3)/j.

Pour comparer les différents sous-bassins hydrologiques délimités au niveau de chaque station du réseau, les flux annuels de N-NO3 ont été calculés de telle manière que les apports des sous-bassins amont ont été retranchés (cf Section 3.4.1 pour les aspects méthodologiques). Ils sont normalisés par la surface du sous-bassin drainé, et exprimés en kg/ha/an, ce qui correspond à la quantité d'azote exportée chaque année par unité de surface.

La Figure 109 présente une cartographie des flux d'azote exportés dans les différents sous-bassins du réseau QUARSTIC au cours des cycles hydrologiques 2016-2017 à 2022-2023. En fonction des périodes de suivis aux différentes stations, il est possible d'avoir une résolution spatiale des flux annuels plus ou moins précise. Sur les années 2016-2017 à 2020-2021, le découpage en sous-bassin permet de différencier les 5 sous-bassins d'Arçon, Ouhans, Vuillafans, Nans et Chenecey (Figure 103 A et B). Pour les 2 cycles hydrologiques suivants 2021-2022 et 2022-2023, seuls les sous-bassins d'Arçon et Chenecey sont conservés (Figure 103 C - notons que c'est à cause de manque de données de débit lors de crues importantes à Ouhans que ce sous-bassin n'est pas représenté).

*Tableau 26 : Bilan des apports (Cf NUTRI-Karst T1 – Charlier et al., 2022) et exports moyens en azote des nitrates (N-NO3), azote Kjeldahl (NTK) et azote total (Ntot) par sous-bassins ; l'indice N_retention exprime la capacité du bassin à retenir les apports*

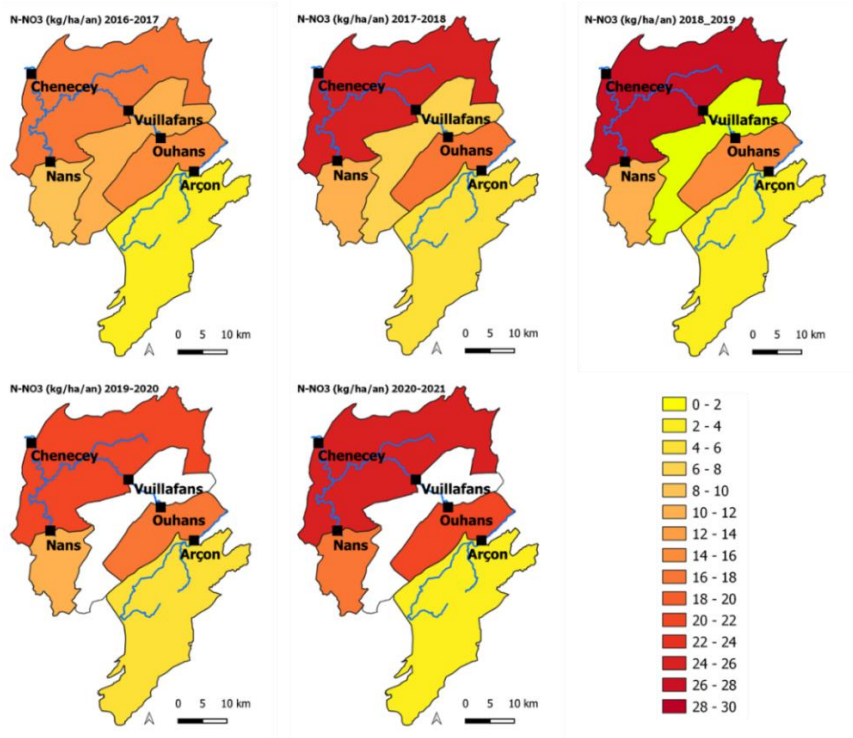
| Termes du bilan | Unité | Doubs Arçon | Source Loue Ouhans | Source Lison Nans | Loue Vuillafans | Loue Chenecey |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Apports moyens N totaux (Cf NUTRI-Karst T1) | (t/an) | 2383 | 1427 | 595 | 1522 | 2866 |
| Apports moyens N totaux (Cf NUTRI-Karst T1) | (kg/ha/an) | 43 | 73 | 43 | 51 | 43 |
| Export moyen N-NO3 sur la période QUARSTIC (2016-2023) | (kg/ha/an) | 3.6 | 16.6 | 11.6 | 8.9 | 23.2 |
| N-NO3_retention = 1 – (Exports/Apports) | (%) | 92% | 77% | 73% | 83% | 46% |
| Taux de lessivage (cf Figure 110) | (kg/m3) | 0.0004 | 0.0006 | 0.0009 | / | 0.0011 |
| | | | | | | |
| Export moyen NTK sur la période QUARSTIC (2016-2018) | (kg/ha/an) | 3.3 | 2.1 | 4.0 | 9.9 | 4.1 |
| NTK_retention = 1 – (Exports_NTK/Apports) | (%) | 92% | 97% | 91% | 81% | 90% |
| | | | | | | |
| NTot_retention = 1 – (Exports_Ntot/Apports) | (%) | 84% | 74% | 64% | 63% | 37% |

L'analyse des cartes des flux de N-NO3 montre que les sous-bassins exportent des flux moyens compris entre 3 et 23 kg/ha/an, avec des flux plus faibles en altitude sur le Doubs à Arçon et des flux plus élevés à l'aval à Chenecey-Buillon. La variabilité des apports moyens sur les bassins versants ne permet pas d'expliquer à elle seule les taux d'exportations observés (Tableau 26). En effet, il y a autant d'apports par unité de surface sur le Doubs à Arçon, la source du Lison, et sur la Loue à Chenecey (43 kg/ha/an) ; les apports les plus importants étant situés sur le sous-bassin de la source de la Loue (73 kg/ha/an).

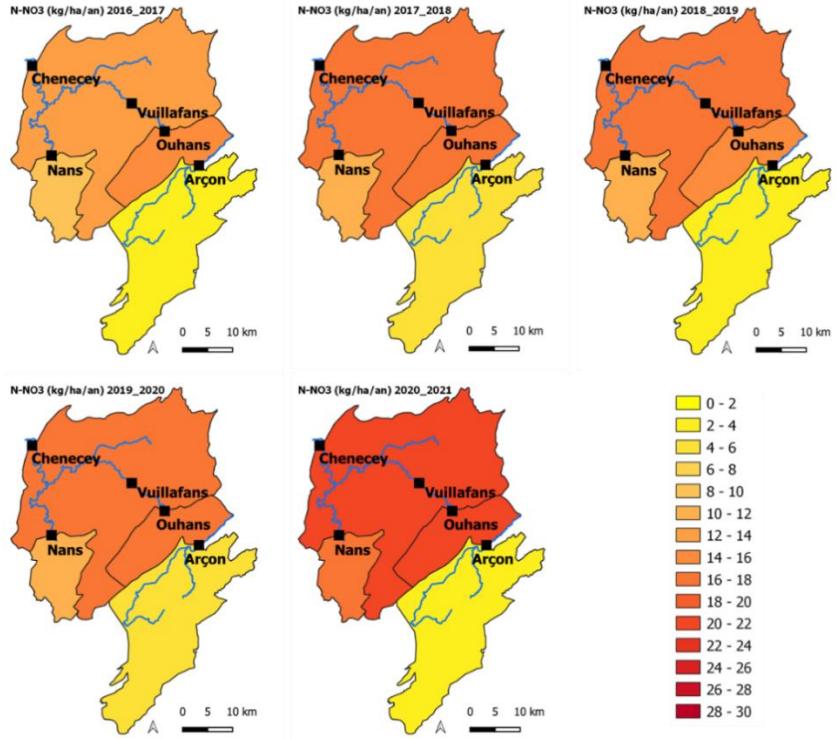
L'indice de rétention traduit la complexité des écarts entre les exports et les apports. Au-delà des raisons liées à la forte variabilité de la vulnérabilité des karsts, il intègre également la variabilité des pratiques agricoles. On peut ainsi émettre 2 hypothèses :

- les pratiques agricoles plus intensives (retournement de prairies et mise en culture de certaines parcelles en céréales) sur la partie aval du bassin sont une des clés de compréhension des exports plus importants à Chenecey ;
- les karsts du sous-bassin de Chenecey, et notamment le système Brême-Maine-Ecoutot est fortement vulnérable aux pressions du plateau d'Ornans (cf. les résultats du profil en long Section 6.3).

A) résolution à 5 sous-bassins




B) résolution à 4 sous-bassins



C) résolution à 2 sous-bassins

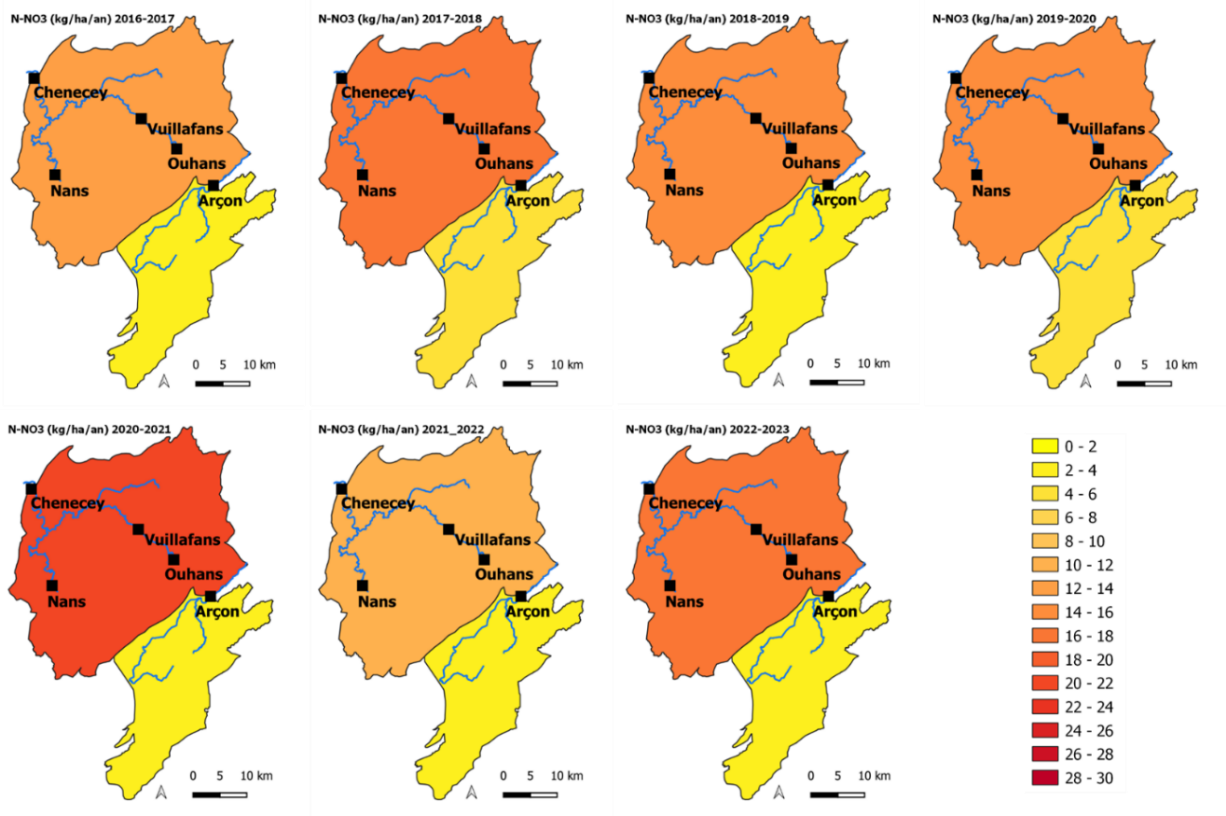



*Figure 109 : Carte des flux d'azote (N-NO3) sur les sous-bassins de la Loue pour les cycles hydrologiques 2016-2017 à 2020-202 ; les 3 groupes de cartes A), B), C) illustrent les différents découpages selon la disponibilité des données ; les flux annuels sont exprimés par unité de surface en kg(N-NO3)/ha/an.*

En terme de variabilité inter-annuelle, on note des écarts de flux plus ou moins importants entre les cycles hydrologiques. Hormis les flux du sous-bassin Ouhans-Vuillafans qui présentent des incertitudes liées à la consommation de NO3 en période estivale liée à l'activité biologique de la rivière (cf. Charlier et al., 2018), pour les autres sous-bassins, il est possible de relier la variabilité des flux annuels en azote à celle des flux hydriques. Ainsi, on retrouve une forte corrélation entre débit moyen annuel et flux moyen de N exporté sur la Figure 110 (en haut). Concernant Chenecey qui comprend le plus long historique de données en NO3 :

- l'année 2003-2004 apparaît à la marge, en raison du pic exceptionnel en nitrate observé suite à la canicule de 2003.
- toutes les autres années 2002 à 2022, incluant d'autres années de sécheresse s'alignent dans la régression linéaire (qui ne tient pas compte de l'année 2003-2004).

La Figure 110 (en bas) exprime le débit moyen annuel en débit moyen spécifique, par unité de surface. La pente des droites de régression qui varie de 0.04 à 0.11% entre Arçon et Chenecey illustre le taux de lessivage des bassins en kg/m$^3$. Leur valeur est en effet cohérente avec l'indice de rétention calculé précédemment (Tableau 26). Plus l'indice de rétention est faible et plus le taux de lessivage est élevé, indiquant la gradation suivante des sous-bassins : ARC < OUH < NAN < CHE.

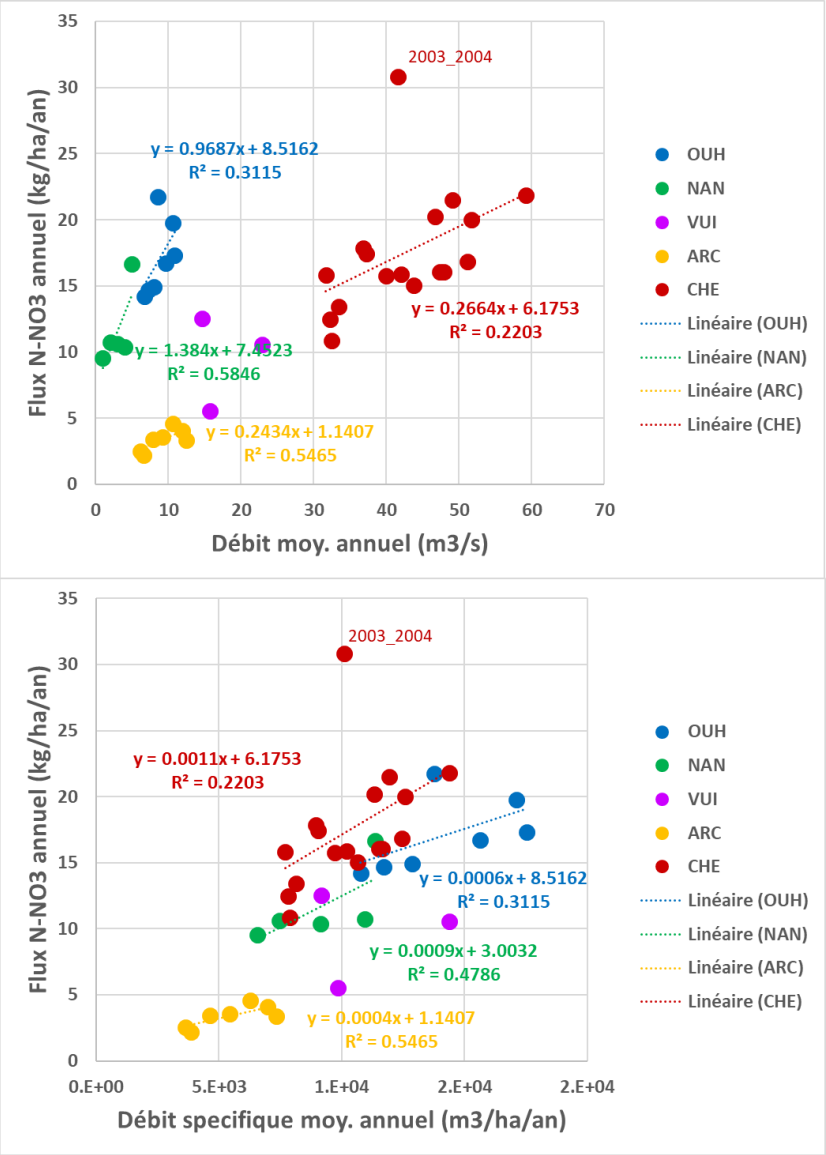



*Figure 110 : Flux de N-NO3 en fonction du débit moyen annuel écoulé, exprimé en valeur absolue (en haut) et en débit spécifique (en bas)*

### *a) Flux d'azote total Kjeldahl (NTK)*

Les flux en azote total Kjeldahl (NTK) sont exprimés en fonction des flux annuels de l'azote des nitrates (N-NO3) sur la Figure 111. Le graphique montre une variabilité annuelle, mais malgré cela, indique une proportion relativement forte d'azote organique (pour rappel, NTK = azote organique + NH4).

Pour la source de la Loue, le rapport des 2 flux est autour de 1 à 8, mais augmente fortement pour les autres stations, et notamment Arçon pour laquelle on observe un flux annuel équivalent entre l'azote organique dont l'origine est une eau usée, et l'azote des nitrates dont l'origine est agricole. Ce résultat permet de pondérer la part des flux totaux d'azote retrouvée dans les eaux, en regard du bruit de fond qui reste produit par les rejets agricoles (forte saisonnalité de NO3).

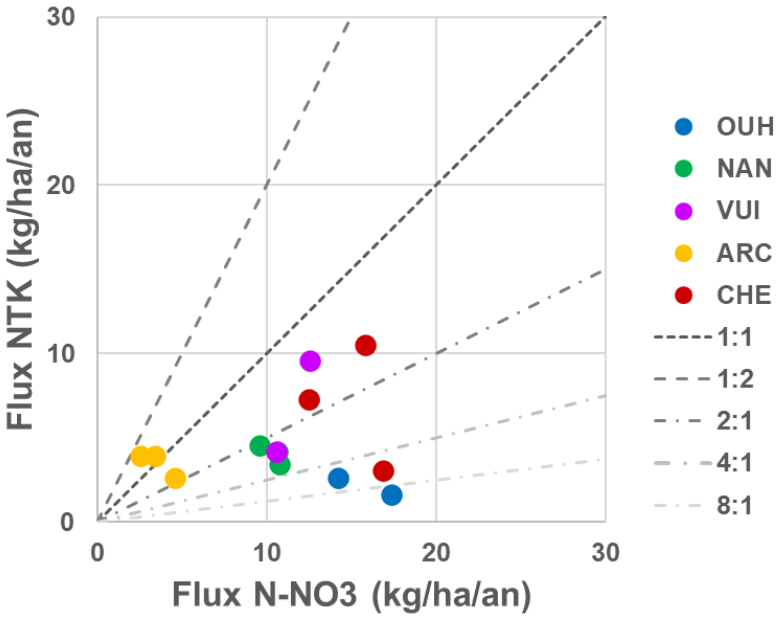



*Figure 111 : Comparaison des flux annuels de NTK et de N-NO3*

### b) Flux de phosphore total (Ptot)

La Figure 104 présente les flux journaliers en phosphore total (Ptot). À l'inverse des flux d'azote, les flux journaliers de Ptot dépendent peu des débits. Au contraire, les pics de concentrations en Ptot varient dans des gammes bien supérieures à celles des débits. On observe ainsi des flux journaliers élevés lors des pics de concentration synchrones avec des crues hivernales, jusqu'à 5 t/j en PO4 et jusqu'à 55 t/j en Ptot. Les pics de flux sont majoritairement observés à Chenecey où s'observent les plus gros débits. Les pics importants en Ptot observés à Nans et Arçon engendrent des pics de flux journaliers non négligeables sur ces mêmes bassins. Durant les étiages, les fortes concentrations observées n'entraînent pas une augmentation considérable des flux pour l'ensemble des stations.

*Tableau 27 : Bilan des apports (Cf NUTRI-Karst T1 – Charlier et al., 2022) et exports moyens en phosphore total Ptot par sous-bassins ; l'indice P_retention exprime la capacité du bassin à retenir les apports*

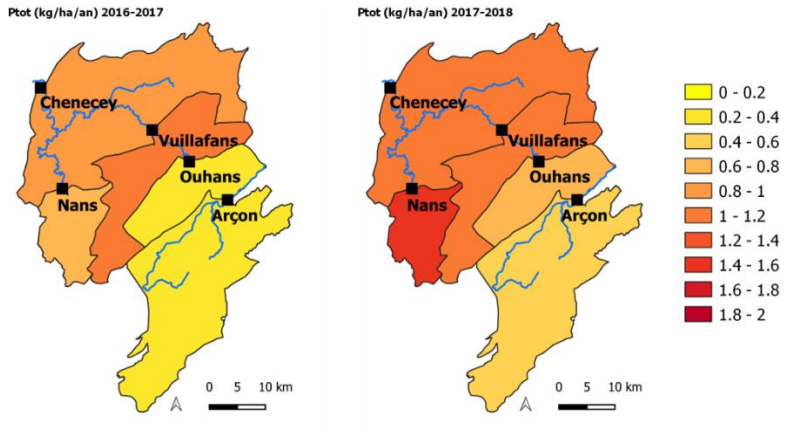
| Termes du bilan | Unité | Doubs Arçon | Source Loue Ouhans | Source Lison Nans | Loue Vuillafans | Loue Chenecey |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Apports moyens Ptot (Cf NUTRI-Karst T1) | (t/an) | 775 | 508 | 222 | 550 | 1 041 |
| Apports moyens Ptot (Cf NUTRI-Karst T1) | (kg/ha/an) | 13 | 26 | 16 | 19 | 16 |
| Export moyen Ptot sur la période QUARSTIC (2016-2018) | (kg/ha/an) | 0.45 | 0.51 | 1.16 | 1.06 | 1.05 |
| P_retention = 1 – (Exports/Apports) | (%) | 97% | 98% | 93% | 94% | 93% |

La Figure 112 présente une cartographie des flux de phosphore total exportés dans les différents sous-bassins du réseau QUARSTIC au cours des cycles hydrologiques 2016-2017, 2017-2018

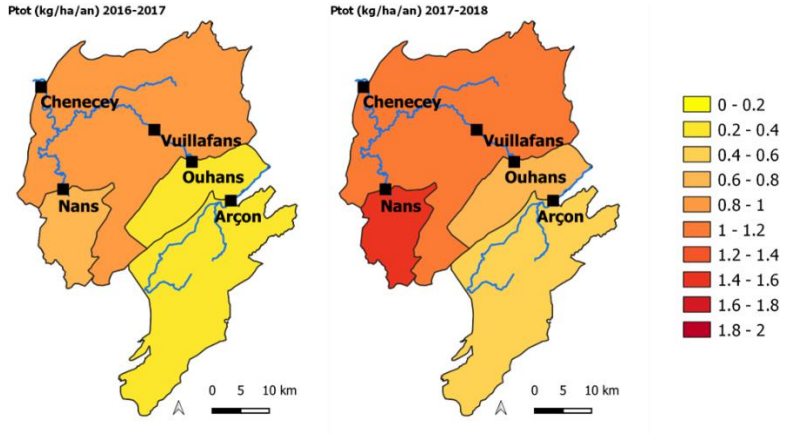
et 2022-2023. Comme pour l'azote, en fonction des périodes de suivis aux différentes stations, il est possible d'avoir une résolution spatiale des flux annuels plus ou moins précise. La Figure présente l'ensemble des résolutions spatiales pour les différents cycles.

L'analyse des cartes montre que la tendance spatiale des flux de Ptot exportés comporte des similarités à celle des flux d'azote, avec un effet amont-aval et des flux plus importants sur les plateaux de la Loue que sur la Haute-Chaîne drainée par le Doubs. Cependant, de manière différente, le bassin de la source du Lison à Nans est un des plus exportateurs en phosphore sur le cycle 2017-2018. Les sous-bassins exportent des flux moyens de Ptot compris entre 0.03 et 1.5 kg/ha/an. En regard de l'indice de rétention P_rétention qui a été calculé, il est difficile d'identifier les déterminants de la variabilité spatiale, étant donné que l'indice est très élevé (> 90%). On note toutefois des apports plus élevés sur le bassin de la source de la Loue (26 kg/ha/an) en comparaison aux autres bassins (entre 13 et 19 kg/ha/an). Cependant la source de la Loue est un des bassins les moins exportateurs. Cela est d'autant plus vrai qu'il reçoit une partie des pertes du Doubs à Arçon. Une des explications d'un indice de rétention très élevé est peut-être dans le niveau faible de reliquats phosphorés agricoles, en lien avec la forte diminution des apports depuis plusieurs décennies, et une conséquence que cela a sur des indices de nutrition à un niveau élevé (cf Section 4.2.5).

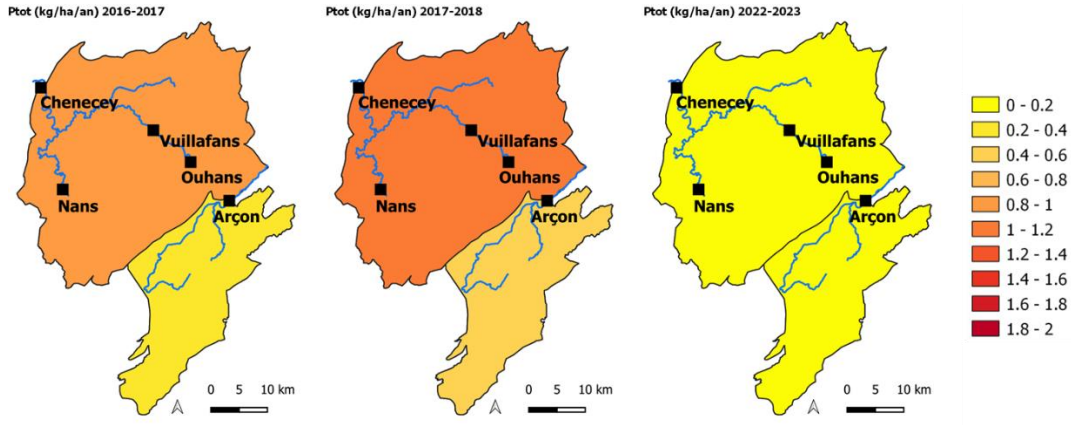
Il est difficile de traiter de la variabilité inter-annuelle sur la base de 2 ou 3 cycles hydrologiques. On notera toutefois des flux plus élevés sur le cycle 2017-2018, en lien avec un débit moyen plus élevé que sur le cycle 2016-2017. La recherche de lien entre la variabilité annuelle et les conditions hydrologiques (Figure 113) n'est pas concluante pour le phosphore. C'est vers les conditions de rejets domestiques et/ou industriels qu'il faut chercher une cause de cette variabilité.




A) résolution à 5 sous-bassins




B) résolution à 4 sous-bassins




C) résolution à 2 sous-bassins

*Figure 112 : Carte des flux de phosphore total (Ptot) sur les sous-bassins de la Loue pour les cycles hydrologiques 2016-2017, 2017-2018 et 20222-2023 ; les 3 groupes de cartes A), B), C illustrent les différents découpages selon la disponibilité des données ; les flux annuels sont exprimés par unité de surface en kg(P)/ha/an. Les cycles 2019 à 2022 ne sont pas quantifiables du fait d'une invalidité des données.*

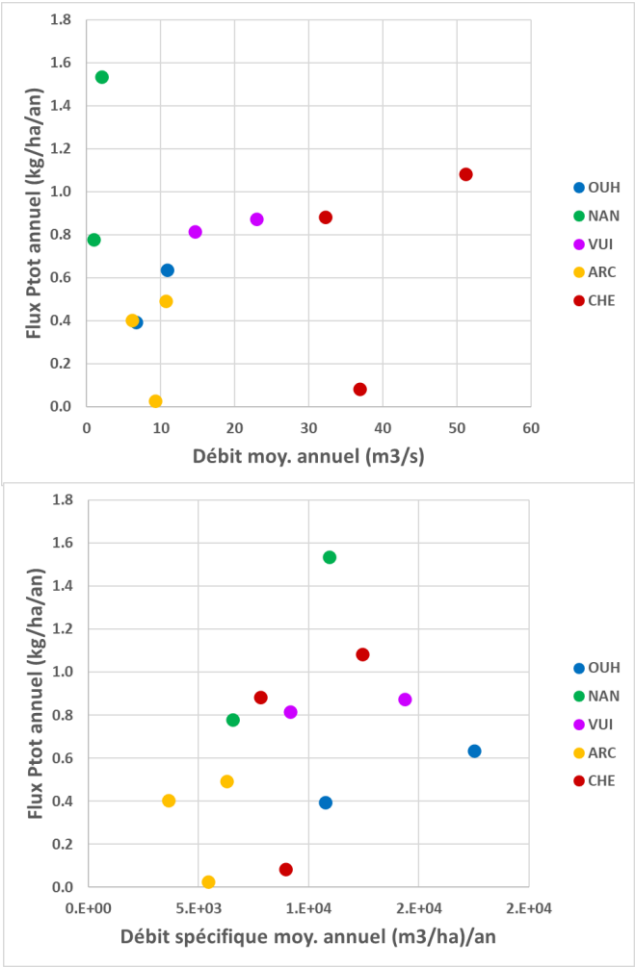


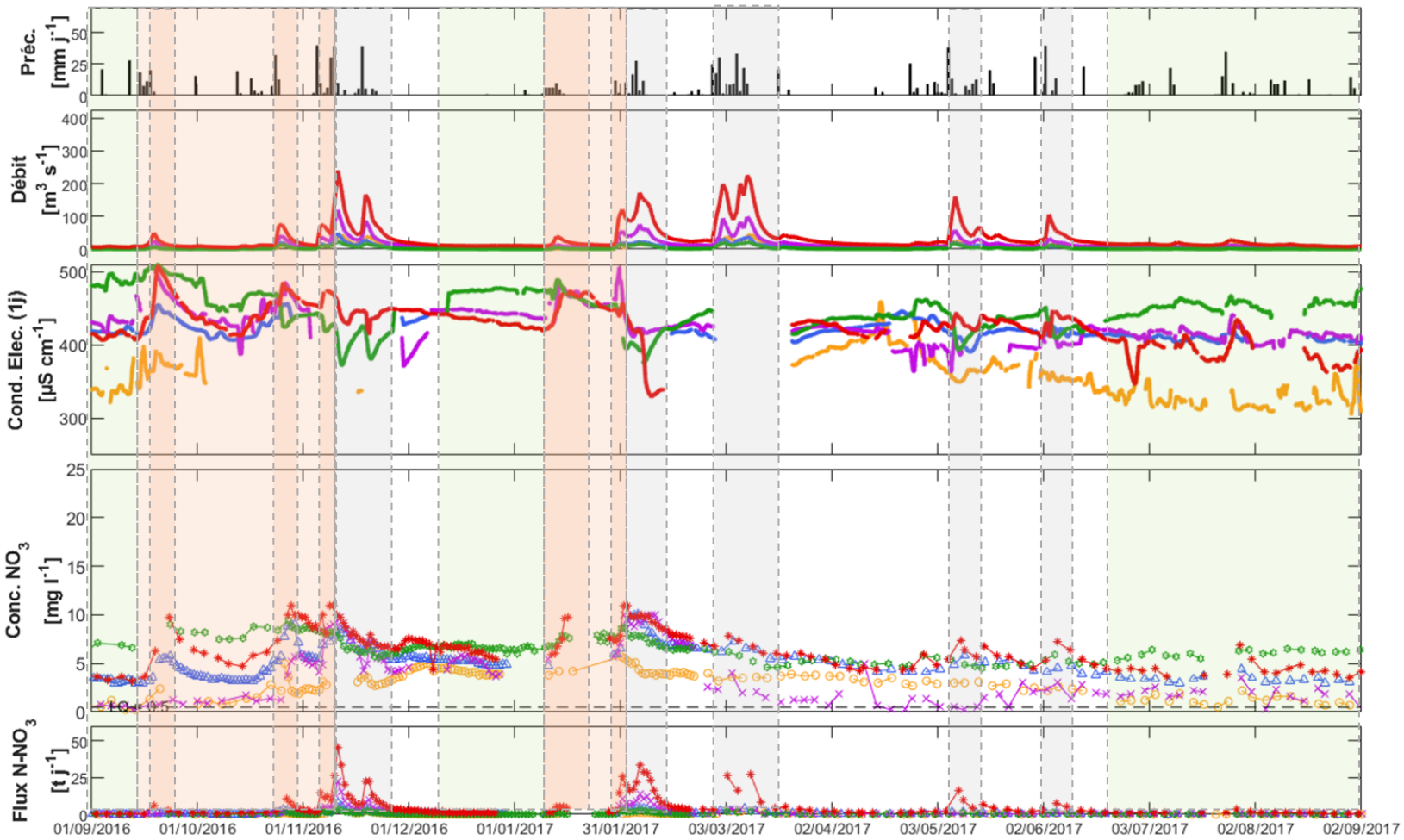

*Figure 113 : Flux de Ptot en fonction du débit moyen annuel écoulé, exprimé en valeur absolue (en haut) et en débit spécifique (en bas)*

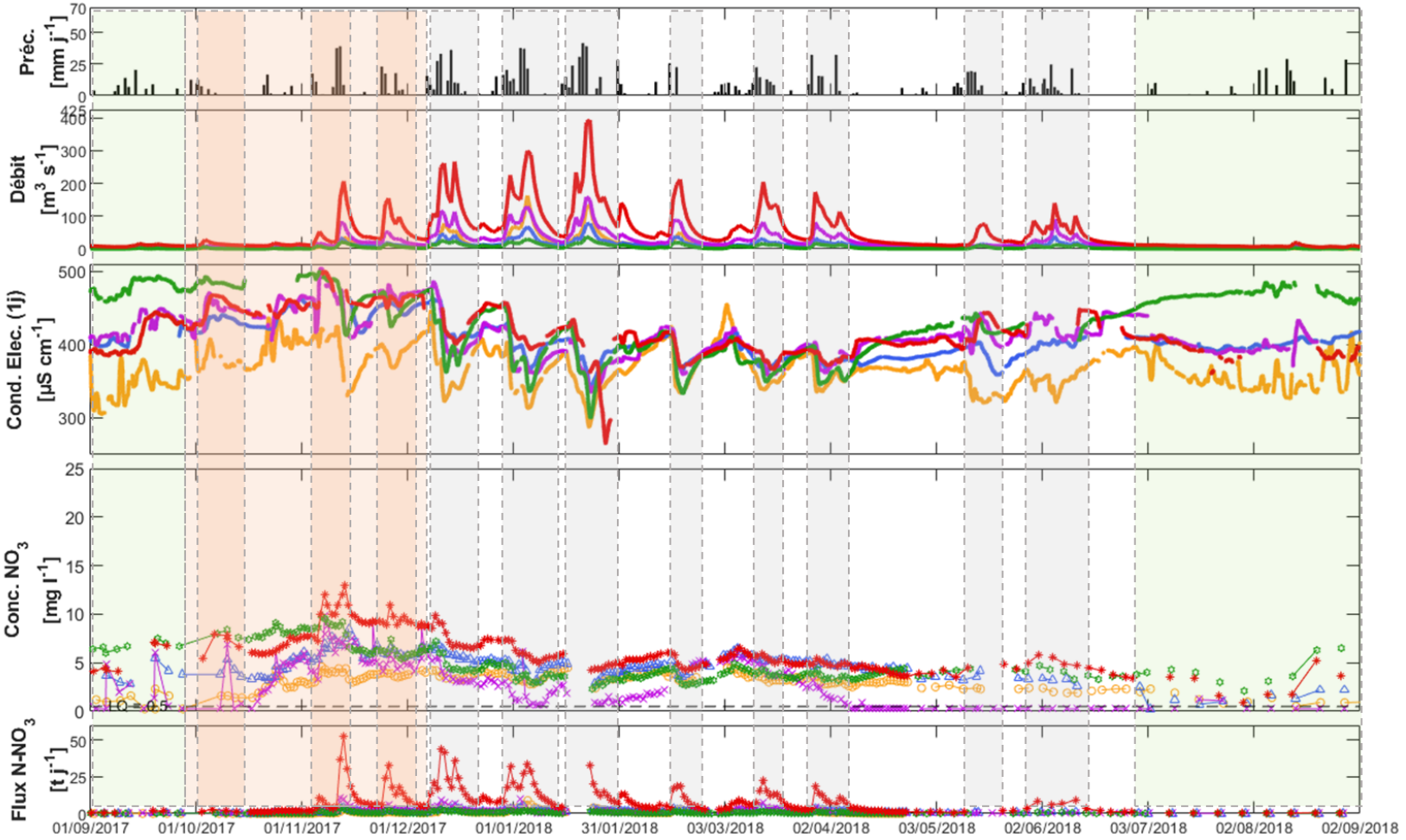
### 6.4.3 Typologie des périodes hydrologiques pour l'analyse de la saisonnalité des NO3

#### *a) Cycles hydrologiques*

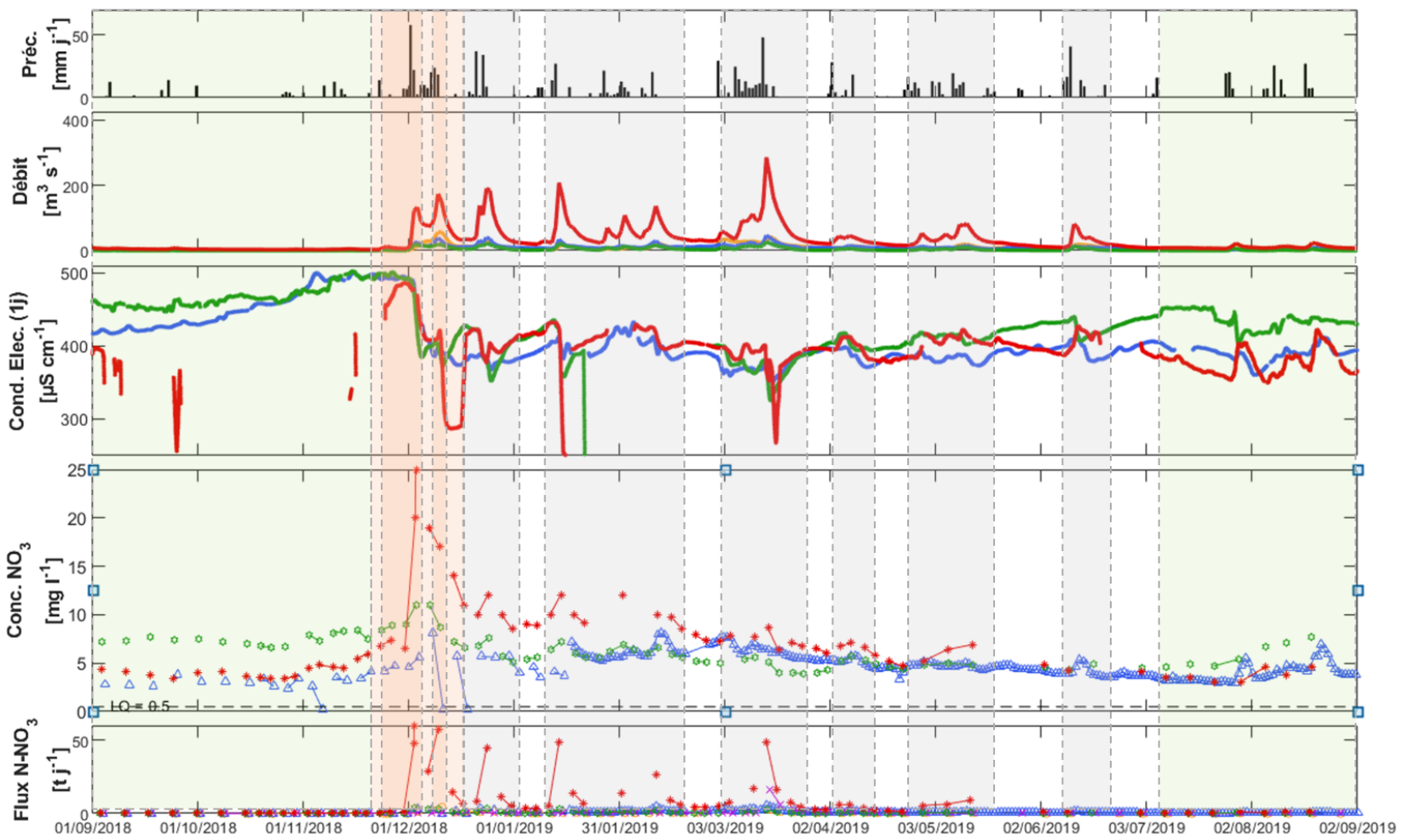
Sur la base de l'analyse temporelle globale des nutriments sur plusieurs cycles hydrologiques (Section 6.4), et l'analyse fine de la réponse du bassin pilote du Verneau (Chapitre 5), il paraît intéressant de se focaliser sur l'analyse saisonnière des données du réseau QUARSTIC qui offre l'avantage d'une approche multi-échelle sur les 2 principaux aquifères karstiques du bassin de la Loue, jusqu'à la zone aval à Chenecey. L'analyse conjointe de la conductivité électrique et des débits présentées dans la Section 5.5.1 nous a permis de mieux comprendre l'origine des nitrates mobilisés sur le site pilote du Verneau. C'est cette même méthode qui est appliquée pour les données sur la Loue issues des stations du réseau QUARSTIC présentées dans ce chapitre.

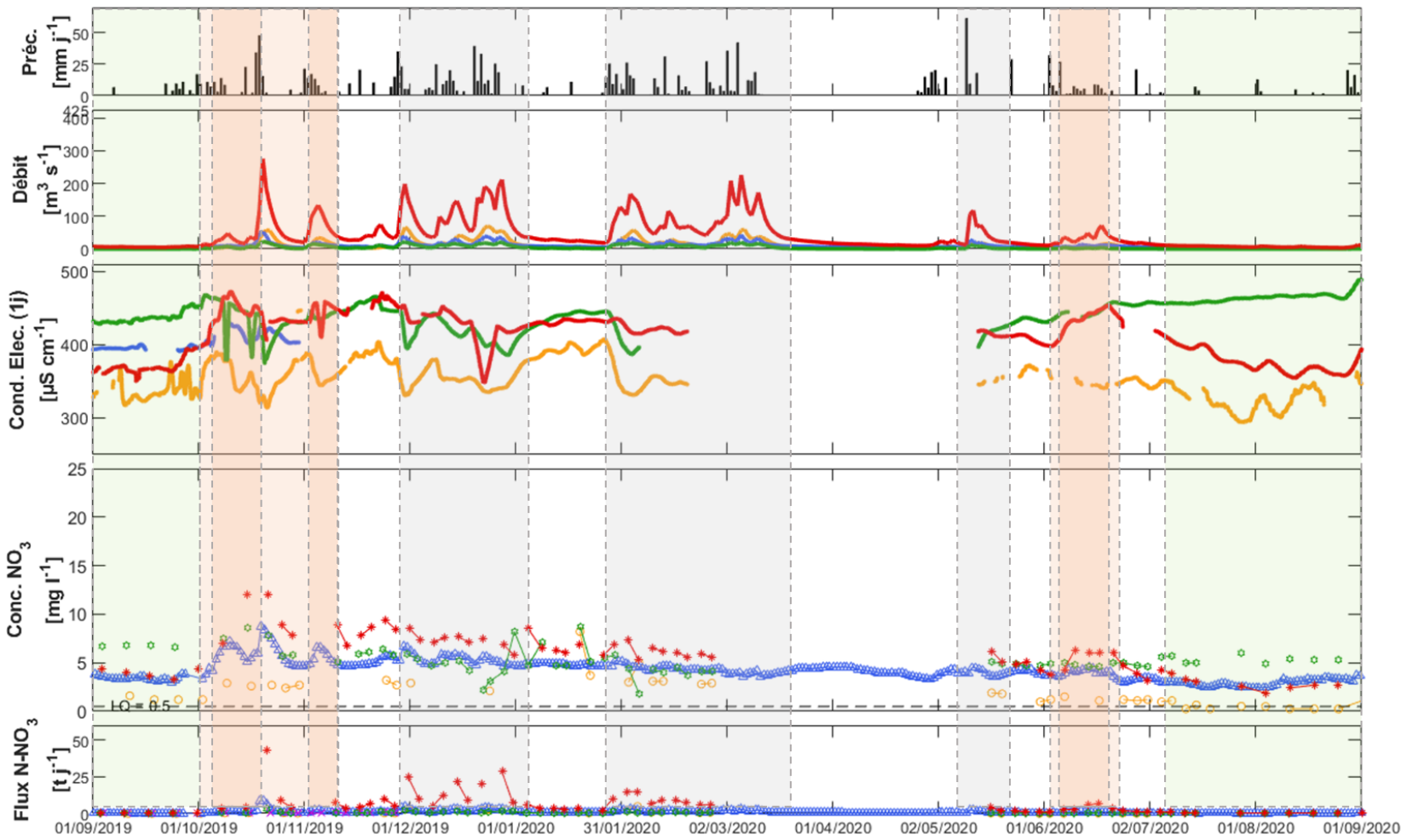
La Figure 114 présente les suivis physico-chimiques à la source de 2020 à 2023. Les périodes d'étiages estivaux sont représentées en vert. Celles des crues de reprise à l'automne sont représentées en orange, avec en orange foncé les crues associées à une augmentation ou une absence de baisse significative de la conductivité électrique (valeurs > 400 µS/cm). Celles des crues hivernales sont en fond blanc, avec un grisé les crues associées à une diminution ou à des faibles valeurs de conductivité électrique (< 400 µS/cm).

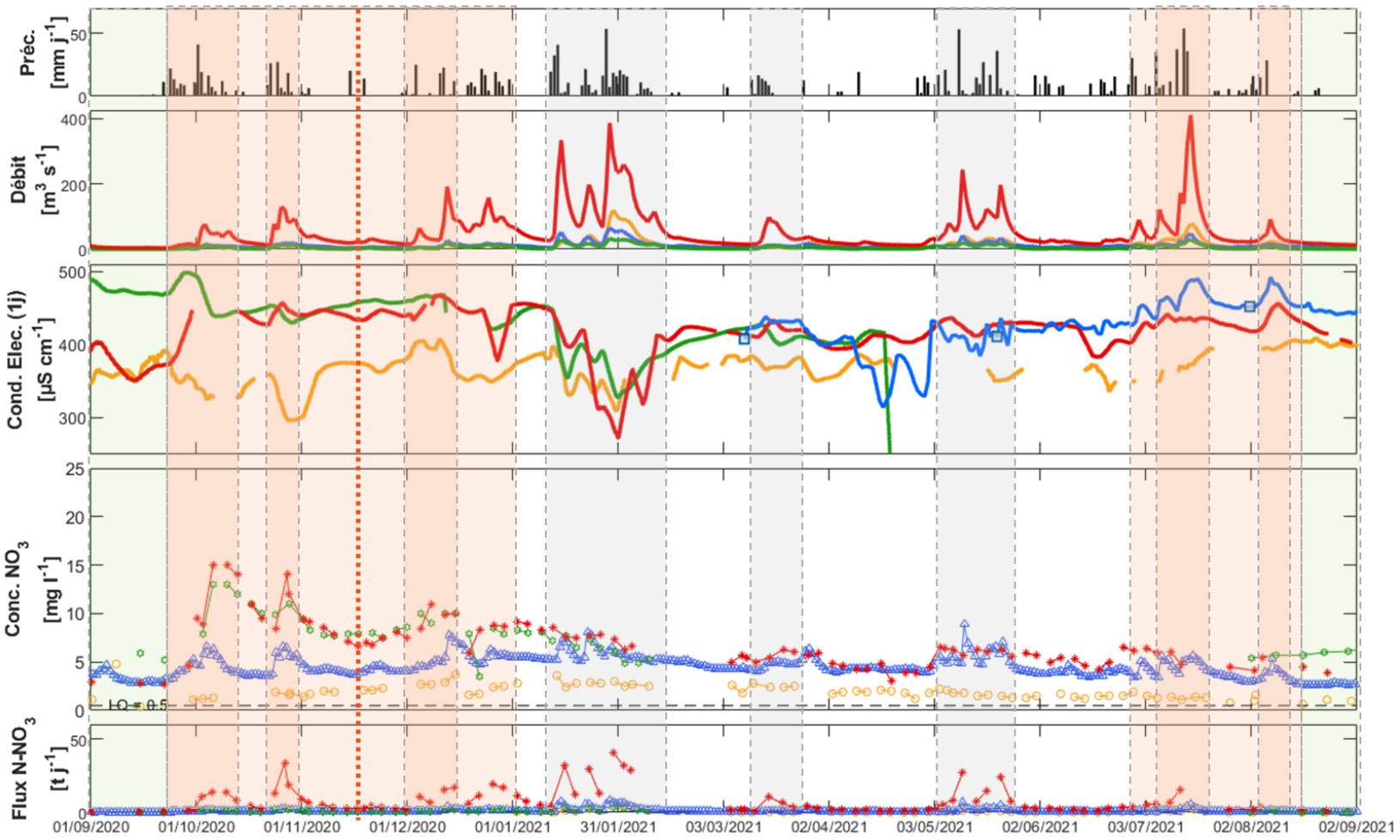

Cycle 2016-2017
Préc. [mm j-1]
Débit [m3 s-1]
Cond. Elec. (1j) [µS cm-1]
Conc. NO3 [mg l-1]
Flux N-NO3 [t j-1]
01/09/2016
01/10/2016
01/11/2016
01/12/2016
01/01/2017
31/01/2017
03/03/2017
02/04/2017
03/05/2017
02/06/2017
03/07/2017
02/08/2017
02/09/2017


Cycle 2017-2018
Préc. [mm j-1]
Débit [m3 s-1]
Cond. Elec. (1j) [µS cm-1]
Conc. NO3 [mg l-1]
LQ = 0.5
Flux N-NO3 [t j-1]
01/09/2017
01/10/2017
01/11/2017
01/12/2017
01/01/2018
31/01/2018
03/03/2018
02/04/2018
03/05/2018
02/06/2018
03/07/2018
02/08/2018
02/09/2018

**Cycle 2018-2019**

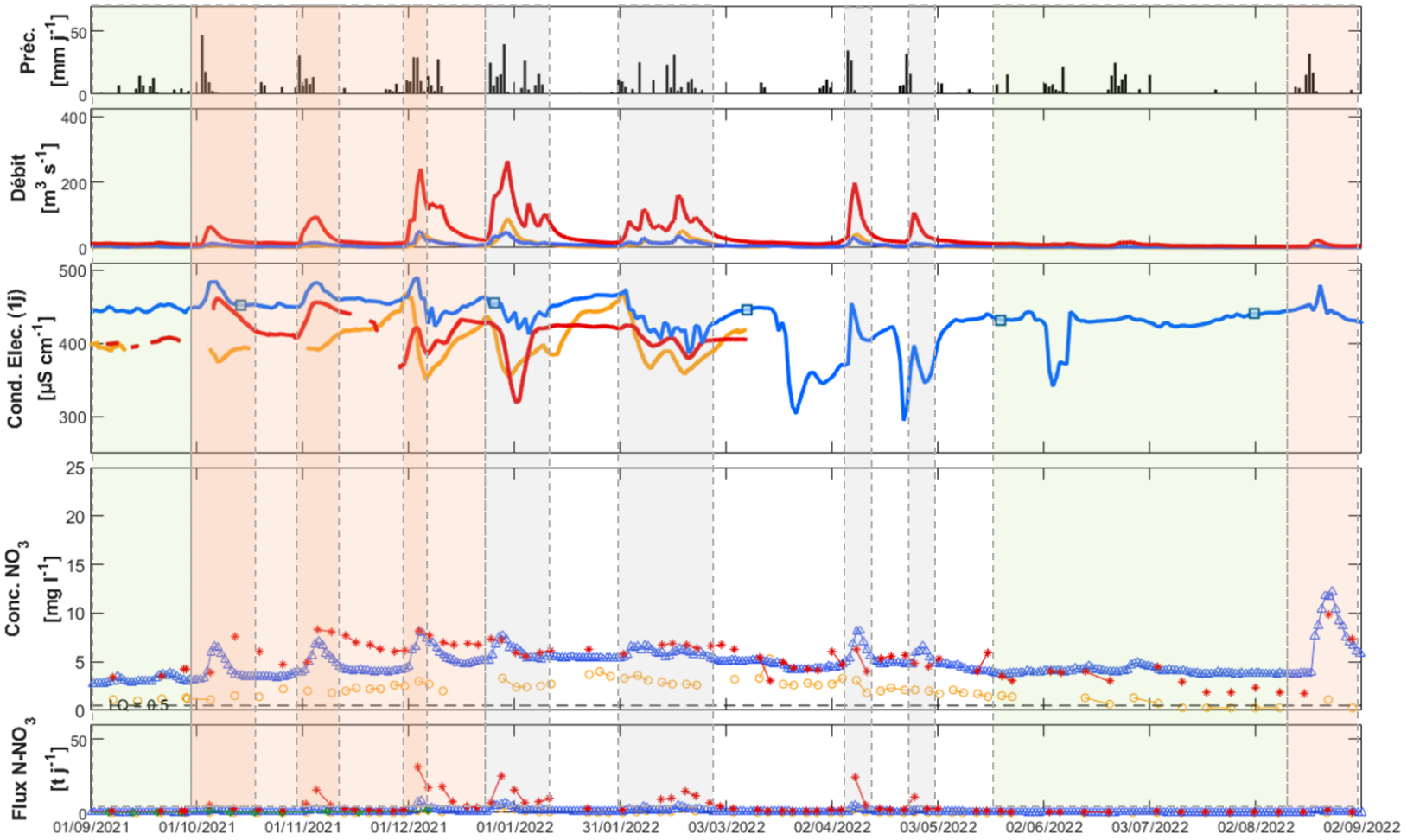



Cycle 2019-2020
Préc. [mm j-1]
Débit [m3 s-1]
Cond. Elec. (1j) [µS cm-1]
Conc. NO3 [mg l-1]
LQ = 0.5
Flux N-NO3 [t j-1]
01/09/2019
01/10/2019
01/11/2019
01/12/2019
01/01/2020
31/01/2020
02/03/2020
01/04/2020
02/05/2020
01/06/2020
02/07/2020
01/08/2020
01/09/2020




**Cycle 2020-2021**

**Cycle 2021-2022**



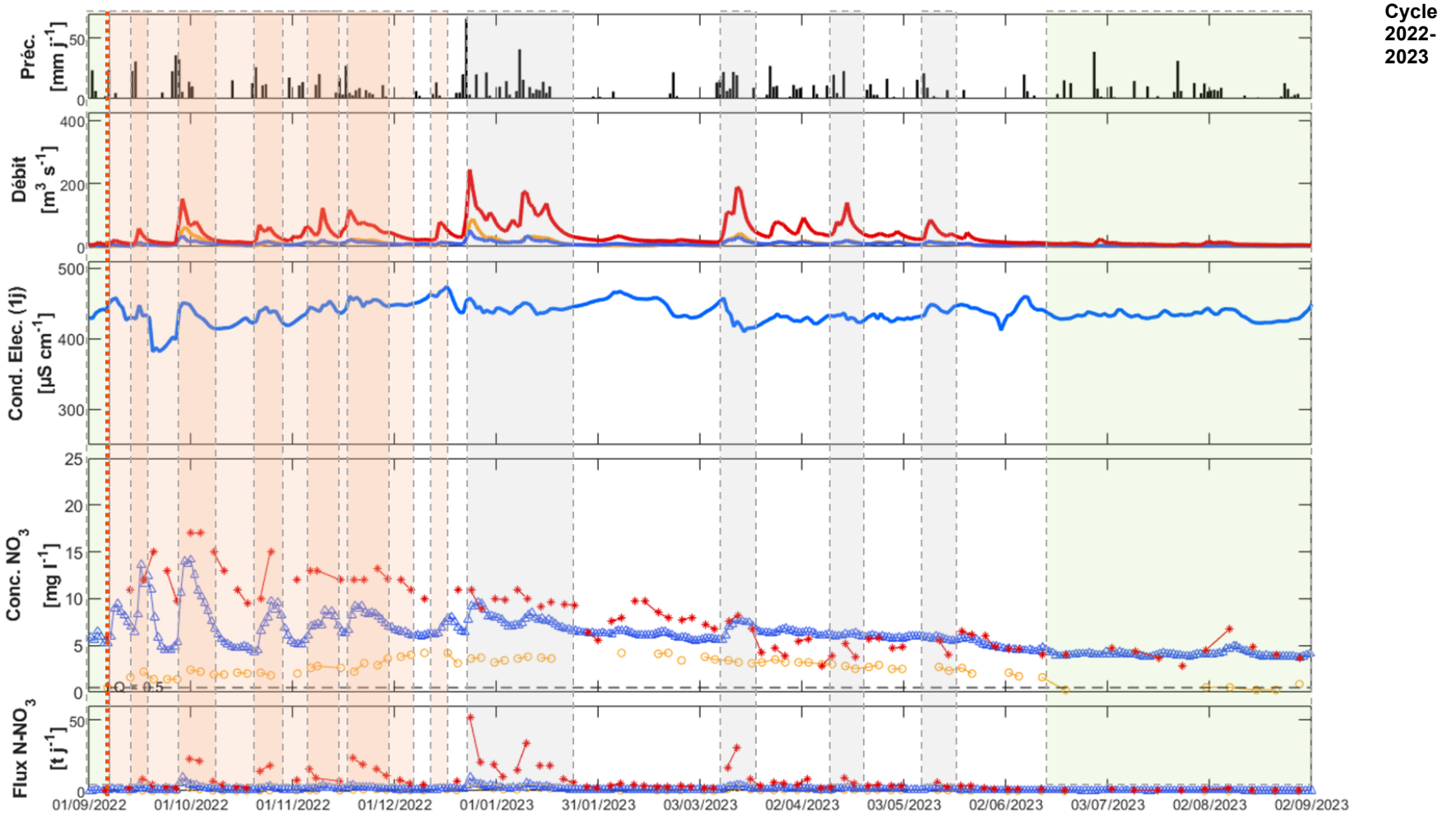



*Figure 114 : Cycles hydrologiques, et chroniques physico-chimiques (Cond. Electrique), de la concentration en NO3 et des flux d'azote des nitrates N-NO3 pour les 5 stations du réseau QUARSTIC ; les périodes d'étiages estivaux et de crues de reprise sont respectivement en vert et orange ; les 2 lignes verticales tiretés rouge en nov. 2020 et sept. 2022 indiquent les dates de prélèvements pour datation des eaux*

### *b) Différenciation des périodes de reprise, de hautes eaux et de basses eaux*

Sur la base d'une comparaison des différents cycles hydrologiques, les précisions suivantes peuvent être apportées. Lors de la reprise du cycle hydrologique, les pics en nitrate les plus élevés se produisent, alors que la conductivité éléctrique – marqueur du temps de résidence – est élevée également (en général > 400 µS/cm). Dans le détail, on observe même que le bruit de fond de concentration en NO3 commence à augmenter avant les crues de reprise, lors de l'étiage.

Le pic en NO3 se produit lors de la première crue significative avec une absence de dilution de la conductivité électrique (couleur orange foncé). Cela indique que l'eau mobilisée au moment de la montée du pic de NO3 est pré-évènementielle, c'est-à-dire qu'elle ne mobilise pas une eau de l'évènement de pluie qui génère la crue. Ainsi, comme cela a été démontré sur le site pilote du Verneau (Section 5.5), les pics de NO3 les plus forts ne sont pas générés par le lessivage du sol enrichi en NO3 après la période sèche, mais par la mobilisation d'une eau plus ancienne chargée en nitrate préalablement stockée dans la zone d'infiltration (mobilisation par effet piston).

Selon l'intensité des crues de reprise, on observe un déphasage plus ou moins long entre l'occurrence des pics de NO3 et l'arrivée de l'eau de lessivage des sols qui sont marqués par une dilution de la conductivité éléctrique (crues en grisé). Par exemple, ce déphasage est de quelques jours lors des crues de reprise 2018, mais de plusieurs semaines à plusieurs mois en 2020. Suite aux crues de reprise, les crues hivernales (couleur grisé) peuvent générer des pics en NO3, moins élevés que la crue de reprise. Les valeurs de pics en NO3 décroissent progressivement au cours de la période de hautes eaux, indiquant que le stock d'azote à lessiver diminue. Au printemps, les crues ne génèrent quasiment plus de pics de NO3, alors que cette période de reprise de la végétation et de sortie d'hiver est associée aux fortes périodes d'apports (épandages d'engrais et d'effluents sur les prairies et les cultures).

La période de basses eaux est marquée par de faibles valeurs en NO3, et par une augmentation progressive de la conductivité électrique qui indique que les eaux sollicitées sont de plus en plus anciennes.

Notons que si la méthode s'applique bien sur les stations des 2 sources du Lison et de la Loue, elle peut s'appliquer en rivière à Chenecey. Par contre, elle ne peut être utilisée pour le Doubs à Arçon qui se situe en aval du Drugeon et du lac de St Point qui perturbent la physico-chimie de l'eau.

### *c) Le cas de l'année de sécheresse exceptionnelle 2003-2004*

Sur la base de cette analyse, il est intéressant d' évaluer si le pic exceptionnel en nitrate de 2003 à Chenecey suit le même type de fonctionnement. La Figure 115 présente les données disponibles[13], à un pas de temps moins précis que les données du réseau QUARSTIC pour la conductivité électrique. Cependant, il est possible d'identifier la même typologie de périodes et de constater que les premiers pics sont susceptibles d'avoir été générés par une eau plus ancienne que l'eau de pluie de l'épisode pluvieux.

[13] Données fournies par Grand Besançon Métropole

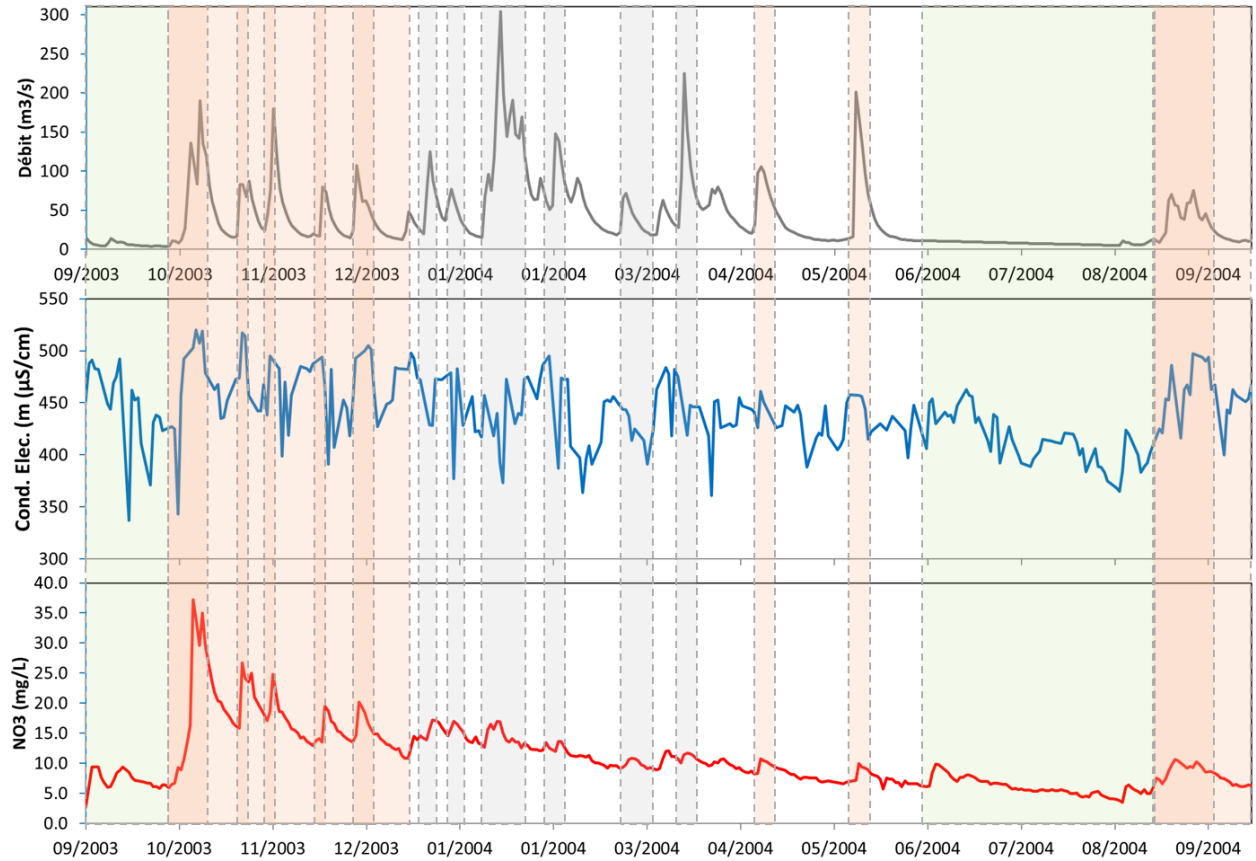



*Figure 115 : Cycle 2003-2004 à Chenecey-Buillon à partir des données de la Ville de Besançon (données bi- à tri-hebdomadaires) ; périodes d'étiage en vert, de reprise en orange et de hautes eaux en blanc.*

### *d) Temps de résidence des eaux mobilisées lors des pics en nitrate*

Le question du temps de résidence de l'eau mobilisée lors des crues de reprise est une question délicate à traiter. Les données de datation des eaux réalisées sur des prélèvements en étiage (septembre 2022) et en crue de reprise (novembre 2020) permettent de donner de premiers éléments (cf NUTRI-Karst T2 – Charlier et al., 2024, pour la présentation des données et leur interprétation complète). Les âges apparents (« moyen » par abus de language) des principales sources échantillonnées en fin d'étiage sont de quelques années (Verneau, Maine) à environ 10-20 ans (Loue canal, Loue vasque, Loue griffon, Lison, Baume Archée). Sur les 4 sources échantillonnées en crue de reprise, Maine et Loue canal donnent des âges apparents de 1 à 1.5 (+/- 1) ans et Loue vasque et Lison des âges trop récents pour être caractérisés (<1 an). Cela indique que les eaux mobilisées en reprise, qui ne sont pas des eaux évènementielles comme l'indiquent les fortes valeurs de conductivité électrique, sont des eaux relativement récentes (qq jours < eaux mobilisées <1 an) et donc âgées de plusieurs semaines à plusieurs mois. On peut alors faire l'hypothèse que ce sont des eaux issues de la zone d'infiltration des karsts, rechargées à partir du début de l'étiage en fin de printemps et durant l'été par les orages qui peuvent être mobilisées lors des crues de reprise. Ces eaux sont mobilisées probablement par effet piston au moment de la reprise de cycle hydrologique. Elles se mélangent aux eaux de la zone noyée dont le temps de résidence est pluri-annuel. Elles sont ensuite remplacées par les eaux évènementielles dès que la zone d'infiltration a été vidangée constituant ainsi un cycle annuel.

*Tableau 28 : Synthèse des résultats des âges apparents des eaux échantillonnées en contexte de crues de reprise -novembre 2020 (orange) et en contexte d'étiage - septembre 2022 (vert) ; (cf données présentées dans le rapport NUTRI-Karst T2 – Charlier et al., 2024).*

| Identifiant_ | Test Chi2<br><br>Choix gaz | Année de Référence échantillon | Date Infiltration du pôle récent/âge | Model | Chi2 Tot | Date infiltration pole ancien/ âge | Age apparent pole ancien (a) | Age apparent pole récent (a) | % pôle ancien | % pôle récent | Age Apparent Eau (année) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Sce_Maine_ (19/11/2020) | CFC_12-SF6 | 2020 | 2020 | A | 1.958 | 2007 | 13.0 | 1.0 | 5% | 95 % | **1.6 ± 1** |
| Sce_L_Canal_ (19/11/2020) | CFC_113-SF6 | 2020 | 2020 | A | 2.464 | 1998 | 22.0 | 1.0 | 1% | 99% | **1.2 ± 1** |
| Sce_L_Vasque_ (19/11/2020) | CFC_12-SF6 | 2020 | 2020 | A | 2.779 | 2020 | 0.0 | 1.0 | 100.0% | 0.0% | **<1** |
| Sce_Lison_ (18/11/2020) | CFC_113-SF6 | 2020 | 2020 | A | 6.535 | 2020 | 0.0 | 1.0 | 100.0% | 0.0% | **<1** |
| Sce_L_Canal_ (6/9/2022) | CFC_12-113_SF6 | 2022 | 2021 | A | 0.493 | 1985 | 37 | 1.0 | 40% | 60% | 18± 4 |
| Sce_L_Canal_ (6/9/2022) | CFC_12-113_SF6 | 2022 | 1 | **B** | **1.37** | | 32 | 1.0 | 55 | 45% | **15± 3** |
| Sce_Verger_Nans_ (7/9/2022) | Tous les gaz | 2022 | 2021 | A | 3.483 | 1990 | 32 | 1.0 | 13% | 87% | 5 ± 1 |
| **Sce_Verger_Nans_ (7/9/2022)** | **Tous les gaz** | **2022** | **1** | **B** | **3.23** | | **65a** | **1.0** | **6%** | **94%** | **5 ± 1** |
| Sce_L_Griffon_ (6/9/2022) | CFC_12-113_SF6 | 2022 | 2021 | A | 2.404 | 1987 | 35 | 1.0 | 34% | 66% | 14 ± 3 |
| **Sce_L_Griffon_ (6/9/2022)** | **CFC_12-113_SF6** | **2022** | **2021** | **B** | **2.27** | | **28a** | **1.0** | **47%** | **53%** | **13 ± 3** |
| Sce_Maine_ (7/9/2022) | CFC_12-SF6 | 2022 | 2021 | A | 1.435 | 2020 | 1.0 | 1.0 | 0% | 100% | 1 ± 1 |
| Sce_Archée_ (6/9/2022) | CFC_12-113_SF6 | 2022 | 2021 | A | 1.921 | 1988 | 34 | 1.0 | 37% | 63% | 12 ± 3 |
| **Sce_Archée_ (6/9/2022)** | **CFC_12-113_SF6** | **2022** | **1** | **B** | **0.678** | | **18a** | **1.0** | **67%** | **23%** | **12 ± 3** |
| Sce_Verneau_ (7/9/2022) | Tous les gaz | 2022 | 2021 | A | 2.600 | 1993 | 29 | 1.0 | 20% | 80 | 4 ± 2 |
| **Sce_Verneau_ (7/9/2022)** | **Tous les gaz** | **2022** | **1** | **B** | **2.17** | | **8a** | **1.0** | **48%** | **52%** | **6 ± 2** |
| sce_Lison_ (7/9/2022) | Tous les gaz | 2022 | 2021 | A | 2.597 | 1989 | 33 | 1.0 | 40% | 60% | 13 ± 3 |
| **sce_Lison_ (7/9/2022)** | **Tous les gaz** | **2022** | **2021** | **B** | **0.569** | | **18a** | **1.0** | **70%** | **30%** | **14 ± 3** |
| Sce_L_Vasque_ (6/9/2022) | CFC_12-113_SF6 | 2022 | 2021 | A | 5.122 | 1985 | 37 | 1.0 | 40% | 60% | 19 ± 4 |
| **Sce_L_Vasque_ (6/9/2022)** | **CFC_12-113_SF6** | **2022** | **1** | **B** | **1.72** | | **37a** | **1.0** | **70%** | **30%** | **14 ± 3** |

A : modèle BMM (pôles récent et ancien définis par les concentrations du modèle Piston_PFM)
B : modèle BMM (pôles récent et ancien définis par les concentrations du modèle Exponentiel_EM)

***L'analyse des séries temporelles à haute fréquence des différentes formes d'azote (NO3 et NTK) et de phosphore (PO4 et Ptot) permet d'identifier l'origine des contaminations grâce à leur dynamique et de quantifier les flux annuels exportés.***

- ***Les nitrates sont retrouvés en excès au niveau des 5 stations et montrent donc une contamination chronique des eaux. NO3 est la variable comportant une saisonnalité marquée, avec un pic à l'automne lors des crues de reprise automnales. L'azote retrouvé dans les eaux provient de la recharge diffuse, et a donc principalement une origine agricole.***
- ***Le phosphore (P) et l'azote Kjeldahl (NTK) sont des variables caractérisées par des pics erratiques, illustrant une origine par rejets ponctuels, urbaine (dysfonctionnement de STEP) ou industrielle.***
- ***Les flux annuels en N-NO3 se répartissent spatialement le long du gradient altitudinal, et sont corrélés à des pratiques agricoles plus intensives (retournement de prairies, cultures de plein champs) vers les basses altitudes. Leur variabilité inter-annuelle est liée aux conditions hydrologiques et à la présence d'années sèches ou humides.***
- ***Les flux annuels en P sont liés à la localisation de points de rejets (zone urbaines, activités industrielles).***
- ***Comme cela a été démontré sur le site pilote du Verneau, l'origine de l'azote des pics de NO3 à l'automne ne sont pas générés par le lessivage du sol à ce même moment, mais par la mobilisation d'une eau plus ancienne chargée en NO3 et préalablement stockée durant le printemps dans la zone d'infiltration (mobilisation par effet piston).***
- ***L'estimation du temps de résidence des eaux à différentes périodes permet de mieux préciser l'impact des pratiques anciennes et actuelles. Les nitrates dans les eaux de concentrations faibles ou moyennes (< 10 mg/L) en fin d'étiage sont issus de pratiques anciennes de plusieurs années (temps de résidence des eaux jusqu'à 15-20 ans). Les nitrates dans les eaux des crues de reprise, sont issus de la recharge de la même année (hiver et printemps). Les nitrates dans les eaux des crues hivernales et printanières sont directement issus des épisodes de pluie qui les génèrent.***

## 6.5 FOCUS SUR LES SOURCES DE LA LOUE ET DU LISON

### 6.5.1 Relations Doubs-Loue et impacts sur les transferts de N et P

L'analyse des relations entre les pertes du Doubs et la source de la Loue est abordée afin de mieux préciser les contributions de nutriments provenant du Doubs vers la source de la Loue. Pour cela, une simulation des pertes du Doubs est réalisée sur la base des travaux précédents (Charlier, 2019) sur un tronçon Cluse-et-Mijoux + Vuillecin -> Ville du Pont (cf section 3.2.2 pour des précisions sur la méthode). La concentration en nutriments est celle mesurée dans le Doubs à Arçon, permettant alors de quantifier les flux de ces pertes rechargeant le karst de la Loue.

La Figure 117 présente les 3 cycles hydrologiques 2016-2017 à 2018-2019 pour lesquels des données en azote et en phosphore sont disponibles aux deux stations d'Arçon et de Ouhans. Une incertitude est estimée pour les pertes du Doubs, permettant d'encadrer les flux infiltrés depuis le Doubs vers la Loue. Au regard des gammes de flux exportés à la Loue, cette incertitude est faible et n'impacte pas les principaux résultats.

Une analyse des bilans de flux annuels en N et P est fournie dans le Tableau 29. Il indique par cycle hydrologique les flux de pertes à la source, et donne la proportion des 2 valeurs. Les résultats montrent que les flux d'azote provenant des pertes représentent entre 15 et 20% des flux exportés à la source. Cela traduit l'importance de l'autre origine de l'azote via la recharge diffuse, qui représente entre 80 et 85% des flux annuels exportés à la source.

Les flux de phosphore dont le montant est globalement 4 à 5 fois plus faible, renseigne sur des contributions très différentes. Pour les 2 cycles hydrologiques avec des données disponibles, on s'aperçoit que les flux issus des pertes représentent 75 à 110 % des flux à la source. Cela indique que l'essentiel des flux exportés à la source a pour origine les pertes du Doubs, et que les apports issus de la recharge diffuse sont négligeables, ou en tout cas largement minoritaires. Lorsque les flux de pertes sont supérieurs aux flux exportés sur une année (valeur de 110% en 2016-2017), on peut évoquer les incertitudes sur les données et l'estimation des débits de perte. On peut également évoquer un stockage pluri-annuel au sein du karst. Pour mémoire, le temps de résidence au sein de la zone noyée du karst de la source de la Loue vasque est de 15 à 20 ans (NUTRI-Karst T2 – Charlier et al., 2024).

*Tableau 29 : Flux annuels en azote et phosphore au niveau des pertes du Doubs et à la source de la Loue pour 3 cycles hydrologiques.*

| | Flux annuels N-NO3 (t/an) | | | Flux annuels P (t/an) | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Cycle hydrologique** | **Pertes du Doubs** | **Source de la Loue** | **Ratio pertes / source** | **Pertes du Doubs** | **Source de la Loue** | **Ratio pertes / source** |
| 2016-2017 | 40.3 | 278.8 | 14.5% | 8.5 | 7.7 | 110.4% |
| 2017-2018 | 62.2 | 339.8 | 18.3% | 9.2 | 12.4 | 74.1% |
| 2018-2019 | 57.1 | 292.1 | 19.5% | 12.6 | | |

Suite aux bilans annuels, une analyse des dynamiques de mobilisation des nutriments est proposée. L'analyse des chroniques permet de constater les faibles flux d'azote infiltrés depuis le Doubs en regard de ceux exportés à la source de la Loue. La comparaison de ces flux journaliers issus des pertes avec ceux à l'exutoire de la Loue en Figure 116 permet de caractériser la part relative au pas de temps 24h des pertes et de la recharge diffuse sur le bassin d'alimentation. Les flux d'azote provenant des pertes sont globalement 2 à 10 fois plus faibles que ceux observés à la source de la Loue. En étiage, les flux sont 2 à 4 fois plus faibles, et peuvent être jusqu'à 8 à 10 fois plus faibles que ceux observés à la source de la Loue lors des crues de hautes eaux. Malgré ces variations, il y a peu d'effet saisonnier sur les contributions relatives des pertes au karst de la Loue.

La même analyse de la dynamique des flux en phosphore apporte un constat différent. En raison de concentrations bien plus élevées dans le Doubs, on calcule des flux plus importants dans les pertes du Doubs comparé à la source de la Loue en étiage et en période de crues de reprise. Lors des hautes eaux hivernales, la tendance est inversée. Il peut y avoir un écart de 10 à 15 entre les flux journaliers de pertes et à la source, dans un sens comme dans l'autre selon ces 2 périodes. La Figure 116 différencie les périodes de reprise (rouge) et les étiages+ hautes eaux (bleu). En accord avec l'analyse des bilans annuels qui indique que l'essentiel des flux de P exportés à la source proviennent des pertes du Doubs, on observe donc des apports en étiage et lors des crues de reprise issus des pertes qui se stockent, pour être vidangés en différé lors des hautes eaux.

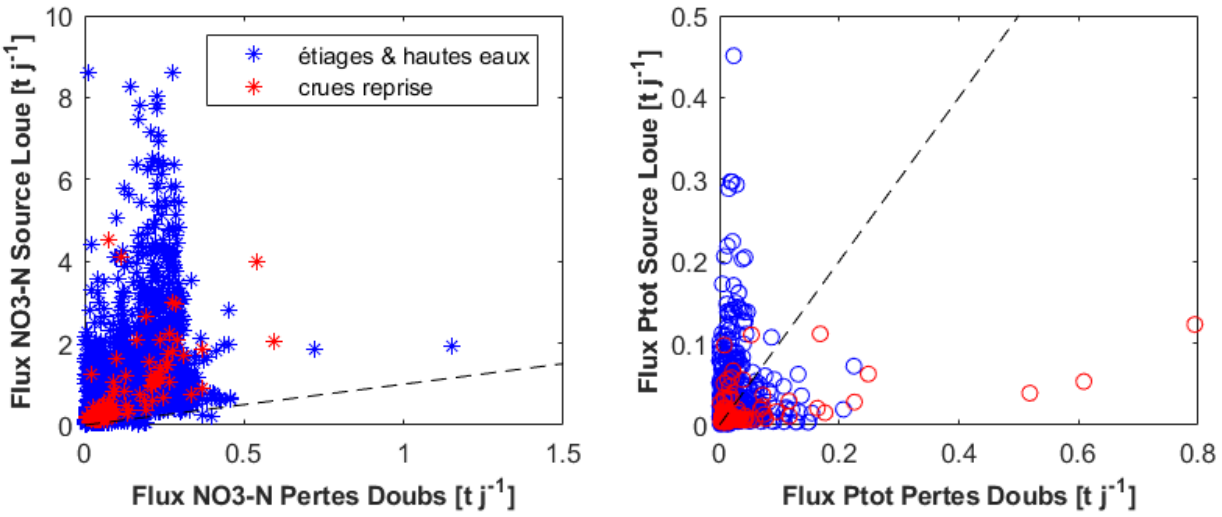
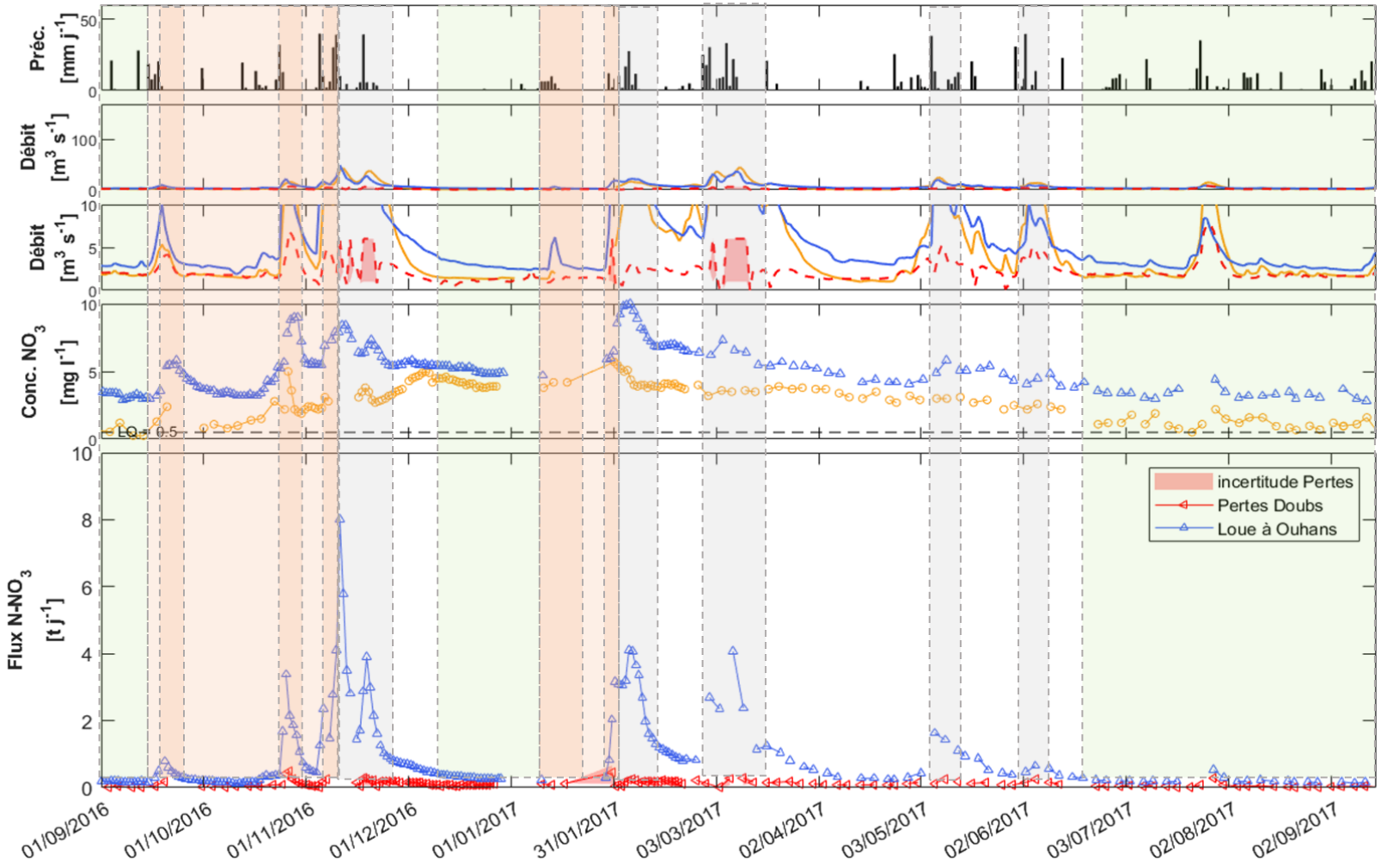
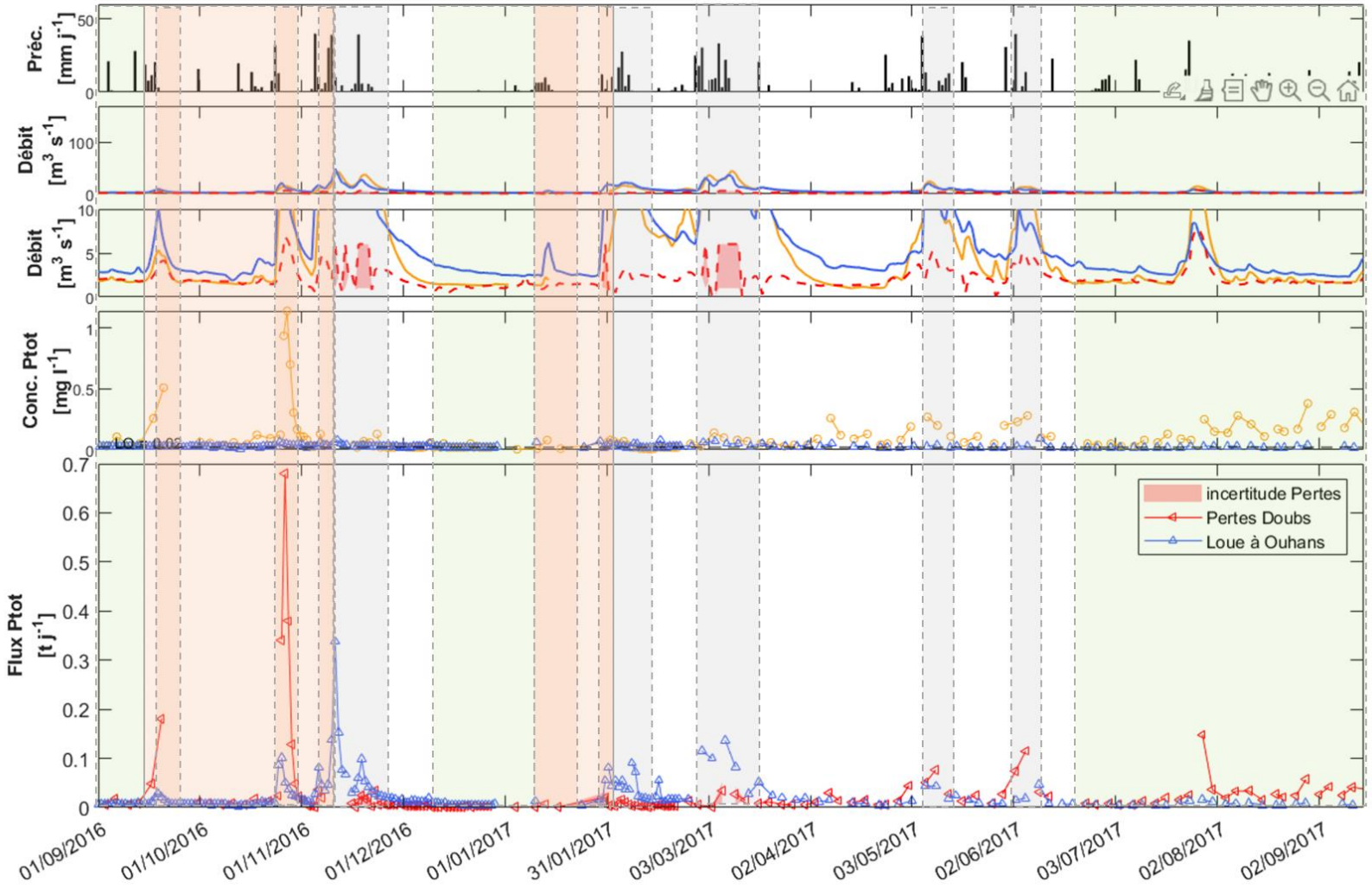



*Figure 116 : Comparaison des flux journaliers d'azote et de phosphore entre les pertes du Doubs et la source de la Loue ; les périodes de reprise sont différenciées en rouge, la droite en tireté est la droite y = x.*

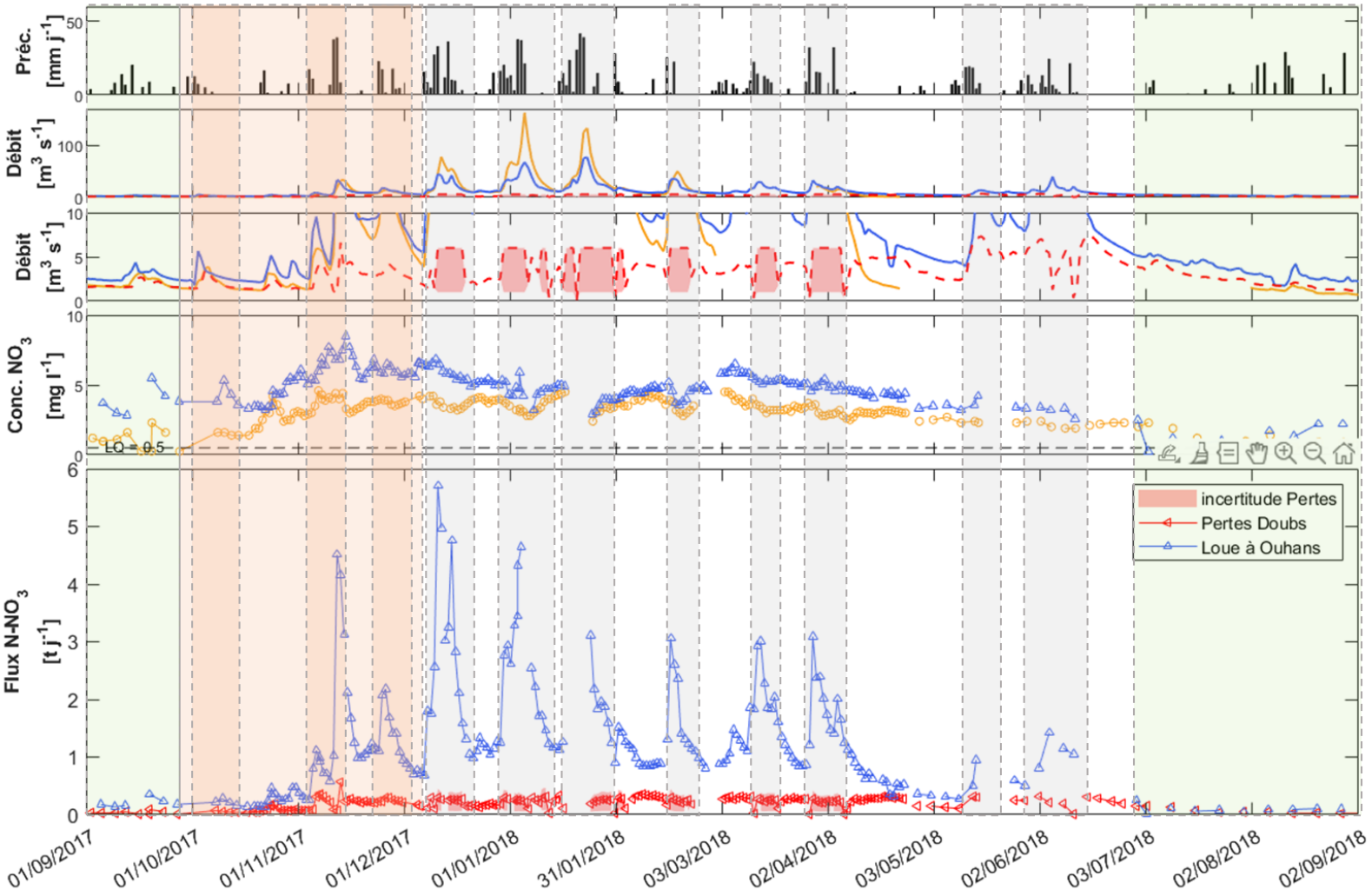
En conclusion, l'analyse des relations Doubs-Loue montre que si l'essentiel des flux de phosphore provient des pertes du Doubs, 85% des flux d'azote provient des apports du plateau sur la zone de recharge diffuse. Ainsi, le Doubs contribue à diluer quelque peu les concentrations en azote provenant du plateau. L'origine du phosphore à la Loue est très probablement urbaine depuis les rejets domestiques (STEP de Pontarlier notamment) et industriels de la plaine de l'Arlier.



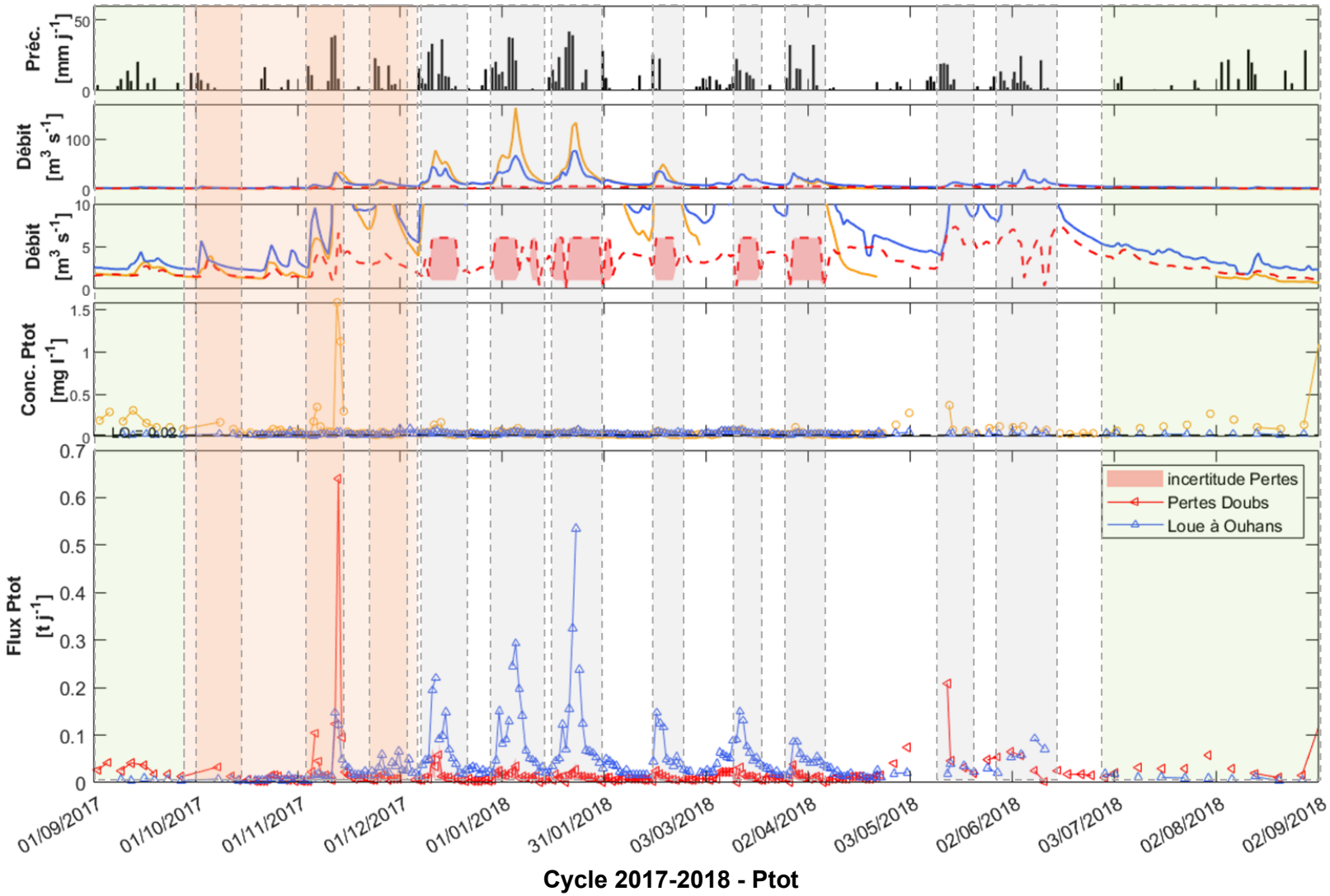

**Cycle 2016-2017 - NO3**



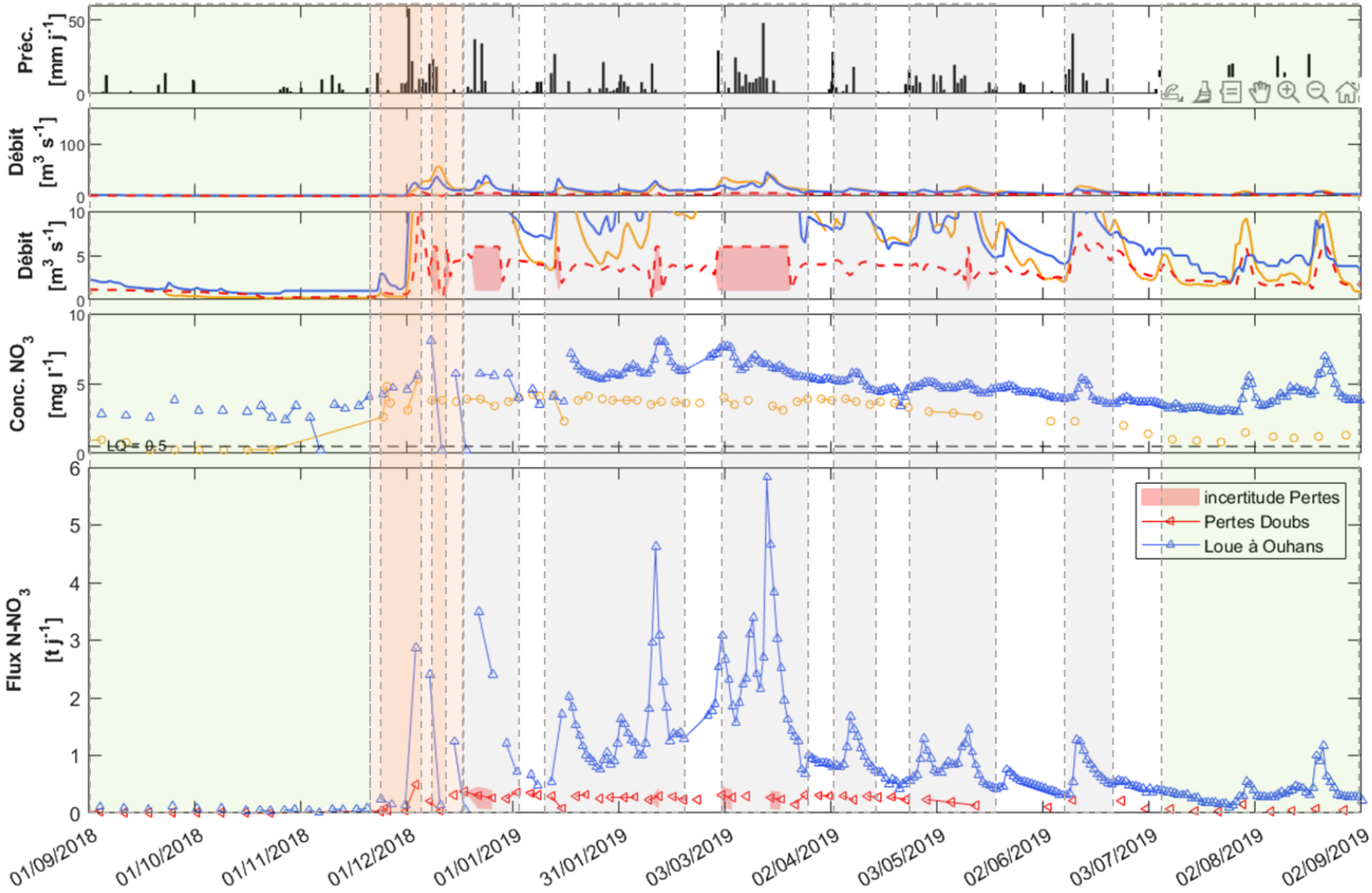

**Cycle 2016-2017 - Ptot**




**Cycle 2017-2018 - NO3**




**Cycle 2017-2018 - Ptot**




**Cycle 2018-2019 - NO3**

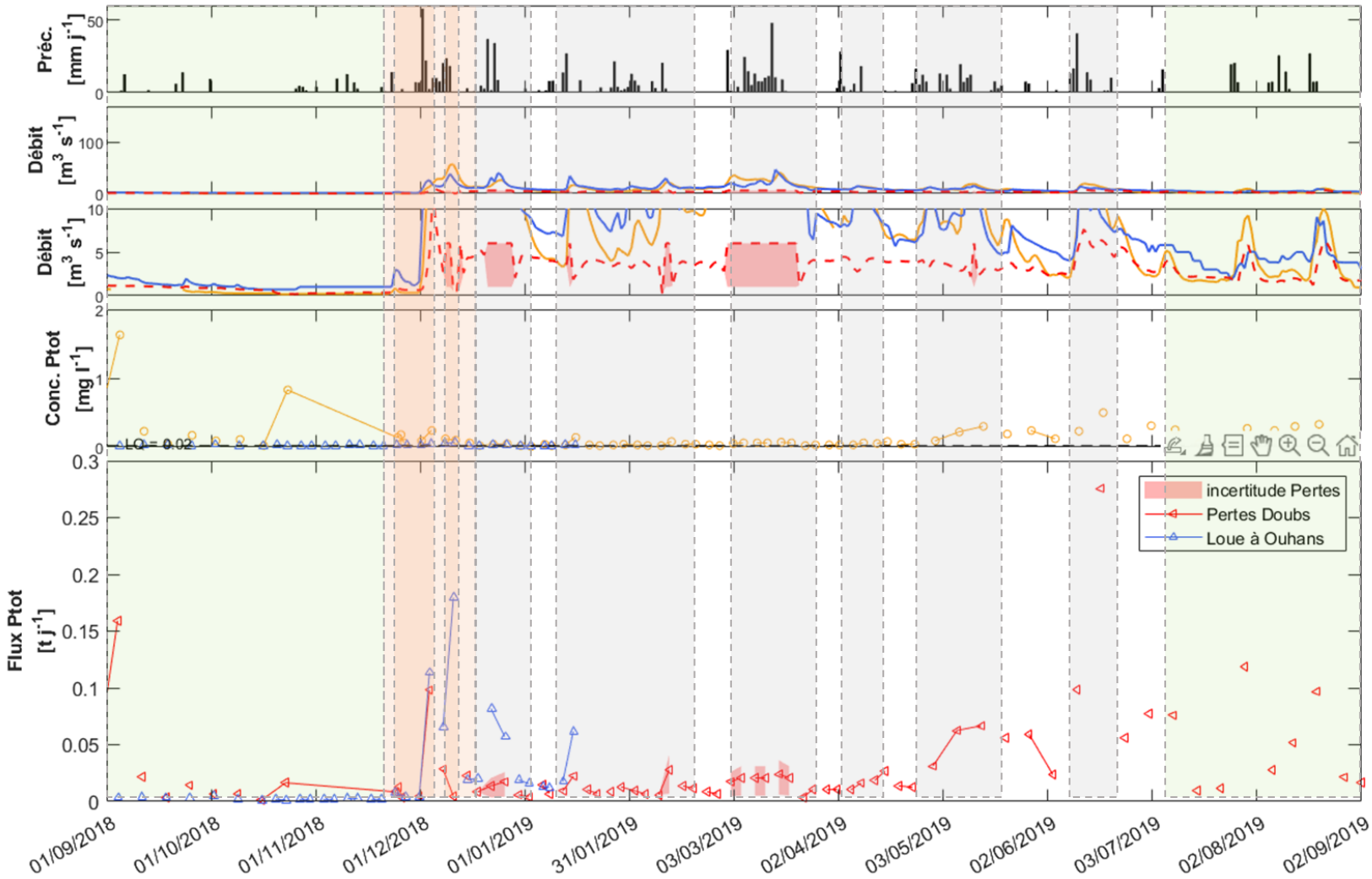
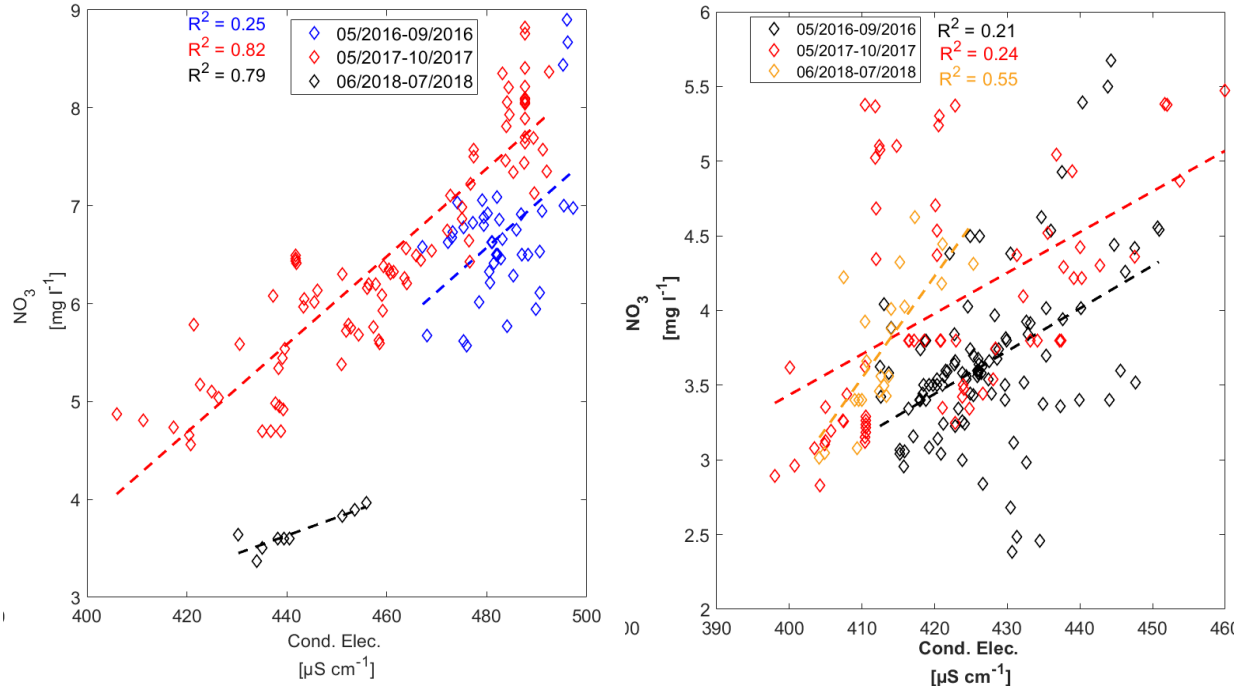



*Figure 117 : Cycles hydrologiques, et chroniques des pertes du Doubs simulés, de la concentration en NO3 ou de Ptot et des flux d'azote ou de phosphore associés entre 2016 et 2019.*

### 6.5.2 Comparatif des transferts d'azote entre Loue et Lison

Sur la base des graphiques des cycles hydrologiques 2017-2018 et 2018-2019 pour les 2 sources de la Loue et du Lison, on s'aperçoit que les deux principales sources du bassin de la Loue – possédant toutes deux une recharge localisée - ont des réponses contrastées en NO3 (Figure 119).

La période d'étiage est marquée par une plus forte concentration en NO3 au Lison, corrélée à l'augmentation de conductivité électrique jusqu'au moment des crues de reprise (Figure 118). Cela indique que les fortes teneurs en NO3 sont issues de la zone noyée du karst du Lison, située dans le compartiment Est du bassin d'alimentation (cf NUTRI-Karst T2 – Charlier et al., 2024), et qui se déconnecte progressivement des pertes du Haut-Lizon. En revanche à la station de la Loue à Ouhans, la relation entre EC-NO3 lors des étiages estivaux est moins nette, du fait de l'influence des pertes du Doubs qui se maintiennent à un débit plus important.

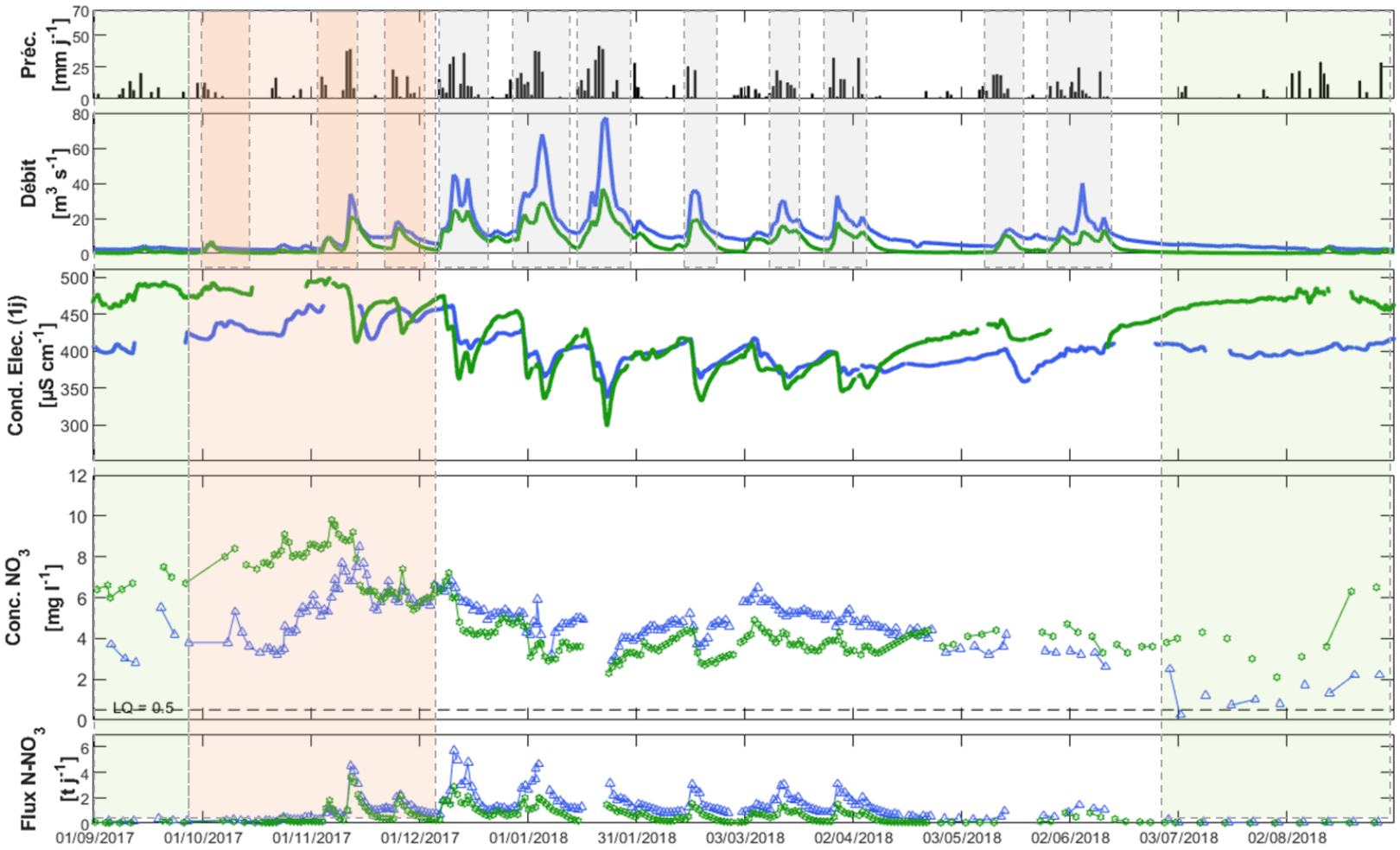



Source du Lison Source de la Loue

*Figure 118 : Relation NO3 vs conductivité électrique pour les étiages aux sources de la Loue et du Lison.*

La période de reprise est assez similaire entre les 2 systèmes (Figure 119), bien que les concentrations initiales soient différentes. On note cependant une réactivité de la conductivité électrique plus rapide pour le Lison (dilution). Cela peut être le résultat de l'effet des eaux superficielles du ruisseau de Château Renaud qui se perdent au Creux Billard à seulement quelques dizaines de mètres de l'exutoire (vasque du Lison), impactant fortement le signal de la source.

**Cycle 2017-2018**



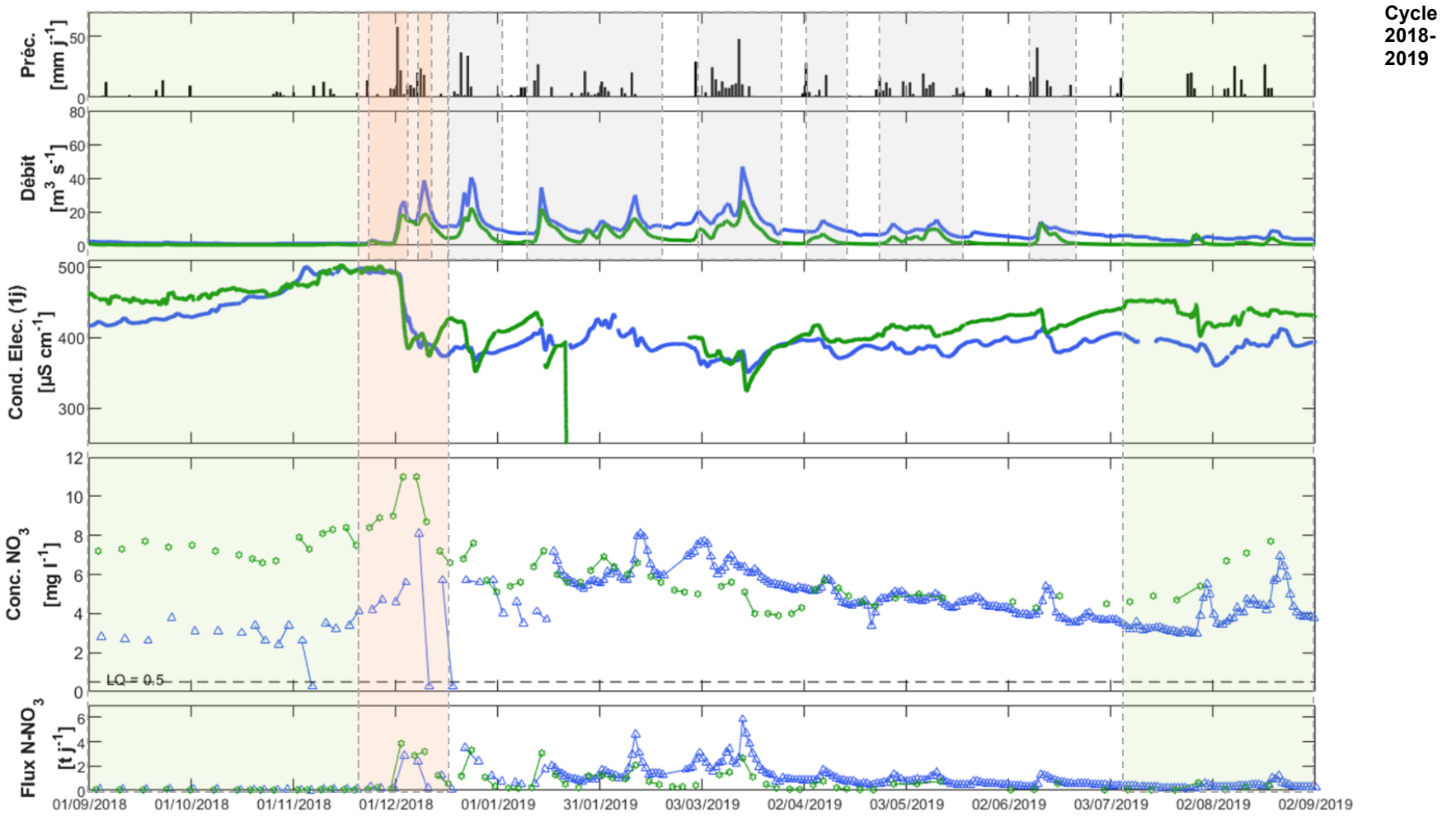



*Figure 119 : Cycles hydrologiques, et chroniques physico-chimiques (Cond. Electrique), de la concentration en NO3 et des flux d'azote des nitrates N-NO3 pour les sources de la Loue (bleu) et du Lison (vert) ; les périodes d'étiages estivaux et de crues de reprise sont respectivement en vert et orange.*

Pendant les hautes eaux, il est intéressant de noter que les concentrations sont plus élevées à la source de la Loue. Cela peut être expliqué par des apports agricoles plus importants sur le bassin de la Loue et donc par un stock de reliquats azotés plus importants à lessiver durant la période hivernale (cf. analyse bassin versant en 0). Ainsi, en plus des débits plus élevés à la Loue comparativement au Lison, c'est également la pression accrue sur le bassin de la Loue qui pourrait permettre d'expliquer les flux d'azote exportés plus importants durant cette période.

En conclusion, la zone noyée du Lison (dont la signature physico-chimique est observable à la source en fin d'étiage) présente des excès en azote plus importants que celle de la source de la Loue, engendrant un plus fort niveau de concentrations en basses eaux et crues de reprise. Au vu du temps de résidence comparable de ces 2 zones noyées, (15-20 ans, cf NUTRI-Karst T2 – Charlier et al., 2024), la différence de concentration au sein de la zone noyée n'est probablement pas liée à une évolution des pratiques agricoles par le passé dont l'évolution reste faible depuis 15 ans (cf NUTRI-Karst T1 – Charlier et al., 2022). Concernant les apports, la pression agricole est plus importante au Lison comparativement à la Loue quand elle est rapportée à la Surface Agricole Utile (SAU supérieure d'environ 20%) mais moindre quand elle est rapportée à la surface totale du bassin. L'hypothèse d'une dilution des concentrations au sein de la zone noyée de la Loue par l'apport des pertes du Doubs (plus faiblement concentrées) peut également être évoquée pour expliquer cette différence. Concernant les pertes du ruisseau du Lizon sur le plateau, les quelques suivis disponibles donnent des concentrations faibles en étiage (~2 mg/L) et autour de 6-8 mg/L en crues de reprise (rapport Eaux continentales, 2019), qui sont cohérentes avec les conclusions apportées précédemment. Un suivi temporel plus fin du ruisseau de Château Renaud et du Haut-Lizon apporterait des éléments complémentaires à cette analyse. Toutefois ces apports à la zone noyée du Lison ne permettent une dilution significative comme pour la Loue qui reçoit des apports importants du flux des pertes du Doubs.

# 7 Modélisation des transferts d'azote d'origine agricole

## 7.1 OBJECTIFS

Ce chapitre aborde la modélisation des transferts d'azote dans le but de tester des scenarios d'évolutions de pratiques agricoles, comme base de discussion théorique pour alimenter la réflexion sur l'identification des leviers d'actions nécessaires à la réduction des exports en nutriments vers les eaux.

Cette modélisation ne se veut pas prospective et n'a donc pas pour but de simuler des scénarios futurs, qui impliqueraient de combiner des scenarios climatiques et agronomiques sur les prochaines décennies. Le test de scenarios agronomiques est réalisé sur les données actuelles, sur la période 2000-2022. Ce choix de modélisation nous permet de nous focaliser sur les scénarios agronomiques sans ajouter d'incertitude sur les scenarios climatiques futurs. Ils permettent donc de comparer avec les données actuelles, les concentrations et flux théoriques de chaque scenario.

**Afin de pouvoir tester des scénarios d'évolution des pratiques agricoles, le modèle doit être capable de rendre compte de l'impact du changement des pratiques sur les concentrations moyennes et les flux annuels.** Au vu de l'impact des périodes sèches sur les excès d'azote dans les eaux lors des crues de reprise automnales, il s'avère délicat de traiter des changements des pratiques lors des années sèches, durant lesquelles – on l'a vu (cf NUTRI-Karst T1 – Charlier et al., 2022, et Chapitre 6) – la qualité des eaux est fortement influencée par la minéralisation du sol. **L'exercice de modélisation s'évertue donc à simuler de manière robuste les concentrations moyennes et les flux annuels pour les années à pluviométrie moyenne et humide.** Il ne sera pas attendu une simulation des pics les plus élevés à la suite des sécheresses, car les modèles disponibles ne permettent pas de rendre compte de ce phénomène.

Le modèle BICHE (Bilan CHimique des Eaux, développé au BRGM) est appliqué sur les principaux sous-bassins de la Loue au droit des stations du réseau QUARSTIC, pour lesquelles plusieurs cycles hydrologiques de suivis des concentrations sont disponibles. L'intérêt de la période 2000-2022 est qu'elle comporte des extrêmes secs (années de canicules 2023, 2018 notamment) et des années très humides (2021 entre autres), permettant d'identifier le comportement du modèle selon les conditions hydrologiques.

Le modèle est présenté en section 3.4. Les données d'entrée sont les données hydro-climatiques (Précipitations, ETP, débit) et agronomiques sur la période 2000-2022, détaillées dans la section suivante.

## 7.2 DONNÉES AGRONOMIQUES AGGREGEES POUR LA MODELISATION BICHE

### 7.2.1 Les données agricoles d'entrées du modèle BICHE

Le modèle BICHE nécessite 4 données d'entrée de type agronomiques :

- les besoins en azote des plantes présentes dans le bassin versant ;
- l'apport d'azote par application d'engrais, d'effluents d'élevage et au pâturage ;

- la quantité d'azote produite par la minéralisation du sol ;
- et la quantité d'azote libérée par les résidus de culture.

Ces données sont exprimées en kg N/ha/jour. Un travail préalable consiste à déterminer l'occupation du sol au sein des bassins versants retenus pour la modélisation.

L'occupation du sol et les pratiques agricoles ont été reconstituées sur une période de 23 ans, de 2020 à 2022 dans le bassin versant de la Loue correspondant aux 4 sous-bassins identifiés par le BRGM et pour lesquels les débits et les concentrations en nitrates sont disponibles aux exutoires. Il s'agit des bassins versant de la source de la Loue, de la source du Lison, de la Loue à Vuillafans et de la Loue à Chenecey (Figure 120).

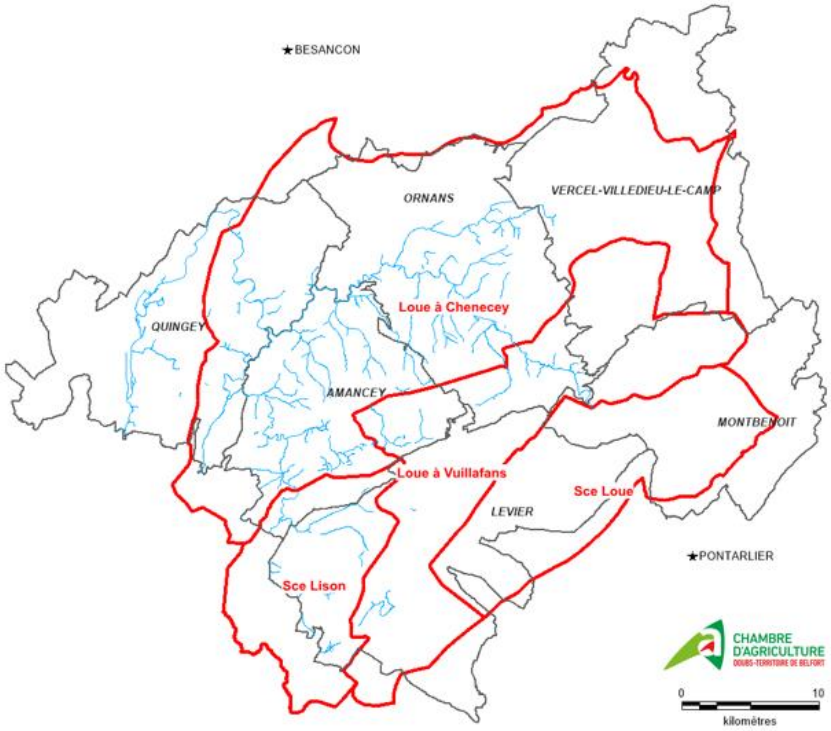



*Figure 120 : Localisation des 4 sous-bassins versant de la Loue (en rouge) et des 6 cantons administratifs.*

### 7.2.2 Occupation du sol

#### *a) Données disponibles et agrégation à l'échelle des sous-bassins*

L'occupation du sol provient des déclarations PAC à l'échelle communale (source DRAAF) ou à la parcelle (source RPG) selon les années. Ces données ont été acquises lors de la Tâche 1 de NUTRI-Karst et complétées des années 2021 et 2022. Le nombre de cultures présentes dans les sous-bassins versant peuvent être relativement importantes compte-tenu des surfaces concernées, en particulier dans les communes situées dans les altitudes les plus basses. Afin de ne pas multiplier les modèles de croissance des cultures, d'absorption d'azote par celles-ci et leur fertilisation, le nombre de cultures a été réduit en tenant compte des cultures représentatives dans chaque bassin versant. Une première approche réalisée avec l'occupation du sol de 2019 à l'échelle des 6 cantons (anciens cantons) qui recoupent les 4 bassins versants de l'étude a

permis d'identifier les cultures retenues pour la modélisation : prairies permanentes, prairies temporaires, orge d'hiver et blé d'hiver.

Les prairies ont également fait l'objet d'une répartition entre les parcelles destinées à la fauche et celles destinées au pâturage. A noter que le triticale a été comptabilisé avec le blé tendre d'hiver et les autres céréales (seigle, épeautre, …) ont été comptabilisées avec les orges d'hiver, en raison de similitude de leurs caractéristiques agronomiques. Les surfaces des occupations du sol présentes dans les 4 bassins versants mais non retenues pour la modélisation ont été comptabilisées avec l'occupation du sol présentant les caractéristiques agronomiques les plus proches. Toutes ces occupations du sol non retenues (maïs, colza, betteraves …) représentent chacune moins de 1 % de l'occupation du sol des 4 sous-bassins versants. Nous avons considéré que leur influence était négligeable sur les transferts de nitrates à l'échelle du bassin versant.

*Tableau 30 : Occupation du sol (parcelles agricoles) dans les 6 cantons couvrant le bassin versant de la Loue dans le Doubs.*

| Occupation du sol en 2019 des 6 cantons de la Loue | Surface | % du total |
|---|---|---|
| Prairies permanentes | 55018 | 80,9% |
| Prairies temporaires et fourrages annuels | 9186 | 13,5% |
| Orges et autres céréales | 2614 | 3,8% |
| Blé tendre d'hiver et triticale | 966 | 1,4% |
| Autres occupations du sol | 259 | 0,4% |
| **Total** | **68043** | **100%** |

### *b) Évolution dans les années 2000*

Le tableau ci-dessous représente l'occupation du sol en ha et en % dans les 4 sous-bassins versants en 2000 et en 2022, afin de voir l'évolution sur 23 ans de la répartition des cultures. Les données annuelles sont détaillées en Annexe 3.

*Tableau 31 : Occupation du sol en ha et en % dans les 4 sous-bassins versants de la première (2000) et de la dernière année (2022) simulée par le modèle BICHE.*

| Bassin versant | Année | SAU | BLE | ORGE H | PRAIRIE TEMP. | PRAIRIE PERM. |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Loue à Ouhans (source de la Loue) | 2000 | 11170 | 0 (0 %) | 178 (2 %) | 1260 (11 %) | 9732 (87 %) |
| | 2022 | 11979 | 38 (0 %) | 27 (0 %) | 307 (3 %) | 11607 (97 %) |
| Lison à Nans (source du Lison) | 2000 | 4339 | 15 (0 %) | 117 (3 %) | 1292 (30 %) | 2914 (67 %) |
| | 2022 | 4534 | 44 (1 %) | 43 (1 %) | 256 (6 %) | 4191 (92 %) |
| Loue à Vuillafans | 2000 | 15848 | 117 (1 %) | 663 (4 %) | 3689 (23 %) | 11379 (72 %) |
| | 2022 | 16078 | 144 (1 %) | 191 (1 %) | 768 (5 %) | 14976 (93 %) |
| Loue à Chenecey | 2000 | 25072 | 914 (4 %) | 2545 (10 %) | 9274 (37 %) | 12339 (49 %) |
| | 2022 | 25784 | 623 (2 %) | 1244 (5 %) | 4175 (16 %) | 19742 (77 %) |

Ce tableau permet de constater la dominante prairie permanente dans les 4 bassins versant, avec un gradient lié à l'altitude, ainsi que la diminution des prairies déclarées comme temporaires au profit des prairies permanentes entre 2000 et 2022 (pour plus de précision sur ce point, se référer au rapport NUTRI-Karst T1 – Charlier et al., 2022). En ce qui concerne les surfaces en culture, on constate également un gradient lié à l'altitude avec des surfaces en culture plus

importantes en zone base, sans jamais dépasser 10 % de la surface totale, ainsi qu'une diminution de leur part sur le total de la SAU entre 2000 et 2022.

Les Figures suivantes illustrent l'évolution annuelle de l'ensemble des occupations du sol entre 2000 et 2022. La diminution des Prairies Temporaires (PT) en 2018 est lié au basculement de ces prairies dépassant l'âge de 5 ans dans le statut de Prairies Permanentes (PP).

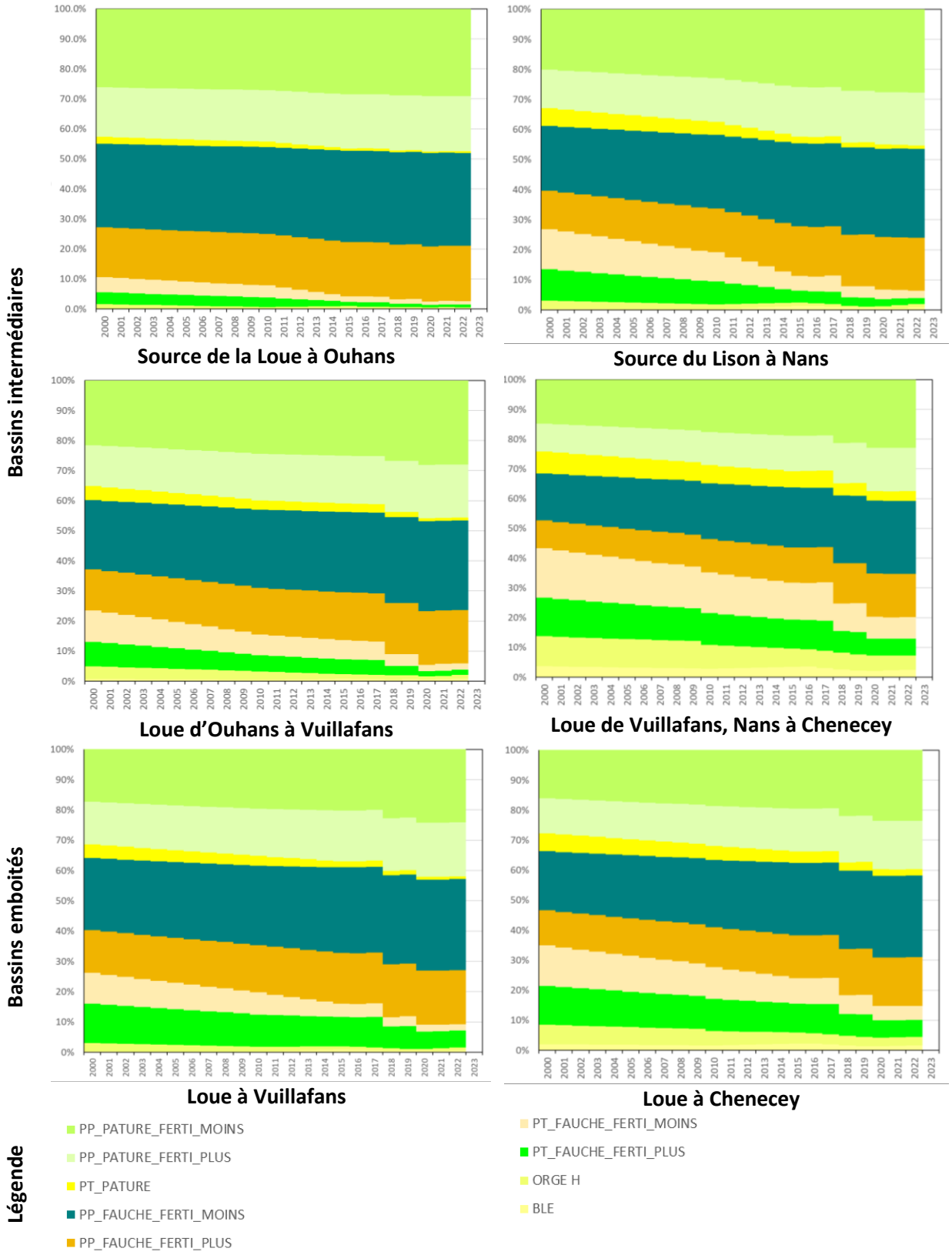



*Figure 121 : Évolution de l'occupation du sol par sous-bassins du réseau QUARSTIC ; deux niveaux de fertilisation (« ferti plus » et « ferti moins ») ont été considérés en fonction de la répartition des profondeurs de sol qui influencent le potentiel de rendement et donc le niveau de fertilisation appliqué par les éleveurs.*

### 7.2.3 Apports d'azote sur les parcelles agricoles

#### *a) Engrais minéraux de synthèse*

Les pratiques agricoles ont été reconstituées au sein des 4 sous-bassins de la Loue pour les 23 années de la modélisation BICHE. Les apports d'engrais azotés de synthèse ont été estimés en tenant compte des données des ventes d'engrais (source UNIFA, voir rapport NUTRI-Karst T1 - Charlier et a., 2022). Le tableau ci-dessous présente la première et la dernière année de la simulation afin de constater l'évolution des ventes d'engrais azotés dans le bassin versant de la Loue au cours des 23 années de la simulation.

*Tableau 32 : Azote vendu sous forme d'engrais de synthèse en kg N/ha en 2000 et 2022 dans les 4 sous-bassins versants de la Loue.*

| Bassin versant | Année | BLE | ORGE H | PT FAUCHE FERTI PLUS | PT FAUCHE FERTI MOINS | PT PATURE | PP FAUCHE FERTI PLUS | PP FAUCHE FERTI MOINS | PP PATURE FERTI PLUS | PP PATURE FERTI MOINS |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Loue à Ouhans (source de la Loue) | 2000 | | 139 | 50 | 50 | 45 | 50 | 50 | 45 | 43 |
| | 2022 | 147 | 117 | 25 | 20 | 10 | 25 | 15 | 10 | 6 |
| Lison à Nans (source du Lison) | 2000 | 178 | 139 | 50 | 50 | 45 | 50 | 45 | 45 | 39 |
| | 2022 | 147 | 117 | 22 | 20 | 10 | 20 | 10 | 10 | 8 |
| Loue à Vuillafans | 2000 | 178 | 139 | 50 | 50 | 45 | 45 | 45 | 40 | 38 |
| | 2022 | 147 | 117 | 25 | 15 | 10 | 25 | 10 | 7 | 6 |
| Loue à Chenecey | 2000 | 178 | 139 | 50 | 50 | 45 | 45 | 45 | 40 | 47 |
| | 2022 | 147 | 117 | 20 | 15 | 10 | 15 | 10 | 5 | 2 |

Si on fait l'hypothèse que les quantités vendues ont été utilisées, on peut constater la forte diminution des apports d'engrais azotés de synthèse entre 2000 et 2020 sur l'ensemble des cultures et des bassins-versants, en particulier sur les prairies. Cette évolution des pratiques a été commentée dans le rapport NUTRI-Karst T1 (Charlier et al., 2022). Les données annuelles des apports d'azote sous forme d'engrais de synthèse sont détaillées en Annexe 3.

#### *b) Cheptel bovin*

Les apports d'azote organique ont été estimés en tenant compte des effectifs bovins présents chaque année à l'échelle communale (source SPIE et ARSOE) et de l'évolution au fil des années des bâtiments présents (fumier, purin et lisier). Le mode de calcul de la production d'azote est zootechnique et tient compte de la catégorie d'animaux, de leur âge, de la quantité de lait produite et du régime alimentaire (Giovanni & Dulphy 2008). Cette méthodologie a été décrite dans le rapport NUTRI-Karst T1 (Charlier et al., 2022).

Le graphique ci-dessous représente l'évolution des quantités d'azote provenant du cheptel bovin présent dans chacun des 4 sous-bassins versants de la Loue, exprimées en tonnes, au cours des 23 années de la simulation. Ces quantités ont été calculées sur la base des caractéristiques zootechniques des animaux présents par commune et par année et ne tiennent pas compte des pertes atmosphériques (pertes ammoniacales au bâtiment et à l'épandage). Ces pertes peuvent représenter jusqu'à 30 % de l'azote (Peyraud et al., 2012).

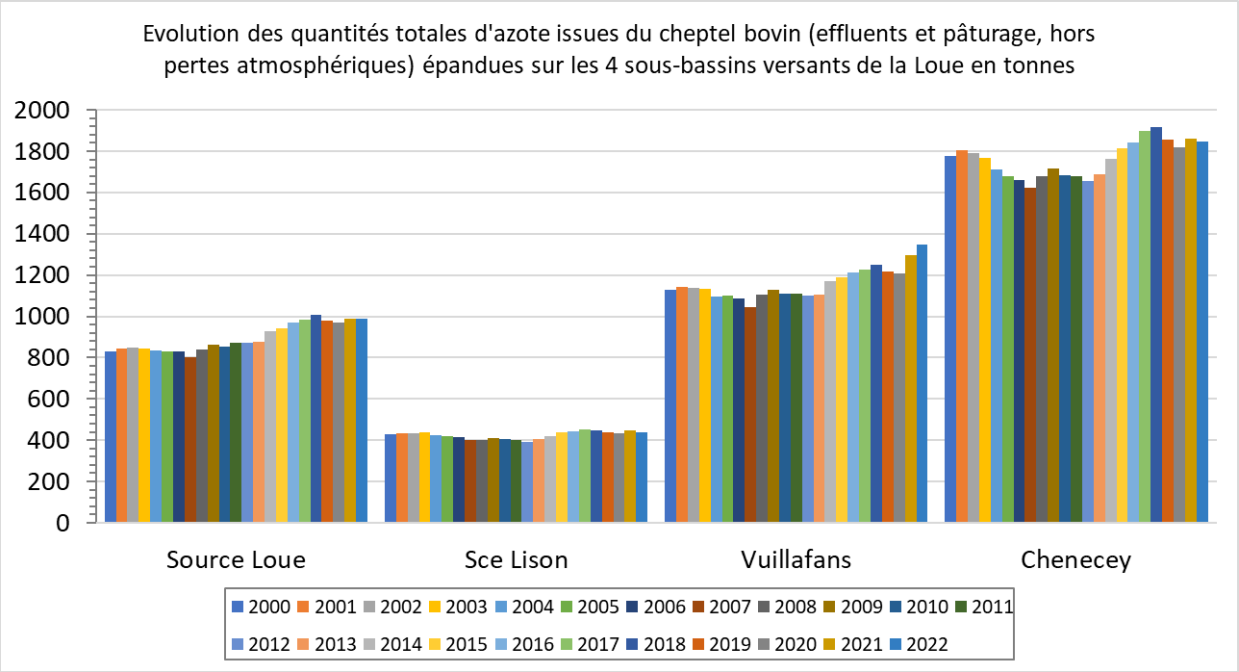



*Figure 122 : Évolution des quantités totales d'azote (tonnes) issues du cheptel bovin de 2000 à 2022 dans les 4 sous-bassins versant de la Loue.*

On constate dans le bassin versant de la source du Lison qui est le plus petit bassin versant au niveau du cheptel et des surfaces agricoles, une relative stabilité au cours des 23 années de la production d'azote du cheptel bovin en raison de la stabilité des effectifs bovins. Dans les trois autres sous-bassins, on constate comme décrit dans le rapport NUTRI-Karst T1 (Charlier et al., 2022) des évolutions liées à des facteurs politiques (stabilité ou diminution du nombre de vaches laitières pendant la période des quotas laitiers de 1984 à 2015, augmentation du nombre de vaches laitières à la fin de la période des quotas laitiers) ou climatiques (sécheresse de 2018 suivie d'une stabilité du nombre de vaches laitières et d'une diminution du nombre de génisses). Entre 2000 et 2022, la quantité totale d'azote issu du cheptel bovin a augmenté de 19 % dans le sous-bassin versant de la source de la Loue, de 2 % dans celui de la source du Lison, de 19 % dans celui de la Loue à Vuillafans et de 4 % dans celui de la Loue à Chenecey. Il faut cependant rappeler que cette quantité d'azote issue du cheptel bovin présent en 2022 reste légèrement inférieure à celle présente en 1979 et 1988 comme cela a été présenté dans le rapport NUTRI-Karst T1 – Charlier et al., 2022.

Les tableaux suivants présentent les apports d'azote, exprimés en kg N/ha, épandus sous forme d'effluents organiques (fumier, purin, lisier) et de restitution au pâturage. Les quantités d'azote épandues sous forme organique ont été réparties entre les fumiers, les purins et les lisiers et il a été tenu compte de la disponibilité de l'azote (part disponible et temps nécessaire pour mettre cet azote à disposition des plantes) ainsi que des dates d'apport et de la répartition des apports au cours de l'année. Afin de tenir compte de la variabilité des pratiques agronomiques sur les prairies, deux modes d'exploitation ont été distingués (fauche ou pâtures), ainsi que deux niveaux de fertilisation (« ferti plus » et « ferti moins »). Le niveau de fertilisation plus ou moins élevé a été déterminé en fonction de la répartition des profondeurs de sol qui influencent le potentiel de rendement et donc le niveau de fertilisation appliqué par les éleveurs. La profondeur de sol a été estimée sur la base de la cartographie des plans d'épandage réalisés par la Chambre d'Agriculture Doubs-Territoire de Belfort dans ces bassins versants. Les pratiques de fertilisation : fractionnement, dates d'apports, quantités épandues ont été reconstituées en tenant compte des conditions météorologiques annuelles et de la connaissance des pratiques agricoles par la

Chambre d'Agriculture, notamment au travers d'enquêtes agricoles qui ont concerné la Loue ces dernières années. Les données annuelles des apports d'azote sont détaillées en Annexe 3.

*Tableau 33 : Azote épandu sous forme d'engrais organique (cumul fumier + purin + lisier) en kg N/ha en 2000 et 2022 dans les 4 sous-bassins versant de la Loue ; deux niveaux de fertilisation (« ferti plus » et « ferti moins ») ont été considérés en fonction de la répartition des profondeurs de sol qui influencent le potentiel de rendement et donc le niveau de fertilisation appliqué par les éleveurs.*

| Bassin versant | Année | BLE | ORGE H | PT FAUCHE FERTI PLUS | PT FAUCHE FERTI MOINS | PT PATURE | PP FAUCHE FERTI PLUS | PP FAUCHE FERTI MOINS | PP PATURE FERTI PLUS | PP PATURE FERTI MOINS |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Loue à Ouhans (source de la Loue) | 2000 | | 10 | 26 | 15 | 12 | 20 | 9 | 12 | 6 |
| | 2022 | 10 | 10 | 45 | 30 | 32 | 23 | 8 | 16 | 8 |
| Lison à Nans (source du Lison) | 2000 | 10 | 10 | 27 | 16 | 10 | 25 | 13 | 14 | 9 |
| | 2022 | 10 | 10 | 52 | 31 | 23 | 25 | 12 | 14 | 9 |
| Loue à Vuillafans | 2000 | 10 | 10 | 25 | 14 | 11 | 17 | 6 | 13 | 5 |
| | 2022 | 10 | 10 | 45 | 27 | 32 | 22 | 12 | 15 | 5 |
| Loue à Chenecey | 2000 | 10 | 10 | 18 | 9 | 10 | 17 | 7 | 9 | 4 |
| | 2022 | 10 | 10 | 23 | 12 | 15 | 15 | 10 | 10 | 5 |

Les quantités présentées ci-dessus ont été réparties sur l'ensemble de la surface de chaque occupation de sol, bien que toutes les surfaces ne reçoivent pas des épandages organiques. La dose d'épandage ainsi présentée peut sembler dans certains cas relativement faible (par exemple 10 kg N sous forme organique / ha sur blé et orge, en raison de la répartition sur l'ensemble des surfaces de cette occupation du sol), toutes les parcelles en blé ou en orge ne recevant pas d'azote organique.

*Tableau 34 : Azote provenant des restitutions au pâturage en kg N/ha en 2000 et 2022 dans les 4 sous-bassins versant de la Loue.*

| Année | Sce Loue | Sce Lison | Loue à Vuillafans | Loue à Chenecey |
|---|---|---|---|---|
| 2000 | 75 | 114 | 80 | 112 |
| 2022 | 78 | 93 | 81 | 88 |

Les quantités d'azote restituées au pâturage ont été collectées par commune, en tenant compte des effectifs bovins et du chargement, puis intégrées dans chaque bassin versant. Les données annuelles sont détaillées en Annexe 3.

Les 4 graphiques ci-dessous représentent l'évolution des quantités d'azote épandues sous forme d'engrais minéraux, d'effluents d'élevage et de restitution au pâturage dans les 4 sous-bassins versants de la Loue de 2000 à 2022. Ces quantités ont été calculées sur la base des effectifs bovins et tiennent compte de l'évolution annuelle de l'occupation du sol dans chaque sous-bassin versant.

Dans le sous-bassin versant de la source de la Loue, l'azote issu du cheptel bovin augmente de 19 % mais entre 2020 et 2022 en raison de l'augmentation des effectifs. Dans la même période, la surface agricole augmente de 7 %. Il en résulte une augmentation de 9 % des apports d'azote issus du cheptel bovin exprimés par ha de SAU, qui passent de 74 à 83 kg N/ha. La part des effluents liquides passe de 10 à 13 kg N/ha (+ 30 %) mais reste globalement faible par rapport

aux autres sources d'apport. Les quantités d'effluents épandues sous forme de fumier restent stables, les restitutions au pâturage augmentent proportionnellement aux effectifs bovins. L'évolution la plus forte réside dans la diminution de l'application des engrais azotés de synthèse qui passe de 49 à 14 kg N/ha soit une diminution de 71 %. Les quantités totales épandues et l'évolution de l'usage des engrais azotés ont été estimées identiques dans les trois sous-bassins versant de la Loue dominés par l'herbe. Au total, entre 2020 et 2022, la quantité d'azote épandu par hectare dans le sous-bassin versant de la Loue, passe de 123 à 97 kg N/ha, soit une diminution de 21 %.

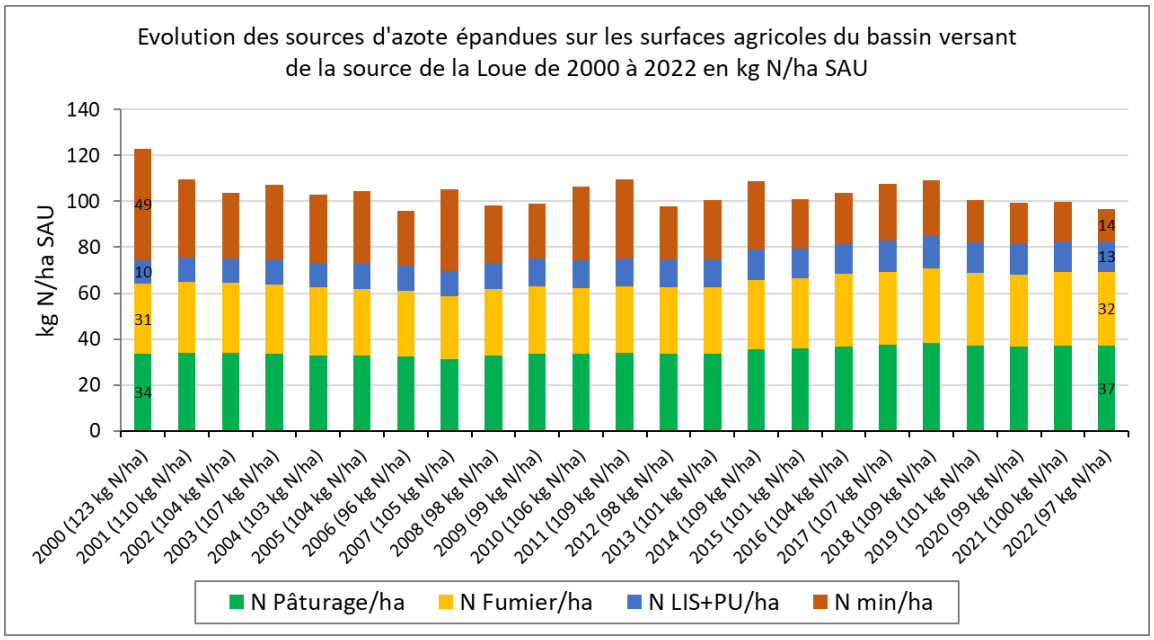



*Figure 123 : Évolution des apports d'azote dans le sous-bassin versant de la source de la Loue entre 2000 et 2022 en kg N/ha SAU.*

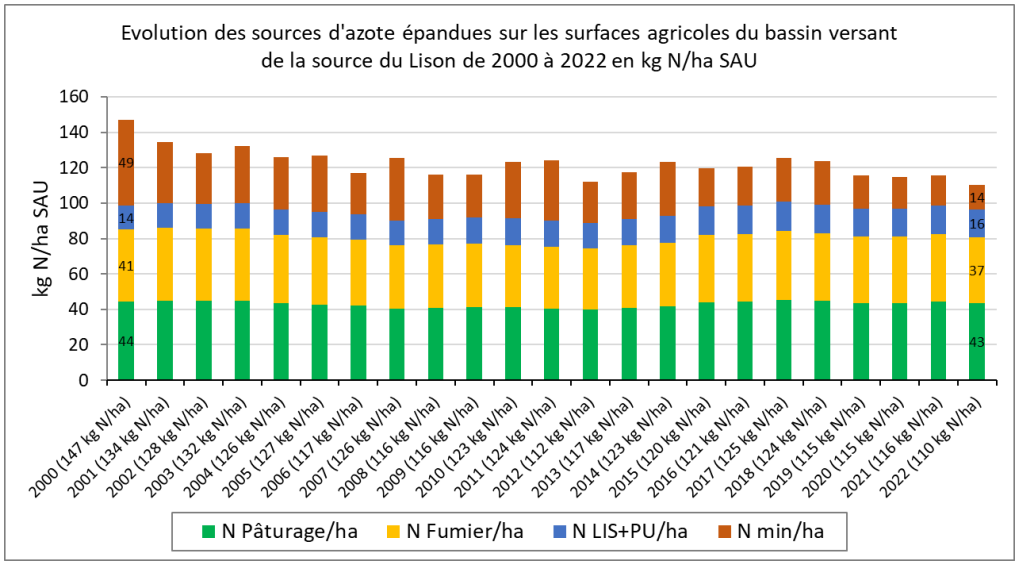



*Figure 124 : Évolution des apports d'azote dans le sous-bassin versant de la source du Lison entre 2000 et 2022 en kg N/ha SAU.*

Dans le bassin versant de la source du Lison, l'azote provenant du cheptel bovin diminue de 2,2 % et la surface agricole augmente légèrement (+ 4,5 %). Les apports d'azote issu du cheptel bovin par ha de SAU passent de 99 à 96 kg N/ha. L'azote provenant du lisier qui passe de 14 à 16 kg N/ha, augmente de 14 % mais reste peu élevée par rapport aux autres sources d'azote, les restitutions au pâturage et les apports sous forme de fumier, qui baissent légèrement. Au total, entre 2020 et 2022, la quantité d'azote épandu par hectare dans le sous-bassin versant de la source du Lison, passe de 147 à 110 kg N/ha, soit une diminution de 25 %.

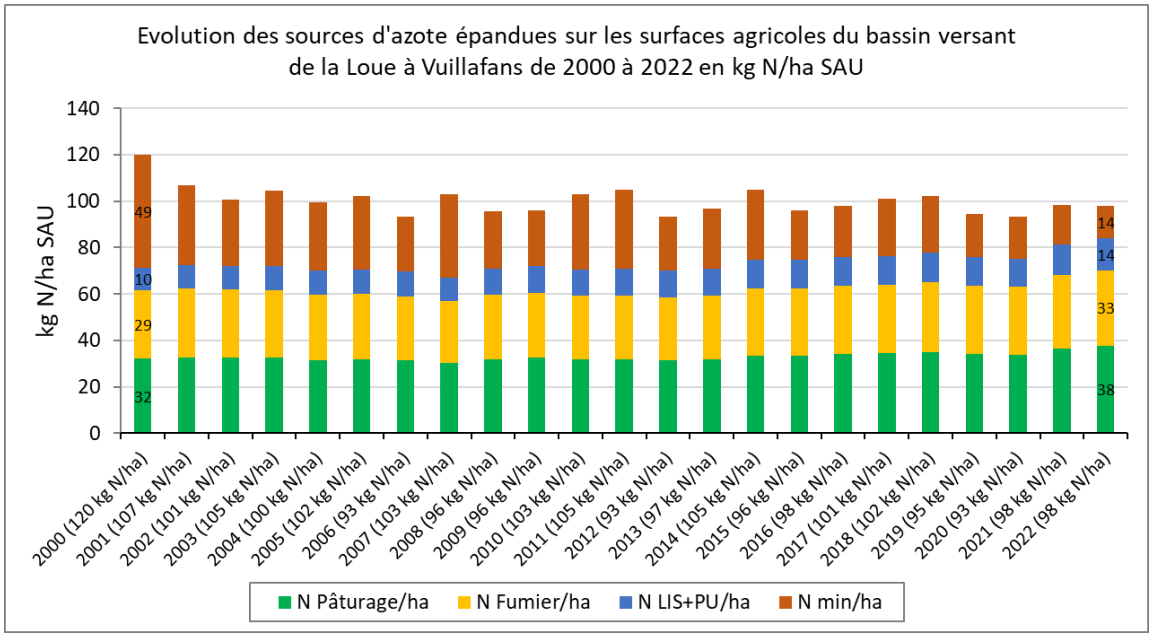



*Figure 125 : Évolution des apports d'azote dans le sous-bassin versant de la Loue à Vuillafans entre 2000 et 2022 en kg N/ha SAU.*

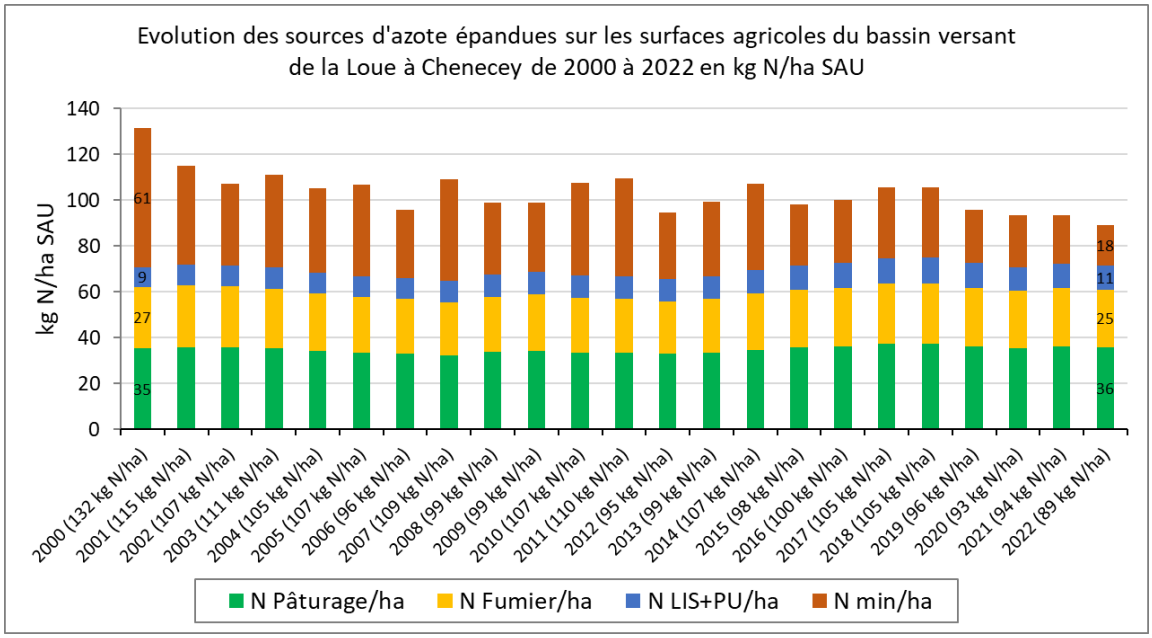



*Figure 126 : Évolution des apports d'azote dans le sous-bassin versant de la Loue à Chenecey entre 2000 et 2022 en kg N/ha SAU.*

Le bassin versant de la Loue à Vuillafans voit ses apports azotés issu du cheptel bovin augmenter de près de 19 %, avec une surface qui reste stable (+ 1 %). Les apports d'azote provenant du cheptel bovin par ha de SAU passent de 71 à 84 kg N/ha entre 2000 et 2022. Cette augmentation est proportionnelle à l'augmentation des effectifs bovins dans ce sous-bassin sur cette période. Les trois formes d'azote issues du cheptel bovin : effluents liquides, fumiers et restitutions au pâturage augmentent, au cours de cette période, respectivement de 40 %, 14 % et 19 %. La pression en azote totale sur le bassin versant diminue cependant au cours des 23 années en raison de la forte diminution des engrais azotés de synthèse. Au total, entre 2020 et 2022, la quantité d'azote épandu par hectare dans le sous-bassin versant de la Loue à Vuillafans, passe de 120 à 98 kg N/ha, soit une diminution de 18 %.

Dans le sous-bassin versant de Chenecey, avec des effectifs bovins relativement stables sur la période étudiée (+ 4 %) et une surface qui évolue peu (+ 3%), la quantité d'azote issue du cheptel bovin ramenée à l'hectare de SAU évolue peu, passant de 71 à 72 kg N/ha, avec une légère augmentation de la part du lisier passant de 9 à 11 kg N/ha. La part des cultures dans ce sous-bassin, est passé de 14 à 7 % de la surface agricole entre 2000 et 2022. En conséquence, la part de l'azote issue des engrais de synthèse diminue de façon plus importante dans ce sous-bassin en raison des quantités d'engrais azotés plus faibles sur les prairies, en plus de la diminution généralisée de l'utilisation des engrais sur cette période. Au total, entre 2020 et 2023, la quantité d'azote épandu par hectare dans le sous-bassin versant de la Loue à Chenecey, passe de 132 à 89 kg N/ha, soit une diminution de 31 %.

### *c) Résidus de culture*

Les résidus des cultures sont constituées des pailles de céréales, de colza, des fanes de betteraves, de pois,... qui sont généralement enfouies dans le sol après la récolte. Elles contiennent de l'azote qui va se dégrader dans le sol et qui sera en partie disponible dans les semaines et les mois qui suivent la récolte pour la culture suivante. Dans le contexte du massif du Jura où les cultures retenues sont le blé, l'orge d'hiver et les prairies, il a été considéré qu'il n'y avait pas d'enfouissement. En effet, les pailles de blé et d'orge d'hiver sont ramassées pour être utilisées comme litière des animaux et il n'y a pas été compté de résidus de culture pour les prairies : la biomasse produite est exportée par le pâturage des animaux ou lors des récoltes.

### *d) Minéralisation du sol*

La minéralisation de l'azote du sol correspond à la dégradation, par les micro-organismes, de l'azote contenue dans la matière organique du sol. La forme finale de cette transformation est le nitrate (NO3) directement assimilable par les plantes. Ces processus microbiens aérobies sont influencés par le climat (température et humidité), les caractéristiques du sol (pH, texture, nature et quantité de matière organique) et les pratiques agricoles (types et quantités de fertilisants apportés, travail du sol, chaulage,…).

La modélisation BICHE utilise le calcul de la minéralisation du sol proposé par Valé (2006). La formule utilisée est la suivante :

$$Nmin = Vp \times g(t) \times h(\Theta)$$

- Nmin = quantité d'azote minéralisé au temps t
- Vp = valeur moyenne d'azote potentiellement minéralisable par unité de temps (j), englobant à la fois la quantité disponible d'azote et la vitesse potentielle de minéralisation.
- g(t) est la fonction de réponse à la température (fonction logistique).
- h(Θ) est la fonction de réponse à l'humidité (fonction à dire d'expert).

La minéralisation de l'azote du sol a été calculée par le BRGM et a fait l'objet d'ajustements avec les données locales disponibles à la Chambre d'Agriculture afin de tenir compte du contexte pédoclimatique local.

### 7.2.4 Disponibilité et absorption d'azote par les plantes

#### *a) Détermination de la disponibilité de l'azote pour les cultures*

L'azote épandu sous forme d'engrais minéraux de synthèse, d'effluents d'élevage ou restitué au pâturage présente des propriétés physico-chimiques qui déterminent sa disponibilité (part de l'azote qui sera absorbé par la plante) et sa vitesse de transformation en nitrates (durée pendant laquelle le produit épandu va libérer de l'azote qui pourra être absorbé par la plante). L'azote qui n'est pas absorbé après un apport peut être perdu par voie atmosphérique (essentiellement sous forme d'ammoniac), par lessivage (sous forme de nitrates entraînés par la lame drainante), par ruissellement mais également être assimilé par les micro-organismes et stocké dans le sol (réorganisation). Le tableau ci-dessous présente les coefficients de disponibilités et durée de disponibilité de l'azote retenus pour la modélisation BICHE dans le cadre de cette étude.

*Tableau 35 : Coefficients de disponibilité de l'azote selon la source d'azote.*

| Forme d'azote | Disponibilité en % | Durée (jours ou période) |
|---|---|---|
| Engrais azoté de synthèse | 100 % | 1 jour |
| Restitutions au pâturage | 60 % | De la mise à l'herbe (seuil des 300°C) au 31 octobre |
| Fumier | 50 % | 180 jours |
| Lisier et purin | 50 % | 45 jours |

Le coefficient de disponibilité de l'azote retenu tient compte des pratiques des éleveurs sur le massif du Jura. C'est la raison pour laquelle le coefficient utilisé pour le fumier est aussi élevé que pour des effluents liquides. Cela s'explique par le fait que les prairies sur le massif du Jura reçoivent régulièrement du fumier (tous les ans ou un an sur deux), ce qui conduit à un tel niveau de disponibilité (effet direct du fumier épandu une année s'additionnant à l'effet indirect du fumier épandu les années précédentes). Pour des apports occasionnels de fumier (tous les 3 ou 4 ans) on aurait plutôt utilisé un coefficient de disponibilité de l'ordre de 15 % (pas d'arrière-effet).

#### *b) Absorption par les plantes*

La modélisation BICHE nécessite de disposer de données quotidiennes d'absorption d'azote par les plantes présentes dans chaque bassin versant, du 1er janvier 2000 au 31 décembre 2022. Ces données ont été calculées pour les 4 types d'occupation du sol, en tenant compte des spécificités de chacune : blé tendre d'hiver, orge d'hiver, prairies pâturées et prairies fauchées. L'azote absorbé par les céréales a été déterminée sur la base de travaux d'Arvalis (2017) présentant des courbes d'absorption de l'azote du semis à la récolte. Ces courbes ont fait l'objet d'adaptations locales et ont été ajustées annuellement selon les conditions climatiques (stades repères et sommes de températures). Le maximum d'absorption d'azote a été déterminé sur la base du rendement moyen annuel de la culture pour le département du Doubs, disponible auprès des statistiques agricoles (Agreste). Cette méthode a également été appliquée pour les prairies fauchées avec 2 coupes. La quantité d'azote absorbée par une culture est proportionnelle au rendement d'un facteur 3 pour le blé d'hiver, 2,5 pour l'orge d'hiver, 1,8 pour les parcelles fauchées en première coupe et 2,5 pour la deuxième coupe.

En ce qui concerne les prairies pâturées, l'absorption de l'azote a été calculée sur la base des données disponibles dans le cadre des travaux du Groupe Herbe de Franche Comté qui mesure

les hauteurs d'herbe et les croissances des pâtures depuis 2008. Les données sont disponibles de façon hebdomadaire et selon deux types de sol (superficiel et plus profond). L'absorption de l'azote a été calculé à partir du seuil des 200°C (démarrage de la végétation et de l'absorption de l'azote) jusqu'à fin octobre (début d'entrée en repos hivernal). Les années antérieures à 2008 ont fait l'objet d'une caractérisation météorologique afin d'attribuer par analogie une pousse de l'herbe et une absorption d'azote issue d'une année comparable où les données étaient disponibles.

### 7.2.5 Implémentation dans le modèle

La répartition des quantités d'azote à épandre par bassin versant et selon les différentes sources d'azote a été réalisée sur la base des connaissances des pratiques agricoles de la Chambre d'Agriculture qui s'appuie notamment sur les suivis individuels et collectifs des agriculteurs, en particulier les enquêtes réalisées à la parcelle dans le bassin versant de la source de Plaisir Fontaine et dans le bassin versant du Verneau. Pour tenir compte des conditions météorologiques variables d'une année à l'autre, la répartition des engrais minéraux et des effluents d'élevage se base sur les stades repères des cultures qui dépendent des sommes de température. Le tableau ci-dessous présente de manière synthétique la répartition des épandages au cours de l'année. La répartition des épandages a été lissée sur plusieurs jours après la survenue de la période indiquée afin de tenir compte de la réalité des pratiques agricoles.

A noter que le modèle ne différencie pas le taux de lessivage des prairies temporaires (PT) et permanentes (PP), n'intégrant pas l'effet du retournement des prairies sur l'azote disponible à la percolation en profondeur. Par contre le modèle fait varier la fertilisation et le potentiel de rendement (plus élevée sur PT).

*Tableau 36 : Répartition des apports d'azote au cours de l'année selon la forme de l'azote et la culture réceptrice.*

| Forme d'azote | Cultures réceptrices | Apport 1 | | Apport 2 | | Apport 3 | | Apport 4 | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Période début | Part du total | Période début | Part du total | Période | Part du total | Période | Part du total |
| Azote de synthèse (engrais) | Blé | Sortie hiver | 30% | 30 jours après le 1er apport | 50% | début mai | 20% | | |
| | Orge d'hiver | Sortie hiver | 50% | 30 jours après le 1er apport | 50% | | | | |
| | Prairies fauchées | Sortie hiver | 65% | Coupe 1 + 5 jours | 35% | | | | |
| | Prairies pâturées | Sortie hiver | 100% | | | | | | |
| Azote du fumier | Blé | à partir de 15 jours avant le semis | 100% | | | | | | |
| | Orge d'hiver | à partir de 15 jours avant le semis | 100% | | | | | | |
| | Prairies (fauches et pâtures) | du 1er janvier à la sortie de l'hiver | 10% | Sortie hiver | 35% | du 1er au 31 octobre | 45% | du 1er nov. au 31 déc. | 10% |
| Azote du purin et du lisier | Prairies (fauches et pâtures) | Sortie hiver | 55% | Coupe 1 + 5 jours | 15% | du 1er au 31 octobre | 25% | du 1er nov. à la sortie de l'hiver | 5% |
| Azote restitué au pâturage | Prairies pâturées | de la mise à l'herbe à fin octobre | 100% | | | | | | |

Les seuils repères utilisés pour les épandages d'engrais ou d'effluents d'élevage sont décrits dans le tableau ci-dessous.

*Tableau 37: seuils repères, mode de calcul et signification agronomique.*

| Repère | Seuil utilisé | Signification du seuil |
|---|---|---|
| Sortie hiver | Date de franchissement du seuil des 200°C initié au 1er janvier de chaque année, sommant les températures moyennes journalières positives plafonnées à 18°C. | Démarrage imminent de la végétation (céréales et prairies) |
| Mise à l'herbe | Date de franchissement du seuil des 300°C initié au 1er février de chaque année, sommant les températures moyennes journalières positives plafonnées à 18°C. | Hauteur d'herbe minimum permettant la mise à l'herbe des bovins dans les pâtures |
| Coupe 1 | Date de franchissement du seuil des 800°C initié au 1er février de chaque année, sommant les températures moyennes journalières positives plafonnées à 18°C. | Stade de début épiaison dans les prairies, correspondant aux premières dates de fauche des prairies |

Les données météorologiques utilisées pour chaque bassin versant ont été calculées sur la base d'un travail réalisé par le BRGM permettant d'extrapoler les valeurs des 9 stations météorologiques de Météo France disponibles sur la zone d'étude. Chacun des 4 sous-bassins versants de la Loue s'est vu attribuer une part des stations météorologiques de Météo France afin de reconstituer ses propres caractéristiques météorologiques sur la période 2000 à 2022 (voir tableau ci-dessous). Au cours de la période l'arrêt des stations d'Amancey et de Morteau a conduit à l'utilisation des stations de Coulans et Grand'Combe Chateleu.

*Tableau 38: liste et part relative des stations météorologiques de Météo France utilisées pour reconstituer les données météorologiques de chacun des 4 bassins versants de la Loue.*

| Sous-bassin | Stations météorologiques utilisées et part de la station |
|---|---|
| Loue à Chenecey | 12,1% Besançon, 43,4% Epenoy, 42,7% Coulans/Amancey, 1,8% Levier |
| Loue à Vuillafans | 38,2 % Epenoy, 2,6 % Amancey, 49,7 % Levier, 4,5 % Champagnole, 5 % Pontarlier |
| Source du Lison | 11,7 % Coulans/Amancey, 65,6 % Levier, 13 % Champagnole, 9,7 % Pontarlier |
| Source de la Loue | 10,3 % Morteau/Grand'Combe-Chateleu, % 3,2 Epenoy, % 31,3 Levier, 55,2 % Pontarlier |

## 7.3 SCÉNARIOS AGRICOLES

### 7.3.1 Objectifs retenus pour la modélisation de scenarios

Les simulations visent à modéliser les chroniques de concentration en nitrates dans les eaux en fonction des modifications des pratiques agricoles sur le territoire. L'objectif est de connaître l'impact des différentes pratiques sur la qualité de l'eau, principalement celles influençant la fertilisation. Il n'a pas été retenu le choix de réaliser une analyse prospective sur la période à venir, qui impliquerait une analyse des scénarios climatiques et de l'évolution des pratiques dans un contexte de réchauffement.

Ainsi, les simulations ont été réalisées en modifiant les pratiques agricoles sur la période récente 2000-2022, pendant laquelle les données hydro-climatiques et de qualité de l'eau sont disponibles. L'impact des modifications de pratiques agricoles a alors été estimé par la comparaison des simulations en regard des observations sur la période 2002-2022, chacune représentant un type de pratique différent qui aurait pu être décliné sur les 20 dernières années.

### 7.3.2 Choix de 3 scenarios agricoles

Les scénarios sélectionnés doivent être suffisamment réalistes, dans le sens où la modification des pratiques envisagées soit appliquée par la majorité de la filière agricole dans un temps court (ces modifications pouvant nécessiter un accompagnement spécifique des agriculteurs).

Les scenarios doivent également permettre de tester des pratiques agricoles diverses, que ce soit sur la fertilisation minérale, organique, et les 2 principaux types d'occupation du sol (prairies et céréales).

Enfin, ils doivent être suffisamment drastiques pour opérer un impact notable, afin que l'analyse des simulations permette de quantifier l'effet des différents changements sur la qualité de l'eau, en particulier lorsque les teneurs en nitrates sont modérées.

#### *a) Baisse du cheptel bovin de 25 %*

Ce scénario a été mis en place car, selon certaines projections, une succession d'événements climatiques extrêmes pourrait amener certains éleveurs à réduire leur cheptel. Ce scénario a été imaginé lors de l'enchaînement des années sèches, caniculaires avec un impact sur la pousse de l'herbe en été : 2003, 2010, 2015, 2017 à 2023 (sauf 2021). Celles-ci devraient devenir plus fréquentes dans un contexte de réchauffement climatique. Ce type de sécheresse impacte la pousse de l'herbe et donc la disponibilité de la nourriture pour les cheptels. Il a été imaginé que les éleveurs réduiraient leur cheptel pour ajuster leurs besoins en nourriture à la disponibilité en herbe.

Aucune date limite n'a été supposée pour calculer l'impact du climat sur la pousse de l'herbe. Une baisse forfaitaire de 25 % du cheptel a été fixée - identique pour toutes les années - ce chiffre n'est pas une prévision à une date donnée basé sur un calcul agronomique. Il s'agit d'une hypothèse de travail. La baisse de 25 % du cheptel permet de déduire mécaniquement une baisse équivalente de la fertilisation organique, puisque celle-ci est directement corrélée à l'importance du cheptel.

#### *b) Diminution de la fertilisation minérale*

Ce scénario a été mis en place pour simuler l'impact sur la qualité de l'eau d'une réduction importante de la fertilisation minérale sur les territoires. Une concertation entre les partenaires a permis de distinguer la fertilisation entre les surfaces en herbe et celles des céréales. Dans ce scénario est testé une absence d'engrais azotés sur prairie et une diminution de la fertilisation des céréales. En termes de données d'entrée pour ce scénario, les valeurs d'engrais minéraux ont été réduites à 0 pour les surfaces en herbe, et réduites de 20 % pour les surfaces en céréales.

#### *c) Passage en prairies permanentes des surfaces en céréales*

Dans ce scénario, l'ensemble des surfaces en céréales a été remplacé par des surfaces en herbe (prairie) afin de pouvoir estimer si un lien était possible entre certains pics de concentrations et les surfaces en céréales.

Les surfaces consacrées aux céréales ont été remplacées par un mélange de prairies permanentes fauchées et pâturées, selon le prorata de chaque sous-bassin. En termes de modélisation, ces prairies ont été traitées de la même manière que les prairies déjà existantes, et ont ainsi été fertilisées selon les mêmes doses et aux mêmes dates.

## 7.4 CALAGE DU MODÈLE

### 7.4.1 Choix des structures du modèle, et stratégie de calage

#### *a) Structure du modèle*

Le modèle BICHE comprend une structure à réservoirs, modulable sur le nombre de réservoirs représentant la composante lente souterraine (cf Section 3.4.2 et Annexe 3). Plusieurs tests ont été réalisés afin de sélectionner la structure la plus robuste. C'est à dire celle comportant le moins de paramètres à optimiser pour une performance équivalente. Comme le nombre de ces paramètres dépend du nombre de réservoirs, l'objectif est de minimiser leur nombre. Pour cela, une analyse comparative a été menée sur la base des différentes options et il en est ressorti que l'utilisation de plusieurs réservoirs souterrains n'apportait pas de gain de performance significatif ; et ce, pour l'ensemble des stations.

Ainsi, la structure du modèle choisie est celle de base présentée en Figure 21, comprenant un réservoir superficiel représentant le sol, un réservoir représentant la zone d'infiltration, et un réservoir représentant les flux dans la zone saturée.

#### *b) Optimisation des paramètres*

Le calage du modèle est opéré à la fois sur le débit et sur la teneur en nitrates, le critère global d'adéquation « F » est une fonction pondérée du coefficient de Nash pour chaque série. Sa valeur maximale possible pour un ajustement parfait est de 1. L'équation du critère d'adéquation est la suivante :

F = WG x sqrt(Nash_G) + WN x sqrt(Nash_N)

où WG est le poids donné (par l'utilisateur) à la simulation des débits, WN est le poids donné à la simulation des nitrates, Nash_G est le Nash sur la simulation du niveau des eaux souterraines et Nash_N est le Nash sur la simulation des nitrates. Nash_G et Nash_N sont affichés sur chaque simulation. Si nécessaire, l'opérateur peut améliorer l'un des Nash intermédiaires au détriment de l'autre pour obtenir le même F.

Il a été décidé de fixer WG = WN = 50% afin de donner autant de poids au calage hydrologique qu'au calage des nitrates.

### *c) Paramètres utilisés*

Les paramètres utilisés dans le calage du modèle BICHE sont listés dans le Tableau 39. Pour chaque bassin, 2 jeux de paramétrisation sont indiqués correspondant respectivement au calage avec i) optimisation de la RFU (paramètre RUMAX dans le modèle BICHE), et ii) avec RFU fixée à 100 mm (dans la gamme de valeur d'un sol profond).

*Tableau 39: liste des paramètres optimisés lors de l'application du modèle BICHE sur les 4 bassins. Pour chaque bassin, 2 jeux de paramétrisation sont indiqués : 'Cal. RFU' correspond à un calage de la RFU, ainsi que des autres paramètres ; 'RFU=100 mm' correspond à une RFU fixée et au calage des autres paramètres.*

| Paramètres du module hydrologique | Loue à Chenecey | | Loue à Vuillafans | | Lison à Nans (source du Lison) | | Loue à Ouhans (source de la Loue) | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Cal. RFU | RFU = 100 mm | Cal. RFU | RFU = 100 mm | Cal. RFU | RFU = 100 mm | Cal. RFU | RFU = 100 mm |
| **Module hydrologique** | | | | | | | | |
| Correction globale de la Pluie (%) | 0 | 0 | 0.7 | 1.8 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Correction globale de l'ETP (%) | 0 | 0 | -10.0 | -10.0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| RUMAX : Capacité max de la réserve superficielle RFU (mm) | 24.9 | 100 | 33 | 100 | 20 | 100 | 41 | 100 |
| RUIPER : Hauteur de répartition Ruissellement-Percolation dans le réservoir H (mm) | 28.1 | 24.5 | 5 | 3.3 | 24 | 44 | 33 | 20 |
| THG : Temps de 1/2 montée (temps de 1/2 Percolation) (mois) | 0.4 | 0.4 | 3 | 3.9 | 1.0 | 0.2 | 0.3 | 0.6 |
| TG1 : Temps de 1/2 tarissement G1 (mois) | 1.0 | 1.4 | 0.4 | 0.1 | 1.0 | 0.6 | 0.3 | 0.5 |
| TG1->2 : Temps de 1/2 montée (temps de 1/2 Percolation) (mois) | 2.1 | 1.3 | 8.7 | 8.1 | 1.0 | 0.4 | 0.8 | 0.8 |
| TG2 : Temps de 1/2 tarissement G2 (mois) | 1.1 | 1.4 | 2.2 | 1.1 | 1.0 | 0.7 | 2.6 | 2.0 |
| | | | | | | | | |
| **Module agronomique** | | | | | | | | |
| Temps de mélange dans le réservoir Superficiel (mois) | 0.3 | 0.8 | 3.8 | 18.0 | 0.45 | 1.2 | 0.05 | 18 |
| Temps de mélange dans le réservoir H (mois) | 0.1 | 0.1 | 0.05 | 0.6 | 0.27 | 0.1 | 0.1 | 0.06 |
| Temps de mélange dans le réservoir G1 (mois) | 8.8 | 3.0 | 0.06 | 0.05 | 1.0 | 1.0 | 0.05 | 0.05 |
| Temps de mélange dans le réservoir G2 (mois) | 1.3 | 0.6 | 0.9 | 0.2 | 0.05 | 0.05 | 0.8 | 1.4 |
| Volume d'Eau Liée dans le réservoir Superficiel (mm) | 5988 | 3009 | 0.5 | 48 | 500 | 500 | 308 | 1596 |
| Volume d'Eau Liée dans le réservoir H (mm) | 2190 | 634 | 63 | 2051 | 500 | 500 | 2500 | 1735 |
| Volume d'Eau Liée dans le réservoir G1 (mm) | 56 | 87 | 2174 | 427 | 0.5 | 0.5 | 3.7 | 15.3 |
| Volume d'Eau Liée dans le réservoir G2 (mm) | 6000 | 2502 | 6000 | 6000 | 935 | 2360 | 2500 | 2500 |
| Coefficient de correction des Applications (%) | 5.0 | 5.0 | 5.0 | -0.5 | -5.0 | -4.9 | -5 | 5.0 |
| Coefficient de correction des Besoins en NO3 (%) | -5.0 | -4.4 | -5.0 | -5.0 | 5.0 | -5.0 | -5 | -5.0 |
| Coefficient de correction de la Minéralisation (%) | 5.0 | 0.3 | 5.0 | 5.0 | -5.0 | 5.0 | 2.79 | 5.0 |

Une RFU de 100 mm correspond à une valeur proposée dans le rapport NUTRI-Karst T2 (Charlier et al., 2024), à partir de l'analyse des volumes drainés au niveau des lysimètres sous des sols profonds. Le lysimètre témoin de Montmahoux est caractérisé par une RU très élevée, supérieure à 150 mm, en grande partie expliquée par les sols profonds de la parcelle. En tenant compte de

la forte variabilité des sols sur les formations calcaires, dont l'épaisseur peut varier de quelques cm à plusieurs dizaines de cm, la RU moyenne des bassins simulés est plus basse, probablement comprise entre 25 et 100 mm.

### 7.4.2 Choix du pas de temps

Dans certains cas, l'utilisation d'un pas de temps décadaire ou mensuel peut être bénéfique pour le calage du modèle BICHE, notamment lorsqu'il s'agit de lisser les variations de courte durée qui ne sont pas directement liées aux processus de transport à simuler. Ce lissage peut aider à mieux évaluer les tendances à long terme du transport de nitrates dans le bassin versant, tout en réduisant l'impact des fluctuations à court terme dans la calibration.

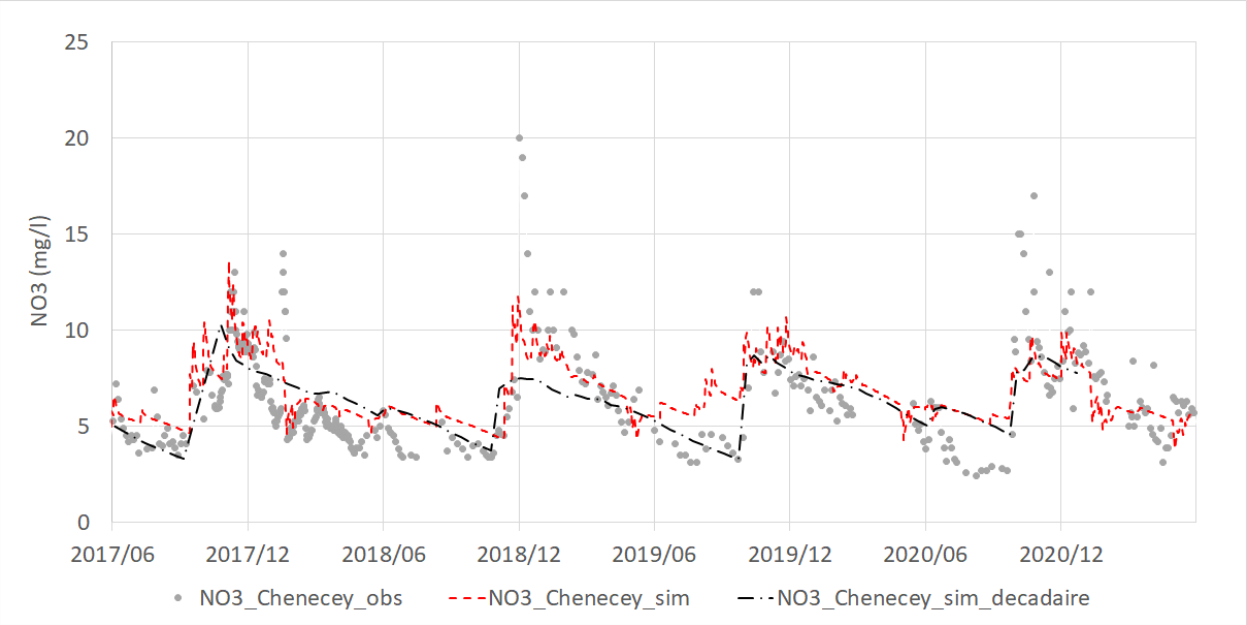



*Figure 127 : simulations de NO3 sur la Loue à Chenecey-Buillon au pas de temps journalier (courbe rouge) et décadaire (courbe noire), en regard des observations (points gris)*

D'après la Figure 127, l'utilisation de chroniques à un pas de temps décadaire n'améliore pas la simulation du transport des nitrates dans le système étudié. Ce pas de temps entraîne un lissage excessif des variations de concentration, particulièrement dans des périodes critiques où des pics de concentration peuvent survenir en réponse à des événements pluviométriques.

Le pas de temps quotidien permet de mieux capturer ces fluctuations rapides, essentielles pour modéliser de manière précise l'évolution de la concentration en nitrates. Cela est particulièrement important pour simuler les pics de contamination qui peuvent se produire lors des crues de reprise automnales.

Le calage est réalisé au pas de temps journalier afin de respecter la variabilité temporelle hydrologique rapide du bassin, afin de ne pas sous-estimer les valeurs de concentration lors des principaux pics en NO3.

### 7.4.3 Simulation des débits et des concentrations

Les résultats des simulations des débits et des concentrations en nitrate aux différentes stations sont donnés dans les Figures suivantes (de Figure 128 à Figure 132). Elles montrent globalement que la variabilité saisonnière est bien reproduite. Si la variabilité haute fréquence des débits est

assez bien simulée (crues), les pics de nitrates à l'automne ne sont pas toujours correctement reproduits. Cela engendre une sous-estimation des concentrations (et donc des flux) lors des crues de reprise automnale. Au contraire, les concentrations en basses eaux (généralement faibles concentrations estivales) sont, par contre, surestimées.

On note que le choix d'une RU à 100 mm dans le premier réservoir, permet de simuler des pics plus importants que pour la RU optimisée (souvent proche de 20-30 mm). Cela est dû au fait qu'une RU plus importante reflète un réservoir superficiel plus grand qui limite la percolation en profondeur (il faut plus d'eau pour saturer le sol et générer une percolation). Cela se traduit par un enrichissement en NO3 du réservoir sol sous l'effet de l'évapotranspiration, et donc à une mobilisation plus importante lors de la reprise des écoulements. Malgré cela, les pics observés suite à un été sec (2003, 2018, 2022) ne sont pas bien reproduits à l'échelle journalière. Une des explications est que le modèle n'est pas dimensionné pour produire un apport d'azote issu d'une forte minéralisation suivant une période sèche.

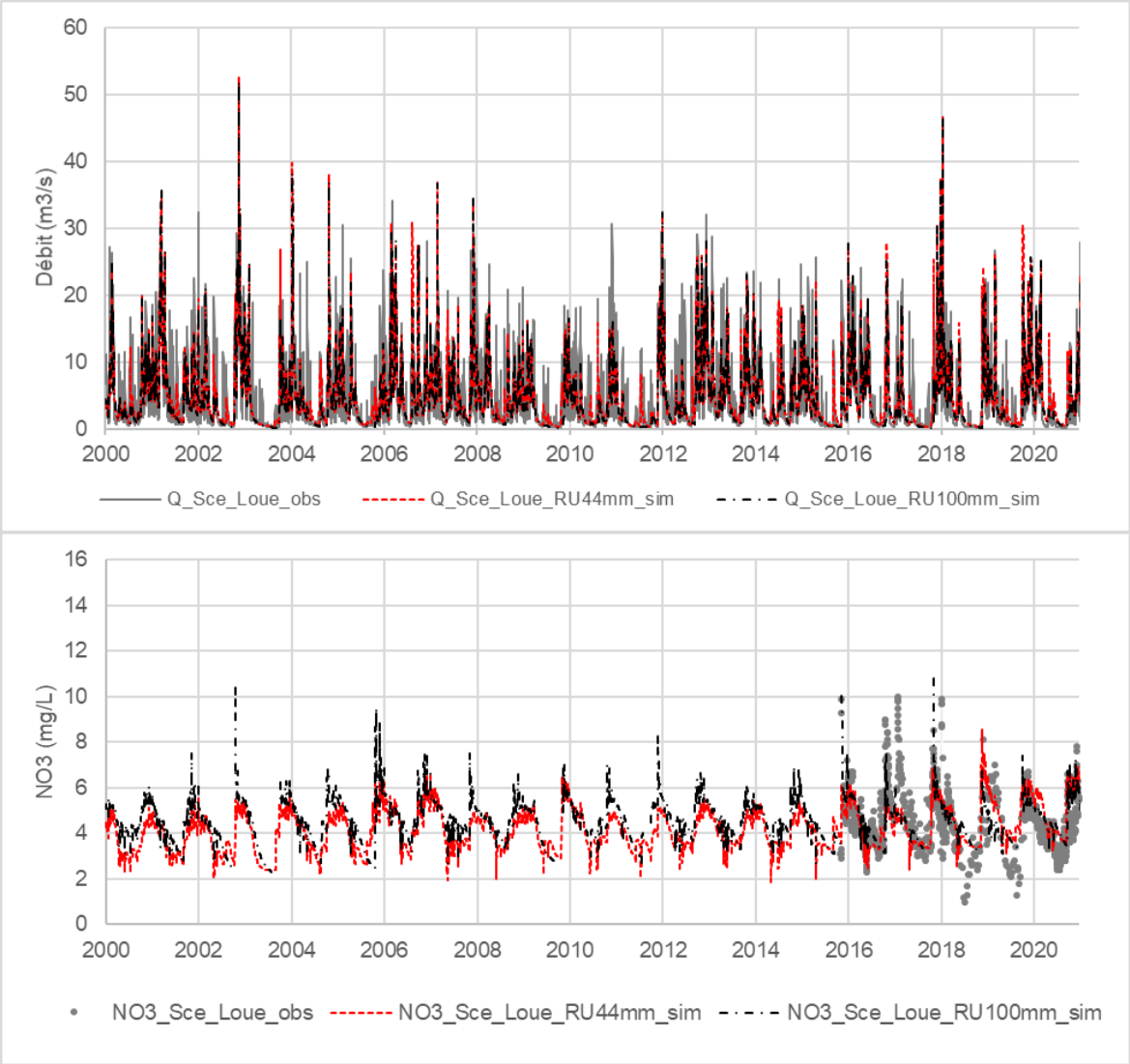



*Figure 128 : Simulation des débits et des concentrations en NO3 à l'aide du modèle BICHE appliqué à la station de la Loue à Ouhans (source de la Loue).*

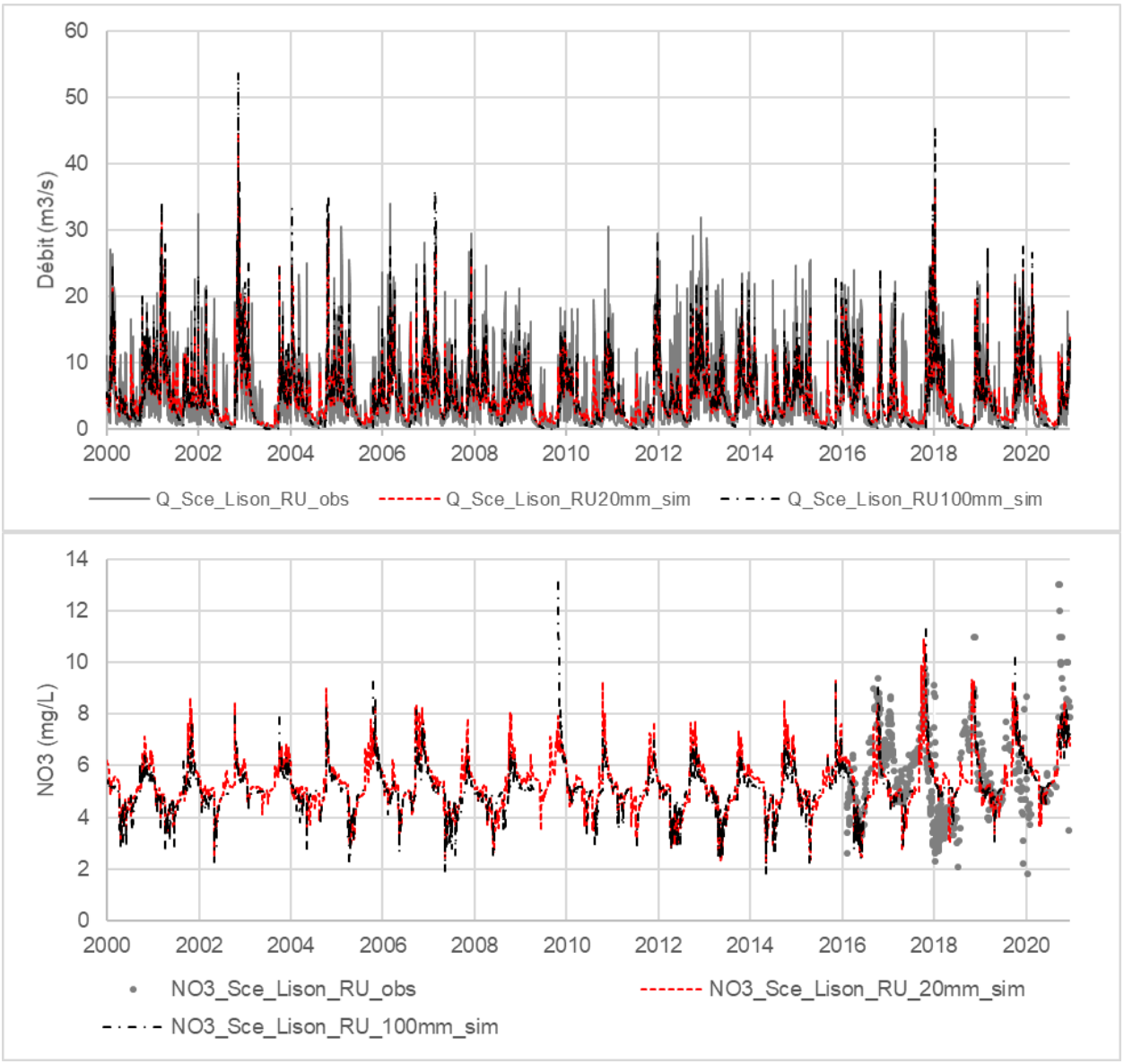



*Figure 129 : Simulation des débits et des concentrations en NO3 à l'aide du modèle BICHE appliqué à la station du Lison à Nans (source du Lison).*

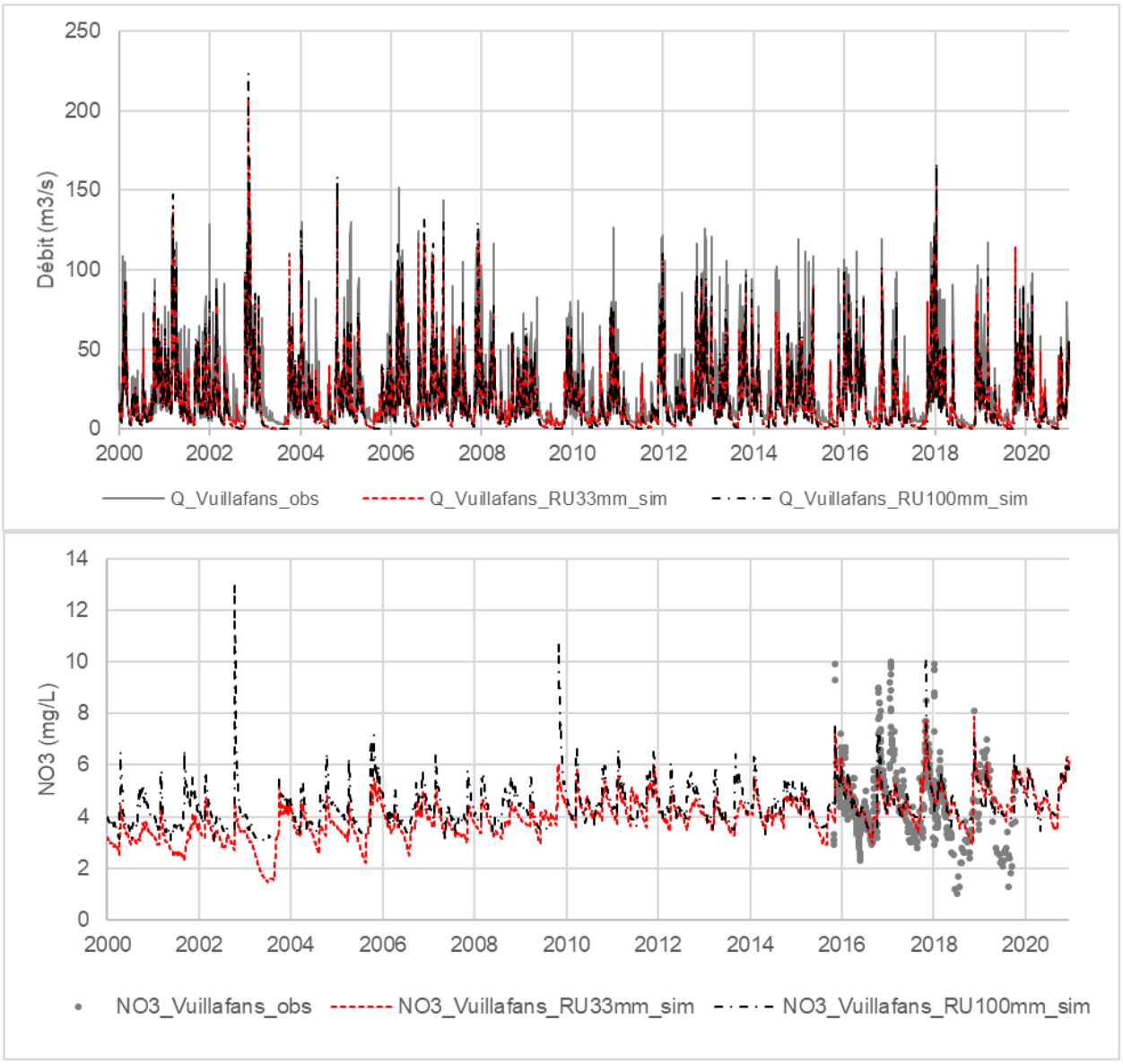



*Figure 130 : Simulation des débits et des concentrations en NO3 à l'aide du modèle BICHE appliqué à la station de la Loue à Vuillafans.*

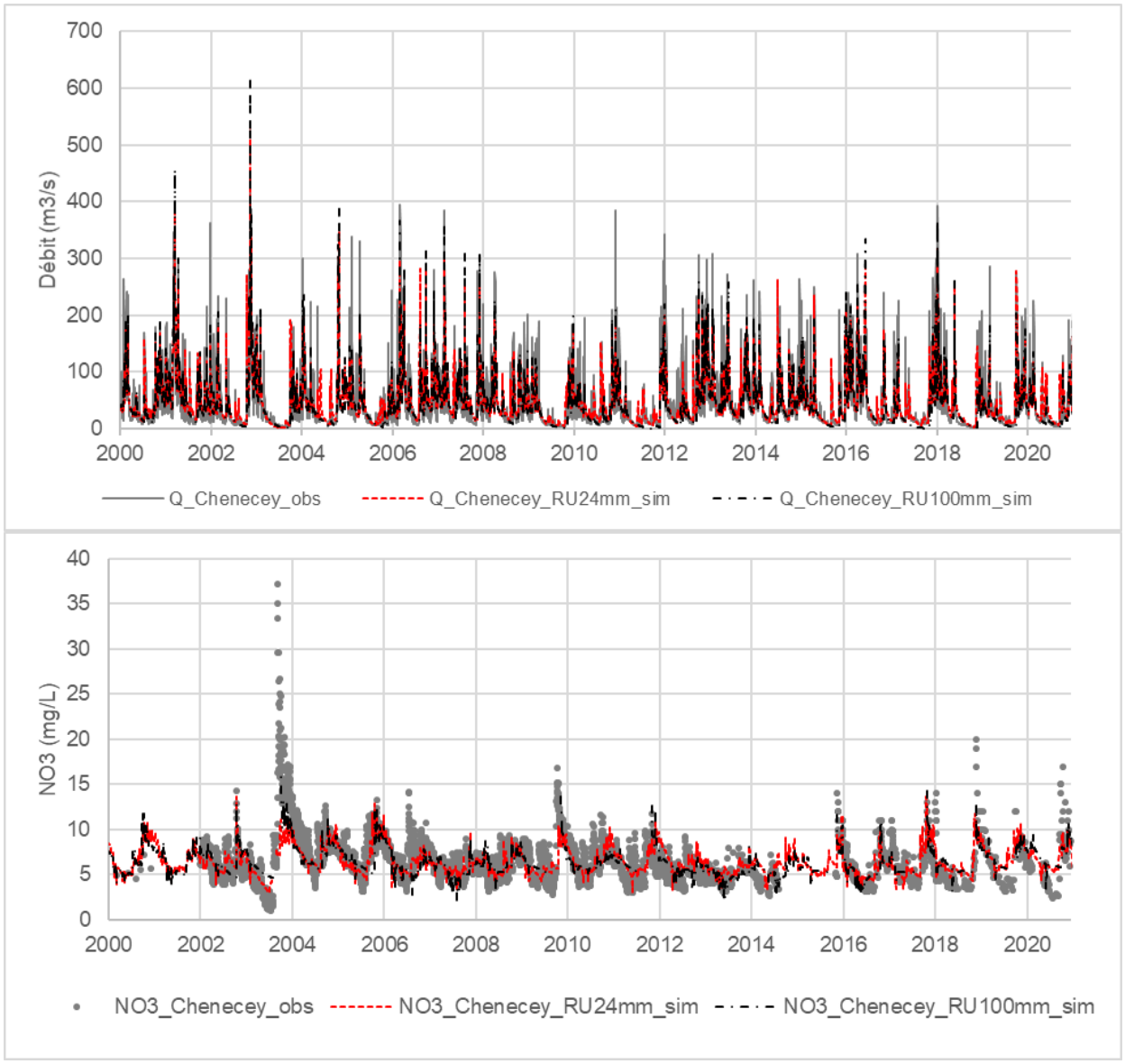



*Figure 131 : Simulation des débits et des concentrations en NO3 à l'aide du modèle BICHE appliqué à la station de la Loue à Chenecey.*

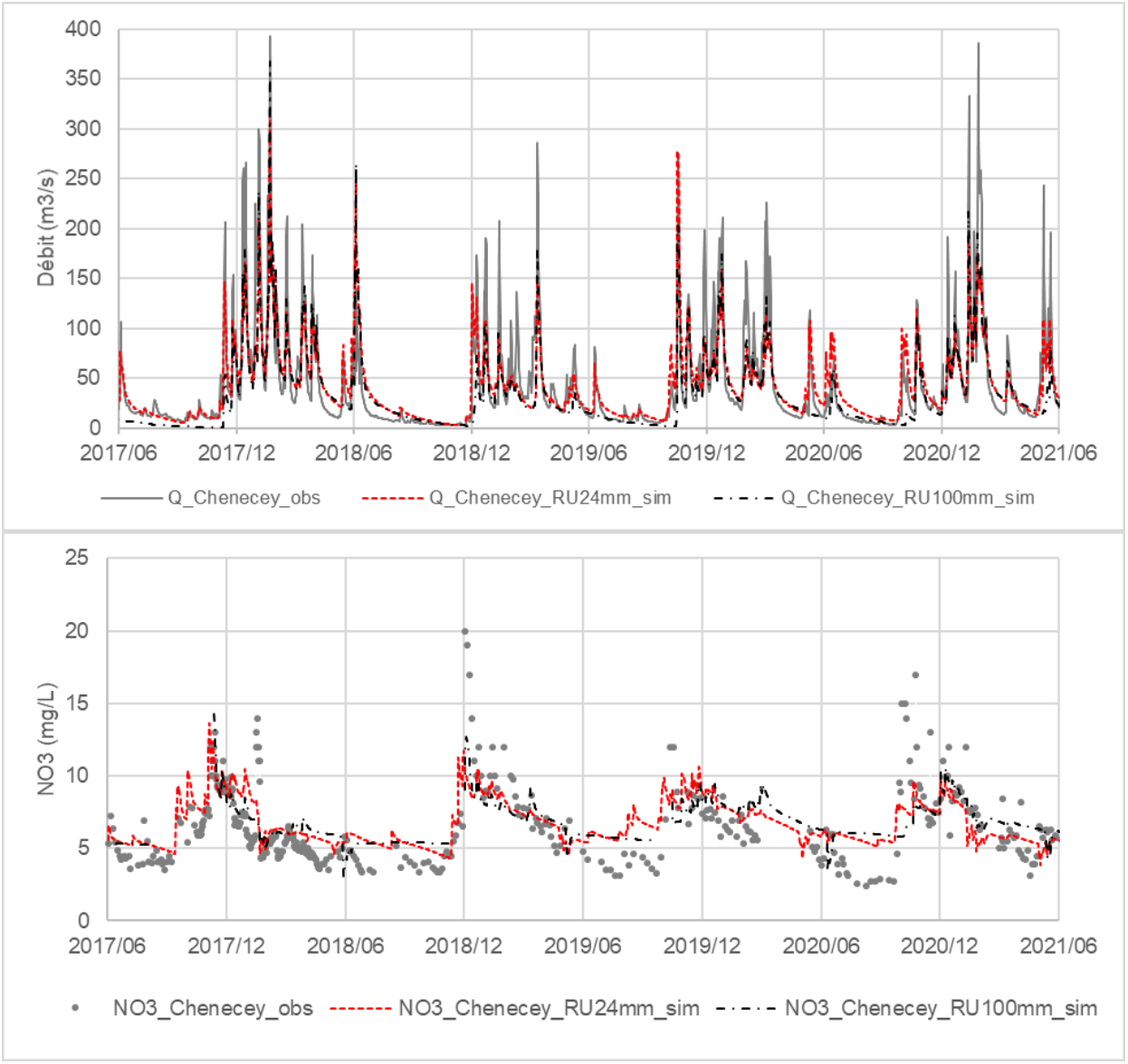



*Figure 132 : Simulation des débits et des concentrations en NO3 à l'aide du modèle BICHE appliqué à la station de la Loue à Chenecey ; zoom sur les cycles hydrologiques 2017-2021.*

### 7.4.4 Simulation des flux annuels à Chenecey-Buillon

Les résultats des simulations à Chenecey-Buillon, où sont appliqués les scenarios, sont analysés en termes de flux annuels sur la Figure 133. Les 2 options de Réserve Utile du sol (RU optimisée à 24 mm, puis fixée à 100 mm) sont représentées en violet et vert, respectivement. Le modèle montre que les sols profonds limitent les exports d'azote vers les eaux, grâce à leur réserve utile plus importante ; cela dans un ordre de grandeur de quelques kg(N)/ha/an pour une moyenne d'environ 15 kg(N)/ha/an. C'est cohérent avec les résultats observés à la parcelle en Section 4.2.7, montrant des flux de lessivage plus importants pour sols superficiels, comparé aux sols profonds. Comme les sols du bassin se partagent entre sols superficiels et profonds, une courbe moyenne (en rouge) est utilisée et discutée dans la suite de l'étude.

Le graphique indique que les flux modélisés reproduisent correctement les flux observés, sauf lors des années sèches (2003, 2016, 2018, 2020) où ils sont sous-estimés. Lors des années

moyennes et humides, les flux simulés sont bien reproduits sauf lors des 2 années 2002 et 2004 où ils sont sur-estimés.

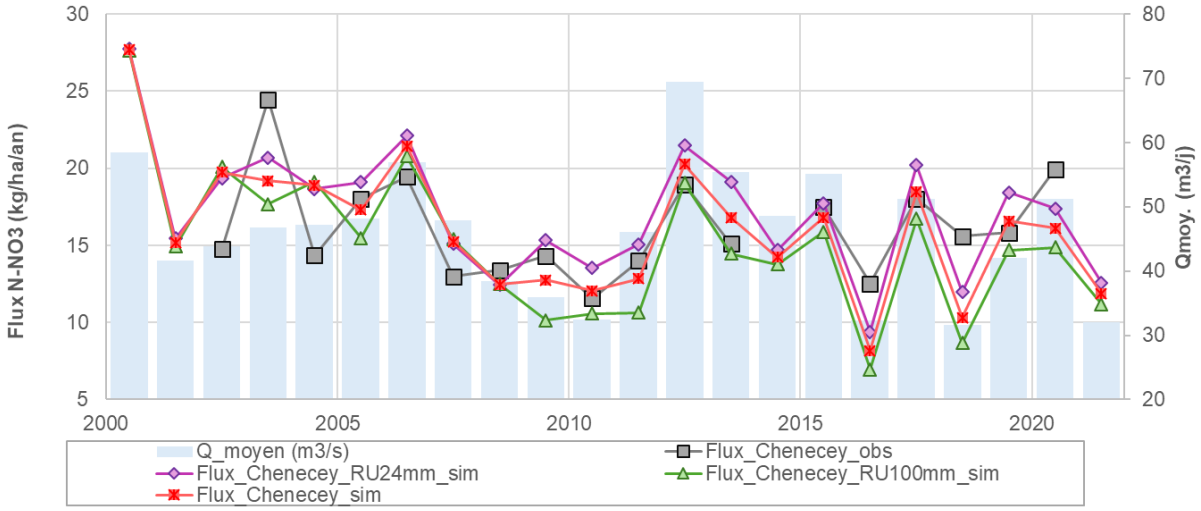



*Figure 133 : Flux annuels observés et simulés à Chenecey-Buillon ; la chronique des flux à Chenecey retenue est la courbe rouge issue de la moyenne des simulations à partir d'une RU optimisée à 24 mm et d'une RU fixée à 100 mm ; le débit moyen (histogrammes) renseigne sur les années sèches et humides.*

### 7.4.5 Performances du modèle

Les performances du calage du modèle, appliqué sur les 4 stations de la Loue, sont analysées sur la base des critères suivants : $R^2$ et Nash and Sutcliffe Efficiency (NSE[14]) sur les variables de débit Q, teneurs en NO3, et Flux de NO3. Les 2 critères ayant tous les deux un optimum à 1, ils sont représentés sous la forme de graphiques en radar (Figure 134). Sur chaque graphique représentant $R^2$ et NSE, 2 courbes par station sont représentées : le calage avec optimisation de la réserve utile du sol RU (trait plein) et le calage avec RU fixée à 100 mm pour simuler un sol profond (cf rapport NUTRI-Karst T2 – Charlier et al., 2024).

A partir des critères de performance, on confirme que les débits sont relativement bien modélisés avec un NSE et un $R^2$ proche de 0.7. Les concentrations sont plus difficilement simulées avec un $R^2$ autour de 0.3, en lien avec la surestimation des faibles concentrations et la sous-estimation des pics vue préalablement. La variabilité du NSE sur les concentrations en NO3 indique qu'une RU de sol profond (100 mm) améliore la qualité des simulations des nitrates, sans modifier significativement celle des débits. La qualité de simulation des flux en nitrates est peu affectée par les 2 options de RU. Les performances sont intermédiaires à celles des débits et des concentrations.

**Globalement, les relatives bonnes performances de modélisation des flux et dans une moindre mesure des concentrations moyennes nous permet d'envisager une analyse de scenarios à évaluer en termes de flux annuels, sans se focaliser sur une analyse fine des dynamiques de concentrations ; le modèle ne permettant pas de simuler de manière fiable les teneurs faibles en basses eaux et les teneurs fortes en reprise.**

[14] Le critère NSE est une mesure de l'écart quadratique entre la série simulée te la série observée. Il donne plus de poids aux écarts sur les fortes valeurs, et est compris entre -∞ et +1.

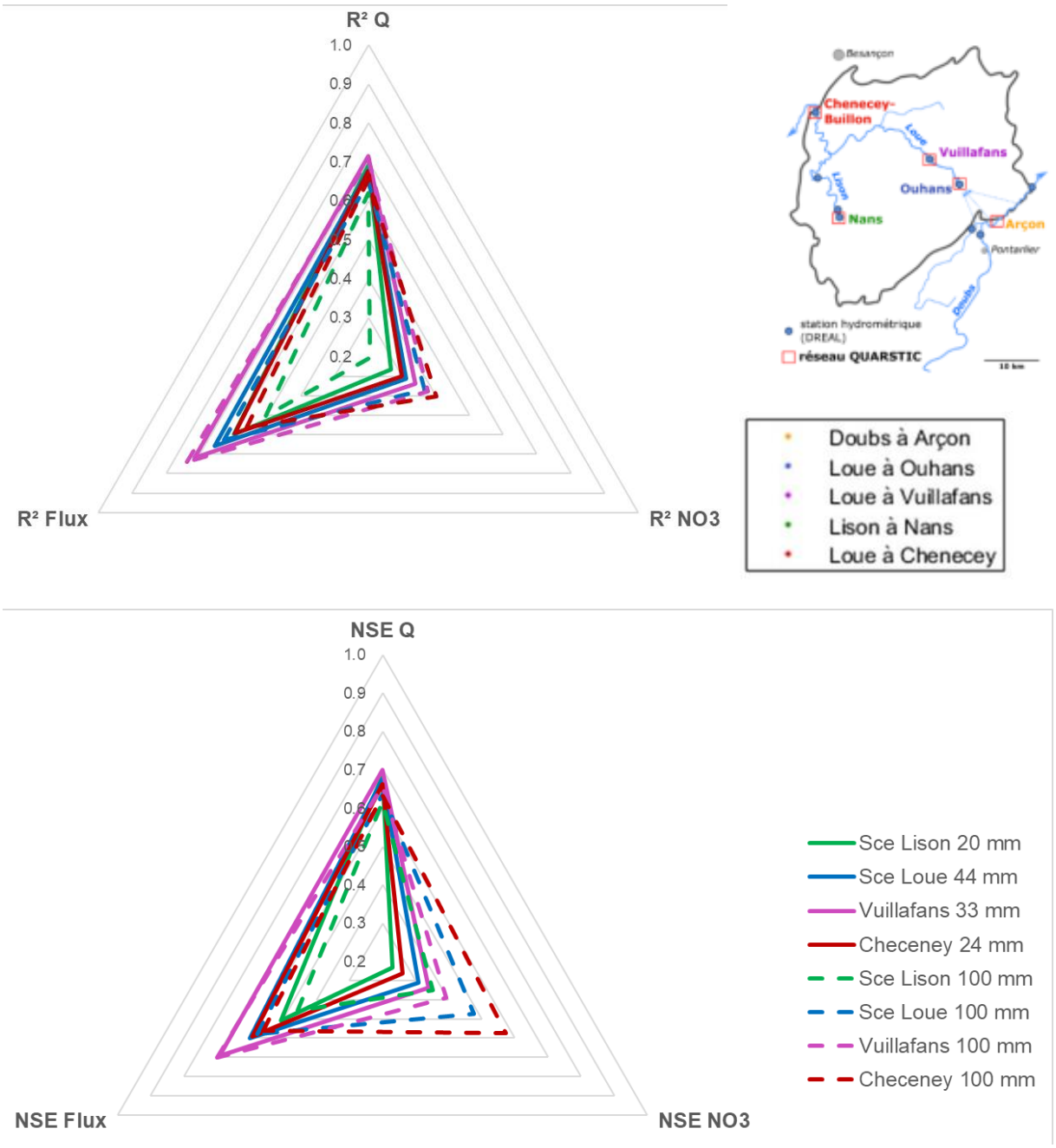



*Figure 134 : Critères de performance (R² en haut, et Nash and Sutcliffe Efficiency NSE en bas) sur les débits Q, les concentrations en NO3 et sur les flux de nitrates issus des simulations BICHE sur les 4 stations de la Loue. Les simulations à l'aide d'une RU optimisée sont représentées en traits pleins, et celles à l'aide d'une RU fixée à 100 mm sont représentés en tiretés*

## 7.5 ANALYSE DES SCÉNARIOS

Les scenarios sont appliqués sur le bassin de Chenecey-Buillon pour lequel existe une chronique de suivis en NO3 de référence jusqu'en 2023.

### 7.5.1 Simulation des concentrations

Les simulations des 3 scenarios sont présentées Figure 135 en regard des données observées et simulées lors du calage (courbe rouge, moyenne des 2 simulations à RU = 24 et 100 mm). La Figure 136 présente la distribution des valeurs de concentration pour les différentes variables observées, simulées et scenarios. On observe un abattement similaire des concentrations simulées pour les 3 scenarios, en comparaison au calage de référence. Cet abattement représente une baisse d'environ 1 à 1.5 mg/l. On observe, par contre, un impact saisonnier contrasté selon les scenarios, ainsi qu'un impact varié en sortie d'hiver selon les dates d'apports.

En faisant un focus sur la saisonnalité (Figure 135), on observe que le scenario 'Baisse fertilisation minérale' (courbe bleue) est celui qui engendre le plus de réduction des exports en nitrate sur la période de mars à octobre. Cela peut s'expliquer par le fait que la fertilisation minérale est généralement appliquée au printemps, principalement en mars pour les céréales à pailles. Durant cette période de reprise végétative les céréales absorbent peu de nutriment et les pluies peuvent être relativement soutenues. Il faut également noter que ce scénario a plus d'impact en début de période de simulation (début des années 2000) qu'en fin de simulation parce qu'une diminution sensible de l'utilisation des engrais minéraux a été opérée sur les apports dans les bassins.

Le scénario 'Baisse Cheptel' a le plus d'effet au cours des épisodes de reprise automnale. Cela peut s'expliquer par deux phénomènes. Tout d'abord, dans le scénario 'Baisse du Cheptel', il y a réduction de pâturage du cheptel pendant la période estivale, ce qui entraîne une réduction de fertilisation par excrétion durant l'été. Ensuite, la fertilisation organique est moins importante. Or ces fertilisants doivent se dégrader avant d'être assimilés par les plantes, et ne sont pas immédiatement disponibles contrairement aux fertilisants minéraux, qui présentent un risque plus élevé d'être lessivés à la reprise automnale. Le temps de dégradation a été fixé à 1 jour pour les engrais de synthèse, 45 jours pour les effluents liquides et 180 jours pour les fumiers dans le modèle.

Le scenario 'Tout en Prairies' semble être celui qui a le moins d'effets, probablement à cause du fait que 90% de le SAU soit déjà en prairies. Néanmoins, son impact reste sensible par rapport au calage de référence, car une baisse de concentration simulée est observée. L'impact par rapport au calage de référence peut être observé au printemps ou plus tard, au début de l'été. Cela peut s'expliquer, dans les deux cas, par la différence d'entrée de nitrate d'origine minérale, généralement appliqué au printemps sur les céréales. Ce scenario 'Tout en Prairies' a un impact moins marqué que le scénario 'Baisse fertilisation minérale', car les surfaces mises en œuvre sont moins importantes.

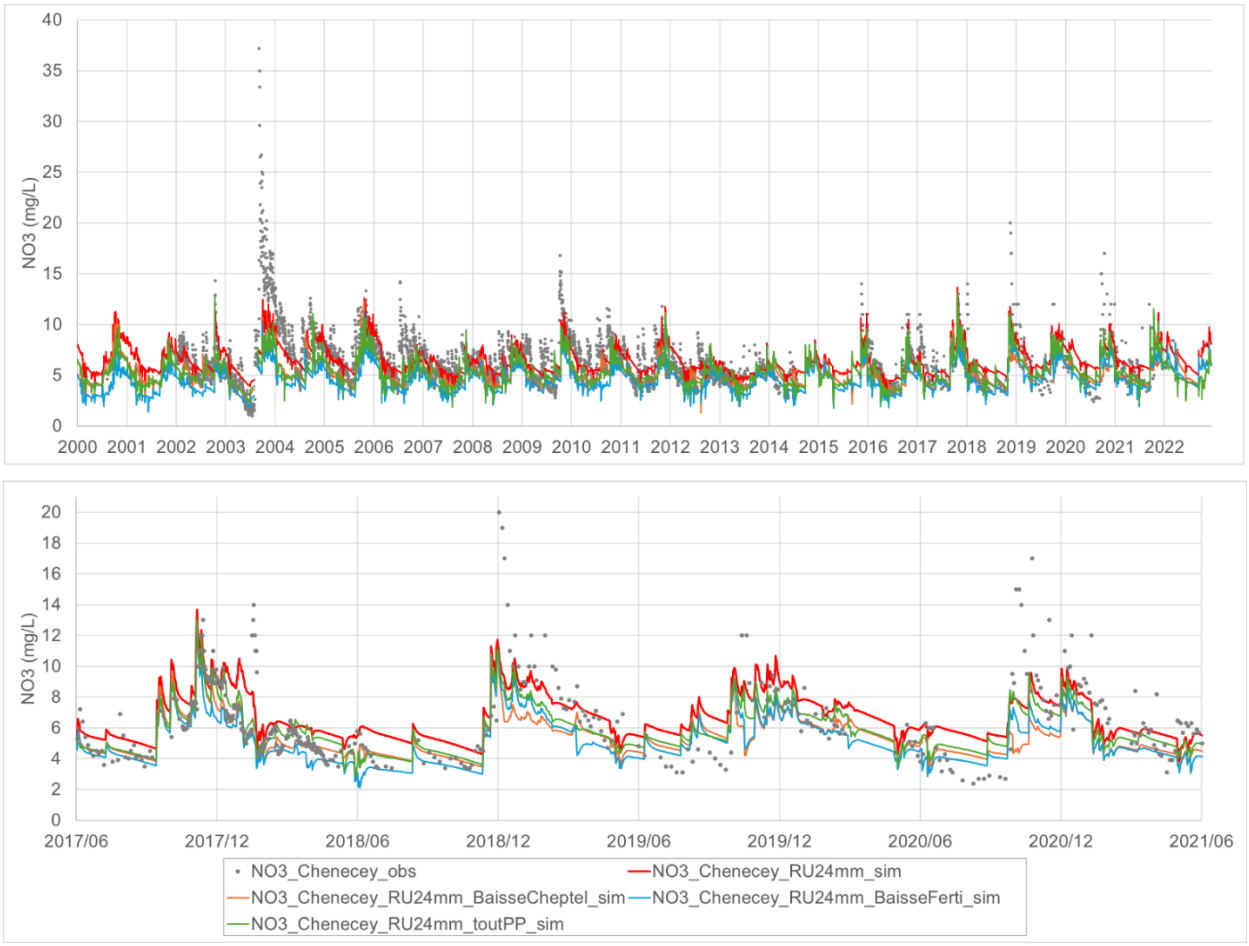



*Figure 135 : Chroniques des concentrations simulées par les 3 scenarios, en regard des concentrations observées et simulées (calage – courbe rouge) ; en haut, totalité de la chronique, en bas zoom sur 3 cycles hydrologiques.*

Les 3 chroniques se rejoignent généralement sur la fin d'automne début d'hiver (de novembre à janvier). Cela peut s'expliquer par le transfert des nitrates organiques accumulé durant la période estivale par les pluies d'automne. En effet, bien que le scénario 'Baisse Cheptel' propose une baisse de la fertilisation organique, il ne la supprime pas. Cela signifie que, dans les trois scénarios, une part de nitrates devient disponible après les pluies de printemps (fertilisation par excrétion, fertilisants organiques dégradés après les pluies). La minéralisation de l'azote du sol, qui se produit majoritairement du printemps à l'automne, joue également un rôle dans la mise à disposition de nitrates. Ces nitrates sont, dans les trois scénarios, disponibles lors de la reprise des transferts à la fin de l'automne/début de l'hiver.

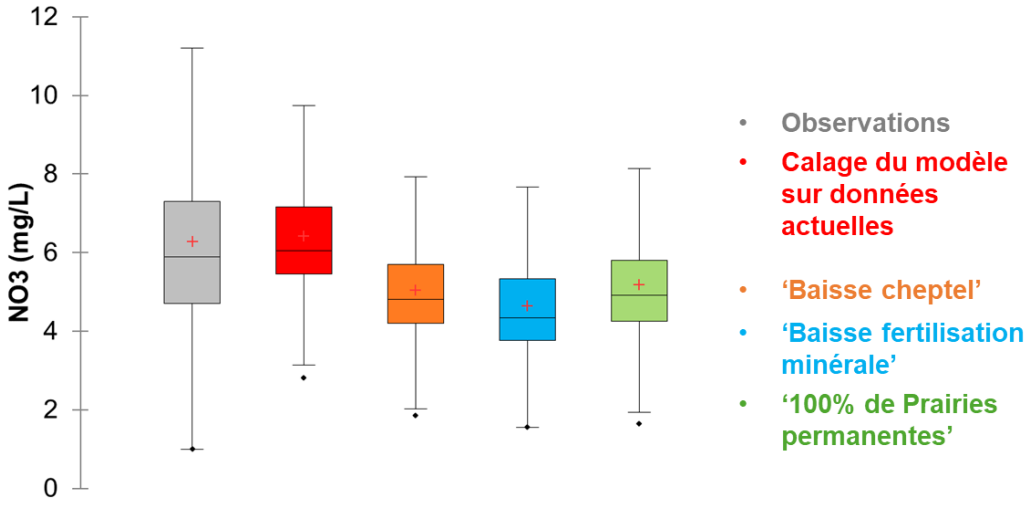



*Figure 136 : Distribution des concentrations simulées par les 3 scenarios, en regard de celles des concentrations observées et simulées (calage – courbe rouge).*

### 7.5.2 Impact sur les flux annuels en azote (N-NO3) en excès

L'impact des scenarios est également évalué en termes de flux annuels sur la Figure 137. On observe un abattement d'environ 4 à 5 kg N-NO3/ha/an en comparaison des flux observés et des flux simulés issus du calage. Le modèle sous-estimant les flux lors des années sèches, il faut être prudent dans l'analyse des scénarios lors de ces périodes.

La plus grande différence de flux simulés pour le scenario 'Baisse fertilisation minérale' s'atténue au cours de la première décennie en raison de la diminution de l'utilisation des intrants de synthèse.

Le graphique indique que les flux d'azote en excès peuvent être diminués de 20 à 30% avec 1 seul scenario de réduction des apports.

La visualisation des flux d'azote simulés en excès, d'origine agricole (Figure 137 en bas) indique qu'une combinaison de scenarios est probablement à envisager pour tendre vers le bruit de fond naturel (celui-ci tant défini par un seuil de concentration de 2.5 mg/L) car aucun des scénarios ne permet d'obtenir un flux d'azote simulé sous le seuil défini.

En combinant les scénarios, c'est-à-dire en réduisant de manière simultanée les entrées d'azote organique et minérales, il est possible d'envisager une réduction suffisante pour permettre d'obtenir des flux d'azote simulés proches du seuil de bruit de fond naturel.

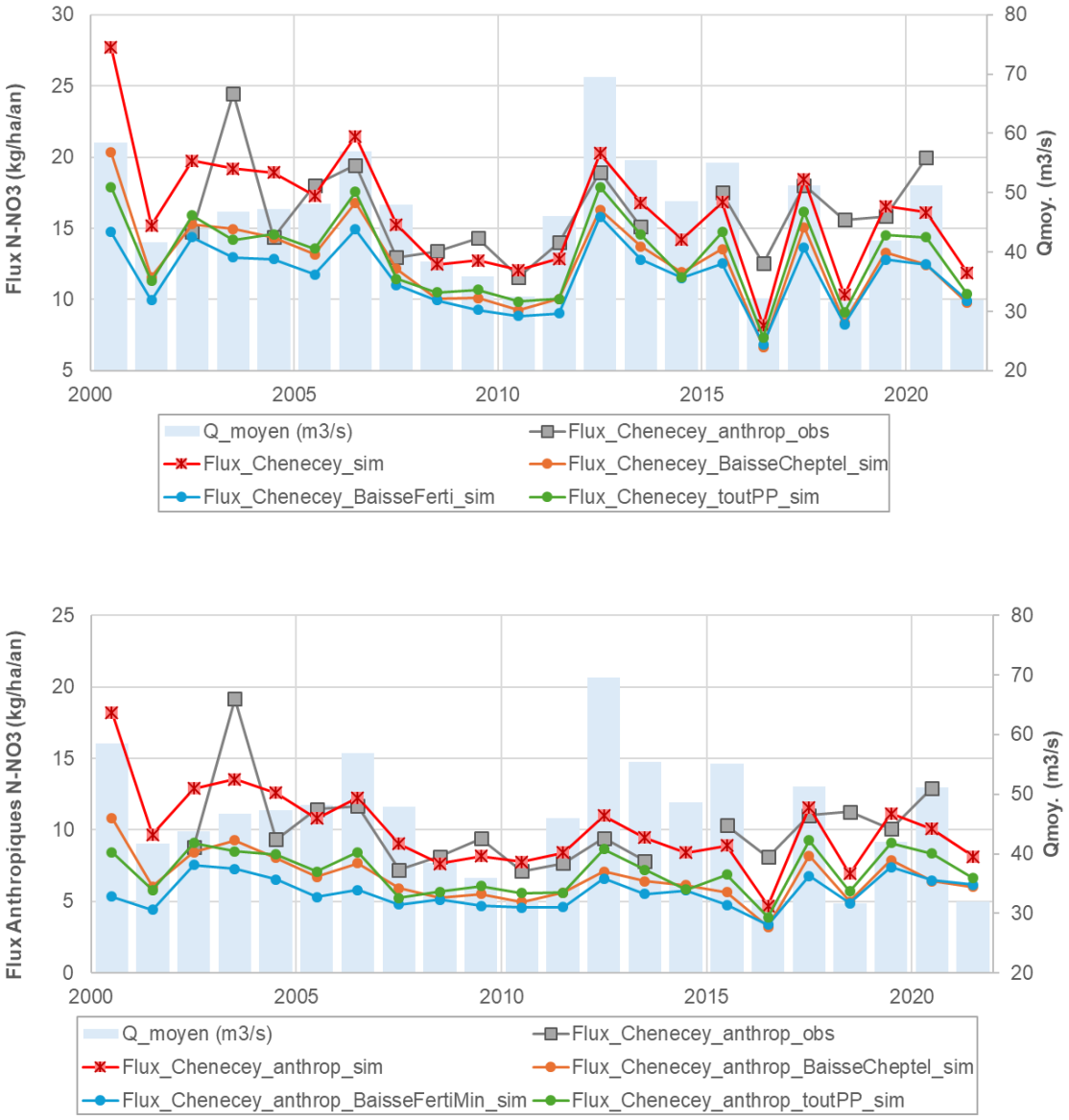



*Figure 137 : Flux annuels des 3 scenarios comparés aux flux observés et simulés (calage – courbe rouge) ; la figure du haut représente les flux totaux et celle du bas les flux d'origine anthropique, correspondant aux flux totaux auxquels ont été retranchés les flux issus du bruit de fond naturel (matérialisé par une concentration seuil en NO3 de 2.5 mg/L).*

***La modélisation des transferts de nitrates à l'aide du modèle global BICHE a permis de simuler de manière satisfaisante les concentrations en nitrate moyennes et les flux annuels de N-NO3 pour les années humides et de pluviométrie moyenne, dans le but de quantifier l'impact de scenarios tests d'évolution des pratiques agricoles***

- ***Les limites du modèle portent sur son incapacité à rendre compte de la minéralisation de l'azote du sol à la suite de sécheresses, engendrant de mauvaises performances sur la simulation des pics de NO3 les plus élevés.***
- ***Les points forts du modèle sont sa capacité à reproduire la saisonnalité des teneurs en NO3 et les flux annuels lors des années humides et de pluviométrie moyenne***
- ***Les scenarios testés sont réalistes pour une mise en place dans un temps court, et également drastiques dans la diminution des apports pour qu'un impact soit quantifié par le modèle. Ils portent sur une baisse de la fertilisation minérale, une baisse du cheptel, et un passage de l'ensemble des cultures en prairies permanentes.***

***Les résultats montrent que leur mise en œuvre de manière individuelle apporte un effet bénéfique sur la qualité de l'eau sur les années pluvieuses, sans pour autant garantir un effet lors des années sèches (le modèle n'est pas validé lors de ces conditions hydrologiques). L'abattement des concentrations moyennes annuelles est de 1 à 1.5 mg/L (sur une moyenne de 6 mg/L), et la diminution des flux annuels d'environ 20 à 30 %.***

***Les résultats du modèle permettent alors de conforter les leviers d'action volontaristes qui reprendraient les termes des scenarios testés.***

## 7.6 ENSEIGNEMENTS APPORTES PAR LA MODELISATION DES TRANSFERTS DE NITRATES ET LE TEST DE SCENARIOS

Ce chapitre avait pour objectif de tester des scenarios d'évolutions de pratiques agricoles, comme base de discussion théorique pour identifier les leviers d'actions nécessaires à la réduction des exports en nutriments vers les eaux.

Le modèle reproduisant les concentrations moyennes et les flux annuels lors des années à pluviométrie moyenne et forte, il permet de discuter de l'impact des pratiques agricoles, en dehors des années à faible pluviométrie durant lesquelles la sécheresse hydrologique impacte défavorablement la qualité de l'eau (pour rappel, le modèle n'est pas dimensionné pour simuler l'effet des sécheresses sur la qualité de l'eau).

En conclusion, le modèle permet d'illustrer, qu'en dépit des incertitudes et des simplifications apportées par cette approche de modélisation globale, il est envisageable d'espérer une réduction de l'impact des pratiques agricoles sur la qualité des eaux si une réduction des apports est réalisée à large échelle par la très grande majorité de la filière agricole.

En étant dimensionnés de manière réaliste, les résultats des simulations indiquent qu'une combinaison de pratiques agissants sur les 2 postes de fertilisation minérale et organique seront nécessaires pour envisager une réduction significative des excès en nutriments. Cela est d'autant plus vrai que dans un contexte de réchauffement climatique, les processus de minéralisation dans les sols asséchés favorisent la production de reliquats azotés en plus de de ceux issus des pratiques agricoles à risque.

# 8 Dialogue multi-acteurs

## 8.1 OBJECTIFS

La dégradation de la qualité de l'eau des rivières comtoises constitue une préoccupation majeure et suscite de vives tensions entre acteurs locaux. Celles-ci se sont intensifiées au début des années 2010 en raison des épisodes répétés de mortalité piscicole depuis 2009. Les acteurs concernés par ce problème – agriculteurs et acteurs de la filière Comté, associations environnementales et de pêche, collectivités – portent des visions divergentes quant aux causes, aux conséquences et aux actions à entreprendre pour remédier à la situation. C'est notamment le sujet des pollutions en nutriments (azote et phosphore), en lien avec l'épandage des effluents d'élevage et les systèmes d'assainissement (domestiques, industrielles, de fromageries), qui suscite des controverses.

Dans ce contexte, une série d'ateliers ont été initiés dans le cadre du projet NUTRI-Karst, afin d'objectiver les débats à l'aide des connaissances scientifiques produites dans le cadre de ce projet sur l'origine et les transferts de nutriments. Ces rencontres avaient pour but de favoriser le dialogue entre scientifiques et acteurs locaux, en partageant savoirs scientifiques, techniques et empiriques. Il s'agissait de construire une compréhension commune des processus hydrologiques et des impacts des activités humaines sur les rivières comtoises, tout en explorant des pistes d'action pour améliorer durablement la qualité de l'eau.

Ce chapitre synthétise les résultats de ce dialogue, les comptes-rendus plus exhaustifs de chacun des ateliers sont disponibles en Annexe 4 de ce rapport.

## 8.2 METHODOLOGIE

L'étude s'est déroulée en plusieurs étapes, combinant entretiens individuels et ateliers participatifs.

### 8.2.1 Une phase préliminaire d'entretiens individuels

En 2022, 15 entretiens semi-directifs ont permis de recueillir les perceptions et connaissances d'une diversité d'acteurs sur la qualité de l'eau des rivières, en explorant les causes et conséquences des pollutions, les activités socio-économiques impliquées, ainsi que la gouvernance du problème et les actions mises en place pour y remédier. Cette démarche avait pour but d'identifier les points de consensus et de divergence entre les différents acteurs, tout en mettant en évidence les besoins spécifiques en matière de dialogue et partage de connaissances.

Les entretiens ont été ciblés sur le bassin versant de la Loue, pour faciliter l'analyse et plus tard la mobilisation des acteurs au sein des ateliers. Ils ont duré entre 1h et 1h30, la plupart ont été menés sur place dans un lieu choisi avec l'enquêté, certains ont été conduits avec deux interlocuteurs en même temps. Quelques acteurs pré-ciblés n'ont jamais répondu à nos sollicitations.

Voici un tableau récapitulatif :

| | | |
|---|---|---|
| **COLLECTIVITÉS** | EPAGE Haut-Doubs Haute Loue | 2 repr. techniques |
| | EPTB Saône-Doubs – Pôle Karst | 1 repr. technique |
| | Syndicat intercommunal des eaux de la Haute Loue | 1 élu |
| | Commune d'Ornans | 1 élu |
| **AGENCE DE L'EAU** | Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse | 2 repr. techniques |
| **AGRICULTURE** | Chambre d'agriculture Doubs - Belfort | 1 repr. technique – 1 élu |
| | Fédération régionale des coopératives laitières (FRCL) | 1 repr. technique |
| | Coopérative Terres Comtoises | 2 repr. techniques |
| | Agriculteurs | 4 agriculteurs |
| **ASSOCIATIONS** | Fédération de pêche du Doubs | 1 repr. technique – 1 élu |
| | SOS Loue et rivières comtoises | 2 membres |
| | | 20 interviewés |

### 8.2.2 Trois ateliers participatifs

En 2023 et 2024, trois ateliers participatifs ont été organisés afin de favoriser l'échange de points de vue, le partage des connaissances et la construction d'un dialogue entre les acteurs concernés. Chaque atelier a réuni entre 31 et 35 participants sur une liste d'une soixantaine d'acteurs invités. Les participants représentaient une diversité de points de vue et d'intérêts sur les enjeux de la qualité de l'eau : représentants du monde agricole (agriculteurs, acteurs de la filière et des AOP, Chambre d'agriculture, organisme de conseil…), collectivités (élus et agents de communes, de syndicats de bassin), associations de pêche et de défense de l'environnement[15].

Les ateliers combinaient des présentations menées par l'équipe du projet et des temps de discussion animés sous différentes formes : réflexion individuelle, brainstorming sur post-its, débats en assemblée ou en sous-groupes, ainsi que l'utilisation d'une application interactive (Wooclap) pour recueillir les avis des participants.

#### *Atelier 1 – Construire une vision commune*

Le premier atelier organisé le 04/10/2023, réunissant 32 participants, avait pour objectif d'établir une compréhension partagée des processus hydrologiques, climatiques et des facteurs anthropiques contribuant à la dégradation de la qualité de l'eau des rivières comtoises. Il s'est appuyé sur les résultats du rapport NUTRI-Karst T1 (Charlier et al., 2022). L'atelier visait à partager les différentes perceptions des acteurs et à construire un diagnostic commun des causes et conséquences de la pollution à travers l'outil d'animation « arbre à problème ». En partant du constat de la dégradation de la qualité de l'eau, les participants ont

[15] Voir la liste anonymisée des participants dans chaque compte-rendu d'atelier (annexes).

identifié collectivement les causes et conséquences, organisés de manière hiérarchique sous forme d'un « arbre à problème », où les racines représentaient les causes et les branches, les conséquences.

***Atelier 2 – Identifier les pratiques agricoles à risque, faire émerger des pistes d'action***

Le deuxième atelier organisé le 25/03/2024, qui a rassemblé 31 participants, s'est appuyé sur les résultats de la Tâche 3 du projet (cf Chapitres 4 à 7), consacrée aux transferts de nutriments dans le système karstique et à l'échelle du bassin versant. Il avait pour but de :

- Développer une compréhension partagée de l'impact des pratiques agricoles sur la dynamique des transferts de nutriments dans les sols, vers les sources et rivières
- Identifier les pratiques agricoles à risque pour le transfert des nutriments, afin de cibler les actions à engager
- Faire ressortir des propositions d'action, en précisant les stratégies de mise en œuvre (acteurs impliqués, leviers d'action, calendrier, localisation).

Après une présentation des résultats par le BRGM et la Chambre d'agriculture 25-90, les participants ont été répartis en trois sous-groupes pour échanger et formuler des recommandations sur trois axes principaux :

1. **Évolution de l'occupation du sol et des pratiques agricoles** : occupation du sol (cultures, prairies permanentes, temporaires), travail du sol, retournement de prairies, fertilisation minérale et organique (lisier/fumier/engrais minéraux), doses apportées…
2. **Prise en compte de la vulnérabilité du paysage karstique et de la saisonnalité** : zones à risque de transfert, localisation des apports, proximité de cours d'eau et dolines, périodes d'apport (temporalité, saisonnalité des transferts)
3. **Adaptation de l'agriculture aux changements globaux** : prise en compte des impacts du changement climatique, évolution du cheptel bovin, transformation/diversification de la production

***Atelier 3 – S'accorder sur des pistes d'action, affiner leurs modalités de mise en œuvre***

Le troisième et dernier atelier organisé le 09/10/2024, réunissant 35 participants, visait à approfondir la réflexion sur les actions identifiées. Il s'agissait d'évaluer leur pertinence, d'identifier les points de consensus et de divergence, et de prioriser les mesures à mettre en place. Après une présentation des résultats du projet sur l'efficacité environnementale des leviers d'action, étayés en partie par les scénarios modélisés (cf Section 7.5), les participants ont pris part à un exercice d'« échelle de consensus ». Chacun s'est positionné individuellement sur les différentes propositions en fonction de son degré d'accord ou de désaccord. Puis une discussion s'est engagée pour comprendre les désaccords, engager les acteurs dans la recherche de compromis et éventuellement, amener certains à se repositionner en affinant les propositions d'action.

## 8.3 RESULTATS

### 8.3.1 Diversité des perceptions (entretiens préliminaires)

Les entretiens individuels ont révélé une diversité de perceptions et de connaissances sur la dégradation de la qualité de l'eau des rivières comtoises, rendant difficile l'élaboration d'une définition commune du problème. Le vocabulaire utilisé varie selon les acteurs, oscillant entre « pollution », « contamination » et « dégradation ». Cette divergence se retrouve dans la perception du « bon état » des rivières : certains le lient à la potabilité de l'eau, tandis que

d'autres l'associent à la qualité du milieu aquatique et de la biodiversité. Les indicateurs mobilisés pour qualifier la situation diffèrent en fonction des intérêts et des sensibilités des acteurs. Certains acteurs soulignent en particulier le paradoxe d'une rivière où les poissons meurent, tout en étant classée en « bon état écologique » selon la Directive Cadre sur l'Eau (DCE).

Cependant, interrogés sur les causes de la dégradation de la qualité de l'eau, un consensus émerge sur son caractère « multifactoriel ». Les sources de pollution citées sont nombreuses, incluant les nitrates, phosphates, pesticides, hydrocarbures, produits vétérinaires et ménagers, métaux lourds ou encore le sel utilisé pour le déneigement. Les activités humaines mises en cause sont tout aussi variées : agriculture, industries, artisanat, rejets domestiques et assainissement, sylviculture ou encore trafic routier. Devant cette reconnaissance d'une pluralité de causes, les acteurs se montrent souvent réticents à hiérarchiser la contribution de chacune. Cette « dilution des responsabilités » (Calla, 2019) est cependant identifiée comme un frein à l'action, notamment par les associations environnementales et de pêche.

L'accent mis par les pouvoirs publics sur la question des nutriments depuis les années 2010 est perçu par les acteurs, mais suscite des débats :

- Les points de vue divergent quant à **l'interprétation des niveaux de nitrate** : certains estiment que les concentrations dans l'eau restent faibles par rapport à d'autres territoires (la Bretagne est souvent mentionnée), tandis que d'autres insistent sur la vulnérabilité du karst, qui justifierait des seuils plus stricts. Il existe par ailleurs une représentation assez bien partagée du karst, perçu comme un milieu particulièrement vulnérable aux pollutions, du fait de ses sols peu profonds, de ses dolines facilitant l'infiltration et de son réseau souterrain fracturé permettant un transfert rapide des contaminants.
- Si la plupart établissent un lien entre l'excès de nutriments, la prolifération d'algues et les mortalités piscicoles, d'autres restent plus prudents sur cette corrélation.
- Des perceptions contrastées émergent également concernant **la saisonnalité des pics de nutriments** : certains les situent en été, période de faible débit et de prolifération des algues - et mettent l'accent sur les épandages de printemps - tandis que d'autres pointent l'automne, où les fortes pluies entraînent un lessivage des sols et des nutriments apportés par les épandages d'automne.
- L'azote et le phosphore sont majoritairement associés à l'agriculture et aux rejets domestiques, mais les points de vue divergent quant à **la part de leur contribution respective**. Certains représentants du monde agricole estiment que d'importants efforts ont déjà été réalisés pour limiter les pertes azotées et que les stations d'épuration restent le principal problème. À l'inverse, les associations environnementales considèrent l'agriculture comme la principale source de nitrates et de phosphates dans les rivières comtoises. Il n'y a pas de consensus sur la part de la contribution des pratiques agricoles à l'excès de nutriments dans les rivières comtoises, ni sur leurs trajectoires passées et actuelles : pour certains les nutriments d'origine agricole dans les rivières ont augmenté, pour d'autres ils ont baissé ou se sont stabilisés.

Concernant les pratiques agricoles à risque, plusieurs éléments ressortent des entretiens :

- Le **lisier** par sa nature liquide, plus lessivable (comparativement au fumier), est perçu comme un contaminant majeur, par sa nature liquide, plus lessivable, dans un système karstique vulnérable. Il cristallise les représentations car pour les acteurs du monde agricole il est au contraire une richesse (fertilisant, gain économique et amélioration des conditions de travail). Il fait l'objet d'une médiatisation importante en raison de son odeur et de la trace visible qu'il laisse sur les prairies après épandage.

- Les **engrais azotés** sont généralement associés à des pratiques intensives
- Les **épandages en sortie d'hiver** : réalisés à la même période sur l'ensemble des exploitations situées à une même altitude. La règle du seuil des 200° est controversée, parce qu'elle aurait pour conséquence une grande quantité d'épandage au même moment.
- Les **retournements de prairies** qui sont mentionnés comme générant des flux de nitrate importants en activant la minéralisation du sol. Le changement climatique pourrait conduire à augmenter la fréquence des retournements (l'exemple de l'année 2022 est régulièrement mentionné).

Enfin, tous les acteurs reconnaissent l'impact du changement climatique sur les ressources en eau, mais leur interprétation de son rôle varie. Certains le considèrent comme la cause principale de la dégradation de la qualité des rivières, tandis que d'autres estiment que les activités humaines locales restent le principal facteur, le changement climatique ne faisant qu'aggraver leurs effets.

Les entretiens ont donc révélé des disparités dans la qualification du problème de la dégradation de la qualité de l'eau des rivières, et dans l'identification des causes et responsabilités. Le manque de mise en commun des savoirs, notamment sur la question des nitrates et l'origine des contaminants (agriculture, réseaux d'assainissement domestiques…), constitue un frein à la construction d'une vision partagée du problème.

### 8.3.2 Compréhension partagée des causes et conséquences de la dégradation des rivières comtoises (atelier 1)

Le premier atelier a permis d'élaborer une vision commune des causes et des conséquences de la dégradation des rivières comtoises.

#### a) *Vers une vision partagée de l'importance des nutriments d'origine agricole*

À travers la construction d'un « arbre à problème », les participants ont identifié les nitrates issus de l'agriculture et ceux issus de l'assainissement domestique comme des facteurs clés à prendre en compte pour orienter les actions. La Figure 138 est un schéma de synthèse de l'exercice, qui s'est déroulé en sous-groupes pendant l'atelier (cf Compte-rendu de l'Atelier n°1 – Annexe 4.1).

Cet exercice a été enrichi par une présentation des résultats du projet concernant la contribution des différentes activités humaines aux apports en nutriments. À l'échelle du massif du Jura, il a été mis en évidence que l'agriculture – en particulier les déjections du cheptel bovin et les engrais de synthèse – représente la principale source d'azote (92 %) et de phosphore (95 %), loin devant les rejets issus de l'assainissement domestique et industriel, ainsi que ceux des fromageries (cf. rapport NUTRI-Karst T1 – Charlier et al., 2022).

Ces résultats ont suscité des discussions, certains participants étant surpris par l'ampleur de la contribution agricole, en décalage avec des perceptions exprimées lors des entretiens individuels. En clarifiant la part respective des différentes sources de pollution, cet atelier a permis d'apporter des réponses à l'un des éléments de la controverse identifiée en amont, et d'orienter les débats vers les priorités d'action. Ainsi, malgré les efforts réalisés ces dernières décennies, l'impact des apports en nutriments liés à l'activité agricole reste déterminant. Sur la base de cette représentation partagée, il a été établi que les ateliers suivants porteront spécifiquement sur l'évolution des pratiques agricoles et leurs leviers d'amélioration pour limiter les pressions et transferts en nutriments.

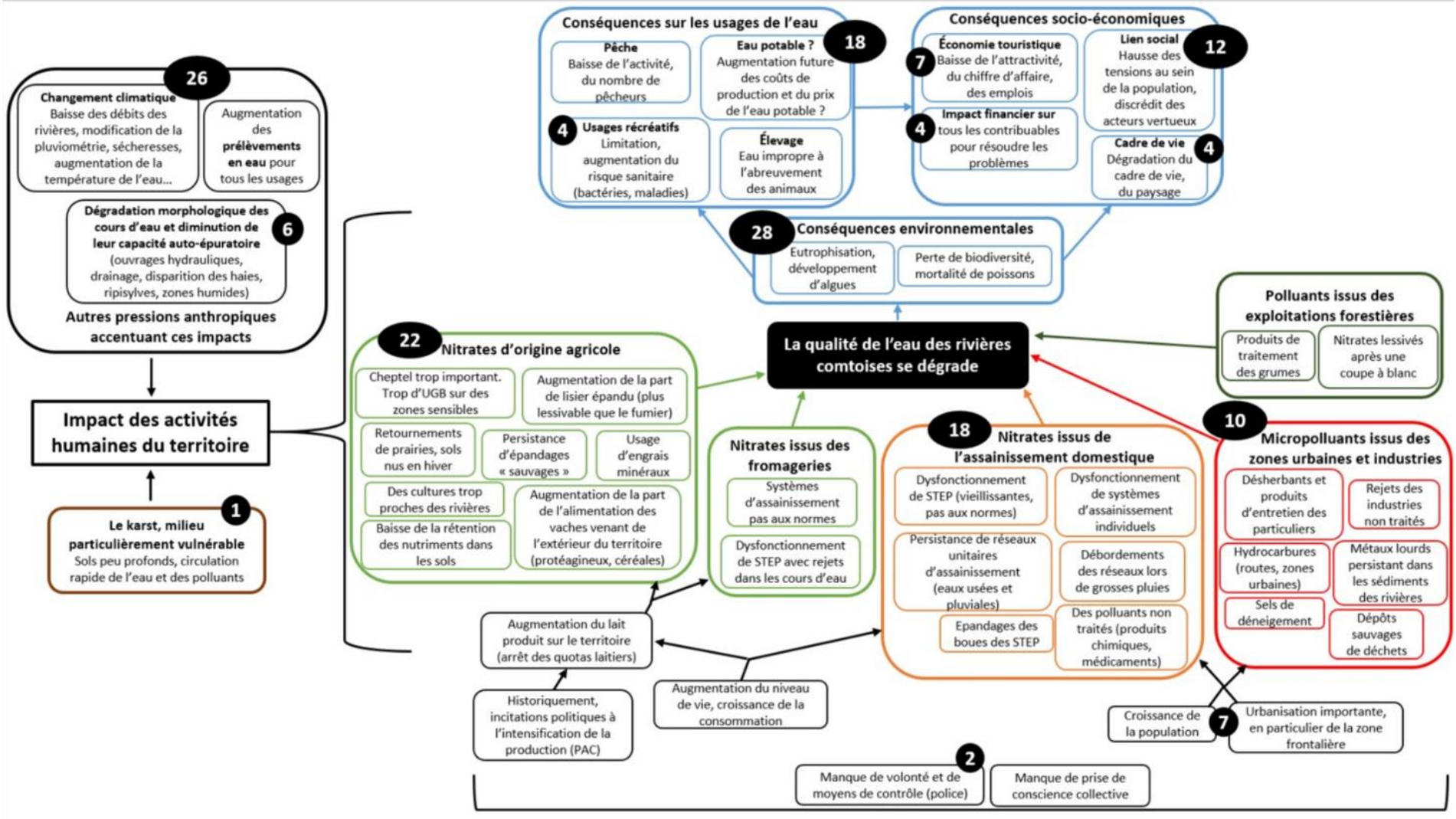



*Figure 138 : Schéma de synthèse de l'arbre à problèmes, à l'issu de l'exercice en sous-groupes pendant l'atelier*

### b) *Clarification du rôle du changement climatique*

Un deuxième enseignement clé de cet atelier concerne la place du changement climatique dans l'analyse des causes de la dégradation de la qualité de l'eau. Lors des travaux en petits groupes, les participants ont majoritairement considéré le changement climatique comme une « cause primaire » de cette dégradation.

Cependant, dans la synthèse réalisée à l'issue de l'atelier (illustration précédente), l'équipe du projet a choisi de le représenter différemment : non pas comme une cause directe, mais comme une pression supplémentaire d'origine anthropique, amplifiant les effets des activités humaines sur le territoire. Les scientifiques ont rappelé que, même en l'absence de changement climatique, la qualité de l'eau des rivières comtoises serait déjà altérée en raison des apports en contaminants liés aux activités locales. Le changement climatique ne crée donc pas ces dégradations, mais les intensifie.

Cette distinction est essentielle pour la suite des réflexions stratégiques. Accorder une place excessive au changement climatique dans l'analyse des causes pourrait, en effet, conduire à une forme de déresponsabilisation des acteurs locaux, en masquant l'impact des activités humaines et en freinant l'identification d'actions concrètes pour améliorer la qualité de l'eau. Les nouveaux cahiers des charges des 3 AOP locales, avec des mesures renforcées en matière de gestion de la fertilisation, montrent cependant que la filière agricole se mobilise sur cette problématique.

## 8.3.3 Identification des pratiques agricoles à risque et premières pistes d'action (atelier 2)

### a) *Pratiques agricoles à risque*

Au cours du deuxième atelier, la présentation des résultats du projet ainsi que les échanges entre acteurs qui ont suivi ont permis d'établir une compréhension commune des pratiques agricoles à risque pour les transferts de nutriments dans le karst et dans les rivières. Celles-ci peuvent être synthétisées en 2 grands types :

1. **Occupation et travail du sol** : le retournement de prairie, les sols nus en hiver avant culture de printemps, les cultures de céréales d'hiver avant des prairies temporaires
2. **Fertilisation (doses, périodes, localisation et type d'apports**) : excès de fertilisation, épandages d'engrais ou d'effluents liquides trop précoces (début d'année) ou trop tardifs (fin d'année), non-respect des distances (cours d'eau, dolines…)

Les participants ont également constaté les **vulnérabilités associées au changement climatique** : baisse des rendements des prairies, baisse du cheptel en conséquence, pics de minéralisation de l'azote lors des premières pluies après une période caniculaire… L'adaptation au changement climatique constitue ainsi un troisième axe de réflexion sur les actions à mettre en œuvre pour agir sur la qualité de l'eau.

### b) *Objectifs communs et identification des freins à l'évolution des pratiques*

L'atelier a ensuite permis aux acteurs d'échanger sur leur vision d'une situation idéale et d'identifier des objectifs communs. Il ressort de ces échanges la nécessité de concilier l'évolution des pratiques agricoles pour améliorer la qualité de l'eau des rivières, et de maintenir la bonne santé économique des exploitations.

Avant d'identifier des pistes d'action à mettre en place, les participants ont d'abord réfléchi aux difficultés ou obstacles à surmonter pour répondre à ce besoin d'évolution des pratiques, que nous synthétisons en trois types :

1. **Les contraintes économiques et structurelles** :

- Selon certains participants, le modèle économique actuel, en particulier celui du Comté, est rémunérateur et inciterait alors peu au changement structurel. Pour d'autres participants, au contraire, la bonne santé de la filière AOP serait un atout pour faire évoluer les pratiques et adopter des cahiers des charges plus engagés sur les critères environnementaux ;
- des investissements lourds ont été effectués par le passé pour le système lisier (bâtiments, matériel d'épandage) qu'il est aujourd'hui difficile de remettre en question ;
- le système lisier constitue un gain de temps, de main d'œuvre et de qualité de vie pour les agriculteurs (par rapport au fumier) ;
- le retournement de prairies permet d'assurer l'autonomie alimentaire et d'éviter d'importer de la paille venue d'ailleurs ;
- le vieillissement des agriculteurs et le manque de renouvellement générationnel ;
- la pression foncière, accentuée par l'expansion urbaine.

2. **Les contraintes climatiques** :

- la baisse des rendements liées aux saisons sèches plus précoces ;
- la gestion des périodes d'épandage qui devient de plus en plus complexe en raison de conditions météorologiques alternant entre excès d'humidité et sécheresses.

3. **Les freins sociétaux et réglementaires** :

- limites à l'acceptation d'une augmentation du prix du Comté pour les consommateurs ;
- les différences de normes entre pays européens créent des distorsions de concurrence et rendent difficile l'introduction de nouvelles exigences ;
- la multiplicité des discours voir leurs contradictions nuisent à la lisibilité des actions à entreprendre.

### c) *Identification des pistes d'action*

Les participants ont identifié une large diversité de pistes d'action pour répondre aux objectifs fixés et surmonter les freins identifiés. Toutefois, il est apparu parfois difficile de préciser les leviers d'action concrets, c'est-à-dire les moyens opérationnels à mettre en place pour favoriser l'adoption de nouvelles pratiques, améliorer les infrastructures ou faire évoluer les exploitations. Par exemple, des propositions telles que le « retour à la fumure mixte lisier/fumier », la « couverture des fosses à lisier non encore couvertes » ou encore le « développement des séparateurs de phase » ont été mentionnées, mais sans toujours préciser les modalités d'application pour atteindre ces objectifs : s'agit-il d'accompagner les agriculteurs par le conseil et la formation ? De mettre en place un soutien financier ? De renforcer le cadre réglementaire ? Ou bien d'agir simultanément sur plusieurs leviers ?

Malgré cette difficulté, les idées exprimées ont pu être regroupées en cinq grandes catégories, chacune reposant sur une logique d'action distincte :

1. **La formation, le conseil, la sensibilisation et l'échanges de pratiques** : encourager et former aux pratiques limitant les transferts de nitrate en préservant les sols (prairies permanentes, arrêt des retournements de prairies, du labour et des sols nus en hiver) afin de réduire les pratiques de surfertilisation, l'usage des engrais minéraux et effluents liquides. Cela passe par exemple par les formations en lycée agricole, les Groupements d'Intérêt Économique et Environnemental (GIEE), les conseils des organismes agricoles…

2. **La valorisation des services rendus par l'agriculture, et le développement de soutiens financiers aux changements de pratiques :** Il s'agit ici d'inciter financièrement les agriculteurs à maintenir ou à faire évoluer leurs pratiques en cohérence avec les enjeux de préservation de l'eau et des sols. Les Paiements pour Services Environnementaux (PSE) sont un exemple concret de dispositif pouvant être mobilisé pour récompenser des pratiques vertueuses.
3. **L'accompagnement pour l'évolution des systèmes de productions, vers une extensification des pratiques et une résilience au changement climatique :** cette catégorie regroupe les stratégies visant à favoriser une agriculture plus extensive et plus résiliente face au changement climatique. Elle inclut notamment l'accompagnement des exploitations vers une réduction progressive du cheptel, le développement de l'autonomie alimentaire et la facilitation de l'accès au foncier en cas d'extensification, en concertation avec la SAFER.
4. **La diversification des revenus des exploitations et des cultures**, pour compenser les éventuelles pertes de production liées à l'évolution des pratiques et/ou aux impacts du changement climatique : développer des nouvelles productions à faible impact environnemental, renforcer les échanges avec les collectivités pour développer des circuits courts, sensibiliser les consommateurs…
5. **Se doter de plus – ou de nouveaux – moyens réglementaires** pour faire respecter les réglementations déjà existantes, puis les nouvelles règles du cahier des charges du Comté à partir de 2025, voir élaborer collectivement de nouvelles règles ciblant des pratiques à risques.

### 8.3.4 S'accorder sur des pistes d'action, affiner leur mise en œuvre (atelier 3)

Le dernier atelier a apporté de nouveaux éléments de connaissances aux acteurs, en particulier concernant l'évaluation de l'efficacité environnementale de grands leviers d'action pour réduire les pressions et transferts en nutriments. Les résultats des simulations des 3 scénarios agricoles (Cf Chapitre 7) ont été présentés et discutés avec les acteurs, non comme des scénarios d'action mais comme des outils d'aide à la réflexion sur les effets potentiels des leviers d'action.

Ensuite, l'atelier visait à organiser la discussion sur les pistes d'action et repérer les points d'accord et de désaccord sur les actions à engager. Celles-ci avaient été synthétisées à partir des étapes précédentes du projet (entretiens individuels, ateliers) et regroupées en 5 axes. Le sens et les objectifs de chacun des axes ont été présentés à l'oral pendant l'atelier (cf. Compte-rendu de l'atelier n°3 – Annexe 4.3). Les participants ont répondu à un sondage visant à se positionner de manière individuelle en fonction du degré d'accord ou de désaccord sur chacune des 22 pistes d'action. Puis une discussion s'est engagée pour lever les éventuelles incompréhensions, identifier les actions consensuelles et celles nécessitant davantage de discussion pour tenter de lever les dissensus entre acteurs.

Certaines pistes d'action faisant consensus (**axes 1 et 2**) peuvent faire l'objet de groupes de travail impliquant les acteurs afin d'aller plus loin dans les dimensions de mise en œuvre opérationnelles. Les **axes 3 et 4** regroupaient des actions qui n'ont pas fait consensus parmi les participants, des acteurs de la filière Comté ont notamment émis de nombreuses réserves sur les pistes de transformation du modèle agricole, ainsi que sur les scenarios d'adaptation proposés.

- Le levier de la **sensibilisation et de la formation (axe 1**) a été jugé intéressant et fait consensus, mais le principal défi reste d'élargir le cercle des agriculteurs participant aux formations, aux GIEE… Le plus efficace semble de cibler les collectifs déjà existants, car la profession est déjà bien structurée (fruitières, CUMA, comices…)

- Concernant le levier de **l'incitation financière (axe 2)**, il a été en particulier évoqué que la **mise en œuvre des PSE** peut être intéressant, mais de nombreux éléments sont à définir collectivement (et rapidement) : quel acteur est porteur, sur quel territoire ? Concernant les enjeux qualité de l'eau, quelles sont les pratiques vertueuses que l'on cible pour les financements ? Comment faire pour que ces financements soient des moteurs au changement au début uniquement, et non des subventions dont les exploitations deviennent dépendantes sur le long terme ? Peut-on aider pour l'achat de matériel permettant de réduire la pression en nitrate ?

- Les **axes 3 et 4** abordaient la question de **transformation plus profondes et à long terme des systèmes de production et du modèle agricole**, dans une visée d'extensification pour l'adaptation au changement climatique et pour réduire la pression en nutriments. Les pistes d'action proposées font moins consensus, et il a été soulevé que la démarche proposée dans le projet NUTRI-Karst ne permettait pas d'aborder les dimensions économiques de ces évolutions sur les exploitations. Une démarche prospective, intégrant ces dimensions, serait une prolongation possible afin d'organiser des débats plus apaisés sur ce sujet.

- Enfin des marges de manœuvre ont été identifiées sur le **levier réglementaire (axe 5)**, d'abord concernant les moyens pour faire appliquer les règles existantes, ensuite pour imaginer de nouvelles réglementations, par exemple l'interdiction d'épandage en fin d'année à partir d'indicateurs à définir à travers des expérimentations d'abord, avant d'envisager une mise en œuvre.

***La démarche engagée visait à mobiliser les acteurs locaux afin de partager les connaissances scientifiques produites dans le cadre de ce projet et d'éclairer le dialogue sur la dégradation de la qualité de l'eau des rivières comtoises, ainsi que sur les actions à mettre en place pour y remédier.***

***L'objectif de mobilisation a été pleinement atteint, avec une participation active des acteurs locaux : chaque atelier a réuni entre 31 et 35 participants, dont certains ont suivi l'ensemble de la démarche tandis que d'autres ont participé de manière plus ponctuelle. Ce taux d'engagement témoigne d'un réel intérêt pour les enjeux discutés et d'une volonté de dialogue entre les différentes parties prenantes. Les échanges ont été riches en contributions, notamment lors de l'identification des pistes d'action, confirmant l'implication des acteurs dans la réflexion collective.***

***Les premières phases de dialogue ont permis des avancées significatives dans la construction d'une vision partagée du problème, de ses causes et de ses conséquences, non seulement sur l'environnement, mais aussi sur le tissu socio-économique local. Le partage de connaissances scientifiques a contribué à structurer cette réflexion en apportant des éléments objectivés sur la contribution des différentes activités humaines aux pressions en nutriments et sur l'évaluation des pratiques agricoles à risque. Ces apports ont renforcé la compréhension commune et constitué une base solide pour envisager des actions adaptées.***

***Concernant les pistes d'action identifiées, les entretiens réalisés au début du projet puis les discussions au cours des ateliers ont mis en évidence une prédominance des mesures visant à faire évoluer les pratiques existantes, sans pour autant transformer le modèle agricole de manière plus structurel, notamment dans un objectif d'adaptation au changement climatique (baisse du cheptel, diversification des productions…). Plusieurs facteurs peuvent expliquer cette réticence : d'une part, une confiance persistante dans la capacité des ajustements techniques à améliorer la qualité de l'eau sans nécessiter une refonte du système agricole local ; d'autre part, un manque d'éléments permettant d'évaluer la faisabilité économique de telles transformations.***

***Un prolongement pertinent de cette démarche serait la mise en place d'une étude prospective intégrant des expertises complémentaires, notamment en économie, afin d'évaluer les implications et la viabilité de différentes trajectoires de transition agricole. Cette approche permettrait d'aller au-delà des ajustements à la marge et d'engager un dialogue sur les évolutions structurelles possibles pour concilier agriculture durable et préservation de la ressource en eau.***

# 9 Synthèse générale et leviers d'actions

Ce chapitre fait dans un premier temps la synthèse des connaissances acquises sur les transferts de nutriments dans les aquifères et bassins karstiques du massif du Jura, à travers la proposition de schémas conceptuels permettant de faciliter l'interprétation des excès en nutriments (azote et phosphore) et leurs dynamiques au cours de l'année.

Il résume dans un deuxième temps les principaux enseignements du projet NUTRI-Karst, en mettant en évidence l'intérêt d'une agriculture centrée sur l'élevage basé sur la valorisation de l'herbe dans un contexte karstique vulnérable aux pollutions, et sensible aux effets du réchauffement climatique. Un élevage extensif sur des prairies permanentes est la meilleure occupation des sols pour limiter les fuites de nitrates, stocker du carbone et préserver la biodiversité.

Enfin, le chapitre propose dans un troisième temps une liste de leviers d'actions à mobiliser pour réduire les excès en nutriments dans les eaux, issus en partie des ateliers multi-acteurs réalisés dans le cadre de ce projet.

En préambule à cette synthèse générale, il convient de rappeler que le **dysfonctionnement des rivières comtoises est le résultat de multiples facteurs**, souvent difficiles à appréhender au cas par cas. Au-delà de la **vulnérabilité du milieu karstique** très largement documentée dans cette étude NUTRI-Karst, des **modifications du paysage** (contrôle des linéaires de cours d'eau, seuils…) et de **l'impact du réchauffement climatique** (impact sur la thermie de l'eau, ainsi que sur la mobilisation d'azote), de **nombreux toxiques** ont été recensés dans les eaux : toxiques utilisés en agriculture (pesticides, produits vétérinaires,…), rejets d'origine urbaine (stations d'épuration notamment) mobilisant des nutriments en excès, des produits médicamenteux, etc…, rejets industriels (dont les fromageries par ex.), etc. Pour cela, nous renvoyons le lecteur aux premières études portant un diagnostic sur l'état de santé des cours d'eau sur le massif jurassien (Conseil scientifique du comité de bassin Rhône-Méditerranée, 2012 ; Villeneuve et al., 2012 ; Vindimian, 2015).

Concernant la **question des nutriments**, dont l'impact se traduit notamment par une eutrophisation des cours d'eau, ceux-ci apparaissent comme des **marqueurs clés de la dégradation de la qualité des eaux** en raison de leur rôle sur la santé des écosystèmes. Ils ont également la particularité d'être suivis sur de nombreux réseaux réglementaires des masses d'eau, donnant une vision historique de la dynamique de leurs concentrations au cours du temps. Les possibilités de suivis à haute fréquence permettent également de travailler plus précisément sur les relations Pression-Impact, comme cela a été le cas dans cette étude.

Ainsi, à travers l'analyse des nutriments, il est possible d'explorer des pistes sur l'origine de la dégradation des rivières comtoises, et de proposer des leviers d'actions en vue de réduire leur présence dans l'environnement. De manière générale, ces leviers d'action auront pour vertu de limiter les transferts d'autres substances potentiellement létales et plus difficiles à caractériser et à suivre dans le temps.

## 9.1 SYNTHESE SUR LES TRANSFERTS DE NUTRIMENTS EN MILIEU KARSTIQUE

### 9.1.1 Schémas conceptuels des transferts

Les résultats du Chapitre 6 mettent en évidence 2 grandes modalités de transferts selon que l'on considère une pollution des eaux issue des mécanismes de recharge diffuse, ou des mécanismes de recharge localisée. Le cas des nitrates s'applique bien au premier cas d'une pollution diffuse d'origine agricole sur les plateaux du massif du Jura. Le cas du phosphore (ainsi que de l'azote Kjeldahl) s'applique bien au second cas d'une pollution localisée d'origine urbaine ou industrielle au niveau d'un point de rejet proche ou directement dans un cours d'eau.

Ainsi, 2 schémas conceptuels de transferts sont fournis dans cette section, illustrant les processus en jeu et leur temporalité au cours d'un cycle hydrologique.

#### *a) Pollution diffuse – cas des nitrates*

Les schémas conceptuels des transferts de polluants associés à la dynamique des nitrates est présenté en Figure 139. Ils détaillent les processus qui régissent les différents transferts par saison. Ils mettent en évidence les rôles combinés du sol, de la zone d'infiltration et de la zone noyée dans le déphasage des transferts depuis la surface jusqu'à la source. Ils mettent en évidence notamment le rôle clé de la zone d'infiltration pour un stockage saisonnier qui se vidange par effet piston lors des crues de reprise. Un rôle assez limité de l'infiltration localisée des pertes dans la contamination du milieu est également illustré, tant que les concentrations des eaux infiltrées sont modérées. Cela est en accord avec ce qui est observé sur les 2 principaux karsts de la Loue et du Lison, suivis dans le cadre du réseau QUARSTIC. Cependant, il faut s'attendre à un impact plus important des eaux superficielles dans le cas d'autres systèmes où elles seraient plus fortement contaminées.

#### *b) Pollution localisée – cas du phosphore*

Les schémas conceptuels des transferts de polluants associés à la dynamique erratique du phosphore sont présentés en Figure 140. Ils mettent en évidence le rôle des pertes des eaux de surface dans la dynamique de contamination de la source et du cours d'eau en aval. La source et la rivière qui en dépendent drainent la zone noyée et la zone d'infiltration du karst qui n'est pas ou peu enrichie en P, ainsi que les eaux d'infiltration localisée. Si celles-ci sont contaminées, l'exutoire sera impacté, sans pour autant que la zone noyée (zone saturée des karsts) le soit de manière significative. Si le rejet a lieu sur le même cours d'eau que la station de suivi, l'impact sera évidemment direct, sans processus de dilution par les eaux souterraines karstiques.

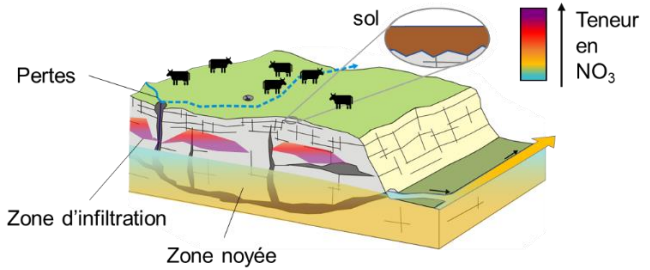
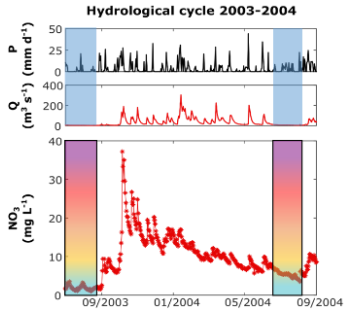
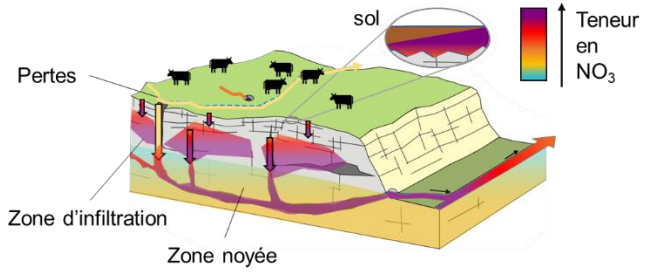
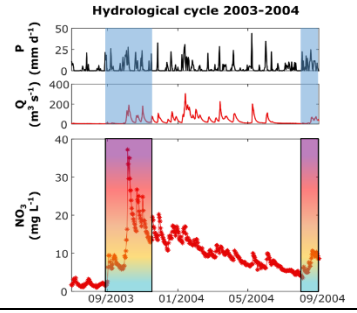
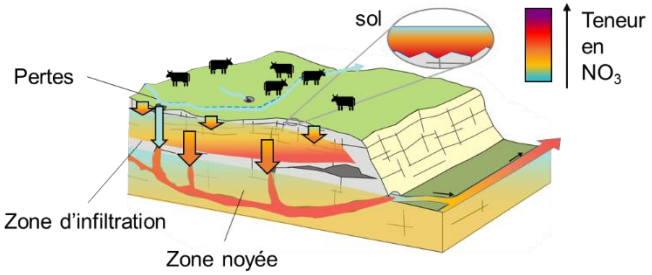
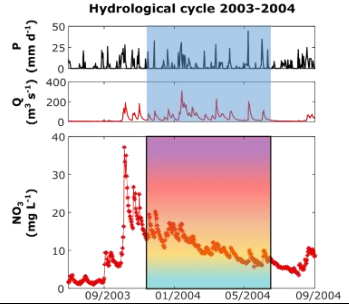
| Période | Schéma conceptuel | Concentrations | Processus |
|---|---|---|---|
| **Basses eaux** |  |  | **Sols** : désaturés<br>**ZI** : Orages d'été y favorisent le stockage des nitrates<br>**ZN** : Drainage à la source qui mobilise des eaux anciennes pluri-annuelles<br><br>**Source & rivières** : principalement eaux anciennes pluri-annuelles de la ZN |
| **Crues de reprise** |  |  | **Sol** : reprise progressive de l'écoulement & minéralisation, épandages d'effluents<br>**ZI** : Vidange par effet piston des nitrates stockés durant le printemps/été<br>**ZN** : recharge par la zone d'infiltration & drainage à la source<br><br>**Source & rivières** : Mélange de ZI et ZN - mélange d'eaux anciennes pluri-annuelles avec des eaux issues des derniers mois |
| **Hautes eaux hivernales et printanières** |  |  | **Sol** : saturés, dilution des nitrates par les précipitations<br>**ZI** : Transfert des nitrates du sol vers la zone noyée à travers la zone d'infiltration connectée<br>**ZN** : recharge et drainage à la source<br><br>**Source & rivières** : Mélange de ZI et ZN - mélange d'eaux anciennes pluri-annuelles avec des eaux récentes |

*Figure 139 : Pollution diffuse – cas des nitrates ; schémas conceptuels des transferts et des processus dans les compartiments sol, zone d'infiltration (ZI), zone noyée (ZN) et à l'exutoire (sources et rivières) pour les différentes conditions hydrologiques*

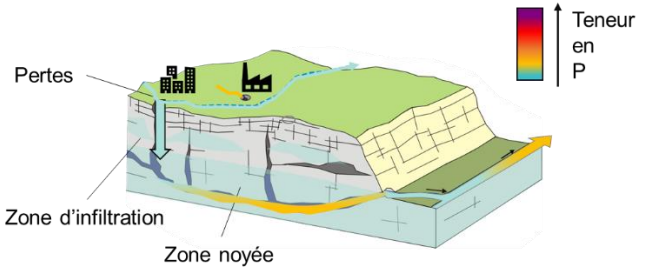
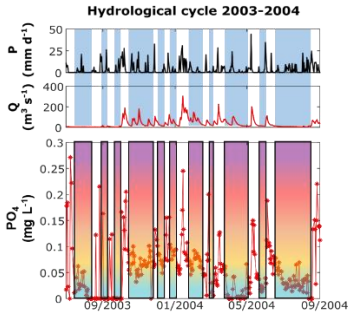
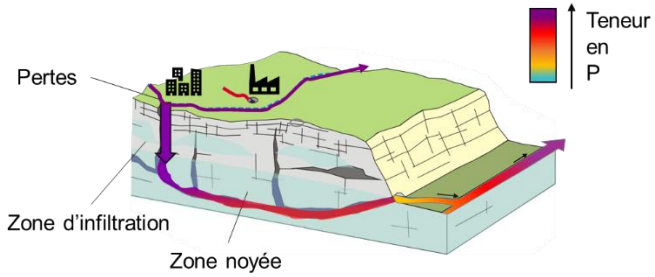
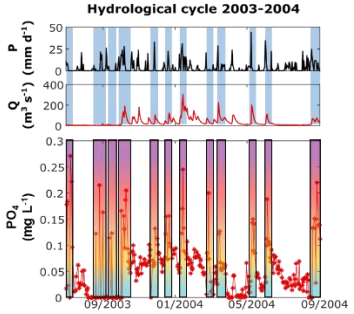
| Période | Schéma conceptuel | Concentrations | Processus |
|---|---|---|---|
| **Absence de rejets dans les eaux de surface** |  |  | **Pertes** d'eaux de surface non ou peu contaminées par le phosphore<br><br>**Source & rivières** : absence de pollution |
| **Rejets ponctuels dans les eaux de surface** |  |  | **Pertes** d'eaux de surface contaminées par le phosphore<br><br>**Source & rivières**: mélange d'eaux des ZN et ZI non contaminée avec des eaux contaminées de l'infiltration localisée |

*Figure 140 : Pollution localisée – cas du phosphore ; schémas conceptuels des transferts et des processus dans les compartiments sol, zone d'infiltration (ZI), zone noyée (ZN) et à l'exutoire (sources et rivières) pour les 2 cas avec rejets ou absence de rejet dans les eaux de surface qui se perdent dans le karst*

### 9.1.2 Schéma conceptuel de l'impact des pratiques agricoles sur le transfert des nitrates

Sur la base des résultats de ce rapport, un autre schéma conceptuel sur l'impact des pratiques agricoles sur le transfert de nitrates est proposé en Figure 141. Il se base sur une analyse saisonnière des flux hydriques et sur le schéma conceptuel hydrodynamique proposé dans le rapport NUTRI-Karst T2 – Charlier et al., 2024. Une des clés de lecture de ce schéma est de tenir compte d'une variabilité des temps de résidence des eaux au sein des aquifères au cours de l'année.

Il convient dans ce modèle de différencier la composante rapide des écoulements, de la composante lente, qui présente un temps de résidence pluri-annuel issue de la zone noyée et qui génère un niveau de concentration de base (bruit de fond). Cependant la composante rapide ne mobilise pas toujours des eaux récentes issues des pluies qui génèrent la crue. C'est le cas en hautes eaux, des eaux récentes et évènementielles sont mobilisées. Mais lors des crues de reprises automnales, la composante rapide mobilise principalement une eau déjà présente au sein du massif, inflitrée plusieurs semaines/mois auparavant et temporairement stockée dans la zone d'infiltration.

Il en résulte :

- un bruit de fond (généralement les concentrations en NO3 plus faibles en basses eaux) généré par les eaux pluri-annuelles stockées dans la zone noyée, et dont les apports en azote sont issus de pratiques anciennes (jusqu'à 15-20 ans selon les hydrosystèmes). Pour les principaux karsts du bassin de la Loue, les concentrations en NO3 sont d'environ 10-12 mg/L au Maine, de 5 à 10 mg/L à la source du Lison, et de seulement quelques mg/L à la source de la Loue. Cette dernière étant plus épargnée par des excès en azote élevés en raison d'une dilution par les pertes du Doubs.
- des pics en NO3 plus importants lors des crues de reprise à l'automne, principalement générés par la mobilisation d'une eau âgée de quelques semaines à quelques mois, localisée dans la zone d'infiltration du karst, et dont les apports en azote sont principalement issus des pratiques de l'année en cours entre le printemps et l'été. Ces pics sont comparables entre la source de la Loue et le Lison (10-15 mg/L environ), mais sont plus élevés au Maine-Ecoutot (20-25 mg/L en oct 2022). L'approche spatiale a montré que ce système était responsable de l'augmentation des concentrations sur le linéaire aval de la Loue à Chenecey.
- des pics hivernaux en NO3 moins élevés que lors des crues de reprise, générés par le lessivage des sols, et qui apportent des flux importants du fait de l'importance des débits écoulés durant cette période.

Le schéma présente également la typologie des apports agricoles et les périodes d'applications au cours du cycle hydrologique, et leur impact sur le milieu. Ainsi, les apports printaniers sont moins impactant à court terme du fait de la reprise végétative, mais également à cause de transferts progressivement différés entre le sol qui se désature, et l'exutoire. Les apports printaniers réalisés selon les bonnes pratiques agricoles seront le moins susceptibles de générer des transferts différés. Ces bonnes pratiques concernent la localisation des épandages préconisées dans les plans d'épandage, la temporalité des épandages (en tenant compte des capacités d'absorption des cultures ou des prairies et des conditions météorologiques) et les quantités épandues en adéquation avec les besoins des cultures ou des prairies. Au contraire, les vidanges de fosse avant l'hiver ont un impact plus direct selon qu'elles sont réalisées au moment des crues de reprise automnale ou après. Les épandages réalisés suffisamment tôt en automne pourront être absorbés par les cultures et les prairies qui sont encore en phase de

croissance. Au contraire, les épandages réalisés tardivement au moment où la végétation arrête sa croissance et où le système sol-karst-rivière se met en connexion auront un impact important. Les épandages hivernaux sont donc à bannir en ce sens, du fait d'un impact vers le milieu aquatique quasi immédiat.

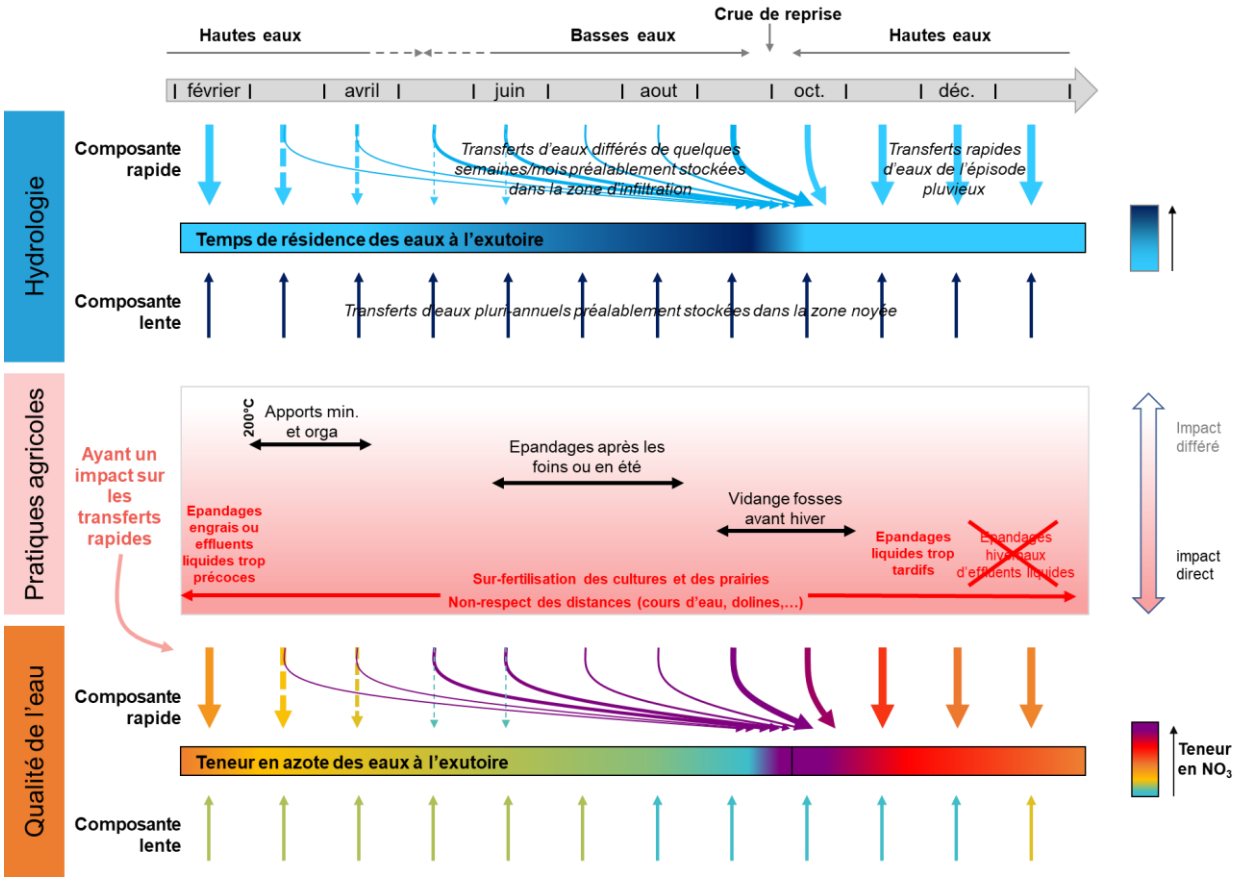



*Figure 141 : Schéma conceptuel de l'impact des transferts saisonniers d'azote dans les aquifères et bassins karstiques, mettant en évidence la variabilité des temps de transfert en fonction des conditions hydrologiques ; la taille des flèches symbolise l'importance des flux qui sont plus importants pour la composante rapide. Notons que les pratiques agricoles impactent principalement la composante rapide des écoulements ; il n'y a donc pas d'action possible à court terme pour limiter les concentrations de la composante lente (qui diminueront progressivement si des mesures de réduction des apports sont engagées sur le long terme)*

Notons que les pratiques agricoles actuelles ont un impact principalement sur la composante rapide des transferts. Cela a 2 conséquences :

- qu'il n'est pas possible d'agir à court terme sur les flux issus de pratiques anciennes, qui se résorberont progressivement si des mesures de réduction des apports sont entreprises de manière durable.
- Qu'il est possible d'observer à court terme (1 à 2 ans) les effets de changement de pratiques sur les concentrations en nitrate et sur les flux d'azote les plus importants (qui proviennent de la composante rapide) si des mesures de réduction significatives sont adoptées.

**Ce dernier point illustre le fait que des perspectives positives sur la qualité de l'eau sont envisageables, et mesurables sur du court terme pendant la période de hautes eaux, dans le cas d'actions d'envergure adoptées sur le territoire. A moyen terme, elles permettront également de diluer les eaux stockées dans la zone noyée, contribuant ainsi à une baisse progressive du bruit de fond.**

### 9.1.3 Zones contributives à la pollution des eaux de la Loue et perspectives identifiées pour le territoire

En se focalisant sur le bassin de la Loue pour mieux comprendre les transferts de nutriments dans les aquifères et bassins karstiques du massif du Jura, les résultats du projet NUTRI-Karst ont permis de faire apparaître les zones contributives à la contamination des eaux de la Loue et de ses affluents. La Figure 142 en présente une synthèse.

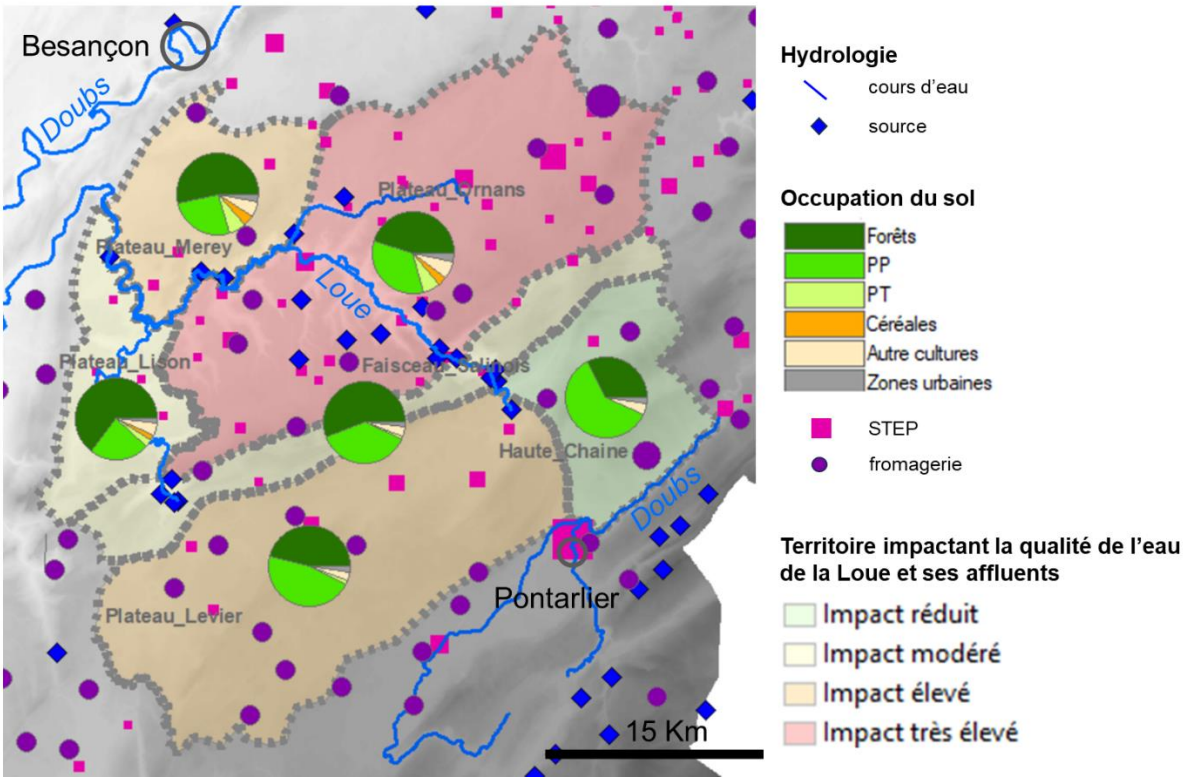



*Figure 142 : Zones contributives à la contamination des eaux par les nitrates, délimitées par secteurs géographiques des plateaux et faisceaux*

Les analyses spatio-temporelles – que ce soient les profils en long sur la Loue, la cartographie des flux annuels, ou les approches hydrogéochimiques – confirment l'influence du gradient altitudinal sur les zones contributives à la pollution des eaux par les nitrates. Ce gradient altitudinal reflète un gradient d'occupation du sol avec la présence de cultures sur les basses altitudes. Pour le phosphore, cela est plus dépendant de la localisation des zones urbaines, avec Pontarlier sur le Doubs notamment, ou d'industries (fromageries par ex.).

On note cependant une vulnérabilité accrue du plateau d'Ornans, en regard des autres secteurs de même altitude ou d'altitude plus basse (Lison en aval de la source, plateau de Merey). Ce plateau, drainé principalement en rive droite de la Loue par le système Brême-Maine-Ecoutot est donc le site prioritaire sur lequel engager des actions. En effet, il conditionne, à travers le débit important de la source du Maine, l'essentiel des flux hydriques et d'azote du sous-bassin de

Chenecey-Buillon. Ce système Brême-Maine-Ecoutot apparaît donc comme un système particulièrement sensible aux activités humaines, qu'elles soient agricoles et urbaines. Cela peut être lié à une combinaison de facteurs :

- des propriétés hydrogéologiques particulières mises en avant dans le rapport NUTRI-Karst T2 (Charlier et al., 2024), indiquant de potentielles faibles réserves (en lien avec les temps de résidence courts y compris en basses eaux), et donc un pouvoir limité de la dilution des pollutions ;
- une forme d'intensification des pratiques agricoles à risque sur le plateau (cultures et prairies temporaires)
- une large surface multipliant le risque de rejets urbains ;
- un rôle marqué des interactions entre eaux de surface et eaux souterraines avec le ruisseau de la Brême

Sur ce système mal connu, du fait de l'absence de suivi hydrométrique aux principaux exutoires, de plus amples investigations permettraient d'y préciser certains types de transferts, comme les dynamiques de NO3 à l'automne, ou celle du phosphore. Pour cela, un suivi spécifique du transfert hydrique et de nutriments pourrait y être déployé sur une période de 1 à 3 ans. Malgré sa large taille, ce système est également un candidat pour tester la faisabilité économique de certaines pistes d'action fléchées comme prioritaires.

## 9.2 ELEMENTS CLEFS DU PROJET NUTRI-KARST

**Un éclairage nouveau sur l'origine de la pollution des eaux par les nutriments**

**Sur la production de lait comme indicateur de la pression agricole**

- ***L'augmentation de la production de lait et de Comté n'est pas un indicateur démontrant une intensification de l'agriculture sur le massif du Jura. Ce sont les effectifs bovins qui conditionnent les rejets*** *en azote et en phosphore sur le territoire.*

- ***L'augmentation de la production de Comté est principalement due au transfert de production de fromages d'autres filières déjà présentes sur le massif jurassien et n'est pas associée à une augmentation importante des effectifs bovins sur le massif du Jura.***

- *Malgré l'augmentation de la production de lait par vache (amélioration zootechnique mise en œuvre par les éleveurs),* ***les rejets bovins en azote et en phosphore n'augmentent pratiquement pas avec la production de lait par vache****.*

- ***La quantité des rejets en azote issue de l'élevage bovin a globalement diminué de -10 % dans le Jura et de -5 % dans le Doubs entre 1979 et 2019.*** *Cela est lié à une diminution du cheptel bovin* ***(essentiellement du fait des quotas)*** *ainsi qu'à une diminution de l'utilisation des engrais NPK. L'augmentation du cheptel constatée entre 2010 et 2020 n'a pas rattrapé le niveau des années 70-80.*

**Sur les évolutions des pratiques agricoles**

- ***L'occupation du sol (prairies, cultures) est globalement stable depuis 50 ans, sans éléments chiffrés sur les retournements de prairies.***

- ***L'augmentation de l'utilisation des engrais minéraux azotés dans les années 80-90 a été stoppée****, et une diminution par 2 à 3 est opérée depuis les années 2000.*

- ***L'augmentation des effectifs bovins et des livraisons de lait depuis une dizaine d'années est une menace pour l'autonomie des fermes dans un contexte de changement climatique,*** *pouvant inciter certains éleveurs à intensifier leurs pratiques par l'achat d'engrais et d'aliments (dans la limite des plafonds des AOP).*

- ***Les fermes les plus intensives (avec plus d'achats d'engrais et d'aliments) ont les pratiques les plus à risque*** *pour les transferts d'éléments minéraux vers le karst et les rivières.*

- ***L'augmentation de la part des effluents liquides s'est accompagnée d'une amélioration des capacités de stockage et des conditions d'épandage*****.**

**Sur les spécificités liées aux sols et au fonctionnement des aquifères karstiques**

- *Malgré sa faible épaisseur,* ***le sol est le premier réservoir tampon engendrant une inertie saisonnière*** *dans le transfert de nutriments ;* ***la minéralisation naturelle de l'azote organique du sol qui suit une période sèche, joue notamment un rôle clef dans l'apparition des pics de nitrate à l'automne*** *lors de la reprise des écoulements. Même en l'absence d'apport de fertilisants,* ***les prairies naturelles sont susceptibles d'engendrer des pertes en nitrate par lessivage du fait de leur richesse en matière organique****.*

- ***Les flux d'azote sous les sols superficiels sont plus importants que sous les sols profonds.*** *Les sols superficiels sont donc particulièrement impactés par les effets du changement climatique (stress hydrique et thermique) et présentent une disponibilité plus importante de l'azote au lessivage. Du fait de leur prépondérance sur le massif du Jura (2/3 de la SAU), les flux infiltrés vers les eaux souterraines et les eaux de surface sont du même ordre de grandeur que dans certaines régions agricoles aux pratiques plus intensives (Normandie, Lorraine…).*

- *Les karsts ont la* ***propriété de transférer rapidement (en quelques heures/jours) jusqu'à l'exutoire*** *(source, rivière) une partie de l'eau de pluie ou des pertes d'eaux de surface. La géométrie des réseaux de drainage dans lesquels se réalisent ces transferts rapides est généralement inconnue, rendant complexe leur caractérisation. Les karsts ont également la* ***particularité de transférer lentement (pendant des semaines, des mois, voire des années)*** *l'eau infiltrée sur les plateaux, à travers le massif calcaire fissuré. Cette dualité des écoulements rend co****mplexe l'analyse de leur fonctionnement hydrogéologique et engendre une forte vulnérabilité des aquifères face aux pollutions.***

- ***Du fait de concentrations proches du bruit de fond naturel dans les eaux de la recharge localisée (pertes), le lessivage du sol sur la zone de recharge diffuse est ainsi la principale source d'excès en NO3 au sein des aquifères du bassin de la Loue en amont de Chenecey-Buillon.***

- ***L'influence de la recharge localisée – c'est-à-dire des eaux de cours d'eau qui se perdent en profondeur - sur la qualité des eaux souterraines est très variable et dépend du contexte hydrogéologique, du type de rejets, et des niveaux de concentration des eaux infiltrées. Concernant les nitrates, l'influence des eaux superficielles est généralement faible ou modérée*** *(comparée à l'influence de la recharge diffuse depuis les plateaux).* ***Mais elle est très élevée concernant le phosphore, l'azote Kjeldahl et l'ammonium*** *(issu des rejets localisés urbains et industriels), dont c'est le processus de contamination principal.*

- *L'analyse de* ***l'impact des pollutions est fonction des temps de transferts dans le sol et au sein des aquifères qui varient au cours de l'année*** *(de plusieurs années en étiages à plusieurs heures/jours en hautes eaux ou lors des crues).*

**Sur les dynamiques de contamination**

- ***La saisonnalité de la dynamique des nitrates s'explique par une succession de 3 périodes hydrologiques :*** *l'augmentation progressive du bruit de fond en NO3 lors des basses eaux estivales, les principaux pics en NO3 lors des crues de reprise automnales, les dilutions progressives de NO3 lors des crues de hautes eaux hivernales et printanières.*

- ***Dans les sols, les apports de fertilisants, fumier, purin ou engrais de synthèse, réalisés au printemps (mars à juin) ne sont pas suivis de transferts de nitrates dans les sources et cours d'eau dans les semaines et les mois qui suivent.***

- ***Les premiers pics de NO3 à l'automne sont principalement liés aux apports printaniers/estivaux dont le transfert est différé de quelques mois, suivis des premiers lessivages du sol lors de sa ré-humidification.*** *Les principales périodes d'apports (printemps) ne génèrent pas ou peu des pics de NO3 au moment de leur application. Les fortes concentrations observées lors des pics de crue automnale ne sont pas liées aux applications réalisées durant cette période d'automne (vidange de fosses par ex.)*

- ***Les pratiques anciennes (> 5-10 ans) sont*** *responsables du bruit de fond de la pollution en NO3, mesurable en basses eaux (étiage). Ce bruit de fond correspond en général à des concentrations plus modérées.*

**Sur l'origine de la pollution des eaux par les nutriments**

- ***L'origine agricole ou domestique des nutriments dans les eaux n'est pas uniquement liée aux quantités de rejets issus de leurs apports totaux respectifs sur un bassin. Elle est aussi liée au type de rejet (diffus ou localisé), à leur localisation (plateau, proximité d'un cours d'eau, etc…), et à la période à laquelle***

***ils sont réalisés.*** *L'analyse de l'impact des différents rejets nécessite donc une analyse fine des modalités d'application, de leur temporalité et du contexte hydrogéologique.*

- ***L'agriculture est le principal poste d'apport annuel à plus de 90%, aussi bien en azote qu'en phosphore sur le territoire. Les rejets urbains dans les bassins urbanisés (Pontarlier, Morteau…) apportent localement 10 à 25% des apports d'azote.*** *L'essentiel des apports d'azote et phosphore sur les parcelles agricoles est consommé par les plantes ou stocké dans les sols.*

- *Cela n'implique pas que l'agriculture est l'unique responsable de la présence de nutriments dans les rivières comtoises.* ***L'essentiel de l'azote dans les eaux provient de l'agriculture, alors que l'essentiel du phosphore provient des rejets urbains et industriels.***

- ***L'azote retrouvé dans les eaux provient de la recharge diffuse, et a donc principalement une origine agricole.*** *Les flux annuels sont corrélés à des pratiques agricoles à risque (retournement de prairies, cultures de plein champs) vers les basses altitudes.*

- ***Le phosphore provient des rejets ponctuels d'origine urbaine (dysfonctionnement de STEP) ou industrielle.*** *Les flux annuels sont liés à la localisation de points de rejets (zone urbaines, activités industrielles).*

- **Le réchauffement climatique amplifie la mobilisation de nitrates dans les eaux, à travers la minéralisation de l'azote du sol lors des sécheresses, disponible au lessivage à l'automne.** Son impact s'ajoute à celui des pratiques agricoles, en étant même une cause majeur de l'ampleur des pics de concentration à l'automne**.**

**Sur les pratiques agricoles dites 'à risque', impactant durablement la qualité de l'eau**

- ***L'élevage et plus généralement la filière Comté dans son ensemble joue un rôle clef dans le niveau moyen de la pression agricole (taille du cheptel notamment) à l'origine de la dégradation des rivières comtoises, mais ce sont certaines pratiques agricoles à risque qui sont identifiées comme étant les plus impactantes sur le milieu.*** *Les prairies valorisées par l'élevage étant l'occupation du sol la moins impactante pour la qualité de l'eau, c'est donc sur les pratiques à risque, qu'il convient d'agir.*

- ***Ces pratiques à risque sont les cultures de plein champs (travail du sol et fertilisation minérale), le retournement des prairies, l'épandage d'effluents liquides (lisier, purin), l'augmentation du cheptel bovin.***

- ***Les effluents liquides sont plus sensibles aux pertes d'azote par lessivage que les apports de fumiers.*** *Les pertes d'azote sous forme de lessivage des nitrates sont 3 fois plus fortes pour les effluents liquides. Les pertes de phosphore sont négligeables du fait de sa faible solubilité, mais peuvent être plus importantes en cas de ruissellement et d'érosion*

- ***L'augmentation des effectifs bovins et des livraisons de lait sont une menace pour l'autonomie des fermes dans un contexte de changement climatique,***

*pouvant inciter certains éleveurs à intensifier leurs pratiques par l'achat d'engrais et d'aliments (dans la limite des plafonds des AOP).*

- ***Les fermes les plus intensives (avec plus d'achats d'engrais et d'aliments) sont les plus à risque pour les transferts d'éléments minéraux vers le karst et les rivières.***

- ***Les épandages en excès sur certaines parcelles, les épandages à proximité des cours d'eau et des zones d'infiltration vers la profondeur, les périodes d'épandages trop tôt ou trop tard par rapport aux besoins des plantes font également partie des pratiques les plus à risque.***

**Sur les effets bénéfiques à court et long terme d'une réduction significative des apports de nutriments**

- *Le* ***réchauffement climatique – en amplifiant la mobilisation des nitrates à l'automne – masque en partie les efforts réalisés depuis plusieurs années sur la réduction des apports d'origine agricole. Il impose de renforcer les changements opérés par la profession agricole pour améliorer la qualité de l'eau sur le long terme.***

- ***Une réduction significative des apports d'origine agricole (pour l'azote) et urbaine/industrielle (pour le phosphore) aurait un impact bénéfique à court terme (1 à 2 ans) sur les pics de concentrations, les flux annuels, et donc plus globalement sur la qualité de l'eau (tout en contribuant également sur le moyen terme à une baisse progressive du bruit de fond par dilution des eaux stockées dans la zone noyée).***

- ***Il faudra attendre plusieurs années pour observer l'impact sur les concentrations observées lors des périodes de basses eaux,*** *lorsque la température se réchauffe et que les phénomènes d'eutrophisation apparaissent.*

- ***Des tests de scenarios de changements de pratiques agricoles réalistes*** *(baisse du cheptel de 25%, diminution de la fertilisation minérale, passage du total de la SAU en prairie)* ***et appliqués sur l'ensemble du territoire, vont dans le sens d'un impact bénéfique à court terme. Ils permettent de quantifier le potentiel effet du changement*** *: abattement des concentrations moyennes annuelles en NO3 de 1 à 1.5 mg/L (sur une moyenne de 6 mg/L), et diminution des flux annuels de N-NO3 d'environ 20 à 30 %.*

**Sur les perceptions par les acteurs du dysfonctionnement des rivières comtoises et sur l'adaptation du territoire**

- *L'organisation des ateliers témoigne d'un* ***réel intérêt des acteurs de différents horizons pour les enjeux discutés et d'une volonté de dialogue*** *entre les différentes parties prenantes.*

- *Le partage de connaissances scientifiques a contribué à structurer la réflexion autour d'une **vision partagée du problème, de ses causes et de ses conséquences, en apportant des éléments objectivés** sur la contribution des différentes activités humaines aux pressions en nutriments et sur l'évaluation des pratiques agricoles à risque*

- *Les entretiens et les discussions au cours des ateliers ont mis en évidence une **prédominance des mesures visant à faire évoluer les pratiques existantes, sans pour autant transformer le modèle agricole de manière plus structurel**, notamment dans un objectif d'adaptation au changement climatique.*

- ***L'adaptation du territoire à des mesures de réduction significatives des pratiques à risque implique de viabiliser les différentes trajectoires de transition agricole** à travers des approches prospectives. Celle-ci permettraient d'aller au-delà des ajustements à la marge et d'**engager un dialogue intégrant l'impact économique sur les évolutions structurelles possibles pour concilier agriculture durable et préservation de la ressource en** eau.*

## 9.3 LEVIERS D'ACTIONS A MOBILISER POUR REDUIRE L'IMPACT DES ACTIVITES ANTHROPIQUES SUR LA QUALITE DES EAUX

Les leviers d'actions à mobiliser pour réduire l'impact des activités anthropiques sur la qualité des eaux ont été co-construites (ou a minima échangées) avec les acteurs du territoire lors des ateliers participatifs (Chapitre 8) sans pour autant faire systématiquement consensus. Les 3 catégories de leviers d'actions présentées dans cette section centralisent celles qui pour certaines sont déjà engagées et nécessitent d'être renforcées, et qui pour d'autres sont à initier afin d'aboutir à une réduction significative de l'impact des activités anthropiques.

### 9.3.1 Limiter les transferts

#### *a) Actions pour mieux caractériser la vulnérabilité du karst en surface*

+ poursuivre la **priorisation du choix des parcelles en fonction des modalités d'infiltration** ; un travail de cartographie préalable doit permettre de hiérarchiser les zones d'épandage en tenant compte de l'épaisseur des sols (sols nus < sols sup. < profonds), distance points d'infiltration localisés (dolines aven, cours d'eau même temporaires), pentes, impact sur un usage AEP actuel ou futur, …

+ **tenir compte des temps de transfert – déphasage, et de la saisonnalité des impacts pour les périodes d'épandage**. Les épandages hivernaux sont à bannir du fait d'un impact immédiat ; les épandages printaniers doivent être mieux dimensionnés au besoin des plantes afin de limiter les reliquats azotés en cas d'étiage sévère

+ les **sols profonds sur zones marneuses sont potentiellement des zones plus favorables aux épandages**. Cependant, elles doivent faire l'objet d'une étude spécifique de leur exutoire et de la proximité de celui-ci avec un point d'infiltration ou le cours d'eau en raison d'un risque accru de ruissellement (cf pertes issues des marnes sur site du Verneau, mais également du Haut-Lizon, l'amont de la Brême, etc…).

### *b) Actions pour caractériser les zones de perte et d'apport, contributives à la dégradation des eaux*

+ face à la diversité des contextes hydrogéologiques et à l'hétérogénéité du milieu, **poursuivre l'acquisition de connaissances sur l'ensemble du bassin d'alimentation** sur lequel se situe la parcelle ou le secteur, pour lesquels les questions d'impact sur la qualité de l'eau se posent. Une analyse plus fine des caractéristiques physiographiques et des processus hydrogéologiques à l'échelle des bassins est alors nécessaire pour mieux les définir : modalités d'infiltration, des processus en jeu, de l'importance de la zone noyée du karst (potentiel de dilution), etc.

+ **tenir compte des interactions surface-souterrain pour identifier les zones de pertes et apports aux sources et rivières**. Cela passe par une généralisation d'une cartographie fine des tronçons hydrographiques susceptibles d'infiltrer l'eau en profondeur. Ainsi que par une cartographie des apports localisés et diffus vers les cours d'eau ; un suivi ponctuel de zones de pertes (cours d'eau de la Brême, du Lison et de la partie amont de la Loue), et de zones d'apports diffus (aval de la Loue) permettrait de mieux quantifier les échanges et prioriser les tronçons impactés en fonction de leurs interactions.

+ **préciser les limites des bassins hydrogéologiques**, notamment pour les hydrosystèmes les plus importants (Brême-Maine-Ecoutot, Source Lison, Source Loue, Baume Archée…) et/ou ceux situés dans les secteurs les plus impactant (plateau d'Ornans notamment). Pour cela des campagnes supplémentaires de traçages artificiels et d'instrumentation des suivis de sources pour établir des bilans hydrologiques s'avèrent nécessaires.

### *c) Actions pour mieux intégrer les effets du réchauffement climatique*

+ face aux conséquences du réchauffement climatique et à **l'accroissement des sécheresses**, les **efforts en matière d'amélioration des pratiques agricoles**, opérés depuis plusieurs années, **doivent se poursuivre mais également s'accentuer**.

+ **améliorer les modèles hydrologiques sur bassins karstiques** pour mieux prédire les flux hydriques et la prévision des extrêmes, dans le but d'**anticiper les périodes de forte mobilisation de nutriments** (crues de reprise notamment).

+ **améliorer les modèles de transferts de nutriments dans les karsts**, en tenant compte des effets induits par le réchauffement climatique (pics de minéralisation de l'azote du sol), dans le but d'affiner le test de scenarios et envisager des études prospectives pour accompagner les acteurs.

+ **poursuivre/initier les suivis de flux sur les hydrosystèmes sensibles**, en visant une période suffisamment longue pour **observer l'impact des cycles climatiques** (au moins 25 ans). L'intérêt de pérenniser des sites possédant un historique est donc évident pour structurer des observatoires sur lesquels pourront s'appuyer les études à venir.

## 9.3.2 Réduire les rejets issus de l'assainissement collectif (focus sur le bassin de la Loue)

Bien que ce projet soit axé sur les pratiques agricoles, le projet NUTRI-Karst a mis en évidence le rôle combiné de l'agriculture et des rejets domestiques dans la pollution des eaux par les nutriments. Il nous apparaît donc important de renseigner ici un certain nombre de mesures permettant de réduire les rejets de l'assainissement. Pour cela, nous nous focalisons sur le bassin d'étude de ce rapport, le bassin de la Loue, ainsi que le bassin du Haut-Doubs.

Le Tableau 40 met en évidence les actions concernant l'assainissement des collectivités[16] pour le bassin de la Loue. La base correspond aux actions inscrites dans le programme de mesures (PDM) 2022-2027, si ces actions ne sont pas terminées en 2027 elles seront reconduites au programme suivant 2028-2033.

Le Tableau fait apparaitre à la vue des enjeux ou de leur apparition dans le futur PDM :

- STEP d'Ornans et de Chevigney les Vercel qui seront des nouvelles actions au PDM 2028-2033 ;
- Le projet de zone tampon du rejet de la STEP de Doubs et de son déversoir d'orage principal dans une gravière aménagée, ainsi que la STEP de la rivière Drugeon qui ne seront pas dans les actions du futur PDM.

Il fait également apparaître 4 actions en dehors du PDM 2028-2033. Les intitulés de la colonne avancement ont des significations simples et sont utilisés pour suivre l'avancement du PDM :

- Engagée : les travaux sont engagés (à minima consultation lancée) ;
- Initiée : La collectivité a pris en main le sujet et débute les études initiales ;
- Prévisionnelle : l'action est inscrite mais rien n'est encore engagé par la collectivité.

Toutes les actions inscrites au PDM arrivées au stade terminé ou engagé (ne nécessitant pas de suite), ont été retirées de l'analyse et n'apparaissent pas dans le Tableau.

Il y a un total de 47 actions qui sont très différentes en termes d'impact puisque certaines concernent de grosses collectivités (Doubs, Ornans…) et d'autres de très petits villages.

*Tableau 40: liste des actions concernant l'assainissement des collectivités pour le bassin de la Loue sur la base des actions inscrites dans le programme de mesure (PDM) 2022-2027.*

| Libellé mesure | Titre de l'action | Niveau d'avancement | Dénomination usuelle du maître d'ouvrage |
|---|---|---|---|
| Hors PDM 2022-2027 | Réhabilitation de la STEU de la Rivière Drugeon | Initiée | CC Frasne Drugeon |
| | Doubs : Réutilisation d'un étang comme zone tampon végétalisée intermédiaire de rejet en situation d'étiage | Prévisionnelle | CCGP |
| | Ornans : réhabiliter la STEP d'Ornans | Prévisionnelle | CC Loue Lison |
| | Chevigney les Vercel : réhabilitation STEP de Chevigney les Vercel | Prévisionnelle | CC Portes du Haut Doubs |
| Reconstruction ou création d'une nouvelle STEP - Hors Directive ERU (agglomérations ≥2000 EH) | Chenecey-Buillon : réhabiliter la STEP de Chenecey-Buillon (Prioritaire) | Engagée | CC Loue Lison |
| | Pugey : réhabiliter la STEP de Pugey (Prioritaire) | Engagée | CC Grand Besançon |
| | Vernierfontaine : réhabiliter la STEP de Vernierfontaine (Prioritaire) | Engagée | CC Portes du Haut Doubs |
| | Adam les Vercel : raccordement sur STEU de Vercel (Prioritaire) | Engagée | CC Portes du Haut Doubs |
| | Flagey : réhabilitation de la STEU de Flagey (en lien avec raccordements industriels) | Initiée | CC Loue Lison |
| | Réhabilitation de la STEU de Levier (Prioritaire) | Initiée | Levier |
| | Réhabilition de la STEU de Valdahon (Prioritaire) | Initiée | CC Portes du Haut Doubs |
| | Reugney : réhabiliter la STEP de Reugney Est (Prioritaire) | Initiée | CC Loue Lison |
| | Trépot : réhabiliter la STEP de Trépot (Prioritaire) | Initiée | CC Loue Lison |
| | Doubs : réhabilitation de la STEU de Doubs | Prévisionnelle | CCGP |

[16] Travail réalisé par l'Agence de l'Eau RMC, la DDT25, et le CD25

| Libellé mesure | Titre de l'action | Niveau d'avancement | Dénomination usuelle du maître d'ouvrage |
|---|---|---|---|
| | Amancey-Fertans : réhabilitation de la STEU de Amancey-Fertans | Prévisionnelle | CC Loue Lison |
| | Saules : réhabilitation de la STEU de Saules (Prioritaire) | Prévisionnelle | CC Loue Lison |
| | Epenoy : réhabiliter la STEP de Epenoy (Prioritaire) | Prévisionnelle | CC Portes du Haut Doubs |
| | Fontain : réhabiliter la STEP de Fontain (Prioritaire) | Prévisionnelle | CC Grand Besançon |
| | Passonfontaine : réhabiliter la STEP de Passonfontaine (Prioritaire) | Prévisionnelle | CC Portes du Haut Doubs |
| | Rantechaux : réhabiliter la STEP de Rantechaux (Prioritaire) | Prévisionnelle | CC Portes du Haut Doubs |
| | Vuillafans : réhabiliter la STEP de Vuillafans (Prioritaire) | Prévisionnelle | CC Loue Lison |
| Réhabilitation ou création d'un réseau - Hors Directive ERU | Pontarlier : réhabiliter le réseau d'assainissement du système de Doubs-Pontarlier (EU/EP) / Gestion du temps de pluie (Bassin d'orage / gestion EU collecte tour du lac St Point) | Engagée | CC Grand Pontarlier / CCLac et Montagne du Haut Doubs |
| | Grand Combe Chateleu : réhabiliter le réseau d'assainissement du système de Grand Combe Chateleu (EU/EP) | Engagée | CC Val de Morteau |
| | Morteau : réhabiliter le réseau d'assainissement du système de Morteau (EU/EP) | Engagée | CC Val de Morteau |
| | Gilley : réhabiliter le réseau d'assainissement du système de Gilley (EU/EP) | Engagée | CC entre Doubs et Loue |
| | Metabief : réhabiliter le réseau d'assainissement du système de Métabief / Longevilles Mont d'Or | Engagée | CC Lacs et Montagne du haut Doubs |
| | Réhabilitation du réseau d'assainissement sur le système d'assainissement de Bians les Usiers. | Engagée | Val d'Usiers |
| | Réhabilitation du réseau d'assainissement sur le système d'assainissement d'Etalans. | Engagée | CC Portes du Haut Doubs |
| | Réhabilition du réseau d'assainissement sur le système d'assainissement de Levier. | Engagée | Levier |
| | Chenecey-Buillon : réhabiliter le réseau d'assainissement du système de Chenecey-Buillon (EU/EP) | Engagée | CC Loue Lison |
| | Vanclans Nods : réhabiliter le réseau d'assainissement du système de Vanclans Nods (EU/EP) | Engagée | CC Portes du Haut Doubs |
| | Ville-du-Pont : réhabiliter le réseau d'assainissement du système de Ville-du-Pont (EU/EP) | Initiée | CC entre Doubs et Loue |
| | Mouthe : réhabiliter le réseau d'assainissement du système de Mouthe (EU/EP) | Initiée | CC Lacs et Montagne du haut Doubs |
| | Amancey-Fertans : réhabiliter le réseau d'assainissement du système de Amancey-Fertans (EU/EP) | Initiée | CC Loue Lison |
| | Saules : réhabiliter le réseau d'assainissement du système de Saules (EU/EP) | Initiée | CC Loue Lison |
| | Ornans : réhabiliter le réseau d'assainissement du système d'Ornans (EU/EP) | Initiée | CC Loue Lison |
| | Reugney : réhabiliter le réseau d'assainissement du système de Reugney (EU/EP) | Initiée | CC Loue Lison |
| | Epenoy : réhabiliter le réseau d'assainissement du système de Epenoy (EU/EP) | Initiée | CC Portes du Haut Doubs |
| | Mouthier- Haute Pierre : réhabiliter le réseau d'assainissement du système de Mouthier- Haute Pierre (EU/EP) | Initiée | CC Loue Lison |
| | Vernierfontaine : réhabiliter le réseau d'assainissement du système de Vernierfontaine (EU/EP) | Initiée | CC Portes du Haut Doubs |
| | Réhabiliter le réseau d'assainissement du système de Trépôt (EU/EP) | Initiée | CC Loue Lison |
| | Fontain : réhabiliter le réseau d'assainissement du système de Fontain (EU/EP) | Prévisionnelle | CC Grand Besançon |
| | Réhabilition du réseau d'assainissement sur le système d'assainissement de Valdahon. | Prévisionnelle | CC Portes du Haut Doubs |
| | Adam les vercel : réhabiliter le réseau d'assainissement du système de Adam les vercel (EU/EP) | Prévisionnelle | CC Portes du Haut Doubs |
| | Etray : réhabiliter le réseau d'assainissement du système de Etray (EU/EP) | Prévisionnelle | CC Portes du Haut Doubs |
| | Pugey: réhabiliter le réseau d'assainissement du système de Pugey (EU/EP) | Prévisionnelle | CC Grand Besançon |
| | Rantechaux : réhabiliter le réseau d'assainissement du système de Rantechaux (EU/EP) | Prévisionnelle | CC Portes du Haut Doubs |

### 9.3.3 Optimiser les pratiques agricoles

Les leviers d'action agricoles sont déclinés selon quatre thématiques : l'occupation du sol, la sécurisation de l'autonomie fourragère en lien avec le changement climatique, les pratiques de fertilisation, et la communication - formation. Les actions sont présentées avec le code couleur suivant :

| | |
|---|---|
| bleu | actions imposées par la réglementation ou les cahiers des charges des AOP |
| vert | actions en cours |
| jaune | actions à renforcer ou à créer |

#### *a) Actions agricoles en lien avec l'occupation du sol*

| **Enjeu** | **Menaces et faiblesses** |
|---|---|
| Favoriser et pérenniser les prairies permanentes, allonger la durée des prairies temporaires, optimiser l'implantation et la fertilisation des prairies et des cultures. | Le changement climatique (sécheresse, canicule, excès d'eau) dégrade les prairies et incite les éleveurs à retourner des prairies dégradées, ce qui augmente la production de nitrates par le sol, les émissions de gaz à effet de serre (déstockage du carbone), impacte la diversité floristique et la vie du sol (vers de terre, mycorhizes).<br>Les nouvelles règles de la PAC rendent plus facile le retournement des prairies permanentes, dans la limite de ratios régionaux et à l'échelle de l'exploitation (éco-régimes).<br>L'accompagnement technique de la gestion des prairies et le conseil de fertilisation des cultures sont peu développés.<br>Il n'existe pas de plafonds azotés pour les cultures comme il en existe sur les surfaces en herbe (cahiers des charges des AOP). |

| **Actions** | **Mesures déjà prises, état des lieux** | **Reste à faire** | **Freins à leur mise en place** | **Impact sur la qualité des eaux** |
|---|---|---|---|---|
| Favoriser les prairies permanentes et éviter leur retournement | Importance renforcée des prairies permanentes dans les nouveaux cahiers des charges des AOP (minimum 50 % de la surface pour le Comté et le Morbier, 80 % pour le Mont d'Or) | En cours et renforcé à partir de 2026 | | Limitation des transferts de nitrates |
| | Formations sur les prairies, concours prairies fleuries | Actions à poursuivre | Ressources humaines et financement | Pérenniser les prairies permanentes pour limiter les transferts de nitrates. Eviter des pics de nitrates lié à leur retournement |
| | Pas de suivi sur le long terme des prairies (flore, sol, productivité,…) | Création d'un observatoire des prairies permanentes | Partenariat à initier. Ressources humaines et financement | |
| | Pas d'outil spécifiquement adapté au contexte local pour le diagnostic des prairies intégrant la flore, le sol, la valeur pastorale et proposant un mode de conduite plus résilient face au changement climatique | Outil à créer ou à adapter à partir de travaux réalisés dans d'autres régions (Vosges, Massif Central,…) | Expertise et partenariat à développer. Ressources humaines et financement | |
| | Développer une filière de semences locales de prairies en cours dans le Jura, dans l'Ain, et dans les Vosges | A déployer dans le Doubs (création d'un GIEE envisagée) | Expertise et partenariat à développer | |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| | | | Ressources humaines et financement | |
| Favoriser l'allongement de la durée des prairies temporaires | Essai sur les mélanges les plus résistants aux aléas climatiques | Pérenniser les essais, capitaliser et valoriser les résultats auprès des éleveurs | Ressources humaines et financement | |
| Suivre l'évolution des prairies temporaires | Pas d'outil permettant le suivi dans le temps du taux de prairies temporaires par entité géographique | Suivi des prairies temporaires (part dans l'occupation du sol, durée,..) à créer | Partenariat à développer Ressources humaines et financement | |
| Limiter le retournement des prairies par l'accompagnement des éleveurs | Trois nouvelles formations proposées depuis 2024 et 2025 sur la conduite des prairies et l'autonomie fourragère : Pature'Ajust (PNR Haut-Jura), Perpet (CIA25/90) , Prairies fourrages : échangeons autour de repères de saison (CIA25/90 et Conseil Elevage 25/90) | Déploiement de ces formations | Disponibilité et formation des conseillers, ressources humaines et financières | |
| Favoriser l'implantation de cultures dérobées estivales au printemps lors du retournement d'une prairie | Essais réalisés entre 2012 et 2022 | Capitaliser et valoriser les résultats auprès des éleveurs. Envisager la mise en place de nouveaux essais pour optimiser le choix des espèces | Ressources humaines et financement | Une partie importante des nitrates produits lors du retournement est absorbée par les cultures dérobées à une période où le risque de lessivage est limité (été) |
| Optimiser la fertilisation des cultures | Essais réalisés entre 2012 et 2016 sur céréales basés sur la méthode du bilan et les reliquats azotés | Capitaliser et valoriser les résultats auprès des éleveurs. Développer un conseil de fertilisation en sortie d'hiver sur céréales et sur les autres cultures (colza,…) | Ressources humaines et financement | Réduction des parcelles sur-fertilisées et du risque de transfert des nitrates |

### *b) Actions pour sécuriser l'autonomie fourragère des fermes*

| Enjeu | Menaces et faiblesses |
|---|---|
| Favoriser l'autonomie fourragère des exploitations du massif du Jura par des leviers agronomiques et des techniques destinés à améliorer l'efficience zootechnique, la qualité et la quantité des fourrages produits afin de limiter le recours aux intrants (aliments et engrais), les transferts d'éléments minéraux et d'optimiser l'efficience économique globale. | Le changement climatique induit des pertes de rendement des cultures fourragères et des prairies de l'ordre de 20 à 30 % lors des années chaudes et sèches et peut inciter les éleveurs à intensifier leurs pratiques par l'achat d'engrais, d'aliments ou de fourrages.<br>Les pratiques les plus intensives sont les plus à risque de transfert des éléments minéraux et des émissions de gaz à effet de serre.<br>Les coûts élevés de reprise des exploitations peuvent inciter les jeunes agriculteurs à rechercher une augmentation de la production laitière. |

| Intégrer les effets du changement climatique sur l'offre fourragère et la taille des troupeaux. | Les effectifs bovins et les livraisons de lait sont en augmentation depuis une dizaine d'années sur le massif du Jura, après une diminution significative entre 1980 et 2010. |
|---|---|

| Actions | Mesures déjà prises, état des lieux | Reste à faire | Freins à leur mise en place | Impact sur la qualité des eaux |
|---|---|---|---|---|
| Accompagner les éleveurs pour l'optimisation des prairies et des fourrages | Nouvelles formations à partir de 2025 par Conseil Elevage 25/90 et la CIA 25/90 | Formations à démultiplier | Disponibilité et formation des conseillers, ressources humaines et financières | Limite les situations les plus intensives (chargement, aliments et engrais)<br><br>Limite le risque de transfert des éléments minéraux grâce à une meilleure efficience technique et économique |
| Acquisition de références agronomiques et technico-économiques | Essais sur la pérennisation des prairies temporaires (choix des espèces pour favoriser leur durée), sur leur mode implantation (pour limiter les pertes d'azote au moment de leur implantation),… | Mobiliser des financements pour la mise en place et le suivi de ces essais | Ressources humaines et financières | |
| Conseil individuel ou collectif, formation et actions de communication pour favoriser l'autonomie fourragère | Prestations ou formations (Agrilean, pâturage, séchage solaire, échanges sur les repères de saison).<br>Travail du Groupe Herbe de Franche-Comté<br>Observatoire National de la Pousse de l'Herbe, presse agricole (« Atout Herbe ») | Actions à démultiplier pour toucher un plus grand nombre d'éleveurs | Ressources humaines et financières | |
| Communiquer sur les effets du changement climatique | Différents programmes sur cet enjeu : Resysth, GIEE, Climalait, ADAopt, Profilait, Profipro,… | Actions à poursuivre et/ou à capitaliser | En cours | |
| Communiquer sur les fermes plus extensives et efficientes économiquement et environne-mentalement | Fiches retour d'expériences en agroécologie, diagnostic carbone, Agrilean, réseau Inosys fermes de références | Création de supports de communication | Partenariat à renforcer<br>Ressources humaines et financières | |
| Créer un outil pour optimiser les effectifs et la composition des cheptels dans un contexte de changement climatique | Abordé dans différents programmes ou prestations (installation, bilan carbone Agrilean,,…) | Outil à créer avec notamment le calcul des UGB permis par les surfaces<br>Outil à diffuser dans les écoles agricoles et lors de l'installation des jeunes agriculteurs | Ressources humaines et financières pour créer l'outil | Limite les situations les plus intensives (chargement, aliments et engrais) |
| Diagnostic carbone | Diagnostics CAP2ER déployés sur le massif du Jura<br>Approche globale technique, économique et environnementale | Action à démultiplier | Ressources humaines et financières | Approche globale, plan d'action pour limiter les émissions de GES avec des actions visant à limiter les intrants extérieurs |

### *c) Actions pour optimiser la fertilisation et les épandages*

| Enjeu | Menaces et faiblesses |
|---|---|
| L'optimisation de la fertilisation minérale et organique des parcelles agricoles du massif du Jura est un levier majeur à activer pour limiter les transferts, en particulier de nitrates. | Transferts rapides par ruissellement ou par infiltration en raison de la nature karstique du massif du Jura.<br>Capacités de stockage des effluents liquides insuffisantes dans certaines exploitations, liées à un sous-dimensionnement des ouvrages, à une mauvaise gestion ou aux aléas climatiques : impossibilité d'épandre, pluies exceptionnelles, ouvrages non couverts,…<br>Risque de diminution de l'efficacité des engrais et des effluents en raison des aléas climatiques.<br>Présence de situations de sur-fertilisation (minérale et/ou organique) par un manque d'accompagnement des éleveurs.<br>Développement des systèmes lisier depuis 25 ans. Risque de création de nouveaux bâtiments lisier en remplaçant des étables entravées ou des aires paillées (fumier) au moment du renouvellement des générations. |

| Actions | Mesures déjà prises, état des lieux | Reste à faire | Freins à leur mise en place | Impact sur la qualité des eaux |
|---|---|---|---|---|
| Coordination des actions en faveur des rivières | Plan rivières karstiques | En cours | En cours | Augmente l'efficience des actions |
| Coordination des actions pour améliorer la gestion des effluents d'élevage | Groupe PAAI Effluents depuis 2024 25/90 (EPAGEs, DDT 25 et 90, URFAC, CIGC, CEL 25/90, CIA 25/90) | En cours | En cours | Augmente l'efficience des actions |
| Actions du SAGE Haut-Doubs Haute-Loue | Etude flux admissibles en azote et en phosphore | En cours | En cours | Limiter les transferts d'azote et de phosphore vers les cours d'eau (Haut-Doubs et Loue) |
| Sécuriser les capacités de stockage des effluents liquides (4 à 6 mois selon l'altitude) | Durées de stockage minimales imposées par le RSD et les ICPE (2019 et 2020) et en zone vulnérable | En cours | Ressources financières. Coût des investissements et non pérennisation des bâtiments en fin de carrière | Evite les épandages lorsque le système sol-karst-rivière est connecté (fin automne à fin hiver) |
| | Communication prévue sur les moyens d'augmenter l'autonomie de stockage des effluents liquides | Plaquette présentant les différentes options (création de fosse, couverture des fosses et fumières, poche souple, séparation de phase) | En cours de rédaction (Groupe PAAI Effluents) Aides financières à mobiliser pour les éleveurs | |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Encourager les bâtiments fumier ou mixte | Sensibilisation réalisée par les conseillers bâtiment<br>Plan d'épandage réalisé en amont du projet bâtiment pour vérifier la compatibilité du projet avec le parcellaire de l'exploitation | Création de fiches présentant les contraintes et les atouts des différents types de bâtiment afin d'éclairer les choix des éleveurs, en particulier les JA | Ressources humaines et financières | Limite les systèmes tout lisier les plus à risque |
| Disposer d'un plan d'épandage à jour | Plus de 1500 exploitations avec un plan d'épandage dans le Doubs<br>Rendu obligatoire par le nouveau cahier des charges du Comté | Environ 500 exploitations sans plan d'épandage dans le Doubs | Ressources humaines et délais de réalisation (Chambre d'Agriculture) | Interdit notamment les épandages à proximité des zones à risque de transfert rapide (cours d'eau, pertes, dolines, zones humides,…) |
| Aucun épandage d'effluent liquide, de fientes de volailles et d'engrais azotés avant le seuil des 200°C | Rendu obligatoire par le nouveau cahier des charges du Comté prévu fin 2025 | S'appliquera à partir du 1er janvier 2026<br>Outil en ligne à créer pour connaître la date de survenue du seuil par commune sur l'ensemble du territoire | Nécessité de disposer de capacités de stockage suffisantes | Evite les épandages trop précoces en sortie d'hiver quand le système sol-karst-rivière est connecté |
| Disposer d'analyses de ses effluents | Rendu obligatoire par le nouveau cahier des charges du Comté prévu fin 2025 | S'appliquera à partir du 1er janvier 2026 | Réalisation progressive avec les audits de conformité (4 ans pour contrôler tous les élevages) | Evite les sur-fertilisation |
| Réduire l'utilisation des engrais de synthèse Azote | Engrais azotés diminués d'un facteur 2 à 3 depuis 25 ans | Nouveaux plafonds 2025 cahiers des charges AOP : Comté et Morbier 40 kg N/ha, Mont d'Or 35 kg N/ha | Concerne les exploitations les plus intensives proches des anciens plafonds (ancien plafond à 50 kg N/ha). Crainte de manquer d'herbe | Evite les sur-fertilisation |
| Réduire l'utilisation des engrais de synthèse Phosphore | Engrais phosphatés diminués d'un facteur 7 depuis 25 ans | Déployer massivement les analyses iP-iK pour piloter la fertilisation des prairies | Manque de connaissance et de réalisation des indices iP-iK de la part des éleveurs | Evite les sur-fertilisation en phosphore |
| Acquisition de références agronomique sur la fertilisation | Essais passés et en cours sur la fertilisation des prairies et sur la valorisation des effluents | Capitalisation des résultats et supports de communication (synthèses, plaquettes, vidéos,…) | Actions à poursuivre | Evite les sur-fertilisation, améliore d'autonomie des fermes |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Accompagner les éleveurs dans les épandages tout au long de l'année | Point agro-météo hebdomadaire de janvier à mai (site internet et presse agricole) | Augmenter la diffusion et la réactivité des messages selon les conditions météo (alertes SMS,…) Envisager la mise en place d'un outil pour optimiser les épandages en fin d'année | Etude de faisabilité à réaliser Ressources humaines et financières | Evite les épandages en mauvaise condition et les transferts associés |
| Identifier et valoriser les systèmes fumier, extensifs, biologiques | Réseau des fermes de référence Inosys | Mettre en valeur les fermes qui n'utilisent plus d'engrais de synthèse et/ou en système fumier et identifier les leviers utilisés | Partenariat à renforcer Ressources humaines et financières | Favoriser les systèmes plus extensifs où les risque de transferts sont plus limités |
| Compostage du fumier | Plusieurs entreprises agricoles ou CUMA proposent ce service | Action en cours à encourager | Incitations financières pour les retourneurs d'andain | Favoriser le compost qui présente moins de risque de transfert de nitrates |
| Mise aux normes des stations d'épuration des fromageries | 100 % des 95 fruitières aux normes pour leurs rejets dans le département du Doubs fin 2024 | Actions en cours pour limiter les rejets au-delà du réglementaire dans une dizaine de fruitières | Action mise en place grâce aux services de l'Etat (mises en demeure, études d'incidences,…) | Evite les rejets non conformes, localisés directement dans le milieu |

### *d) Actions de communication et formation*

Il est nécessaire d'engager des actions de communication ciblant les étudiants en école agricole, les agriculteurs et le grand public. La mobilisation des agriculteurs nécessite une communication positive afin d'accompagner l'évolution des pratiques agricoles : reconnaître les actions déjà réalisées, les atouts de l'agriculture locale, valoriser les pratiques les plus vertueuses, mobiliser les éleveurs vers une évolution des pratiques selon un modèle gagnant-gagnant faisant le lien entre efficience technique, efficience économique et impact sur l'environnement.

+ renforcer l'image de l'agriculture locale, régulièrement attaquée sur les réseaux sociaux et par les médias.

+ promouvoir les partenariats avec les écoles agricoles pour sensibiliser les enseignants et les étudiants aux enjeux liés au changement climatique, à la qualité de l'eau et à la biodiversité.

+ développer des supports de communication adaptés aux réseaux sociaux et à la diffusion sur internet : vidéos de témoignage d'éleveurs, de présentation des enjeux locaux et des actions mises en œuvre, …

+ promouvoir et poursuivre les visites d'exploitation destinées au grand public pour expliquer les pratiques et les enjeux d'une agriculture raisonnée (ex : dimanche à la ferme, portes ouvertes,…)

+ identifier des indicateurs pertinents permettant de suivre l’évolution des pratiques agricoles afin d’objectiver les efforts de la profession agricole et d’améliorer le dialogue entre le monde agricole et les autres acteurs de la société.

# 10 Conclusion

## 10.1 PRINCIPAUX ENSEIGNEMENTS

L'objectif scientifique de la Tâche 3 du programme de recherche NUTRI-Karst est de mieux comprendre les transferts de nutriments dans les sols et les hydrosystèmes karstiques du massif du Jura, à travers une analyse fine des processus à l'origine de la pollution des eaux du bassin de la Loue en amont de Chenecey-Buillon (25).

En mobilisant une approche multi-échelle pluridisciplinaire (outils géochimiques, traitement de données hydrologiques et physico-chimiques, modélisation du transfert de nutriments), il a été possible de quantifier l'impact des activités anthropiques, et de caractériser la dynamique des transferts d'eau et de nutriments dans les sols, vers les sources et les rivières. Les résultats sont synthétisés sous la forme de schémas de fonctionnement génériques (Section 9.1), permettant de décrire les mécanismes à l'origine de la pollution des eaux selon les 2 types d'apports diffus (majoritairement d'origine agricole) ou localisés (origine agricole et urbaine/industrielle).

Les résultats du projet ont également servi de base à une proposition de leviers d'action permettant d'accompagner les politiques de gestion des pratiques agricoles dans le but de réduire les exportations de nutriments dans les eaux (Section 9.3). Ces leviers déclinent de manière opérationnelle les résultats scientifiques sur les actions à mettre en œuvre pour limiter les transferts, réduire les rejets issus de l'assainissement des collectivités, et optimiser les pratiques agricoles. Sur ce dernier volet, les leviers proposés permettront de renforcer et de généraliser les efforts initiés par la profession agricole sur le massif du Jura, qui pourra, selon les orientations prises, être le moteur de la réduction des transferts d'azote vers les eaux souterraines et de surface. L'ensemble des préconisations tient compte de la complexité des processus en jeu et des contraintes technique et économique dans leur mise en œuvre.

Les enquêtes et l'animation des 3 ateliers participatifs (Chapitre 8) réalisés dans le cadre de la Tâche 4 du projet, ont donné des clefs pour co-construire une vision partagée et accompagner les acteurs dont les points de vue peuvent diverger sur la manière de transformer le territoire. Il en ressort que les enjeux environnementaux liés à la dégradation des rivières comtoises dans le contexte de réchauffement climatique sont l'opportunité de faire évoluer de manière structurelle le modèle agricole, afin de concilier agriculture durable et préservation de la ressource en eau.

Les 3 sections suivantes présentent les principaux enseignements de l'étude obtenus sur des prairies sur un karst à l'heure du changement climatique. Ils sont relatifs à la vulnérabilité du milieu, au rôle du changement climatique, aux propriétés des sols, et mettent en évidence l'intérêt d'une agriculture basée sur les prairies qui valorise les effluents. Il faut noter en préambule que les résultats mettent en lumière le rôle principal des apports d'origine agricole sur les excès en azote dans les eaux, et le rôle principal des apports d'origine domestique ou industriels (issus de l'assainissement) sur les excès en phosphore. Ils montrent pour la première fois l'importance de différencier ce qui a trait aux pressions, relativement bien caractérisées et quantifiées (quantités d'éléments apportés pour les différentes origines), et ce qui contrôle leur impact sur le milieu (contexte hydrogéologique, modalités d'application, localisation des apports anthropiques).

## 10.2 LA VULNERABILITE DU MILIEU KARSTIQUE ET LES EFFETS DU CHANGEMENT CLIMATIQUE

Le massif du Jura, par sa nature karstique et ses sols superficiels, avec une infiltration préférentielle à travers les fissures, les dolines et les gouffres, est plus sensible au transfert rapide des nitrates. Les 2/3 des sols du massif du Jura sont superficiels, avec moins de 35 cm de profondeur.

⇨ ***Il est nécessaire de limiter les épandages à proximité des zones de transfert rapide et sur les sols les plus superficiels, en particulier avec des effluents liquides.***

En profondeur l'organisation des réseaux de drainage est complexe et très souvent inconnue, rendant difficile la caractérisation du milieu, et celle de sa vulnérabilité aux pollutions. Ces propriétés hétérogènes empêchent également de proposer un modèle hydrogéologique simple, générique à l'ensemble des aquifères et bassins karstiques du massif du Jura. Le fonctionnement hydrogéologique complexe des karsts est donc lié au milieu hétérogène, mais également aux interactions entre les eaux de surface et souterraines. Ces interactions sont importantes dans la recharge des aquifères et donc l'apport potentiel de polluants depuis des cours d'eau qui se perdent en profondeur (cas de la pollution par le phosphore de la source de la Loue par les pertes du Doubs par ex.). Et elles peuvent être importantes également dans la contribution des eaux souterraines aux cours d'eau, avec l'apport de polluants depuis les sources karstiques (cas de la pollution par les nitrates des eaux de la Loue par les aquifères drainant les plateaux, en particulier par la source du Maine).

⇨ ***Il est nécessaire de cartographier les modalités d'infiltration pour optimiser les épandages en fonction des zones les moins vulnérables, et de caractériser les interactions eaux de surface/eaux souterraines afin de surveiller plus efficacement les zones de rejets (quelquefois lointaines) impactant le milieu.***

Le projet NUTRI-Karst a recontextualisé la problématique du dysfonctionnement des rivières comtoises en analysant l'impact des activités anthropiques dans un contexte de réchauffement climatique. Celui-ci accroît le risque de transfert d'azote vers les cours d'eau et masque l'effet des efforts réalisés depuis plusieurs années par la filière agricole (rapport NUTRI-Karst T1 – Charlier et al., 2022).

Le changement climatique engendre notamment une augmentation des pics de concentration en nitrates dans les cours d'eau lors des crues de reprise à la fin de l'été qui peut s'expliquer par :

- Les pertes de rendement liées aux sécheresses et aux canicules qui engendrent une diminution de l'azote absorbé par les plantes. Cet azote présent en plus grande quantité dans le sol ou transféré au printemps et en été dans la zone non saturée du karst est lessivé en automne quand les sols se saturent en eau.

- La ré-humectation des sols après une canicule estivale qui provoque une augmentation de la minéralisation naturelle de la matière organique et de l'azote qu'elle contient. Ceci entraîne la production de nitrates en quantité importante dans les sols, susceptibles d'être perdus par lessivage en début d'automne quand les sols se saturent en eau.

Le changement climatique affecte également la production fourragère du massif du Jura qui repose sur l'herbe produite sur des sols superficiels à faible réserve hydrique. Ces sols sont particulièrement sensibles à l'augmentation de l'évapotranspiration, aux sécheresses et aux températures élevées qui se multiplient. Les baisses de rendement des prairies, constatées lors des récentes années chaudes et caniculaires, sont de l'ordre de 20 à 30 %. Ces années

exceptionnelles dans le passé vont devenir la norme dans un avenir relativement proche. La réponse à cette diminution de la ressource fourragère locale ne doit ni être une augmentation de la fertilisation, ni une augmentation de l'achat de concentrés et de fourrages qui risquent d'accentuer les transferts des éléments minéraux vers le milieu naturel et les émissions de gaz à effet de serre. À cause du changement climatique, la filière laitière du massif du Jura pourrait devenir un colosse au pied d'argile.

⇨ ***Il est nécessaire d'accompagner la filière agricole vers une augmentation de l'autonomie fourragère impliquant un ajustement de la taille des cheptels à une offre fourragère en diminution.***

Le changement climatique et ses aléas (excès d'eau, sécheresses, canicules) perturbe également la gestion des épandages d'engrais et d'effluents :

- Les températures élevées et le vent au moment de l'épandage favorisent les pertes atmosphériques d'azote ammoniacal (N-NH4), diminuant l'azote disponible pour les plantes et la production de biomasse,

- La sécheresse après les épandages diminue l'assimilation de l'azote et la production de biomasse,

- L'excès de précipitations en automne limite les possibilités d'épandre les effluents avant l'entrée des animaux dans les bâtiments, et fragilise l'autonomie de stockage des effluents liquides en hiver,

- Les excès de précipitations en hiver risquent de saturer les ouvrages de stockage des effluents liquides quand ils recueillent des eaux de pluie : fosses et fumières non couvertes, aires de circulation reliées aux fosses,…

- Les excès de précipitations en sortie d'hiver et au printemps ou la neige tardive, limitent les possibilités d'épandre et fragilisent l'autonomie de stockage des effluents liquides,

- Les excès de précipitations après un épandage de printemps risquent d'entraîner par infiltration et par ruissellement des nitrates vers le karst, limitant l'azote disponible pour les plantes et la production de biomasse,

⇨ ***Il est nécessaire de sécuriser les capacités de stockage des effluents d'élevage et d'optimiser les épandages lors des périodes favorisant un impact faible sur le milieu, en appliquant la bonne dose, au bon endroit et au bon moment.***

## 10.3 LE SOL, UNE SOURCE MAJEURE DE NITRATES

Le suivi agronomique du site de Montmahoux a montré que la production naturelle de nitrates par la minéralisation de la matière organique du sol était d'un niveau comparable aux apports anthropiques (effluents d'élevage et engrais azotés de synthèse), de l'ordre de 100 kg N-NO3/ha/an, mesurée par l'azote absorbé dans le témoin non fertilisé. Les sols des prairies, avec leur taux élevé de matière organique, stockent des quantités d'azote particulièrement importantes, de l'ordre de 8 à 14 T N/ha, alimentées par les résidus organiques (feuilles et racines mortes restituées au sol) et par les apports de fertilisants, essentiellement sous forme d'effluents d'élevage. Chaque année une partie de cet azote organique est minéralisée en nitrates par les bactéries du sol. Le potentiel de minéralisation de l'azote du sol de la prairie de Montmahoux a été mesurée au laboratoire et est compris entre 100 et 200 kg N-NO3/ha/an. L'optimisation des

pratiques agricoles sur le massif du Jura concerne en conséquence au mieux 50 % des nitrates présents dans les sols. La minéralisation effective de l'azote des sols dépend de leurs propriétés et des conditions climatiques de l'année qui sont marquées par des aléas de plus en plus sévères.

- ⇨ ***Il est nécessaire de renforcer les connaissances sur le fonctionnement des sols pour limiter le recours aux engrais de synthèse et mesurer les effets du changement climatiques.***

## 10.4 L'INTERET D'UNE AGRICULTURE BASEE SUR LES PRAIRIES ET QUI VALORISE SES EFFLUENTS

Le climat, les sols et le savoir-faire des agriculteurs du massif du Jura ont façonné, depuis des centaines d'années, une agriculture spécialisée dans la production laitière valorisant les prairies pour nourrir les animaux et les effluents d'élevage pour nourrir les sols.

Le dynamise de la filière laitière, l'organisation de la collecte du lait et de sa transformation en fromage ainsi que la répartition de la valeur au sein des fruitières ont permis le développement d'un élevage laitier à haute valeur ajoutée permettant une juste rémunération de ses éleveurs.

Les cahiers des charges des principales AOP laitières du massif du Jura, Comté, Morbier, Mont d'Or, dont les nouvelles versions entrent en application début 2026, encadrent les pratiques agricoles et renforcent les exigences en matière de protection de l'environnement.

Les prairies permanentes représentent 80 % des parcelles agricoles du massif du Jura, 10 % sont occupées par des prairies temporaires et les 10 % restant le sont par des cultures.

La place des prairies, réaffirmée dans les nouveaux cahiers des charges des AOP, est au cœur de l'agriculture du massif du Jura. Or la prairie est l'occupation du sol qui limite le plus, et de loin, l'impact de l'agriculture sur la qualité des eaux. L'absence d'utilisation de produits phytosanitaires, le recours très limité et en très forte baisse sur le massif du Jura des engrais de synthèse, l'occupation permanente du sol par les prairies, permettent de limiter de façon importante les pertes d'éléments minéraux par lessivage sous les parcelles agricoles.

Les prairies temporaires se rencontrent essentiellement sur le premier plateau, chez des éleveurs qui ont une partie, généralement très minoritaire, de leurs surfaces consacrées aux cultures. Les cultures sont destinées à la vente ou à favoriser l'autonomie fourragère : céréales pour l'alimentation du troupeau laitier et pailles pour la litière des animaux en système fumier. L'alternance des prairies temporaires et des cultures sur une même parcelle permet également de réduire la pression des adventices et de limiter l'usage des produits phytosanitaires.

La tâche 1 de NUTRI-Karst (Charlier et al., 2022) a cependant montré que la fertilisation plus importante sur les cultures et les prairies temporaires, associée au travail du sol nécessaire pour leur implantation était corrélée avec les concentrations plus élevées en nitrates dans les eaux des différents bassins versants étudiés.

- ⇨ ***Il est nécessaire de maintenir les prairies permanentes, de limiter leur retournement et d'apporter une vigilance accrue dans la gestion des prairies temporaires et de cultures.***

Les effluents des bovins sont la source principale et parfois unique des éléments minéraux épandus comme fertilisants sur les parcelles agricoles. Ils représentaient en 2020, en comptabilisant les restitutions au pâturage, 75 % des apports azotés (78,4 kg N/ha) et 77 % des

apports en phosphore (30,3 kg $P_2O_5$/ha) sur la surface agricole du massif du Jura. Les engrais minéraux de synthèse, azotés et phosphatés, représentent respectivement 21 % (22,2 kg N/ha) et 15,6 % (6,1 kg $P_2O_5$/ha) des apports. Les autres productions animales et les boues des stations d'épuration ont une contribution mineure dans le total des apports sur les parcelles agricoles, avec moins de 3 % pour l'azote et moins de 7 % pour le phosphore. La tâche 3 de NUTRI-Karst (résultats présentés dans ce rapport) a montré que les épandages d'effluents liquides généraient plus de transferts de nitrates que les effluents solides, proportionnellement aux quantités d'azote apportées. L'optimisation des pratiques de fertilisation minérale et organique des élevages laitiers constitue un levier majeur dans la lutte contre les transferts d'éléments minéraux vers les milieux.

⇨ ***Il est nécessaire d'accentuer les actions en faveur de l'optimisation de la fertilisation minérale et organique, en apportant une attention particulière pour les épandages d'effluents liquides.***

# 11 Bibliographie

**Arvalis**, 2017. Croissance et absorption de l'azote des orges d'hiver Perspectives agricoles, n°440.

**Aucant Y., Schmidt C., and Urlacher J.-P.**, 1985. Le Verneau souterrain. S.H.A.G.

**Augustine, D. J., J. E. Smith, A. D. Davidson, and P. Stapp.,** 2023. "Burrowing Rodents." In Rangeland Wildlife Ecology and Conservation, edited by L. B. McNew, D. K., Hahlgren and J. L. Beck, 505–548. Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-34037-6

**Badot P.-M., Lucot E., Bolard A., Chanez E., Degiorgi F.,** 2018. Étude de l'état de santé des rivières karstiques en relation avec les pressions anthropiques sur leurs bassins versants. Volet Fonctionnement des sols agricoles (carbone, azote et phosphore) sur les bassins versants de deux affluents de la Loue, Rapport Laboratoire Chonoenvironnement, 111 p.

**Bichet V., and Campy M.,** 2008. Montagnes du Jura - Géologie et paysages. NEO Editions, ISBN: 978-2-914741-56-1.

**Caballero Y., Lanini S., Zerouali L., Bailly-Comte V.,** 2016. Caractérisation de la recharge des aquifères et évolution future en contexte de changement climatique. Application au bassin Rhône Méditerranée Corse. Rapport final. BRGM/RP-65807-FR, 188p.

**Cabinet Reilé,** 1999 - Etude des affluents de la Loue.

**Cabinet Reilé**, 2002. Etude du Lison – Hydrologie, Hydrogéologie, Qualité. Protection des zones habitées contre les inondations. Stabilité des ouvrages et des berges.

**Cabinet Reilé**, 2005. Bassin versant du Lison – Périmètre de protection des captages Nans-sous-Saint-Anne.

**Calla S.**, 2019 Des poissons, des hommes et des rivières : sociologie d'un problème de pollution en Franche-Comté. Thèse de doctorat, Univ. Bourgogne-Franche-Comté, 344p.

**Charlier J.-B.,** 2019. Rôle des interactions surface-souterrain sur les crues du Doubs. Rapport final. BRGM/RP-69534-FR, 73p, http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-69534-FR.pdf.

**Charlier J.-B., Desprats J.-F., Ladouche B.,** 2014.Appui au SCHAPI 2014 – Module 1 – Rôle et contribution des eaux souterraines d'origine karstique dans les crues de la Loue à Chenecey-Buillon, Rapport BRGM/RP-63844-FR, 116p, http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-63844-FR.pdf.

**Charlier J.-B., Vallet A., Hévin G., Moiroux F.,** 2018. Projet QUARSTIC : QUAlité des eaux et Réseau de Surveillance des rIvières Comtoises. Rapport final. BRGM/RP-68315-FR, 165p.

**Charlier J.-B., Tourenne D., Hévin G., Desprats J.-F.,** 2022. NUTRI-Karst – Réponses des agro-hydro-systèmes du massif du Jura face au changement climatique et aux activités anthropiques. Rapport final de la Tâche 1. BRGM/RP-72229-FR, 238 p, http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-72229-FR.pdf.

**Charlier J.-B., Ladouche B., Vallet A., Idoux A, Allanic C., Bailly-Comte V., Benoît S., Le Mesnil M., Selles A.**, 2024. NUTRI-Karst – Echanges karst-rivière et fonctionnement hydrogéologique des aquifères du bassin de la Loue. Rapport final de la Tâche 2 V1. BRGM/RP-73496-FR, 263 p, http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-73496-FR.pdf.

**Chauve P.,** 2006. Chapitre IX. Jura, in: Aquifères et Eaux souterraines en France. Roux, J.Cl., (Ed.), AIH-IAH, BRGM Editions, Tome 2, pp 561-590.

**Chauve, P., Jeanblanc, A, Tissot, G., Truche, C.,** 1980. Etude de la vulnérabilité des sources de la Haute vallée de la Loue. 12p.

**Chauve P., Mudry J., Rosenthal P., Tissot G., and Tresse P.,** 1986. Rôle des abaissements d'axe dans les circulations karstiques du Jura. Bulletin de la Société Géologique de France, II(2): 329-336

**Cholet C.,** 2017. Fonctionnement hydrogéologique et processus de transport dans les aquifères karstiques du Massif du Jura. Thèse de Doctorat, Univ. de Bourgogne Franche-Comté, 214p.

**Cohan J.-P., Vertès F., Besnard A., Hanocq D., Grall J., Protin P.-V., Laurent F.,** 2012. Impact des retournements des prairies sur la minéralisation de l'azote du sol : conséquences pour la gestion de la fertilisation. In : « 30 ans de références pour comprendre et limiter les fuites d'azote à la parcelle ». Actes de la journée de synthèse scientifique organisée par les Chambres d'Agriculture de Bretagne, Arvalis-Institut du Végétal et INRA Agrocampus Ouest (Ploërmel, France, 3 février 2012), pages 41-44.

**Conseil Département du Doubs et EPAGE Haut-Doubs Haute-Loue**, 2023. Réseau Quarstic. Bilan du suivi des nitrates sur le bassin de la Loue sur 5 cycles hydrologiques (2016/2021)

**Conseil scientifique du comité de bassin Rhône-Méditerranée,** 2012. Avis sur l'état de la rivière Loue, Rapport, 42p.

**De Toffoli M., Oost J.-F., Lambert R.**, 2013. Impact de la destruction de prairie sur le reliquat d'azote et la gestion de la fertilisation azotée, Volume 17.

**Degiorgi F., Badot P.-M., Lucot E., Bolard E., Chanez E., Chiffre A., Crini N., Ducrot A., Loup Ch., Amiot C., Godard E., Lambert J.-C., Steinmann M., Mudry J.,** 2020 Etude de l'état de santé des rivières karstiques en relation avec les pressions anthropiques sur leurs bassins versants. Bilan synthétique des opérations réalisées et des recherches et analyses effectuées et disponibles. Laboratoire Chrono-environnement, 47 p.

**Desaulty A.-M., Petelet-Giraud E.,** 2018. Les outils isotopiques dans la compréhension des cycles des nutriments (N, P) des sources et des transferts des métaux (Pb, Zn, Cu, Ni) dans l'environnement. Document final. BRGM/RP-68565-FR, 99 p.

**Dingman S. L.,** 2002. Physical Hydrology, pp. 575, Waveland Press, 2nd edition, ISBN: 978-1-57766-561-8

**Dörfliger N., Pinault J.-L., Petit V., Jauffret D.,** 2004. Systèmes karstiques et crues du Doubs. Méthodologie de détermination de la contribution des systèmes karstiques aux écoulements de surface, lors de crues et des étiages. BRGM/RP-53063-FR, 182p.

**Durand L., J.-B. Charlier, C. Champollion, A. Idoux, B. Ladouche, J. Mexler, D. Tourenne,A. Vallet.,** 2025. What is the contribution of localized recharge to spring flows in a binary karst

aquifer? A response using a multi-scale physico-chemical approach. EGU General Assembly, Vienna, 27 April–2 May 2025.

**Edijatno DO, Nascimento N., Yang X., Makhlouf Z., Michel C.,** 1999. GR3J: a daily watershed model with three free parameters. Hydrol. Sci. J. 44, 263–277.

**El Mourtaji C.**, 2022. Modélisation de la géométrie 3D des aquifères karstiques dans le massif du Jura par l'approche KARSYS : Exemple du karst binaire du Verneau. Rapport stage M2, BRGM, 35p.

**Giovanni R. and Dulphy J.-P.,** 2008 Présentation de références Corpen simplifiées pour l'évaluation des rejets et des pressions d'azote et de phosphore des troupeaux bovins. Revue Fourrages 195, p. 357-372.

**Jeannin P.-Y., Hessenauer M., Malard A., and Chapuis V.,** 2016. Impact of global change on karst groundwater mineralization in the Jura Mountains. Science of the Total Environment 541: 1208–1221. DOI:10.1016/j.scitotenv.2015.10.008.

**Kendall, C., Elliott, E.M., Wankel, S.D.**, 2007. Tracing Anthropogenic Inputs of Nitrogen to Ecosystems, in: Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science. pp. 375–449. https://doi.org/10.1002/9780470691854.ch12

**Klaba V., Celle H., Trap P., Choulet F., Smeraglia L., Malard A., Carry N.**, 2024. Multi-scale hydrostructural approach for karst environment. Application to the Arcier hydrosystem (eastern France). Journal of Structural Geology 184, 105154. https://doi.org/10.1016/j.jsg.2024.105154

**Klaus V.H., Friedritz L., Hamer U., and Kleinebecker T**., 2020. Drought boosts risk of nitrate leaching from grassland fertilisation. Science of The Total Environment, 726, p. 137877. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2020.137877

**Lacas J.-G.,** 2005. Processus de dissipation des produits phytosanitaires dans les zones tampons enherbées. Etude expérimentale et modélisation en vue de limiter la contamination des eaux de surface. Thèse de doctorat. Université Montpellier II.

**Ladouche B., Ghyselinck M., Chéry L.**, 2004. Détermination de l'origine des nitrates dans quelques sources karstiques des Causse du Quercy (Lot) par traçage isotopique des sources d'azote. Rapport final. BRGM/RP-53114-FR, 98p.

**Lanini S., and Caballero Y.,** 2020. ESPERE, a Tool for Multimethod Aquifer Recharge Estimation: What's New with Version 2?. Groundwater, 59, https://doi.org/10.1111/gwat.13049

**Laurent F., Kerveillant P. Besnard A., Vertès F., Mary B., Recous S.,** 2004. Effet de la destruction de prairies pâturées sur la minéralisation de l'azote : approche au champ et propositions de quantification. Synthèse de 7 dispositifs expérimentaux, Rapport Arvalis - INRA - Chambres d'agriculture de Bretagne, 76 p.

**Le Gall A., Beguin E., Dollé J.-B., Manneville V., Pflimlin A.,** 2009. Nouveaux compromis techniques pour concilier efficacité économique et environnementale en élevage herbivore. Fourrages, 198 : 131-151.

**Le Mesnil M., J.-B. Charlier, R. Moussa, Y. Caballero, N. Dörfliger**, 2020. Interbasin Groundwater Flow: Characterization, Role of karst areas, Impact on annual water balance and

flood processes. Journal of Hydrology, 585: 124583. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124583.

**Le Mesnil M., Charlier J.-B., Moussa R., Caballero Y.,** 2022. Investigating flood processes in karst catchments by combining concentration-discharge relationship analysis and lateral flow simulation. Journal of Hydrology, 605, 127358. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2021.127358.

**Lyne, V., Hollick, M.**, 1979. Stochastic time-variable rainfall-runoff modelling. In: Institute of Engineers Australia National Conference, vol. 1979. Institute of Engineers Australia, Canberra, pp. 89–93. Publ. 79/10.

**Massa F., Gascuel-Odoux C., Merot P., Baudry J., Beduneau G., Blondel R., Durans P., Tico S., Troccaz O.,** 2008. Territ'eau, une méthode et des outils pour améliorer la gestion des paysages agricoles en vue de préserver la qualité de l'eau. In : Azote, phosphore et pesticides, numéro spécial, Ingénierie, 115-132

**Mangin, A.**, 1984. Pour une meilleure connaissance des systèmes hydrologiques à partir des analyses corrélatoire et spectrale. J. Hydrol. 67, 25–43.

**Mettetal J.-P.,** 1985. Etudes préalables à la définition des périmètres de protection en milieu karstique. Exemple de la source d'Arcier, Hydrogéologie, 4: 235-242.

**Mexler J.**, 2021. Processus hydrogéologiques d'un karst binaire sur la base d'un réseau multi-échelle (Verneau,25). Rapport de stage M2, BRGM, 36p.

**Mudry J., F. Degiorgi, E. Lucot, and Badot P.-M.,** 2015. Middle Term Evolution of Water Chemistry in a Karst River: Example from the Loue River (Jura Mountains, Eastern France). In Andreo B. et al. (Eds), Hydrogeological and Environmental Investigations in Karst Systems. Springer Berlin Heidelberg, p 147-151. DOI 10.1007/978-3-642-17435-3_17.

**Peyraud J.-L., Cellier P., Donnars C., Rechaudère O.,** 2012. Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise scientifique collective INRA.

**Platt, Brian F.; Kolb, Dakota J.; Kunhardt, Christian G.; Milo, Scott P.; New, Lee G.**, 2016 Burrowing Through the Literature The Impact of Soil-Disturbing Vertebrates on Physical and Chemical Properties of Soil. Soil Science, 181(3/4), 175-191.

**Reau R., Bouthier A., Champolivier L.** 2007, Les pertes d'azote par lixiviation dans les rotations céréalières avec colza, 8$^{emes}$ Journées de la fertilisation raisonnée et de l'analyse de terre GEMAS-COMIFER

**Reilé P.,** 2010. Le Karst franc-comtois du massif du Jura. Vallée de la Loue, Communes de Saules. Ligue régionale de Spéléologie de Franche-Comté. Intervention club Karstic, Ornans (disponible sur www.ligue-speleo-fc.com/fc_sout/co_env/saules.pdf)

**Scholefield D., Tyson K.C., Garwood E.A., Armstrong A.C., Hawkins J., et Stone A.C.**, 1993. Nitrate leaching from grazed grassland lysimeters: effects of fertilizer input, field drainage, age of sward and patterns of weather. Journal of Soil Science, 44 (4), p. 601-613. DOI : 10.1111/j.1365-2389.1993.tb02325.x.

**Scimabio**, 2023. Cartographie thermique de la Loue, *rapport à paraître*

**Seq-Eau (V2),** 2003. Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau. MEDD and Agences de l'eau, 40

**Surdyk N., Gutierrez A., Baran N., Thiéry D.**, 2021. A lumped model to simulate nitrate concentration evolution in groundwater at catchment scale. Journal of Hydrology 596 (2021) 125696. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125696.

**Thiéry D., Seguin J.-J.**, 1985 Modélisation globale des transferts de nitrates dans un bassin hydrogéologique pour prévoir l'évolution des concentrations dans les eaux souterraines – description du modèle BICHE – trois exemples d'application. BRGM/85-SGN-663-EAU, 182 p.

**Thiéry D.**, 2015. Validation du code de calcul GARDÉNIA par modélisations physiques comparatives. BRGM/RP-64500-FR, 48 p.

**Thornthwaite C. W.,** 1948. An approach toward a rational classification of climate, Geograph. Rev., 38, 55-94,

**Tourenne D.,** 2025. Pratiques agricoles et transferts de nutriments. Rapport agricole détaillé, Chambre Interdépartementale d'Agriculture 25-90.

**US Global Change Research Act,** 1990. in: Public Law 101-606(11/16/90) 104 Stat, 3096–3104, 1990

**Valé M.**, 2006. Quantification et prédiction de la minéralisation nette de l'azote du sol in situ, sous divers pédoclimats et systèmes de culture français. Doctorat, INP Toulouse, 209p

**Vertès F., Hatch D., Velthof G., Taube F., Laurent F., Loiseau P., Recous S.,** 2007. Short-term and cumulative effects of grassland cultivation on nitrogen and carbon cycling in ley-arable rotations. Grassland Science in Europe, 12 : 227-246.

**Vertès F., Benoit M., Dorioz J.M.**, 2010. Couverts herbacés pérennes et enjeux environnementaux (en particulier eutrophisation) : atouts et limites. Fourrages, 202. 83-94.

**Villeneuve A.**, **Humbert J.F.**, **Berrebi R.**, **Devaux A.**, **Gaudin P.**, **Pozet F.**, **Massei N.**, **Mudry J.**, **Trevisan D.**, **Lacroix G.**, **Bornette G.**, and **Verneaux V.,** 2012. Rapport d'expertise sur les mortalités de poissons et les efflorescences de cyanobactéries de la Loue. Etude du fonctionnement de la Loue et de son bassin versant. Rapport final. Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA) ; Université Pierre et Marie Curie - Paris 6 (UPMC)

**Vindimian E.,** 2016. Propositions de mesures pour le territoire d'excellence environnementale de la Loue et des rivières comtoises. Conseil Général de l'Environnement et du Développement Durable. Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Rapport n° 010053-01

**Vivier M.**, 2021 Apport de l'étude géomorphologique et statistique sur la compréhension hydrogéologique des karsts – application au Verneau (25). Rapport de stage M1, BRGM, 55p.

**Vivier M.**, 2022. Modèle conceptuel de mise en place des karsts jurassiens par des approches géomorphologiques de surface et souterraine. Rapport de stage M2, EDYTEM, 55p.

**Widory D., Chéry L, Mougin B., Talbo H., Plancard D., Bonnin J., Rochdi-Ghandour H.,** 2001. Traçage isotopique des sources de nitrates dans les eaux souterraines : cas du bassin de l'Arguenon (Côtes-d'Armor) - Rapport final. BRGM/RP-51091-FR, 182p.

**Widory D., Petelet-Giraud E., Brenot A, Broners J, Tirez K., Boeckx P.**, 2013. Improving the management of nitrate pollution in water by the use of isotope monitoring: the δ15N, δ18O and δ11B triptych, Isotopes in Environmental and Health Studies, 49:29-47.

**Xue D., Botte J., De Baets B., Accoe F., Nestler A., Taylor P., Van Cleemput O., Berglund M. and Boeckx P.,** 2009. Present Limitations and Future Prospects of Stable Isotope Methods for Nitrate Source Identification in Surface- and Groundwater. Water Res., 43: 1159.

# Annexe 1

# Site pilote du Verneau : données lysimétriques à Montmahoux

## Annexe 1.1 : analyses chimiques de l'eau des lysimètres de Montmahoux réalisées au laboratoire Qualio

Modalité Agriculteur en sol profond

| Date | Cycle hydro | Eléments | Bore | Azote Kjeldahl | Ammonium | Nitrates | Carbone Organique Total | Phosphore total | Phosphates |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | µg/L | mg/L | mg/L | mg/l | mg(C)/L | mg/l | mg/l |
| 14/10/2019 | 2019-2020 | Agri profond | 3022 | 0,02 | <0.5 | 5,49 | 0,04 | <0.02 | 0,7 |
| 22/10/2019 | 2019-2020 | Agri profond | 1032 | <0.01 | <0.5 | 3,7 | 0,03 | <0.02 | <0.02 |
| 04/11/2019 | 2019-2020 | Agri profond | 905 | <0.5 | <0.01 | <0.5 | 3,31 | 0,03 | <0.02 |
| 25/11/2019 | 2019-2020 | Agri profond | 392 | <0.5 | <0.01 | <0.5 | 2,36 | 0,01 | <0.02 |
| 10/12/2019 | 2019-2020 | Agri profond | 252 | <0.5 | 0,01 | 0,68 | 2,09 | 0,02 | <0.02 |
| 23/12/2019 | 2019-2020 | Agri profond | 74,1 | <0.5 | <0.01 | <0.5 | 2,02 | 0,02 | <0.02 |
| 06/01/2020 | 2019-2020 | Agri profond | 94,5 | 0,6 | <0.01 | <0.5 | 1,78 | 0,02 | <0.02 |
| 20/01/2020 | 2019-2020 | Agri profond | 282 | 0,7 | <0.01 | <0.5 | 1,72 | <0.01 | <0.02 |
| 10/02/2020 | 2019-2020 | Agri profond | 157 | 0,5 | <0.01 | <0.5 | 2,74 | 0,05 | <0.02 |
| 24/02/2020 | 2019-2020 | Agri profond | 66,2 | 0,9 | <0.01 | <0.5 | 1,85 | 0,02 | <0.02 |
| 09/03/2020 | 2019-2020 | Agri profond | 54,9 | <0.5 | 0,02 | <0.5 | 1,82 | 0,03 | <0.02 |
| 16/03/2020 | 2019-2020 | Agri profond | 38,2 | <0.5 | <0.01 | <0.5 | 1,74 | 0,02 | <0.02 |
| 12/05/2020 | 2019-2020 | Agri profond | 597 | 0,6 | <0.01 | <0.5 | 4,02 | 0,06 | <0.02 |
| 25/05/2020 | 2019-2020 | Agri profond | 344 | <0.5 | 0,02 | <0.5 | 2,8 | 0,03 | <0.02 |
| 16/06/2020 | 2019-2020 | Agri profond | 997 | 1 | <0.01 | <0.5 | 3,07 | 0,03 | <0.02 |
| 29/06/2020 | 2019-2020 | Agri profond | 414 | <0,5 | 0,03 | <0,5 | 2,68 | 0,02 | <0,02 |
| 05/10/2020 | 2020-2021 | Agri profond | 3960 | <0,5 | <0,01 | 64 | 4,24 | 0,05 | |
| 12/10/2020 | 2020-2021 | Agri profond | 1580 | <0,5 | <0,01 | 72 | 2,43 | 0,02 | |
| 02/11/2020 | 2020-2021 | Agri profond | 1330 | <0,5 | <0,01 | 83 | 2,17 | 0,01 | |
| 20/11/2020 | 2020-2021 | Agri profond | 2290 | <0,5 | <0,01 | 100 | 2,62 | 0,02 | |
| 17/12/2020 | 2020-2021 | Agri profond | 425 | <0,5 | 0,07 | 63 | 2 | <0,01 | |
| 07/01/2021 | 2020-2021 | Agri profond | 176 | <0,5 | <0,01 | 54 | 1,93 | 0,01 | |
| 20/01/2021 | 2020-2021 | Agri profond | 163 | 0,7 | <0,01 | 40 | 2,45 | 0,02 | |
| 02/02/2021 | 2020-2021 | Agri profond | 90,2 | <0,5 | <0,01 | 32 | 1,9 | 0,02 | |
| 16/02/2021 | 2020-2021 | Agri profond | 92,2 | <0,5 | <0,01 | 26 | 1,63 | 0,01 | |
| 29/03/2021 | 2020-2021 | Agri profond | 367 | <0,5 | <0,01 | 41 | 2,34 | 0,03 | |
| 04/05/2021 | 2020-2021 | Agri profond | 602 | <0,5 | 0,03 | 32 | 2,23 | 0,03 | |
| 10/05/2021 | 2020-2021 | Agri profond | 305 | 0,9 | <0,01 | 28 | 2 | 0,02 | |
| 17/05/2021 | 2020-2021 | Agri profond | 235 | <0,5 | <0,01 | 15 | 2,35 | 0,02 | |
| 25/05/2021 | 2020-2021 | Agri profond | 139 | <0,5 | <0,01 | 7,3 | 1,83 | <0,01 | |
| 05/07/2021 | 2020-2021 | Agri profond | 918 | 0,5 | 0,01 | 14 | 2,53 | 0,01 | |
| 12/07/2021 | 2020-2021 | Agri profond | 492 | <0,5 | 0,01 | 18 | 2,27 | 0,01 | |
| 19/07/2021 | 2020-2021 | Agri profond | 302 | <0,5 | 0,01 | 12 | 2,38 | 0,01 | |
| 09/08/2021 | 2020-2021 | Agri profond | 1230 | <0,5 | <0,01 | 0,75 | 2,79 | 0,03 | |
| 11/10/2021 | 2021-2022 | Agri profond | 6080 | 1,2 | 0,03 | 0,87 | 6,66 | 0,16 | |
| 08/11/2021 | 2021-2022 | Agri profond | 7310 | 0,8 | <0,01 | <0,5 | 4,22 | 0,06 | |
| 07/12/2021 | 2021-2022 | Agri profond | 1920 | <0,05 | 0,01 | <0,5 | 3,03 | 0,03 | |
| 20/12/2021 | 2021-2022 | Agri profond | 478 | 0,6 | 0,01 | <0,5 | 2,58 | 0,03 | |
| 05/01/2022 | 2021-2022 | Agri profond | 343 | 0,5 | <0,01 | 0,54 | 2,46 | 0,04 | |
| 11/01/2022 | 2021-2022 | Agri profond | 415 | <0,5 | <0,01 | 0,63 | 3,96 | 0,05 | |
| 07/02/2022 | 2021-2022 | Agri profond | 266 | 0,6 | <0,01 | 0,56 | 2,31 | 0,05 | |
| 21/02/2022 | 2021-2022 | Agri profond | 111 | 0,9 | <0,01 | <0,5 | 2,57 | 0,04 | |
| 11/04/2022 | 2021-2022 | Agri profond | 581 | 1,5 | 0,09 | 1,4 | 3,68 | 0,08 | |
| 04/10/2022 | 2022-2023 | Agri profond | 4570 | 0,7 | <0,01 | 15 | 7,27 | 0,04 | |
| 10/11/2022 | 2022-2023 | Agri profond | 7270 | <0,5 | <0,01 | 0,5 | 6,15 | 0,05 | |
| 21/11/2022 | 2022-2023 | Agri profond | 3470 | <0,5 | <0,01 | <0,5 | 3,86 | 0,03 | |
| 30/11/2022 | 2022-2023 | Agri profond | 2070 | <0,5 | <0,01 | <0,5 | 3,18 | 0,02 | |
| 06/01/2023 | 2022-2023 | Agri profond | 2319 | 0,8 | <0,01 | 0,5 | 2,49 | 0,06 | |
| 17/01/2023 | 2022-2023 | Agri profond | 503 | <0,5 | 0,04 | <0,5 | 2,19 | 0,03 | |
| 29/03/2023 | 2022-2023 | Agri profond | 1560 | 0,6 | 0,23 | 2,5 | 2,07 | 0,09 | |
| 07/11/2023 | 2023-2024 | Agri profond | | <0,5 | <0,01 | <0,5 | 4,01 | | |
| 15/11/2023 | 2023-2024 | Agri profond | | 0,9 | <0,01 | 1,3 | 3 | | |
| 01/12/2023 | 2023-2024 | Agri profond | | <0,5 | <0,01 | 0,64 | 2,25 | | |
| 21/12/2023 | 2023-2024 | Agri profond | | 1,4 | <0,01 | 0,69 | 1,8 | | |
| 29/04/2024 | 2023-2024 | Agri profond | | <0,5 | 0,01 | <0,5 | 1,76 | | |

## Modalité Agriculteur en sol superficiel

| Date | Cycle hydro | Eléments | Bore | Azote Kjeldahl | Ammonium | Nitrates | Carbone Organique Total | Phosphore total | Phosphates |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | µg/L | mg/L | mg/L | mg/l | mg(C)/L | mg/l | mg/l |
| 14/10/2019 | 2019-2020 | Agri superf | 1541 | 0,01 | 0,56 | 10,3 | 0,07 | 0,08 | 0,9 |
| 22/10/2019 | 2019-2020 | Agri superf | 457 | 0,8 | 0,01 | <0.5 | 9,2 | 0,06 | 0,03 |
| 04/11/2019 | 2019-2020 | Agri superf | 519 | 0,7 | <0.01 | 0,52 | 9,31 | 0,06 | 0,03 |
| 25/11/2019 | 2019-2020 | Agri superf | 185 | <0.5 | <0.01 | <0.5 | 5,69 | 0,03 | <0.02 |
| 10/12/2019 | 2019-2020 | Agri superf | 131 | 0,7 | 0,03 | <0.5 | 6,49 | 0,05 | <0.02 |
| 23/12/2019 | 2019-2020 | Agri superf | 86,3 | <0.5 | <0.01 | 0,97 | 5,1 | 0,04 | <0.02 |
| 06/01/2020 | 2019-2020 | Agri superf | 50,3 | 0,5 | <0.01 | <0.5 | 4,67 | 0,07 | 0,09 |
| 20/01/2020 | 2019-2020 | Agri superf | 94,5 | 0,8 | 0,01 | <0.5 | 5,39 | 0,06 | <0.02 |
| 10/02/2020 | 2019-2020 | Agri superf | 48 | 0,6 | <0.01 | <0.5 | 5,06 | 0,05 | 0,03 |
| 24/02/2020 | 2019-2020 | Agri superf | 126 | 0,9 | <0.01 | <0.5 | 5 | 0,08 | 0,08 |
| 09/03/2020 | 2019-2020 | Agri superf | 92,6 | 0,6 | 0,02 | <0.5 | 4,18 | 0,06 | 0,07 |
| 12/05/2020 | 2019-2020 | Agri superf | 400 | 0,7 | <0.01 | <0.5 | 9,6 | 0,1 | 0,05 |
| 25/05/2020 | 2019-2020 | Agri superf | 346 | 0,8 | <0.01 | <0.5 | 7,74 | 0,08 | 0,04 |
| 16/06/2020 | 2019-2020 | Agri superf | 926 | <0,5 | 0,02 | <0,5 | 7,14 | 0,05 | <0,02 |
| 05/10/2020 | 2020-2021 | Agri superf | 1320 | 1,4 | 0,03 | 16 | 13,7 | 0,14 | |
| 02/11/2020 | 2020-2021 | Agri superf | 809 | 1,3 | <0,01 | 5,2 | 11,3 | 0,13 | |
| 17/12/2020 | 2020-2021 | Agri superf | 454 | 1 | 0,03 | 2 | 9,28 | 0,07 | |
| 02/02/2021 | 2020-2021 | Agri superf | 174 | <0,5 | <0,01 | 2,3 | 5,65 | 0,04 | |
| 11/10/2021 | 2021-2022 | Agri superf | 606 | 1,3 | <0,39 | 27 | 14,4 | 0,12 | |
| 08/11/2021 | 2021-2022 | Agri superf | 847 | 1,2 | 0,05 | 120 | 8,37 | 0,12 | |
| 07/12/2021 | 2021-2022 | Agri superf | 46,1 | 1 | 0,01 | 12 | 9,33 | 0,19 | |
| 20/12/2021 | 2021-2022 | Agri superf | 30,8 | 1,1 | 0,03 | 5,7 | 8,65 | 0,2 | |
| 05/01/2022 | 2021-2022 | Agri superf | 49,8 | 1,9 | 0,1 | 8,4 | 15,8 | 0,41 | |
| 07/02/2022 | 2021-2022 | Agri superf | 46,4 | 1,7 | 0,01 | 8,8 | 11 | 0,32 | |
| 21/02/2022 | 2021-2022 | Agri superf | 44,5 | 1,9 | 0,02 | 2,6 | 15,5 | 0,42 | |
| 05/04/2022 | 2021-2022 | Agri superf | 59,7 | 1,6 | 0,01 | 0,55 | 10,3 | 0,34 | |
| 11/04/2022 | 2021-2022 | Agri superf | 59,4 | 1,9 | 0,03 | <0,5 | 18 | 0,33 | |
| 26/04/2022 | 2021-2022 | Agri superf | 200 | 1,8 | 0,04 | <0,5 | 15 | 0,45 | |
| 28/06/2022 | 2021-2022 | Agri superf | 2930 | 2,9 | 0,06 | 1,6 | 21,1 | 0,39 | |
| 04/07/2022 | 2021-2022 | Agri superf | 5560 | 3,4 | 0,34 | 1,2 | 23,5 | 0,59 | |
| 22/08/2022 | 2021-2022 | Agri superf | 492 | 5,3 | 1,73 | 45 | 31,1 | 0,69 | |
| 05/09/2022 | 2022-2023 | Agri superf | 871 | 1,7 | 0,16 | 140 | 14,5 | 0,27 | |
| 19/09/2022 | 2022-2023 | Agri superf | 1940 | 1,5 | 0,05 | 190 | 8,85 | 0,1 | |
| 04/10/2022 | 2022-2023 | Agri superf | 829 | 0,9 | 0,02 | 17 | 11,1 | 0,09 | |
| 03/11/2022 | 2022-2023 | Agri superf | 1010 | 1,6 | 0,01 | 1,6 | 13 | 0,17 | |
| 10/11/2022 | 2022-2023 | Agri superf | 343 | 1,1 | 0,03 | 0,94 | 11,7 | 0,15 | |
| 21/11/2022 | 2022-2023 | Agri superf | 216 | 0,7 | 0,02 | 0,58 | 8,59 | 0,09 | |
| 30/11/2022 | 2022-2023 | Agri superf | 157 | <0,5 | <0,01 | <0,5 | 6,6 | 0,06 | |
| 20/12/2022 | 2022-2023 | Agri superf | 99,2 | 0,9 | 0,01 | 1,5 | 5,81 | 0,08 | |
| 06/01/2023 | 2022-2023 | Agri superf | 52,3 | 1,1 | 0,02 | 0,58 | 7,83 | 0,11 | |
| 17/01/2023 | 2022-2023 | Agri superf | 40,3 | 0,6 | <0,01 | <0,5 | 5,97 | 0,08 | |
| 24/02/2023 | 2022-2023 | Agri superf | 41,4 | <0,5 | <0,01 | 3,1 | 4,21 | 0,06 | |
| 29/03/2023 | 2022-2023 | Agri superf | | 0,6 | | <0,5 | 5,32 | 0,09 | |
| 03/04/2023 | 2022-2023 | Agri superf | 91,1 | 0,8 | 0,02 | <0,5 | 3,8 | 0,03 | |
| 14/04/2023 | 2022-2023 | Agri superf | 158 | <0,5 | <0,01 | <0,5 | 3,16 | 0,02 | |
| 24/04/2023 | 2022-2023 | Agri superf | 188 | 0,9 | <0,01 | 0,51 | 3,31 | 0,04 | |
| 17/05/2023 | 2022-2023 | Agri superf | 200 | 0,8 | 0,02 | <0,5 | 5,31 | 0,06 | |
| 27/10/2023 | 2023-2024 | Agri superf | | 1 | 0,03 | 3,5 | 8,92 | | |
| 31/10/2023 | 2023-2024 | Agri superf | | <0,5 | 0,02 | 1,3 | 0,19 | | |
| 07/11/2023 | 2023-2024 | Agri superf | | 0,5 | <0,01 | 0,96 | 5,86 | | |
| 15/11/2023 | 2023-2024 | Agri superf | | 0,5 | <0,01 | 2 | 4,72 | | |
| 01/12/2023 | 2023-2024 | Agri superf | | <0,5 | <0,01 | 2,4 | 3,84 | | |
| 21/12/2023 | 2023-2024 | Agri superf | | 0,8 | <0,01 | 1,9 | 2,88 | | |
| 09/01/2024 | 2023-2024 | Agri superf | | <0,5 | <0,01 | 0,89 | 3,85 | | |
| 31/01/2024 | 2023-2024 | Agri superf | | <0,5 | <0,01 | 2,2 | 3,71 | | |
| 29/02/2024 | 2023-2024 | Agri superf | | <0,5 | <0,01 | 0,71 | 3,81 | | |
| 26/03/2024 | 2023-2024 | Agri superf | | <0,5 | 0,01 | 0,55 | 4,69 | | |
| 29/04/2024 | 2023-2024 | Agri superf | | <0,5 | 0,02 | <0,5 | 4,18 | | |

## Modalité Fumier

| Date | Cycle hydro | Eléments | Bore | Azote Kjeldahl | Ammonium | Nitrates | Carbone Organique Total | Phosphore total | Phosphates |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | µg/L | mg/L | mg/L | mg/l | mg(C)/L | mg/l | mg/l |
| 14/10/2019 | 2019-2020 | Fumier | 1396 | 0,9 | <0.01 | 0,66 | 4,38 | 0,05 | <0.02 |
| 22/10/2019 | 2019-2020 | Fumier | 389 | <0.5 | <0.01 | <0.5 | 3,2 | 0,04 | <0.02 |
| 04/11/2019 | 2019-2020 | Fumier | 352 | <0.5 | <0.01 | <0.5 | 2,79 | 0,03 | <0.02 |
| 25/11/2019 | 2019-2020 | Fumier | 122 | <0.5 | <0.01 | <0.5 | 2,17 | 0,02 | <0.02 |
| 10/12/2019 | 2019-2020 | Fumier | 63,5 | <0.5 | <0.01 | <0.5 | 1,54 | <0.01 | <0.02 |
| 23/12/2019 | 2019-2020 | Fumier | 40,2 | <0.5 | <0.01 | 1,8 | 1,36 | 0,01 | <0.02 |
| 06/01/2020 | 2019-2020 | Fumier | 41,6 | 0,5 | <0.01 | 0,8 | 2,23 | 0,04 | <0.02 |
| 20/01/2020 | 2019-2020 | Fumier | 73,5 | <0.5 | <0.01 | <0.5 | 0,99 | <0.01 | <0.02 |
| 10/02/2020 | 2019-2020 | Fumier | 87,6 | <0.5 | <0.01 | 0,51 | 3,02 | 0,05 | <0.02 |
| 24/02/2020 | 2019-2020 | Fumier | 55,8 | <0.5 | <0.01 | <0.5 | 3,12 | 0,07 | <0.02 |
| 09/03/2020 | 2019-2020 | Fumier | 38,1 | <0.5 | 0,02 | <0.5 | 2,7 | 0,06 | <0.02 |
| 12/05/2020 | 2019-2020 | Fumier | 277 | <0.5 | <0.01 | <0.5 | 3,46 | 0,05 | <0.02 |
| 25/05/2020 | 2019-2020 | Fumier | 250 | <0.5 | <0.01 | <0.5 | 2,64 | 0,04 | <0.02 |
| 16/06/2020 | 2019-2020 | Fumier | 276 | <0,5 | <0,01 | <0,5 | 2,03 | 0,01 | <0,02 |
| 05/10/2020 | 2020-2021 | Fumier | 2060 | 0,7 | <0,01 | 33 | 4,28 | 0,06 | |
| 12/10/2020 | 2020-2021 | Fumier | 2120 | <0,5 | <0,01 | 170 | 2,44 | 0,02 | |
| 02/11/2020 | 2020-2021 | Fumier | 1270 | 0,8 | <0,01 | 100 | 2,14 | 0,13 | |
| 20/11/2020 | 2020-2021 | Fumier | 722 | <0,5 | <0,01 | 69 | 2,45 | 0,02 | |
| 17/12/2020 | 2020-2021 | Fumier | 192 | <0,5 | 0,03 | 66 | 2 | <0,01 | |
| 07/01/2021 | 2020-2021 | Fumier | 71 | <0,5 | <0,01 | 8,3 | 2,39 | 0,03 | |
| 20/01/2021 | 2020-2021 | Fumier | 43,9 | 0,6 | <0,01 | 5,4 | 2,37 | 0,05 | |
| 02/02/2021 | 2020-2021 | Fumier | 37,8 | <0,5 | <0,01 | 4,1 | 2,1 | 0,03 | |
| 16/02/2021 | 2020-2021 | Fumier | 39 | <0,5 | <0,01 | 2,6 | 2,06 | 0,03 | |
| 29/03/2021 | 2020-2021 | Fumier | 86,2 | 0,9 | 0,24 | 9,6 | 6,61 | 0,17 | |
| 27/04/2021 | 2020-2021 | Fumier | 221 | 0,6 | 0,02 | 13 | 3,22 | 0,08 | |
| 04/05/2021 | 2020-2021 | Fumier | 270 | 0,7 | 0,02 | 2,5 | 3,1 | 0,07 | |
| 10/05/2021 | 2020-2021 | Fumier | 128 | 0,7 | <0,01 | 0,61 | 2,76 | 0,04 | |
| 17/05/2021 | 2020-2021 | Fumier | 105 | 1,1 | 0,01 | 0,56 | 3,07 | 0,03 | |
| 25/05/2021 | 2020-2021 | Fumier | 62,4 | 2,1 | <0,01 | 0,55 | 1,91 | <0,01 | |
| 05/07/2021 | 2020-2021 | Fumier | 360 | <0,5 | 0,02 | 6,2 | 2,67 | 0,02 | |
| 12/07/2021 | 2020-2021 | Fumier | 235 | <0,5 | <0,01 | 4,3 | 2,63 | 0,01 | |
| 19/07/2021 | 2020-2021 | Fumier | 164 | <0,5 | <0,01 | 1,3 | 2,65 | 0,02 | |
| 09/08/2021 | 2020-2021 | Fumier | 344 | 0,6 | <0,01 | 0,69 | 2,82 | 0,03 | |
| 11/10/2021 | 2021-2022 | Fumier | 1820 | 0,9 | 0,06 | 3,8 | 5,55 | 0,17 | |
| 08/11/2021 | 2021-2022 | Fumier | 560 | <0,5 | <0,01 | <0,5 | 3,61 | 0,08 | |
| 07/12/2021 | 2021-2022 | Fumier | 215 | <0,5 | 0,01 | 1,2 | 3,49 | 0,05 | |
| 20/12/2021 | 2021-2022 | Fumier | 55,7 | <0,5 | <0,01 | 0,73 | 2,45 | 0,04 | |
| 05/01/2022 | 2021-2022 | Fumier | 69 | 0,6 | 0,02 | 6,6 | 3,67 | 0,09 | |
| 11/01/2022 | 2021-2022 | Fumier | 51,2 | 0,6 | <0,01 | 3 | 2,81 | 0,06 | |
| 07/02/2022 | 2021-2022 | Fumier | 61,9 | 0,6 | 0,02 | 2,9 | 3,39 | 0,1 | |
| 21/02/2022 | 2021-2022 | Fumier | 32,1 | 0,8 | 0,01 | 3,9 | 2,78 | 0,06 | |
| 28/02/2022 | 2021-2022 | Fumier | 29,6 | 0,7 | <0,01 | 2,1 | 2,03 | 0,05 | |
| 05/04/2022 | 2021-2022 | Fumier | 249 | 0,8 | <0,01 | <0,5 | 2,92 | 0,08 | |
| 11/04/2022 | 2021-2022 | Fumier | 53,7 | 0,7 | 0,01 | <0,5 | 3,8 | 0,08 | |
| 26/04/2022 | 2021-2022 | Fumier | 223 | 1,3 | 0,07 | <0,5 | 6,92 | 0,23 | |
| 04/10/2022 | 2022-2023 | Fumier | 3520 | 1 | 0,02 | 25 | 7,19 | 0,17 | |
| 10/11/2022 | 2022-2023 | Fumier | 2530 | 0,6 | 0,02 | 6,1 | 5,21 | 0,09 | |
| 30/11/2022 | 2022-2023 | Fumier | 108 | <0,5 | <0,01 | 0,52 | 2,54 | 0,03 | |
| 06/01/2023 | 2022-2023 | Fumier | 53,1 | 0,7 | 0,01 | 0,83 | 3,38 | 0,06 | |
| 17/01/2023 | 2022-2023 | Fumier | 43,5 | <0,5 | <0,01 | <0,5 | 3 | 0,06 | |
| 24/02/2023 | 2022-2023 | Fumier | 71,1 | 1,7 | <0,01 | 1,2 | 2,04 | 0,05 | |
| 29/03/2023 | 2022-2023 | Fumier | | | | | | | |
| 24/04/2023 | 2022-2023 | Fumier | 74,1 | 1,3 | 0,39 | 1,6 | 2,76 | 0,13 | |
| 17/05/2023 | 2022-2023 | Fumier | 264 | 0,7 | 0,18 | 2,6 | 3,37 | 0,14 | |
| 07/11/2023 | 2023-2024 | Fumier | | 0,6 | 0,02 | 2,8 | 4,41 | | |
| 15/11/2023 | 2023-2024 | Fumier | | 0,8 | 0,05 | 4,2 | 3,37 | | |
| 01/12/2023 | 2023-2024 | Fumier | | <0,5 | 0,02 | 11 | 2,37 | | |
| 21/12/2023 | 2023-2024 | Fumier | | 0,8 | <0,01 | 11 | 1,61 | | |
| 09/01/2024 | 2023-2024 | Fumier | | 0,7 | <0,01 | 4,2 | 2,55 | | |
| 29/02/2024 | 2023-2024 | Fumier | | <0,5 | 0,01 | 1,1 | 2,38 | | |
| 29/04/2024 | 2023-2024 | Fumier | | <0,5 | 0,02 | <0,5 | 2,05 | | |

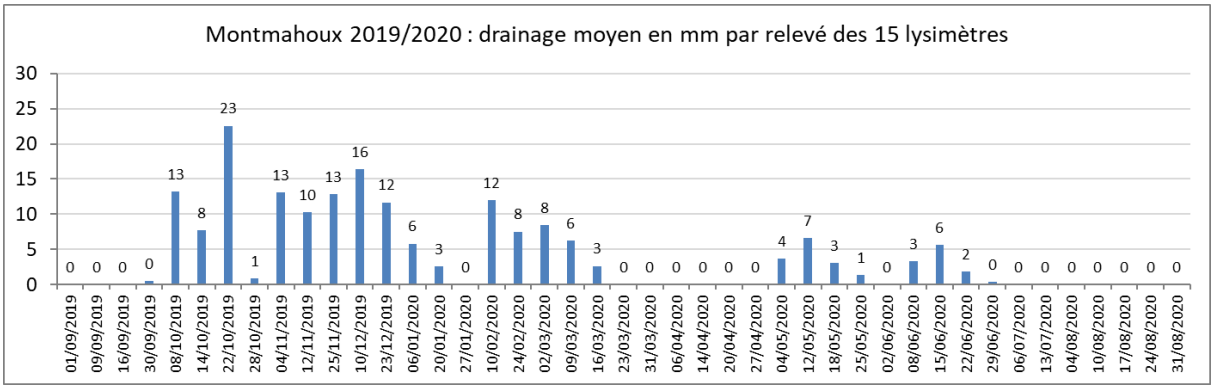
## Modalité Purin

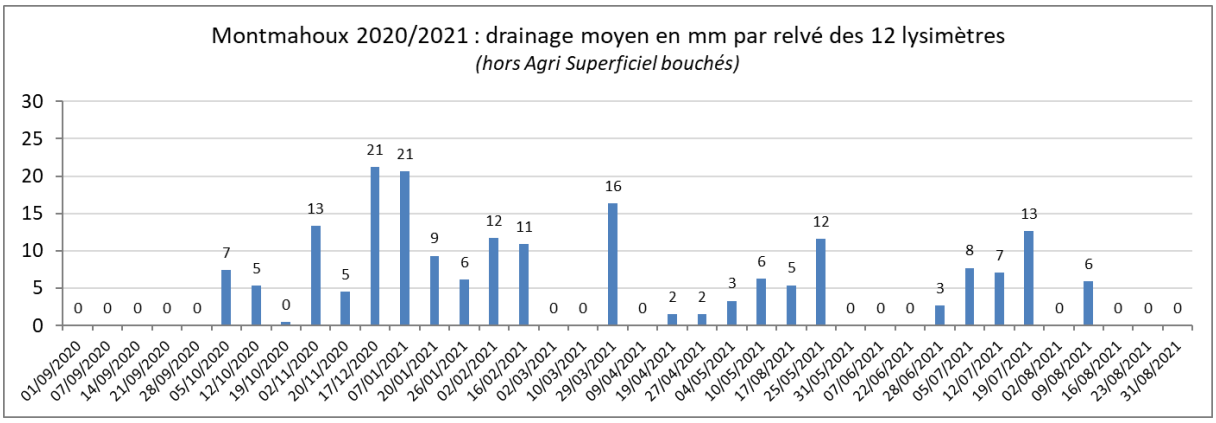
| Date | Cycle hydro | Eléments | Bore | Azote Kjeldahl | Ammonium | Nitrates | Carbone Organique Total | Phosphore total | Phosphates |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | µg/L | mg/L | mg/L | mg/l | mg(C)/L | mg/l | mg/l |
| 14/10/2019 | 2019-2020 | Purin | 2190 | <0.5 | 0,01 | 21 | 3,16 | 0,02 | <0.02 |
| 22/10/2019 | 2019-2020 | Purin | 559 | <0.5 | <0.01 | 5,4 | 2,39 | 0,02 | <0.02 |
| 04/11/2019 | 2019-2020 | Purin | 454 | <0.5 | <0.01 | 6 | 1,98 | 0,02 | <0.02 |
| 25/11/2019 | 2019-2020 | Purin | 230 | <0.5 | <0.01 | 9,9 | 1,6 | <0.01 | <0.02 |
| 10/12/2019 | 2019-2020 | Purin | 139 | 0,6 | 0,04 | 8,7 | 1,67 | 0,02 | <0.02 |
| 23/12/2019 | 2019-2020 | Purin | 96,7 | <0.5 | 0,01 | 6,5 | 2,14 | 0,03 | <0.02 |
| 06/01/2020 | 2019-2020 | Purin | 120 | <0.5 | <0.01 | 3,6 | 2,7 | 0,04 | <0.02 |
| 10/02/2020 | 2019-2020 | Purin | 131 | <0.5 | <0.01 | 2,5 | 2,06 | 0,04 | <0.02 |
| 24/02/2020 | 2019-2020 | Purin | 65,7 | <0.5 | <0.01 | <0.5 | 2,44 | 0,04 | <0.02 |
| 09/03/2020 | 2019-2020 | Purin | 53,6 | <0.5 | 0,03 | 0,53 | 1,84 | 0,04 | <0.02 |
| 16/03/2020 | 2019-2020 | Purin | 39,7 | <0.5 | <0.01 | <0.5 | 1,45 | 0,03 | <0.02 |
| 12/05/2020 | 2019-2020 | Purin | 664 | <0.5 | <0.01 | <0.5 | 2,61 | 0,05 | <0.02 |
| 25/05/2020 | 2019-2020 | Purin | 293 | <0.5 | <0.01 | <0.5 | 1,96 | 0,02 | <0.02 |
| 16/06/2020 | 2019-2020 | Purin | 616 | <0,5 | 0,01 | 1,3 | 1,5 | 0,02 | <0,02 |
| 29/06/2020 | 2019-2020 | Purin | 311 | 0,6 | <0,01 | 1,9 | 1,58 | 0,02 | <0,02 |
| 05/10/2020 | 2020-2021 | Purin | 2790 | 0,8 | <0,01 | 98 | 2,61 | 0,03 | |
| 12/10/2020 | 2020-2021 | Purin | 1730 | <0,5 | <0,01 | 47 | 1,74 | 0,02 | |
| 02/11/2020 | 2020-2021 | Purin | 1290 | 0,7 | <0,01 | 56 | 1,68 | 0,02 | |
| 20/11/2020 | 2020-2021 | Purin | 1500 | <0,5 | <0,01 | 56 | 2,3 | <0,01 | |
| 17/12/2020 | 2020-2021 | Purin | 230 | <0,5 | 0,02 | 23 | 1,71 | <0,01 | |
| 07/01/2021 | 2020-2021 | Purin | 104 | <0,5 | <0,01 | 8 | 1,76 | 0,01 | |
| 20/01/2021 | 2020-2021 | Purin | 68,8 | 0,5 | <0,01 | 5,3 | 1,71 | 0,02 | |
| 02/02/2021 | 2020-2021 | Purin | 37,7 | <0,5 | <0,01 | 6,5 | 1,8 | 0,02 | |
| 16/02/2021 | 2020-2021 | Purin | 43,6 | <0,5 | 0,01 | 2,4 | 1,52 | 0,02 | |
| 29/03/2021 | 2020-2021 | Purin | 146 | <0,5 | <0,01 | 0,9 | 1,36 | 0,03 | |
| 10/05/2021 | 2020-2021 | Purin | 281 | 0,9 | <0,01 | <0,5 | 1,42 | 0,01 | |
| 17/05/2021 | 2020-2021 | Purin | 258 | <0,5 | <0,01 | <0,5 | 2,68 | 0,02 | |
| 25/05/2021 | 2020-2021 | Purin | 112 | 0,9 | <0,01 | <0,5 | 1,41 | <0,01 | |
| 05/07/2021 | 2020-2021 | Purin | 804 | 0,5 | 0,02 | <0,5 | 2,19 | 0,02 | |
| 12/07/2021 | 2020-2021 | Purin | 374 | <0,5 | <0,01 | <0,5 | 2,04 | <0,01 | |
| 19/07/2021 | 2020-2021 | Purin | 174 | 0,6 | <0,01 | <0,5 | 1,9 | <0,01 | |
| 09/08/2021 | 2020-2021 | Purin | 694 | 0,5 | 0,02 | <0,5 | 2,19 | 0,02 | |
| 11/10/2021 | 2021-2022 | Purin | 7290 | <0,5 | 0,02 | 1,1 | 4,42 | 0,14 | |
| 08/11/2021 | 2021-2022 | Purin | 1155 | <0,5 | 0,04 | 1,9 | 2,78 | 0,06 | |
| 07/12/2021 | 2021-2022 | Purin | 305 | <0,5 | <0,01 | <0,5 | 1,89 | 0,02 | |
| 20/12/2021 | 2021-2022 | Purin | 117 | <0,5 | <0,01 | <0,5 | 1,76 | 0,01 | |
| 05/01/2022 | 2021-2022 | Purin | 79,1 | 0,8 | <0,01 | 0,78 | 2,11 | 0,04 | |
| 11/01/2022 | 2021-2022 | Purin | 79,7 | <0,05 | <0,01 | 0,54 | 1,72 | 0,02 | |
| 07/02/2022 | 2021-2022 | Purin | 101 | <0,5 | <0,01 | 2,3 | 1,58 | 0,03 | |
| 21/02/2022 | 2021-2022 | Purin | 54,1 | 1 | <0,01 | 2,5 | 1,66 | 0,03 | |
| 28/02/2022 | 2021-2022 | Purin | 60,5 | <0,5 | <0,01 | 2,1 | 1,49 | 0,02 | |
| 05/04/2022 | 2021-2022 | Purin | 936 | 0,6 | <0,01 | 1,3 | 1,72 | 0,03 | |
| 11/04/2022 | 2021-2022 | Purin | 95 | <0,5 | <0,01 | <0,5 | 2,07 | 0,03 | |
| 26/04/2022 | 2021-2022 | Purin | 236 | 0,7 | 0,01 | <0,5 | 2,86 | 0,07 | |
| 02/05/2022 | 2021-2022 | Purin | 120 | 0,5 | 0,01 | <0,5 | 1,94 | 0,04 | |
| 04/10/2022 | 2022-2023 | Purin | 4150 | <0,5 | 0,02 | 11 | 4,57 | 0,07 | |
| 03/11/2022 | 2022-2023 | Purin | 5010 | 0,6 | <0,01 | 16 | 2,89 | 0,05 | |
| 10/11/2022 | 2022-2023 | Purin | 179 | <0,5 | 0,01 | 3,8 | 2,76 | 0,02 | |
| 21/11/2022 | 2022-2023 | Purin | 589 | <0,5 | <0,01 | 1,3 | 2,46 | 0,01 | |
| 30/11/2022 | 2022-2023 | Purin | 273 | <0,5 | <0,01 | 0,73 | 2,09 | <0,01 | |
| 20/12/2022 | 2022-2023 | Purin | 318 | <0,5 | <0,01 | 1,6 | 1,68 | <0,01 | |
| 06/01/2023 | 2022-2023 | Purin | 184 | 0,6 | <0,01 | 0,99 | 1,9 | 0,03 | |
| 17/01/2023 | 2022-2023 | Purin | 93,4 | <0,5 | <0,01 | 0,73 | 1,68 | 0,02 | |
| 24/02/2023 | 2022-2023 | Purin | 158 | 0,6 | 0,03 | 1,8 | 1,15 | <0,01 | |
| 29/03/2023 | 2022-2023 | Purin | | 4,5 | | 1,2 | 14,4 | 0,88 | |
| 03/04/2023 | 2022-2023 | Purin | 118 | <0,5 | 0,09 | 1,6 | 2,08 | 0,07 | |
| 14/04/2023 | 2022-2023 | Purin | 124 | <0,5 | 0,05 | 0,85 | 2,1 | 0,07 | |
| 24/04/2023 | 2022-2023 | Purin | 122 | 0,8 | 0,03 | 1 | 2,2 | 0,1 | |
| 17/05/2023 | 2022-2023 | Purin | 200 | <0,5 | <0,01 | 0,7 | 1,57 | 0,04 | |
| 31/10/2023 | 2023-2024 | Purin | | 0,5 | <0,01 | 9,5 | 3,26 | | |
| 07/11/2023 | 2023-2024 | Purin | | <0,5 | 0,01 | 7 | 2,46 | | |
| 15/11/2023 | 2023-2024 | Purin | | 0,5 | <0,01 | 3,5 | 1,95 | | |
| 01/12/2023 | 2023-2024 | Purin | | <0,5 | <0,01 | 6,2 | 1,3 | | |
| 21/12/2023 | 2023-2024 | Purin | | <0,5 | <0,01 | 8,5 | 1,14 | | |
| 09/01/2024 | 2023-2024 | Purin | | <0,5 | <0,01 | 14 | 1,1 | | |
| 31/01/2024 | 2023-2024 | Purin | | <0,5 | <0,01 | 18 | 1,25 | | |
| 29/02/2024 | 2023-2024 | Purin | | <0,5 | 0,01 | 23 | 1 | | |
| 26/03/2024 | 2023-2024 | Purin | | <0,5 | 0,01 | 41 | 0,97 | | |
| 29/04/2024 | 2023-2024 | Purin | | <0,5 | 0,01 | 13 | 1,12 | | |

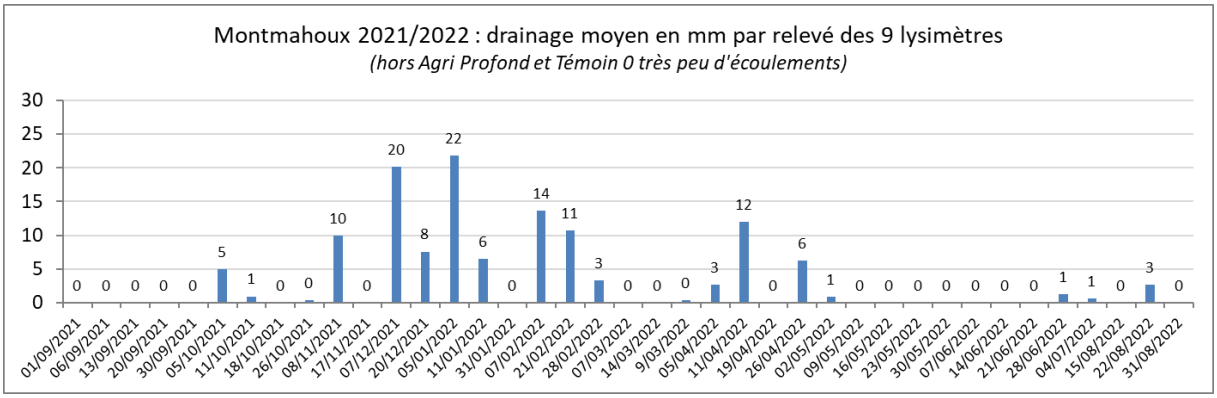
## Modalité Témoin non fertilisé

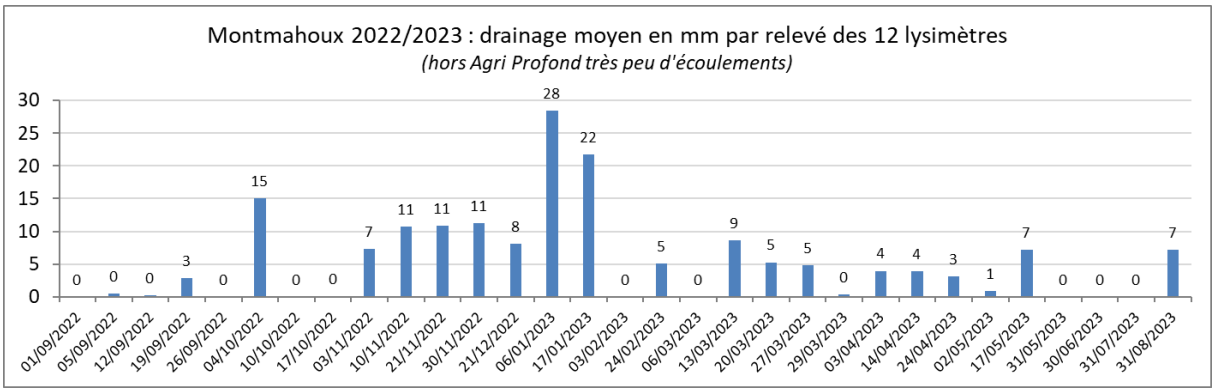
| Date | Cycle hydro | Eléments | Bore | Azote Kjeldahl | Ammonium | Nitrates | Carbone Organique Total | Phosphore total | Phosphates |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | µg/L | mg/L | mg/L | mg/l | mg(C)/L | mg/l | mg/l |
| 14/10/2019 | 2019-2020 | Témoin 0 Ferti | 1393 | <0.5 | <0.01 | 8,1 | 2,85 | 0,02 | <0.02 |
| 22/10/2019 | 2019-2020 | Témoin 0 Ferti | 493 | <0.5 | <0.01 | 2,5 | 2,07 | 0,02 | <0.02 |
| 04/11/2019 | 2019-2020 | Témoin 0 Ferti | 451 | <0.5 | <0.01 | 3,5 | 2,6 | 0,03 | <0.02 |
| 25/11/2019 | 2019-2020 | Témoin 0 Ferti | 186 | <0.5 | <0.01 | 4,8 | 1,47 | <0.01 | <0.02 |
| 10/12/2019 | 2019-2020 | Témoin 0 Ferti | 98,1 | <0.5 | 0,02 | 5,1 | 1,74 | 0,01 | <0.02 |
| 23/12/2019 | 2019-2020 | Témoin 0 Ferti | 78 | <0.5 | <0.01 | 3,2 | 1,67 | 0,01 | <0.02 |
| 06/01/2020 | 2019-2020 | Témoin 0 Ferti | 97,7 | <0.5 | <0.01 | 1,4 | 2,4 | 0,01 | <0.02 |
| 10/02/2020 | 2019-2020 | Témoin 0 Ferti | 75,9 | <0.5 | <0.01 | 1 | 1,26 | 0,02 | <0.02 |
| 24/02/2020 | 2019-2020 | Témoin 0 Ferti | 64,1 | <0.5 | <0.01 | <0.5 | 1,19 | 0,02 | <0.02 |
| 09/03/2020 | 2019-2020 | Témoin 0 Ferti | 61,7 | <0.5 | 0,04 | <0.5 | 1,15 | 0,02 | <0.02 |
| 16/03/2020 | 2019-2020 | Témoin 0 Ferti | 47,5 | <0.5 | <0.01 | <0.5 | 1,86 | 0,02 | <0.02 |
| 12/05/2020 | 2019-2020 | Témoin 0 Ferti | 516 | <0.5 | 0,13 | 0,9 | 3 | 0,07 | <0.02 |
| 25/05/2020 | 2019-2020 | Témoin 0 Ferti | 345 | <0.5 | <0.01 | <0.5 | 1,71 | 0,03 | <0.02 |
| 16/06/2020 | 2019-2020 | Témoin 0 Ferti | 424 | <0,5 | <0,01 | 1 | 1,36 | 0,02 | <0,02 |
| 29/06/2020 | 2019-2020 | Témoin 0 Ferti | 299 | <0,5 | 0,02 | 0,57 | 1,82 | 0,03 | <0,02 |
| 05/10/2020 | 2020-2021 | Témoin 0 Ferti | 3750 | <0,5 | <0,01 | 98 | 3,1 | 0,04 | |
| 12/10/2020 | 2020-2021 | Témoin 0 Ferti | 1690 | <0,5 | <0,01 | 32 | 2,35 | 0,03 | |
| 02/11/2020 | 2020-2021 | Témoin 0 Ferti | 580 | <0,5 | <0,01 | 21 | 2,06 | 0,02 | |
| 20/11/2020 | 2020-2021 | Témoin 0 Ferti | 867 | <0,5 | <0,01 | 15 | 2,16 | 0,03 | |
| 17/12/2020 | 2020-2021 | Témoin 0 Ferti | 219 | <0,5 | 0,05 | 16 | 2 | 0,03 | |
| 07/01/2021 | 2020-2021 | Témoin 0 Ferti | 86,7 | <0,5 | <0,01 | 9 | 1,93 | 0,04 | |
| 20/01/2021 | 2020-2021 | Témoin 0 Ferti | 66,4 | 0,7 | <0,01 | 8,7 | 2,42 | 0,06 | |
| 02/02/2021 | 2020-2021 | Témoin 0 Ferti | 43,2 | <0,5 | <0,01 | 7,4 | 2,94 | 0,07 | |
| 16/02/2021 | 2020-2021 | Témoin 0 Ferti | 59,3 | <0,5 | 0,01 | 2,7 | 2,34 | 0,06 | |
| 29/03/2021 | 2020-2021 | Témoin 0 Ferti | 148 | <0,5 | 0,03 | 11 | 2,28 | 0,06 | |
| 04/05/2021 | 2020-2021 | Témoin 0 Ferti | 351 | 0,7 | 0,02 | 11 | 2,51 | 0,08 | |
| 10/05/2021 | 2020-2021 | Témoin 0 Ferti | 155 | <0,5 | <0,01 | 4,1 | 1,8 | 0,04 | |
| 17/05/2021 | 2020-2021 | Témoin 0 Ferti | 144 | <0,5 | 0,01 | 1,5 | 2,07 | 0,05 | |
| 25/05/2021 | 2020-2021 | Témoin 0 Ferti | 99,7 | 0,6 | 0,02 | 0,79 | 1,44 | 0,02 | |
| 05/07/2021 | 2020-2021 | Témoin 0 Ferti | 421 | <0,5 | <0,01 | 26 | 1,53 | 0,01 | |
| 12/07/2021 | 2020-2021 | Témoin 0 Ferti | 353 | 0,6 | 0,01 | 16 | 1,99 | 0,03 | |
| 19/07/2021 | 2020-2021 | Témoin 0 Ferti | 179 | <0,5 | <0,01 | 1,9 | 1,79 | 0,02 | |
| 09/08/2021 | 2020-2021 | Témoin 0 Ferti | 296 | 0,5 | 0,02 | <0,5 | 2,86 | 0,06 | |
| 07/12/2021 | 2021-2022 | Témoin 0 Ferti | 138 | <0,5 | <0,01 | <0,5 | 2,05 | 0,05 | |
| 04/10/2022 | 2022-2023 | Témoin 0 Ferti | 1270 | <0,5 | <0,01 | 230 | 1,67 | 0,02 | |
| 03/11/2022 | 2022-2023 | Témoin 0 Ferti | 2040 | <0,5 | <0,01 | 100 | 1,97 | 0,03 | |
| 10/11/2022 | 2022-2023 | Témoin 0 Ferti | 592 | 0,9 | 0,03 | 40 | 3,32 | 0,06 | |
| 21/11/2022 | 2022-2023 | Témoin 0 Ferti | 407 | <0,5 | 0,02 | 23 | 2,92 | 0,06 | |
| 30/11/2022 | 2022-2023 | Témoin 0 Ferti | 295 | <0,5 | <0,01 | 13 | 2,1 | 0,03 | |
| 20/12/2022 | 2022-2023 | Témoin 0 Ferti | 345 | 0,5 | <0,01 | 14 | 2,18 | 0,05 | |
| 06/01/2023 | 2022-2023 | Témoin 0 Ferti | 128 | 0,9 | 0,02 | 11 | 3,53 | 0,09 | |
| 17/01/2023 | 2022-2023 | Témoin 0 Ferti | 94,6 | 0,6 | 0,01 | 14 | 3,24 | 0,1 | |
| 24/02/2023 | 2022-2023 | Témoin 0 Ferti | 204 | 0,8 | <0,01 | 22 | 2,73 | 0,09 | |
| 29/03/2023 | 2022-2023 | Témoin 0 Ferti | 96,7 | <0,5 | 0,01 | 27 | 2,75 | 0,09 | |
| 03/04/2023 | 2022-2023 | Témoin 0 Ferti | 94,9 | <0,5 | <0,01 | 9,8 | 1,71 | 0,03 | |
| 14/04/2023 | 2022-2023 | Témoin 0 Ferti | 85,1 | <0,5 | <0,01 | 8,9 | 1,67 | 0,05 | |
| 24/04/2023 | 2022-2023 | Témoin 0 Ferti | 79,6 | 0,6 | <0,01 | 7,7 | 1,44 | 0,03 | |
| 17/05/2023 | 2022-2023 | Témoin 0 Ferti | 197 | 1 | <0,01 | 6,8 | 1,59 | 0,02 | |
| 27/10/2023 | 2023-2024 | Témoin 0 Ferti | | 1,3 | 0,04 | 10 | 4,78 | | |
| 31/10/2023 | 2023-2024 | Témoin 0 Ferti | | 1,3 | 0,02 | 5,5 | 4,62 | | |
| 07/11/2023 | 2023-2024 | Témoin 0 Ferti | | 0,8 | 0,02 | 8,5 | 2,66 | | |
| 15/11/2023 | 2023-2024 | Témoin 0 Ferti | | 0,5 | <0,01 | 8,4 | 2,1 | | |
| 01/12/2023 | 2023-2024 | Témoin 0 Ferti | | <0,5 | 0,01 | 2,6 | 1,6 | | |
| 21/12/2023 | 2023-2024 | Témoin 0 Ferti | | 0,6 | <0,01 | 2,3 | 1,91 | | |
| 09/01/2024 | 2023-2024 | Témoin 0 Ferti | | <0,5 | <0,01 | 2,4 | 2,55 | | |
| 31/01/2024 | 2023-2024 | Témoin 0 Ferti | | 0,7 | 0,07 | 1,4 | 2,2 | | |
| 29/02/2024 | 2023-2024 | Témoin 0 Ferti | | <0,5 | 0,03 | 2,3 | 1,98 | | |
| 26/03/2024 | 2023-2024 | Témoin 0 Ferti | | <0,5 | <0,01 | 1,6 | 1,73 | | |
| 29/04/2024 | 2023-2024 | Témoin 0 Ferti | | <0,5 | 0,02 | <0,5 | 1,09 | | |

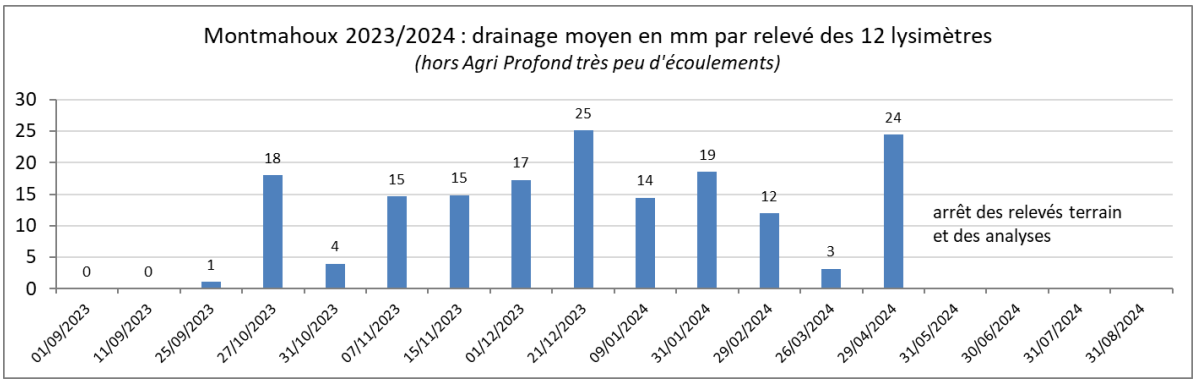
## Annexe 1.2 : dynamique d'écoulement des drainages au cours des 5 cycles hydrologiques à Montmahoux




Montmahoux 2022/2023 : drainage moyen en mm par relevé des 12 lysimètres
(hors Agri Profond très peu d'écoulements)
30
25
20
15
10
5
0
0 0 0 3 0 15 0 0 7 11 11 11 8 28 22 0 5 0 9 5 5 0 4 4 3 1 7 0 0 0 7
01/09/2022
05/09/2022
12/09/2022
19/09/2022
26/09/2022
04/10/2022
10/10/2022
17/10/2022
03/11/2022
10/11/2022
21/11/2022
30/11/2022
21/12/2022
06/01/2023
17/01/2023
03/02/2023
24/02/2023
06/03/2023
13/03/2023
20/03/2023
27/03/2023
29/03/2023
03/04/2023
14/04/2023
24/04/2023
02/05/2023
17/05/2023
31/05/2023
30/06/2023
31/07/2023
31/08/2023


Montmahoux 2023/2024 : drainage moyen en mm par relevé des 12 lysimètres
(hors Agri Profond très peu d'écoulements)
30
25
20
15
10
5
0
0 0 1 18 4 15 15 17 25 14 19 12 3 24
arrêt des relevés terrain
et des analyses
01/09/2023
11/09/2023
25/09/2023
27/10/2023
31/10/2023
07/11/2023
15/11/2023
01/12/2023
21/12/2023
09/01/2024
31/01/2024
29/02/2024
26/03/2024
29/04/2024
31/05/2024
30/06/2024
31/07/2024
31/08/2024

# Annexe 2

# Site pilote du Verneau : numérisation du réseau (stage J. Mexler, 2021) et modèle géologique 3D de l'aquifère (stage Ch. El Mourtaji, 2022)

## Annexe 2.1 : Numérisation du réseau (stage J. Mexler, 2021)

La numérisation 3D du réseau karstique du Verneau a été réalisée afin de mieux comprendre la structure et l'organisation du réseau. Cette numérisation couplée aux informations géologiques et hydrogéologiques permet une meilleure compréhension des voies de transfert au sein du système.

### 1. Sources d'informations disponibles

La numérisation 3D du réseau karstique du Verneau se base sur 3 sources d'informations de relevés topographiques, principalement fournies par le GIPEK.

La première source d'information est le document du « Le Verneau souterrain » qui est un guide spéléologique de Franche-Comté réalisé en 1985 (Aucant et al., 1985). Ce guide comporte différentes rubriques inhérentes au Verneau, notamment une rubrique nommée « Description du réseau » qui décrit avec précision la géométrie, en détaillant des plans et des coupes des gouffres et salles principales du réseau.

La deuxième source d'information, plus récente est le tome 3 de l'Inventaire spéléologique du Doubs réalisé en 1996. C'est un ouvrage qui recense l'ensemble des systèmes cavités du Doubs. Il y présente quelques coupes et plans, mais de manière moins exhaustive que pour le « Verneau souterrain ».

La troisième source d'information est un tracé du réseau du Verneau au format shapefile réalisé par le GIPEK à l'aide de logiciel de spéléologie.

Les coordonnées des gouffres ont été extraites à partir de la base de données BDCAV. En ce qui concerne la source du Verneau, les coordonnées ont été déterminées à partir de relevés terrain.

Pour plus de précision, toutes les coordonnées des gouffres (sauf les gouffres de Soit et de la Broche) ont été remesurées sur le terrain ; elles sont présentées dans le tableau qui suit. On remarque un léger décalage entre les coordonnées de la base de données et celles mesurées sur le terrain. Pour la suite, les données retenues sont les données les plus récentes récoltées sur le terrain.

*Tableau 41 : Coordonnées (Lambert 93) et altitudes des gouffres recensés en surface sur le réseau du Verneau*

| | | BDCAV | | Terrain NUTRI-Karst | |
|---|---|---|---|---|---|
| NOM | Z | X_L93 | Y_L93 | X_L93 | Y_L93 |
| Gouffre Soit | 685 | 928792 | 6658267 | | |
| Creux-qui-sonne | 670 | 930755 | 6658509 | 930757 | 6658495 |
| Creux de la Vieille Folle | 671 | 931611 | 6659000 | 931639 | 6659006 |
| Gouffre du Bief Boussets | 765 | 933673 | 6659453 | 933602 | 6659427 |
| Baume des Crêtes | 789 | 933705 | 6659598 | 933698 | 6659597 |
| Gouffre de Jérusalem | 753 | 934520 | 6659650 | 934531 | 6659675 |
| Gouffre de la Broche | 767 | 934796 | 6659759 | | |
| Source du Verneau | 420 | 928415 | 6657473 | | |

## 2. Géoréférencement des plans à l'aide des gouffres et de la source du Verneau

Les plans comportent des informations d'élévation spatialisées en 2D. L'objectif du géoréférencement est de positionner ces plans en fonction d'informations de surface précises.

Pour réaliser ce géoréférencement le logiciel QGIS version 3.10.12 est utilisé car il dispose d'une extension « géoréférencer ». Différents types de transformations sont disponibles : linéaire, helmert, polynomiale 1, polynomiale 2, polynomiale 3, thin plate spline et projective. Dans un premier temps la transformation linéaire a été utilisée afin de ne pas déformer l'image. Le résultat du géoréférencement avec transformation linéaire est présenté dans la figure suivante.

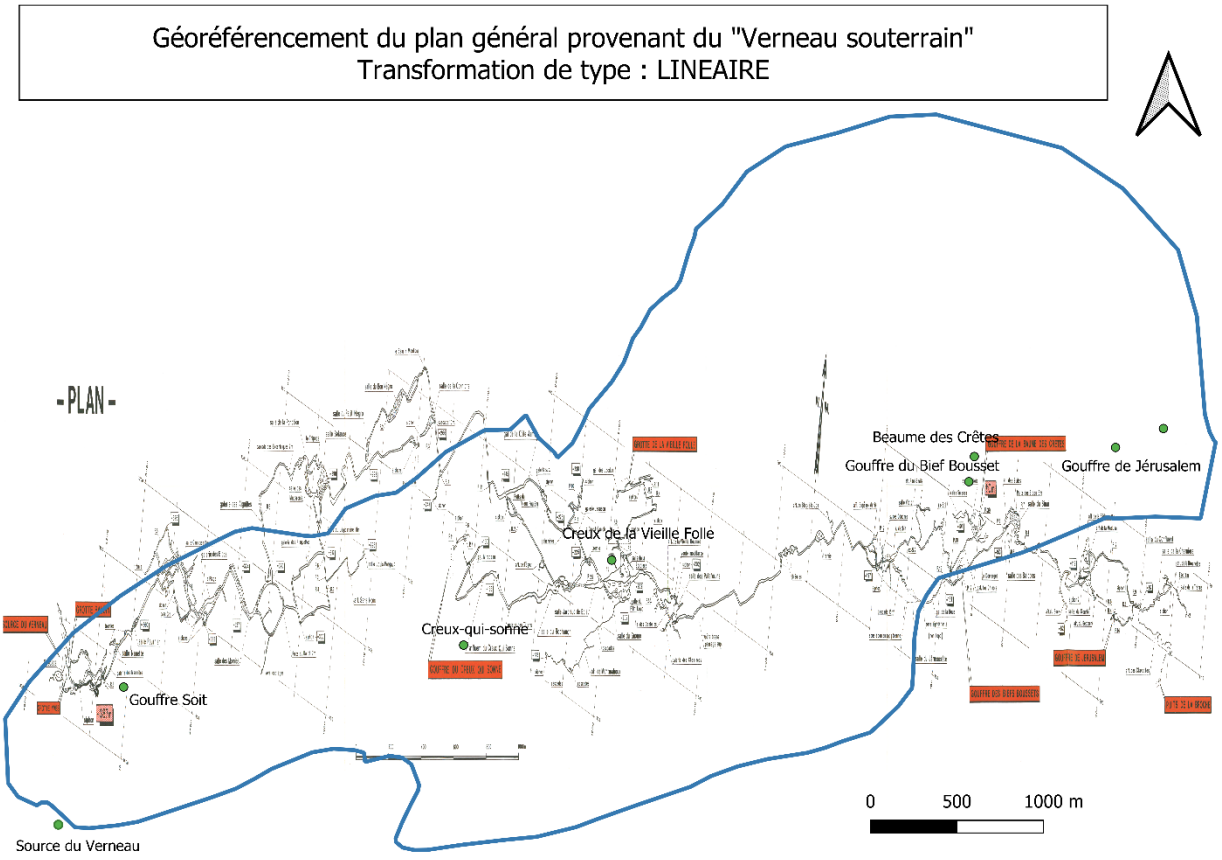



*Figure 143 : Carte illustrant le géoréférencement du plan provenant du Verneau souterrain avec une transformation de type linéaire*

Le géoréférencement utilisant une transformation linéaire ne permet pas une superposition des informations de surfaces avec celles des gouffres du plan, nous obligeant donc à une déformation de l'image. Il est possible que le plan cumule des erreurs induites par les relevés sur un linéaire de grande taille (plusieurs km) et/ou que les informations de surface soient imprécises. Après un test des différentes options de transformation proposées par QGIS, la transformation Thin Plate Spline TPS a été retenue pour sa meilleure précision. Le résultat obtenu après géoréférencement avec une transformation de type TPS est présenté par la figure suivante.

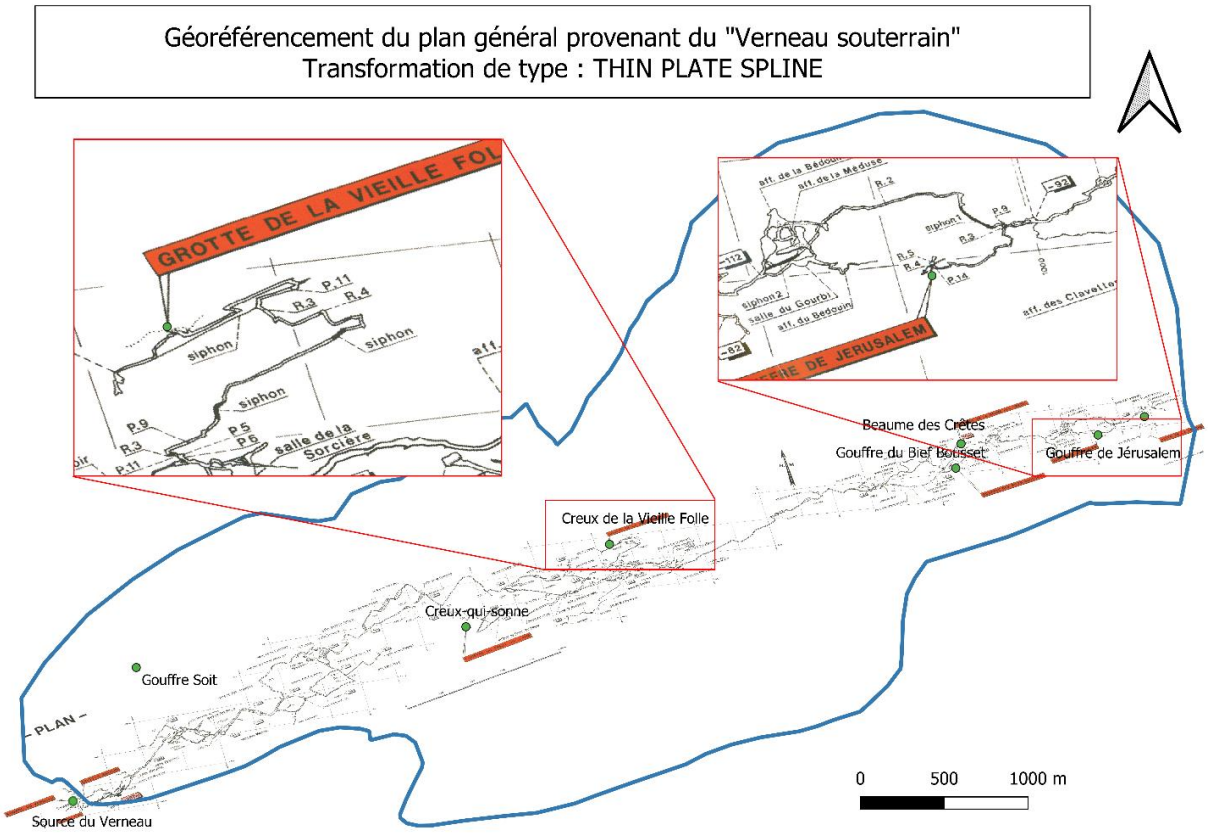



*Figure 144 : Carte illustrant le géoréférencement du plan provenant du Verneau souterrain avec une transformation de type TPS*

On remarque cependant que le fait de déformer l'image a modifié l'orientation de la flèche du nord ce qui n'était pas le cas lors du géoréférencement avec la transformation de type linéaire. La même méthode a été appliquée en ce qui concerne le plan provenant du tome 3 de l'inventaire spéléologique du Doubs. Les résultats étant similaires, ils ne sont pas présentés.

Un critère de précision du dessin a permis de sélectionner le plan le plus adéquat pour la numérisation 3D. Le « Verneau souterrain » dispose de plans individuels détaillés contrairement au plan provenant du Tome 3. C'est le Verneau souterrain qui a donc été sélectionné comme base de numérisation.

Le scan a dans un premier temps numérisé dans une image raster, puis vectorisé afin de donner un réseau sous forme de lignes ou polygones. A partir de ce polygone, le logiciel ETgeowiseards a été utilisé afin d'obtenir le squelette du réseau. Une perte d'information s'opère à ce niveau car le réseau doit être de type ligne pour être visualiser en 3D sous QGIS. Ainsi, la numérisation 3D du réseau est fidèle pour l'organisation du réseau de driangae, mais ne rend pas compte du volume des salles.

## Annexe 2.2 : Modèle géologique 3D

### Données d'entrée

#### *Modèle numérique de terrain*

Le modèle numérique de terrain (MNT) fait partie des données indispensables pour mettre en œuvre l'approche Karsys. Le MNT est utilisé pour déterminer généralement le sommet des unités géologiques et la direction d'écoulement. Selon la disponibilité, il est possible d'adapter (ajuster) la résolution du MNT à la superficie de la zone d'étude. Par exemple pour une étendue supérieure de 100 km², il est recommandé de travailler avec un MNT de 25 m. Pour ce travail de modélisation, un MNT de précision 5m est utilisé pour l'emprise de la zone d'étude de 55 km².

#### *Carte géologique*

La zone à modéliser fait 55 km² et est partagée entre deux cartes géologiques :

- La carte numéro 529 de Quingey couvrant 73 % de la superficie totale de la zone d'étude ;

- la carte numéro 556 de Salins-les-Bains couvrant 27 % de la superficie totale de la zone d'étude.

#### *Forage*

Les sondages géologiques permettent de compléter les données de surface de la carte géologique par des données observées en profondeur (niveau d'eau / contact géologique /fracture – faille).

Le sondage (code BSS : BSS001KVLS), réalisé en 1960, est le seul sondage présent dans la zone d'étude. Il est situé dans la commune d'Eternoz au Nord-Ouest de la carte. Ce sondage fait 2500m de profondeur et il se compose de sommet à la base des formations lithologique du permien, trias, jurassique inférieur et moyen.

### Coupes géologiques

Lorsque les données de forage sont rares et en l'absence de profil sismique, la construction du modèle géologique s'appuie également sur des coupes géologiques. Cinq coupes de direction N-S parallèles entre elles et perpendiculaires au chevauchement principal du faisceau salinois sont utilisées pour commencer la modélisation. Ces coupes passent par les principaux gouffres et pertes du système karstique et couvrent l'extension du réseau karstique du Verneau. Ces 5 coupes ont été modifiées au cours de ce travail afin de répondre à l'objectif de la modélisation :

- Modification des épaisseurs des couches aquifères

- Suppression de la couche des alluvions dans les anciennes coupes

Les alluvions occupent une superficie et un volume quasi négligeable comparé aux autres formations et n'ont pas été pris en compte pour la réalisation du modèle géologique.

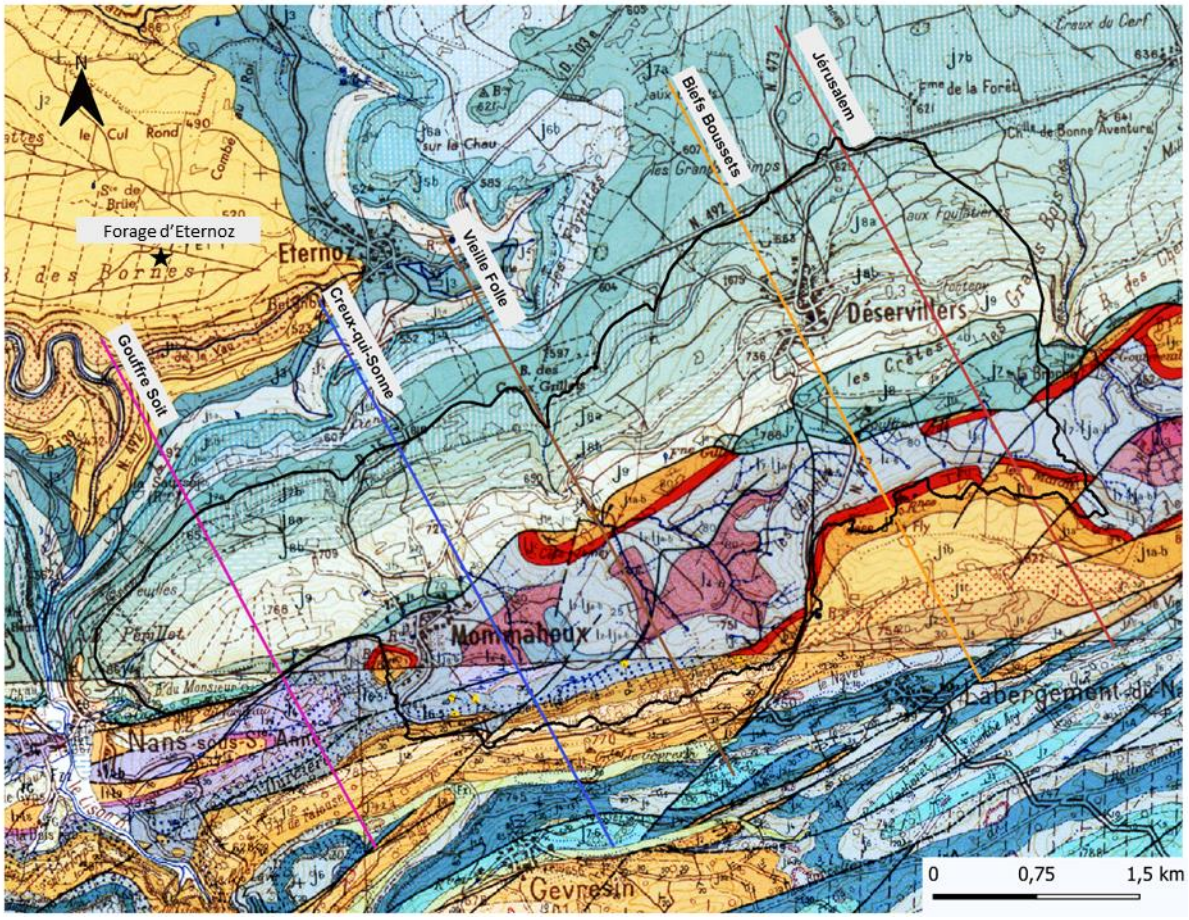



*Figure 145 : Localisation des coupes géologiques.*

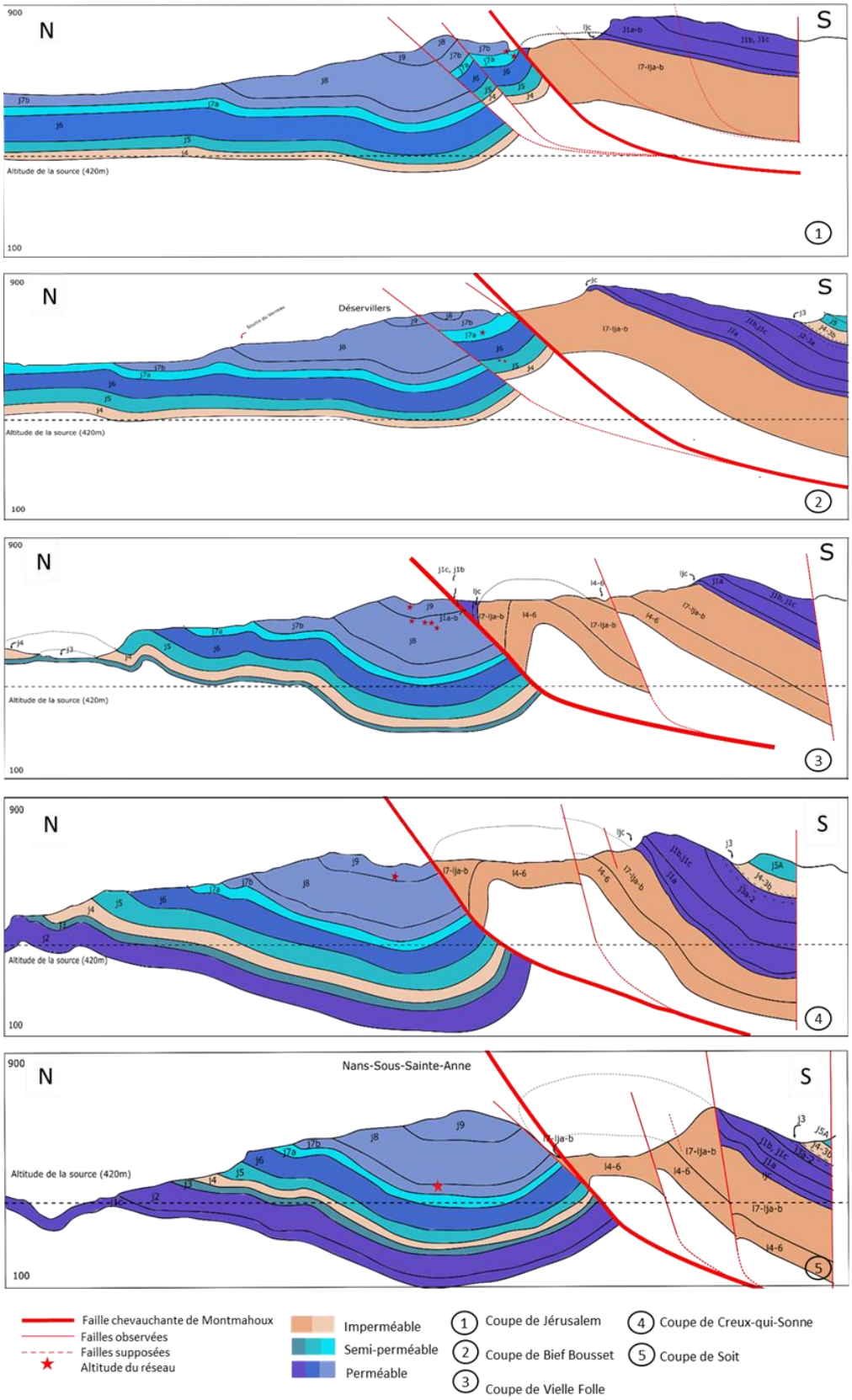



*Figure 146 : Coupes géologiques au niveau des cinq pertes principales du réseau du Verneau (modifié d'après stage Mexler J., 2021).*

## Synthèse hydrostratigraphique

L'analyse des cartes et des notices géologiques a permis de de définir un log hydrostratigraphique synthétique (Figure 148) des différentes formations aquifères, aquicludes et aquitards et leurs épaisseurs moyennes (en tenant compte des variations latérales de faciès).

L'analyse de la carte géologique n'a pas mis en évidence de dépôt discordant dans le secteur et les formations ont pu être regroupées au sein d'une seule série de 9 unités hydrostratigraphiques (Figure 147)

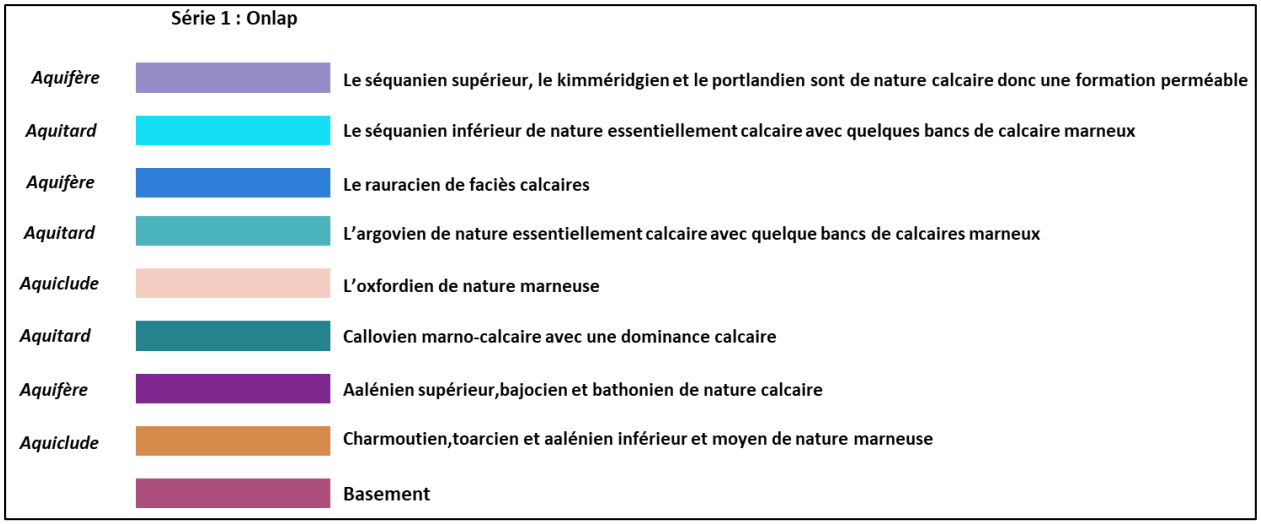



*Figure 147 : Pile hydrostratigraphique du modèle.*

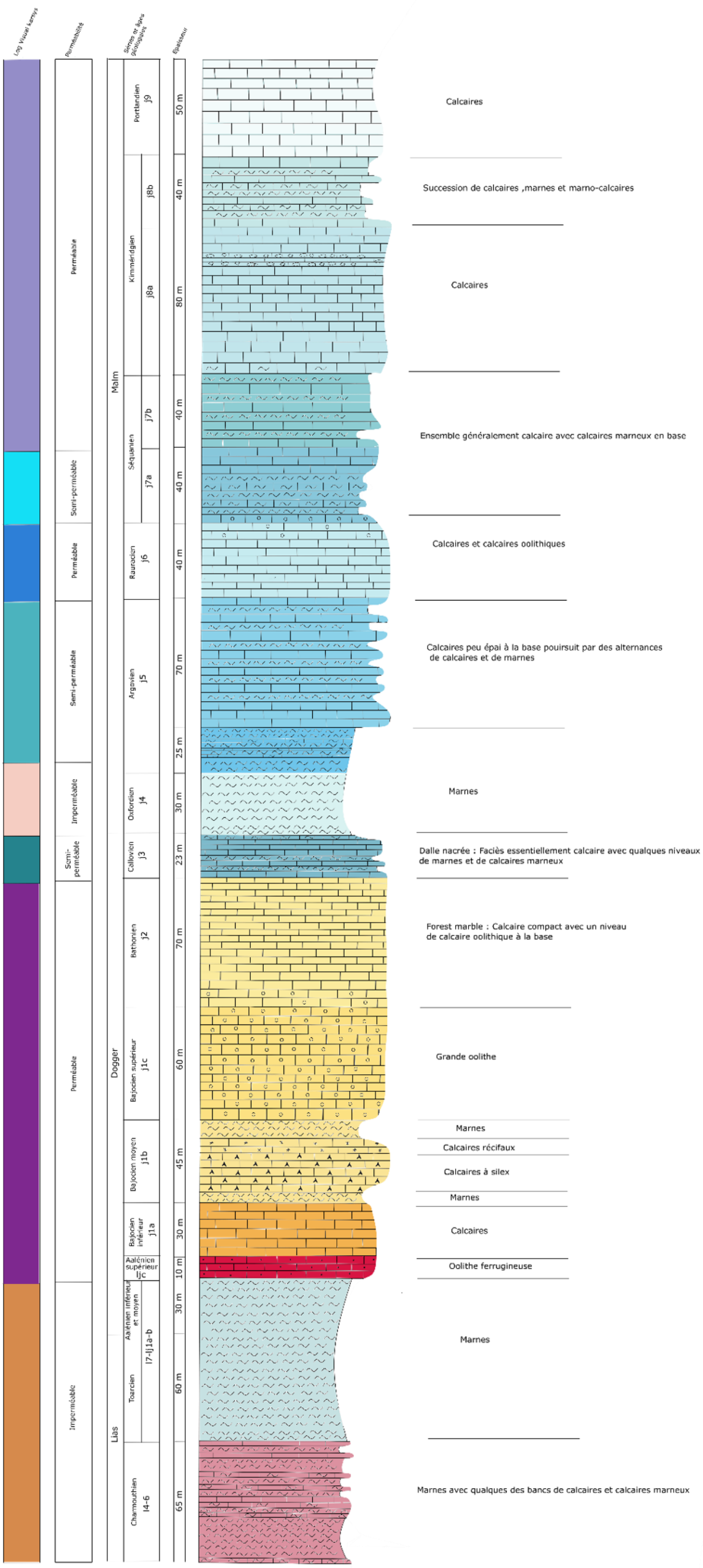



*Figure 148 : Log hydrostratigraphique construit à partir des cartes géologiques de Quingey et Salins-les-Bain (BRGM).*

**Modèle des failles**

La zone d'étude est très déformée et faillée surtout au niveau du faisceau Salinois d'où la nécessité de modéliser les failles majeures influençant la géologie au niveau de cette partie. Un choix est fait en prenant en compte les failles qui décalent le plus les couches géologiques. Au total, six failles ont été modélisées dont la faille majeure chevauchante de Montmahoux de direction NE-SW (Figure 149).

Deux types de failles ont été modélisées :

- Failles finies : la faille 2, la faille 3 et la faille 6
- Failles infinies : faille de Montmahoux, la faille 4 et la faille 5

La faille finie 2 est stoppée par la faille de Montmahoux alors que la failles 3 est stoppée, en plus de la faille de Montmahoux, par la faille 4.

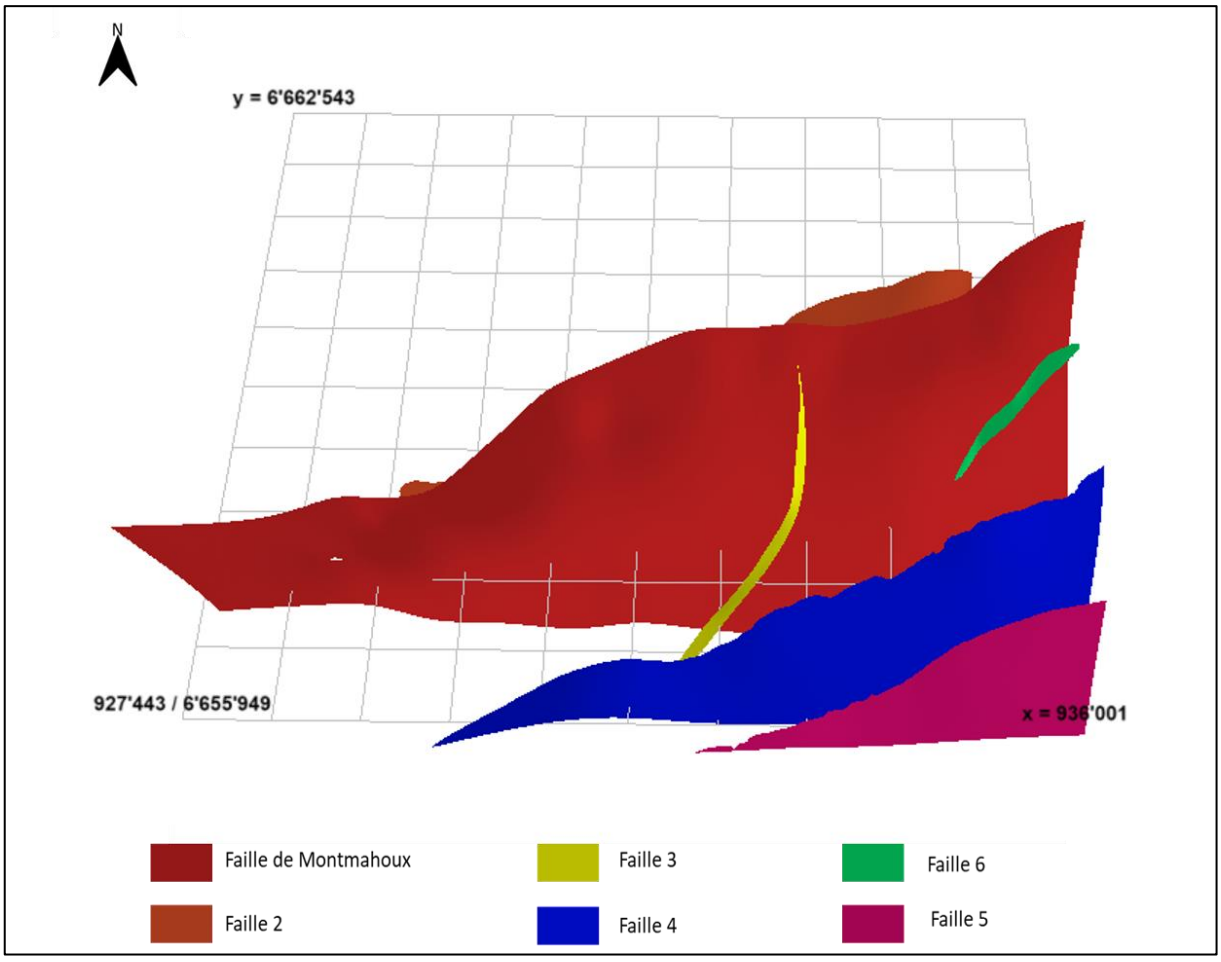



*Figure 149 : Modèle des failles utilisées pour le geomodeller du Verneau*

D'après les résultats de la figure 16, toutes les failles ont été calculées correctement, à l'exception de la faille 2 « orange », qui devrait être arrêtée par la faille de Montmahoux, néanmoins dans le modèle, son extension s'étend au SO de la zone d'étude. Il s'agit d'une erreur d'affichage de Visual Karsys.

**Modélisation géologique**

Des coupes supplémentaires ont été créée en plus des cinq coupes géologiques au fur et à mesure du processus de la modélisation afin de mieux contraindre le modèle (Figure 150).

Les interfaces ont été positionnées sur les nouvelles coupes approximativement en se basant sur les épaisseurs et les données d'orientation des unités déjà connues. Au total 24 coupes géologique ont été modélisées afin de contraindre le modèle en profondeur (Figure 150 ; gauche). La majorité de ces coupes crées sont orientées NE SW avec pour objectif de recouper la structure géologique majeure représentée par le chevauchement de Montmahoux.

Afin d'éviter de fausser le modèle, il est recommandé d'ajouter au fur et à mesure du processus de la modélisation les données des interfaces et d'orientation jusqu'à ce qu'un modèle réaliste soit obtenu. Au total, 1314 interfaces et 199 données d'orientations ont été produites (Figure 150, droite).

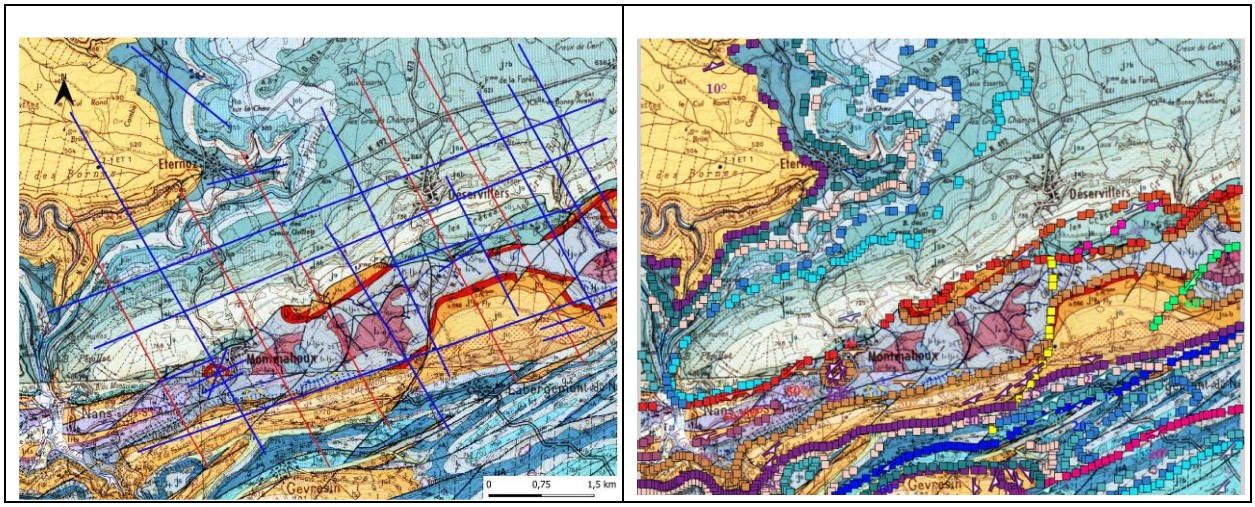



*Figure 150 : À gauche, carte représentant les traits de coupes de départ (en rouge) et les traits de coupes complémentaires (en bleu) ; à droite, densité des données renseignées pour la modélisation géologique.*

# Annexe 3

# Modélisation BICHE : description du modèle et des paramètres, et présentation des données d'entrée agronomiques par année

**Annexe 3.1 : Paramètres et équations du modèle BICHE (cf Surdyk et al., 2021)**

**Description of Hydrologic parameters**

The inputs are not known precisely for many reasons (the weather station is not close to the studied catchment, the exact extent of the groundwater catchment area is not known) so up to six hydrologic parameters may be automatically calibrated using the Rosenbrock algorithm. These parameters are two correction coefficients to adjust for possible uncertainties on rainfall and potential evapotranspiration, the capacity of upper tank (soil retention capacity); the half-percolation time; the level with equal fast flow and percolation and the half-recession time of groundwater flow.

The first tank, U (Upper), with a maximum retention capacity, U_MAX, simulates the upper layer made up of top soil. It receives precipitation (P) and is emptied by evapotranspiration ET. When it is saturated, the excess water percolates towards the second tank, H (Hypodermic), which represents the intermediate zone.

This second tank H produces a rapid component to the basin outlet and percolation towards the third tank, G (Groundwater), the ratio of rapid flow is not constant but proportional to the level in tank H.

The upper tank U, which follows Thornthwaite (1948) scheme, is supplied by the precipitation and is influenced by evapotranspiration. Evapotranspiration ET is calculated from the potential evapotranspiration PET, the precipitations, and the saturation of the U tank. The balance between Precipitation and ET supplies the second tank (ALIMH) when the tank is fully filled (i.e. U_MAX is reached).

U_init being the initial water content in the U tank, the intermediate water content U_aux is computed:

U_aux = U_init + Precipitation - PET

Three cases are considered for U_aux

- U_aux is higher than U_MAX

Tank U overflows

ALIMH = U_aux – U_MAX

U = U_MAX

ET = PET

- U_aux is less than U_MAX, but greater than 0

No overflow, no limitation of PET

ALIMH = 0

U = U_aux

ET = PET

- U_aux is less than 0

No overflow, PET is limited

ALIMH = 0

U = 0

ET = Precipitation + U_init

In the second tank, the equation to calculate the percolation (ALIMG) towards the third tank depend on a linear law with a constant (THG):

$$ALIMG = H \times \frac{dt}{THG}$$

The equation to calculate the rapid component to the basin outlet (QH) is a non-linear law, governed by a constant (RUIPER) a parameter that represent the level in the second tank where which the percolation (ALIMG) and the flow (QH) are equal:

$$QH = H \times \frac{dt}{\left(THG \times \frac{RUIPER}{H}\right)}$$

The third tank G is supplied with water and nitrate, by the second tank H. It is emptied by the flow directed to the outlet in the form of slow flow (QG), following a non-linear law governed by a time constant (TG). The equation is:

$$QG = G \times \frac{dt}{TG}$$

The third tank, G, simulates the slower flow zone with a half-recession time of TG. Note that the software gives possibility to integrate a fourth tank to stand for very low flow (not used in this study).

The total flow at the outlet is the sum of the flow: Q = QH + QG

**Description of nitrate transfer parameters**

In the following paragraph all water contents or volumes are in mm (i.e. $L/m^2$), all nitrate masses are in $mg/m^2$, and all concentrations are in $mg/L/m^2$.

Each tank is divided into two compartments. The first part represents a variable Mobile Water volume (U, H, G), which simulates the Mobile phase, and an additional part represents a constant amount of Retained Water volume ($U_{FIX}$, $H_{FIX}$, $G_{FIX}$, a constant) which simulates the immobile water content. Each phase contains a nitrate mass (NIT_U, NIT_H, NIT_G) for the Mobile water volume and a retained nitrate mass (NIT_$U_{FIX}$, NIT_$H_{FIX}$, NIT_$G_{FIX}$) in the Retained water volume).

First tank U

In the first tank U, after the balance of N input, there remains a nitrate mass (NIT_U) in a mobile volume of water (U), and a retained nitrate mass (NIT_$U_{FIX}$) in the Retained volume ($U_{FIX}$). The calculation is carried out as follows:

1) The mixing between the phases is calculated, according to an exchange of mass equation between the phase with a mixing time constant ($T_{MIX_U}$). The exchanged mass between retained water and mobile water dM is:

$$dM = \left(\frac{NIT_U + NIT_U_{FIX}}{U + U_{FIX}} - \frac{NIT_U}{U}\right) \cdot U \cdot \frac{dt}{T_{MIX_U}}$$

That may also be written as:

$$dM = \frac{NIT_U_{FIX} \cdot U - NIT_U \cdot U_{FIX}}{U + U_{FIX}} \cdot \frac{dt}{T_{MIX_U}}$$

2) The tank concentration (CON_U) in mobile water is the nitrate mass divided by the mobile water content:

CON_U = NIT_U / U

3) As the concentration in water is CON_U in the percolation flow ALIMH, there is a nitrate drainage (NIT_UH) into tank H given by:

NIT_UH = ALIMH . CON_U

The mass transfer set of 3 equations that are solved simultaneously is then:

CON_U = NIT_U / U

NIT_UH = ALIMH . CON_U  to the intermediate tank H

d_NIT_U = -NIT_UH

(d_NIT_ U being the variation of nitrate mass during the transfer time step)

Intermediate tank H

In a time step, the intermediate tank H receives water (ALIMH) and nitrate mass (NIT_UH) from the U tank. As in the first tank, there are two phases. The same steps are followed to mix the two phases and calculate the concentration. ALIMG and QH, the flows out of tank H, are at concentration CON_H, so the mass transfer results from the set of 4 simultaneous equations:

CON_H = NIT_H / H

NIT_HG = ALIMG . CON_H  to the groundwater tank G

NIT_QH = QH . CON_H  to the outlet

d_NIT_H = NIT_UH - NIT_HG - NIT_QH

(d_NIT_H being the variation of nitrate mass during the time step)

Groundwater tank G

The groundwater G receives water (ALIMG) and nitrate mass (NIT_HG) from the H tank. The same equations are involved except that there are no alimentation of an underneath tank. There is only one outflow QG to the outlet at concentration CON_G, so the mass transfer results from the set of 3 simultaneous equations:

CON_G = NIT_G / G

NIT_QG = QG . CON_G  to the outlet

d_NIT_G = NIT_HG - NIT_QG

(d_NIT_G being the variation of nitrate mass during the time step)

Concentration in the stream or river flow at the outlet

Finally the concentration CON_Q in the stream flow at the outlet of the basin is:

CON_Q = (NIT_QH + NIT_QG) / Q

In the case of a continuous groundwater withdrawal by pumping, the outlet of the basin is the pumped borehole.

*Tableau 42 : Paramètres du modèle*

| Description of Hydrologic parameters | |
|---|---|
| U_MAX | Maximum storage of tank U (mm) |
| RUIPER | Level in tank H which yields an equal quantity of fast flow and percolation (mm). |
| THG | Semi-percolation time from tank H to tank G (month) |
| TG | Semi-recession time of reservoir G (month). |
| TMIX_U | Mixing time constant between phase for the three different tanks (month) |
| TMIX_H | |
| TMIX_G | |
| UFIX | Constant volume of water in the retained water for the three different tanks (mm) |
| HFIX | |
| GFIX | |
| COR_APPL | Adjustment of fertilizer application |
| COR_NEED | Adjustment of the crop needs |
| COR_MIN | Adjustment of soil mineralization |

**Note about the goodness of fit criterion "F"**

Maximizing the Nash coefficient is equivalent to minimizing the Mean Square Error (MSE) of the simulation as the Nash coefficient is simply equal to 1 – MSE/V, V being the Variance of the observations. As the model is calibrated both over the groundwater level and the nitrate content, the overall goodness of fit criterion "F" is a weighted function of the Nash coefficient on each series. Its maximal possible value for a perfect fit is 1. The Goodness of fit criterion equation is:

F = WG x sqrt(Nash_G) + WN x sqrt(Nash_N)

where WG is the Weight given (by the user) to the Groundwater simulation, WN is the Weight given to Nitrate simulation, Nash_G is the Nash on Groundwater level simulation and Nash_N is the Nash on Nitrate simulation. Nash_G and Nash_N are displayed on each simulation. When needed, the operator can improve on of the intermediate Nash at the expense of the other one to obtain the same F.

**Annexe 3.2 : Evolution annuelle de l'occupation du sol dans les sous-bassins versants de la Loue**

Sous-bassin versant de la source de la Loue (en ha)

| Année | SAU | BLE | ORGE H | PT FAUCHE | PT PÂTURE | PP FAUCHE | PP PÂTURE |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 2000 | 11170 | 0 | 178 | 1008 | 252 | 4963 | 4769 |
| 2001 | 11223 | 0 | 168 | 990 | 247 | 5007 | 4810 |
| 2002 | 11275 | 0 | 158 | 972 | 243 | 5050 | 4852 |
| 2003 | 11327 | 0 | 147 | 954 | 238 | 5094 | 4894 |
| 2004 | 11380 | 0 | 137 | 936 | 234 | 5138 | 4936 |
| 2005 | 11432 | 0 | 126 | 917 | 229 | 5181 | 4978 |
| 2006 | 11485 | 0 | 116 | 899 | 225 | 5225 | 5020 |
| 2007 | 11537 | 0 | 106 | 881 | 220 | 5268 | 5062 |
| 2008 | 11457 | 0 | 95 | 863 | 216 | 5244 | 5038 |
| 2009 | 11533 | 0 | 85 | 845 | 211 | 5300 | 5092 |
| 2010 | 11516 | 0 | 74 | 827 | 207 | 5308 | 5100 |
| 2011 | 11581 | 13 | 69 | 739 | 185 | 5393 | 5182 |
| 2012 | 11645 | 25 | 64 | 652 | 163 | 5478 | 5263 |
| 2013 | 11710 | 38 | 59 | 565 | 141 | 5563 | 5345 |
| 2014 | 11774 | 50 | 54 | 477 | 119 | 5648 | 5426 |
| 2015 | 11839 | 63 | 49 | 390 | 97 | 5733 | 5508 |
| 2016 | 11857 | 40 | 48 | 413 | 103 | 5739 | 5514 |
| 2017 | 11864 | 29 | 53 | 396 | 99 | 5756 | 5530 |
| 2018 | 11883 | 29 | 47 | 297 | 74 | 5831 | 5603 |
| 2019 | 11928 | 23 | 49 | 318 | 80 | 5843 | 5614 |
| 2020 | 11937 | 20 | 33 | 233 | 58 | 5912 | 5680 |
| 2021 | 11965 | 52 | 19 | 251 | 63 | 5906 | 5674 |
| 2022 | 11979 | 38 | 27 | 246 | 61 | 5920 | 5688 |
| **Moy. 23 ans** | **11622** | **18** | **85** | **655** | **164** | **5457** | **5243** |
| **en %** | **100%** | **0,16%** | **0,73%** | **7,0%** | | **92,1%** | |

Sous-bassin versant de la source du Lison

| Année | SAU | BLE | ORGE H | PT FAUCHE | PT PÂTURE | PP FAUCHE | PP PÂTURE |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 2000 | 4339 | 15 | 117 | 1034 | 258 | 1486 | 1428 |
| 2001 | 4353 | 15 | 113 | 1007 | 252 | 1513 | 1453 |
| 2002 | 4367 | 14 | 109 | 980 | 245 | 1539 | 1479 |
| 2003 | 4380 | 14 | 104 | 953 | 238 | 1566 | 1505 |
| 2004 | 4394 | 13 | 100 | 926 | 232 | 1593 | 1530 |
| 2005 | 4408 | 13 | 95 | 900 | 225 | 1619 | 1556 |
| 2006 | 4422 | 12 | 91 | 873 | 218 | 1646 | 1582 |
| 2007 | 4435 | 11 | 87 | 846 | 211 | 1673 | 1607 |
| 2008 | 4427 | 11 | 82 | 819 | 205 | 1688 | 1622 |
| 2009 | 4459 | 10 | 78 | 792 | 198 | 1724 | 1657 |
| 2010 | 4428 | 10 | 73 | 765 | 191 | 1728 | 1660 |
| 2011 | 4455 | 20 | 69 | 692 | 173 | 1786 | 1716 |
| 2012 | 4430 | 30 | 64 | 618 | 154 | 1818 | 1746 |
| 2013 | 4424 | 41 | 59 | 544 | 136 | 1858 | 1786 |
| 2014 | 4489 | 51 | 54 | 470 | 118 | 1936 | 1860 |
| 2015 | 4466 | 62 | 49 | 397 | 99 | 1968 | 1891 |
| 2016 | 4474 | 59 | 43 | 393 | 98 | 1979 | 1902 |
| 2017 | 4473 | 52 | 33 | 426 | 107 | 1966 | 1889 |
| 2018 | 4513 | 40 | 22 | 292 | 73 | 2084 | 2003 |
| 2019 | 4523 | 33 | 15 | 311 | 78 | 2084 | 2002 |
| 2020 | 4495 | 28 | 27 | 249 | 62 | 2106 | 2024 |
| 2021 | 4525 | 25 | 45 | 232 | 58 | 2124 | 2041 |
| 2022 | 4534 | 44 | 43 | 205 | 51 | 2138 | 2054 |
| **Moy. 23 ans** | **4444** | **27** | **68** | **640** | **160** | **1810** | **1739** |
| **en %** | **100%** | **0,61%** | **1,54%** | **18,0%** | | **79,8%** | |

Sous-bassin de la Loue à Vuillafans

| Année | SAU | BLE | ORGE H | PT FAUCHE | PT PÂTURE | PP FAUCHE | PP PÂTURE |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 2000 | 15848 | 117 | 663 | 2951 | 738 | 5803 | 5575 |
| 2001 | 15804 | 113 | 639 | 2850 | 712 | 5859 | 5629 |
| 2002 | 15759 | 109 | 616 | 2749 | 687 | 5915 | 5683 |
| 2003 | 15715 | 105 | 592 | 2647 | 662 | 5972 | 5737 |
| 2004 | 15670 | 101 | 568 | 2546 | 636 | 6028 | 5791 |
| 2005 | 15625 | 96 | 544 | 2444 | 611 | 6084 | 5845 |
| 2006 | 15581 | 92 | 520 | 2343 | 586 | 6140 | 5899 |
| 2007 | 15536 | 88 | 497 | 2242 | 560 | 6196 | 5953 |
| 2008 | 15594 | 84 | 473 | 2140 | 535 | 6305 | 6057 |
| 2009 | 15607 | 80 | 449 | 2039 | 510 | 6390 | 6140 |
| 2010 | 15707 | 75 | 425 | 1937 | 484 | 6520 | 6265 |
| 2011 | 15753 | 86 | 390 | 1910 | 477 | 6574 | 6316 |
| 2012 | 15799 | 96 | 354 | 1882 | 470 | 6628 | 6368 |
| 2013 | 15845 | 107 | 319 | 1854 | 464 | 6682 | 6420 |
| 2014 | 15891 | 117 | 283 | 1826 | 457 | 6736 | 6472 |
| 2015 | 15937 | 128 | 248 | 1799 | 450 | 6790 | 6524 |
| 2016 | 15931 | 116 | 242 | 1789 | 447 | 6801 | 6535 |
| 2017 | 16028 | 118 | 225 | 1775 | 444 | 6868 | 6598 |
| 2018 | 16037 | 88 | 226 | 1127 | 282 | 7300 | 7014 |
| 2019 | 16012 | 111 | 198 | 1133 | 283 | 7286 | 7000 |
| 2020 | 16009 | 90 | 173 | 603 | 151 | 7646 | 7346 |
| 2021 | 15961 | 109 | 171 | 638 | 160 | 7590 | 7293 |
| 2022 | 16078 | 144 | 191 | 614 | 154 | 7638 | 7338 |
| **Moy. 23 ans** | **15814** | **103** | **392** | **1906** | **477** | **6598** | **6339** |
| **en %** | **100%** | **0,65%** | **2,48%** | **15,1%** | | **81,8%** | |

Sous-bassin de la Loue à Chenecey

| Année | SAU | BLE | ORGE H | PT FAUCHE | PT PÂTURE | PP FAUCHE | PP PÂTURE |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 2000 | 25072 | 914 | 2545 | 7419 | 1855 | 6293 | 6046 |
| 2001 | 25075 | 894 | 2491 | 7287 | 1822 | 6416 | 6165 |
| 2002 | 25077 | 875 | 2467 | 7154 | 1789 | 6524 | 6268 |
| 2003 | 25080 | 855 | 2444 | 7022 | 1755 | 6632 | 6372 |
| 2004 | 25082 | 836 | 2420 | 6889 | 1722 | 6740 | 6476 |
| 2005 | 25085 | 816 | 2396 | 6756 | 1689 | 6848 | 6579 |
| 2006 | 25087 | 797 | 2372 | 6624 | 1656 | 6956 | 6683 |
| 2007 | 25090 | 778 | 2348 | 6491 | 1623 | 7064 | 6787 |
| 2008 | 24927 | 758 | 2325 | 6358 | 1590 | 7087 | 6809 |
| 2009 | 24960 | 739 | 2301 | 6226 | 1556 | 7211 | 6928 |
| 2010 | 25047 | 719 | 2004 | 6093 | 1523 | 7500 | 7206 |
| 2011 | 25118 | 748 | 1919 | 5996 | 1499 | 7627 | 7328 |
| 2012 | 25189 | 778 | 1834 | 5899 | 1475 | 7754 | 7450 |
| 2013 | 25260 | 807 | 1749 | 5802 | 1451 | 7880 | 7571 |
| 2014 | 25331 | 836 | 1664 | 5705 | 1426 | 8007 | 7693 |
| 2015 | 25402 | 865 | 1579 | 5608 | 1402 | 8133 | 7814 |
| 2016 | 25395 | 908 | 1482 | 5655 | 1414 | 8127 | 7809 |
| 2017 | 25396 | 790 | 1451 | 5849 | 1462 | 8081 | 7764 |
| 2018 | 25612 | 660 | 1444 | 4244 | 1061 | 9283 | 8919 |
| 2019 | 25631 | 565 | 1377 | 4426 | 1106 | 9260 | 8897 |
| 2020 | 25683 | 547 | 1305 | 3364 | 841 | 10009 | 9617 |
| 2021 | 25721 | 612 | 1249 | 3315 | 829 | 10055 | 9661 |
| 2022 | 25784 | 623 | 1244 | 3340 | 835 | 10068 | 9674 |
| **Moy. 23 ans** | **25265** | **770** | **1931** | **5805** | **1451** | **7807** | **7501** |
| **en %** | **100%** | **3,05%** | **7,64%** | **28,7%** | | **60,6%** | |

**Annexe 3.3 : Evolution annuelle des apports d'azote organique épandus (fumier + lisier + purin)**

Sous-bassin versant de la source de la Loue (en kg N/ha)

| Année | BLE | ORGE H | PT_FAUCHE_ FERTI_PLUS | PT_FAUCHE_ FERTI_MOINS | PT_PATURE | PP_FAUCHE_ FERTI_PLUS | PP_FAUCHE_ FERTI_MOINS | PP_PATURE_ FERTI_PLUS | PP_PATURE_ FERTI_MOINS |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 2000 | | 10 | 26 | 15 | 12 | 20 | 9 | 12 | 6 |
| 2001 | | 10 | 24 | 17 | 17 | 20 | 9 | 12 | 6 |
| 2002 | | 10 | 24 | 18 | 17 | 20 | 9 | 12 | 6 |
| 2003 | | 10 | 24 | 18 | 17 | 20 | 8 | 12 | 6 |
| 2004 | | 10 | 24 | 18 | 17 | 20 | 8 | 12 | 6 |
| 2005 | | 10 | 24 | 18 | 17 | 20 | 7 | 13 | 7 |
| 2006 | | 10 | 24 | 18 | 17 | 20 | 7 | 13 | 7 |
| 2007 | | 10 | 24 | 18 | 17 | 20 | 6 | 13 | 7 |
| 2008 | | 10 | 25 | 18 | 17 | 20 | 7 | 13 | 7 |
| 2009 | | 10 | 25 | 18 | 17 | 21 | 8 | 13 | 7 |
| 2010 | | 10 | 25 | 18 | 18 | 21 | 7 | 14 | 7 |
| 2011 | 10 | 10 | 26 | 19 | 18 | 21 | 8 | 14 | 7 |
| 2012 | 10 | 10 | 27 | 19 | 19 | 21 | 8 | 14 | 7 |
| 2013 | 10 | 10 | 28 | 20 | 20 | 21 | 7 | 14 | 7 |
| 2014 | 10 | 10 | 31 | 22 | 22 | 22 | 9 | 14 | 7 |
| 2015 | 10 | 10 | 34 | 23 | 24 | 22 | 9 | 15 | 7 |
| 2016 | 10 | 10 | 34 | 23 | 24 | 22 | 10 | 15 | 8 |
| 2017 | 10 | 10 | 35 | 24 | 24 | 22 | 10 | 15 | 8 |
| 2018 | 10 | 10 | 41 | 27 | 29 | 23 | 11 | 15 | 8 |
| 2019 | 10 | 10 | 39 | 26 | 27 | 23 | 9 | 16 | 8 |
| 2020 | 10 | 10 | 46 | 30 | 33 | 23 | 9 | 16 | 8 |
| 2021 | 10 | 10 | 45 | 29 | 32 | 23 | 9 | 16 | 8 |
| 2022 | 10 | 10 | 45 | 30 | 32 | 23 | 8 | 16 | 8 |

Sous-bassin versant de la source du Lison (en kg N/ha)

| Année | BLE | ORGE H | PT_FAUCHE_FERTI_PLUS | PT_FAUCHE_FERTI_MOINS | PT_PATURE | PP_FAUCHE_FERTI_PLUS | PP_FAUCHE_FERTI_MOINS | PP_PATURE_FERTI_PLUS | PP_PATURE_FERTI_MOINS |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 2000 | 10 | 10 | 27 | 16 | 10 | 25 | 13 | 14 | 9 |
| 2001 | 10 | 10 | 25 | 18 | 15 | 25 | 13 | 14 | 9 |
| 2002 | 10 | 10 | 26 | 18 | 15 | 25 | 13 | 14 | 9 |
| 2003 | 10 | 10 | 26 | 18 | 15 | 25 | 13 | 14 | 9 |
| 2004 | 10 | 10 | 26 | 18 | 15 | 25 | 11 | 14 | 9 |
| 2005 | 10 | 10 | 26 | 18 | 15 | 24 | 11 | 14 | 9 |
| 2006 | 10 | 10 | 26 | 18 | 15 | 24 | 10 | 14 | 9 |
| 2007 | 10 | 10 | 26 | 18 | 15 | 24 | 9 | 14 | 9 |
| 2008 | 10 | 10 | 26 | 18 | 15 | 24 | 9 | 14 | 9 |
| 2009 | 10 | 10 | 26 | 18 | 15 | 24 | 10 | 14 | 9 |
| 2010 | 10 | 10 | 27 | 18 | 15 | 24 | 10 | 14 | 9 |
| 2011 | 10 | 10 | 27 | 19 | 15 | 24 | 10 | 14 | 9 |
| 2012 | 10 | 10 | 28 | 19 | 16 | 24 | 9 | 14 | 9 |
| 2013 | 10 | 10 | 30 | 20 | 16 | 24 | 10 | 14 | 9 |
| 2014 | 10 | 10 | 32 | 21 | 17 | 24 | 11 | 14 | 9 |
| 2015 | 10 | 10 | 36 | 23 | 18 | 25 | 14 | 14 | 9 |
| 2016 | 10 | 10 | 36 | 23 | 18 | 25 | 14 | 14 | 9 |
| 2017 | 10 | 10 | 35 | 23 | 18 | 25 | 15 | 14 | 9 |
| 2018 | 10 | 10 | 43 | 26 | 20 | 25 | 14 | 14 | 9 |
| 2019 | 10 | 10 | 41 | 25 | 19 | 25 | 13 | 14 | 9 |
| 2020 | 10 | 10 | 46 | 28 | 21 | 25 | 13 | 14 | 9 |
| 2021 | 10 | 10 | 49 | 29 | 22 | 25 | 13 | 14 | 9 |
| 2022 | 10 | 10 | 52 | 31 | 23 | 25 | 12 | 14 | 9 |

Sous-bassin versant de la Loue à Vuillafans (en kg N/ha)

| Année | BLE | ORGE H | PT_FAUCHE_FERTI_PLUS | PT_FAUCHE_FERTI_MOINS | PT_PATURE | PP_FAUCHE_FERTI_PLUS | PP_FAUCHE_FERTI_MOINS | PP_PATURE_FERTI_PLUS | PP_PATURE_FERTI_MOINS |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 2000 | 10 | 10 | 25 | 14 | 11 | 17 | 6 | 13 | 5 |
| 2001 | 10 | 10 | 23 | 17 | 16 | 17 | 6 | 13 | 5 |
| 2002 | 10 | 10 | 23 | 17 | 16 | 17 | 6 | 13 | 5 |
| 2003 | 10 | 10 | 23 | 17 | 16 | 17 | 6 | 13 | 5 |
| 2004 | 10 | 10 | 23 | 17 | 16 | 18 | 5 | 13 | 5 |
| 2005 | 10 | 10 | 24 | 17 | 17 | 18 | 6 | 13 | 5 |
| 2006 | 10 | 10 | 24 | 17 | 17 | 18 | 5 | 13 | 5 |
| 2007 | 10 | 10 | 24 | 17 | 17 | 18 | 4 | 13 | 5 |
| 2008 | 10 | 10 | 24 | 17 | 17 | 18 | 6 | 13 | 5 |
| 2009 | 10 | 10 | 25 | 17 | 17 | 19 | 7 | 13 | 5 |
| 2010 | 10 | 10 | 25 | 18 | 18 | 19 | 7 | 13 | 5 |
| 2011 | 10 | 10 | 25 | 18 | 18 | 19 | 7 | 13 | 5 |
| 2012 | 10 | 10 | 25 | 18 | 18 | 19 | 6 | 14 | 5 |
| 2013 | 10 | 10 | 25 | 18 | 18 | 19 | 6 | 14 | 5 |
| 2014 | 10 | 10 | 26 | 18 | 18 | 20 | 8 | 14 | 5 |
| 2015 | 10 | 10 | 26 | 18 | 18 | 20 | 8 | 14 | 5 |
| 2016 | 10 | 10 | 26 | 18 | 18 | 21 | 8 | 14 | 5 |
| 2017 | 10 | 10 | 26 | 18 | 19 | 21 | 8 | 14 | 5 |
| 2018 | 10 | 10 | 32 | 21 | 22 | 21 | 10 | 14 | 5 |
| 2019 | 10 | 10 | 31 | 21 | 22 | 21 | 9 | 15 | 5 |
| 2020 | 10 | 10 | 42 | 26 | 30 | 21 | 9 | 14 | 5 |
| 2021 | 10 | 10 | 43 | 26 | 30 | 22 | 11 | 15 | 5 |
| 2022 | 10 | 10 | 45 | 27 | 32 | 22 | 12 | 15 | 5 |

Sous-bassin versant de la Loue à Chenecey en kg N/ha)

| Année | BLE | ORGE H | PT_FAUCHE_FERTI_PLUS | PT_FAUCHE_FERTI_MOINS | PT_PATURE | PP_FAUCHE_FERTI_PLUS | PP_FAUCHE_FERTI_MOINS | PP_PATURE_FERTI_PLUS | PP_PATURE_FERTI_MOINS |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 2000 | 10 | 10 | 18 | 9 | 10 | 17 | 7 | 9 | 4 |
| 2001 | 10 | 10 | 18 | 9 | 10 | 17 | 8 | 9 | 4 |
| 2002 | 10 | 10 | 18 | 9 | 10 | 17 | 8 | 9 | 4 |
| 2003 | 10 | 10 | 18 | 9 | 10 | 17 | 8 | 9 | 4 |
| 2004 | 10 | 10 | 18 | 9 | 10 | 17 | 7 | 9 | 4 |
| 2005 | 10 | 10 | 18 | 9 | 10 | 17 | 6 | 9 | 4 |
| 2006 | 10 | 10 | 18 | 9 | 10 | 16 | 6 | 9 | 4 |
| 2007 | 10 | 10 | 18 | 9 | 10 | 16 | 5 | 9 | 4 |
| 2008 | 10 | 10 | 18 | 9 | 10 | 16 | 7 | 9 | 4 |
| 2009 | 10 | 10 | 18 | 9 | 10 | 16 | 8 | 9 | 4 |
| 2010 | 10 | 10 | 18 | 9 | 10 | 16 | 7 | 9 | 4 |
| 2011 | 10 | 10 | 18 | 9 | 10 | 16 | 7 | 9 | 4 |
| 2012 | 10 | 10 | 18 | 9 | 10 | 16 | 7 | 9 | 4 |
| 2013 | 10 | 10 | 18 | 9 | 10 | 16 | 7 | 9 | 4 |
| 2014 | 10 | 10 | 19 | 9 | 11 | 16 | 9 | 9 | 4 |
| 2015 | 10 | 10 | 19 | 9 | 11 | 16 | 10 | 9 | 4 |
| 2016 | 10 | 10 | 19 | 9 | 11 | 16 | 10 | 9 | 4 |
| 2017 | 10 | 10 | 19 | 9 | 11 | 16 | 12 | 10 | 4 |
| 2018 | 10 | 10 | 21 | 11 | 13 | 16 | 12 | 9 | 4 |
| 2019 | 10 | 10 | 21 | 10 | 13 | 16 | 10 | 10 | 4 |
| 2020 | 10 | 10 | 23 | 11 | 15 | 15 | 9 | 9 | 4 |
| 2021 | 10 | 10 | 23 | 12 | 15 | 15 | 10 | 10 | 5 |
| 2022 | 10 | 10 | 23 | 12 | 15 | 15 | 10 | 10 | 5 |

## Annexe 3.4 : Evolution annuelle des apports d'azote restitués au pâturage

| Année | Sce Loue | Sce Lison | Loue à Vuillafans | Loue à Chenecey |
|---|---|---|---|---|
| 2000 | 75 | 114 | 80 | 112 |
| 2001 | 75 | 115 | 81 | 113 |
| 2002 | 75 | 114 | 80 | 111 |
| 2003 | 74 | 113 | 80 | 109 |
| 2004 | 72 | 108 | 77 | 104 |
| 2005 | 72 | 106 | 77 | 101 |
| 2006 | 71 | 103 | 75 | 100 |
| 2007 | 68 | 99 | 72 | 96 |
| 2008 | 72 | 99 | 75 | 100 |
| 2009 | 73 | 99 | 76 | 101 |
| 2010 | 72 | 98 | 74 | 97 |
| 2011 | 73 | 96 | 74 | 95 |
| 2012 | 72 | 93 | 72 | 93 |
| 2013 | 72 | 94 | 72 | 93 |
| 2014 | 75 | 95 | 76 | 97 |
| 2015 | 76 | 99 | 77 | 98 |
| 2016 | 78 | 99 | 78 | 100 |
| 2017 | 79 | 102 | 78 | 103 |
| 2018 | 80 | 97 | 77 | 96 |
| 2019 | 77 | 95 | 75 | 93 |
| 2020 | 76 | 94 | 72 | 87 |
| 2021 | 78 | 96 | 78 | 89 |
| 2022 | 78 | 93 | 81 | 88 |

# Annexe 4

# Compte-rendus des 3 ateliers multi-acteurs

*NUTRI-Karst : impact des activités anthropiques sur les transferts d'eau et de nutriments dans les bassins karstiques du massif du Jura*

# Compte-rendu de l'atelier n°1

## *Construire une vision partagée des causes et conséquences de la dégradation des rivières comtoises*

*4 octobre 2023, Ornans*



## Le projet NUTRI-Karst

Les rivières comtoises dans le massif du Jura connaissent depuis plusieurs décennies une dégradation de la qualité de leurs eaux en partie attribuée aux excès en nutriments, conséquence des activités humaines passées et actuelles dans un contexte de réchauffement climatique.

Le projet de recherche NUTRI-Karst vise à améliorer les connaissances sur cette problématique. Il a pour objectif de mieux comprendre l'impact des activités anthropiques (agricoles, rejets domestiques…) sur le devenir des nutriments dans les eaux des rivières comtoises.

Une série de 3 ateliers multi-acteurs est prévue en 2023 et 2024 à l'échelle du bassin versant de la Loue. Ces ateliers visent à créer un dialogue entre acteurs de terrain, gestionnaires des ressources en eau et scientifiques, permettant un partage des connaissances et des points de vue. L'objectif est de construire une vision partagée des processus hydrologiques et des causes de la perturbation des rivières comtoises, étape préalable à la discussion des actions à mettre en place pour résoudre les problèmes identifiés.

## Objectifs et programme de l'atelier n°1

Ce premier atelier avait pour objectif de construire une vision partagée des **processus hydrologiques, climatiques, et des causes anthropiques** de la dégradation de la qualité de l'eau des rivières comtoises. Il proposait de faire exprimer les différents points de vue des acteurs locaux et de partager les connaissances scientifiques et celles des acteurs afin de **construire un diagnostic commun**, base de la réflexion sur les actions à entreprendre. Il avait également pour but **d'identifier les besoins** en terme d'apport de connaissance pour la suite de la démarche.

Le premier atelier s'est appuyé sur les résultats de la Tâche 1 du projet : « Réponses des agro-hydro-systèmes du massif du Jura face au changement climatique et aux activités anthropiques » (rapport disponible au téléchargement : http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-72229-FR.pdf).

**Programme :**

- **9h – Introduction**
- **9h20 – Présentation : état des lieux de l'évolution de la qualité de l'eau**
- **9h40 – En sous-groupes : Quelles causes et conséquences de la dégradation de la qualité de l'eau des rivières ?**

***11h - Pause café***

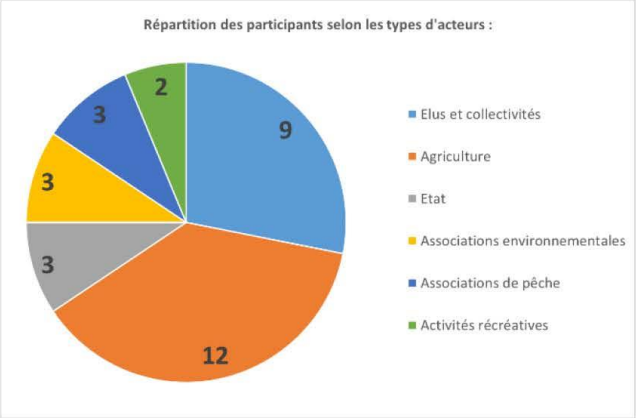
- **11h15 – Restitution des travaux des groupes**
- **11h45 – Présentation : les différents types d'apport de nutriments**
- **12h15 – Debriefing de l'atelier**

***12h30 – Buffet offert aux participants***

## Participants

L'atelier a réuni **32 participants** (en plus des 9 membres de l'équipe d'animation) sur une liste de 50 acteurs invités car concernés par les enjeux de l'eau à l'échelle du bassin versant de la Loue (collectivités, services de l'Etat, acteurs du secteur agricole, des activités touristiques et récréatives, et association de pêche et environnementales). L'objectif était d'avoir une diversité de points de vue sur les enjeux discutés.

Le graphique ci-dessous met en évidence la forte mobilisation des acteurs du **monde agricole** (12 personnes) et des représentants des **collectivités** (9 personnes) ainsi que des représentants des enjeux de **préservation des écosystèmes, des activités de pêche et récréatives liées à l'eau** (8 personnes). La liste complète des participants est fournie en fin de ce compte rendu.




Après la présentation du projet et des objectifs des ateliers, les participants ont exprimé plusieurs craintes ou interrogations, notamment :

- L'impression de projets qui se répètent, visant à améliorer les connaissances, mais d'une lenteur de l'action pour agir concrètement sur le problème
- Des acteurs manquants ou pas suffisamment représentés : l'Agence Régionale de Santé (ARS), les financeurs et décideurs des futures actions à mettre en place (élus locaux)

## 1. Evolutions de la ressource en eau et de l'occupation du sol à l'échelle du territoire

Le BRGM présente le résultat de ses travaux scientifiques sur l'évolution de la qualité de l'eau des rivières comtoises, basés sur une analyse des données hydro-climatiques de ces dernières décennies. La Chambre d'agriculture présente également 50 ans d'évolution des pratiques agricoles sur le massif du Jura (voir diaporama joint). Suite à cette présentation, les participants ont été invités à réagir en identifiant (1) les sujets les plus importants évoqués dans la présentation et (2) les questions, demandes de clarification. Voici une synthèse de leurs contributions :

- **Les sujets les plus importants dans la présentation :**

- Une augmentation des teneurs en nitrate dans l'eau (années 80-90) qui s'infléchit à partir des années 2000, sans compenser la hausse des décennies précédentes
- Un contexte de réchauffement climatique qui met en tension la ressource en eau
- Une « relative » stabilité de l'occupation du sol sur les 50 dernières années

- **Les questions, demandes de clarification :**

- A-t-on affaire à un phénomène d'éponge avec un sous-sol saturé en nitrates ?
- Y a-t-il un phénomène de perte de l'épaisseur du sol ?
- Le changement climatique entraîne-t-il une dégradation de la qualité des sols ?
- Comment mettre en perspective notre territoire avec la situation nationale ou internationale sur l'enjeu des pollutions aux nitrates ?
- Y a-t-il une augmentation de la quantité de lait produite ?
- Pas d'évolution du cheptel mais de la production de lait par vache, comment cela explique la pollution agricole ?
- Quel est l'impact de l'augmentation de la taille des fermes sur les épandages ?

La discussion entre les participants et les membres de l'équipe du projet a permis de clarifier certains éléments présentés, et d'apporter des connaissances complémentaires.

## 2. Quelles causes et conséquences de la dégradation des rivières comtoises ?

Les participants ont ensuite été répartis en 4 sous-groupes, chacun devant développer une **représentation schématique des causes et conséquences de la dégradation des rivières comtoises** (« arbre à problème »).

Nous ne restituons pas ici avec précision les 4 différents schémas réalisés, mais nous proposons un schéma de synthèse du travail de l'ensemble des groupes, qui permet de rendre compte de manière exhaustive des idées exprimées. Ce schéma de synthèse montre les éléments suivants :

- **Les causes primaires** : **les polluants liés aux activités humaines du territoire**, regroupé en 4 grands types : les nitrates d'origine agricole, les nitrates issus des fromageries, les nitrates issus de l'assainissement domestique, les micropolluants issus des zones urbaines et des industries, et les polluants issus des exploitations forestières.

- **Les causes secondaires** en dessous, liées à des facteurs politiques et socio-économiques.

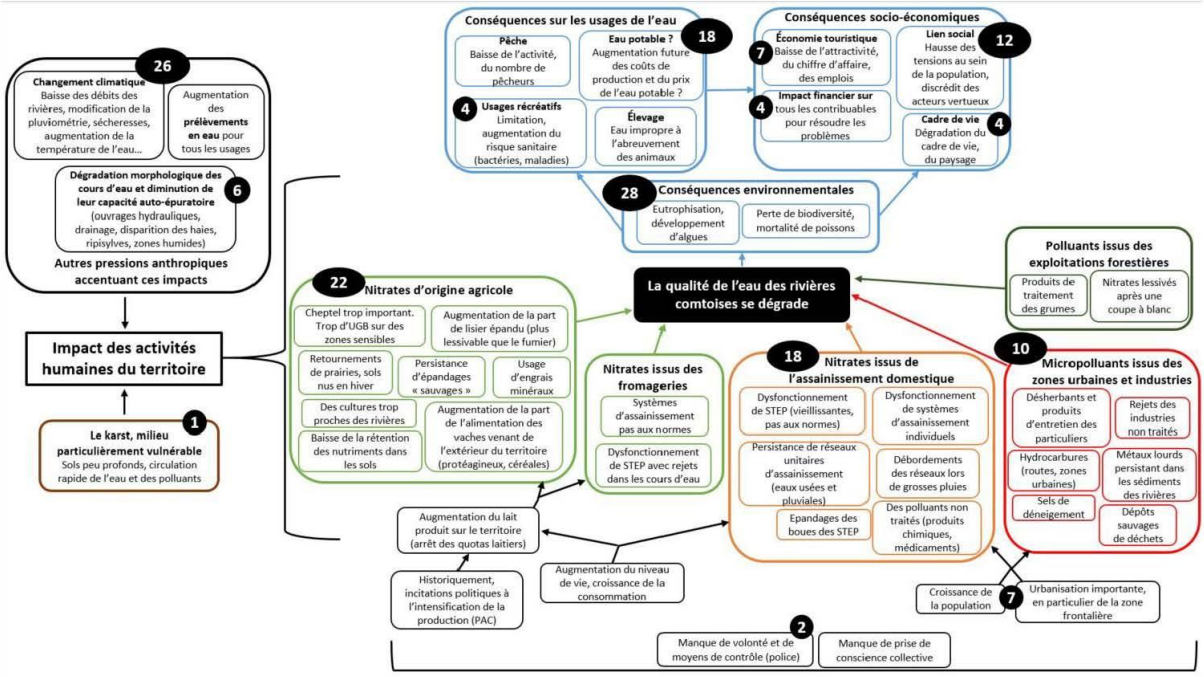
- **Les conséquences de ce problème**, regroupées en 3 types : environnementales, sur les usages de l'eau, et socio-économiques.

- **Les autres pressions anthropiques** ayant pour effet d'accentuer l'impact des polluants : changement climatique, dégradation morphologique des cours d'eau, augmentation des prélèvements en eau (baisse de la disponibilité et moindre dilution des polluants).

- Et enfin un élément de **contexte géologique** accentuant la vulnérabilité du milieu et donc l'impact de ces polluants : **le karst**

Les pastilles noires numérotées indiquent le nombre de votes des participants qui devaient, en fin d'exercice, identifier **les causes et conséquences les plus centrales à travailler dans une perspective d'action** (3 gommettes par participants pour voter sur les causes, 3 pour les conséquences).

> ► **Point de vigilance :** le changement climatique a parfois été placé par les participants comme une « cause primaire » de la dégradation de la qualité de l'eau. Dans ce schéma de synthèse nous avons choisi de le représenter comme une autre pression d'origine anthropique venant **accentuer les impacts des activités humaines** du territoire, et non comme une cause primaire ou directe. Lors de l'atelier, les scientifiques ont en effet rappelé que sans changement climatique, la qualité de l'eau des rivières comtoises serait tout de même dégradée du fait des activités humaines du territoire. Le changement climatique ne vient qu'accentuer ces processus de dégradation, il n'en est pas la cause principale.
> C'est un point important de vigilance pour la suite de la démarche qui visera à réfléchir à une stratégie d'action : mettre trop d'importance sur la responsabilité du changement climatique pourrait conduire à déresponsabiliser les acteurs locaux devant la nécessité d'agir.


Conséquences sur les usages de l'eau
18
Pêche
Baisse de l'activité, du nombre de pêcheurs
Eau potable ?
Augmentation future des coûts de production et du prix de l'eau potable ?
4
Usages récréatifs
Limitation, augmentation du risque sanitaire (bactéries, maladies)
Élevage
Eau impropre à l'abreuvement des animaux
Conséquences socio-économiques
7
Économie touristique
Baisse de l'attractivité, du chiffre d'affaire, des emplois
Lien social
Hausse des tensions au sein de la population, discrédit des acteurs vertueux
12
4
Impact financier sur
tous les contribuables pour résoudre les problèmes
Cadre de vie
Dégradation du cadre de vie, du paysage
4
28
Conséquences environnementales
Eutrophisation, développement d'algues
Perte de biodiversité, mortalité de poissons
26
Changement climatique
Baisse des débits des rivières, modification de la pluviométrie, sécheresses, augmentation de la température de l'eau...
Augmentation des prélèvements en eau pour tous les usages
6
Dégradation morphologique des cours d'eau et diminution de leur capacité auto-épuratoire
(ouvrages hydrauliques, drainage, disparition des haies, ripisylves, zones humides)
Autres pressions anthropiques accentuant ces impacts
Impact des activités humaines du territoire
1
Le karst, milieu particulièrement vulnérable
Sols peu profonds, circulation rapide de l'eau et des polluants
La qualité de l'eau des rivières comtoises se dégrade
Polluants issus des exploitations forestières
Produits de traitement des grumes
Nitrates lessivés après une coupe à blanc
22
Nitrates d'origine agricole
Cheptel trop important. Trop d'UGB sur des zones sensibles
Augmentation de la part de lisier épandu (plus lessivable que le fumier)
Retournements de prairies, sols nus en hiver
Persistance d'épandages « sauvages »
Usage d'engrais minéraux
Des cultures trop proches des rivières
Augmentation de la part de l'alimentation des vaches venant de l'extérieur du territoire (protéagineux, céréales)
Baisse de la rétention des nutriments dans les sols
Nitrates issus des fromageries
Systèmes d'assainissement pas aux normes
Dysfonctionnement de STEP avec rejets dans les cours d'eau
18
Nitrates issus de l'assainissement domestique
Dysfonctionnement de STEP (vieillissantes, pas aux normes)
Dysfonctionnement de systèmes d'assainissement individuels
Persistance de réseaux unitaires d'assainissement (eaux usées et pluviales)
Débordements des réseaux lors de grosses pluies
Epandages des boues des STEP
Des polluants non traités (produits chimiques, médicaments)
10
Micropolluants issus des zones urbaines et industries
Désherbants et produits d'entretien des particuliers
Rejets des industries non traités
Hydrocarbures (routes, zones urbaines)
Métaux lourds persistant dans les sédiments des rivières
Sels de déneigement
Dépôts sauvages de déchets
Augmentation du lait produit sur le territoire (arrêt des quotas laitiers)
Historiquement, incitations politiques à l'intensification de la production (PAC)
Augmentation du niveau de vie, croissance de la consommation
Croissance de la population
7
Urbanisation importante, en particulier de la zone frontalière
2
Manque de volonté et de moyens de contrôle (police)
Manque de prise de conscience collective

5

Suite à ce travail de groupe, une deuxième présentation scientifique a été proposée, restituant les résultats du projet concernant les principales activités humaines du territoire à l'origine des apports de nutriments dans les rivières. Suite à cette présentation, les participants ont été invités à réagir en identifiant (1) les sujets les plus importants évoqués dans la présentation du BRGM et (2) les questions ou demandes de clarification. Voici une synthèse de leurs contributions :

- **Les sujets les plus importants dans la présentation :**
- Impacts des prairies temporaires et des cultures (travail du sol)
- Croissance de la consommation de Comté
- Evolution des bâtiments et du bien-être animal
- En 2022 et 2023, encore des pertes de vaches
- L'évolution de l'assainissement
- Surprise vis-à-vis de l'impact du changement climatique et de l'augmentation des pics de pollution
- Important de mettre ensemble les acteurs, de créer du lien

- **Les questions, demandes de clarification :**
- Les pluies apparaissent stables, mais qu'en est-il du débit des rivières ?
- Les données s'arrêtent en 2017, mais est-ce qu'il n'existe pas un emballement récent, ces dernières années ?
- Prend on en compte l'impact des stations d'épuration ?
- Les pics de pollutions sont-ils pris en compte ? (à un pas de temps horaire)
- Déjà beaucoup d'études par le passé, quelles sont les solutions, les actions à mettre en place ?

La discussion entre les participants et les membres de l'équipe du projet a permis de clarifier certains éléments présentés, et d'apporter des connaissances complémentaires.

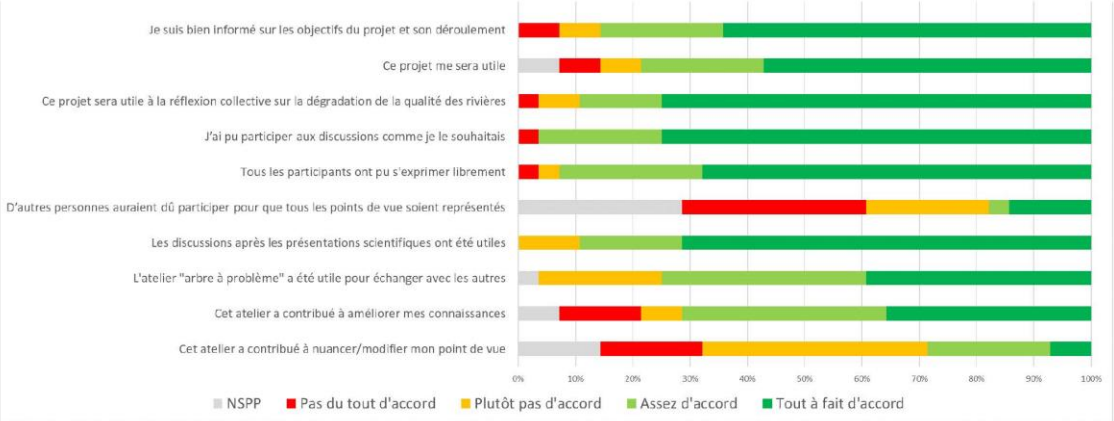
## 3. Les prochaines étapes de la démarche

Les prochaines étapes ont été présentées :

- L'atelier 2 (mars-avril 2024) proposera d'aborder plus en détail la question des transferts de nutriments : d'une source de pollution jusqu'à la rivière, comment circulent les polluants ?
- Sur la base de ces nouveaux éléments de connaissance, nous identifierons ensemble les pratiques à risque et les cibles des actions correctives à mettre en œuvre.

## 4. Evaluation de l'atelier par les participants

Un questionnaire d'évaluation de l'atelier a été rempli par les participants à la fin de l'atelier. Voici les résultats des réponses obtenues :






## Liste des participants (anonymisée) :

| Nom | Profession ou organisation | Type d'acteur |
|---|---|---|
| *** | Commune de Montgesoye | Elus et collectivités |
| *** | Syndicat intercommunal des Eaux de la Haute Loue | Elus et collectivités |
| *** | Conseil départemental du Doubs (25) | Elus et collectivités |
| *** | Grand Pontarlier | Elus et collectivités |
| *** | Commune de Quingey | Elus et collectivités |
| *** | Commune d'Ornans | Elus et collectivités |
| *** | Conseil départemental du Doubs (25) | Elus et collectivités |
| *** | Communauté de communes Loue Lison | Elus et collectivités |
| *** | Conseil départemental du Doubs (25) | Elus et collectivités |
| *** | Union régionale des fromages d'appellations comtois (URFAC) | Agriculture |
| *** | Agriculteur | Agriculture |
| *** | Agriculteur / Conseil élevage 25-90 | Agriculture |
| *** | Agriculteur / FDSEA 25 | Agriculture |
| *** | Comité interprofessionnel de gestion du Comté (CIGC) | Agriculture |
| *** | Union régionale des fromages d'appelations comtois (URFAC) | Agriculture |
| *** | Terre Comtoise | Agriculture |
| *** | Fédération régionale des coopératives laitières (FRCL) du massif Jurassien | Agriculture |
| *** | GAEC des Azures, Fruitière Vernierfontaine | Agriculture |
| *** | Comité interprofessionnel de gestion du Comté (CIGC) | Agriculture |
| *** | Agriculteur | Agriculture |
| *** | Fédération régionale des coopératives laitières (FRCL) du massif Jurassien | Agriculture |
| *** | Agence de l'eau RMC | Etat |
| *** | DDT Doubs | Etat |
| *** | DRAAF | Etat |
| *** | SOS Loue et rivières Comtoises | Associations environnementales |
| *** | SOS Loue et rivières Comtoises | Associations environnementales |

| | | |
|---|---|---|
| *** | SOS Loue et rivières Comtoises | Associations environnementales |
| *** | Fédération de pêche du Doubs | Pêche |
| *** | Société de pêche d'Ornans / SAMU de l'environnement | Pêche |
| *** | AAPPMA La truite de Mouthier-Lods | Pêche |
| *** | Latitude Canoé | Activités récréatives |
| *** | Groupement pour l'inventaire, la protection et l'étude du Karst (GIPEK) | Activités récréatives |

**L'équipe d'animation et les intervenants :**

| | |
|---|---|
| CHARLIER Jean-Baptiste | Hydrogéologue, Brgm |
| SEGUIN Laura | Sociologue, Brgm |
| VALLET Aurélien | Directeur régional BFC, Brgm |
| TOURENNE Didier | Chargé de mission agronomie et environnement, Chambre d'agriculture du Doubs |
| MARGUET Thierry | Chargé d'études Eaux Souterraines, Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse |
| THEVENET Cyril | Directeur de l'EPAGE Haut-Doubs Haute Loue |
| LE NAGARD Maud | Chargée de mission, Animation contrat de bassin, EPAGE Haut-Doubs Haute Loue |
| FISTER Vincent | Coordinateur du Pôle Karst, EPTB Saône-Doubs |
| BRUNET Léo | Scénariste et réalisateur |

**Invités excusés :**

| | |
|---|---|
| *** | Communauté de communes Altitude 800 |
| *** | Office français de la biodiversité |
| *** | Comité départemental du tourisme |
| *** | Office de tourisme Destination Loue Lison |

*NUTRI-Karst : impact des activités anthropiques sur les transferts d'eau et de nutriments dans les bassins karstiques du massif du Jura*

# Compte-rendu de l'atelier n°2

## *Pratiques agricoles à risque pour la contamination des rivières en nutriments : quelles propositions d'actions ?*

***25 mars 2024, Ornans***





## Le projet NUTRI-Karst

Les rivières comtoises du massif du Jura connaissent depuis plusieurs décennies une dégradation de la qualité de leurs eaux en partie attribuée aux excès en nutriments, conséquence des activités humaines passées et actuelles dans un contexte de réchauffement climatique.

Le projet de recherche NUTRI-Karst vise à améliorer les connaissances sur cette problématique. Il a pour objectif de mieux comprendre l'impact des activités anthropiques (agricoles, rejets domestiques...) sur le devenir des nutriments dans les eaux des rivières comtoises.

Trois ateliers participatifs ont lieu en 2023 et 2024 à l'échelle du bassin versant de la Loue. Ils visent à créer un dialogue entre acteurs de terrain, gestionnaires des ressources en eau et scientifiques, permettant un partage des connaissances et des points de vue. L'objectif est de construire une vision partagée des processus hydrologiques et des causes de la perturbation des rivières, étape préalable à la discussion des actions à mettre en place pour résoudre les problèmes identifiés.

## Objectifs et programme de l'atelier n°2

Le premier atelier a permis de développer une vision partagée **des causes et conséquences de la dégradation des rivières comtoises**. Plusieurs types de polluants issus des activités humaines du territoire ont été identifiés comme entrant en jeu dans la dégradation de la qualité de l'eau des rivières comtoises : les nutriments (nitrates et phosphore) d'origine agricole, ceux issus des fromageries et de l'assainissement domestique ; les micropolluants issus de multiples activités (zones agricoles, zones urbaines et industrielles, exploitations forestières).

Le projet NUTRI-Karst cible spécifiquement l'enjeu de **l'excès de nutriments** dans les eaux des rivières comtoises. Lors du premier atelier, les apports de connaissances scientifiques ont permis de mettre en évidence aux yeux des acteurs le fait que l'activité agricole représente le principal poste d'apport aussi bien en azote qu'en phosphore[1] :

***Principales sources d'apport en nutriments – résultats à l'échelle du Massif du Jura :***

| | Part des apports en azote | Part des apports en phosphore |
|---|---|---|
| **Rejets agricoles (déjections du cheptel bovin et engrais de synthèse)** | 92% | 95% |
| **Rejets domestiques et industriels** | 7% | 5% |
| **Rejets issus de la transformation du lait** | 0,4% | 0,6% |

Malgré les efforts effectués ces dernières décennies, l'importance de ces apports ou « flux » en nutriment issus de l'activité agricole du territoire demeure majeure. Dans ce deuxième atelier, le focus a donc été mis sur les pratiques agricoles. Il s'est appuyé sur les résultats de la Tâche 3 du projet « Transferts de nutriments aux échelles du système karstique et du bassin », et avait pour but de :

- Développer une compréhension partagée de l'impact des pratiques agricoles et de la dynamique des transferts de nutriments dans les sols, vers les sources et rivières

[1] Pour aller plus loin, voir les résultats de la Tâche 1 du projet NUTRI-Karst « Réponses des agro-hydro-systèmes du massif du Jura face au changement climatique et aux activités anthropiques », consultables au lien suivant : http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-72229-FR.pdf

- Identifier plus finement les pratiques agricoles à risque pour le transfert des nutriments, qui seront la cible des actions à engager
- Faire ressortir des propositions d'action, avec des éléments de détail sur la stratégie de mise en œuvre (quel levier ? quels acteurs sont à impliquer ? quand ? où ? etc.)

**Programme :**

- 14h – Introduction
- 14h15 – Présentation : *Pratiques agricoles à risque pour la contamination des rivières en nutriments en zone karstique*
- 14h45 – Présentation des axes d'action
- 15h – En sous-groupes : Quelles actions et comment les mettre en œuvre ?

***16h - Pause café***

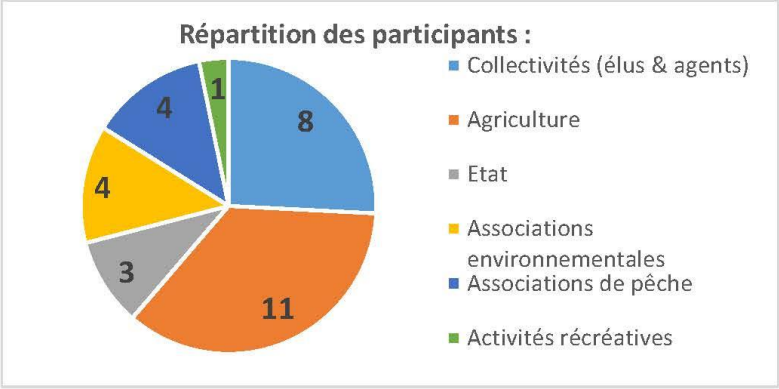
- 16h15 – Suite du travail en sous-groupes
- 16h45 – Présentation des travaux des groupes
- 17h15 – Debriefing de l'atelier

***17h30 – Fin de l'atelier. Pot offert aux participants***

## Participants

L'atelier a réuni **31 participants** (en plus des 9 membres de l'équipe d'animation) sur une liste de 60 acteurs invités car concernés par les enjeux de l'eau à l'échelle du bassin versant de la Loue (collectivités, services de l'Etat, acteurs du secteur agricole, des activités récréatives, et association de pêche et environnementales).

Le graphique ci-dessous met en évidence la mobilisation d'une diversité d'acteurs : représentants du **monde agricole** (11 personnes), des **collectivités** (8 personnes), des organisations portant les enjeux de **préservation des écosystèmes et des activités de pêche et récréatives liées à l'eau** (9 personnes). La liste complète des participants est fournie en fin de ce compte rendu.



## 1. Partage de connaissances

Le BRGM (Jean-Baptiste Charlier) et la Chambre d'agriculture 25-90 (Didier Tourenne) ont d'abord présenté des résultats issus du projet de recherche NUTRI-Karst, le temps d'une présentation intitulée « **Pratiques agricoles à risque pour la contamination des rivières en nutriments en zone karstique** » (voir diaporama joint). Suite à cette présentation, les participants ont fait des demandes de clarification ou exprimé des remarques complémentaires, notamment sur les sujets suivants :

- le fonctionnement du karst (superficiel/profond, temps de renouvellement des eaux souterraines, capacités de rétention des sols)
- le retournement des prairies et les impacts sur les transferts de nutriments
- différence des impacts entre lisier et fumier, en terme de transfert des nutriments dans l'eau
- la lutte raisonnée contre les campagnols mobilise le retournement des prairies pour favoriser une mosaïque prairies/cultures : cela va à l'encontre des objectifs de protection des eaux
- quelle prise en compte des nitrites ?
- les colmatages constatés fin mars dans les rivières sont-ils liés aux épandages ?

## 2. Identification de pistes d'action

Les participants ont ensuite été répartis en 3 sous-groupes et invités à échanger et faire des propositions concernant les actions à mettre en place pour 3 axes d'action pré-identifiés par l'équipe NUTRI-Karst :

1. ***Comment faire évoluer l'occupation du sol et les pratiques/techniques agricoles pour réduire les pressions en nutriments ?*** Mots clés : occupation du sol (cultures, prairies permanentes, temporaires), travail du sol, retournement de prairies, fertilisation minérale et organique (lisier/fumier/engrais minéraux), doses apportées...

2. ***Comment prendre en compte la vulnérabilité du paysage karstique et la saisonnalité pour réduire les risques de transfert en nutriments ?*** Mots clés : zones à risque de transfert, localisation des apports, voies de contamination, proximité de cours d'eau et dolines, paysage, périodes d'apport (temporalité, saisonnalité des transferts)

3. ***Quelles évolutions possibles de l'agriculture pour adapter le territoire aux changements globaux ?*** Mots clefs : impacts du changement climatique, évolution du cheptel bovin, transformation/diversification de la production

Nous proposons une restitution des idées et propositions émises par les participants sur chacun de ces trois axes, dans les tableaux suivants :

| | **AXE 1 : Comment faire évoluer l'occupation du sol et les pratiques/techniques agricoles pour réduire les pressions en nutriments ?** |
|---|---|
| **Situation idéale à atteindre** | - Moins de retournement de prairie, moins de sols à nu en période hivernale<br>- Plus aucune transition vers le lisier<br>- Préservation du paysage<br>- Limiter les pertes en azote et en phosphore dans les rivières, s'approcher des transferts naturels<br>- Atteindre un équilibre entre les apports et les besoins<br>- Limiter l'intensification, se rapprocher de l'extensif |

| | |
|---|---|
| **Difficultés actuelles pour atteindre cette situation** | - Perte d'attractivité du métier d'éleveur<br>- Le retournement de prairie est nécessaire pour l'autonomie (paille + céréales), sinon on doit importer de la paille de la Côte d'Or + il permet de faire face aux impacts des campagnols<br>- Des investissements lourds ont été effectués par le passé pour le système lisier<br>- Avec le système lisier, le besoin de main d'œuvre est moins important, c'est un frein à la réduction du lisier<br>- Baisse des rendements (saisons plus précoces)<br>- Réduction des fenêtres d'épandage due au changement climatique (trop humide en hiver, trop sec en été)<br>- Problèmes liés à la PAC<br>- Acceptation de l'augmentation du prix du Comté pour le consommateur va rencontrer des limites, sauf si la qualité augmente (prairies fleuries à conserver) |
| **Propositions d'actions (leviers et freins éventuels)** | - Couverture des fosses à lisier et à fumier qui ne sont pas encore couvertes<br>- Adapter l'intensité des pratiques agricoles en adéquation avec la sensibilité du milieu<br>- Développer la pratique des séparateurs de phase pour les exploitations<br>- Retour à la fumure mixte (complémentarité entre effluents solides et liquides)<br>- Diminuer les dépenses en intrants pour limiter l'intensification<br>- Choix d'effluent par exploitation en fonction des types de sols (plan d'épandage)<br>- Encourager et accompagner l'autonomie des exploitations : diminution des compléments extérieurs (hors du bassin versant)<br>- Sensibilisation, formation initiale et continue (pour actualiser les compétences en permanence) et accompagnement (y compris financier) des agriculteurs (sur la surfertilisation, les périodes de labour…) – Frein : difficultés à mobiliser pour participer aux formations - Levier : cahier des charges AOP qui va rendre les formations annuelles obligatoires<br>- Faire évoluer les perceptions et pratiques via la formation/information, mais aussi les concours des comices agricoles : moins valoriser l'intensification et les extrêmes (ex : prix de la vache qui produit le plus de lait avec le moins de concentré)<br>- Cadre réglementaire pour limiter voire supprimer les casse-cailloux et leurs impacts sur les transferts de nutriments<br>- Beaucoup de réglementations déjà présentes : mieux les faire connaître et appliquer<br>- Réintroduire une mosaïque paysagère (haies, zones humides…) notamment près des rivières, des dolines<br>- Réintroduire le dialogue entre les collectivités et le CIGC sur l'épandage des boues de STEP (problèmes liés aux hormones, aux métaux…) |
| **Quand ?** | - Certaines actions sont déjà en cours ou vont être mises en place prochainement (ex : formation annuelle obligatoire des agriculteurs va être inscrite dans le cahier des charges AOP)<br>- Mieux tenir compte du calendrier agricole : les agriculteurs sont davantage disponibles l'hiver pour les formations |
| **Où ?** | - Peu de leviers d'action sur la partie haute de la vallée de La Loue car une grande partie est en prairie permanente, les zones cibles sont plutôt dans les parties basses |
| **Acteurs à associer** | - Les agriculteurs, les fruitières<br>- La Chambre d'agriculture<br>- L'AOP (cahier des charges)<br>- Les comices et concours agricoles<br>- Former des groupes locaux à partir de fruitières par exemple, pour l'échange de pratiques |
| **Exemples / cas inspirants** | - |

| | AXE 2 : Comment prendre en compte la vulnérabilité du paysage karstique et la saisonnalité pour réduire les risques de transfert en nutriments ? |
|---|---|
| **Situation idéale à atteindre** | - Moins d'engrais minéraux<br>- Diminution des taux de nitrates dans les rivières<br>- Meilleure adaptation à la météo<br>- Changer le système agricole intensif<br>- « + de laits avec moins d'intrants » |
| **Difficultés actuelles pour atteindre cette situation** | - Problème de la mobilisation des acteurs du territoire<br>- La complexité et la multiplicité des discours apparaît comme un frein important aux solutions. Trop de contradictions dans les discours + « empilement administratif » contre-productif<br>- Des facteurs « extérieurs » qu'on ne peut pas contrôler, des paramètres structurels « hors de nous » qu'on ne peut pas changer<br>- Absence de maîtrise du changement climatique, « pas de solution à la saisonnalité »<br>- Difficulté à aller dans des solutions opérationnelles<br>- Difficultés de la mobilisation de moyens financiers et de foncier |
| **Propositions d'actions (leviers et freins éventuels)** | - Diminution du cheptel.<br>- Des changements de pratiques au niveau des épandages et modifier le cahier d'épandage : Epandage hivernal ? Retarder les épandages ? Les supprimer ? Evolution des épandages avec la technique et de nouvelles machines ?<br>- Instauration de Zones humides, plantation de haies.<br>- Instauration de labels AOP<br>- Solution technique de l'enfouissement → Problème sanitaire associé à cette méthode soulevé<br>- Investir dans la formation et l'enseignement continue. Notamment au sujet des épandages<br>- Plus d'analyses d'herbes, des sols et des effluents<br>- Mise en place de couvertures économiques. La question de la mobilisation du foncier au centre des enjeux<br>- Rencontrer les différentes structures et multiplier les canaux et intervenants<br>- Mise en place d'une Zone Vulnérable Nitrate<br>- Interdire le casse-caillou<br>- Sensibilisation du consommateur |
| **Quand ?** | - *Pas de propositions précises* |
| **Où ?** | - Mise en place de groupe de développement locaux |
| **Acteurs à associer** | - Agriculteurs qui ne sont pas encore mobilisés<br>- La Chambre d'agriculture<br>- Le CIGC<br>- Les acteurs du machinisme : fabricants de machines (locaux ou non)<br>- Evocation de l'Etat et de l'Europe comme acteurs importants sur le territoire pour les politiques agricoles. |
| **Exemples / cas inspirants** | *Pas de propositions précises* |

| | AXE 3 : Quelles évolutions possibles de l'agriculture pour adapter le territoire aux changements globaux ? |
|---|---|
| **Situation idéale à atteindre** | - Maintien d'une agriculture rémunératrice<br>- Milieux naturels, qualité de l'eau, sols et paysages préservés<br>- Equilibre dans le partage de l'eau entre usagers<br>- Trouver un équilibre sur le territoire entre production animale (lait/viande, à réduire) et production végétale (fruits/légumes, à augmenter), favoriser l'installation dans le domaine de l'agriculture vivrière<br>- Reconnaissance de tous les acteurs<br>- Autonomie alimentaire des exploitations, et autonomie énergétique (des exploitations, du territoire) – vigilance sur la méthanisation (impact carbone) |
| **Difficultés actuelles pour atteindre cette situation** | - Vieillissement des agriculteurs<br>- Capacités à se transformer : les changements peuvent demander plus de main d'œuvre, de temps de travail, impactant la qualité de vie, complexité à se diversifier<br>- Normes européennes différentes selon les pays<br>- Partage de l'eau l'été alors qu'elle va être de moins en moins disponible<br>- Habitudes de consommation des ménages et concurrence des produits importés ne favorisent pas les produits agricoles locaux<br>- Appels d'offres pour cantine non adaptés pour les locaux<br>- Manque de ressources : foncier disponible, financement<br>- Manque d'information, de monitoring à l'échelle de l'exploitation pour une réponse adaptée, et de liens entre acteurs<br>- Foncier disponible VS expansion de l'urbanisation<br>- Système économique actuel du Comté rémunérateur non incitatif à se transformer |
| **Propositions d'actions (leviers et freins éventuels)** | - Diversifier la production pour répondre aux besoins alimentaires locaux : développer des circuits courts ; approvisionner la restauration collective via la modification des appels d'offre qui doivent favoriser les productions locales ; améliorer la communication entre monde agricole et grand public.<br>- Former et accompagner techniquement les agriculteurs pour diversifier leurs productions (à l'échelle des fruitières ?)<br>- Diversifier les revenus des agriculteurs, via par exemple les paiements pour services environnementaux<br>- Favoriser l'autonomie fourragère des exploitations<br>- Favoriser la résilience des exploitations face au manque d'eau : préservation des sols, aide au stockage de l'eau (vigilance sur les « réserves » d'eau et les forages : quels impacts sur les milieux ?)<br>- Préserver les haies existantes et replanter<br>- Accompagner la réduction du cheptel, « extensifier », en freinant la reprise systématique de toutes les exploitations<br>- Anticiper les changements à long terme : demain d'autres filières d'élevage avec le changement climatique et la transformation du paysage ?<br>- Communication : pour une reconnaissance de la profession agricole + message sur la nécessaire adaptation face au changement climatique (baisse du fourrage, évolution du paysage ...)<br>- Développer les solutions fondées sur la nature et améliorer la capacité de rétention des sols en parallèle de la demande de stockage d'eau |
| **Quand ?** | *Pas de propositions précises* |
| **Où ?** | *Pas de propositions précises* |
| **Acteurs à associer** | - Agriculteurs, notamment les jeunes en installation<br>- Les collectivités, en particulier pour le développement des circuits courts, la restauration |

| | |
|---|---|
| | collective<br>- Les consommateurs<br>- La Chambre d'agriculture, pour le conseil, l'accompagnement technique, mais aussi le portage politique et l'évolution à suivre<br>- Le CIGC sur la question de la réduction du cheptel<br>- La SAFER pour le foncier et la diversification<br>- L'Etat pour la politique nationale, l'évolution de la réglementation + l'Europe, via la PAC |
| **Exemples / cas inspirants** | - La démarche « Agrilocale » du Département du Doubs<br>- La Suisse et sa logique de « protectionnisme » des productions locales |

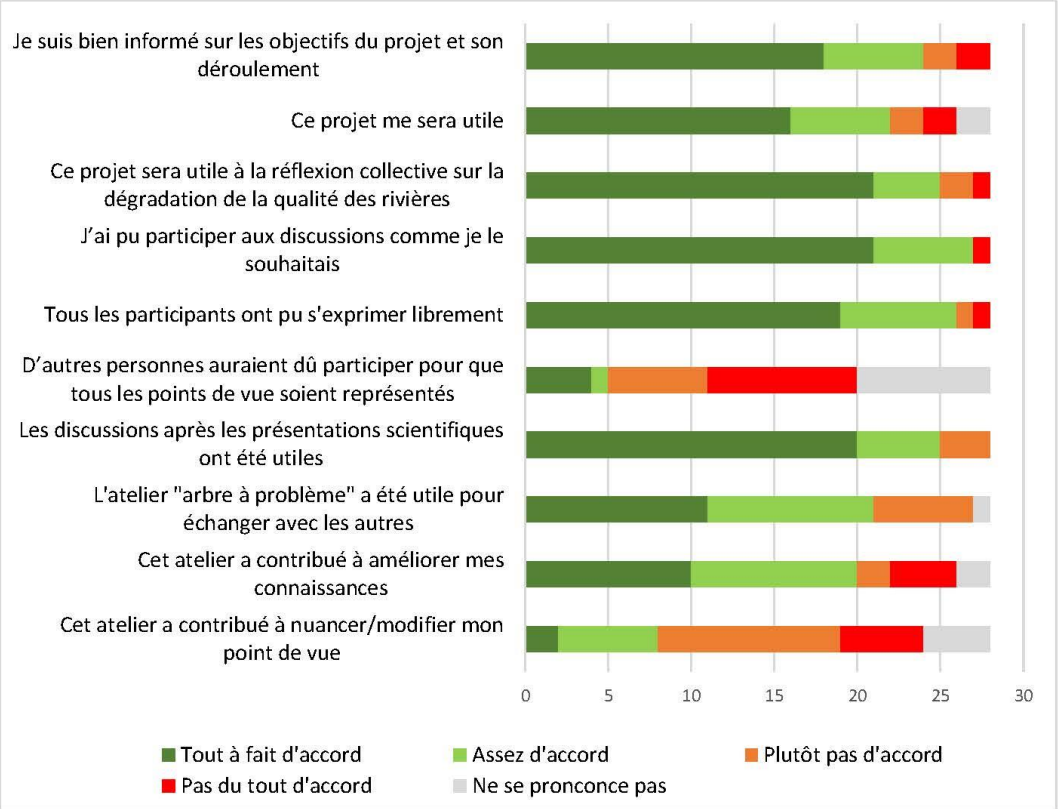
## 3. Les prochaines étapes de la démarche

Le troisième et dernier atelier aura deux objectifs :

- aller plus loin dans l'évaluation des leviers d'action identifiés, en examinant leur efficacité attendue sur la qualité de l'eau, leurs modalités de mise en oeuvre
- à la lumière de cette évaluation, engager la discussion entre les acteurs afin de s'accorder sur les leviers prioritaires à activer

## 4. Evaluation de l'atelier par les participants

Un questionnaire d'évaluation de l'atelier a été rempli par les participants à la fin de l'atelier. Voici les résultats des réponses obtenues :




Dans les commentaires libres, plusieurs éléments ressortent :

- **Sur les objectifs du projet** : constat d'une lenteur de l'action pour agir concrètement sur les problèmes de qualité de l'eau, alors que les constats comme les solutions et actions sont identifiés depuis longtemps (10-15 ans).
- **Sur les participants à l'atelier** : des acteurs manquants, notamment du monde agricole. Des participants regrettent qu'il n'y ait pas eu davantage d'agriculteurs, porteurs d'une diversité de pratiques. La période choisie pour l'atelier est pointée comme un frein pour leur mobilisation. Quelques participants relèvent l'intérêt de mettre des acteurs très différents et souvent en contradiction, autour de la table pour échanger sur ces problématiques.
- **Sur le contenu des échanges :** atelier jugé plus technique que le premier, quelques difficultés exprimées par les acteurs non agricoles (élus locaux)
- **Sur les enseignements de l'atelier** : amélioration des connaissances sur les pratiques agricoles, notamment la fertilisation, et sur les impacts du changement climatique

Liste des participants (anonymisée) :

| | | |
|---|---|---|
| *** | Syndicat intercommunal des Eaux de la Haute Loue | Collectivités (élus & agents) |
| *** | Conseil départemental du Doubs (25) | Collectivités (élus & agents) |
| *** | Commune de Quingey | Collectivités (élus & agents) |
| *** | Commune d'Ornans | Collectivités (élus & agents) |
| *** | EPTB Saône Doubs | Collectivités (élus & agents) |
| *** | EPAGE Haut Doubs Haute Loue | Collectivités (élus & agents) |
| *** | Communauté de communes Loue Lison | Collectivités (élus & agents) |
| *** | PNR Haut Jura | Collectivités (élus & agents) |
| *** | Agriculteur | Agriculture |
| *** | Agriculteur / Conseil élevage 25-90 | Agriculture |
| *** | Agriculteur / GIEE Champs et lisier | Agriculture |
| *** | Agriculteur | Agriculture |
| *** | Comité interprofessionnel de gestion du Comté (CIGC) | Agriculture |
| *** | Terre Comtoise | Agriculture |
| *** | Coopérative des Monts de Joux | Agriculture |
| *** | Agriculteur, GAEC des Azures, Fruitière Vernierfontaine | Agriculture |
| *** | Agriculteur | Agriculture |
| *** | Fédération régionale des coopératives laitières (FRCL) du massif Jurassien | Agriculture |
| *** | Enseignement agricole à préciser) | Agriculture |
| *** | Agence de l'eau RMC | Etat |
| *** | DDT Doubs | Etat |
| *** | DREAL BFC | Etat |
| *** | SOS Loue et rivières Comtoises | Associations environnementales |
| *** | SOS Loue et rivières Comtoises | Associations environnementales |
| *** | FNE Doubs | Associations environnementales |
| *** | CPEPESC Franche Comté | Associations environnementales |
| *** | Fédération de pêche du Doubs | Pêche |



| | | |
|---|---|---|
| *** | Fédération de pêche du Doubs | Pêche |
| *** | Société de pêche d'Ornans / SAMU de l'environnement | Pêche |
| *** | AAPPMA La truite de Mouthier-Lods | Pêche |
| *** | Groupement pour l'inventaire, la protection et l'étude du Karst (GIPEK) | Activités récréatives |

**L'équipe d'animation et les intervenants :**

| | |
|---|---|
| CHARLIER Jean-Baptiste | Hydrogéologue, Brgm |
| SEGUIN Laura | Sociologue, Brgm |
| VALLET Aurélien | Directeur régional BFC, Brgm |
| TOURENNE Didier | Chargé de mission agronomie et environnement, Chambre d'agriculture du Doubs |
| MARGUET Thierry | Chargé d'études Eaux Souterraines, Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse |
| THEVENET Cyril | Directeur de l'EPAGE Haut-Doubs Haute Loue |
| LE NAGARD Maud | Chargée de mission, Animation contrat de bassin, EPAGE Haut-Doubs Haute Loue |
| BONTEMPS Elise | Stagiaire, INRAE |

**Invités excusés :**

| | |
|---|---|
| *** | Syndicat intercommunal des Eaux de la Haute Loue |
| *** | Commissariat à l'aménagement, au développement et à la protection du Massif du Jura |
| *** | Comité départemental du tourisme |

*NUTRI-Karst : impact des activités anthropiques sur les transferts d'eau et de nutriments dans les bassins karstiques du massif du Jura*

# Compte-rendu de l'atelier n°3

## *Affiner les pistes d'actions, s'accorder sur des priorités*

*9 octobre 2024, Ornans*



## Le projet NUTRI-Karst

Les rivières comtoises du massif du Jura connaissent une dégradation de la qualité de leurs eaux en partie attribuée aux excès en nutriments, conséquence des activités humaines passées et actuelles dans un contexte de réchauffement climatique.

Le projet de recherche NUTRI-Karst vise à améliorer les connaissances pour mieux comprendre l'impact des activités anthropiques (agricoles, rejets domestiques…) sur le devenir des nutriments dans les eaux des rivières comtoises.

Trois ateliers participatifs ont lieu en 2023 et 2024 à l'échelle du bassin versant de la Loue. Ils visent à créer un dialogue entre acteurs de terrain, gestionnaires des ressources en eau et scientifiques, permettant un partage des connaissances et des points de vue. L'objectif est de construire une vision partagée des processus hydrologiques et des causes de la perturbation des rivières, étape préalable à la discussion des actions à mettre en place.

## Objectifs et programme de l'atelier n°3

Le 1er atelier a permis de développer une vision partagée **des causes et conséquences de la dégradation des rivières comtoises**. Plusieurs types de polluants issus des activités humaines du territoire ont été identifiés comme entrant en jeu dans la dégradation de la qualité de l'eau des rivières comtoises : les nutriments (nitrates et phosphore) d'origine agricole, ceux issus des fromageries et de l'assainissement domestique ; les micropolluants issus de multiples activités (zones agricoles, zones urbaines et industrielles, exploitations forestières).

Le projet NUTRI-Karst cible spécifiquement l'enjeu de **l'excès de nutriments** dans les eaux des rivières comtoises. Lors du premier atelier, les apports de connaissances scientifiques ont permis d'établir le fait que l'activité agricole représente le principal poste d'apport aussi bien en azote qu'en phosphore[1] :

***Principales sources d'apport en nutriments – résultats à l'échelle du Massif du Jura :***

| | Part des apports en azote | Part des apports en phosphore |
|---|---|---|
| **Rejets agricoles (déjections du cheptel bovin et engrais de synthèse)** | 92% | 95% |
| **Rejets domestiques et industriels** | 7% | 5% |
| **Rejets issus de la transformation du lait** | 0,4% | 0,6% |

Malgré les efforts effectués ces dernières décennies, l'importance des apports en nutriment issus de l'activité agricole du territoire demeure majeure. Lors du 2ème atelier, le focus a donc été mis sur les pratiques agricoles. Il a permis d'identifier les pratiques agricoles à risque pour le transfert des nutriments, et de faire ressortir quelques premières propositions d'action.

[1] Pour aller plus loin, voir les résultats de la Tâche 1 du projet NUTRI-Karst « Réponses des agro-hydro-systèmes du massif du Jura face au changement climatique et aux activités anthropiques », consultables au lien suivant : http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-72229-FR.pdf

Ce 3ème et dernier atelier avait pour but d'aller plus loin dans la réflexion sur ces pistes d'action : affiner leurs modalités possibles de mise en œuvre, tenter de construire des compromis en cas de dissensus sur certaines actions, identifier des actions prioritaires.

**Programme :**

- **14h – Accueil**
- **14h15 – Introduction, rappels des étapes précédentes et de l'atelier 3**
- **14h30 – Présentation et discussion :** *Efficacité environnementale de grands leviers d'action pour réduire les pressions et transferts en nutriment*
- **14h50 – Présentation des propositions d'action issues du 2ème atelier**
- **15h – Sondage individuel : se positionner par rapport à ces propositions**
- **15h15 – Discussion collective : se repositionner ?**

***16h - Pause café***

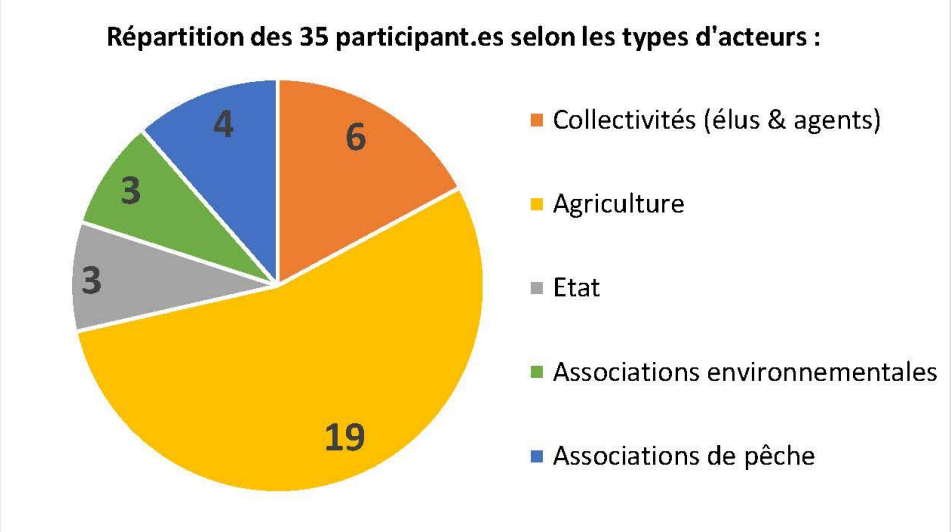
- **16h15 – Suites de la discussion**
- **17h – Synthèse de l'atelier et échanges sur les suites à donner à la démarche**

***17h30 – Fin de l'atelier. Pot offert aux participants***

## Participants

L'atelier a réuni **35 participants** (en plus des membres de l'équipe d'animation) sur une liste de 60 acteurs invités car concernés par les enjeux de l'eau à l'échelle du bassin versant de la Loue (collectivités, services de l'Etat, acteurs du secteur agricole, des associations de pêche et environnementales).

La liste complète des participants est fournie en fin de ce compte rendu.



## 1. Partage de connaissances

Le BRGM (Jean-Baptiste Charlier) et la Chambre d'agriculture 25-90 (Didier Tourenne) ont d'abord présenté des résultats issus du projet de recherche NUTRI-Karst, le temps d'une présentation intitulée ***« Efficacité environnementale de grands leviers d'action pour réduire les pressions et transferts en nutriment »*** (voir diaporama joint). A l'issue de chacune de leurs présentations, les participants ont fait des demandes de clarification ou exprimé des remarques complémentaires :

1. **À l'échelle de la parcelle : impacts de différentes pratiques de fertilisation sur la qualité de l'eau issue du lessivage du sol (Didier Tourenne)**

- Expérimentation à partir des lysimètres : clarification sur le type d'effluents utilisé pour fertiliser les parcelles suivies (purin, lisier) et leurs teneurs en azote
- Impact des sécheresses sur l'augmentation de l'azote dans les parcelles : s'explique par une forte minéralisation, et une baisse de consommation par les végétaux
- Peut-il y avoir du ruissellement d'une parcelle vers une autre contigüe ? Non, pas de mouvements d'eau constatés
- Surprise face aux résultats présentés sur les pertes en nitrate du fumier. Les concentrations en nitrate sont très élevées au moment de la reprise des pluies du fait de la minéralisation post-canicule

2. **À l'échelle du bassin versant : impacts de scénarios d'occupation du sol et de changement de pratiques agricoles sur la qualité de l'eau dans la rivière**

- Si on cumule plusieurs scénarios de changements de pratiques agricoles, est-ce qu'ils s'additionnent (cumul des atténuations) ou s'atténuent mutuellement ? Les scénarios ne sont pas construits de manière à être cumulés. Ils sont là comme outils de connaissances, chacun levier est distingué pour faciliter l'interprétation de son effet sur la qualité de l'eau.
- Dans le scénario « 100% de prairies permanentes », on enlève le labour donc il y a moins de lessivage d'azote.
- Dans le scénario « baisse du cheptel de 25% » on constate une baisse de l'azote organique sous forme d'effluents épandus et de restitutions au pâturage
- Le scénario « baisse du cheptel de 25% » revient à quel indice d'UGB/ha ? Réponse : Loue en 2000 et en 2020 : environ 0,85 UGB sur lesquels on a appliqué une diminution de 25% chaque année.
- Les scénarios sont des outils d'aide à la réflexion pour évaluer les effets de leviers d'action, ce ne sont pas des scénarios d'action.

## 2. Sondage individuel et discussion sur 22 pistes d'action

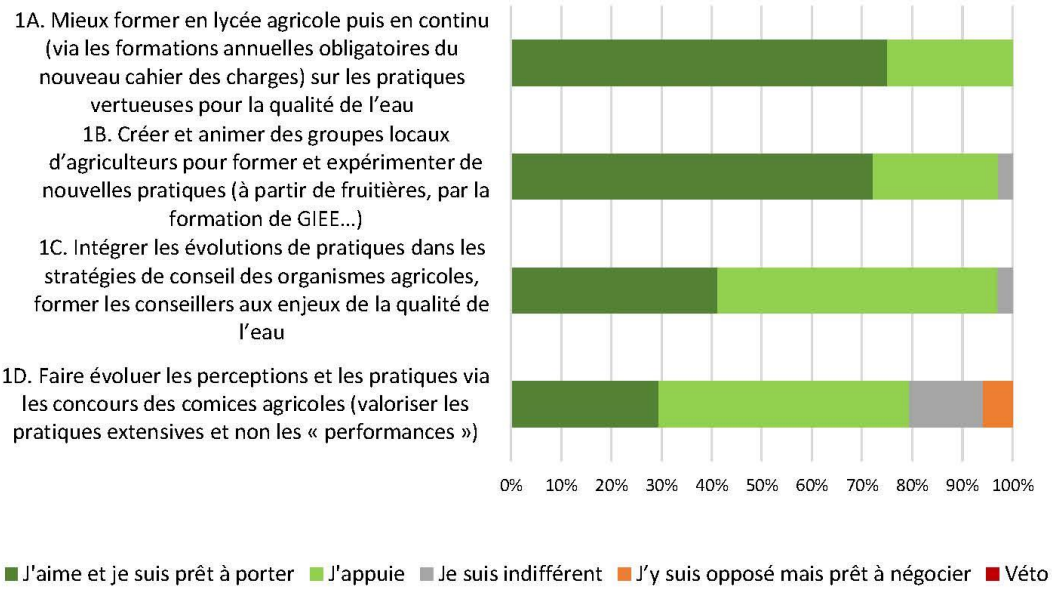
Pour organiser la discussion sur les pistes d'action, celles-ci avaient été synthétisées à partir des étapes précédentes du projet (entretiens individuels, ateliers) et regroupées en 5 axes. Le sens et les objectifs de chacun des axes ont été présentés à l'oral pendant l'atelier.
Les participants ont répondu à un sondage visant à se positionner de manière individuelle en fonction du degré d'accord ou de désaccord sur chacune des 22 pistes d'action. Puis une discussion s'est engagée pour lever les éventuelles incompréhensions, identifier les actions consensuelles et celles nécessitant davantage de discussion pour tenter de lever les dissensus.

### Axe 1 : Faire évoluer les pratiques agricoles par la formation, le conseil, la sensibilisation et l'échange de pratiques

**Objectifs :**

- Encourager et former aux pratiques limitant les transferts de nitrate et préservant les sols : prairies permanentes, arrêt des retournements de prairies, du labour et des sols nus en hiver…
- Réduire les pratiques de surfertilisation, l'usage des engrais minéraux et effluents liquides
- Cibler en particulier les zones basses de la vallée de la Loue

**Résultats du sondage (34 répondants) :**




**Compte-rendu des échanges :**

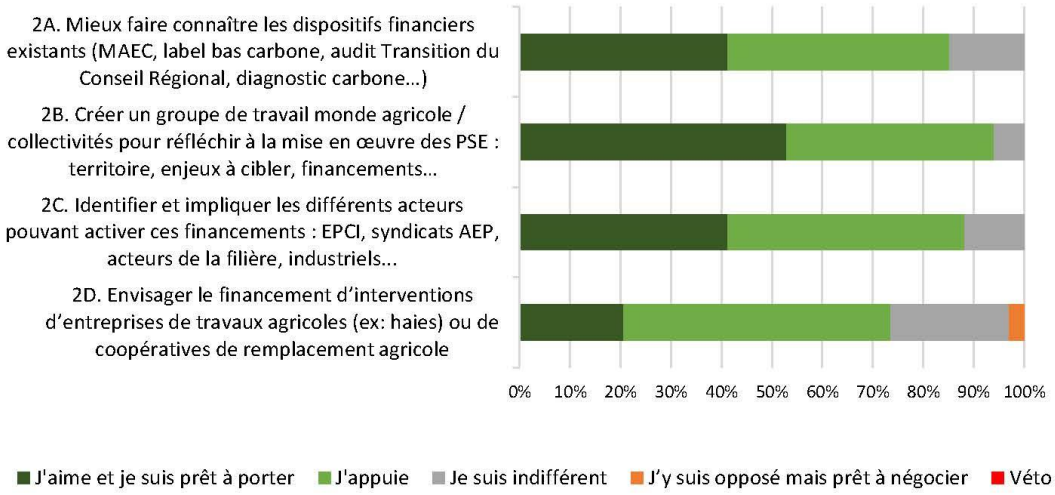
- **1B** : Très bonne idée, mais les agriculteurs qui participent aux GIEE sont déjà sensibilisés : comment élargir au-delà ? S'appuyer sur les fruitières, les CUMA, des collectifs déjà existants.
- **1D** : Pour certains les comices ne sont pas des lieux adaptés pour la sensibilisation, pour d'autres ce type de prix existent déjà et sont aujourd'hui bien accueillis. Ce sont les associations locales qui organisent les comices qui peuvent être actrices de ces évolutions.

## Axe 2 : Valoriser les services rendus et développer les soutiens financiers aux changements de pratiques

**Objectifs :**

- Financer et accompagner les changements de pratiques et les prises de risques agronomiques
- Rémunérer et valoriser les services rendus par l'agriculture en lien avec les enjeux de l'eau : réduction de la fertilisation, arrêt du retournement des prairies, agriculture biologique, mise en place et entretiens de haies, ripisylves...
- Renforcer l'action collective entre monde agricole et collectivités

**Résultats du sondage (34 répondants) :**




**Compte-rendu des échanges :**

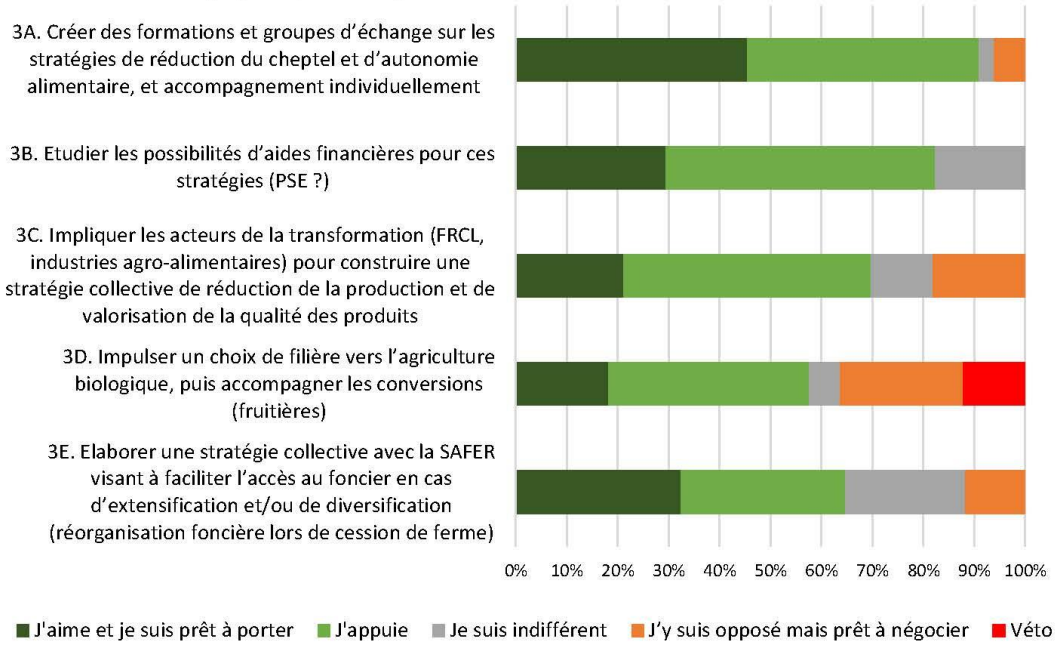
- **2A** : Les MAEC ne sont pas des dispositifs incitatifs : soit très contraignant + lourdeur administrative, soit peu rémunérateur. Il faut aussi rémunérer l'existant, pas que le changement. Les diagnostics carbones permettent une rémunération des agriculteurs à la tonne de carbone non émise (stockée dans les sols, haies), intéressant mais les marges de manœuvre sont limitées pour des territoires déjà en prairies et avec des haies.
- **2B** : Les PSE sont plus souples que les MAEC. Elles permettent de rémunérer l'existant (pas d'engrais minéral, présence de haies...). Dispositif a priori intéressant mais besoin de discuter sur beaucoup d'éléments : quelles pratiques rémunère-t-on ? quel est l'acteur porteur sur le territoire (question qui doit être traitée rapidement) ?. Vigilance cependant car ces paiements restent une forme de dépendance vis-à-vis des subventions européennes, il ne faut pas que les exploitations en dépendent pour vivre, les PSE doivent être vues comme des outils pour impulser des pratiques au début, mais on doit pouvoir s'en passer au bout de 5 ans.
- **2C** : Les filières participent en finançant les révisions des cahiers des charges : le nouveau entrera en vigueur en 2025, il prévoit une diminution des engrais minéraux. Faire participer les filières aux PSE serait de toucher des agriculteurs encore peu sensibilisés et investis.
- **Autre remarque** : pour certains il serait intéressant de flécher les incitations financières vers l'achat de matériel (en lien avec les CUMA ?) comme les séparateurs de phase, qui permettent de distinguer une phase solide et liquide, et de retarder les épandages de quelques mois.

## Axe 3 : Organiser et accompagner l'évolution des systèmes de production vers une extensification des pratiques (long terme)

**Objectifs :**

- Accompagner les agriculteurs dans la réduction du cheptel pour réduire la pression en nutriments
- S'adapter au changement climatique qui impacte la production de fourrage et augmente les pics de minéralisation de l'azote et son transfert dans les rivières

**Résultats du sondage (34 répondants) :**




**Compte-rendu des échanges :**

- **3A** : Déjà beaucoup de formations proposées, il faut plutôt les remplir. L'objectif d'autonomie alimentaire peut être contradictoire avec celui d'augmenter les prairies permanentes.
- **3B** : Les PSE pourraient compenser les pertes financières en cas de baisse du cheptel, cependant attention à la dépendance à ces subventions issues de la PAC
- **3C** : Il y aurait un frein important pour les acteurs de la transformation, celui de la viabilité économique des outils de production dans lesquels ils ont investis. De plus, cela devrait s'accompagner d'un changement de comportement des consommateurs, qui ont des marges de manœuvre réduite pour acheter des produits de meilleure qualité mais plus chers.
- **3D** : de nombreux freins sont évoqués : plus de débouchés car plus de demande de produits bio. On questionne aussi l'intérêt de se convertir en bio pour agir sur les transferts de nutriments : avec un système lisier bio il y a quand même des transferts d'azote dans les rivières. Cela permet de réduire l'azote minéral, dont l'utilisation est déjà réduite car les coûts ont beaucoup augmenté.

- **3E** : des discussions sont en cours entre l'EPAGE Haut Doubs – Haute Loue et la SAFER du Doubs pour rechercher des solutions gagnants-gagnants et anticiper les futures évolutions.

**Remarques plus générales** :

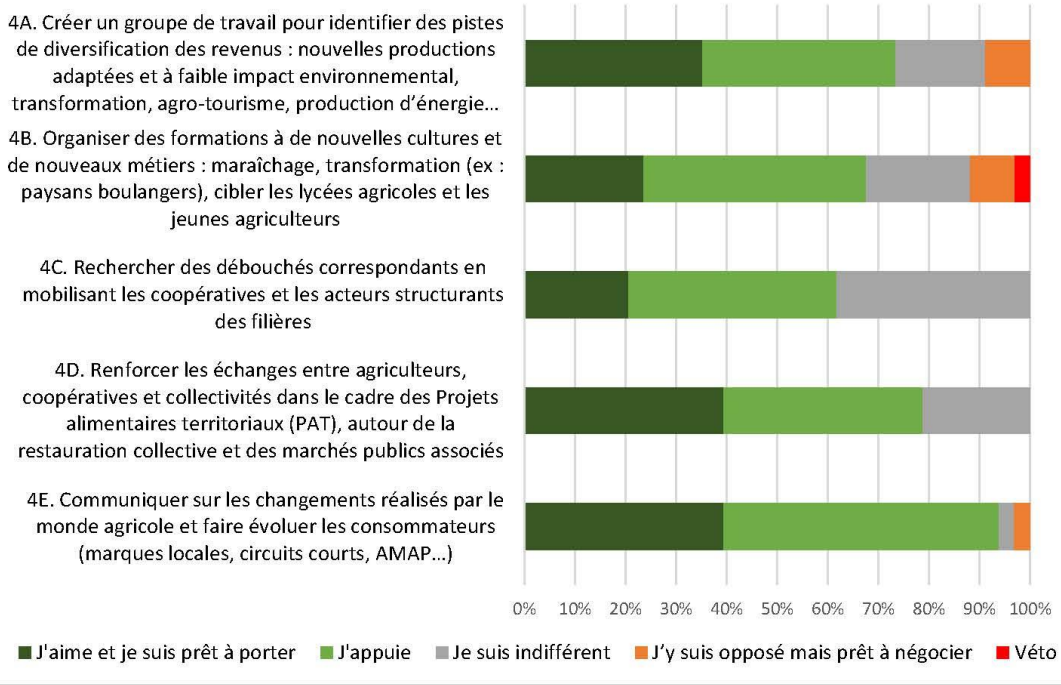
- Certains participants mettent en avant que la diminution du cheptel est de toute façon en cours, du fait du changement climatique (diminution du fourrage) : il peut exister des positions différentes entre laisser-faire ou « subir » cette tendance (des adaptations se font ponctuellement suites aux sécheresses), ou l'anticiper et accompagner les exploitations dans une stratégie de réduction, à l'horizon 20 ans.
- Pour certains participants la discussion sur l'évolution des systèmes de production et le modèle agricole de demain sort du cadre du projet NUTRI-Karst. Il faudrait s'en tenir aux leviers techniques discutés précédemment, par la formation et l'incitation financière (Axes 1 et 2), qui peuvent déjà avoir une efficacité sur la qualité de l'eau.
- Tous les participants s'accordent sur le besoin de prendre davantage en compte les dimensions économiques, car les transformations des pratiques ou des systèmes de production doivent nécessairement se conjuguer avec une bonne rémunération des agriculteurs.
- Par exemple, il serait intéressant d'aborder plus précisément une question que le cadre du projet ne permet pas d'aborder : *quel serait l'objectif de réduction des nitrates dans les rivières que l'on pourrait se fixer, à l'échelle d'un territoire ? Et quelle serait la faisabilité économique ?* Il faudrait pouvoir fixer des objectifs de réduction chiffrés, élaborer des scénarios avec des actions précises à l'horizon 10-15 ans, tout en évaluant la faisabilité économique de ces scénarios et actions pour les exploitations. Ce serait une prolongation possible de la réflexion, en mobilisant d'autres compétences (économie).
- Autre proposition de prolongation de la réflexion collective : lancer un programme de recherche sur la valorisation des effluents d'élevage, qui ne doivent pas être considérés comme un déchet, mais qui sont de plus en plus complexe à utiliser. Avec des compétences en agronomie et économie.

## Axe 4 : Diversifier les revenus des exploitations et les cultures, en intégrant le développement de nouvelles filières et les circuits courts

**Objectifs :**

- Compenser les pertes de production liées à l'évolution des pratiques et des systèmes de production (cf. Axes 1 et 3) par une diversification des revenus des agriculteurs
- Maintenir une agriculture rémunératrice et assurant de bonnes conditions de travail et de vie (temps de travail, lien social, reconnaissance…)
- Trouver un équilibre sur le territoire entre production animale (lait/viande, à réduire) et production végétale (fruits/légumes, à augmenter), favoriser l'installation dans le domaine de l'agriculture vivrière

**Résultats du sondage (34 répondants) :**



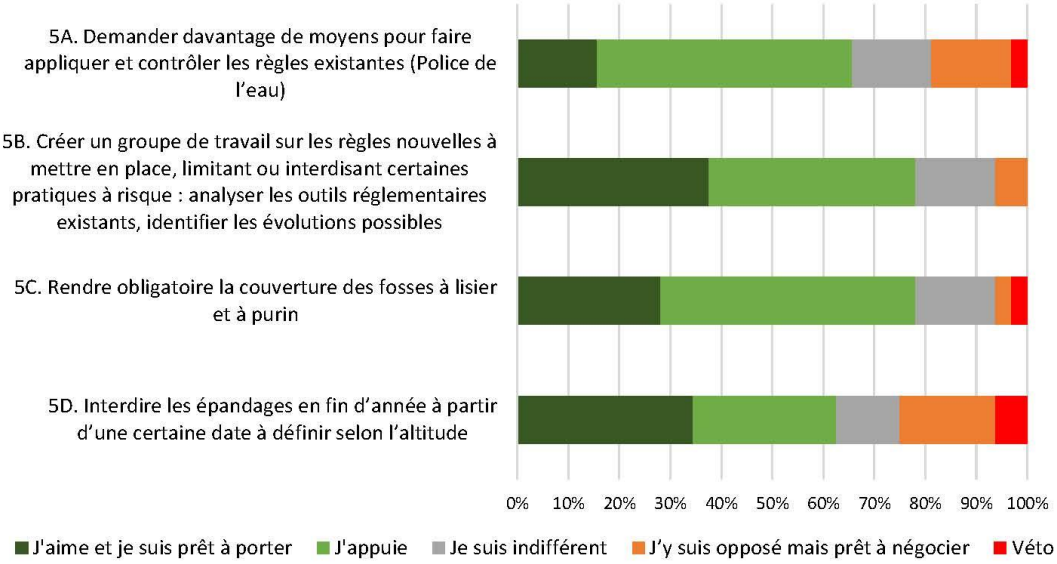

**Nous n'avons pas eu suffisamment de temps pour échanger sur ces pistes d'action.**

## Axe 5 : Se doter de plus (ou de nouveaux) moyens réglementaires et de contrôle

**Objectifs :**

- Sanctionner et réduire les pratiques qui ne respectent toujours pas les règlementations en vigueur
- Faire connaître, faire appliquer, et contrôler le respect des réglementations déjà existantes, et les nouvelles règles contenues dans le nouveau cahier des charges (règle des 200°, obligation des plans d'épandage pour toutes les exploitations, ...)
- Elaborer collectivement de nouvelles règles à l'échelle du bassin versant, allant au-delà de celles contenues dans le (nouveau) cahier des charges, ciblant les pratiques à risque

**Résultats du sondage (32 répondants) :**




**Compte-rendu des échanges :**

- **5A** : il faut effectivement faire appliquer correctement la réglementation existante avant de réfléchir à d'éventuelles nouvelles règles. Sentiment d'une impunité pour certaines infractions qui nuisent à l'image de la profession toute entière. Une des difficultés est que la gestion de ces problèmes de pollution est renvoyée aux maires, qui se retrouvent dans des situations difficiles à gérer.
- **5C** : vigilance sur les situations d'endettement des agriculteurs et sur les risques de les aggraver avec cette mesure. Quelles solutions d'accompagnement seraient possibles ?
- **5D** : c'est une règle qui aurait besoin d'une expérimentation à partir d'indicateurs plutôt que de dates fixes (car les conditions hydro-climatiques sont changeantes selon les années). Il faudrait également inscrire des règles de volumes pour obliger à fractionner les apports (en fonction de la taille de fosse, du plan d'épandage...) pour éviter que tout le monde épande tout en même temps. La Chambre d'agriculture mentionne un travail en cours sur l'augmentation de l'autonomie pour le stockage des effluents liquides (fiche action PAAI 25-90).

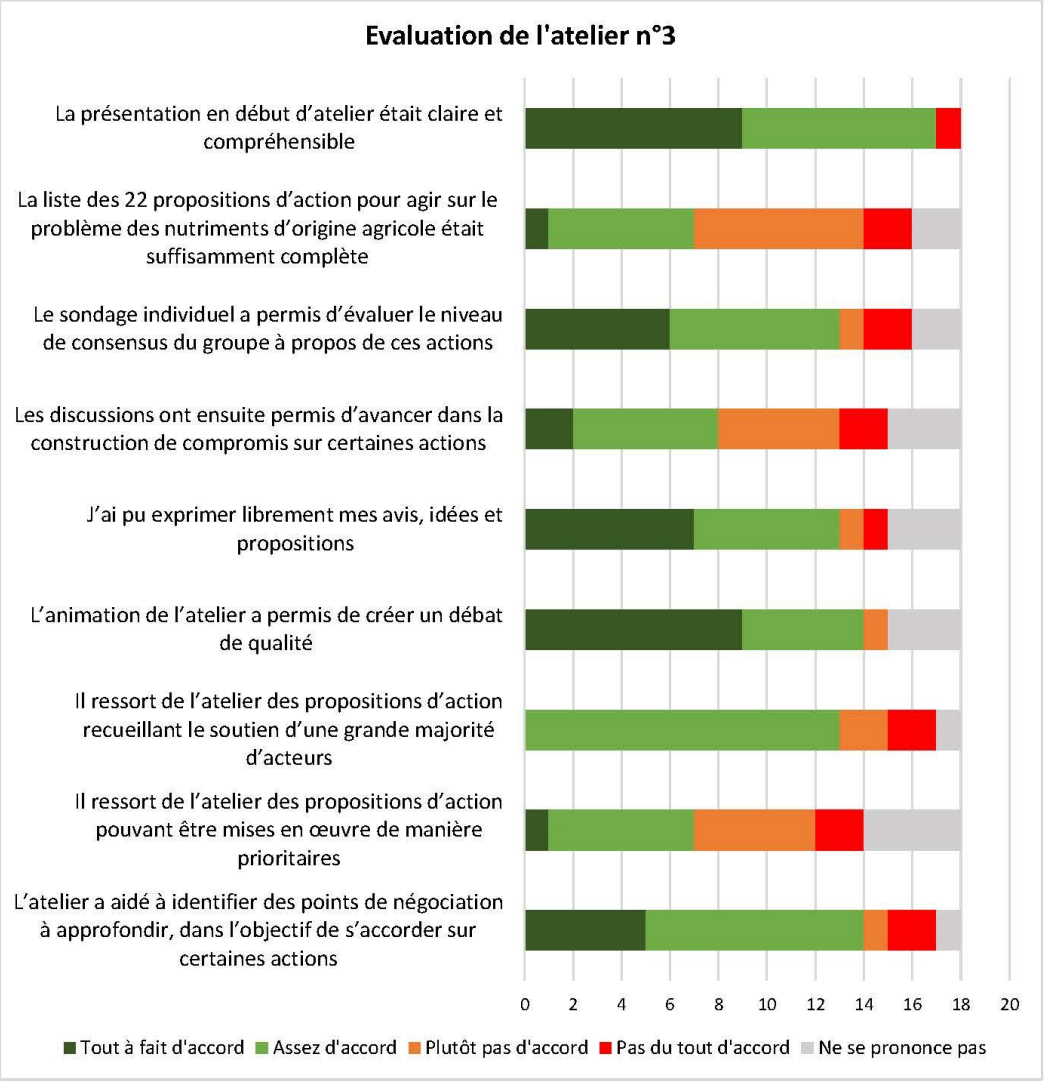
## 3. Les suites de cette démarche

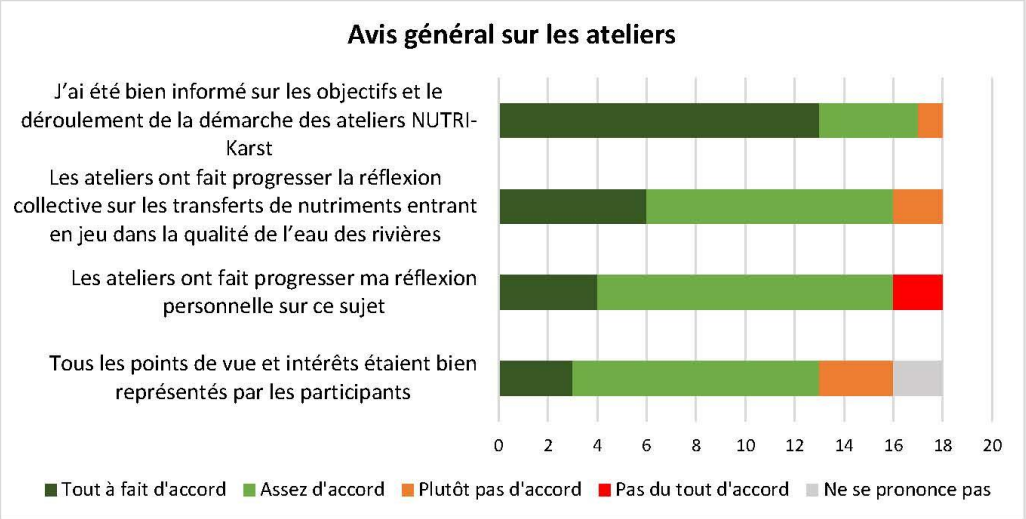
Des pistes de prolongation de cette démarche sont ressorties des échanges. Certaines pistes d'action faisant consensus (axes 1 et 2) peuvent faire l'objet de groupes de travail impliquant les acteurs afin d'aller plus loin dans les dimensions de mise en œuvre opérationnelles :

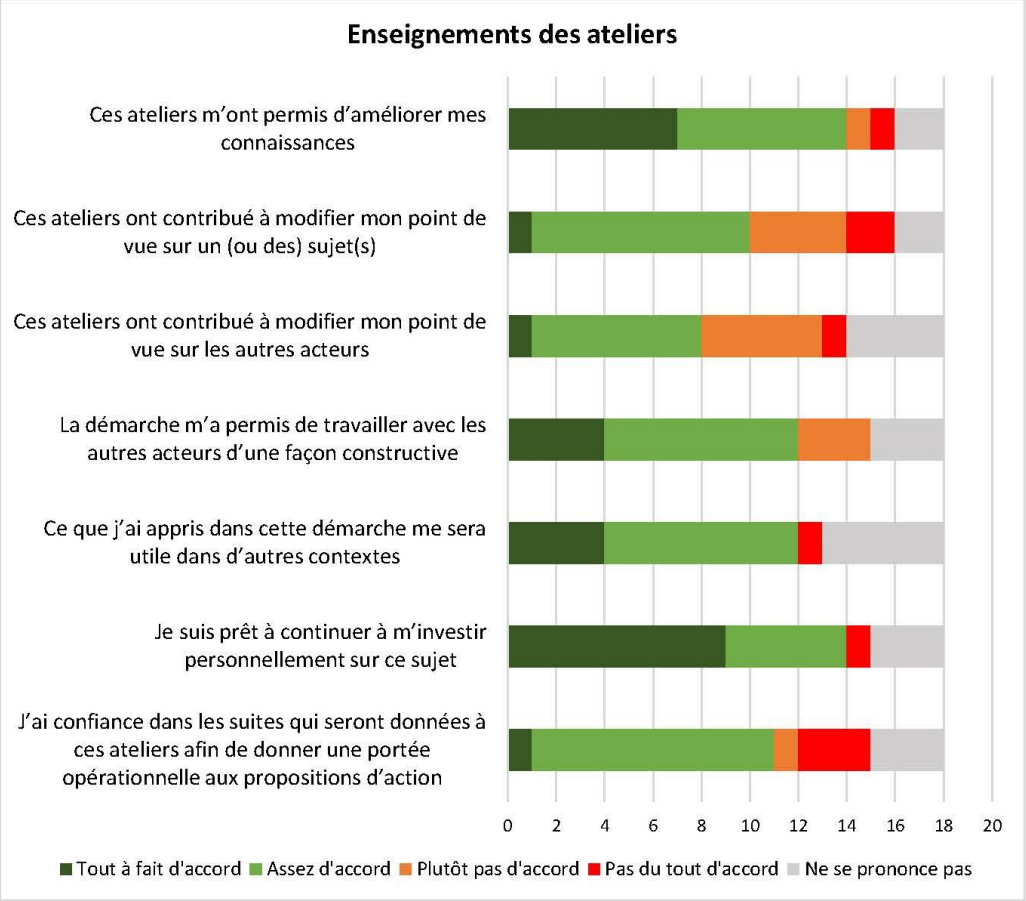
- Le levier de la **sensibilisation et de la formation** (axe 1) a été jugé intéressant et fait consensus, mais le principal défi reste d'élargir le cercle des agriculteurs participant aux formations, aux GIEE... Le plus efficace semble de cibler les collectifs déjà existants, car la profession est déjà bien structurée (fruitières, CUMA, comices...)
- Concernant le levier de **l'incitation financière**, il a été en particulier évoqué que la **mise en œuvre des PSE** peut être intéressant, mais de nombreux éléments sont à définir collectivement (et rapidement) : quel acteur est porteur, sur quel territoire ? Concernant les enjeux qualité de l'eau, quelles sont les pratiques vertueuses que l'on cible pour les financements ? Comment faire pour que ces financements soient des moteurs au changement au début uniquement, et non des subventions dont les exploitations deviennent dépendantes sur le long terme ? Peut-on aider pour l'achat de matériel permettant de réduire la pression en nitrate ?
- Les axes 3 et 4 abordaient la question de **transformation plus profondes et à long terme des systèmes de production et du modèle agricole**, dans une visée d'extensification pour l'adaptation au changement climatique et pour réduire la pression en nutriments. Les pistes d'action proposées font moins consensus, et il a été soulevé que la démarche proposée dans le projet NUTRI Karts ne permettait pas d'aborder les dimensions économiques de ces évolutions sur les exploitations. Une démarche prospective, intégrant ces dimensions, serait une prolongation possible afin d'organiser des débats plus apaisés sur ce sujet.
- Enfin des marges de manœuvre ont été identifiées sur le **levier réglementaire** (axe 5), d'abord concernant les moyens pour faire appliquer les règles existantes, ensuite pour imaginer de nouvelles réglementations, par exemple l'interdiction d'épandage en fin d'année à partir d'indicateurs à définir à travers des expérimentations d'abord, avant d'envisager une mise en œuvre.

## 4. Evaluation de la démarche par les participants

Un questionnaire d'évaluation de l'atelier a été rempli par les participants à la fin de l'atelier. Voici les résultats des réponses obtenues (18 répondants) :




Avis général sur les ateliers
J'ai été bien informé sur les objectifs et le déroulement de la démarche des ateliers NUTRI-Karst
Les ateliers ont fait progresser la réflexion collective sur les transferts de nutriments entrant en jeu dans la qualité de l'eau des rivières
Les ateliers ont fait progresser ma réflexion personnelle sur ce sujet
Tous les points de vue et intérêts étaient bien représentés par les participants
0 2 4 6 8 10 12 14 16 18 20
Tout à fait d'accord
Assez d'accord
Plutôt pas d'accord
Pas du tout d'accord
Ne se prononce pas


Enseignements des ateliers
Ces ateliers m'ont permis d'améliorer mes connaissances
Ces ateliers ont contribué à modifier mon point de vue sur un (ou des) sujet(s)
Ces ateliers ont contribué à modifier mon point de vue sur les autres acteurs
La démarche m'a permis de travailler avec les autres acteurs d'une façon constructive
Ce que j'ai appris dans cette démarche me sera utile dans d'autres contextes
Je suis prêt à continuer à m'investir personnellement sur ce sujet
J'ai confiance dans les suites qui seront données à ces ateliers afin de donner une portée opérationnelle aux propositions d'action
0 2 4 6 8 10 12 14 16 18 20
Tout à fait d'accord
Assez d'accord
Plutôt pas d'accord
Pas du tout d'accord
Ne se prononce pas

Dans les commentaires libres, plusieurs éléments ressortent :

- **Sur les participants à l'atelier** : les participants notent l'absence d'élus locaux, et la forte implication du monde agricole. Un certain nombre de participants à l'atelier n°3 n'avaient pas participé aux ateliers précédents, ce qui a pu limiter l'appropriation des étapes de travail passé et la dynamique collective
- **Sur le contenu des échanges de l'atelier n°3 :** un certain nombre de participants ont été gênés par le fait d'aborder d'autres dimensions de changement que la seule évolution des pratiques agricoles (échanges sur la trajectoire du modèle agricole, en lien avec le changement climatique). Un apport d'expertise en économie pour mieux aborder ces dimensions-là paraît nécessaire.
- **Sur les enseignements tirés des 3 ateliers** : amélioration des connaissances en agronomie, sur les pratiques agricoles et les contraintes associées, sur le fonctionnement du karst, sur les transferts de nutriments.

Liste des participants (anonymisée) :

| | | |
|---|---|---|
| *** | EPAGE Haut Doubs Haute Loue | Collectivités (élus & agents) |
| *** | EPAGE Haut Doubs Haute Loue | Collectivités (élus & agents) |
| *** | Conseil départemental du Doubs (25) | Collectivités (élus & agents) |
| *** | EPTB Saône Doubs | Collectivités (élus & agents) |
| *** | Communauté de communes Loue Lison | Collectivités (élus & agents) |
| *** | PNR Haut Jura | Collectivités (élus & agents) |
| *** | Agriculteur / Chambre d'agriculture 25-91 | Agriculture |
| *** | Chambre d'agriculture 25-91 | Agriculture |
| *** | Chambre d'agriculture 39 | Agriculture |
| *** | Agriculteur / Chambre d'agriculture 25-91 | Agriculture |
| *** | Agriculteur / Conseil élevage 25-90 | Agriculture |
| *** | Agriculteur / GIEE Champs et lisier | Agriculture |
| *** | FDSEA 25 | Agriculture |
| *** | FDSEA 26 | Agriculture |
| *** | Agriculteur / Chambre d'agriculture 25-91 | Agriculture |
| *** | Agriculteur / Union Régionale des Fromages d'Appellation d'origine Comtois (URFAC) | Agriculture |
| *** | Union Régionale des Fromages d'Appellation d'origine Comtois (URFAC) | Agriculture |
| *** | Comité interprofessionnel de gestion du Comté (CIGC) | Agriculture |
| *** | Comité interprofessionnel de gestion du Comté (CIGC) | Agriculture |
| *** | Terre Comtoise | Agriculture |
| *** | Agriculteur / Confédération Paysanne | Agriculture |
| *** | Agriculteur | Agriculture |
| *** | Fédération régionale des coopératives laitières (FRCL) du massif Jurassien | Agriculture |
| *** | Fédération régionale des coopératives laitières (FRCL) du massif Jurassien | Agriculture |
| *** | Enseignement agricole CFPPA Chateaufarine | Agriculture |
| *** | Agence de l'eau RMC | Etat |
| *** | DRAAF - SRISE | Etat |
| *** | DDT Doubs | Etat |



| | | |
|---|---|---|
| *** | SOS Loue et rivières Comtoises | Associations environnementales |
| *** | SOS Loue et rivières Comtoises | Associations environnementales |
| *** | SOS Loue et rivières Comtoises | Associations environnementales |
| *** | Fédération de pêche du Doubs | Pêche |
| *** | Fédération de pêche du Doubs | Pêche |
| *** | Société de pêche d'Ornans / SAMU de l'environnement | Pêche |
| *** | AAPPMA La truite de Mouthier-Lods | Pêche |

**L'équipe d'animation et les intervenants :**

| | |
|---|---|
| CHARLIER Jean-Baptiste | Hydrogéologue, Brgm |
| SEGUIN Laura | Sociologue, Brgm |
| TOURENNE Didier | Chargé de mission agronomie et environnement, Chambre d'agriculture du Doubs |
| MARGUET Thierry | Chargé d'études Eaux Souterraines, Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse |
| LE NAGARD Maud | EPAGE Haut Doubs Haute Loue |

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
*Liberté*
*Égalité*
*Fraternité*

Géosciences pour une Terre durable
brgm

**Centre scientifique et technique**
3, avenue Claude-Guillemin
BP 36009
45060 – Orléans Cedex 2 – France
Tél. : 02 38 64 34 34

**Direction régionale Bourgogne – Franche-Comté**
Parc technologique
27 rue Louis de Broglie
21000 – Dijon – France
Tél. : 03 80 72 90 40
**www.brgm.fr**