

VetAgro Sup

Mémoire de fin d'études d'ingénieur

***Méthodes d'identification
des pratiques à risque,
vis-à-vis de la lixiviation
des nitrates, dans un
bassin versant karstique***

Julien Zanatta

APVE

2014/2015

VetAgro Sup

Mémoire de fin d'études d'ingénieur

***Méthodes d'identification
des pratiques à risque,
vis-à-vis de la lixiviation
des nitrates, dans un
bassin versant karstique***

Julien Zanatta

APVE

2014/2015

Maître de stage : Didier Tourenne

Conseiller agro-environnement, CIA25/90

Tutrice pédagogique: Nathalie Vassal

« L'étudiant conserve la qualité d'auteur ou d'inventeur au regard des dispositions du code de la propriété intellectuelle pour le contenu de son mémoire et assume l'intégralité de sa responsabilité civile, administrative et/ou pénale en cas de plagiat ou de toute autre faute administrative, civile ou pénale. Il ne saurait, en cas, seul ou avec des tiers, appeler en garantie VetAgro Sup. »

Remerciements

Je tiens à remercier tout d'abord mon maître de stage Didier Tourenne, conseiller Agronomie-Environnement, pour ses enseignements et ses précieux conseils.

Je remercie Nicolas Lecatre et Pauline Thouvenin, conseiller Agronomie-Environnement, pour leur soutien, leur aide et leur sympathie.

Mes remerciements s'adressent également à Gilles Schellenberger, responsable du service Espaces et Territoires, pour m'avoir accueillie au sein de son équipe de travail.

J'adresse mes remerciements à Raphaël Martin, ingénieur modélisation à l'INRA de Clermont-Ferrand, pour son accueil, sa sympathie et tout son travail sur le logiciel de conversion des données, FarmSim et Pasim.

Je remercie Marine Bedu, de l'INRA de Rennes, avec qui j'ai pu échanger sur la détermination des logiques des agriculteurs.

Je remercie également Blandine Robert, Virginie Parnaudeau et Aurélien Dupont pour leurs réponses aux questions ainsi que leurs instructions sur l'outil Syst'N.

Mes remerciements vont aussi à l'ensemble du personnel de la Chambre d'Agriculture pour son accueil et sa gentillesse.

Je tiens à remercier particulièrement Nathalie Vassal, ma tutrice de stage, pour sa disponibilité et ses conseils avisés.

Enfin, je dis un grand merci à Magali pour son soutien, son aide et ses encouragements durant tout le long de ce stage.

Liste des abréviations

AOP : Appellation d'Origine Protégée
CIA25/90 : Chambre Interdépartementale d'Agriculture du Doubs et Territoire de Belfort
CIGC : Comité Interprofessionnel de Gestion du Comté
CIPAN : Cultures Intermédiaires Pièges à Nitrate
CH₄ : Méthane
CO₂ : Dioxyde de Carbone
C/N : Rapport Carbone sur Azote
DCE : Directive Cadre sur l'Eau
°dj : Degrés Jour
DREAL : Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement
EARL : Entreprise Agricole à Responsabilité Limitée
ETP : Evapotranspiration
GAEC : Groupement Agricole d'Exploitation en Commun
GIEC : Groupe experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat
GES : Gaz à Effet de Serre
GRAPE : Groupe Régional Agronomie Pédologie Environnement
Ha : hectare
Hcc : Humidité à la Capacité au Champ
Hpf : Humidité au Point Flétrissement
INRA : Institut National de Recherche Agricole
IPCC : Intergouvernemental Panel on Climate Change
JEP : Jour Equivalent Pâturage
K⁺ : Potassium
mm : millimètre
MO : Matière Organique
N : Azote
N₂ : diazote
NH₄⁺ : Ammonium
NH₃ : Ammoniac
NO : Monoxyde d'azote
NO₃⁻ : Nitrate
N₂O : Oxyde de diazote
ONEMA : Commission de la Protection des Eaux de Franche-Comté
PaSim : Pasture SIMulate Model
PDI : Protéines Digestibles dans l'Intestin grêle
PHAE : Prime Herbagère Agro-Environnementale
PMBE : Plan de Modernisation des Bâtiments d'Elevage
PRO : Produits Résiduaire Organiques
RMC : Rhône-Méditerranée-Corse
RU : Réserve Utile
SAU : Surface Agricole Utile
SFP : Surface Fourragère Principale
STEP : Station d'Épuration
T : Tonne
UGB : Unité Gros Bovin
UMR : Unité Mixte de recherche
UREP : Unité de Recherche des Ecosystème Prairiaux
VL : Vache Laitière

Résumé

La Loue, rivière emblématique de Franche-Comté, a subi en 2010 et 2011, des périodes de fortes mortalités piscicoles et connaît des phénomènes récurrents d'eutrophisation depuis ces dernières années. Dans ce milieu karstique, les pratiques agricoles plutôt « extensives » sont tenues pour responsables des flux d'azote dans la rivière.

Depuis 2011, la Chambre d'Interdépartementale d'Agriculture du Doubs et du Territoire de Belfort (CIA25/90), recense les pratiques agricoles sur le bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine considéré comme représentatif du bassin versant de la Loue. Le but de cette étude est de déterminer les pratiques à risque vis-à-vis de la pollution de l'eau par les nitrates.

A partir des données recueillies auprès des agriculteurs, les parcelles agricoles ont été simulées avec le modèle agronomique Syst'N. A la suite d'une comparaison avec des valeurs mesurées, cet outil n'a pas pu être validé et ne semble pas être le plus adapté au contexte local. Un second modèle, FarmSim plus spécifique aux zones d'élevages, a aussi été paramétré mais n'a pas pu être utilisé dans le temps imparti. Une méthode d'évaluation, créée par la CIA25/90 spécialement pour la zone d'étude a également été utilisée.

Cette dernière méthode a permis de déterminer les pratiques à risque en matière de lixiviation des nitrates. Elles sont liées aux épandages d'effluents, à la surfertilisation, à la gestion de l'interculture et au retournement des prairies temporaires. Ces principaux enseignements permettent de proposer des conseils adaptés et des alternatives auprès des agriculteurs.

Mots clés : pratiques à risque, pollution, nitrates, karstique

Abstract

The Loue, the famous river of Franche-Comté, has subjected to some periods of strong piscicultural's mortality in 2010 and 2011 and knows recurrent phenomena of eutrophication in recent years. In karst environment, agricultural practices, rather extensive, are held responsible for nitrogen flow in this river.

Since 2011, the Interdepartmental Chamber of Agriculture of Doubs and Territoire de Belfort (CIA25/90) lists the agricultural practices in the catchment area of the Plaisir Fontaine, considered representative of the whole catchment basin of Loue. The purpose of this study is to identify risky practices involving in nitrogen pollutions of water.

From interviews of farmers, plots from catchment basin of Plaisir Fontaine were simulated with the agronomic model Syst'N. The results from simulations were compared with measures and they were not validated. What's more it seems not be adapted to local context. Another model was employed, FarmSim but this one is more specific about livestock sector.

Finally, an evaluation method, created by CIA25/90, well adapted to the area studied was used. This last method allowed determining risky practises. They are connected to the manurings of effluents, to the surfertilisation, to the management of the intercrop and to the capsizing of the temporary meadows. Main knowledge allows proposing adapted advices and alternative choices for farmers.

Keywords: risk practices, pollution, nitrogen, karst

Table des matières

Introduction	1
1. Contexte de l'étude	2
1.1. La problématique nitrate	2
1.1.1. L'émergence de la problématique	2
1.1.2. Les teneurs nationales.....	2
1.1.3. En Franche Comté	2
1.2. Le bassin versant de la Loue	3
1.2.1. Un état inquiétant	3
1.2.2. Une responsabilité partagée.....	4
1.2.3. Un milieu particulièrement sensible aux pollutions	4
1.2.4. Évolution des teneurs en nitrate de la Loue.....	5
1.2.5. Une agriculture extensive à remettre en cause ?	6
1.3. Les processus responsables de la pollution de l'eau	6
1.3.1 Le cycle de l'azote dans l'agrosystème	7
1.3.2. La lixiviation : phénomène responsable de la pollution de l'eau	8
1.3.3. L'influence des conditions pédoclimatiques sur la lixiviation	8
1.3.4. Influence des pratiques agricoles sur la lixiviation	9
1.4. Les actions engagées par la CIA25.90 pour la qualité de l'eau	11
1.4.1. Animation de l'Opération Collective Loue	12
1.4.2. Réalisation de plans d'épandage et de cartes communales	12
1.4.3. Missions de sensibilisation et de conseil	12
2. Identification des pratiques agricoles	14
2.1. Le Bassin versant de Plaisir Fontaine	14
2.1.1. Un sous bassin versant test	14
2.1.2. Localisation	14
2.1.3. Caractéristiques climatiques	14
2.1.4. Caractéristiques pédologiques	14
2.1.5. L'occupation du sol	15
2.1.6. Les teneurs en nitrates de la Source de Plaisir Fontaine	15
2.2. Méthode d'identification des pratiques	16
2.2.1. Définition des pratiques agricoles	16
2.2.2. Acquisition des données	16
2.2.3. Détermination de la valeur azotée des fertilisants	17
2.3. Les pratiques agricoles de Plaisir Fontaine	17
2.3.1. Les exploitations agricoles	17
2.3.2. Les logiques des agriculteurs	18
2.3.3. Occupation du sol et succession de culture	19
2.3.4. Gestion des prairies	19
2.3.5. Périodes des apports azotés minéraux	19
2.3.6. Les Produits Résiduaire Organiques	20
2.3.7. Périodes des apports organiques	20
2.3.8. Les niveaux de fertilisation	21

3. Identification des pratiques à risque	23
3.1. Les méthodes existantes	23
3.1.1. Les Mesures de terrain.....	23
3.1.2. La méthode des bilans	24
3.1.3. Les méthodes prédictives	24
3.1.4. Les modèles	24
3.2. Démarche et choix des outils	25
3.3. Descriptions des outils choisis	26
3.3.1. Note de risque CIA 25/90.....	26
3.3.2. Le modèle Syst’N.....	26
3.3.3. FarmSim	27
3.4. Application des outils sur le bassin versant de Plaisir Fontaine	28
3.4.1. Renseignement des données pour Syst’N	28
3.4.2. Une utilisation simplifiée de FarmSim.....	29
3.4.3. Validation des modèles.....	31
3.5. Syst’N, un outil inadapté au contexte de la Loue ?.....	31
3.5.1. Drainage simulé sur le bassin versant Plaisir Fontaine	31
3.5.2. Lixiviation simulée par type de culture	31
3.5.3. Validation du modèle	32
3.5.4. Un contexte local hors du domaine de validité	33
3.6. FarmSim, un outil en construction.....	34
3.6.1. Lixiviation simulée sous quelques prairies	34
3.6.2. Simulation du drainage et de la lixiviation par Pasim	34
3.6.3. Comparaison des reliquats.....	35
3.7. La note de risque, un outil à valider ?.....	35
3.7.1. Résultats note 1 : Gestion des effluents d’élevage	35
3.7.2. Résultats note 2 : Raisonnement de la fertilisation azotée	36
3.7.3. Résultats note 3 : Occupation du sol et rotation	36
3.7.4. Résultats note globale	37
3.7.5. Critique de la note de risque.....	37
3.8. Discussion et perspectives.....	37
3.8.1. Les méthodes utilisées.....	37
3.8.2. Les pratiques à risque identifiées	38
3.8.3. Des mesures lysimétriques en perspective	39
Conclusion.....	40

Bibliographie

Table des Figures

Table des Tableaux

Annexes

Introduction

Au cours du vingtième siècle, l'utilisation d'engrais azotés de synthèse, permise par le progrès technique (processus Haber-Baosh), a maximisé les rendements et accru la production agricole répondant à la demande croissante en produits alimentaires d'une population grandissante. Cependant cette intensification de l'agriculture a également généré une augmentation des émissions de nitrates vers les milieux aquatiques (Pellerin et al, 2014, Peyraud et al, 2014).

Les conséquences sanitaires et environnementales de ces émissions sont maintenant relativement bien connues. Dans le milieu naturel, les nitrates conjugués à l'abondance en phosphate peuvent induire un phénomène d'eutrophisation des plans d'eau, de rivières ou de zones côtières. Le milieu devient alors hypoxique puis anoxique au détriment des organismes aérobies qui ne peuvent plus y vivre. L'eutrophisation a aussi un impact direct sur la biodiversité. Cette pollution pose également un problème de santé publique. Les dépassements du plafond de 50 mg/l de nitrates (NO₃) dans les eaux destinées à l'alimentation entraînent des restrictions d'usage. En effet les nitrates jouent un rôle comme précurseurs de composés azotés potentiellement carcinogènes et aussi dans l'apparition de méthémoglobinémies chez les nourrissons (Barroin, 2003)

Au niveau européen, la Directive 91/676/CEE du 12 décembre 1991 dénommée Directive Nitrates vise à protéger la qualité de l'eau en prévenant la pollution des eaux souterraines et superficielles par les nitrates provenant de sources agricoles et en promouvant l'usage des bonnes pratiques agricoles. Cette directive impose à chaque État membre de l'Union Européenne de délimiter des « zones vulnérables » à la pollution par les nitrates d'origine agricole et à mettre en place des programmes d'actions. (Graux *et al.*, 2013).

La Loue, rivière emblématique de Franche-Comté, a subi en 2010 et 2011, des périodes de fortes mortalités piscicoles malgré sa caractérisation en bon état biologique et bonne qualité chimique des eaux. Parallèlement, le développement du phénomène d'eutrophisation et la prolifération de cyanobactéries deviennent récurrents depuis ces dernières années. Ces événements ont donc suscité de nombreuses interrogations et médiatisations qui sont très préjudiciables pour l'image du département. La reconquête de la qualité de l'eau a mobilisé de nombreux acteurs du territoire et de multiples actions ont été entreprises. Parmi les polluants détectés, les nitrates ont été observés avec des teneurs plutôt faibles mais de nombreux pics pouvant dépasser 10 mg/L ont été relevés. L'agriculture a été désignée comme le plus grand responsable de ces teneurs. (ONEMA, 2012; Chanez *et al.*, 2014)

La Chambre Interdépartementale d'Agriculture du Doubs et Territoire de Belfort (CIA25.90) s'est vu confier la tâche d'accompagner et de sensibiliser les agriculteurs afin d'améliorer les pratiques vis-à-vis de la pollution de l'eau par les nitrates. Cependant, aucune référence locale n'existe sur l'impact des pratiques agricoles sur les flux de nitrate. **Quelles sont les pratiques agricoles à risque, en terme de fuite de nitrates, dans le contexte spécifique du bassin versant de la Loue ?**

La première partie de ce rapport replacera l'étude dans son contexte. Ensuite la deuxième partie abordera l'identification des pratiques agricoles du bassin versant de la Loue. La dernière partie sera consacrée à l'identification des pratiques à risque. Cette étude doit permettre, à terme, de déterminer les actions prioritaires à mettre en œuvre dans les actions de communication en direction des agriculteurs.

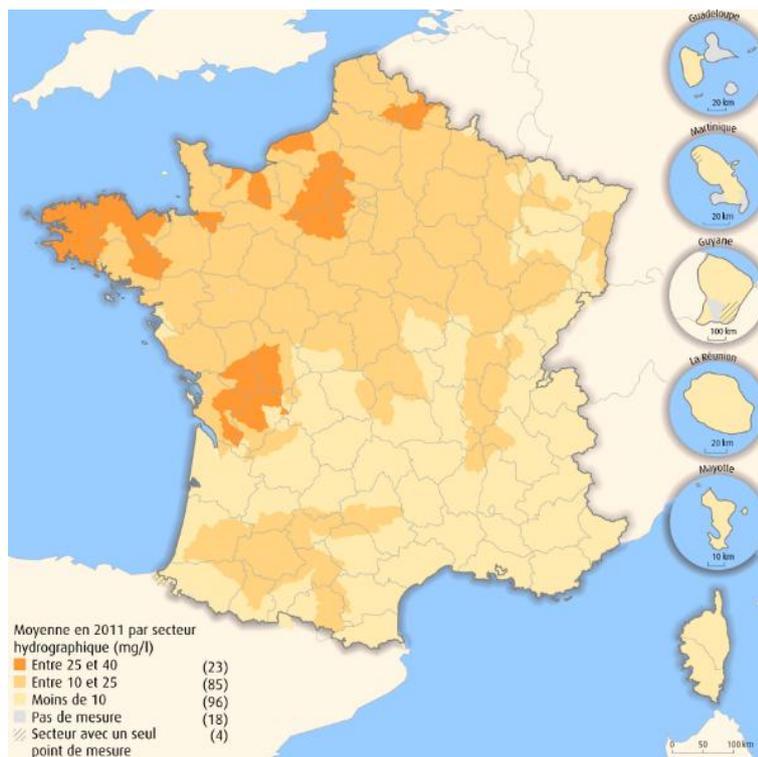


Figure 1 : Concentrations moyennes en nitrate dans les cours d'eau français en 2011 (Source : Agence de l'eau, 2013)

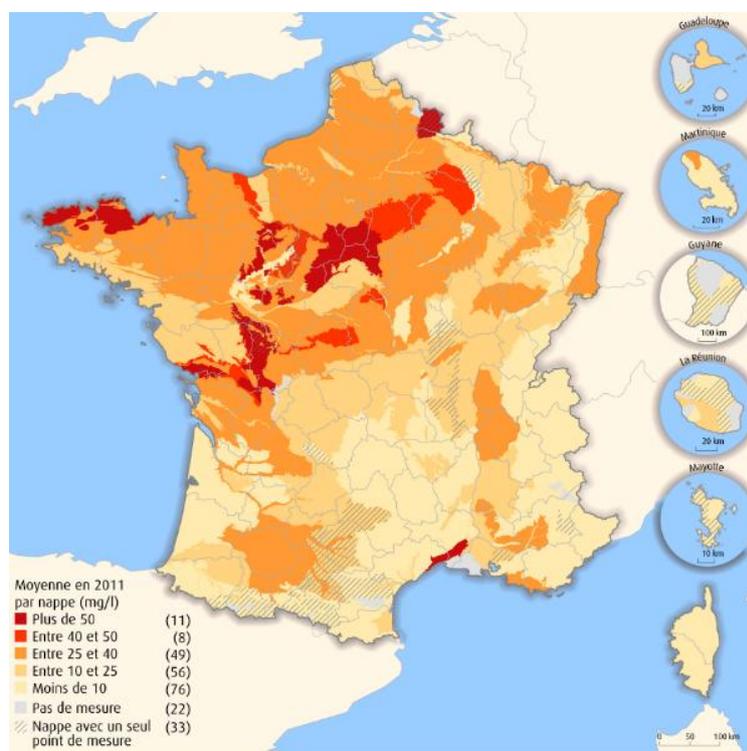


Figure 2 : Concentrations moyennes en nitrate dans les eaux souterraines françaises en 2011 (Source : Agence de l'eau, 2013)

1. Contexte de l'étude

1.1. La problématique nitrate

1.1.1. L'émergence de la problématique

Jusqu'au début du 20^{ème} siècle, la fertilisation azotée sur les parcelles agricoles reposait sur le recyclage de l'azote grâce à l'association étroite entre cultures et élevage. Les déjections animales fournissaient l'amendement organique nécessaire au maintien de la fertilité des sols. La mise au point du procédé Haber-Bosch au début du 20^{ème} siècle a permis la synthèse industrielle des engrais azotés et rendu possible la fertilisation des sols sans association avec l'élevage. La généralisation de l'emploi des fertilisants chimiques à partir des années 1950 a entraîné la croissance très rapide des rendements et l'intensification de la production agricole. Il y a donc eu une transition d'une situation de relative pénurie et de limitation de la production par l'azote à une situation d'apports souvent excédentaires par rapport aux besoins des cultures, générant des fuites d'azote vers l'environnement (Pellerin *et al.*, 2014).

1.1.2. Les teneurs nationales

Les nitrates existent à l'état naturel, mais en faibles quantités. Leur concentration naturelle ne dépasse pas 10 mg/L dans les eaux souterraines. En 2011, la teneur moyenne nationale des nappes phréatiques s'élève à 23 mg/L (Lacouture, 2013). Cette valeur est relativement élevée même si elle ne dépasse pas le seuil de potabilité de l'eau de 50 mg/L. L'activité agricole serait donc en grande partie responsable de cette augmentation des teneurs avec notamment l'épandage d'engrais chimiques et organiques azotés. Selon l'Agence européenne de l'environnement, plus de 60% des émissions de nitrates vers les eaux serait d'origine agricole. Les rejets domestiques et urbains contribuent également à la contamination mais dans une moindre mesure. (Pellerin *et al.*, 2014)

Au niveau des concentrations en nitrates, la France est loin d'être homogène. Les concentrations plus élevées sont observées dans les rivières et les nappes (Figure 1 et 2) des zones d'élevages intensifs de l'Ouest où les apports organiques sont très importants, et les zones de grandes cultures du bassin parisien ainsi que dans le Sud-ouest où la pression en azote minéral se concentre. A l'inverse, il y a notamment de nombreuses régions où les teneurs en nitrates sont nettement inférieures à la moyenne nationale. C'est le cas notamment des zones d'élevage de montagne du Massif Central, du Massif du Jura et des Alpes. (Peyraud *et al.*, 2012)

1.1.3. En Franche Comté

En Franche-Comté, aucun dépassement de la limite de qualité pour les nitrates (50 mg/l) en moyenne sur la période 2009-2011 n'a été détecté. 73,3 % de la population franc-comtoise est alimentée par une eau présentant une très faible concentration en nitrates (inférieure à 10 mg/l). Néanmoins certains cours d'eau présentent des concentrations en nitrates relativement élevées (25 à 50 mg/l). Certains secteurs du département de la Haute-Saône, sont particulièrement concernés ainsi qu'une commune dans le Territoire de Belfort. (ARS, 2011)

Selon les dispositions de la Directive Nitrates, la Franche-Comté compte plusieurs zones classées en zone vulnérable. On définit une zone vulnérable par une zone présentant des eaux polluées ou susceptibles de l'être par les nitrates d'origine agricole.

Afin de protéger ces eaux de ces pollutions, une réglementation spécifique a été mise en place depuis 1991 sur ces zones. Cette réglementation rend obligatoire l'application d'un programme d'actions visant à une bonne maîtrise des fertilisants azotés et une bonne gestion des terres pour limiter les fuites de nitrates vers les eaux superficielles et souterraines. Une révision de ces zones est faite tous les quatre ans. Celle qui s'est déroulée d'octobre 2010 à septembre 2011 a conduit au maintien des huit cantons de Haute-Saône déjà classés en zones vulnérables. Depuis avril 2015, suite à la révision, une extension des zones vulnérables a été réalisée dans l'ensemble des départements de Franche-Comté. Une dizaine de communes dans le Doubs sont concernées (DREAL Franche-Comté, 2015).

La pollution par les nitrates des cours d'eau et des nappes souterraines est en grande partie d'origine agricole. Un lien assez étroit existe entre le niveau de la pression azotée exercée sur les surfaces agricoles et la valeur des teneurs observées. En Franche-Comté, les analyses ont révélé de faibles concentrations à l'exception de certains secteurs définis comme zones vulnérables.

1.2. Le bassin versant de la Loue

La Loue, la rivière emblématique de Franche-Comté, fait partie des plus belles rivières de France. La source de la Loue, située à Ouhans, est issue d'une résurgence karstique dont les eaux parviennent de pertes du Doubs, du Drugeon et du Val d'Usiers. Cette rivière, de 122 km, est délimitée à l'aval par sa confluence avec le Doubs sur la commune de Percey dans le Jura. Sa vallée constitue une richesse touristique importante de la région. Son bassin versant, de 2 450 km², s'étend sur 121 communes du département du Doubs et 78 communes du département du Jura. La zone d'action de la CIA25/90 s'étendant uniquement dans le département du Doubs et du Territoire de Belfort, le bassin versant de la Loue mentionné dans ce rapport fait référence uniquement à la partie incluse dans ce département. Une carte du bassin versant est présentée en annexe I.

1.2.1. Un état inquiétant

La Loue a été caractérisée par un bon état biologique et une bonne qualité chimique selon les normes DCE. La Directive Cadre sur l'Eau a comme objectif ambitieux d'atteindre le bon état écologique des masses d'eau superficielles et souterraines. Cet état écologique est évalué par rapport à une situation de référence définie par des paramètres physico-chimiques (macro-polluants, micropolluants minéraux et organiques), des indicateurs biologiques (présence ou absence de certaines espèces) et d'éléments hydrologiques (régime, continuité, morphologie). Le diagnostic de la Loue, établi en 2010 par la DREAL et l'Agence de l'Eau, avait révélé la présence de peuplements caractéristiques d'une bonne qualité physico-chimique de l'eau et d'une grande qualité d'habitat. Les analyses physico-chimiques de l'eau, effectuées à cette occasion, ne montraient aucun signe de dysfonctionnement du cours d'eau ou de pollution majeure.

Malgré ce bon état, des mortalités piscicoles ainsi que le développement du phénomène d'eutrophisation et la prolifération des populations de cyanobactéries sont signalés de façon récurrente depuis plusieurs années sur la Loue et de façon plus aiguë en 2010 et 2011. Ces événements ont suscité de nombreuses interrogations et médiatisations qui sont préjudiciables pour l'image de qualité du département et ils sont sources de conflit entre les différents acteurs.

Suite à ces phénomènes de mortalités, une étude a été réalisée par Aqua-Gestion à la demande de l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée et Corse en 2010. L'hypothèse émise était que les mortalités piscicoles étaient liées à l'importante présence de cyanobactéries productrices d'une neurotoxine était très probablement à l'origine des mortalités de poissons observées dans la Loue.

Le lien proposé entre les mortalités et les cyanobactéries a suscité une forte mobilisation de la population et le dépôt d'une plainte contre X de la part de la Commission de la Protection des Eaux de Franche-Comté. Dans ce contexte, courant 2011, le préfet du Doubs a mandaté l'ONEMA pour réaliser une expertise scientifique afin d'identifier les véritables causes des mortalités de poissons et des proliférations de cyanobactéries. Cette seconde étude a mis en évidence qu'il n'y avait aucun lien entre les mortalités piscicoles et la présence de cyanobactéries. Elle a également révélé que l'hypothèse la plus probable était le mauvais état général de la Loue résultant de la dégradation généralisée de la qualité de l'eau depuis plusieurs décennies et que les origines étaient multifactorielles.

L'ONEMA, à la suite de l'étude, a émis certaines recommandations : mettre en place des suivis sur l'état de la Loue, orienter la recherche pour une meilleure compréhension du fonctionnement du cours d'eau et des sources de pollution ; engager des mesures pour améliorer l'état de la rivière (limiter les flux en nutriments, sensibiliser à la protection de la qualité de l'eau, etc.) (ONEMA, 2012)

1.2.2. Une responsabilité partagée

La Loue présente selon le groupe scientifique une qualité chimique qualifiée de moyenne. Ce résultat contraste avec ceux issus de l'application de la DCE en raison de la prise en compte d'un plus grand nombre de polluants.

D'une part, l'ensemble de des activités humaines (industrielles, urbaines et agricoles) sont à l'origine de la production de nombreux polluants susceptibles d'atteindre la rivière. L'industrie du bois, représentant une activité importante sur le bassin versant de la Loue, emploie des substances dont la toxicité vis-à-vis de la faune aquatique est établie (Adam, 2008). L'urbanisme au travers du trafic routier, des déversoirs d'orage et les stations d'épuration peut être source de transferts de polluants. L'activité agricole, très développée dans ce territoire, émet des polluants vers les eaux, le plus souvent, de manière diffuse. La Loue est aussi une rivière qui comporte également de nombreux ouvrages qui conduisent à une modification des paramètres physico-chimiques (débit, température, etc.) et biologiques (continuité écologique) de la rivière. Ces ouvrages, généralement anciens, ne peuvent être à l'origine des mortalités observées. Cependant, ils peuvent contribuer à l'amplification des pressions anthropiques par accumulation des polluants et à l'augmentation locale de la température de l'eau.

D'autre part la structure géomorphologique du bassin versant de la Loue, le karst, rend cet écosystème particulièrement vulnérable à des sources de contaminations. (ONEMA, 2012)

1.2.3. Un milieu particulièrement sensible aux pollutions

Le karst est caractéristique des massifs calcaires. Il résulte de processus d'altération chimique et d'érosion mécanique : la karstification. Elle est commandée par la dissolution des roches carbonatées (calcaires et dolomies) qui constituent le sous-sol. C'est la pluie, en s'infiltrant dans ces roches, qui assure leur dissolution.

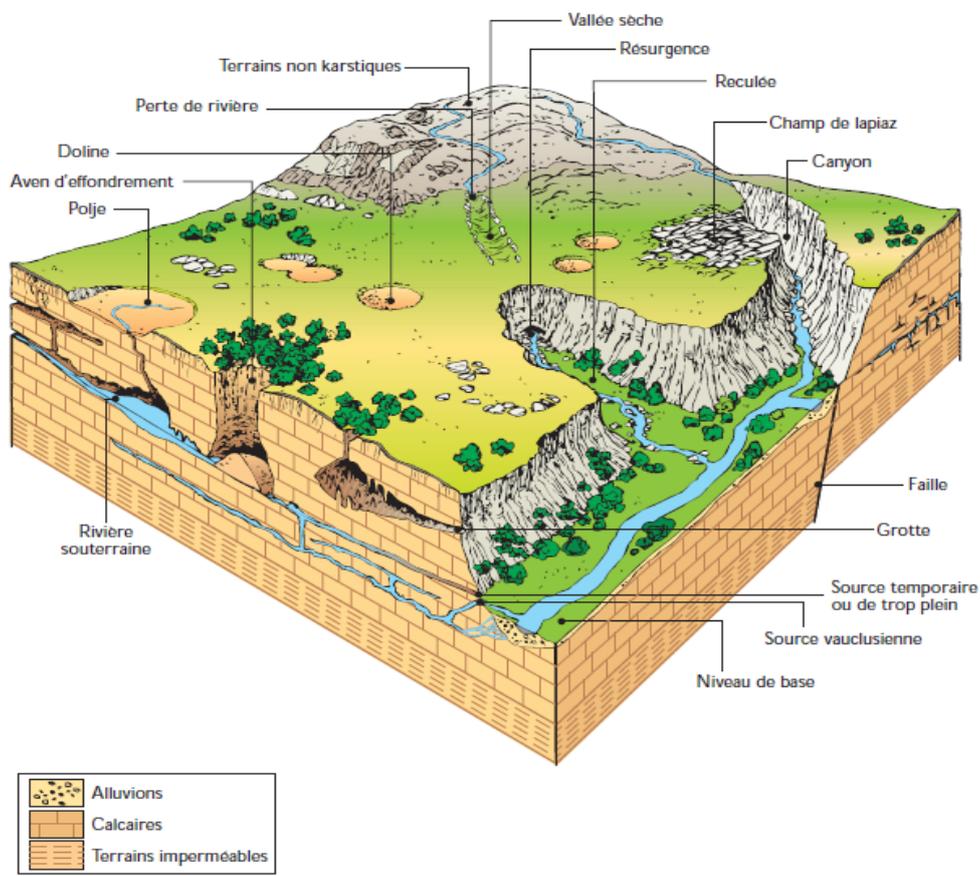


Figure 3 : Schéma du milieu karstique (Bakalowicz, 1999)

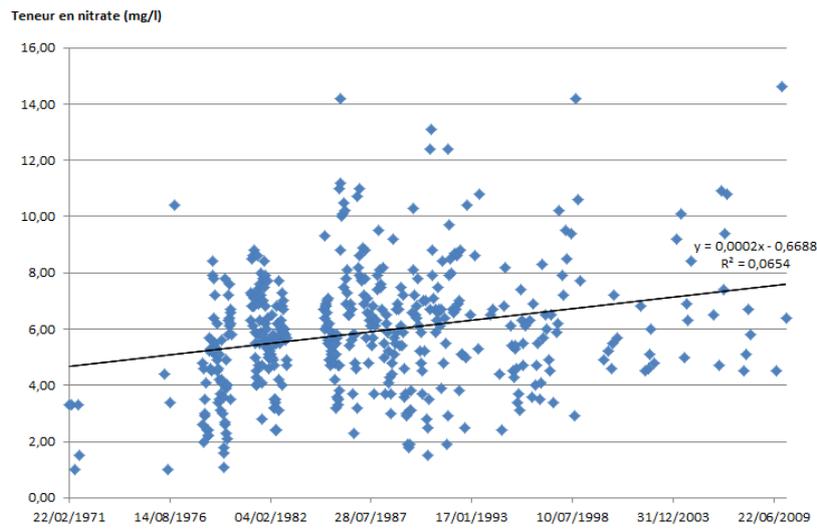


Figure 4 : Évolution des teneurs en nitrates à Chenecey Buillon de 1971 à 2012 (ONEMA, 2012)

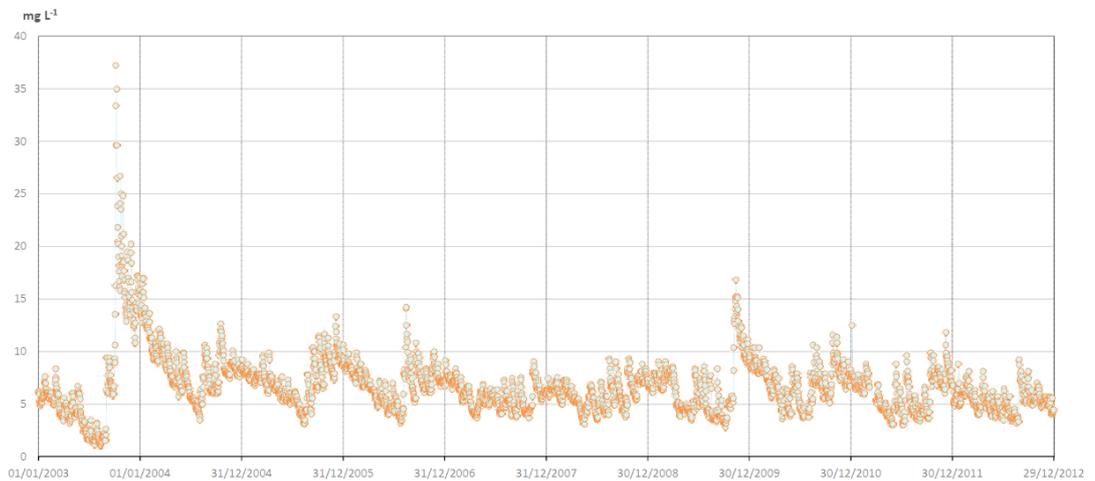


Figure 5 : Evolution des concentrations en nitrate dans les eaux de la Loue à Chenecey Buillon de 2003 à 2012 (Chanez et al, 2014)

L'eau acquiert l'acidité nécessaire à la mise en solution de la roche en se chargeant de gaz carbonique (CO₂) produit dans le sol par les végétaux et les colonies bactériennes.

Le karst est par conséquent un paysage original créé par les écoulements d'eau. La surface est constituée d'éléments caractéristiques c'est à dire des dépressions fermées (dolines) ou ouvertes (aven) et des pertes (ouverture par laquelle un cours d'eau devient souterrain). Ces éléments sont directement en relation à une partie souterraine composée de grottes et de gouffres de tailles impressionnantes (Figure 3). Ainsi l'eau s'y infiltre, circule, s'accumule et émerge par des sources aux débits souvent considérables. (Bailly-Comte, 2008 ; Bakalowicz, 1999).

Le milieu karstique favorise surtout l'infiltration de l'eau. C'est un milieu très vulnérable aux pollutions et ceci pour plusieurs raisons. Tout d'abord les dépressions caractéristiques de ce milieu comme les dolines, les avens et les pertes sont directement reliées au sous-sol et constituent des zones d'accès rapide. Ensuite les sols assez superficiels et la configuration particulière du sous-sol rendent la zone d'infiltration peu filtrante. Enfin le temps de séjour de l'eau est très court ce qui empêche un effet auto-épurateur et implique une très grande variabilité temporelle de la qualité de l'eau. Cependant la vulnérabilité du karst présente en contrepartie certains caractères intéressants. L'élimination des pollutions est très rapide. Ainsi le changement dans les rejets de pollutions chroniques ou saisonnières (modification des pratiques, mise en place de stations de traitement, etc.) entraînent une amélioration quasi-immédiate de la qualité de l'eau. (Bakalowicz, 1999)

1.2.4. Évolution des teneurs en nitrate de la Loue

Les teneurs en nitrates du cours d'eau de la Loue, sont en général inférieures à 10 mg/L d'après les analyses de la station de potabilisation de Chenecey-Buillon de 1971 à 2012. Cette station dispose de près de 500 mesures effectuées depuis 40 ans, elles proviennent du réseau Agence de l'Eau jusqu'à 2006 et du Conseil général pour les années suivantes. Cependant ces séries de données peuvent être biaisées par une fréquence de prélèvements très hétérogène. Certaines années disposent de peu de mesures ainsi l'interprétation des mesures est à faire avec prudence. De plus, les teneurs en nitrates sont susceptibles de varier fortement selon la période de l'année où a été réalisée l'analyse et les quantités de précipitations tombées les jours qui précèdent la mesure. Ainsi la moyenne d'une année disposant trois ou quatre mesures n'a pas la même représentativité qu'une année disposant de plusieurs dizaines de mesures (CIA 25/90, 2012).

Cependant, même avec une faible corrélation entre la date d'analyse et les teneurs en nitrates, il y a une certaine tendance à l'augmentation des teneurs (Figure 4). Au début des années 70, la concentration de nitrates dans la Loue à Chenecey-Buillon était de l'ordre de 2 mg/L, actuellement elle se situe autour de 7 mg/L soit une augmentation de 0,07 mg/L/an. Néanmoins, pour la période de 1998 à 2010, il semblerait qu'il y ait une certaine stabilité des teneurs. (ONEMA, 2012).

La figure 5 présente l'évolution des concentrations en nitrates de manière plus précise sur la période 2003 à 2012 où la fréquence d'analyse était journalière. Il est constaté une nette variation cyclique des teneurs avec régulièrement des pics dépassant le seuil des 10 mg/L. Des variations interannuelles sont également mises en avant. Les années humides présentent une dispersion des concentrations plus faible que les années sèches (2003, 2004, 2005 et 2009) (Chanez *et al.*, 2014).

L'activité agricole est très représentée sur le bassin versant de la Loue l'agriculture. Elle est considérée comme la source principale des flux d'azote dans la Loue (ONEMA, 2012; Chanez *et al.*, 2014).

1.2.5. Une agriculture extensive à remettre en cause ?

Le bassin versant de la Loue (Doubs) compte 539 992 ha de surface agricole répartie dans les 603 exploitations présentes sur ce territoire. Les 90 % de ces surfaces sont répertoriées comme des prairies, dédiées à l'élevage. Les derniers 10 % représentent les cultures de blé, d'orge, d'avoine, de triticale, de maïs et de colza. La production laitière domine nettement les productions agricoles de la zone avec 95% des exploitations productrices de lait de vache. Il a été dénombré environ 44 115 UGB sur le bassin versant. Ce nombre n'a pas connu de modification durant cette dernière décennie mais la productivité par vache a significativement augmenté. En 15 ans, de 1995 à 2011, la production laitière sur le bassin versant a augmenté de 10 %. La majorité du lait est transformée pour les Appellations d'Origines Protégées (AOP) fromagères (Comté, Morbier, Mont d'Or). Le cahier des charges impose que la fumure minérale azotée ne dépasse pas 50 unités d'azote minérales par hectare en moyenne sur les cultures fourragères et 120 unités azote par hectare (minérale et organique compris) pour chaque parcelle en herbe. Pour la matière organique, le cahier des charges stipule trois épandages maximum par an sur une même parcelle et également un délai avant exploitation (fauche ou pâture) de 4 semaines après un épandage organique et 3 semaines après un épandage minéral. Ensuite, concernant le troupeau, le chargement du cheptel laitier de l'exploitation ne peut être supérieur à 1,3 UGB/ha de SFP et l'apport de tout aliment complémentaire est plafonné à une moyenne de 1,8 T/VL/an. (CIGC, 2015)

De plus, la plupart des éleveurs étaient engagés, jusqu'en 2015, pour la Prime Herbagère Agro-Environnementale (PHAE2). 62% des surfaces prairiales étaient contractualisées en 2009. En contrepartie d'une aide financière, les agriculteurs doivent respecter un cahier des charges, moins strict que celui de l'AOP Comté, c'est à dire un chargement inférieur à 1,4 UGB/ha de surface fourragère, avoir une gestion économe en intrants et une limite de 125 unités d'azote par hectare et par an (dont un maximum de 60 unités en minéral), pour chaque parcelle engagée.

La Loue connaît une dégradation de sa qualité de l'eau depuis plusieurs décennies. L'ensemble des activités humaines du bassin versant est tenu pour responsable. De plus les flux de contaminants vers les eaux sont amplifiés par le caractère karstique du bassin versant. Parmi les polluants, les nitrates sont observés avec des teneurs qui ont tendance à augmenter depuis les années 70 et des pics dépassant les 10 mg/L sont régulièrement observés. L'agriculture du bassin versant, très encadrée par l'AOP Comté, peut être qualifiée "d'extensive" mais elle est tenue responsable des transferts de nitrates vers les milieux aquatiques.

1.3. Les processus responsables de la pollution de l'eau

La compréhension de l'implication des systèmes agricoles dans la pollution de l'eau par les nitrates nécessite tout d'abord un rappel du cycle de l'azote et des transferts d'azote dans les agrosystèmes.

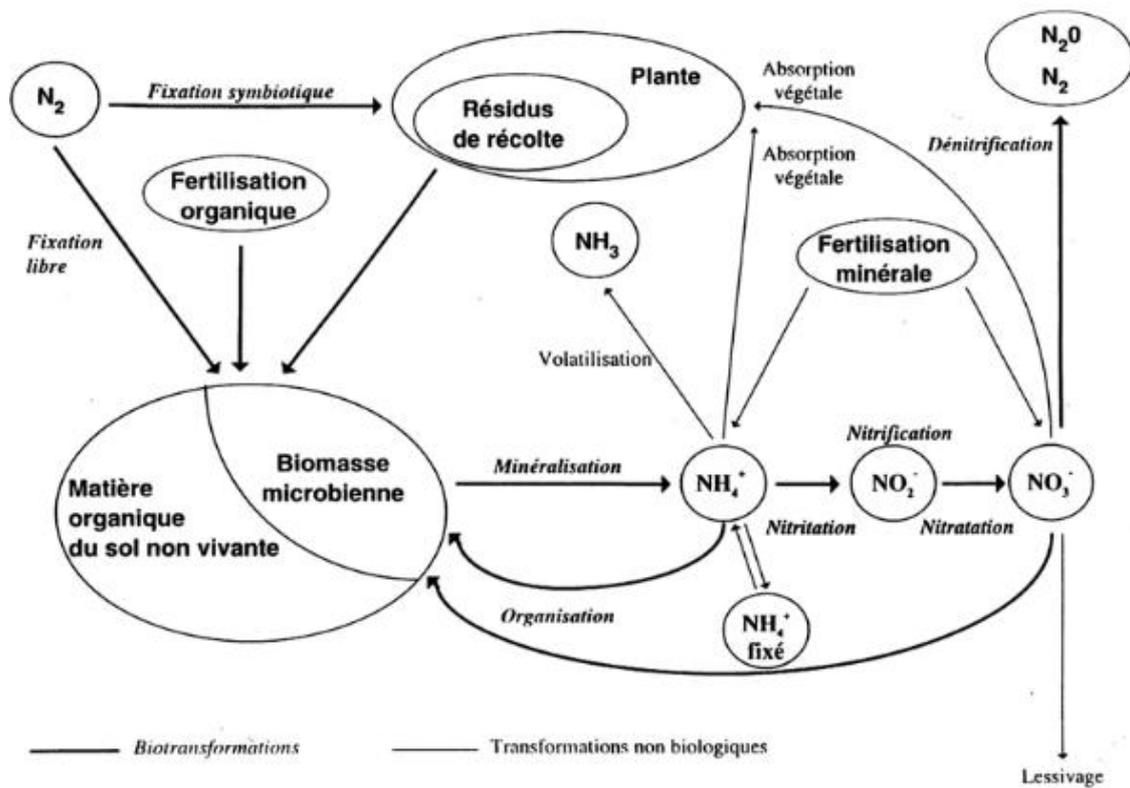


Figure 6 : Principaux processus de la dynamique de l'azote dans les sols cultivés (Nicolardot *et al.*, 1996)

1.3.1 Le cycle de l'azote dans l'agrosystème

L'azote est un élément constitutif de tout être vivant. Il est indispensable à la vie, comme l'hydrogène, l'oxygène et le carbone. L'azote total contenu dans le sol représente des quantités très importantes, de 2 à 10 Tonnes d'azote par hectare compris entre 0 et 30 cm de profondeur (Turpin *et al.*, 1997 ; Comifer, 2011).

Plus de 95% de cet azote est sous forme organique. La matière organique du sol regroupe l'ensemble des constituants organiques morts ou vivants d'origine végétale, animale ou microbienne, transformés ou non, présents dans le sol. Elle se distingue en trois fractions. Les matières organiques vivantes qui englobent la totalité de la biomasse en activité tels que les racines, la faune, la flore et l'ensemble de la biomasse microbienne. La matière organique fraîche est l'ensemble des débris d'origine végétale (résidus végétaux, exsudats), animale (déjections, cadavres), fongique et microbienne (cadavres, exsudats). La matière organique stable, les matières humiques ou humus, provenant de l'évolution des types des matières organiques précédentes (Duparque *et al.*, 2011).

L'azote minéral ne correspond donc qu'à une faible fraction de l'azote total et ne représente que quelques dizaines de kg par hectare en dehors d'apport conséquent (Nicolardot *et al.*, 1996). L'azote est présent principalement sous trois formes : l'ion ammonium, l'ion nitrite et l'ion nitrate. La figure 6 illustre les différentes formes et flux qu'emprunte l'azote au cours de son cycle dans un agrosystème.

On peut représenter ce cycle par les flux qui alimentent le stock d'azote minéral (minéralisation, apport d'engrais et fixation) et ceux qui contribuent à le diminuer (absorption par les plantes, organisation, volatilisation, dénitrification, lixiviation et ruissellement).

La minéralisation est le processus de transformation, par de nombreux micro-organismes du sol, de la matière organique, qu'elle soit endogène (humus et biomasse microbienne) ou exogène (résidus de culture, produit résiduaire organique) aboutissant à la production d'ammonium (NH_4^+), puis de nitrate (NO_3^-) par le processus biologique de nitrification. L'organisation est la transformation inverse. L'azote minéral est assimilé par les micro-organismes, pour assurer leurs besoins énergétiques et structuraux. La concomitance de ces deux processus aboutit soit à une accumulation d'azote minéral, on parle de minéralisation nette, soit à une diminution du stock de l'azote minéral du sol, on parle alors d'une organisation nette (Nicolardot *et al.*, 1996; Nicolardot, 2001).

La fixation est le passage de l'azote atmosphérique (N_2) en azote ammoniacal. Seulement certains organismes tels que des bactéries en association avec des espèces légumineuses, des actinomycètes et des cyanobactéries sont capables de réaliser cette transformation. Ces apports ne sont pas négligeables, ils peuvent représenter de quelques dizaines à plusieurs centaines de kg N/ha/an.

Sur les surfaces agricoles, l'azote est également apporté sous forme d'engrais pour permettre aux couverts végétaux cultivés de trouver dans le sol, aux périodes clés, la quantité d'azote nécessaire pour leur développement. Cet apport permet donc de lever les limitations du développement du couvert et d'augmenter les rendements. L'azote amené sur la parcelle peut être sous forme minérale ou sous forme organique. Les engrais de synthèse sont constitués d'azote minéral. Les engrais organiques, principalement issus des déjections animales, possèdent une certaine proportion d'azote sous forme minérale (NH_4^+), qui dépend beaucoup du produit. L'autre partie de l'azote est sous forme organique. Elle sera minéralisée, plusieurs mois voire plusieurs années après l'épandage, pour être transformée sous une forme minérale (Schvartz *et al.*, 2005).

La lixiviation est l'entraînement d'éléments minéraux dissous par la percolation de l'eau vers la profondeur. Contrairement à l'ammonium énergiquement fixé par les charges négatives de la phase solide du sol et l'ion nitreux ayant une très forte instabilité chimique, l'ion nitrate est facilement entraîné au-delà de la zone de prospection racinaire et ensuite vers les aquifères. Elle peut constituer une importante perte d'azote. Le ruissellement est l'écoulement de l'eau à la surface du sol. Il s'accompagne de transport de matières à l'état dissous ou particulaire (érosion).

Outre les fuites vers les aquifères, l'azote peut également être perdu naturellement vers l'atmosphère par les phénomènes de la volatilisation et de la dénitrification. La volatilisation est la transformation, par une réaction acido-basique, de l'ion ammonium NH_4^+ en ammoniac gazeux (NH_3). Elle s'opère à la surface du sol et est généralement associée à un apport d'azote que ce soit minéral ou organique.

La dénitrification est le processus biologique par lequel les micro-organismes, en condition d'anaérobie, convertissent les nitrates en formes gazeuses, essentiellement en diazote (N_2), mais aussi en oxyde de diazote (N_2O) ou en monoxyde d'azote (NO). (Ward, 2012 ; Payraudeau, 2002)

1.3.2. La lixiviation : phénomène responsable de la pollution de l'eau

La lixiviation constitue le principal processus responsable du transfert de l'azote du sol vers les aquifères. Ce phénomène est plus communément appelé lessivage par abus de langage, qui représente plutôt l'entraînement de particules (argile, matière organique, ...) (Farrugia *et al.*, 1998). Le ruissellement peut également être un vecteur de transferts horizontaux des nitrates des sols vers les rivières. Néanmoins, dans le contexte spécifique de la Loue, le ruissellement ne semble pas une voie de transfert importante des nitrates du fait de la bonne perméabilité des sols qui favorise l'infiltration.

La lixiviation est liée à la quantité d'azote sous forme nitrique dans le sol à un instant donné ainsi qu'au volume d'eau drainée à ce moment là (Simon *et al.*, 1992). Le drainage correspond à l'infiltration verticale de la solution du sol vers la nappe. Il résulte du fait que l'eau pénétrant dans le sol ne peut être retenue par celui-ci et s'écoule par gravité. Au cours de son infiltration, l'eau de drainage se charge en nitrate et s'écoule progressivement vers la profondeur (Schvartz *et al.*, 2005). Différentes études ont démontré que la lixiviation dépend principalement des conditions pédoclimatiques et des pratiques culturales.

1.3.3. L'influence des conditions pédoclimatiques sur la lixiviation

- **Rôle du climat**

Le climat correspond à l'ensemble des éléments météorologiques d'une région donnée qui par leurs successions habituelles et au cours d'une période donnée caractérise l'état de l'atmosphère. Les composantes climatiques sont : les précipitations, la température, l'ensoleillement, l'humidité et la vitesse du vent. Ces paramètres vont agir directement sur le cycle de l'azote. En effet, ils influencent très significativement la croissance des végétaux donc l'absorption racinaire, ainsi que l'activité microbienne qui détermine l'intensité de nombreux processus tel que la minéralisation, la nitrification, la dénitrification et la fixation symbiotique. Le climat va également, via les précipitations, influencer sur la percolation de l'eau dans le sol donc la lixiviation. Au cours de l'année, les quantités moyennes d'eau drainée varient en lien avec la pluviométrie.

Tableau I : Précipitations moyennes annuelles et drainage annuel pour trois sites français
(Simon et al., 1992)

Sites	Précipitations (mm)	Drainage (mm)
Quimper	1040	550
St Paul de Léon	900	450
Rennes	700	200

L'essentiel du drainage se produit lorsque les précipitations sont les plus fortes, ce qui est généralement le cas en climat tempéré de la fin de l'automne jusqu'au printemps (Simon, 1995). Cette période de drainage hivernale est donc la phase au cours de laquelle s'opère une grande partie des pertes des nitrates présents dans le sol vers les eaux souterraines. Les quantités moyennes annuelles varient selon les sites, toujours en lien avec les différences de précipitations, comme l'ont démontré Simon *et al.* (1992) (Tableau I).

- **Influence des caractéristiques pédologiques**

La qualité du sol est caractérisée par des paramètres physiques, chimiques et biologiques qui fournissent un support pour la croissance des plantes et le fonctionnement des écosystèmes (Stockdale *et al.*, 2008). Certaines de ces caractéristiques du sol influent fortement sur les transferts d'eau et les pertes d'azote (Decau *et al.*, 2003; Scholefield *et al.*, 1993). La profondeur du sol a un impact évident puisque, moins un sol est profond, plus le risque de lixiviation pour une même lame d'eau drainante est important. La texture du sol a également un impact important sur le drainage. La texture du sol détermine directement les taux d'humidité à la capacité au champ et au point de flétrissement. Par conséquent elle définit la réserve utile (RU) d'un sol soit sa capacité de rétention de l'eau. Par exemple, les sols sableux présentent de faibles RU donc une plus grande sensibilité au drainage. A l'inverse, les sols avec une forte proportion de particules fines (limons et argiles) emmagasinent davantage d'eau (Beaudoin, 2005). La matière organique du sol joue également un rôle puis qu'elle possède une très forte capacité de rétention d'eau et permet donc d'augmenter la réserve utile du sol.

1.3.4. Influence des pratiques agricoles sur la lixiviation

- **Gestion de la fertilisation azotée des cultures annuelles**

Une gestion responsable de la fertilisation azotée doit permettre de satisfaire les besoins de la plante en azote et éviter les pertes vers l'environnement. (Shepherd *et al.*, 2007). La dose optimale d'azote est définie comme la plus petite quantité permettant d'obtenir le rendement maximal. Lorsque cette dose est dépassée, un autre facteur limite la production et l'azote est alors excédentaire (Simon et Le Corre, 1992). Le devenir de cet azote excédentaire est multiple. Il peut rester sous forme minérale dans le sol, être organisé dans la matière organique du sol, être transféré vers l'atmosphère (dénitrification, volatilisation) ou vers les eaux souterraines (lixiviation) (Simon, 1999).

A partir de l'utilisation d'engrais azotés marqués avec l'isotope stable N15, Adiscott (2005) et Recous *et al.* (1997) ont démontré que les pertes d'azote provenant de l'engrais par lixiviation sont très faibles pendant la culture. Le risque de pertes par lixiviation se situe donc après la culture (Simon, 1999) et dépend du reliquat azoté après la récolte, en relation avec le niveau de fertilisation (Laurent *et al.*, 1999)

Mary (1992) et Recous *et al.* (1997) rappellent qu'une partie de l'azote apporté est prélevé par la microflore du sol, or cet azote récemment organisé est plus facile à minéraliser que l'azote organique stable. L'augmentation des intrants azotés provoquerait donc une augmentation du stock d'azote organique et un accroissement de la minéralisation. Une partie de la pollution nitrique pourrait résulter d'une plus forte intensité de minéralisation. Adiscott (2005) ajoute qu'une surfertilisation n'entraîne pas une augmentation de la minéralisation à l'échelle annuelle mais qu'à long terme, ce niveau de fertilisation impact la quantité d'azote minéralisée.

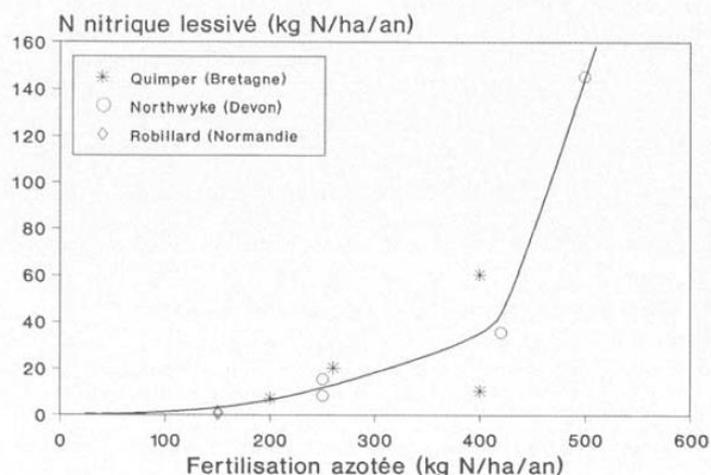


Figure 7 : Effet du niveau de fertilisation azoté sur les pertes d'azote nitrique en prairie fauchée (Simon, 1999)

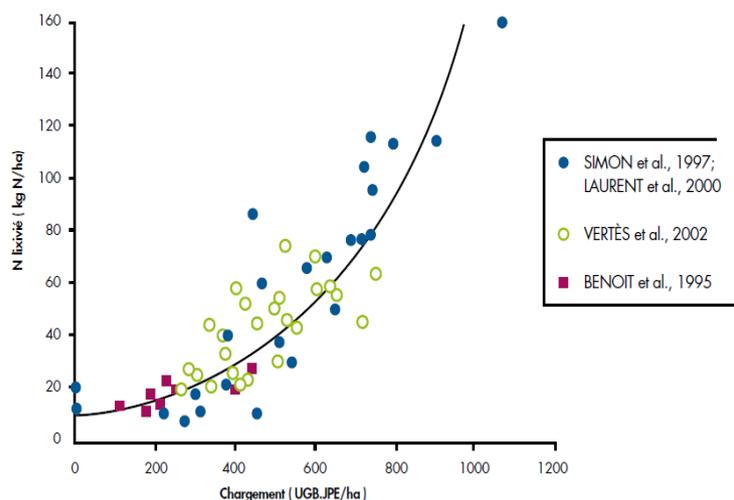


Figure 9 : Pertes d'azote sous prairie en fonction du chargement (Vertès *et al.*, 2008)

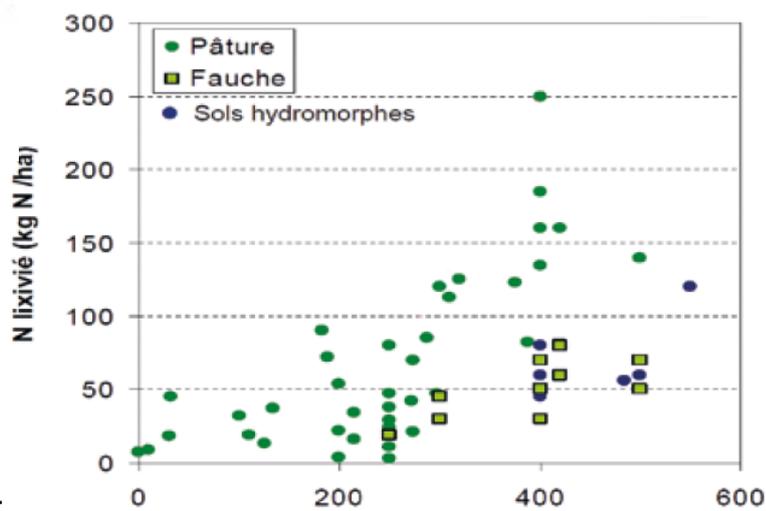


Figure 8 : Fuites d'azote mesurées sous prairies selon la fertilisation azotée apportée (Vertès *et al.*, 2010, d'après Werther (1989), Jarvis (1993), Simon (1997), Laurent (1999), Le Gall (2000), Wachendorf (2004))

Tableau II : Exemple de quantité d'azote lixivié pour des rotations type bretonnes (Massa *et al.*, (2008))

Successions culturales	Lixiviation (kg/ha/an)	Durée de la succession
Prairie de fauche	5-15	-
Prairie permanente extensive (< 300 UGB.JPP/ha/an)	15	-
Prairie 9 ans extensive (< 300 UGB.JPP/ha/an) / céréales	30	10 ans
Prairie permanente pâturée (300 - 500 UGB.JPP/ha/an)	35	-
Maïs fourrage (Mf) + cipan précoce* / Mf / céréale + cipan	38	3 ans
Maïs fourrage / céréale + cipan	40	4 ans
Maïs fourrage / céréale / colza / céréale + cipan	42	2 ans
Prairie 5-6 ans mixte** (300-500UGB.JPP/ha/an) / Mf + cipan / Mf / céréale	40-50	9 ans
Prairie 5-6 ans pâturée (500-800 UGB.JPP/ha/an) / Mf + cipan / Mf / céréale	60-80	9 ans
Prairie permanente à très fort chargement animal (proche stabulation)	100	-
Prairie à très fort chargement animal refaite tous les 6 ans	100	6 ans

* cipan implantée sous couvert, ou après récolte du maïs avant le 1er octobre
 ** mixte = fauchée + pâturée

En résumé, pour les cultures annuelles, une fertilisation excédentaire augmente la quantité d'azote minéral du sol à la récolte donc le risque de lixiviation lors de la période de drainage hivernal. Une part de l'azote excédentaire est également organisée dans la matière organique du sol augmentant alors les quantités minéralisées, à long terme, qui sont potentiellement lixiviables.

- **Gestion de la fertilisation azotée des prairies**

Les prairies se différencient des cultures annuelles car ce sont des cultures qui occupent le sol à plein temps. Ainsi la prairie est capable de valoriser davantage l'azote minéralisé (Vertes et Decau, 1992) et de stocker une très grande quantité d'azote (Recous *et al.*, 1997). La gestion de l'azote, pour les écosystèmes prairiaux, est plus complexe du fait que les modes d'exploitation sont variés (fauche, pâture, etc.). Simon (1999) a mis en relation le niveau de fertilisation et l'azote lixivié sous des prairies fauchées (Figure 7). Les pertes sont modérées pour des apports inférieurs à 400 kg N/ha/an et augmentent rapidement au-delà. Cette dose de 400 kg N/ha/an correspond à la production maximale. Au-delà, la fertilisation est excédentaire, les pertes par lixiviation augmentent donc rapidement.

Les pertes par lixiviation sous prairies pâturées sont supérieures à celles observées pour les prairies fauchées comme le démontre la figure 8 (Simon, 1999). La présence des animaux induit des apports d'azote à travers les déjections et notamment les pissats (Laurent *et al.*, 1999). Il est difficile de prévoir les pertes par lixiviation à partir du seul niveau de fertilisation sur les prairies pâturées. Différentes études ont démontré une corrélation entre l'azote lixivié sous prairie pâturée et le chargement exprimé en Unité Gros Bétail par nombre de Jour Equivalent de Pâturage par hectare et par an (UGB JPE/ha/an). Cet indicateur prend en compte le nombre d'animaux ainsi que la période de pâturage. La figure 9 est une compilation des résultats. Les pertes nitriques deviennent importantes qu'au-delà de 600 jours de pâturage. D'après Gall et Cabaret (2002), ce niveau de chargement n'est observé que pour des systèmes intensifs (chargement global supérieur à 1,8 UGB/ha) où les prairies sont exclusivement pâturées. Ce niveau est également rencontré sur les parcelles dite "parking" proches des bâtiments d'élevage (Vertès *et al.*, 2008).

Muller (1991) considère que la fertilisation ne détermine pas à elle seule les pertes nitriques mais c'est le système de culture dans son intégralité.

- **Gestion des rotations et des types de culture**

Le type de culture et la succession de cultures ont un impact important sur la lixiviation. Différentes études ont mis en évidence que les fuites de nitrates sont différents selon les types de culture et les successions. Par exemple, Shepherd *et al.* (1996) ont montré que les fuites de nitrate étaient plus importantes après une culture de pommes de terre qu'après des céréales. Benoît *et al.* (1995) ont mesuré des pertes moins importantes sous prairies que sous les cultures.

De manière plus approfondie, Massa *et al.* (2008) ont comparé les pertes d'azote par lixiviation en fonction des successions culturales rencontrées en Bretagne à partir de données expérimentales (tableau II). Les valeurs correspondent donc au contexte spécifique breton très pluvieux, et ont été établies sous des pratiques de fertilisation optimisées. La gamme de variation des pertes s'étend de 15 à 70 kg N/ha/an.

Les niveaux de pertes modérés sont obtenus avec les successions comportant des prairies avec un chargement faible à moyen et les successions de cultures comportant implantation d'une CIPAN durant l'interculture. La mise en place d'une culture intermédiaire va permet de limiter la quantité d'azote minérale du sol disponible pour la lixiviation. En effet elle absorbera l'azote dans le sol après la récolte de la culture précédente ainsi que l'azote minéralisé pendant l'interculture (Justes et al , 1999).

Ensuite des niveaux de pertes plus élevés sont observés avec des successions de cultures avec un sol nu pendant l'interculture. Les rotations mixtes (prairies temporaires et cultures) présentent plus de pertes que les rotations à base de culture. En effet, le retournement d'une prairie induit une déstructuration, une aération du sol et un enfouissement de la biomasse fournissant ainsi les meilleures conditions aux microorganismes pour minéraliser la matière organique accumulée par la prairie. La quantité d'azote libérée, potentiellement lixiviable, est comprise entre 300 et 700 kg/ha, selon la prairie (âge, mode d'exploitation, fertilisations antérieurs), dans les deux ans qui suivent la destruction. (Velthof *et al.*, 2001; Vertès *et al.*, 2010; Besnard *et al.*, 2007).

Enfin, des valeurs encore plus élevées sont constatées sous les prairies pâturées avec un chargement très élevé infligeant une dégradation de la prairie et un apport important de déjections riches en azote.

La gestion des résidus, à l'interculture, a également un impact sur les fuites de nitrates pendant l'interculture. L'effet des résidus est dépendant de son rapport C/N. Un rapport C/N élevé (>50) comme celui des pailles de céréales va engendrer une organisation net lors de leur décomposition. L'enfouissement de ces types de résidus permet donc de diminuer les teneurs en azote minéral et par conséquent une légère diminution des fuites de nitrates (Recous *et al.*, 1997; Bouthier *et al.*, 2000)

- **Le travail du sol**

Le travail du sol a un effet sur le cycle de l'azote et sur la structure du sol. Cependant il n'existe pas actuellement de consensus concernant l'effet du travail du sol sur la lixiviation de l'azote. En effet, les résultats disponibles peuvent être contradictoires. Selon Oorts (2006), le non-labour peut modifier les transferts hydriques et favoriser les transferts rapides de l'eau. Ces flux peuvent alors augmenter les quantités d'azote lixivié. Germont et al (1994) ont observé des flux plus faibles en non labour dans le contexte de Grande-Bretagne. Shipitalo *et al.* (2000) n'ont rapporté aucune différence de lixiviation des nitrates entre le labour et le semis direct.

La lixiviation est le processus responsable de la pollution de l'eau par les nitrates. Elle est très dépendante des conditions pédoclimatiques et des pratiques agricoles. Beaucoup de références existent sur les fuites en nitrates sous les parcelles agricoles mais aucune n'a été réalisées actuellement dans le contexte spécifique du bassin versant de la Loue.

1.4. Les actions engagées par la CIA25.90 pour la qualité de l'eau

Face à la responsabilité de l'agriculture dans l'augmentation des teneurs en nitrates de la Loue, la CIA 25.90 a mis en place et réalise des actions afin de limiter la pollution de l'eau par les nitrates d'origine agricole.

1.4.1. Animation de l'Opération Collective Loue

Le Conseil Général et l'Agence de l'eau RMC ont initié et financé la mise en œuvre d'une opération collective, en 2011, sur le bassin versant de la Loue dont l'animation a été confiée à la CIA 25/90. Cette opération est un programme d'actions, d'une durée de deux ans, qui permet notamment d'aider les agriculteurs pour la modernisation des bâtiments d'élevage et/ou des ouvrages de stockage des déjections animales en majorant de 15% les subventions accordées dans le cadre du PMBE. L'objectif est de permettre aux exploitations d'élevage de disposer de capacités suffisantes de stockage des effluents afin d'éviter les épandages en période hivernale donc les fuites d'azote vers les nappes et les rivières. Un zonage a été défini, en prenant en compte l'altitude, pour déterminer la durée minimale (de 4 à 6 mois) de stockage à respecter. Une exploitation est considérée comme «aux normes PMBE» lorsque sa capacité de stockage respecte la durée déterminée par la zone où elle se situe (CIA 25/90, 2014).

Cette opération collective a pu permettre à 189 exploitations d'engager des travaux pour la mise aux normes de leurs ouvrages de stockage d'effluents. A l'issue de cette opération, 330 exploitations sur les 603 présentes sur le bassin versant de la Loue sont aux « normes PMBE » soit environ 75 % des UGB.

1.4.2. Réalisation de plans d'épandage et de cartes communales

Un plan d'épandage est un document de référence pour une exploitation agricole en matière d'épandage. Il s'agit d'un diagnostic des parcelles qui détermine leur capacité à recevoir ou non des effluents d'élevage. En Franche-Comté, Il doit être réalisé selon un cahier des charges spécifique à la région élaboré par différentes structures (DREAL, Groupe Régional Agronomie Pédologie Environnement (GRAPE), Chambres d'Agriculture). Il précise les interdictions réglementaires (distance aux habitations, aux cours d'eau, aux captages,...), les interdictions agronomiques dans les zones à risque d'infiltration caractéristiques du milieu karstique (dolines, pentes, sols très superficiels, affleurements rocheux, sols très hydromorphes, zones de contact marno-calcaire) et détermine les épandages sous conditions selon les caractéristiques du sol des parcelles.

Réalisée de manière similaire que le plan d'épandage, dans le bassin versant de la Loue, la carte communale est une cartographie des zones sensibles en matière d'épandages (doline, pertes, zone humides) à l'échelle de la commune. Ce travail, présenté lors de réunions publiques, est l'occasion de sensibiliser les agriculteurs d'une commune à une approche agronomique et environnementale de la gestion des matières organiques. C'est également l'occasion d'informer l'ensemble des acteurs locaux sur ces zones à risque. (CIA 25/90, 2014)

1.4.3. Missions de sensibilisation et de conseil

Dans le cadre de l'Opération Collective de la Loue, à la demande de l'Agence de l'Eau et du Conseil Général, la Chambre d'Agriculture du Doubs et du Territoire de Belfort s'est vue confier la tâche d'apporter des conseils adaptés et de sensibiliser les agriculteurs afin d'améliorer les pratiques en lien avec la pollution de l'eau par les nitrates d'origine agricole. L'Opération Collective lancée en 2011 s'est terminée fin 2013 mais a été prolongée jusqu'en 2014. Malgré la fin de cette initiative, la CIA 25/90 continue encore aujourd'hui de mener ces missions. Des actions d'informations et de sensibilisation ont alors été réalisées.

Des bulletins techniques des épandages sont envoyés quatre à cinq fois par an à plus de deux mille agriculteurs situés dans les différents bassins versants karstiques du département. Il s'agit de préconisations concernant les épandages, la fertilisation et de rappels de la réglementation.

Des journées épandage sont également organisées chaque année avec démonstration de matériels d'épandage et rappels agronomique. Des formations fertilisation ont permis de toucher un très grand nombre d'agriculteurs. La CIA 25/90 intervient également auprès des jeunes en formation (CIA 25/90, 2014).

Cependant la CIA25/90 ne dispose pas véritablement d'information sur l'impact des pratiques agricoles locales sur les flux de nitrates, permettant de mieux identifier les pratiques à risque afin de cibler sa communication auprès des agriculteurs.

La CIA 25/90 s'est engagée à réaliser de nombreuses actions sur le bassin versant de la Loue dont des actions de conseil et de sensibilisation auprès des agriculteurs pour l'amélioration de leurs pratiques.

Cependant, le manque de référence sur les pertes de nitrates sous les parcelles agricoles dans le contexte très particulier du bassin versant de la Loue empêche une communication efficace.

Les processus impliqués dans la pollution de l'eau par les nitrates étant très dépendants des conditions pédoclimatiques et des pratiques agricoles, les références acquises dans d'autres régions ne suffisent pas pour déterminer de façon précise les pratiques à éviter. La problématique qui se pose est : Quelles sont les pratiques agricoles à risque, en terme de fuite de nitrates, dans le contexte spécifique du bassin versant de la Loue ? Cette question soulève deux sous questions : Quelles sont les pratiques caractéristiques du bassin versant de la Loue? Parmi ces pratiques, quelles sont celles les plus à risque ?

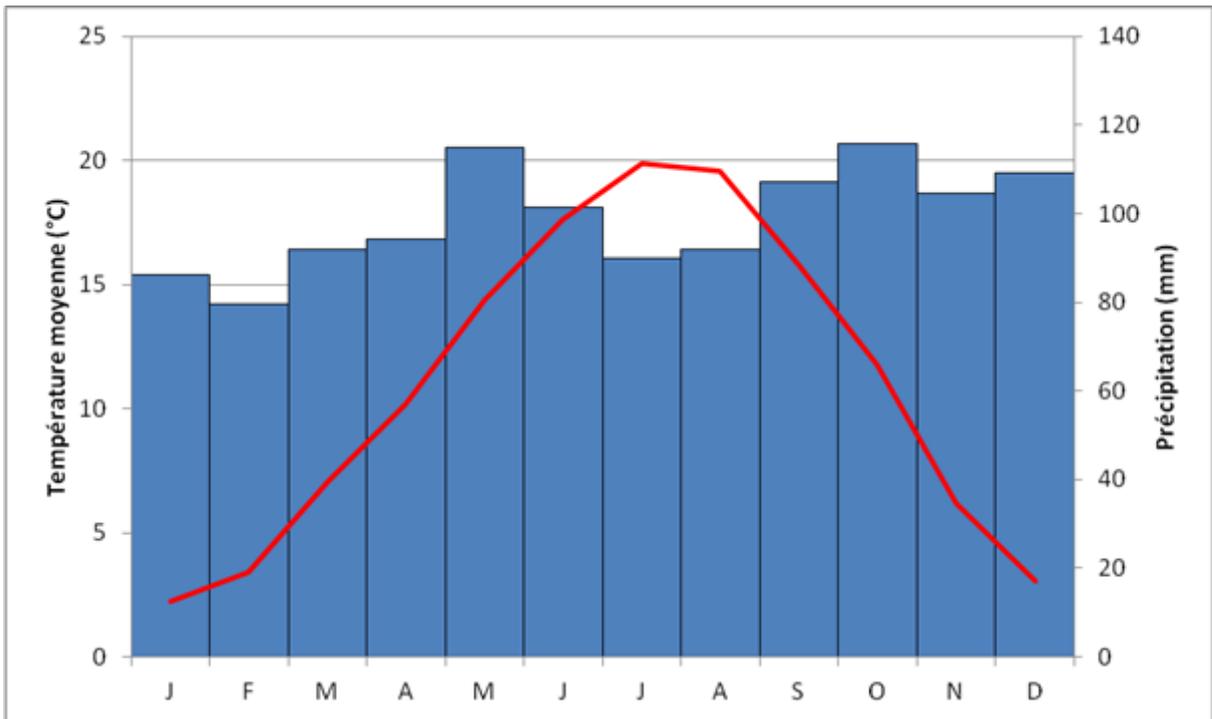


Figure 10 : Diagramme climatique de la ville de Besançon
(D'après les données de Météo France)

Les données climatiques représentées sont les valeurs moyennes obtenues sur la période 1981-2010

2. Identification des pratiques agricoles

2.1. Le Bassin versant de Plaisir Fontaine

2.1.1. Un sous bassin versant test

De part sa taille, un travail d'identification détaillé des pratiques agricoles et de leurs impacts sur la pollution de l'eau sur l'ensemble du bassin versant de la Loue n'est pas envisageable. Il a été ainsi choisi de réaliser cette tâche sur un sous-bassin versant ayant certaines caractéristiques. Tout d'abord il doit répondre aux exigences de faisabilité d'un suivi en termes de surface et d'exploitants agricoles. Ensuite il doit permettre de vérifier l'impact de l'agriculture sur la qualité de l'eau sans qu'il y ait d'interférences par d'autres sources de pollution (assainissement, industrie, etc.).

Le bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine répond à l'ensemble de ces critères. C'est un sous-bassin versant dont la délimitation a été définie à partir des données des traçages et la superposition des limites des bassins versants (Cuinet *et al.*, 2012). L'agriculture est la seule activité anthropique pouvant avoir un impact sur les teneurs en nitrates de l'eau à l'exutoire. Aucune activité industrielle et urbaine n'est représentée. Sa taille totale est de 940 ha, dont 519 ha correspondent aux surfaces agricoles. Le nombre d'agriculteurs présents (21) et la surface agricole sont compatibles avec un suivi agricole détaillé (Tourenne, 2011).

2.1.2. Localisation

Le bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine se situe au centre du département du Doubs, sur le premier plateau (environ 540 m d'altitude moyenne) dans le bassin versant de la Brème. Plus précisément ce bassin est localisé au sud de Besançon et est encerclé par cinq villages : Trépot, l'Hôpital du Grosbois, Foucherans, Charbonnières les Sapins et Bonnevaux-le-Prieuré. L'exutoire du bassin versant est la Source de Plaisir Fontaine située aux environs de Bonnevaux-le-Prieuré, en amont d'une pisciculture. Cette source est une résurgence collectant théoriquement les eaux drainées du bassin versant étudié. Ce ruisseau se jette ensuite dans la Brème qui est un affluent de la Loue.

2.1.3. Caractéristiques climatiques

Une des particularités du climat du Doubs est sans nul doute sa grande variabilité, aussi bien au cours d'une saison que d'une année sur l'autre. La figure 10 présente le diagramme climatique de Besançon dont la station se situe à 17 km du bassin versant. En règle générale pour les températures du département, on y relève des températures minimales très basses l'hiver et des températures maximales élevées pendant l'été. Cette forte amplitude thermique est accentuée par le relief. On note une baisse de 0,5°C pour 100 mètres d'élévation. Le département du Doubs est l'un des plus arrosés de France. La hauteur moyenne annuelle des précipitations (pluie et neige) varie de 1 m en plaine à plus de 1,70 m en montagne. Le manteau neigeux couvre le sol entre 70 et 120 jours par an. Cependant des redoux inopinés peuvent le faire disparaître totalement au cœur de l'hiver.

2.1.4. Caractéristiques pédologiques

La description pédologique du bassin versant de Plaisir Fontaine repose sur la classification régionale des sols, utilisée notamment pour la réalisation de plan d'épandage.

Tableau III : Proportion des différents types de sol sur le bassin versant de Plaisir Fontaine et de la Loue (d'après Tourenne D. (2011))

Type de sol	Plaisir Fontaine	Loue
Profonds	37.1%	24.5%
Superficiels	40.3%	52.7%
Très superficiels	22.5%	8.8%
Hydromorphe	0.1%	14.1%

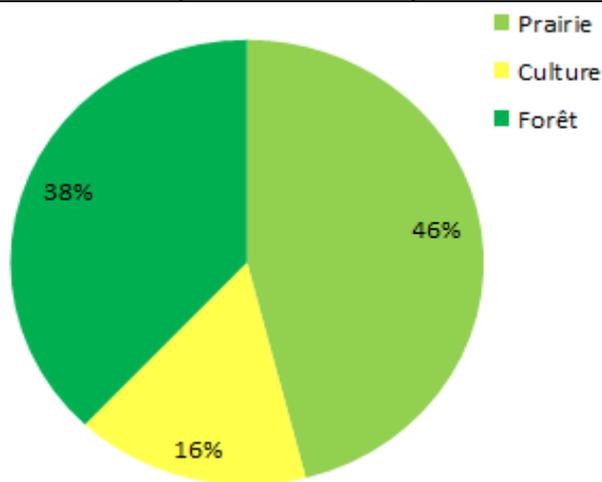


Figure 11 : Occupation du sol Bassin Versant de la Source de Plaisir Fontaine (D'après Tourenne, 2011; Cuinet *et al.*, 2012)

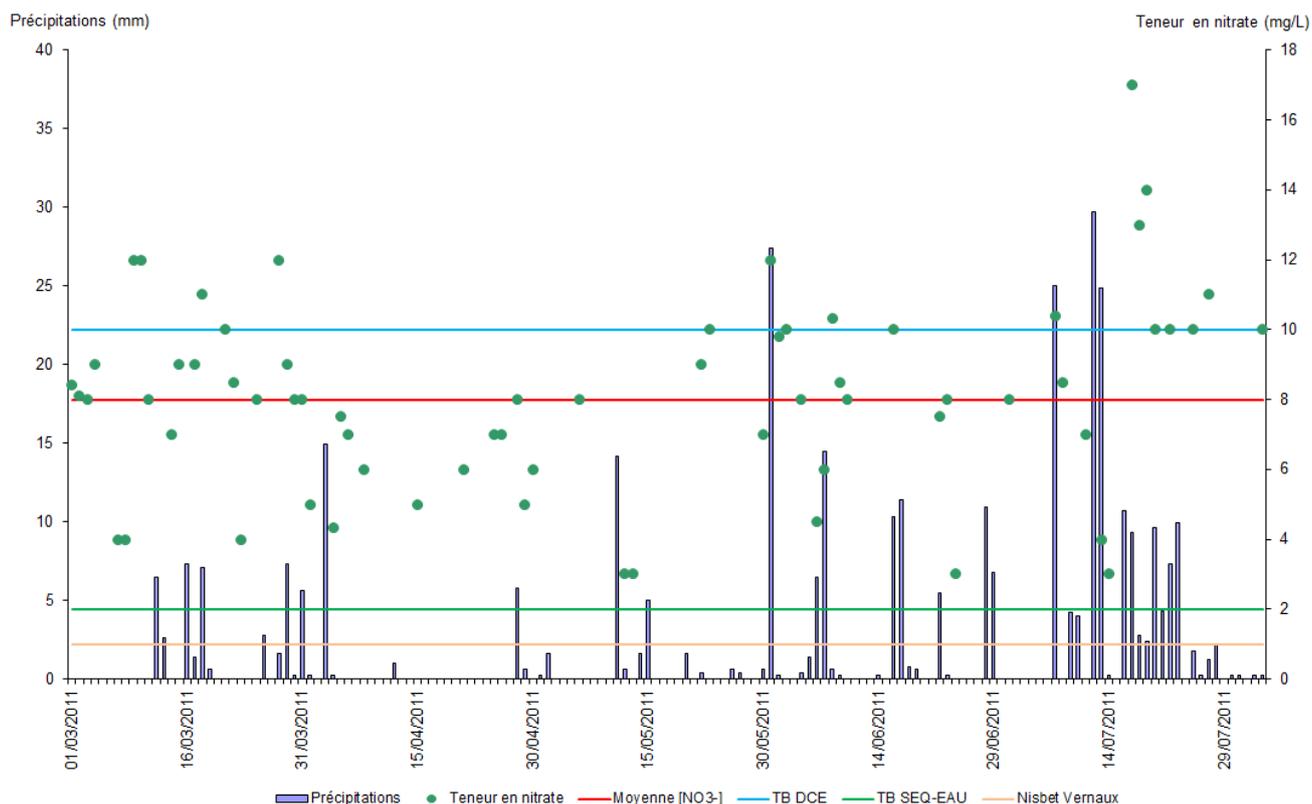


Figure 12 : Teneurs en nitrates observées à la Source de Plaisir Fontaine (D'après les données de l'Agence de l'eau et du Conseil Général)

Elle distingue quatre catégories de sol, avec des variations topographiques ou pédologiques (sols de vallée, de plateau, de terrasse glaciaire ou de colline glaciaire) les quatre catégories sont les suivantes:

- Les sols profonds : ce sont des sols qui ont une profondeur supérieure à 35 cm. Ils occupent les fonds de vallée et les creux et possèdent une réserve hydrique supérieure à 70 mm;
- Les sols superficiels : ces sols se situent plutôt en milieu de pente ou bas de versant et également dans les creux. Leur profondeur se situe entre 20 et 35 cm et la réserve hydrique est voisine de 70 mm;
- Les sols très superficiels : ils occupent les sommets et pentes du paysage. Leur profondeur est inférieure ou égale à 20 cm. La réserve utile très est faible, voisine de 40 mm qui en fait des sols séchants;
- Les sols hydromorphes : ils occupent le fond de la vallée et les pourtours des tourbières. Ce sont des sols régulièrement saturés en eau avec une profondeur généralement supérieure à 35 cm et une réserve utile supérieure à 70 mm. Des traces d'hydromorphie avec des taches de fer ferrique (couleur rouille) sont facilement repérables.

Une caractérisation du bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine, à la tarière, a été réalisée en 2011 puis complétée en 2012 afin d'établir une carte présentant les catégories de sols ainsi que les dolines, les affleurements rocheux et les fortes pentes sur les parcelles (Annexe II). Ce bassin comporte 37,1% de sols profonds, 40,3% de sol superficiels et 22,5% de sol très superficiels. Par rapport au bassin versant de la Loue, les sols sont globalement de la même profondeur même si les sols profonds sont davantage représentés. Les sols hydromorphes ne sont pratiquement pas présents du fait de l'absence de zone humide (Tableau III).

2.1.5. L'occupation du sol

Le bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine représente une surface de 940 ha. La forêt occupe 38 % et les 62 % correspondent à la surface agricole (Figure 11). La majorité de la SAU du sous-bassin versant est couverte par des prairies (75 %) tout comme l'ensemble du bassin versant de la Loue (90%) mais avec une proportion moins importante. L'altitude modérée (540 m) du bassin versant de Plaisir Fontaine et la présence de sols plus profonds permet davantage l'implantation de cultures. Parmi les espèces cultivées, il y a surtout des céréales comme l'orge, le blé, le triticales et le maïs (Tourenne, 2011; Cuinet *et al.*, 2012).

2.1.6. Les teneurs en nitrates de la Source de Plaisir Fontaine

La source de Plaisir Fontaine a fait l'objet d'un suivi régulier avec les mesures des principaux paramètres physico-chimiques. La figure 12 représente les teneurs en nitrates et la hauteur d'eau enregistrées de mars à août 2011. En moyenne, les teneurs en nitrates se situent environ à 8 mg/L. Cependant des teneurs plus importantes peuvent être mesurées ponctuellement le plus souvent après des épisodes pluvieux. Cela permet de constater le caractère karstique de cette source avec des fluctuations importantes en lien avec la pluviométrie (Tourenne, 2011).

Les teneurs en nitrates, en moyenne, sont en dessous du seuil d'une très bonne qualité selon la norme DCE (10 mg/L).

Tableau IV : Modalités des pratiques retenues pour l'étude

Pratiques	Modalité(s)
Semis	culture implantée, objectif de rendement
Fertilisation minérale et organique	produit, dose, teneur en azote
Travail du sol	outil, profondeur de travail
Récolte	rendement
Fauche	rendement
Pâturage	période, type et nombre d'animaux

Cependant, selon l'ancien outil d'évaluation de l'état physico-chimique des cours d'eau SEQ-Eau, la teneur moyenne en nitrate de la Source de Plaisir Fontaine serait au-dessus du seuil attendu pour un cours d'eau en très bon état (2 mg/L). De même, en utilisant la classification de Nisbet et Vermeaux, ce cours d'eau, étant un ruisseau issu d'une source, devrait avoir une teneur inférieure à 1 mg/L (Nisbet *et al.* 1970, Cuinet *et al.*, 2012)

2.2. Méthode d'identification des pratiques

2.2.1. Définition des pratiques agricoles

Les pratiques des agriculteurs représentent « la manière dont les techniques sont concrètement mises en œuvre dans le contexte de l'exploitation mais aussi au sein d'une société locale, caractérisée par son histoire, son territoire et son fonctionnement » (Landais et Deffontaines, 1990). Le terme « pratique » désigne ainsi le processus de décision conduisant à l'acte technique, ce dernier étant alors caractérisé par une date et une modalité d'intervention (dose d'engrais ou d'herbicide, quantité d'eau d'irrigation, outils utilisés, etc.).(Schvartz *et al.*, 2005). Ces pratiques agricoles s'organisent au niveau spatial élémentaire de la parcelle (Deffontaines *et al.*, 2011).

Il a donc été choisi pour cette étude de prendre en compte les travaux du sol, les apports d'engrais minéraux et organiques, le semis et la récolte désignant la période de couverture du sol et le type de culture ainsi que les événements, spécifiques aux prairies, de fauche et de pâturage pour chaque parcelle. Les traitements phytosanitaires n'ont pas été relevés car elles n'ont pas de lien direct avec le cycle de l'azote. Chaque pratique est caractérisée par une date, ou une décade dans le cas où la date est imprécise, et des modalités présentées dans le tableau IV.

Chaque pratique est également rattachée à une campagne. Une campagne agricole est définie comme étant la période durant laquelle s'accomplit un cycle végétatif normal pour une culture. Ce cycle est donc compris entre le semis et la récolte et l'ensemble des pratiques réalisées durant cette période visent à impacter la production de la culture en place. Pour des raisons de simplification, il a été défini qu'une campagne, indépendamment de la culture, est la période allant du 01/08 d'une année au 31/07 de l'année suivante.

2.2.2. Acquisition des données

Le suivi des pratiques sur le sous bassin versant de Plaisir Fontaine a commencé en 2011 par la CIA 25/90. De ce fait, des enquêtes ont déjà été menées auparavant auprès des différents agriculteurs, pour acquérir l'ensemble des données sur les pratiques réalisées lors des campagnes 2010/2011, 2011/2012 et 2012/2013, sur l'ensemble des parcelles.

Une nouvelle enquête a été effectuée pour obtenir les données de la campagne 2013/2014. Élaboré les années précédentes, le questionnaire a été repris et modifié. Il se compose aujourd'hui de deux parties. L'une vise à poser à l'agriculteur quelques questions simples sur son exploitation (production, SAU, etc.) dont certaines sont déjà connues pour confirmation et d'autres pour avoir davantage d'informations. Des questions ont également portées sur le raisonnement de la fertilisation et des effluents à l'échelle de l'exploitation. La seconde partie de l'enquête est réservée à l'inventaire, par parcelle, des pratiques que l'agriculteur a réalisées durant la campagne 2013/2014. Un document cartographique était en appuie afin de bien identifier la parcelle enquêtée avec l'agriculteur. Le questionnaire est présenté en annexe III.

Tableau V : Références locales des teneurs en azote et des coefficients de disponibilité de l'azote des différents effluents (données CIA25/90)

Effluent	Teneur en azote (kg N/T ou m3)	Coefficient de disponibilité de l'azote (pour des apports réguliers)
Fumier Bovins*	5,2	0,35
Lisier Bovins*	2,5	0,5
Purin Bovins*	1,0	0,5
Lisier Porc**	2,7	0,6

*référence départementale

**référence régionale

Le sous bassin versant de Plaisir Fontaine comprend 21 exploitations agricoles. La démarche d'enquête était exhaustive. Les agriculteurs disposant de plus d'une parcelle ont été rencontrés personnellement et ceux disposant que d'une seule parcelle ont été interrogés par téléphone ou par courrier. Ainsi 20 agriculteurs ont été enquêtés.

Le temps moyen des enquêtes allait de 30 minutes à 2 heures selon le nombre de parcelles. La méthode d'enquête ne visait pas à une succession de questions-réponses avec la personne interviewée mais plutôt à instaurer une discussion afin d'établir une relation de confiance. Un des exploitants contacté, possédant 9 ha sur le bassin versant, a refusé de participer à cette enquête ainsi qu'à celles antérieures. De ce fait, cette surface a été retirée de la zone d'étude.

2.2.3. Détermination de la valeur azotée des fertilisants

Une précision sur la détermination des quantités d'azote apportées doit être abordée. Pour ce calcul, il est nécessaire de connaître les quantités du produit épandu et sa teneur en azote. La teneur en azote d'un engrais minéral est connue de façon très précise alors que ce n'est pas le cas pour les apports d'effluents. Ainsi, pour déterminer précisément les quantités apportées lors des épandages, il a été proposé aux agriculteurs enquêtés de participer gratuitement aux campagnes d'analyse organisées régulièrement par la CIA25/90. En l'absence d'analyse, les valeurs des références locales, sont utilisées (Tableau V).

De plus, les effluents comportent de l'azote sous forme organique et également sous forme minérale. Contrairement à l'azote sous forme organique, la part d'azote minéral de l'effluent est directement disponible pour la plante et est très dépendante du type d'effluent. Les quantités d'azote disponibles épandues sont obtenues à partir des coefficients de disponibilité également présentés dans le tableau 5 et issus de références locales.

2.3. Les pratiques agricoles de Plaisir Fontaine

2.3.1. Les exploitations agricoles

Le bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine comprend 21 agriculteurs qui ont au moins une parcelle parmi les 193 répertoriées. La grande majorité (16 exploitations) produit du lait de vache destiné à la fabrication de l'AOP Comté. Seulement une exploitation ne s'est pas engagée dans cette démarche et produit du lait standard. Deux des exploitations laitières diversifient leur production animale, l'une avec la production de lait de jument et l'autre avec un troupeau allaitant. Quelques exploitations n'ont pas une orientation bovins lait. Il y a une exploitation céréalière, deux exploitations bovins viande et une ferme auberge avec un élevage d'ovins. Une exploitation parmi les 21 est labellisée en Agriculture Biologique.

Outre les différences de production, il existe une très grande variabilité entre les exploitations que ce soit en terme de surface (de 32 à 252 ha de SAU), de forme juridique (GAEC, individuelle ou EARL), de l'âge du chef d'exploitation, du nombre d'animaux (de 8 à 192 UGB par exploitation) ou encore de production laitière (126000 à 500000 L/an). Les caractéristiques de chaque exploitation sont présentées en annexe IV

Tableau VI : Occupation du sol du bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine

Campagne	Cultures de Printemps (dont Maïs)	Cultures d'Hiver	Prairies Permanentes	Prairies Temporaires
2010/2011	4% (2%)	20%	42%	34%
2011/2012	3% (2%)	21%	42%	34%
2012/2013	5% (5%)	18%	42%	35%
2013/2014	7% (3%)	17%	42%	34%

2.3.2. Les logiques des agriculteurs

Dans le cadre d'une étude commanditée par l'ONEMA, l'UMR SAS de l'INRA de Rennes développe une méthode de diagnostic des pertes d'azote vers le milieu à l'échelle des aires d'alimentation de captage. Cette méthode se base sur les caractéristiques des principaux systèmes de culture et des grands types de sols tout en s'appuyant sur les connaissances que les acteurs locaux ont de leur territoire et sur les questions auxquelles ils sont confrontés. Une collaboration entre l'INRA de Rennes et la CIA25/90 a été entreprise et le bassin versant de la source de Plaisir Fontaine a été choisi pour tester cette méthode de diagnostic.

L'une des étapes est de décrire le territoire sous forme d'une typologie des systèmes de cultures. Afin de réaliser cette représentation, il convient de combiner les pratiques et les logiques des agriculteurs. Par logique, on entend la stratégie de l'agriculteur, c'est à dire ses attentes et les moyens qu'il met en œuvre pour y répondre.

L'ensemble des enquêtes réalisées, notamment celle de 2015, auprès des agriculteurs du bassin versant a permis de fournir les éléments nécessaires à la création de cette typologie. Celle-ci est présentée en annexe V

Il a été constaté, pour un même agriculteur, des logiques diversifiées selon les prairies et les cultures. Les logiques répertoriées pour les prairies sont les suivantes :

- Préserver la qualité floristique des prairies (8 exploitations) : les agriculteurs cherchent à maintenir une certaine richesse floristique des prairies afin d'obtenir une herbe de meilleure qualité. Les prairies sont fertilisées qu'avec des effluents d'élevage. Les engrais minéraux azotés sont évités;
- Obtenir une production de quantité et de qualité suffisante (8 exploitations) : les attentes sont d'obtenir une quantité suffisante pour couvrir l'ensemble des besoins sans pour autant négliger la qualité. La fertilisation est adaptée au niveau de production attendu;
- Maximiser la production d'herbe (3 exploitations) : les agriculteurs veulent obtenir le potentiel maximal de leur prairie permettant ainsi de satisfaire les besoins du troupeau et de libérer des surfaces pour les cultures. Les niveaux de fertilisation sont généralement proches des limites fixées par l'AOP Comté et la PHAE.

Trois logiques ont également été décelées sur culture :

- Obtenir la meilleure rentabilité (3 exploitations) : les agriculteurs recherchent soit la rentabilité économique (meilleure marge) soit la rentabilité en terme de temps de travail (itinéraire technique le plus simple possible) ;
- Satisfaire au minimum les besoins du troupeau (8 exploitations) : les cultures, dans l'exploitation, ont pour fonction de produire de l'aliment et de la paille pour le troupeau mais aussi pour renouveler les prairies. Les objectifs de rendements sont calés au-dessus des besoins, le surplus est généralement stocké pour les années suivantes ou vendu;
- Maximiser les rendements des cultures destinées à la vente et obtenir un niveau suffisant pour les cultures intraconsommées (3 exploitations) : l'agriculteur plante des cultures dont la récolte sera vendue et sur lesquelles il vise le plus haut rendement possible. Par contre, sur les cultures destinées à l'intraconsommation, il maintient un niveau de production adapté aux besoins du troupeau.

Tableau VII : Gestion des prairies

	Prairie Fauchée	Prairie Mixte (Fauchée et Pâturée)	Prairie Pâturée	Total
Prairie Permanente	10%	16%	30%	56%
Prairie Temporaire	12%	25%	7%	44%
Total	22%	41%	37%	100%

**Quantité d'engrais
minéral azoté
épandu (kg N)**

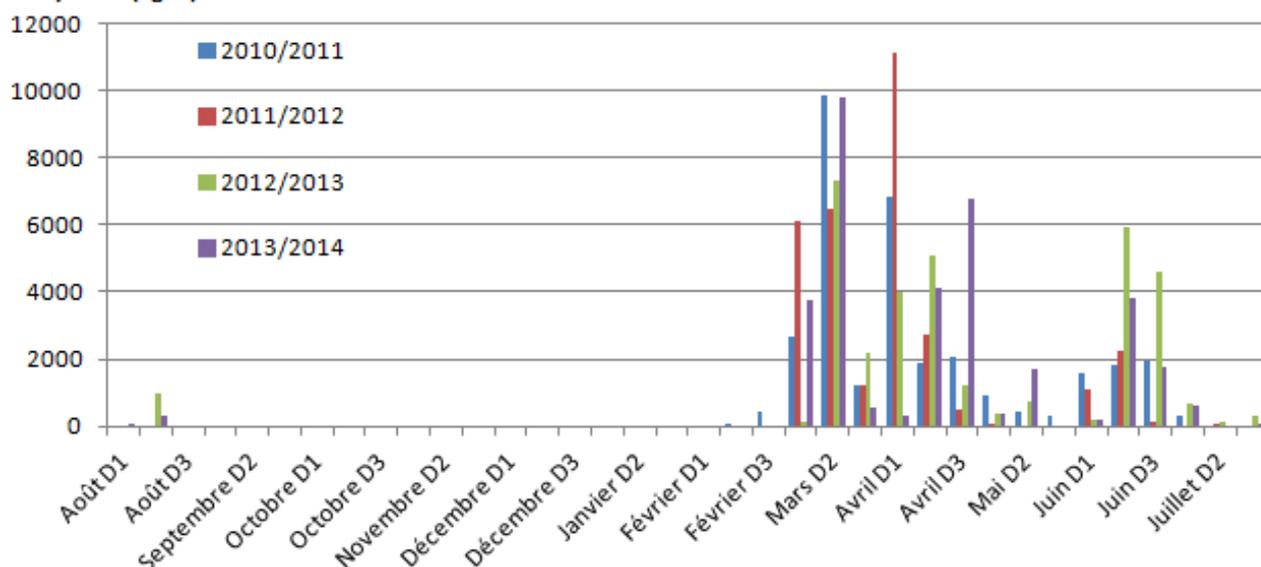


Figure 13 : Répartition des apports d'azote organiques pour les quatre campagnes enquêtées sur l'ensemble du bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine

2.3.3. Occupation du sol et succession de culture

Pour l'ensemble des campagnes enquêtées, la part des prairies et des cultures ne varie pas sur le bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine (Tableau IV). Les prairies recouvrent 76% de l'espace agricole dont 42% sont déclarées comme permanentes (> 5ans) et 34% comme temporaires (< 5 ans). Les cultures annuelles représentent donc 24% de la SAU. Parmi les espèces cultivées, il a été répertorié en majorité des cultures d'hiver telles que le blé d'hiver, l'orge d'hiver, le triticale, le colza et le maïs comme culture de printemps.

Le maïs est présent sur quelques parcelles sur le bassin versant et est destiné soit à la réalisation d'ensilage pour les exploitations hors AOP Comté (interdiction des produits fermentés dans le cahier des charges) ou pour de l'affouragement en vert pour les agriculteurs en AOP. D'autres cultures listées comme le seigle, l'avoine, la betterave fourragère, le blé et l'orge de printemps sont peu représentées et parfois exceptionnelles sur ce territoire. La cartographie de l'occupation du sol de 2014 pour les parcelles enquêtées est représentée en Annexe VI.

Concernant les rotations rencontrées sur le bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine, il en a été observé principalement deux types. La première se retrouve sur les parcelles exclusivement en culture et est peu présente. Il s'agit de la rotation classique Colza-Blé d'hiver-Orge d'hiver. La seconde rotation, plus représentée, est la succession d'une prairie temporaire d'une durée de 3 à 5 ans avec deux ou trois céréales (Orge d'hiver, Blé d'hiver, Triticale), caractéristique des zones de polyculture élevage. Elle permet aux agriculteurs de détruire puis restaurer des prairies devenues peu productives tout en bénéficiant du retournement (libération d'une forte quantité d'azote) pour la production de céréale. A l'issue des enquêtes, il a été révélé que les agriculteurs, possédant pour la majorité un troupeau laitier, ne cherchent pas à respecter scrupuleusement des rotations mais plutôt à adapter leurs surfaces afin d'obtenir un niveau de productions cohérent avec leurs stocks et les besoins de leurs animaux. Ainsi il est difficile d'associer une parcelle à une rotation bien définie.

2.3.4. Gestion des prairies

Le tableau VII représente les différentes modes de gestion des prairies étudiées (fauche, pâture et mixte) appliquées aux prairies situées dans le bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine. Il a été constaté, en moyenne sur les quatre années, que 37% des prairies sont uniquement pâturées, 22% uniquement fauchées et 41% sont fauchées et pâturées.

Les prairies qui sont pâturées appartiennent logiquement aux exploitations dont les sièges sont présents dans le bassin versant ou à proximité. Les parcelles destinées aux vaches laitières ou aux génisses sont principalement des prairies permanentes. Les parcelles destinées à la production de fourrage sont généralement fauchées deux fois (fin mai - début juin et juillet) puis sont pâturées à l'automne (septembre - octobre). Ce sont en majorité des prairies temporaires car elles permettent des meilleurs rendements ou des prairies permanentes à proximité du siège. Les prairies uniquement fauchées (deux fois également), sont les moins nombreuses et correspondent le plus souvent à des parcelles éloignées des exploitations ne permettant pas le pâturage automnal.

2.3.5. Périodes des apports azotés minéraux

La figure 13 représente les apports d'engrais azotés minéraux totaux effectués sur le bassin versant, par décennie et pour les quatre campagnes enquêtées

Tableau VIII : Contribution de chaque PRO à l'azote total apporté d'origine organique sur le bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine

PRO	Campagne 2010/2011	Campagne 2011/2012	Campagne 2012/2013	Campagne 2013/2014
Boue de STEP	6%	5%	8%	6%
Fumier	78%	91%	84%	83%
Lisier	11%	2%	8%	6%
Purin	5%	3%	0%	5%

Quantité d'azote épanché (kg N)

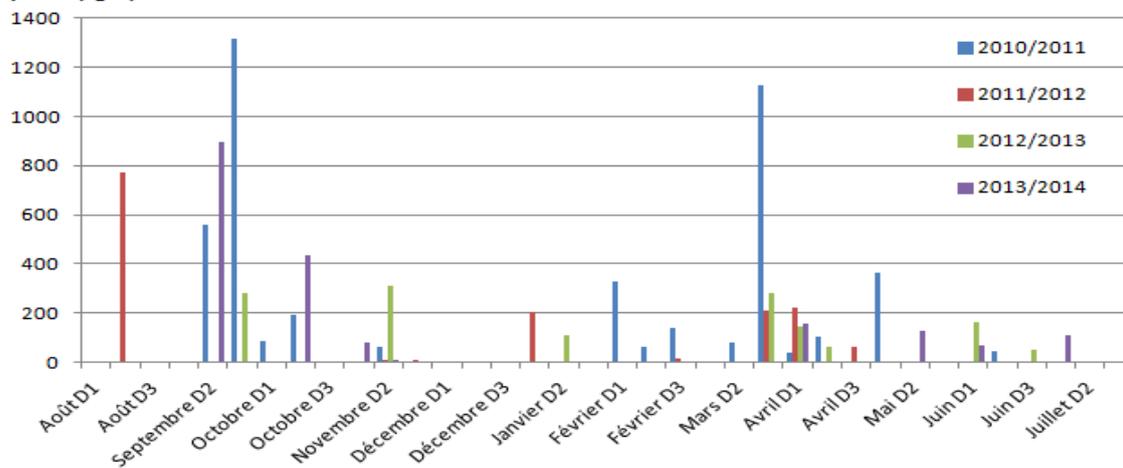


Figure 14 : Répartition des apports d'azote issus d'épandage de boues, de purins et de lisiers pour les quatre campagnes enquêtées sur l'ensemble du bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine

Quantité d'azote épanché (kg N)

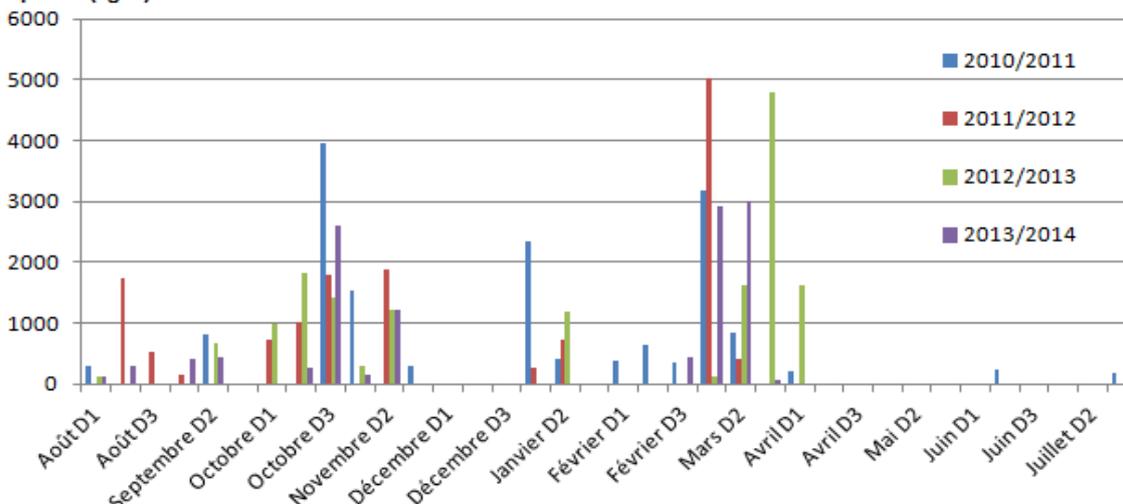


Figure 15 : Répartition des apports d'azote issu d'épandage de fumier pour les quatre campagnes enquêtées sur l'ensemble du bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine

. Le détail chiffré par mois et par campagne des apports est consultable en annexe VII.1. Trois principales périodes d'apports ont été identifiées. Tout d'abord, la première se situe au mois de mars. C'est la reprise de la végétation où les couverts, que ce soit les prairies ou les cultures ont besoin d'azote. Une seconde période d'apports est observée au mois d'avril où les céréales d'hiver, principales cultures du bassin versant, sont au stade épis 1 cm, le repère pour le second apport. 65 à 90 % des quantités totales d'engrais sont épandues durant ces deux mois. Enfin, la dernière période se situe au mois de juin où des apports sont effectués sur les prairies mixtes et de fauche dans le but d'accroître la repousse de l'herbe après la fenaison (relance pour la deuxième coupe)

Les conditions climatiques (sol gelé, présence de neige, humidité importante, température, pluviométrie) expliquent en grande partie la variation, entre les années, des dates d'épandage.

2.3.6. Les Produits Résiduaire Organiques

Le tableau VIII présente la part de PRO à l'azote organique total épandu sur le bassin versant. Il montre que 80 à 90% de l'azote organique provient de l'épandage de fumier. En effet quatorze des exploitations d'élevage enquêtées sont en système tout fumier et cinq sont en système mixte c'est-à-dire fumier et lisier. Ainsi 82 % des UGB des exploitations présentes produisent du fumier et du purin alors que le lisier est produit par les 18 % restant. De plus les éleveurs en système mixte n'ont pas beaucoup de parcelles sur le bassin versant. Ces exploitations, regroupées, possèdent 42 ha sur le bassin versant. Par conséquent, uniquement cette surface est susceptible de recevoir du lisier de bovins.

2.3.7. Périodes des apports organiques

Les figures 14 et 15 présentent respectivement les apports totaux, par décennie et par campagne, d'azote organique issu du fumier (ou compost) et des apports des engrais organiques à forte disponibilité en azote (purin, lisier, boue de STEP). Les quantités exactes d'azote apportées lors de ces épandages sont détaillées par mois et par campagne en annexes VII.2 et VII.3. De manière générale, les apports de fumier, sont réalisés pour moitié à l'automne (octobre – novembre) et l'autre moitié au printemps (début mars - début avril). Pour les produits avec une grande disponibilité de l'azote (boue, purin et lisier), la grande majorité des apports est réalisée au mois de septembre et dans un moindre mesure au mois de mars. Diverses raisons expliquent le choix de ces périodes d'épandages et varient selon les exploitations. Pour les apports d'automne, c'est tout d'abord le moyen de vider les ouvrages de stockage et d'éviter les épandages durant la période hivernale. Ils sont également déterminés par l'organisation et la charge de travail de l'agriculteur. Certains éleveurs ont également exprimé que les apports de fumier, sur les prairies, au printemps engendrent une baisse de l'appétence du fourrage à cause de la présence de particules organiques persistantes, ce qui est évité en épandant les effluents à l'automne et recommandé par le CIGC. Les apports de fumier frais ou de lisier sont également évités avant pâturage pour des raisons sanitaires (risque salmonelle), conformément aux recommandations du CIGC. Un autre facteur, très discuté selon les agriculteurs et qui ne fait pas l'unanimité, c'est l'efficacité de l'apport selon la période à laquelle il est appliqué. Certains ont expliqué qu'un apport de fumier, qui est effectué en octobre - novembre, permet une meilleure repousse d'herbe au printemps. Ensuite, il y a des aspects techniques qui justifient le moment de l'apport. Les épandages sur culture sont généralement réalisés avant le semis donc à l'automne pour les cultures d'hiver et au printemps pour les cultures de printemps comme le maïs.

Tableau IX : Fertilisations moyennes pondérées des prairies et des cultures par campagne enquêtée

Valeur moyenne en kg N/ha	Campagne 2010/2011		Campagne 2011/2012		Campagne 2012/2013		Campagne 2013/2014	
	Prairie	Culture	Prairie	Culture	Prairie	Culture	Prairie	Culture
Fertilisation minérale	34	132	30	138	40	135	38	133
Fertilisation organique totale	31	49	27	35	28	60	25	31
dont disponible	12	20	10	13	10	23	9	12
Fertilisation efficace*	46	152	39	151	51	158	47	145
Fertilisation totale**	65	181	57	173	69	195	63	164

* Fertilisation minérale + Fertilisation organique disponible

** Fertilisation minérale + Fertilisation organique totale

Tableau X : Fertilisations moyennes pondérées selon le mode de gestion des prairies

Valeur moyenne en kg N/ha	Fauche				Mixte				Pâturage			
	2010/2011	2011/2012	2012/2013	2013/2014	2010/2011	2011/2012	2012/2013	2013/2014	2010/2011	2011/2012	2012/2013	2013/2014
Fertilisation minérale	26	20	34	26	49	36	45	57	24	29	38	22
Fertilisation organique totale	32	32	29	31	48	42	39	41	14	9	16	3
dont disponible	13	11	12	12	18	15	14	15	5	3	5	1
Fertilisation efficace*	39	31	46	38	66	51	59	72	29	32	43	23
Fertilisation totale**	57	52	63	57	96	78	84	98	38	38	53	25

* Fertilisation minérale + Fertilisation organique disponible

** Fertilisation minérale + Fertilisation organique totale

Un autre exemple, le fumier composté est applicable seulement après la fin du processus de compostage. Donc le composte issu des tas mis en place au cours de l'hiver sont épandus au printemps alors que celui réalisé au printemps est appliqué au cours de l'été ou de l'automne.

Occasionnellement, des apports peuvent être réalisés en décembre ou en janvier. Il peut s'agir d'épandage de fumier sur prairie ou d'effluent liquide (purin) dans le cas de stockage insuffisant ou mal géré.

Cependant il est constaté une amélioration de la gestion des épandages liquides depuis 2010. En effet les épandages sont davantage réalisés en sortie d'hiver et moins fréquent pendant l'hiver. La démarche de mise aux normes PMBE a permis aux agriculteurs d'avoir les moyens de stocker leurs effluents sur une plus longue durée.

Les variations entre les campagnes peuvent être expliquées par les changements climatiques interannuels mais aussi par le fait que les exploitants possèdent des parcelles en dehors du bassin versant et qui ont pu accueillir des quantités d'effluents variables selon les années.

2.3.8. Les niveaux de fertilisation

Le tableau IX représente les apports moyens en azote minéral, organique et total par hectare et par an pour les prairies et les cultures pour les quatre campagnes enquêtées.

Tout d'abord, pour les engrais azotés de synthèse, les quantités moyennes épandues sont très différentes sur prairie et sur culture. En effet, pour les prairies, les valeurs moyennes des apports varient de 30 à 42 kg N/ha/an selon la campagne alors que pour les cultures, qui ont des besoins plus importants, elles sont comprises entre 118 et 134 kg N/ha/an.

Pour la fertilisation organique, les valeurs moyennes sont assez variables. Elles sont identiques sur prairie et culture pour les campagnes 2011/2012 et 2013/2014. Pour les deux autres campagnes, les apports organiques à l'hectare sont plus élevés sur les cultures. Les agriculteurs possèdent également des parcelles en dehors du bassin versant. Celles-ci sont également aptes à recevoir des effluents ce qui peut expliquer la variabilité des apports organiques selon les années sur les parcelles du bassin versant. L'azote organique apporté provient principalement d'épandages de fumier qui comporte un coefficient de disponibilité de l'azote plutôt faible. Ceci explique la faible contribution, en moyenne, de ces apports organiques à la fertilisation efficace, c'est à dire à la quantité d'azote potentiellement utilisable pour la culture destinatrice de l'apport.

Pour les apports totaux en azote, les prairies ont des niveaux compris entre 53 et 66 kg N/ha/an, alors que les cultures ont des niveaux très élevés de 155 à 189 kg N/ha/an. Les niveaux de fertilisation des prairies sont en moyennes largement en dessous des limites fixées par le cahier des charges de l'AOP Comté et des contrats PHAE. Cependant il y a une très grande variabilité par parcelle. Il y a de nombreuses parcelles qui n'ont pas reçu ou très peu de fertilisants. Pour certains exploitants, celles qu'ils possèdent sur le bassin versant sont éloignées ou peu productives et par conséquent ne reçoivent que très peu d'apports. A l'inverse, il a des parcelles qui reçoivent un niveau de fertilisation égale à la limite autorisée. Pour rappel des limites contraintes par l'AOP Comté, la fertilisation minérale azotée ne doit pas dépasser 50 kg N/ha en moyenne sur l'ensemble des surfaces fourragères de l'exploitation et la fertilisation totale maximale autorisée par parcelle est de 120 kg N/ha. Les seuils de la PHAE sont légèrement supérieurs (55 kg N/ha minérale et 125 kg N/ha total).

En regardant, plus en détail, la fertilisation des prairies, des différences sont observées selon leurs modes de gestion (tableau X).

En effet, en moyenne, les prairies mixtes sont les prairies les plus fertilisées en azote. Elles sont généralement les plus productives et permettent de produire des quantités de fourrage importantes. A l'inverse les prairies pâturées le sont le moins. Tout d'abord, il y a très peu en moyenne d'apports organiques sur ces types de prairie. Comme il a été déjà énoncé, les épandages d'effluents réduisent l'appétence de l'herbe et présentent des risques sanitaires pour le troupeau. Ensuite, les agriculteurs prennent en compte des rejets au pâturage dans leur raisonnement ce qui réduit les apports azotés.

3. Identification des pratiques à risque

3.1. Les méthodes existantes

Depuis la fin des années 1960, la recherche a abouti à la mise au point d'un très grand nombre d'outils dans le but d'évaluer l'impact des pratiques sur l'azote lixivié. Ces outils ont également été façonnés afin de permettre aux acteurs impliqués dans la gestion de l'azote de réaliser des diagnostics (Parnaudeau *et al.*, 2012). Cet état des lieux doit présenter les méthodes utilisables pour évaluer les systèmes de production, qu'il s'agisse de mesures directes, de bilans d'azote, de méthodes prédictives ou de modèles.

3.1.1. Les Mesures de terrain

Deux approches dites "terrain", qui portent spécifiquement sur la problématique nitrates, sont employées fréquemment pour mesurer directement les pertes d'azote. Ce sont les mesures de la teneur en azote (NO₃⁻ et NH₄⁺) du sol et celles de la concentration en nitrates de l'eau drainée. (Peyraud *et al.*, 2012).

Le prélèvement de terre et son analyse en laboratoire permet de déterminer la teneur en azote minéral (NO₃⁻ et NH₄⁺) du sol à un moment donné. On peut alors calculer le stock d'azote minéral, à cet instant, après détermination de la masse volumique du sol et du pourcentage d'éléments grossiers. La multiplication des prélèvements dans le temps permet de suivre l'évolution de la quantité d'azote du sol.

Cette approche, plus communément appelée "reliquat", est généralement réalisée à certains moments clés. Le "reliquat après récolte" est effectué au moment de la récolte et définit l'azote minéral du sol n'ayant pas été utilisé par la culture. Ce reliquat permet d'estimer la pertinence de la stratégie de fertilisation à posteriori plutôt qu'un risque de perte. Le "reliquat entrée d'hiver" est réalisé juste avant que le sol ne commence à drainer, c'est-à-dire juste avant que l'azote minéral ne puisse être emporté vers les eaux de surfaces ou les nappes en hiver. La quantité d'azote dans le sol, à cet instant, est liée à la quantité d'azote minéral laissée dans le sol lors de la récolte précédente (reliquat après récolte), mais aussi au bilan net des minéralisations et réorganisations ayant eu lieu après récolte. L'objectif d'une telle mesure est de juger le risque de lessivage (De Ruijter *et al.*, 2007). Le "reliquat sortie hiver" est réalisé avant que ne commencent les minéralisations de printemps et après les lessivages hivernaux. Cette dernière mesure est utilisée pour le calcul de la dose d'azote par la méthode des bilans.

Toutefois ces mesures restent délicates et de nombreux travaux ont mis l'accent sur les limites de cette méthode (Giebel *et al.*, 2006; Ilsemann *et al.*, 2001). Il est difficile d'assurer la représentativité des échantillons analysés, et de répéter dans l'espace et le temps ces prélèvements, qui sont destructifs et coûteux, notamment en temps de travail.

L'autre approche est la mesure directe de la concentration en nitrate de la solution du sol dans la zone sous-racinaire. La pose de bougies poreuses et de lysimètres sont les techniques les plus utilisées pour les suivis des concentrations (Gaury, 1992). Elles permettent de prélever in situ les concentrations de façon non destructive, répétées au cours du temps et à différentes profondeurs, ce qui permet de suivre l'évolution des teneurs en nitrates. Cependant, le recours à des mesures de concentration en nitrate sous les racines reste une approche très lourde et coûteuse à mettre en place (Burtin *et al.*, 2009).

Une troisième méthode de mesure in situ existe mais celle-ci est plus appropriée pour la recherche. L'analyse isotopique permet de quantifier la contribution d'un compartiment donné aux pertes en azote chimique. Le dosage de ces isotopes, introduit volontairement, permet de suivre les différents flux (Recous *et al.*, 1997).

3.1.2. La méthode des bilans

Pour quantifier les pertes, de manière globale, l'approche la plus courante jusqu'à présent a été le recours à des bilans azote obtenus par différence entre les entrées et les sorties d'azote dans un système. Ils peuvent être utilisés à différentes échelles y compris à la parcelle (Parnaudeau *et al.*, 2012). Le bilan de masse est par exemple réalisable à l'échelle parcellaire (Comifer, 2011). A partir des mesures de l'azote minérale du sol en début et sortie de bilan (reliquats), des entrées (fertilisation, fixation symbiotique, minéralisation, etc.) et des sorties (absorption par les plantes, organisation, etc.), il permet d'évaluer les pertes d'azote.

Concernant la qualité prédictive des bilans, un bilan équilibré ne signifie pas l'absence de perte (De Ruijter *et al.*, 2007, Bockstaller *et al.*, 2006). La faible pertinence des bilans est due aux incertitudes de son calcul. En effet les données utilisées pour les postes importants comme la minéralisation, l'absorption, la fixation symbiotique, de part la difficulté de leur quantification, sont issues de références locales qui comprennent des imprécisions. Même s'il existe une tendance générale positive entre le résultat du bilan et les pertes, la relation entre le surplus du bilan et l'azote lixivié n'est pas étroite et il est donc difficile d'établir un lien entre ces deux valeurs (Bockstaller *et al.*, 2006, Simon *et al.*, 2000).

3.1.3. Les méthodes prédictives

Certaines méthodes assez complexes, ont été mises au point et visent à évaluer les pertes de nitrates à partir d'une analyse des pratiques. Parmi celles les plus connues :

- L'indicateur IN de INDIGO (Bockstaller *et al.*, 2009) est un indicateur qui estime les pertes d'azote en restant à l'échelle annuelle.
- L'approche AZOPAT estime les flux d'azote sous prairies au moyen de coefficients, en prenant en compte l'absorption d'azote totale par le couvert en fonction de la production, les différentes sources et de pertes d'azote (Decau *et al.*, 1997).
- L'approche qualitative MERLIN (Aveline *et al.*, 2009) est une note de risque et qui est paramétrée pour les régions de Poitou-Charentes, Centre et Haute Normandie.
- La méthode Territ'eau propose un diagnostic visant à déterminer les zones susceptibles de contribuer le plus à la pollution de la ressource en eau à partir d'un référentiel de connaissances sur les modes de transfert de l'eau et des polluants dans le contexte breton.

3.1.4. Les modèles

Peart *et al.* (1998) définissent un modèle comme une représentation mathématique, composée d'un ensemble d'équations et de règles, qui décrit quantitativement le fonctionnement d'un système.

De très nombreux modèles existent déjà (Cannavo *et al.*, 2008). Par exemple STICS (Brisson *et al.*, 2003) est un modèle simulant les conséquences des variations du milieu et du système de culture sur la production d'une parcelle agricole et sur les émissions vers l'environnement.

Tableau XI : Bilan des différentes méthodes d'évaluation des pratiques

Méthode	Estimation des pertes de nitrates	Faisabilité	Coût
Mesures terrain	++	--	--
Méthodes prédictives	+	-/+	+
Méthodes des bilans	--	++	++
Modèles	++*	-/+	+

*après validation du modèle

D'autres modèles comme DAISY (Hansen et al, 1990) et PASTIS (Lafolie, 1991) permettent également de quantifier les flux de masses à l'interface sol-atmosphère et vers les couches profondes.

Les approches par modélisation souffrent de certaines limites. Tout d'abord la mise en œuvre de ces modèles pose, dans la plupart des cas, des problèmes de faisabilité car ils réclament de nombreuses données d'entrées dont l'acquisition peut être complexe. Ensuite l'application de modèles en situation agricole demande des précautions en termes de paramétrage et de vérification de son domaine de validité. Il est important de pouvoir les tester au préalable, en s'appuyant sur des données réelles acquises par des méthodes de "terrain" (Payraud, 2014).

3.2. Démarche et choix des outils

L'hypothèse émise est que l'ensemble des pratiques identifiées sur le bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine est représentatif de celles qui sont effectuées sur le bassin versant de la Loue. Afin de déterminer les pratiques à risques, il est nécessaire d'évaluer leur impact potentiel sur la lixiviation des nitrates. L'échelle pertinente d'évaluation de ces pratiques est la parcelle, unité de gestion de celles-ci. Il convient donc de choisir une ou plusieurs méthodes pour expertiser les 193 parcelles.

Un très grand nombre d'outils sont d'ores et déjà à disposition. Le tableau XI est une synthèse des différentes méthodes avec leurs avantages et leurs inconvénients. Une évaluation des pratiques, en quantifiant de manière très précise les pertes d'azote par lixiviation, est possible à l'aide de lysimètres, de bougies poreuses, voire d'analyses de sol. Cependant le recours à d'autres méthodes et outils, à la place de ces mesures directes, s'explique aisément par les problèmes de faisabilité de ces approches. La modélisation, en représentant les processus en jeu, permet d'accéder à des informations difficilement mesurables. Les modèles, mis au point permettent d'estimer assez précisément les pertes dans des situations variées de parcelles sur lesquelles les sols et les pratiques culturales sont connus. De façon prédictive, ils peuvent également être utilisés pour évaluer l'impact de modifications des pratiques agricoles.

Dans le cadre de cette étude, il a tout d'abord été décidé d'utiliser le modèle Syst'N. Il présente les avantages d'intégrer les connaissances les plus récentes en termes de flux d'azote, de prendre en compte le système de culture (succession culturale, travail du sol, etc.) et les conditions pédoclimatiques. Il modélise avec un pas de temps journalier et à une échelle adaptée à l'étude des pratiques : la parcelle. Par ailleurs, Syst'N est en phase de test par différents utilisateurs de « terrain » dont la CIA25/90. Il est donc facilement accessible et une assistance est possible par les concepteurs et les autres utilisateurs. Néanmoins, c'est un modèle conçu en priorité pour les cultures annuelles (Parnaudeau *et al.*, 2012). Le bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine présentant une très grande surface en prairie, il a été choisi de tester un second modèle plus adapté aux prairies, FarmSim, développé pour être appliqué dans des zones de polyculture élevage. Il présente les mêmes avantages que Syst'N (références récentes, prise en compte des systèmes de culture, facilité d'accès, assistance des concepteurs).

Cependant, avant d'utiliser les résultats de ces outils, il est nécessaire de valider leur capacité à représenter correctement les processus, du fait de la spécificité de la zone d'étude. Les résultats obtenus seront donc confrontés à des mesures et des références.

Dans le cas où les deux modèles ne seraient pas adaptés aux conditions locales, il a été envisagé d'utiliser la note de risque créée par la CIA25/90, simple d'utilisation et élaborée spécialement pour cette zone. En revanche, contrairement aux modèles qui estiment quantitativement les pertes d'azote, cette méthode évalue qualitativement le risque potentiel de fuite de nitrates.

3.3. Descriptions des outils choisis

3.3.1. Note de risque CIA 25/90

La CIA 25/90 a élaboré une note de risque à la parcelle permettant d'estimer un risque de lixiviation des nitrates. Dans la même optique de la note « nitrate » développée par la méthode Territ'eau, cette évaluation repose sur la combinaison de trois notes aboutissant à une note globale jugeant le risque sur une parcelle. Ces notes de risques se basent sur des références agronomiques générales et des données propres au département du Doubs. Elle est présentée en (Annexe VIII).

La note 1 (Gestion des effluents d'élevage) évalue la gestion des effluents d'élevage effectuée par les agriculteurs en lien avec le risque de pollution. Elle est attribuée selon plusieurs facteurs : la sensibilité du milieu, l'effluent épandu, la date d'épandage et les dépôts de fumier. Pour les effluents liquides, une période a été définie selon le seuil des 200°dj – 7 jours. Lorsqu'une parcelle est hétérogène, la note de la parcelle est une pondération des notes attribuées à chaque type de sols présents.

La note 2 (Raisonnement de la fertilisation azotée) a pour but de faire ressortir les erreurs de fertilisation des agriculteurs par rapport aux apports destinés à la croissance des cultures. Elle est accordée selon la différence entre les apports réalisés au printemps par l'agriculteur (azote minéral + partie disponible de l'azote provenant des effluents d'élevage) et une dose conseillée à dire d'expert, variable selon la culture, le précédent et l'objectif de rendement. Dans la note il est également pris en compte si le fractionnement des apports est optimal ou non c'est à dire si les apports ont été réalisés au moment où la culture en avait besoin. Des fractionnements optimaux indicatifs par culture ont été établis par les conseillers. La note de la parcelle est attribuée selon l'écart entre la fertilisation pratiquée et celle conseillée en tenant compte du fractionnement.

La note 3 (Occupation du sol et rotation) a pour but d'estimer le risque de lessivage en hiver en fonction du couvert de la parcelle pendant l'hiver. Une note défavorable est donnée pour les sols nus en hiver et dans une moindre mesure pour les céréales d'hiver (peu de capacité d'absorption d'azote entre le semis et la sortie d'hiver). Cette note prend également en compte l'effet retournement de prairie avec une intensité décroissante selon le temps écoulé.

La note globale de risque à la parcelle est l'addition des trois notes précédentes obtenues. La note maximale est donc 36 étant donné que les trois notes maximales ont des poids équivalents de 12 chacune. La méthode ainsi proposée a le mérite d'être adaptée au contexte spécifique du bassin versant de la Loue (Thouvenin, 2014).

3.3.2. Le modèle Syst'N

Le Réseau Mixte Thématique Fertilisation et Environnement a élaboré l'outil Syst'N, dans le cadre du projet AZOSYSTEM regroupant l'INRA et huit instituts techniques agricoles. Cette conception a pour but de répondre à la demande d'agents, impliqués dans la gestion de l'azote et de l'environnement, d'avoir un outil d'évaluation des flux d'azote prenant en compte les spécificités de chaque contexte.

Volt'air (Genermont et al) : en v2 !
 AZOFERT (Machet et al), Morvan et

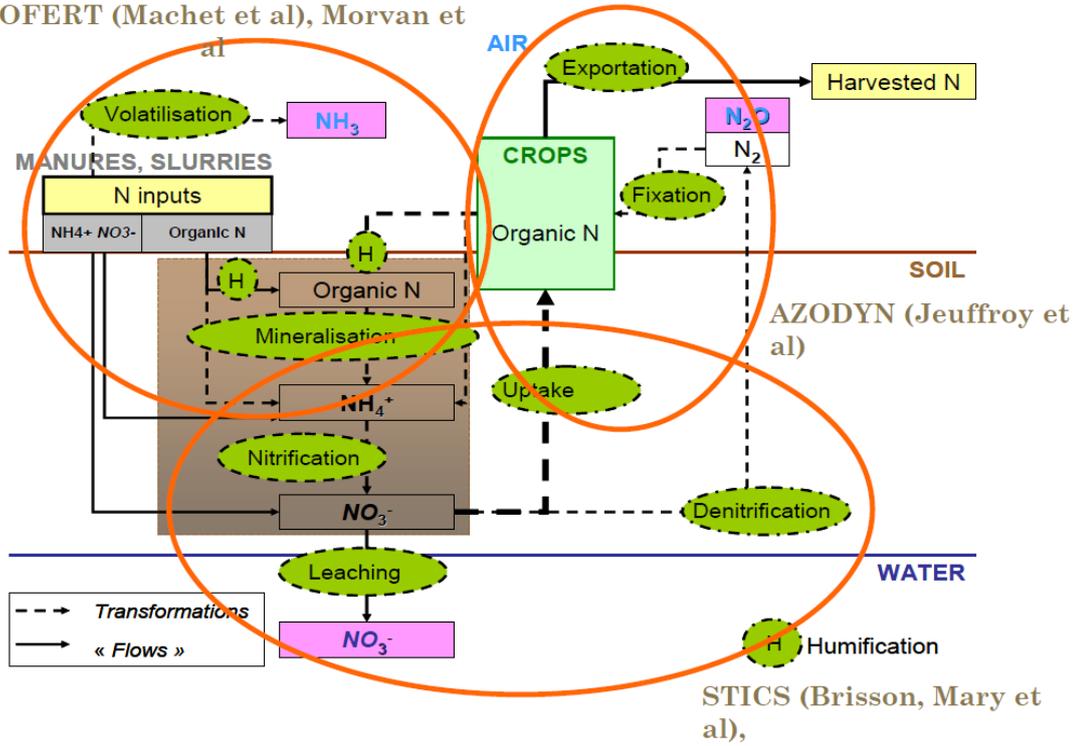


Figure 16 : Assemblage des différents formalismes du modèle Syst'N

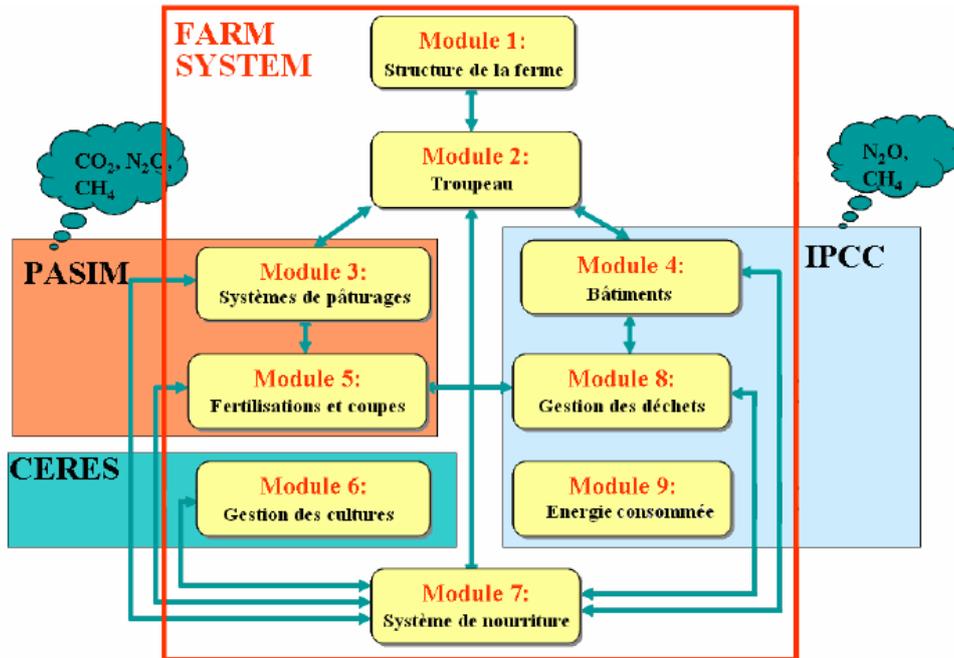


Figure 17 : Schéma de fonctionnement de FarmSim

L'outil Syst'N est constitué d'un simulateur et d'une base de données permettant de répertorier les différentes simulations des utilisateurs et de les consulter. Le simulateur est basé sur un modèle dynamique de simulation des flux d'azote dans le système sol-plante-atmosphère fonctionnant au pas de temps journalier et permettant l'enchaînement de plusieurs années culturales. Les flux d'azote sont simulés à partir de données concernant les pratiques culturales et le contexte pédoclimatique. L'échelle spatiale est la parcelle homogène.

Ce modèle est fondé sur un assemblage de concepts et de formalismes de différents modèles déjà existants et adaptés au contexte français (Figure 16). Ainsi il intègre AZOFERT pour la représentation de la minéralisation de la matière organique et des résidus de récolte, AZODYN calculant l'absorption d'azote par les cultures, le modèle NOE pour la simulation des flux de N₂O par dénitrification, le concept Volt'air intégrant la volatilisation d'ammoniac aux champs et les modules STICS et Lixim pour le bilan hydrique et la perte par lixiviation des nitrates. Ce modèle prend donc en compte tous les processus du cycle de l'azote et intègre les connaissances les plus récentes sur les flux d'azote (Parnaudeau *et al.*, 2012).

3.3.3. FarmSim

Le modèle d'exploitation FarmSim a été développé au sein de l'INRA dans le cadre du projet GREENGRASS (2002 à 2004). A l'origine conçu comme un moyen standardisé de décrire une exploitation, ce dernier a permis suite à des modifications importantes (comme le portage du modèle de Visual Basic au JAVA en 2007) de réaliser des calculs d'émissions de Gaz à Effet de Serre (GES).

FarmSim permet donc de simuler, entre autre, les flux de carbone et d'azote dans des fermes d'élevage (élevage laitier ou à viande, polyculture élevage,...). Il modélise une ferme dans son intégralité. Pour réaliser cela, il agrège deux modèles indépendants, PaSim et CERES-EGC, et implémente un calculateur basé sur la méthodologie IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (Figure 17).

PaSim (PAsture SIMulation Model) est un modèle mécaniste biogéochimique de simulation d'un écosystème prairial. Il simule, à l'échelle d'une parcelle, les flux de carbone, d'azote, d'eau et d'énergie à l'interface entre le sol, la végétation, les animaux et l'atmosphère. La végétation a été initialement paramétrée pour une prairie permanente.

CERES-EGC est un modèle de culture. Il modélise la croissance et le développement de la plante, les transferts de chaleur, d'eau et de solutés ainsi que les différents flux de carbone et d'azote lors des phases de minéralisation, d'immobilisation par la plante, de nitrification et de dénitrification à partir d'informations sur l'atmosphère, le sol, le sous-sol et la gestion du couvert végétal.

L'IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) ou Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (GIEC) a mis au point une méthodologie basée sur des facteurs d'émissions pour calculer de manière globale les émissions de GES. La méthodologie IPCC est utilisée dans FarmSim pour calculer les émissions de N₂O et de CH₄ issues des stockages des déjections animales et des bâtiments au cours de la période de stabulation, ainsi que les émissions directes et indirectes de N₂O issues des cultures.

3.4. Application des outils sur le bassin versant de Plaisir Fontaine

La note de risque nécessite uniquement les données brutes des enquêtes menées sur le bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine ainsi que les résultats de la caractérisation des sols effectuée en 2011. Les deux modèles, FarmSim et Syst’N, demandent davantage plus de données.

3.4.1. Renseignement des données pour Syst’N

Le modèle Syst’N a été paramétré afin de simuler les pertes d’azote par lixiviation sous les 193 parcelles du bassin versant de Plaisir Fontaine de août 2010 à juillet 2014 correspondant aux quatre campagnes enquêtée. Afin de pouvoir fonctionner, il a donc besoin de données sur le climat, les sols et les pratiques agricoles pour chaque parcelle..

- **Les sols**

La typologie régionale des sols n’est pas suffisamment détaillée et précise pour la réalisation des simulations. Ainsi les sols du bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine ont été décrits à partir de la carte pédologique de Besançon (Gaiffe *et al.*, 2002). Les différents types de sols décrits et identifiés dans la zone d’étude, ont été affinés et validés à partir de données issues de relevés terrain et d’analyses effectuées par la CIA 25/90. Ils sont présentés en annexe IX. Cinq types de sols ont été déterminés avec une modulation de la MO et de la densité apparente selon l’historique est réalisée en fonction le contexte cultural antérieur de chaque parcelle (prairie ou culture). Dans un souci de simplification, les sols retenus correspondent à des comportements hydriques (lame drainante) différenciés, mis en avant par des tests avec le modèle Syst’N. Pour des raisons de simplification, les sols hydromorphes, peu représentés sur le bassin versant ne sont pas intégrer dans les types de sols. De plus, le modèle nécessite de renseigner les teneurs en azote et l’humidité du sol à l’ouverture des simulations. N’ayant pas accès à ces données, il a été choisi d’introduire une année de calage c’est à dire la campagne 2009/2010. Cette année de simulation permet d’aboutir à des valeurs simulées cohérentes au début de la période de simulation souhaitée.

- **Données climatiques**

Concernant le climat, le modèle utilise les données journalières de la température de l’air, des précipitations, de l’évapotranspiration et du rayonnement global. Globalement ces données sont directement disponibles dans des stations météorologiques. Par contre, il a été précisé auparavant, que les conditions climatiques varient beaucoup dans le département. Pour avoir des données cohérentes pour la zone d’étude, il est apparu nécessaire de croiser les données météorologiques de plusieurs stations. Ce travail avait déjà été réalisé en amont par la CIA 25/90 grâce au logiciel Matlab. Les données utilisées sont donc issues des stations de Besançon, Epenoy, Sancey Le Grand et Pontarlier pour les années de 2009 à 2014.

- **Les pratiques culturales**

L’ensemble des informations collectées lors des enquêtes sur les pratiques du bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine a permis de renseigner en détail chaque donnée pour les différentes parcelles. Cependant certaines données sont manquantes et certains ajustements ont du être réalisés :

- L’ensemble des pratiques de la campagne 2009/2010 pour l’année de calage ne sont pas disponibles.

Seule la culture qui était en place est connue. Les pratiques pour cette période ont donc été renseignées de manière “théorique” en se basant sur celles que l’agriculteur a réalisées durant les campagnes enquêtées.

➤ Certaines cultures ne sont pas encore paramétrées telles que l’avoine ou encore le seigle dans Syst’N. Ainsi il a été choisi l’orge pour les remplacer (l’orge de printemps pour l’avoine et d’hiver pour le seigle). Ce choix a été fait en comparant les besoins unitaires des cultures.

➤ Les dates d’implantation et de récolte n’ont pas été toujours renseignées lors des enquêtes. Ainsi des périodes dites « normales » ont été définies avec un conseiller de la CIA 25/90 en tenant compte des particularités annuelles et de la pluviométrie.

➤ Concernant la fertilisation, la date d’apport pouvait ne pas être précise et était alors renseignée en fonction de la décade. Dans ce cas, l’hypothèse que les agriculteurs n’apportaient aucun produit fertilisant en période de pluie a été émise. Ainsi la date associée à l’épandage correspond à un jour de la décade où il y a eu aucune précipitation.

➤ Les caractéristiques des engrais des amendements organiques ont été renseignées pour les exploitants ayant réalisés des analyses de leurs effluents. Pour les exploitants n’ayant pas réalisés d’analyse, des données issues de référentiels départementaux ont été utilisées.

➤ Concernant le travail du sol, cette donnée n’a pas toujours été obtenue lors de certaines enquêtes. En l’absence d’information, un labour systématique, 15 jours avant les semis, est effectué, ce qui correspond à la pratique la plus courante sur le territoire enquêté. La profondeur de travail du labour a été fixée à 30 cm.

➤ Préalablement demandées lors des enquêtes, les périodes de pâturage et les dates de fauche ont été définies pour la plupart des parcelles. Pour les parcelles où ces données sont manquantes, un pâturage tournant a été simulé à partir des données sur les surfaces globales de l’exploitation dédiées à la pâture, aux troupeaux concernés (génisses ou vaches laitières), la taille des parcelles, la proximité au siège, la date de sortie et de rentrée des animaux et le temps de retour à la parcelle recueillie lors de certaines enquêtes. La donnée sur la hauteur d’herbe après pâturage a été renseignée selon les références proposées par Syst’N.

3.4.2. Une utilisation simplifiée de FarmSim

FarmSim modélise une ferme dans son intégralité (bâtiments et parcelles) et simule ses émissions vers l’environnement. Pour cette étude, il a été renseigné FarmSim en supposant que l’ensemble des parcelles du bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine faisait partie d’une même exploitation. Les simulations se réalisant sur des années complètes, la période de simulation a donc été fixée du 1^{er} janvier 2010 au 31 décembre 2014. Tout comme Syst’N, FarmSim a besoin de données sur le climat, les sols et les pratiques agricoles pour chaque parcelle. Cependant, il nécessite aussi des informations sur les troupeaux et les bâtiments d’élevage.

- **Les bâtiments d’élevage**

Ces informations sont utilisées par l’IPCC pour calculer les émissions de GES issues des ouvrages de stockage des effluents et des bâtiments. Ces résultats n’ayant aucune utilité pour cette étude des fuites de nitrates, les données demandées n’ont pas été renseignées

- **Les troupeaux**

Ces données influent sur les émissions de GES mais aussi sur les transferts liés au pâturage. Pour des raisons de simplification, seul le troupeau des vaches laitières a été créé. Ceci signifie que pour chaque période de pâturage renseignée sur le bassin versant, FarmSim simule un passage de ce troupeau même si, en réalité, il s'agit de génisses ou d'autres types d'animaux. Les données requises doivent être très détaillées. Ne pouvant pas acquérir un tel niveau de précision, avec l'aide d'un conseiller de la CIA25/90, elles ont été complétées par des valeurs "à dire d'expert" (annexe X).

- **Les sols**

Les types de sols sont exactement les mêmes que ceux utilisés avec Syst'N (Annexe IX)

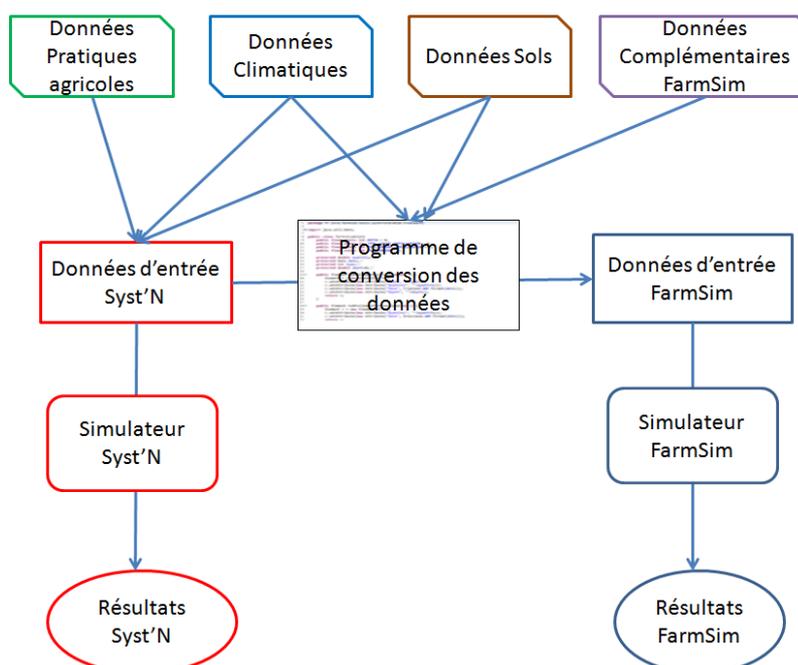
- **Les données climatiques**

Les données climatiques requises diffèrent de celles demandées par Syst'N puisque FarmSim calcule lui-même l'ETP. Cependant il est nécessaire de renseigner les données qui permettent ce calcul (T°C max/min, rayonnement globale, humidité relative et vitesse du vent) en plus des précipitations. La vitesse du vent n'a pas pu être obtenue auprès des stations météorologiques et a été fixée arbitrairement à 0. Il est à noter que cette valeur peut avoir des conséquences important sur les différents processus simulés.

- **Les pratiques culturales**

Dans le cadre de cette étude, un programme a été créé, par l'UREP, dans le but de transférer les données d'entrées de Syst'N vers FarmSim. Cette démarche a permis d'éviter de ressaisir l'ensemble des interventions pour chaque parcelle dans FarmSim. Des données complémentaires ont dû être apportées spécifiquement pour ce modèle. C'est le cas du chargement instantané à la parcelle, de même que la pente et l'exposition de chaque parcelle. Ces deux dernières données ont été acquises grâce au traitement cartographique, par le logiciel QJIS, du MNT du département du Doubs.

La démarche globale de l'utilisation des deux modèles est reprise dans le graphique suivant :



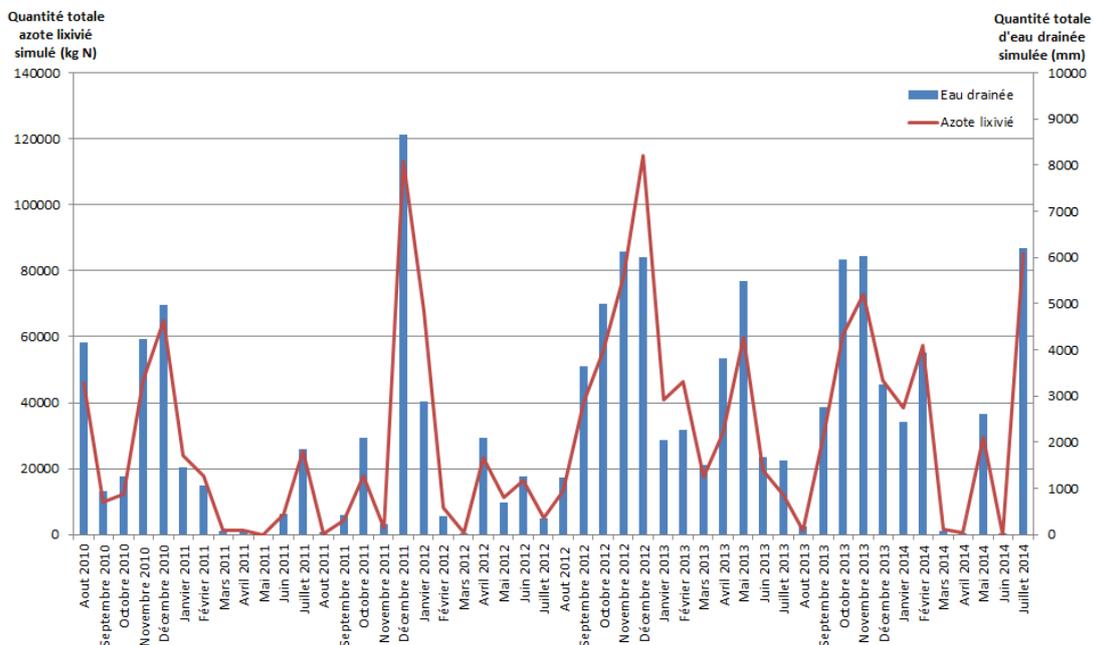


Figure 18 : Lixiviation et drainage simulé par Syst’N sur le bassin versant de Plaisir Fontaine

Tableau XII : Quantités moyennes d’eau drainée simulées et valeurs des précipitations

Campagne	Quantité moyenne d'eau drainée simulée (mm/ha) par Syst’N	Précipitations (mm)
2010/2011	493	1166
2011/2012	521	1235
2012/2013	1019	1769
2013/2014	816	1538

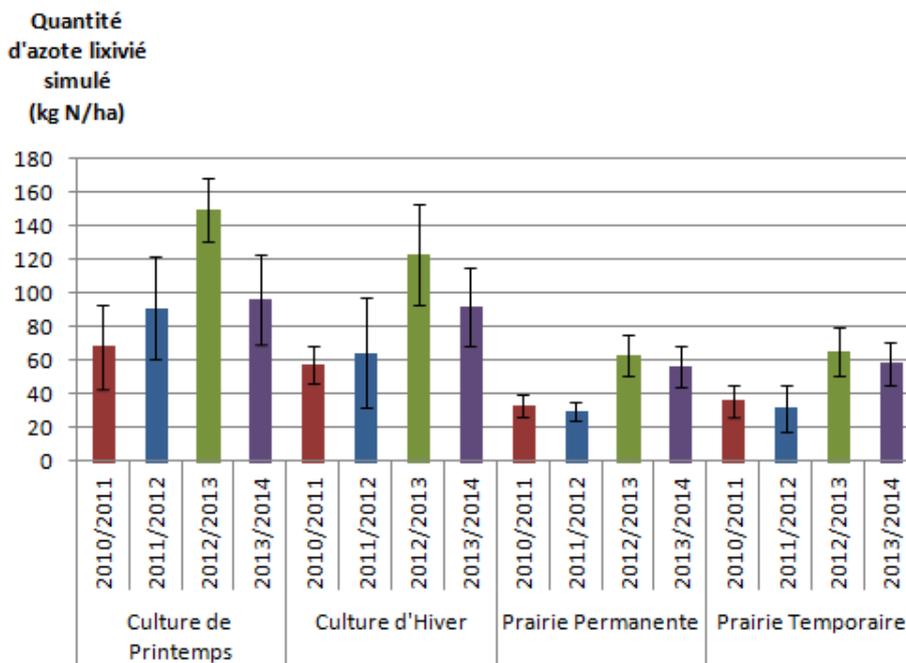


Figure 19 : Quantités moyennes pondérées d’azote lixivié simulées par Syst’N par culture et par campagne

Les barres verticales correspondent à l’écart-type

3.4.3. Validation des modèles

Depuis 2011, dans le cadre du suivi des pratiques sur le bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine, la CIA25/90 réalise des reliquats en entrée (octobre) et sortie d'hiver (février). Ces analyses sont effectuées, chaque année, sur différentes parcelles de la zone d'étude. Les résultats recueillis de fin 2011 à début 2014 sont présentés dans les annexes XI et XII. Le nombre de mesures s'élève au total à 138. Les données disponibles sont donc la quantité d'azote minéral du sol ainsi que le taux d'humidité à des dates données. Ces valeurs seront comparées avec celles obtenues par simulation avec les deux modèles.

3.5. Syst'N, un outil inadapté au contexte de la Loue ?

3.5.1. Drainage simulé sur le bassin versant de Plaisir Fontaine

La figure 18 représente par mois la quantité totale d'eau drainée et d'azote lixivié calculés par Syst'N pour l'ensemble du bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine d'août 2010 à juillet 2014. Ces données ont été obtenues après compilation des résultats des 193 parcelles simulées avec Syst'N. Il est constaté un lien très étroit entre l'eau drainée et l'azote lixivié. Cela peut s'expliquer par le fait que le modèle déclenche des pertes de nitrates par lixiviation dès que la lame drainante est positive.

Cette figure permet également de remarquer que le drainage simulé se produit généralement en automne/hiver (rechargement de la nappe). Cependant il peut également se produire, ponctuellement au printemps et en été, des périodes de drainage à cause de fortes pluviométries comme au printemps 2013 ou en juillet 2014, deux périodes particulièrement arrosées. Ces résultats concordent avec les périodes de drainage énoncées par Tourenne (2011) et Cuinet et al (2012) pour le bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine.

De plus, les quantités d'eau drainées sont plus élevées pour les campagnes 2012/2013 et 2013/2014 que pour 2010/2011 et 2011/2012. En effet, en moyenne pour les 193 parcelles simulées les cumuls des quantités drainées simulées sont de 493 mm et 521 mm pour 2010/2011 et 2011/2012 alors qu'ils sont de 1019 mm et 816 mm respectivement pour 2012/2013 et 2013/2014. Ceci s'explique par des pluviométries plus importantes pour les deux dernières campagnes (tableau XII).

3.5.2. Lixiviation simulée par type de culture

La figure 19 présente les quantités moyennes pondérées de l'azote lixivié simulées par Syst'N selon le type de culture (prairie temporaire, prairie permanente, culture de printemps et culture d'hiver) pour les quatre campagnes agricoles.

De manière générale, les pertes par lixiviation calculées sont plus élevées sous cultures que sous prairies. L'effet campagne, au travers des précipitations, est clairement visible avec des quantités d'azote lixivié très élevées, pour l'ensemble des couverts, pour les campagnes très pluvieuses (2012/2013 et 2013/2014) par rapport à celles qui le sont moins (2010/2011 et 2011/2012).

Pour les cultures, on constate des valeurs moyennes d'azote lixivié, pour les deux premières campagnes, qui varient entre 68 et 91 kg N/ha pour les cultures de printemps et de 58 à 65 kg N/ha pour les cultures d'hiver. Ces valeurs sont largement plus élevées voire doublées pour les deux campagnes suivantes.

Pour les prairies (permanentes et temporaires), les pertes moyennes pour les deux premières campagnes sont de l'ordre de 30 à 35 kg N/ha d'azote lixivié et sont doublées pour les deux années pluvieuses.

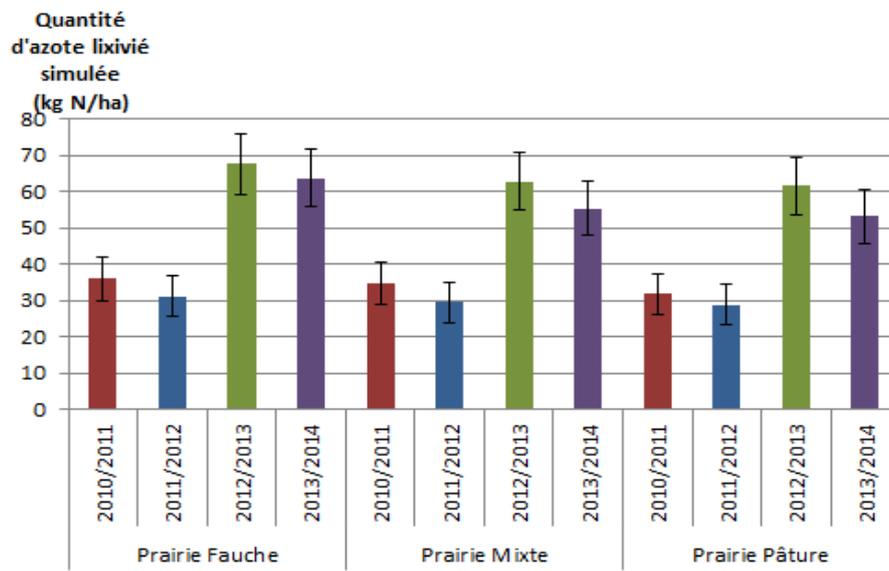


Figure 20 : Quantités moyennes pondérées d'azote lixivié simulées par Syst'N par campagne et par culture.

Les barres verticales correspondent à l'écart-type

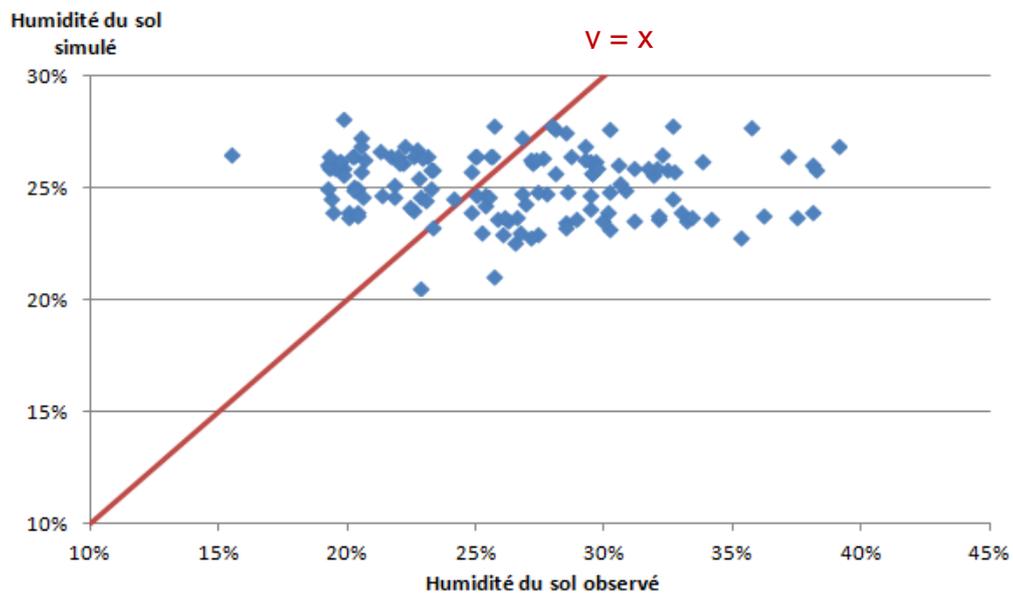


Figure 21 : Comparaison des humidités observées dans les reliquat azotés et simulées par Syst'N

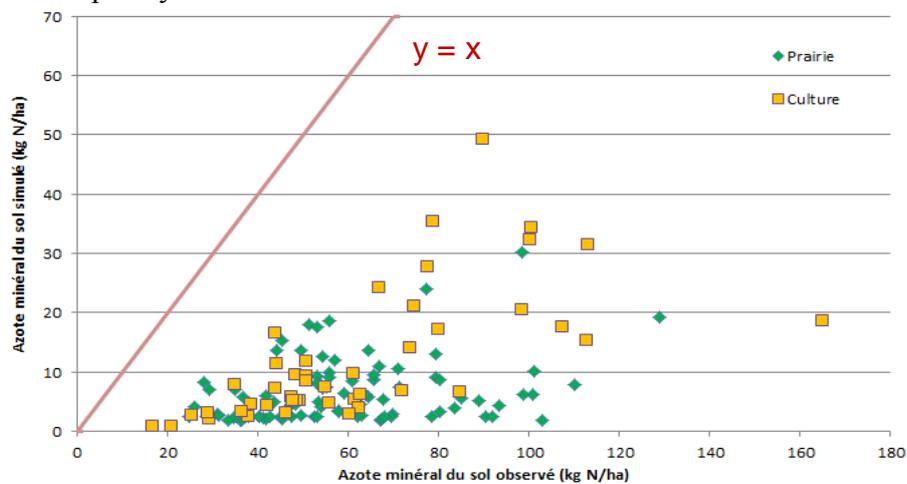


Figure 22 : Comparaison des reliquats mesurés et observés

Pour aller plus en détail, la figure 20 distingue les pertes simulées sous prairies en fonction de leurs modes de gestion. Pour toutes les campagnes, les différences entre les parcelles fauchées, pâturées et mixtes ne semblent pas significatives. Néanmoins les pâtures semblent avoir des pertes légèrement inférieures.

Simon (1999) a évoqué que les pertes étaient plus importantes sous les pâtures que sous les prairies de fauche mais pour un même niveau de fertilisation. Dans le cas du bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine, les niveaux de fertilisation sont plus faibles sur pâtures que sur les autres types de prairies (tableau X).

Ensuite, ces résultats sont plus élevés que les références bibliographiques. Le pâturage caractéristique de la zone d'étude est extensif. Pour un niveau de chargement comparable à celui du bassin versant de Plaisir Fontaine (200-300 UGB.JPE), la synthèse des expérimentations de Vertès et al. (2008) indique une quantité d'azote lixivié de 15 à 20 kg N/ha alors les moyennes de simulations sont comprises entre 30 à 62 kg N/ha. Concernant les prairies de fauche, pour une fertilisation totale de 60 kg N/ha, Simon (1999) a mesuré un niveau de pertes proche de 0 kg N/ha alors que les résultats obtenus sont proches de 30 kg N/ha pour les années les plus sèches à 65 kg N/ha pour les années pluvieuses.

3.5.3. Validation du modèle

Syst'N, pour le module bilan hydrique et lixiviation, se base sur un modèle multi-couche de type "Burns" qui découpe le profil de sol en couche d'un centimètre. Chaque couche est définie par une humidité à la capacité au champ (Hcc) et au point de flétrissement (Hpf). Si les précipitations génèrent un dépassement de Hcc, le surplus d'eau s'infiltré dans la couche de dessous. Lorsque que la dernière couche est pleine, l'eau qui arrive est donc drainée. L'azote minéral (dissout dans l'eau sous forme de nitrate) a une concentration unique dans chaque couche élémentaire et est entraîné par l'eau qui traverse la couche. Une nouvelle concentration est recalculée chaque jour pour chaque couche. (Parnaudeau *et al.*, 2012)

- **Comparaison des humidités du sol**

La figure 21 compare l'humidité observée lors de la réalisation des reliquats et l'humidité simulée par Syst'N. Il n'est constaté aucune corrélation entre les deux valeurs. Les humidités prédites semblent être comprises entre 20 et 30 % alors que dans les analyses, elles varient de 16 à 40 %. Ainsi, pour des humidités mesurées faibles, il semble surestimer les valeurs alors que pour des humidités observées élevées, il les sous-estime. Outre la capacité de Syst'N à modéliser les flux hydriques dans le contexte de la zone d'étude, il est nécessaire également de s'interroger sur la pertinence des données pédoclimatiques renseignées.

- **Comparaison des reliquats**

La figure 22 montre la comparaison entre les quantités d'azote du sol simulées par Syst'N et celles mesurées lors des prélèvements dans différentes parcelles et à différents moments. Il est clairement visible que les valeurs simulées sont en dessous des valeurs mesurées, indépendamment du type de culture en place. De manière générale, de très gros écarts sont constatés entre les deux valeurs. Ainsi le modèle Syst'N ne permet pas de prédire correctement les quantités d'azote présentes dans le sol. Une grande partie des différences peuvent être due à la spécificité des sols de la région qui n'est pas pris en compte par Syst'N.

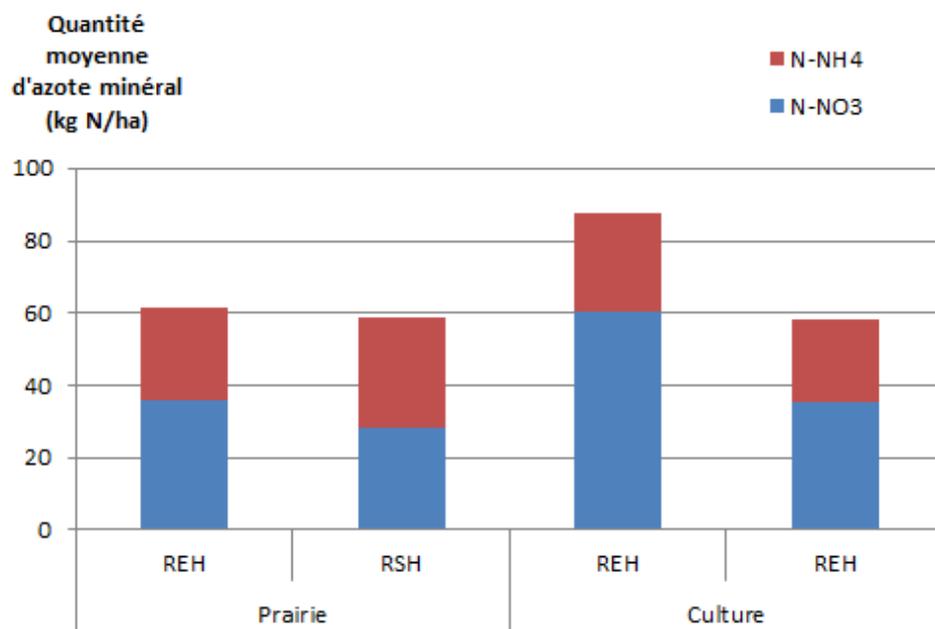


Figure 23 : Quantités moyennes d'azote mesurées dans l'ensemble des reliquats effectués sur le bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine

3.5.4. Un contexte local hors du domaine de validité

Une particularité des sols a été mise en avant lors de la réalisation des reliquats azotés que ce soit dans le bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine ou dans d'autres parcelles du département (données CIA25/90). Une très forte quantité d'ammonium est présente à chaque analyse alors que dans les sols agricoles, ceci est très rare, hors des périodes d'apports de fertilisants (Payraud et al. 2012). La figure 23 montre les quantités moyennes d'azote sous forme nitrique et ammoniacale relevées dans l'ensemble des reliquats effectués sur le bassin versant de Plaisir Fontaine. Cette figure confirme la présence importante d'ammonium avec des quantités de l'ordre de 20 à 30 kg N-NH₄/ha. Les prairies comportent en moyenne plus de NH₄⁺ que les cultures.

Avant tout, il est nécessaire de revenir sur le cycle de l'azote et de rappeler les différents processus dans lesquels l'ammonium intervient (figure 6). Les flux susceptibles d'augmenter la quantité d'ammonium du sol sont les apports d'engrais (minéraux ou organiques), l'ammonification de la matière organique (étape de la minéralisation) et la fixation de l'ammonium par le sol. A l'inverse, ceux qui la diminuent sont l'absorption par les plantes, l'immobilisation par les micro-organismes, la nitrification et la volatilisation Nicolardot et al., 1996.

Tout d'abord, à propos de la minéralisation, le ratio C/N des sols est généralement autour de 10 (données CIA25/90) ce qui signifie qu'il y a une bonne décomposition de la MO. Ensuite, les teneurs en MO rencontrées dans le Doubs sont relativement élevées et sont comprises entre 4 et 7 % (données CIA25/90). Ces teneurs et la bonne activité biologique du sol sembleraient engendrer des quantités d'azote minéralisé importantes donc une forte fourniture en ammonium.

Plusieurs hypothèses peuvent être énoncées pour expliquer cette présence d'ammonium. La première concerne la fixation de celui-ci par le sol. La mobilité et la biodisponibilité de l'ammonium dans le sol est fortement affectée par sa charge positive. Il est efficacement retenu sur les surfaces, chargées négativement, des particules d'argiles et de matière organique. Cette immobilisation limite temporairement son lessivage et sa participation à la volatilisation, à l'immobilisation et à la nitrification (Payraud et al. 2012). L'ammonium peut également être retenu plus intensément lorsqu'il est inclus dans la structure physique des feuillets d'argile. Ainsi fixé, l'ammonium est peu susceptible de participer aux réactions du cycle de l'azote. La quantité de NH₄⁺ fixée dépend donc de la teneur en argile du sol et de leur capacité à l'immobiliser. Les argiles du type 2 : 1, à espace inter-feuillets ouvert telles que les smectites et les vermiculites, fixent plus d'ammonium que celles du type 1 : 1 (kaolinite) ou du type 2 : 1 : 1 (chlorite) (Berdai et al. 2004). Pour le département du Doubs, les sols comportent une teneur assez importante en argile mais aucune référence ne précise le type.

Une seconde explication pourrait provenir de la limitation de la nitrification. Ce processus de transformation de l'ammonium en nitrate est assuré par des bactéries appartenant au genre Nitrosomonas, Nitrosococcus et Nitrobacter. Cependant ces micro-organismes sont sensibles aux conditions du milieu (Payraud et al. 2012). Le pH optimal pour la nitrification est entre 8 et 9. En revanche, un pH de 6, comme celui des sols de la zone d'étude (données CIA25/90), réduit significativement l'activité de ces bactéries nitrifiantes (De Boer et al., 2001).

Tableau XIII : Résultats de l'azote lixivé simulé par Pasim sur quatre parcelles

Parcelle	Sol	Gestion de la prairie	Campagne	Fertilisation efficace (Kg N/ha)	N lixivié Pasim(kg N/ha)	N lixivié Syst'N(kg N/ha)
Parcelle 1	D/C Superficiel	Mixte 2F + Pât VL	2010/2011	110.3	39.9	18.8
			2011/2012	87.6	27.8	18.7
			2012/2013	91.7	39.3	37.5
			2013/2014	98.9	11.1	27.2
Parcelle 2	A/P Profond	Mixte 3F + Pât VL	2010/2011	30.0	0.2	33.0
			2011/2012	70.2	0.3	28.2
			2012/2013	70.3	1.6	65.1
			2013/2014	59.2	9.1	57.8
Parcelle 3	B/P Superficiel	Pâturage VL	2010/2011	0.0	0.7	26.8
			2011/2012	0.0	0.8	24.0
			2012/2013	0.0	1.8	53.3
			2013/2014	10.0	1.6	48.4
Parcelle 4	E/P Très Superficiel	Pâturage G	2010/2011	41.3	28.4	26.9
			2011/2012	44.8	33.1	35.0
			2012/2013	56.8	51.9	60.0
			2013/2014	26.0	26.9	42.7

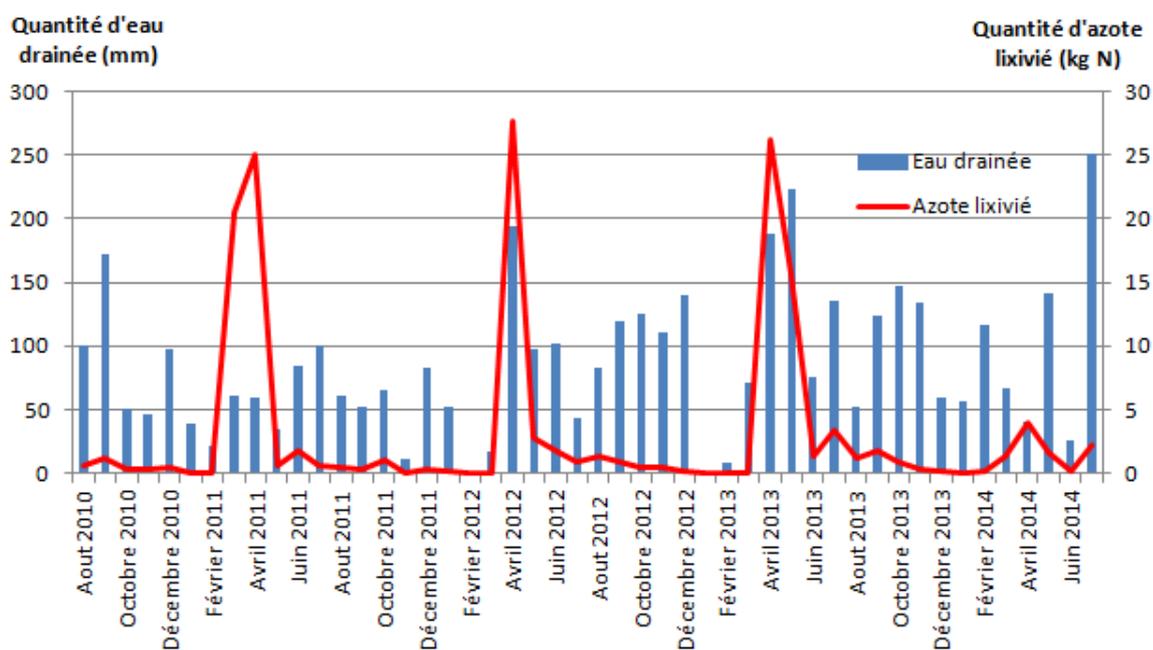


Figure 24 : Lixiviation et drainage simulé par Pasim sous la parcelle 1

Ensuite, la nitrification est plutôt faible à basse température, augmente entre 0 et 30°C et diminue au-delà de 35°C. Enfin, une teneur en eau minimale est requise pour les organismes nitrificateurs. A l'inverse, lorsque le sol est très humide, la nitrification est fortement diminuée en raison d'une faible diffusion de l'oxygène. Peu de publications font référence à cette problématique et expliquent les raisons de cette quantité importante d'ammonium. Les sols du bassin versant de Plaisir Fontaine cumulent un taux de MO élevé, des pH proche de 6 et une humidité importante

Syst'N ne prend pas en compte la faculté de certains sols à accumuler de l'ammonium. L'hypothèse émise lors de la conception de ce modèle est que l'ensemble de l'ammonium issu de l'ammonification est très rapidement nitrifié, ce qui est le cas dans la plupart des sols cultivés. L'azote organique est directement minéralisé en azote nitrique (NO_3^-) sans passer par la forme ammoniacale (NH_4^+). (Parnaudeau *et al.*, 2012). Ainsi le modèle considère que la totalité de l'azote minéral du sol est uniquement sous forme nitrate et potentiellement lixiviable. Alors que dans le cas précis de l'étude, une grande partie est sous forme d'ammonium et est maintenu dans les sols. Il y a donc une grande probabilité pour que Syst'N surestime les pertes sous les parcelles du bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine.

3.6. FarmSim, un outil en construction

Le modèle FarmSim simule les différents flux sous une prairie avec Pasim et sous une culture avec CERES-EGC. Cependant l'alternance de ces deux modèles, notamment pour des parcelles avec une rotation du type prairie temporaire - cultures, n'est pas encore au point. Le modèle est ainsi en cours de modification et de test par rapport à ce problème. Les simulations sur les parcelles du bassin versant de la source de Plaisir Fontaine n'ont pas pu être réalisées dans le temps imparti. Par contre des simulations sur quatre parcelles, exclusivement en prairie, ont pu être effectuées avec le modèle Pasim juste avant la fin de l'étude. Les parcelles simulées ont été choisies par rapport aux données de reliquats disponibles.

3.6.1. Lixiviation simulée sous quelques prairies

Le tableau XIII présente les résultats de simulation pour l'azote lixivié par Pasim sur les quatre parcelles. Une très grande variabilité d'azote lixivié entre les parcelles est constatée. Deux parcelles obtiennent des valeurs très faibles et proches de zéro pour l'ensemble des campagnes (parcelle 2 et 3). Ces deux parcelles possèdent chacune une caractéristique qui les distingue des deux autres et qui pourrait éventuellement expliquer ces différences. La parcelle 2 possède un sol profond qui réduit les risques de pertes. La parcelle 3 n'est quasiment jamais fertilisée. Pour les deux parcelles, les pertes estimées par Syst'N sont nettement plus importantes (24 à 65 kg N/ha) Pour les deux autres parcelles, les pertes vont de 11,1 à 51,9 kg N/ha selon les campagnes.

En comparant les valeurs obtenues avec celles de Syst'N, il est constaté que pour ces deux parcelles. Les pertes d'azote par lixiviation sont relativement proche mais légèrement plus élevé avec Syst'N

3.6.2. Simulation du drainage et de la lixiviation par Pasim

La figure 24 représente la quantité totale d'eau drainée et d'azote lixivié calculés par Pasim pour la parcelle 1 d'août 2010 à juillet 2014.

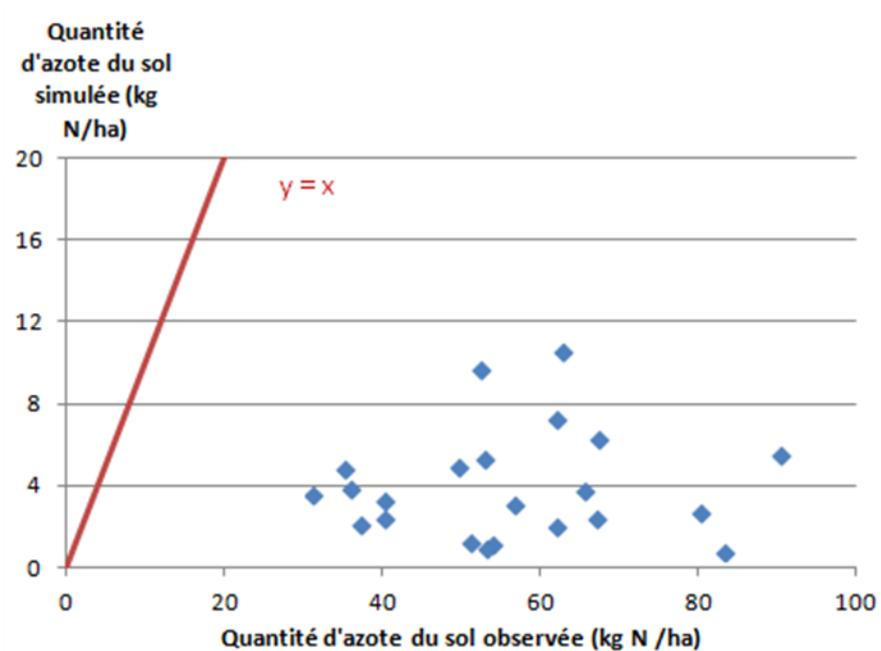


Figure 25 : Comparaison des quantités d’azote du sol observées et simulées par Pasim

Tableaux XIV : Note 1 obtenue sur le bassin versant de la Source Plaisir Fontaine durant quatre campagnes

Note 1	Faible				Modéré				Elevé			
Campagne	2010/ 2011	2011/ 2012	2012/ 2013	2013/ 2014	2010/ 2011	2011/ 2012	2012/ 2013	2013/ 2014	2010/ 2011	2011/ 2012	2012/ 2013	2013/ 2014
Nombre de parcelles	172	178	175	183	13	11	17	7	9	5	2	4
% de la SAU	89%	91%	93%	92%	6%	6%	6%	5%	5%	4%	0%	3%

Contrairement à Syst'N, il n'est pas constaté de lien entre l'eau drainée et l'azote lixivié. Le comportement des deux modèles diverge puisqu'ils ont des formalismes différents. Le drainage se réalise, selon Pasim, tout au long de l'année à l'exception des mois de janvier et de février où il est plus réduit. Ensuite, les pertes d'azote simulées se situent exclusivement au mois d'avril. C'est le moment où il y a les épandages d'engrais minéraux et des effluents.

3.6.3. Comparaison des reliquats

La figure 25 montre la comparaison entre la quantité d'azote du sol simulée par Pasim et les reliquats mesurés dans les quatre parcelles. Il est clairement visible que les valeurs simulées sont en dessous des valeurs observées. De très gros écarts sont constatés entre les deux valeurs. Les quantités simulées sont comprises entre 0,8 et 10 kg N/ha alors qu'aucun reliquat mesuré n'est en-dessous de 36 kg N/ha. Ainsi le modèle Pasim, tout comme Syst'N, ne permet pas de prédire correctement les quantités d'azote présentes dans le sol. Cependant, par rapport à Syst'N, Pasim distingue dans l'azote minéral du sol, l'ammonium et le nitrate. En moyenne, la moitié de l'azote minéral totale simulé par Pasim est sous forme d'ammoniacal, ce qui est plus proche de ce que l'on constate selon les mesures de reliquat

3.7. La note de risque, un outil à valider ?

3.7.1. Résultats note 1 : Gestion des effluents d'élevage

Les notes 1 attribuées aux différentes parcelles du bassin versant ont été regroupées dans trois intervalles correspondant à trois niveaux de risque: faible ([0;3]), modéré ([3 ;9]) et élevé ([9 ;12]). Les résultats figurent dans le tableau XIV. Pour les quatre années, la grande majorité des parcelles, correspondant environ à 90 % de la SAU du bassin versant, ont un risque faible de pertes de nitrates par rapport aux épandages d'effluents. Il y a 17 parcelles en moyenne par campagne qui ont un risque modéré ou élevé. Cette note a donc mis en avant plusieurs pratiques considérées comme à risque :

- Le dépôt de fumier sur des sols très superficiels ou à proximité des dolines. Les écoulements issus du tas, entraînent des flux très concentrés d'azote localement (Vandenberghe, 2011). Dans le cas où le sol a un faible pouvoir épurateur, des quantités importantes d'azote peuvent atteindre très rapidement les nappes phréatiques ou les cours d'eau superficiels ou souterrains.
- L'épandage d'effluents liquides en période non poussante. Il y a 50 à 60 % de l'azote total d'un effluent liquide qui est sous forme minérale (NH_4^+). Cet azote épandu, durant la période où le couvert est peu actif, ne sera pas valorisé et peut être potentiellement perdu notamment par lixiviation juste après la nitrification. Les notes élevées sont principalement dues aux épandages de purin pendant la période hivernale. Toutefois, certains agriculteurs affirment que le purin qu'ils utilisent est très dilué par les eaux de pluie et par les eaux blanches (eaux de lavage) donc les quantités d'azote sont très faibles.
- L'épandage d'effluent (liquide et solide) sur des sols très superficiels et les zones d'exclusion (doline, affleurement rocheux, etc.) Les apports de fertilisants sur des zones avec un faible pouvoir épurateur engendrent un risque de fuite d'azote.

Il faut remarquer que la zone d'exclusion recommandée pour une doline (35 ares) correspond à un très faible pourcentage pour une parcelle de l'ordre de plusieurs hectares.

Tableau XV : Note 2 obtenue sur le bassin versant de la Source Plaisir Fontaine durant quatre campagnes

Note 2	Faible				Moyen				Elevé			
Campagne	2010/ 2011	2011/ 2012	2012/ 2013	2013/ 2014	2010/ 2011	2011/ 2012	2012/ 2013	2013/ 2014	2010/ 2011	2011/ 2012	2012/ 2013	2013/ 2014
Nombre de parcelles	143	165	122	136	32	18	41	45	19	11	31	13
% de la SAU	74%	80%	68%	75%	17%	12%	14%	18%	8%	8%	18%	7%

Tableau XVI : Note 3 obtenue sur le bassin versant de la Source Plaisir Fontaine durant quatre campagnes

Note 3	Faible				Modéré				Elevé			
Campagne	2010/ 2011	2011/ 2012	2012/ 2013	2013/ 2014	2010/ 2011	2011/ 2012	2012/ 2013	2013/ 2014	2010/ 2011	2011/ 2012	2012/ 2013	2013/ 2014
Nombre de parcelles	141	144	152	154	43	41	31	28	10	9	11	12
% de la SAU	68%	75%	76%	78%	26%	22%	17%	18%	6%	3%	6%	4%

Ainsi un épandage d'effluent sur une parcelle possédant une doline et une majorité de sol suffisamment profond obtient une note faible. De même, une parcelle très hétérogène avec une partie très superficielle et une autre très profonde se verra attribuer une note moyenne. Donc le mode de calcul de la méthode ne permet pas de mettre l'accent sur les pratiques d'épandage à risque lorsqu'elles ne concernent qu'une petite partie de la parcelle.

3.7.2. Résultats note 2 : Raisonnement de la fertilisation azotée

De même les notes ont été regroupées dans les trois mêmes intervalles correspondant aux différents niveaux de risque : faible ([0;3[), modéré ([3;9[) et élevé ([9;12]) (Tableau XV). Comme la note précédente, la majorité des parcelles ont un risque faible. Pour les autres parcelles, des apports trop importants et des fractionnements non optimaux que ce soit sur culture ou sur prairie ont été relevés.

Les surfertilisations rencontrées peuvent s'expliquer soit par des objectifs de rendement supérieurs aux rendements obtenus soit par le manque de prise en compte de certains éléments nécessaires pour déterminer les quantités à apporter. Tout d'abord, il y a l'absence de prise en compte de l'effet retournement de prairie dans le raisonnement des besoins azotés de la culture. La destruction de la prairie engendre une très forte minéralisation donc une libération importante d'azote dans les deux ans qui suivent le retournement (Laurent et al., 2003). Les références régionales préconisent de réduire les apports azotés de 40 kg N/ha (François, 2003) par rapport aux doses habituelles sans retournement. Ensuite, certains agriculteurs ne prennent assez pas en considération l'azote issu de l'épandage de certains effluents d'élevage ainsi que des boues de station d'épuration. Dans certains cas, les agriculteurs n'ont pas toujours connaissance de la véritable teneur et disponibilité en azote du produit épandu.

Les fractionnements évalués comme non optimaux sont dus pour les prairies, à des épandages d'effluent liquide en période hivernale ou avant le redémarrage de la végétation en sortie d'hiver. Pour les cultures, ce sont surtout des apports minéraux trop précoces en sortie d'hiver.

3.7.3. Résultats note 3 : Occupation du sol et rotation

On retrouve les trois intervalles correspondant au trois niveaux de risque : faible ([0;3]), modéré ([3;9]) et élevé ([9;12]). Les résultats de la note sont présentés dans le tableau XVI. Il est constaté que 68 à 78 %, selon la campagne, de la surface du bassin versant présente un risque faible. Pour le reste de la surface, les parcelles sont associées à des pratiques plus à risque.

Tout d'abord il y a le retournement des prairies qui a déjà été rencontré dans la note précédente. La seconde pratique à risque détectée est de laisser le sol nu en hiver avant l'implantation d'une culture de printemps. Le sol nu, notamment en période de drainage des sols, favorise la lixiviation et plus cette période d'interculture est longue, plus le risque est important.

Enfin un très grand nombre de parcelles a un risque modéré puisqu'une note moyenne (6) est attribuée lorsqu'il y a une céréale d'hiver. En effet même avec l'implantation de telles cultures, le risque de lixiviation est élevé du fait de la faible quantité d'azote absorbé par la culture durant les premiers mois de croissance (de l'ordre d'une dizaine de kg N/ha) (Recous et al., 1997).

Tableau XVII : Note globale obtenue sur le bassin versant de la Source Plaisir Fontaine durant quatre campagnes

Note Globale	Très Faible				Faible				Modéré				Elevé				Très Elevé			
Campagne	2010/ 2011	2011/ 2012	2012/ 2013	2013/ 2014																
Nombre de parcelles	127	143	128	143	49	36	44	40	12	13	17	8	5	2	6	3	1	0	0	0
% de la SAU	66%	69%	64%	73%	23%	21%	22%	18%	9%	8%	11%	7%	2%	1%	3%	3%	1%	0%	0%	0%

3.7.4. Résultats note globale

Les tableaux XVII présentent les notes globales obtenues sur le sous bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine. La note globale étant le cumul des trois précédentes, les risques les plus élevés correspondent à l'addition de pratiques considérées comme fortement à risque. Plus de 60 % de la surface du sous bassin versant pour les quatre années concernent des parcelles avec un risque considéré très faible. Cependant environ 14 % de la surface est concernée par un risque moyen et élevé.

3.7.5. Critique de la note de risque

La note de risque évalue de façon qualitative le risque de lixiviation de nitrates en fonction de la situation culturale (succession et pratiques de fertilisation) et du milieu, à partir de données relativement simples à renseigner. Ces données peuvent être obtenues rapidement lors d'une simple enquête réalisée chez un agriculteur ou il est parfois possible de valoriser des données déjà disponibles.

Ensuite cet indicateur n'est pas assorti d'une valeur de référence proprement dite. En effet il n'y a pas d'estimation « chiffrée » des quantités transférées (perdus) vers les aquifères. En revanche son calcul débouche sur différentes classes de risque croissantes. Elle permet donc d'identifier et hiérarchiser les impacts des pratiques agricoles sur les transferts d'azote par lixiviation. Le résultat de chaque note est compréhensible en tant que tel, et donne une indication directe sur la pratiques à l'origine de la note dans la situation donnée. Mais ce résultat, il faut le rappeler, donne un « risque » potentiel lié à la succession et aux pratiques qui s'exprimera ou non selon les conditions climatiques.

Enfin, d'un point de vue pratique pour l'utilisateur, cette méthode ne comporte aucune application informatique permettant un calcul automatique de la note de risque et d'élaboration de documents de synthèses ou graphiques.

3.8. Discussion et perspectives

3.8.1. Les méthodes utilisées

Afin de déterminer les pratiques à risque dans le sous bassin de la Source de Plaisir Fontaine, différents outils (Syst'N, FarmSim et la note de risque CIA25/90) ont ainsi été employés.

Tout d'abord, les simulations effectuées grâce à Syst'N ont montré des pertes d'azote plus importantes que les références bibliographiques. Suite à la comparaison avec des données mesurées, il a été constaté des estimations très éloignées de la réalité. De plus Syst'N est un modèle conçu plutôt pour les zones de cultures. Il ne tient pas compte de la spécificité de la région (forte présence de NH_4^+ dans les sols) ce qui pourrait potentiellement engendrer une surestimation des pertes d'azote simulées.

Ensuite FarmSim est en cours de modification et n'a pas pu être utilisé dans le temps imparti de cette étude. Cependant la simulation de quelques parcelles avec Pasim, modèle de simulation des écosystèmes prairiaux intégré dans FarmSim, a permis d'observer des résultats très différents de ceux obtenus avec Syst'N notamment les quantités d'azote lixivié mais aussi les périodes de lixiviation et de drainage. De plus Pasim prend en compte dans les sols à la fois l'azote sous forme nitrique et ammoniacale.

Néanmoins, suite à la comparaison avec des données mesurées, les quantités d'azote minéral du sol simulées par Pasim sont largement sous-estimées. Ces simulations avec le modèle Pasim ont été réalisées juste avant la fin de l'étude. Ainsi, par manque de temps, l'interprétation des résultats et la vérification du paramétrage ont été limitées. Il est donc nécessaire d'approfondir l'utilisation de Pasim et de FarmSim en poursuivant la collaboration entre la CIA25/90 et les concepteurs de ce modèle

Enfin la note de risque créée par la CIA25/90 permet de hiérarchiser les pratiques selon leur impact sur la pollution de l'eau par les nitrates mais à aucun cas de quantifier les pertes. Elle possède l'avantage d'être adaptée au contexte spécifique de la Loue. Cette méthode a été élaborée à partir de références bibliographiques nationales reconnues, des références locales et des données mesurées sur le bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine. Elle est très simple à mettre en œuvre puisqu'elle requière des informations très accessibles. Cependant, la note possède une imperfection. Elle attribue une note trop faible lorsque le risque ne concerne qu'une petite partie de la parcelle (dilution du risque). Cette note de risque a permis d'identifier un certain nombre de pratiques à risque sur le bassin versant de la source de Plaisir Fontaine.

3.8.2. Les pratiques à risque identifiées

Les résultats des modèles n'ayant pas été validés, les pratiques à risque identifiées sur le bassin versant de la source de Plaisir Fontaine correspondent à celles mises en évidence par la note de risque de la CIA25/90. Ces pratiques peuvent donc être regroupées en trois groupes.

Il y a tout d'abord, les pratiques à risque liées aux épandages d'effluents (pour environ 10% du bassin versant) :

- Les épandages sur des exclusions agronomiques (pentes, dolines, affleurements rocheux,...),
- Les dépôts de fumier sur des sols très superficiels ou à proximité de dolines,
- Les épandages inadaptés après croisement des critères suivants : profondeur de sol, type de produit et période d'apport.

Ensuite les pratiques à risque liées au raisonnement de la fertilisation azotée (surfertilisation modérée ou élevée) et concernant environ 25 % de la surface du bassin versant :

- La non prise en compte de l'effet retournement de prairie dans le calcul des besoins azotés de la céréale qui suit,
- La sous-estimation de l'azote disponible dans les effluents d'élevage,
- Des doses d'azote trop élevées par rapport aux besoins,
- Des fractionnements inadaptés (apports durant la période hivernale ou trop tôt au printemps).

Cette surfertilisation est inégalement répartie selon l'occupation du sol. Elle concerne 20 % des prairies mais 80 % des cultures.

Enfin l'occupation du sol et les rotations pratiquées impliquent un risque accru de pertes de nitrates sur environ 25 % de la surface du bassin versant de Plaisir Fontaine :

- Les retournements des prairies temporaires en fin d'été suivis de l'implantation de céréales en automne (6 % de la SAU du bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine) ;
- Les sols nus en hiver avant semis d'une culture de printemps (4 % de la SAU de Plaisir Fontaine) ;
- Les parcelles à chargement élevé : pâtures très intensives à VL, parcelles « parking » à côté de la salle de traite, ... (1 à 2 parcelles)
- Les parcelles en céréales d'hiver avec un statut organique élevé et peu/pas de besoins azotés en automne et en hiver (17 % de la SAU de Plaisir fontaine).

3.8.3. Des mesures lysimétriques en perspective

L'UMR Chrono-Environnement, de l'Université de Franche-Comté, réalise une étude sur les transferts de contaminants (nutriments et micropolluants) sous les parcelles agricoles à partir de suivis lysimétriques. L'objectif est de mieux comprendre et de quantifier les transferts diffus des polluants (azote, produits phytosanitaires, produits vétérinaires, etc.) en situation agricole et d'évaluer la vulnérabilité des différents types de sols vis à vis de ces transferts.

Des lysimètres ont récemment été installés, pour une durée minimale de quatre ans, dans le bassin versant de Lods qui est un sous bassin versant de la Loue. Les lieux d'implantation ont été définis selon quatre situations qui combinent deux types de sol et deux systèmes de culture différents. Ce choix a également été orienté par les moyens matériels et financiers qui ont limité le nombre de lysimètre à 12. Pour une meilleure représentativité des résultats, il y a une répétition de trois lysimètres par situation.

Un diagnostic pour définir les deux types de sol dans cette zone, a été préalablement effectué. Il a permis de caractériser les deux types de profils dominants. Il y a des sols superficiels (< 20 cm) et profonds (> 60 cm). Ces sols présentent, tous les deux, une texture Limono-argileuse en surface, une teneur en matière organique du premier horizon moyenne, la présence assez importante de cailloux et l'absence d'hydromorphie.

Ensuite il a été choisi de comparer les transferts au sein de deux systèmes de culture caractéristiques du territoire c'est à dire une prairie permanente et une rotation comprenant une prairie temporaire et deux à trois ans de céréales d'hiver. Le mode de gestion de la prairie est la fauche uniquement. Le pâturage a été mis de côté pour des raisons de représentativité. Il fera l'objet d'un suivi lysimétrique ultérieurement dans une autre parcelle.

La fréquence d'analyse reste à être établie. Cependant un relevé chaque semaine, selon les conditions climatiques, semble être pertinent pour un suivi régulier. Dans le cas où les financements à venir seront suffisants, ce dispositif expérimental sera également conduit, de manière identique, sur le sous bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine. Cette approche est une réelle opportunité pour l'acquisition de références sur le drainage et les flux d'azote sous les parcelles agricoles. Celles-ci pourront à terme également servir pour la validation et le calage d'outils d'évaluation des pratiques (FarmSim, etc.). Il serait aussi intéressant de combiner cette démarche avec d'autres méthodes de quantification (reliquat, marquage isotopique) pour une meilleure compréhension du fonctionnement des sols, si les moyens le permettent.

Conclusion

L'objectif global de cette étude est de déterminer les pratiques à risque vis-à-vis de la lixiviation des nitrates qui sont effectuées sur le bassin versant de la Loue. Le suivi des pratiques agricoles à cette échelle présente une très faible faisabilité. Il a été décidé de se focaliser sur le sous bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine présentant des caractéristiques assez représentatives du bassin versant de la Loue.

Dans un premier temps, cette étude a permis de recenser les pratiques agricoles du sous bassin versant de Plaisir Fontaine à partir d'enquêtes auprès des agriculteurs. Les données recueillies ont permis de mieux cerner les pratiques de fertilisation azotée des exploitations et de les quantifier. Une partie de l'enquête a également permise la détermination des logiques de fertilisation des exploitants du bassin versant. Les informations obtenues abondent la base de données des références locales.

Ensuite, afin de déterminer les pratiques à risque, trois outils d'évaluation des risques de pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole ont été employés à partir des pratiques réalisées sur les 193 parcelles du bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine. Le premier outil utilisé est le modèle de simulation Syst'N. Les résultats obtenus n'ont pas été validés. En effet les résultats des simulations concernant les quantités d'azote et de l'humidité du sol ne correspondent pas aux valeurs mesurées. De plus la spécificité des sols, de ce territoire, d'accumuler de l'ammonium n'est pas pris en compte par ce modèle et place cette zone en dehors de son domaine de validité. Le second outil utilisé est le modèle FarmSim. Il a été en cours de modification durant toute la période de l'étude et il a été impossible de réaliser des simulations avant le temps imparti. Cependant, quelques simulations ont été réalisées avec le modèle Pasim, intégré dans FarmSim. Ces quelques résultats obtenus ont également montré des écarts importants entre les valeurs simulées et mesurées de l'azote minéral du sol et cela malgré la prise en compte de l'ammonium. Il serait intéressant d'approfondir l'utilisation de cet outil et de passer davantage de temps à la vérification du paramétrage ce qui n'a pu être réalisé faute de temps. La troisième méthode est une note de risque créée par la CIA25/90. Cet outil a été conçu à partir de références bibliographiques, des données locales et des mesures de terrain (reliquats). Cette note a permis d'identifier un certain nombre de pratiques à risque.

Les pratiques à risques identifiées concernent principalement des épandages d'effluents ou des stockages de fumier inappropriés, des fertilisations excédentaires et/ou non optimales (notamment sur cultures), le retournement des prairies et les sols nus en hiver. Ces enseignements permettront d'apporter des conseils adaptés et d'optimiser la communication auprès des agriculteurs. La CIA25/90 travaille déjà, à ce propos, sur une meilleure valorisation des effluents d'élevage, l'ajustement de la fertilisation et la maîtrise du retournement des prairies temporaires.

La réalisation de suivis lysimétriques, par l'université de Franche-Comté, sous des parcelles agricoles est une opportunité d'acquérir des références sur les pertes en azote et de drainage dans le contexte local. Ceci permet également de disposer de données expérimentales pour la validation et le calage d'outils d'évaluation comme FarmSim.

Bibliographie

Adam O., 2008. Impact des produits de traitement du bois sur les amphipodes *Gammarus pulex* (L.) et *Gammarus fossarum* (K.): approches chimique, hydro-écologique et écotoxicologique. Thèse de Doctorat de l'Université de Franche-Comté, spécialité Sciences de la vie, pp 238

Adiscott TM., 2005. Losses of nitrogen from arable land. In Nitrate, agriculture and the environment. Adiscott TM, CABI Publishing, Harpenden, UK, 62-92.

Agence Régionale Santé Franche-Comté (ARS), 2011. Nitrates <http://www.ars.franche-comte.sante.fr/Eau-de-consommation-humaine.105794.0.html.pdf> (consultée le 21 juillet 2015)

Aveline, A.; Rousseau, M.L.; Guichard, L.; Laurent, M.; Bockstaller, C., 2009. Evaluating an environmental indicator: Case study of MERLIN, a method for assessing the risk of nitrate leaching. *Agricultural Systems*, 100 (1-3): 22-30.

Bailly-Comte V., 2008. Interactions hydrodynamiques surface/souterrain en milieu karstique. Thèse de doctorat de l'Université Montpellier II. 288 p.

Bakalowicz M., 1999. Guide Technique N° 3 : connaissance et gestion des ressources en eaux souterraines dans les régions, <<http://sierm.eaurmc.fr/sdage/documents/guide-tech-3.pdf>> (consultée le 12 février 2015)

Barroin G., 2003. Gestion des risques Santé et Environnement : le cas des nitrates. Phosphore, azote et prolifération des végétations aquatiques ; Assises internationales envirobio. Editions de l'Institut de l'Environnement. *Courrier de l'environnement de l'INRA* n°48.

Beaudoin N, Saad J, Van Laethem C, Maucorps J, Machet JM, Mary B., 2005. Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agric Ecosyst Environ*; 111: 292–310.

Benoît M, Saintôt D, Gaury F., 1995. Mesures en parcelles d'agriculteurs des pertes en nitrates. Variabilité sous divers systèmes de culture et modélisation de la qualité de l'eau d'un bassin d'alimentation. *C.R. Acad. Agric.* 81, 175-88

Berdai H., Souidi B., Badraoui M., Bellouti A., 2004. Détermination de l'ammonium non échangeable des sols du Tadla (Maroc) : Potentiel et Evolution. *Revue H.T.E.* N° 128 - Mars 2004

Besnard, A., Laurent, F., Hanocq, D., Vertes, F., Nicolardot, B., Mary, B., 2007. Effect of timing of grassland destruction on nitrogen mineralization kinetics. *Grassland Science in Europe*, 12, 335-338.

Bockstaller, C.; Gaillard, G.; Baumgartner, D.; Freiermuth Knuchel, R.; Reinsch, M.; Brauner, R.; Unterseher, E., 2006. Méthodes d'évaluation agri-environnementale des exploitations agricoles : comparaison des méthodes INDIGO, KUL/USL, REPRO et SALCA. Colmar, France: ITADA, 112 p.

Bockstaller C.; Guichard L.; Keichinger O.; Girardin P.; Galan M.B.; Gaillard G., 2009. Comparison of methods to assess the sustainability of agricultural systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29 (1): 223-235.

Bouthier A., Bonnifet J.P., Reau R., 2000. Gestion de l'azote et fuites de nitrates en terres de groies de Poitou-Charentes. *Persepectives Agricoles*, 262 : 44-51.

Brisson N.; Gary C.; Justes E.; Roche R.; Mary B.; Ripoche D.; Zimmer D.; Sierra J.; Bertuzzi P.; Burger P., 2003. An overview of the crop model STICS. *European Journal of Agronomy*, 18: 309-332.

Burtin, M.L.; Rapp, O., 2009. Rôle du type de sol dans l'élaboration de la qualité « nitrates » des eaux sous parcelles agricoles : exemple de l'interculture après maïs en Alsace. 10. Journées d'Etude des Sols. Strasbourg, France, 11-15 mai 2009. Université de Strasbourg, 207-208.

Cannavo P.; Recous S.; Parnaudeau V.; Reau R., 2008. Modeling N dynamics to assess environmental impacts of cropped soils. *Advances in Agronomy*, 97: 131-174.

Chambre Interdépartementale d'Agriculture du Doubs et du Territoire de Belfort (CIA 25/90), 2012. Commentaire sur l'évolution des teneurs en nitrate à Chenonceau buillon, note interne. 4p

Chambre Interdépartementale d'Agriculture du Doubs et du Territoire de Belfort (CIA 25/90), 2014. Bilan PMBE 2007-2013 : Opération collective PMBE. Comité de pilotage PMBE Effluents du 14 mars 2014. 18 p

Comifer, 2011. Calcul de la fertilisation azoté : Guide méthodologique pour l'établissement des prescriptions locales. < https://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/Territ_Eau/DIAGNOSTIC/Nitrates/BROCHURE_AZOTE_comifer_2011.pdf> (consultée le 10 mars 2015)

Comité Interprofessionnel du Gruyère de Comté (CIGC), 2015. Cahier des charges de l'appellation d'origine « Comté ». <http://www.comte.com/fileadmin/upload/mediatheque/documents_pdf/cahier_des_charge_s_comte_6_mars_2015-.pdf> (consultée le 18 mars 2015)

Chanez E., Degiorgi F., Lucot E., Badot P-M., 2014. Les flux d'azote et de phosphore dans le bassin versant de la haute et moyenne Loue. UMR Chrono-Environnement, Besançon 109p.

Cuinet A., Daudey T., Rahon J., Daud J-B., 2012. Suivi de la qualité de l'eau des sources du Maine et de Plaisir Fontaine du 27 Février au 03 aout 2011. *Eaux Continentales*. 73p.

De Boer W., Kowalchuk GA., 2001. Nitrification in acid soils: micro-organisms and mechanisms' *Soil Biology & Biochemistry*, vol 33, no. 7-8, pp.

Decau, M.L.; Simon, J.C.; Jacquet, A., 2003. Fate of urine nitrogen in three soils throughout a grazing season. *Journal of Environmental Quality*, 32 (4): 1405-1413.

Decau M.L.; Delaby L.; Roche B., 1997. AzoPat : une description quantifiée des flux annuels d'azote en prairie pâturée par les vaches laitières. II-Les flux du système sol - plante. *Fourrages*, 151: 313-330.

Deffontaines, J.P., Thinon, P., 2001. Des entités spatiales significatives pour l'activité agricole et pour les enjeux environnementaux et paysagers : contribution à une économie de territoire. *Courrier de l'Environnement de l'INRA* (44), 13-28.

De Ruijter, F.J.; Boumans, L.J.M.; Smit, A.L.; van den Berg, M., 2007. Nitrate in upper groundwater on farms under tillage as affected by fertilizer use, soil type and groundwater table. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 77 (2): 155-167.

DREAL Franche-Comté, 2015. Les zones vulnérables en Franche-Comté.
<<http://www.franche-comte.developpement-durable.gouv.fr/les-zones-vulnerables-en-franche-comte-a3316.html>> (Consultée le 28 juin 2015)

Duprarque A., Rigalle P., 2011. Composition des MO et turn over ; Rôles et fonctions des MO, actes du colloque « Gestion de l'état organique des sols », 27 janvier 2011, Agrotransfert.

Farrugia A., Le Gall A., Legarto J., Le Meur D., Cabaret M.M., 1998. Risques de lessivage denitrates sous prairies pâturées. *Renc. Rech. Ruminants*, 5, 224.

François M., 2003. *Guide de la fertilisation en Franche-Comté*, Chambres d'Agricultures de Franche-Comté, Besançon.60p

Gaiffe, M., Bruckert, S., Eimberck, M. 2012. Notice explicative de la carte des sols de Besançon au 1/100 000. Orleans, FRA : INRA, 250.

Gaury F., 1992. Systèmes de culture et teneurs en nitrates des eaux souterraines. Thèse de Docteur-Ingénieur, ENSA Rennes, 229 p.

Giebel, A.; Wendroth, O.; Reuter, H.I.; Kersebaum, K.C.; Schwarz, J., 2006. How representatively can we sample soil mineral nitrogen? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 169 (1): 52-59.

Graux A-I., Lardy R., Manneville V., Carrère P., 2013. Peut-on limiter les pollutions azotées en prairie permanente en jouant sur la période d'épandage des effluents d'élevage ?, *Fourrages*, 214, 149-158.

Hansen S., Jensen H.E.,Nielsen N.E.,Swenden H., 1990. DAISY - Soil Plant Atmosphere System Model NP0 Research in the NAEP report. The royal veterinary and agricultural university (ed) Nr A10, 272 pp

Ilsemann, J.; Goeb, S.; Bachmann, J., 2001. How many soil samples are necessary to obtain a reliable estimate 400 of mean nitrate concentrations in an agricultural field? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*; 164 (5): 585-590.

Justes E., Mary B., Nicolardot B., 1999. Comparing the effectiveness of radish cover crop, oilseed rape volunteers, and oilseed rape residues incorporating for reducing nitrate leaching. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 55, 207-220.

Lacouture L., 2013. Les teneurs en nitrates augmentent dans les nappes phréatiques jusqu'à 2004 puis se stabilisent. Le point Sur, Chromatique Editions, Paris, 4 p.

Lafolie F., 1991. Modelling water flow, nitrogen transport and root uptake including physical non-equilibrium and optimization of the root water potential. *Fertilizer Research* 27, 215-231

Landais, E., Deffontaines, J.-P., 1990. Les pratiques des agriculteurs. Point de vue sur un courant nouveau de la recherche agronomique, in Brossier, J., Vissac, B., Le Moigne, J.-L. (Eds), *Modélisation systémique et système agraire*, Actes du séminaire du département de recherche sur les Systèmes agraires et le développement, Saint-Maximin, mars 1989, 31-64.

Laurent F., Farrugia A., Vertes F., Kerveillant P., 1999. Effets des modes de conduite de la prairie sur les pertes d'azote par lessivage : propositions pour une maîtrise du risque à la parcelle. In : *Fertilisation azotée des prairies dans l'ouest*, Journée technique 25 février 1999, recueil des communications, 113-132

Laurent F., Kerveillant P., Besnard A., 2003. 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, Document Arvalis-Institut du végétal, 77 p

Le Gall A, Cabaret M.M., 2002. Mise au point de systèmes laitiers productifs et respectueux de l'environnement : compte rendu de l'expérimentation conduite à la station de Crécom de 1995 à 1998. Institut de l'Elevage, 170p

Mary B., 1992. Gérer l'interculture pour maîtriser la pollution nitrique. Journée d'étude « Interculture et nitrates ». CORPEN-COMIFER. 16p.

Massa F., Gascuel-Oudoux 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

Muller M., 1991. Fertilisation azotée des « grandes cultures » : approche en France. In *Quelles fertilisation demain ?*, 1^{er} forum européen de la fertilisation raisonnée. Strasbourg, sept 1991, COMIFER, p179-190.

Nicolardot B., Mary B., Houot S., Recous S., 1997. La dynamique de l'azote dans les sols cultivés. Maitrise de l'azote dans les agrosystèmes. Reims 19-20 novembre 1996. INRA Edition Les colloques n°83, 87-103.

Nicolardot B., Recous S., Mary B., 2001. Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition: a simple dynamic model based on the C:N ratio of the residues. *Plant and Soil*; 228: 83-103.

Nicolardot B., Mary B., Houot S., Sethecou S., 1997. La dynamique de l'azote dans les sols cultivés, la maitrise de l'azote dans les agrosystèmes. INRA Ed., p 87-103.

Nisbet . M., Verneaux J., 1970. Composantes chimiques des eaux courantes Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. *Annales de limnologie*, t.6, fasc.2, 161-190

Oorts K., 2006. Effects of tillage systems of soil organic matter stocks and C and N fluxes in cereal cropping systems on a silt loam soil in northern France. Thèse de doctorat INAPG, 159p

ONEMA , 2012. Rapport d'expertise sur les mortalités de poissons et les efflorescences de cyanobactéries de la Loue. Disponible sur internet : <http://www.onema.fr/IMG/pdf/expertiseLoue.pdf>. (Consultée le 12 février 2015)

Peart, M.R. and R.B. Curry. 1998. Agricultural systems modeling and simulation. Marcel Dekker, New York, NY.

Pellerin S., Butler F., Van Laethem C., 2014. Fertilisation et environnement : Quelles pistes pour l'aide à la décision ?. Edition Quae, Paris, 288 p.

Peyraud J-L., Cellier P., Donnars C., Réchauchère O., 2012. Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, Inra, Paris, 68 p.

Peyraud, J-L., Cellier P., Donnars C., Vertès F., Aarts F., Béline F., Bockstaller C., Bourblanc M., Delaby L., Dourmad J-Y., Dupraz P., Durand P., Favardin P., Fiorelli J-L., Gaigné C., Girard A., Guillaume F., Kuikman P., Langlais A., Le Goffe P., Le Perchec S., Lescoat P., Morvan T., Nicourt C., Parnaudeau V., Réchauchère O., Rochette P., Veysset P., 2014. Réduire les pertes d'azote dans l'élevage. Editions Quae, Versailles. 167 p.

Parnaudeau V., Reau R., Dubrulle P., 2012. Un outil d'évaluation des fuites d'azote vers l'environnement à l'échelle du système de culture: le logiciel Syst'N. *Innovations Agronomiques*, 21 : 59-70.

Payraudeau S. 2002. Modélisation distribuée des flux d'azote sur des petits bassins versants méditerranéens. *Earth Sciences. ENGREF (AgroParisTech)*.

Recous S., Nicolardot B., Simon J.C., 1997. Le cycle de l'azote dans les sols et la qualité des eaux souterraines. In INRA (eds) L'eau dans l'espace rural : production végétal et qualité de l'eau, Universités Francophones, 193-215.

Schvartz C., Muller J-C., Decroux J., 2005. Guide de la fertilisation raisonnée, Edition France Agricole, Paris, 414 p.

Scholefield, D., Tyson, K.C., Garwood, E.A., Armstrong, A.C., Hawkins, J., and 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: 601-613.

Shepherd M.A.; Lord E.I., 1996. Nitrate leaching from a sandy soil; the effect of previous crop and post-harvest soil management in an arable rotation. *Journal of Agricultural science Cambridge*; 127: 215-229.

Stockdale E.A., Shepherd M.A., Fortune S., Cuttle C.P., 2008. Soil fertility in organic farming systems – fundamentally different? *Soil Use and Management*, 18: 301-308.

Shepherd M.A. and Chambers C., 2007. Managing nitrogen on the farm: the devil is in the detail. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 87: 558-568.

Shipitalo M.J., Dick W.A., Edwards W.M., 2000. Conservation tillage and macropore factors that affect water movement and the fate of chemicals. *Soil and Tillage Research*, 53 : 167-183.

Simon J.C., Le Corre L., 1992. Fertilisation des cultures annuelles et lessivage de l'azote nitrique. *Fourrages*, 129 : 3-10.

Simon J.C., 1995. Lessivage de l'azote nitrique et des cations accompagnateurs. Une situation de référence : le climat atlantique très pluvieux, *C.R. Acad. Fr.*, 81, 4 : 55-70.

Simon J.C., 1999. La pollution nitrique des eaux. In l'eau : usage et polluants, Grosclaude G(cord), INRA éditions, 95-115.

Simon, J.C.; Grignani, C.; Jacquet, A.; Le Corre, L.; Pages, J., 2000. Typology of nitrogen balances on a farm 408 scale: research of operating indicators. *Agronomie*, 20 (2): 175-195.

Tourenne D., 2011, Etude agricole dans le bassin versant de Plaisir Fontaine : Campagne août 2010-juillet 2011, Chambre d'Agriculture du Doubs, 44 p.

Thouvenin P, 2014. Pratiques agricoles et flux d'azote à l'échelle d'un sous bassin versant en milieu karstique sous Syst'N. Mémoire de stage Université de Picardie Jules Verne. 100 p.

Turpin N., Vernier F., Joncour F., 1997. Transferts de nutriments des sols vers les eaux - Influence des pratiques agricoles. Synthèse bibliographique. *Ingénieries - EAT* 11:3-16.

Vandenberghé C., Marcoen J.M., 2011. Stockage des fumiers au champ. Evaluation du reliquat sous les tas et impact sur la qualité de l'eau. Etablissement des APL de référence 2011. Université de Liège Gembloux Agro-Bio Tech et Université catholique de Louvain, 11p.

Velthof G.L., Oenema O., 2011. Effects of ageing and cultivation of grassland on soil nitrogen. Wageningen, Alterra, Green World Research. Alterra-rapport 399. 56 p.

Vertes F., Decau M.L. 1992. Suivi d'azote dans les sols : risque de lessivage de nitrate selon le couvert végétal. Fourrages, 129, 11-28.

Vertes F., Simon J.C., Giovanni R., Grignani C., Corson M., Durand P., Peyraud J.L., 2008. Flux de nitrates dans les élevages bovins et qualité de l'eau : variabilité des phénomènes et diversité des conditions. In Académie d'agriculture de France – séance du 14 mai 2008.6-26

Vertès F., Benoit M., Dorioz J.M., 2010. Couverts herbacés pérennes et enjeux environnementaux (en particulier eutrophisation) : atouts et limites. Fourrages, 202. 83-94.

Ward B., 2012. The Global Nitrogen Cycle. In: A. H. Knoll, D. E. Canfield and K. O. Konhauser, Editors, Fundamentals of Geomicrobiology, Wiley-Blackwell, Chichester, UK, 36-48.

Table des figures

Figure 1: Concentrations moyennes en nitrate dans les cours d'eau français en 2011	2
Figure 2: Concentrations moyennes en nitrate dans les eaux souterraines françaises en 2011	2
Figure 3: Schéma du milieu karstique	5
Figure 4: Évolution des teneurs en nitrates à Chenecey Buillon de 1971 à 2011	5
Figure 5: Evolution des concentrations en nitrate dans les eaux de la Loue à Chenecey Buillon de 2003 à 2012	5
Figure 6: Principaux processus de la dynamique de l'azote dans les sols cultivés	7
Figure 7: Effet du niveau de fertilisation azoté sur les pertes d'azote nitrique en prairie fauchée	10
Figure 8: Fuites d'azote mesurées sous prairies selon la fertilisation azotée apportée	10
Figure 9: Pertes d'azote sous prairie en fonction du chargement	10
Figure 10: Diagramme climatique de la ville de Besançon	14
Figure 11: Occupation du sol Bassin Versant de la Source de Plaisir Fontaine	15
Figure 12: Teneurs en nitrates observées à la Source de Plaisir Fontaine	15
Figure 13: Répartition des apports d'azote organiques pour les quatre campagnes enquêtées sur l'ensemble du bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine.....	19
Figure 14: Répartition des apports d'azote issus d'épandage de boues, de purins et de lisiers pour les quatre campagnes enquêtées sur l'ensemble du bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine	20
Figure 15: Répartition des apports d'azote issu d'épandage de fumier pour les quatre campagnes enquêtées sur l'ensemble du bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine..	20
Figure 16: Assemblage des différents formalismes du modèle Syst'N.....	26
Figure 17: Schéma de fonctionnement de FarmSim	26
Figure 18 Lixiviation et drainage simulé par Syst'N sur le bassin versant de Plaisir Fontaine	30
Figure 19: Quantités moyennes pondérées d'azote lixivié simulées par Syst'N par culture et par campagne	30
Figure 20: Quantités moyennes pondérées d'azote lixivié simulées par Syst'N par campagne et par culture.....	32

Figure 21: Comparaison des humidités observées dans les reliquats azotés et simulées par Syst’N.....	32
Figure 22: Comparaison des reliquats mesurés et observés	32
Figure 23: Quantités moyennes d’azote mesurées dans l’ensemble des reliquats effectués sur le bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine	32
Figure 24: Lixiviation et drainage simulé par Pasim sous la parcelle 1	34
Figure 25: Comparaison des quantités d’azote du sol observées et simulées par Pasim ...	34

Table des Tableaux

Tableau I: Précipitations moyennes annuelles et drainage annuel pour trois sites français	9
Tableau II: Exemple de quantité d'azote lixivié pour des rotations type bretonnes.....	10
Tableau III: Proportion des différents types de sol sur le bassin versant de Plaisir	15
Tableau IV : Modalités des pratiques retenues pour l'étude.....	16
Tableau V : Références locales des teneurs en azote et des coefficients de disponibilité de l'azote des différents effluents.....	17
Tableau VI : Occupation du sol du bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine	19
Tableau VII: Gestion des prairies	19
Tableau VIII: Contribution de chaque PRO à l'azote total apporté d'origine organique sur le bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine	20
Tableau IX : Fertilisations moyennes pondérées des prairies et des cultures par campagne enquêtée	21
Tableau X : Fertilisations moyennes pondérées selon le mode de gestion des prairies.....	21
Tableau XI: Bilan des différentes méthodes d'évaluation des pratiques	25
Tableau XII : quantités moyennes d'eau drainée simulées et valeurs des précipitations ..	31
Tableau XIII : Résultats de l'azote lixivié simulé par Pasim sur quatre parcelles	34
Tableau XIV : Note 1 obtenue sur le bassin versant de la Source Plaisir Fontaine durant quatre campagnes	35
Tableau XV : Note 2 obtenue sur le bassin versant de la Source Plaisir Fontaine durant quatre campagnes	36
Tableau XVI : Note 3 obtenue sur le bassin versant de la Source Plaisir Fontaine durant quatre campagnes	36
Tableau XVII : Note globale obtenue sur le bassin versant de la Source Plaisir Fontaine durant quatre campagnes	37

ANNEXES

Liste des Annexes

Annexe I : Carte du bassin versant de la Loue

Annexe II : Carte d'aptitude à l'épandage des sols du bassin versant de Plaisir Fontaine

Annexe III : Questionnaire d'enquête

Annexe IV : Caractéristiques des exploitations du bassin versant de Plaisir Fontaine

Annexe V : Typologie des systèmes de culture du bassin versant de Plaisir Fontaine

Annexe VI : Assolement 2014 du bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine

Annexe VII : Quantités totales d'azote apportées, par mois, par les épandages d'engrais minéraux, de fumier et des autres PRO (à forte disponibilité de l'azote) sur l'ensemble du bassin versant de Plaisir Fontaine

Annexe VIII : Note de risque CIA25/90

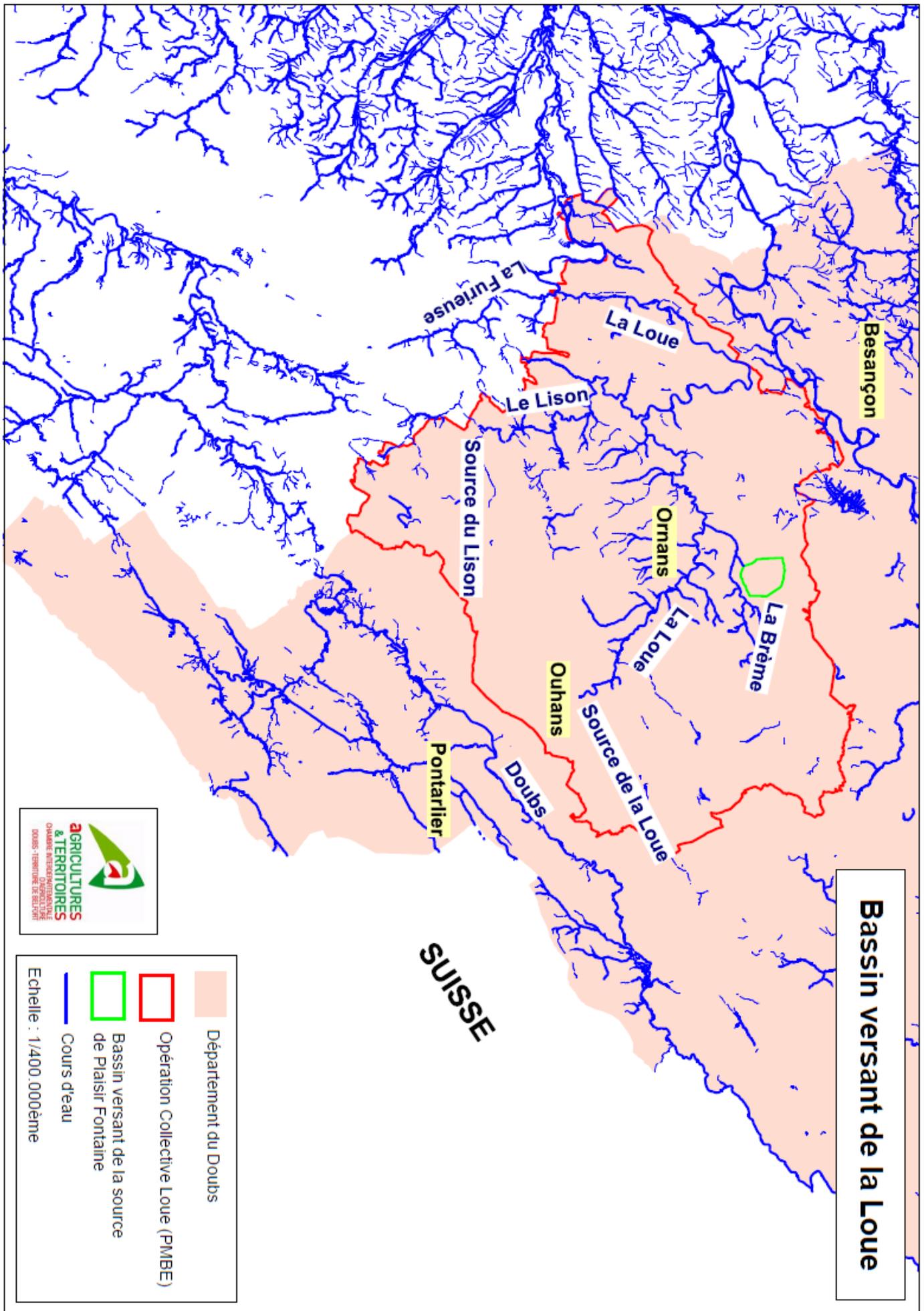
Annexe IX : Description des différents types de sols identifiés sur le bassin versant de Plaisir Fontaine

Annexe X : Données sur le troupeau à « dire d'expert » renseignées dans FarmSim

Annexe XI : Résultats des analyses des reliquats sortie d'hiver sur le bassin versant de Plaisir Fontaine

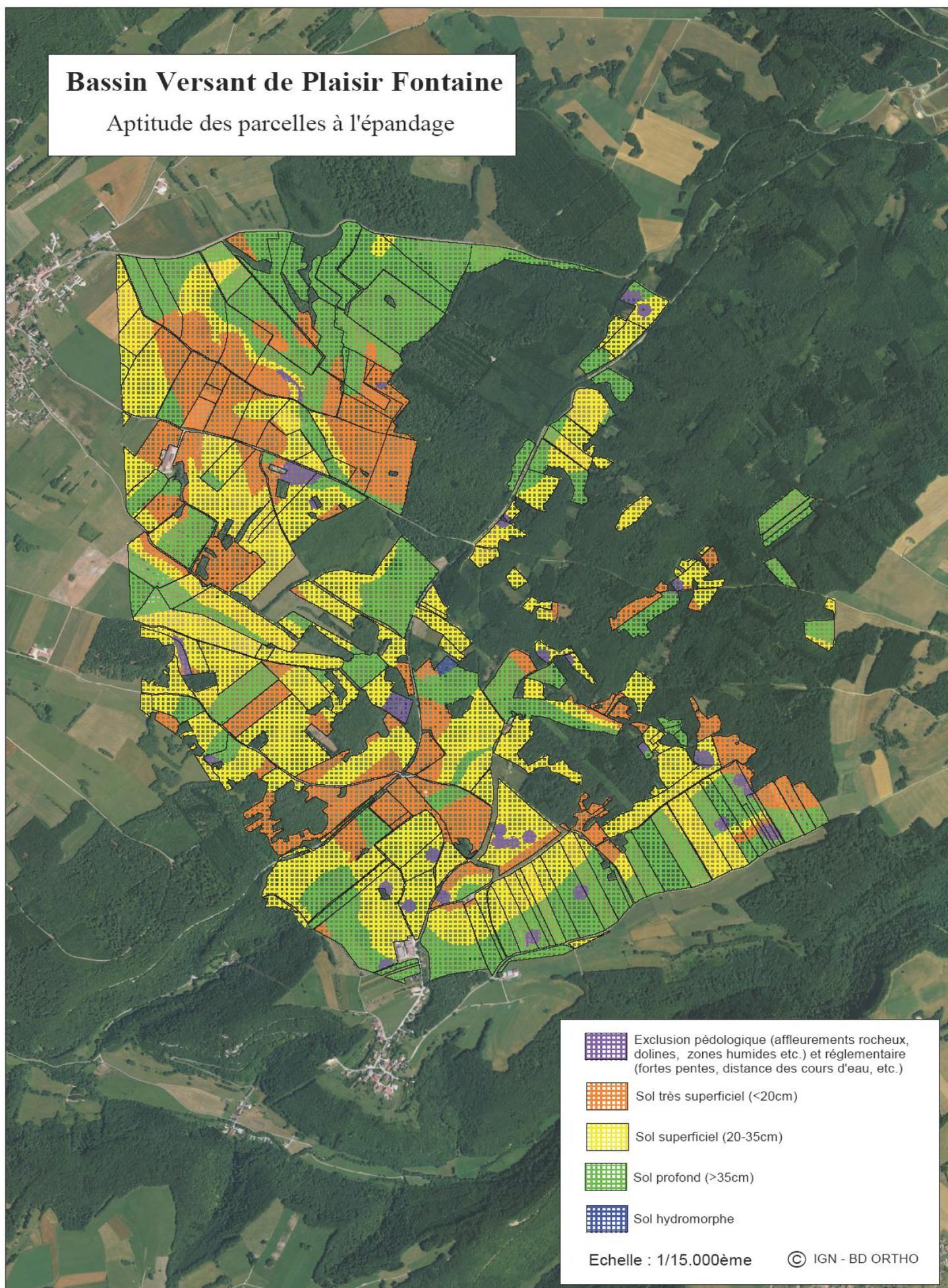
Annexe XII : Résultats des analyses des reliquats entré d'hiver sur le bassin versant de Plaisir Fontaine

Annexe I : Carte du bassin versant de la Loue



Bassin Versant de Plaisir Fontaine

Aptitude des parcelles à l'épandage



Annexe III : Questionnaire d'enquête

<i>Nom de l'exploitation :</i> <i>Nom, Prénom :</i> <i>Commune de l'exploitation :</i> <i>Téléphone :</i>	<i>Date de l'enquête :</i>
--	----------------------------

Ateliers de production :

Cultures	Bovin lait	Bovin viande	Equin
Porcin	Volaille	Autre :	

I. Production végétale

1) Assolement :

Votre parcellaire (sur le bassin versant) a-t-il changé depuis l'an dernier sur le bassin versant? (acquisition, vente, échange) : Oui Non

Exploitez-vous des parcelles du bassin versant pour le compte d'autres agriculteurs ?
 Conditions d'utilisation ?

S.A.U totale :	}	STH : Ha
	}	PT : Ha
	}	> 5ans :
	}	< 5ans :
	}	TL Culture : Ha

Quelle est la destination de chacune de vos récoltes ? (Les rendements de vos cultures sont-ils ceux que vous souhaitez ? Quel état de vos cultures recherchez-vous ?) :

Culture	ha	Destination	Rd moyen	Rd attendu	Commentaires

2) Succession culturales types de l'exploitation

Type 1 :

C1	C2	C3	C4	C5	C6

Type 2 :

C1	C2	C3	C4	C5	C6

Rotation Prairies-Céréales : Comment détruisez-vous votre prairie (période, méthode)?
Réalisez-vous un apport organique à ce moment-là ?

II) Production(s) Animale(s)

Taux d'élevage :

Référence laitière :L/an (livrée, quota, veaux)

Quantité de concentré par vacheT/VL

Ration de base :

Troupeau	Type	Effectifs	Surface fourragère réservée
Laitier	Vaches laitières		
	Génisses – 1an		
	Génisses 1 à 2 ans		
	Génisses + 2 ans		
Allaitant	Vaches allaitantes		
Autre			

III) Gestion des effluents

Etes-vous aux normes « PMBE » ? Projets en cours ou prévus ?

Avez-vous un plan d'épandage ?

Êtes-vous en système Lisier, Fumier ou Mixte ? Si en mixte, Quel est la proportion de chaque effluent ?

Bâtiment Type de logement (<i>aire paillée, logette...</i>)	Animaux	Tps bât (mois)	Type effluent – Taille stockage – Volume annuel

Avez-vous réalisé des analyses de vos effluents récemment?

Non

Oui TypeN.....P.....K

Epandez-vous des boues de station d'épuration ? Si oui, Quels avantages et désavantages en tirez-vous ?

IV) Bilan fourrager

Comment qualifiez-vous votre production de fourrage ? Recherchez-vous un fourrage en grande quantité ou de qualité ?

Achetez-vous du fourrage ?

Situation habituelle de l'exploitation vis-à-vis des fourrages ?

Il arrive de manquer de fourrages années sur 10

Il y a des stocks disponibles années sur 10

Utilisation des prairies : % uniquement pâturées (%VL, %Génisse et VT)

..... % mixtes (2 Fauches, 1Pâture)

..... % mixtes (1Fauche, 2Pâtures)

..... % uniquement fauchées

Fourrages récoltés	SAU fauchée (ha)	Rdt (T M.S.)
Foin (première coupe)		
Regain (deuxième coupe)		
Regain 2 (troisième coupe)		
Maïs ensilage/vert		
Autre		

V) Identification des pratiques sur les parcelles du SBVPF

- Identifiez les pratiques sur les parcelles (feuille annexe) + logiques
- Gestion du pâturage sur chaque parcelle (nombre de passage, durée de chaque passage)
- Indiquez les parcelles qui sont très dégradées par le passage des animaux
- Désignez sur la carte les zones de dépôts de fumiers

Avez-vous remarques particulières ?

N° de la parcelle :
 Surface :
 Conduite :

Prairie

Fertilisation

Année	Type d'engrais/ effluent	Date/Décade	Surface éendue	Dose kg/ha

Mode d'exploitation différente au sein de la parcelle (redécoupage) ?

Dépôt de fumier sur la parcelle ?

Pâturage

Fauche

	Période de fauche		Rendement	
	2012	2013	2012	2013
1ere coupe				
2eme coupe				
3eme coupe				

	2012	2013
Type animaux		
Nbr animaux		
Date entrée		
Date sortie		
Durée		

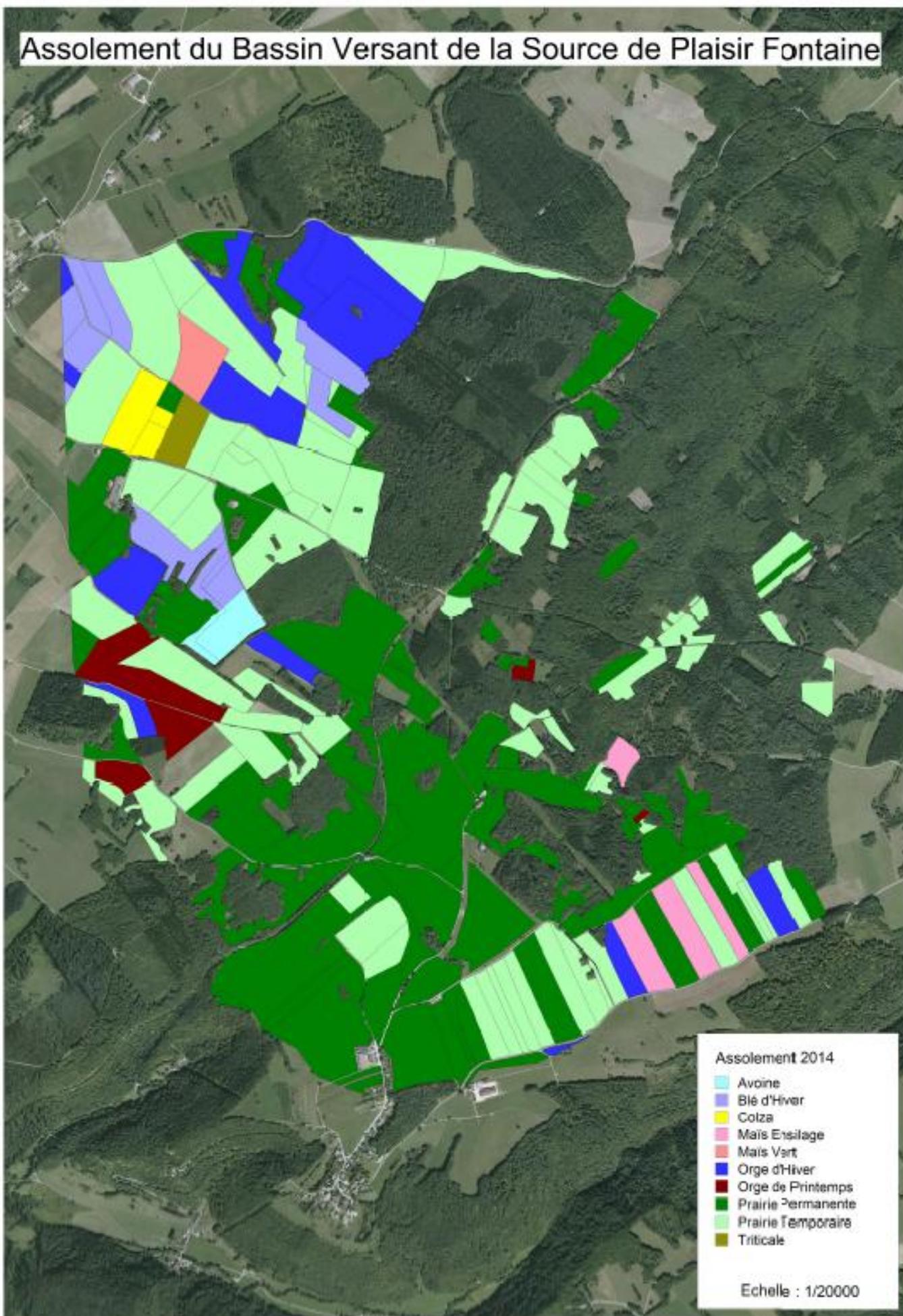
Annexe IV : Caractéristiques des exploitations du bassin versant de Plaisir Fontaine

	Orientation	Label	SAU	Surface en Herbe	Surface en Culture	Production laitière (L/an)	Nombre de VL	Troupeau (UGB)	Production par vache	Système
Agriculteur 1	Bovins lait	AOP Comté	84	59	25	192534	28	72	6876	Fumier
Agriculteur 2	Bovins lait	AB et AOP Comté	33	28	5	DM	DM	33	DM	Fumier
Agriculteur 3	Bovins lait	AOP Comté	81	76	6	262000	40	70	6437	Fumier
Agriculteur 4	Bovins lait	AOP Comté	100	85	15	350000	48	74	6834	Mixte
Agriculteur 5	Bovins lait	-	220	123	97	400000	64	148	6500	Fumier
Agriculteur 6	Bovins lait	AOP Comté	99	85	14	355000	48	88	7396	Mixte
Agriculteur 7	Bovins lait	AOP Comté	73	61	12	297117	45	73	6805	Mixte
Agriculteur 8	Bovins lait et Equin	AOP Comté	173	148	26	476040	70	93	7000	Fumier
Agriculteur 9	Bovins lait	AOP Comté	117	102	15	300000	55	84	5455	Fumier
Agriculteur 10	Bovins lait	AOP Comté	83	79	4	269000	49	83	6307	Fumier
Agriculteur 11	Bovins lait	AOP Comté	203	173	30	500000	75	146	7200	Mixte
Agriculteur 12	Bovins lait et Bovins viande	AOP Comté	252	187	65	448792	80	192	6093	Fumier
Agriculteur 13	Bovins lait	AOP Comté	95	87	8	352000	50	95	7040	Mixte
Agriculteur 14	Agrotourisme	-	30	30	0	-	-	8	-	Fumier
Agriculteur 15	Bovins lait	AOP Comté	51	43	8	142500	25	52	5700	Fumier
Agriculteur 16	Bovins lait	AOP Comté	45	45	0	150000	25	39	6000	Fumier
Agriculteur 17	Bovins viande	-	28	28	0	-	-	10	-	Fumier
Agriculteur 18	Bovins lait	AOP Comté	55	51	4	126000	18	26	7000	Fumier
Agriculteur 19	Céréales	-	37	0	37	-	-	-	-	-
Agriculteur 20	Bovins viande (ex bovins lait)	-	32	28	4	-	-	18	-	Fumier

DM = Donnée Manquante

Annexe V : Typologie des systèmes de culture du bassin versant de Plaisir Fontaine

Prairies permanentes et PT longues	
Préserver qualité floristiques et suffisance pour troupeau	<p><u>PP pâture ou fauchée</u> (<i>pas de distinction claire dans les enquêtes de logiques et les pratiques années précédentes</i>) : 10-15T de fumier à l'automne ou au printemps</p> <p><u>5PT+OH</u> : 10-15T de fumier à l'automne et 15T de fumier au semis de l'orge</p> <p><u>5PT+2ou3 céréales</u>: n'est plus d'actualité si DB a arrêté cultures</p>
Satisfaire principalement les besoins du troupeau sans rechercher à maximiser le rendement	<p><u>PP pâture</u> : 15-20T de fumier au printemps ou en automne + 20-30 uN min en mars</p> <p><u>PP fauchée ou mixte</u> : 15-20T de fumier au printemps ou à l'automne et 20uN min en mars et 25uN min en juin</p> <p><u>5PT + OH</u> : PT fauchée 15-20T de fumier au printemps ou en automne et 45 uN min en mars + OH : 15T de fumier au semis et 70+50uN min au printemps</p> <p><u>5PT + 2 ou 3 céréales (représenté par 5PT+BTH OH TRI)</u> PT fauchée 15-20T de fumier au printemps et 20uN min en mars et 25uN min en juin + BTH : 70+70uN min + OH : 15T de fumier au semis et 70+50uN min au printemps+ TRI : 2x67 uN min en mars</p>
Maximiser production fourrage	<p><u>PP pâture</u> : 10-15 T de fumier à l'automne et/ou 30-35 uN min en mars</p> <p><u>PP fauchée ou mixte</u> : 10-15 T de fumier à l'automne ou au printemps et 30uN min en mars et 35uN min en juin</p> <p><u>5PT + OH</u> : PT fauchée avec 10-15 T de fumier au printemps et 30uN min en mars et 35uN min en juin + OH 2x80uNmin</p>
Cultures (et PT courtes)	
Rentabilité (temps de travail et économique)	<p><u>Colza-Blé-orge</u> : colza 180uN min+BTH 185uN min+ OH 90uNmin</p> <p><u>OH-TRI-MAG</u> : OH 15 T de fumier et 67 uN min+ TRI 67 uN min+ MAG : 50+46 uN min</p> <p><u>3PT B OH TRI</u> : PT fauchée avec 10 T de fumier à l'automne et 30 uN en juin/ BTH : 2x67 uN min/OH 10T de fumier au semis + 50uN min avril/TRI : 2x67 uN min</p>
Satisfaire les besoins en alimentation du troupeau	<p><u>3PT+BTH-OH-TRI</u> : 20T de fumier au printemps et 30+50 uN min / BTH 2x67 uNmin/OH : 25T de fumier et 2x67 uN min + TRI 2x67 uNmin</p> <p><u>OH-TRI-MAG</u> : OH 2x50uN min/ TRI 2x50uN min/MAE 40T fumier au semis et 2x70uN min</p> <p><u>3 PT MAE OH</u> : PT fauchée et retournée au printemps 30 + 60 uN min + MAE : 30 T de fumier + 70 uN min en mai et 70 uNmin en juin /OH : 2x50 uN min</p>
Maximiser le rendement des cultures de vente et un niveau suffisant pour les cultures autoconsommées	<p><u>3PT BTH OH TRI</u> : PT fauchée 15-20T de fumier au printemps et 30uN min en mars et 35uN min en juin +BTH : 180uN min+OH : 25T de fumier et 2x85 uN min+TRI : 2x85 uN min</p> <p><u>Colza-Blé-orge</u> : COH : 20 T fumier et 170 uNmin+BTH : 180uNmin + OH : 180 uNmin</p> <p><u>3PT MAG OH</u> : PT fauchée et retournée au printemps 30+30uN min +MAG : 30T de fumier avant maïs et 140uNmin+ OH : 2x67 uNmin</p>



Annexe VII : Quantités totales d'azote apportées, par mois, par les épandages d'engrais minéraux, de fumier et des autres PRO (à forte disponibilité de l'azote) sur l'ensemble du bassin versant de Plaisir Fontaine

Tableau VII.1 : Apports totales d'azote, par mois, par les épandages d'engrais minéraux sur l'ensemble du bassin versant de Plaisir Fontaine

Apport d'azote minéral	Campagne 2010/2011		Campagne 2011/2012		Campagne 2012/2013		Campagne 2013/2014	
	Quantité apportée (kg N)	Part des apports totaux	Quantité apportée (kg N)	Part des apports totaux	Quantité apportée (kg N)	Part des apports totaux	Quantité apportée (kg N)	Part des apports totaux
Août	0	0%	0	0%	987	3%	367	1%
Septembre	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%
Octobre	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%
Novembre	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%
Décembre	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%
Janvier	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%
Février	468	1%	0	0%	0	0%	0	0%
Mars	13719	42%	13827	44%	9641	29%	14067	41%
Avril	10724	33%	14360	45%	10324	31%	11161	33%
Mai	1720	5%	13	0%	1079	3%	2062	6%
Juin	5329	16%	3465	11%	10661	32%	5735	17%
Juillet	339	1%	97	0%	1086	3%	635	2%
Total	32300	100%	31763	100%	33779	100%	34026	100%

Tableau VII.2 : Apports totales d'azote, par mois, par les épandages de fumier sur l'ensemble du bassin versant de Plaisir Fontaine

N Fumier	Campagne 2010/2011		Campagne 2011/2012		Campagne 2012/2013		Campagne 2013/2014	
	Quantité apportée (kg N)	Part des apports totaux	Quantité apportée (kg N)	Part des apports totaux	Quantité apportée (kg N)	Part des apports totaux	Quantité apportée (kg N)	Part des apports totaux
Août	294	2%	1724	12%	116	1%	401	3%
Septembre	808	5%	680	5%	661	4%	851	7%
Octobre	0	0%	1757	12%	2801	18%	276	2%
Novembre	5478	35%	3687	26%	2958	19%	3979	33%
Décembre	306	2%	0	0%	0	0%	0	0%
Janvier	2772	18%	1007	7%	1197	8%	0	0%
Février	1021	7%	0	0%	0	0%	0	0%
Mars	4370	28%	5437	38%	1734	11%	6361	53%
Avril	215	1%	0	0%	6411	40%	65	1%
Mai	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%
Juin	249	2%	0	0%	0	0%	0	0%
Juillet	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%
Total	15513	100%	14293	100%	15877	100%	11932	100%

Tableau VII.3 : Apports totales d'azote, par mois, par les épandages de PRO à forte disponibilité de l'azote (lisier, purin, boue de STP) sur l'ensemble du bassin versant de Plaisir Fontaine

	Campagne 2010/2011		Campagne 2011/2012		Campagne 2012/2013		Campagne 2013/2014	
	Quantité apportée (kg N)	Part des apports totaux	Quantité apportée (kg N)	Part des apports totaux	Quantité apportée (kg N)	Part des apports totaux	Quantité apportée (kg N)	Part des apports totaux
Août	0	0%	773	52%	0	0%	0	0%
Septembre	1877	42%	0	0%	280	20%	899	48%
Octobre	279	6%	0	0%	0	0%	433	23%
Novembre	64	1%	10	1%	313	22%	84	4%
Décembre	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%
Janvier	0	0%	201	13%	111	8%	0	0%
Février	532	12%	13	1%	0	0%	0	0%
Mars	1205	27%	210	14%	280	20%	0	0%
Avril	142	3%	286	19%	206	15%	154	8%
Mai	365	8%	0	0%	0	0%	127	7%
Juin	43	1%	0	0%	209	15%	68	4%
Juillet	0	0%	0	0%	0	0%	111	6%
Total	4508	100%	1493	100%	1399	100%	1876	100%

Annexe VIII : Note de risque CIA25/90

1.1. Note effluents pour les prairies

Type de culture	Type d'effluents	Période	Exclusions	TS < 20 cm	S 20 à 35 cm	P > 35 cm	Hydom
Prairie	Pas d'effluent	toute l'année	0	0	0	0	0
	Fumier	toute l'année	12	0	0	0	0
	Dépôt de fumier	toute l'année	12	12	6	0	12
	Lisier ou purin	période favorable	12	12	0	0	0
		période non favorable	12	12	9	6	12

Période favorable pour le lisier ou le purin sur prairies

Localisation	Début période favorable	Fin période favorable
1ers plateaux (400 à 700 m)	seuil 200°C - 7 jours (station de Sancey 490 m)	10 novembre
2èmes plateaux (700 à 1000 m)	seuil 200°C - 7 jours (station de Pontarlier 831 m)	1er novembre
montagne (> 1000 m)	seuil 200°C - 10 jours (station de Rochejean 1222 m)	20 octobre

Début de la période favorable pour le lisier ou le purin sur prairies

Année	1er plateaux	2èmes plateaux	montagne
2011	25/02/2011	05/03/2011	15/03/2011
2012	05/03/2012	15/03/2012	21/03/2012
2013	25/03/2013	04/04/2013	19/04/2013
2014	07/02/2014	18/02/2014	22/03/2014

1.2. Note effluents pour les cultures d'automne

Type de culture	Type d'effluents	Période	Exclusions	TS < 20 cm	S 20 à 35 cm	P > 35 cm	Hydom
Culture d'automne	Fumier	toute l'année	12	0	0	0	0
	Lisier ou purin	période favorable	12	12	0	0	0
		période défavorable	12	12	9	6	12

Période favorable pour le lisier ou le purin sur culture d'automne (seuil 200° J - 7 jours)

Localisation	Période favorable (été - automne)	Période défavorable (automne - hiver)	Période favorable (printemps)
1ers plateaux (400 à 700 m)	de la récolte de la culture précédente jusqu'au 1er novembre	du 1er novembre à la reprise au printemps	seuil 200°C - 7 jours (station de Sancey 490 m)
2èmes plateaux (700 à 1000 m)	de la récolte de la culture précédente jusqu'au 20 octobre	du 20 octobre à la reprise au printemps	seuil 200°C - 7 jours (station de Pontarlier 831 m)

1.3. Note effluents pour les cultures de printemps

Type de culture	Type d'effluents	Période	Exclusions	TS < 20 cm	S 20 à 35 cm	P > 35 cm	Hydom
Culture de printemps	Fumier	période favorable	12	0	0	0	0
		période défavorable	12	9	6	6	9
	Lisier ou purin	période favorable	12	12	0	0	0
		période défavorable	12	12	9	6	12

Période favorable pour le fumier sur culture de printemps

Localisation	Période défavorable (été précédent)	Période favorable (automne - hiver)
1ers plateaux (400 à 700 m)	avant le 1er septembre sur sol nu	à partir du 1er septembre et jusqu'au semis (y compris apports éventuels sur la culture de printemps après le semis)
2èmes plateaux (700 à 1000 m)		

Période favorable pour le lisier ou le purin sur culture de printemps

Localisation	Période défavorable (été - automne - hiver)	Période favorable (printemps)
1ers plateaux (400 à 700 m)	de la récolte de la culture précédente jusqu'à la reprise au printemps	à partir du seuil 200°C - 7 jours (station de Sancey 490 m)
2èmes plateaux (700 à 1000 m)	de la récolte de la culture précédente jusqu'à la reprise au printemps	à partir du seuil 200°C - 7 jours (station de Pontarlier 831 m)

2. Note raisonnement de la fertilisation azotée

1 : écart entre l'azote apporté au printemps par rapport à une dose à dire d'experts

2 : prise en compte du fractionnement optimisé ou non (éviter les apports précoces, des doses trop élevées en un seul passage,...)

Fractionnement au printemps	Ecart à la dose conseillée	Note
Optimal	$N_{\text{Agri}} < \text{Conseil} - 25$	0
	$\text{Conseil} - 25 < N_{\text{Agri}} < \text{Conseil} + 25$	0
	$\text{Conseil} + 25 < N_{\text{Agri}} < \text{Conseil} + 50$	6
	$N_{\text{Agri}} > \text{Conseil} + 50$	12
Non optimal	$N_{\text{Agri}} < \text{Conseil} - 25$	0
	$\text{Conseil} - 25 < N_{\text{Agri}} < \text{Conseil} + 25$	3
	$\text{Conseil} + 25 < N_{\text{Agri}} < \text{Conseil} + 50$	9
	$N_{\text{Agri}} > \text{Conseil} + 50$	12

N_{agri} = apport azoté du printemps (N minéral + Norganique disponible)

Détermination du fractionnement optimal au printemps

Culture d'automne et prairies

Fractionnement optimal si absence d'un apport d'azote supérieur à 40 kg N/ha (min ou orga dispo) avant le début de la période favorable

Localisation	Début période favorable
1ers plateaux (400 à 700 m)	seuil 200°C - 7 jours (station de Sancey 490 m)
2èmes plateaux (700 à 1000 m)	seuil 200°C - 7 jours (station de Pontarlier 831 m)

Céréales de printemps

Fractionnement optimal si apports à la levée et au-delà pour des semis précoces ou apports au semis et au-delà pour des semis tardifs et si fractionnement (minimum 2 passages) pour des doses totales supérieures à 100 kg N/ha (N min + Norga disponible)

Fractionnement non optimal = si + de 50 % de la dose totale apportée avant le 15 mars

Maïs

Fractionnement optimal si apports à partir du semis et si fractionnement (minimum 2 passages) pour des doses totales supérieures à 100 kg N/ha (N min + Norga disponible)

Fractionnement non optimal = si + de 100 kg N/ha en 1 passage ou si + 50 kg N/ha avant le 15 avril

Type de culture	Précédent	rendement (T M.S. ou qx/ha)	Conseil en kg/ha (Nmin +orga disp)
Prairie permanente ou temporaire	Pâturage VL	extensive (> 50 ares /UGB*)	15
		intermédiaire (30 à 50 ares / UGB*)	30
		intensive (< 30 ares /UGB*)	60
	Pâturage Génisses	tout niveau de chargement	15
	Mixte ou Fauche	<5	15
		5	30
		6	60
7		90	
>7		120	
Blé	PT	40	100
		50	110
		60	120
		70	130
		80	140
	Céréale ou Maïs	50	150
		60	160
		70	170
	Colza	50	130
60		140	
70		150	
Orge H et Triticale	Céréale ou Maïs	40	120
		50	130
		60	140
		70	150
		80	160
	PT	30	70
		40	80
		50	90
		60	100
		70	110
	Colza	50	110
		60	120
70		130	
Colza	Peu développé	30	140
	>30	180	
	Très développé	30	100
Culture printemps (Avoine, Blé, Orge)	>30	140	
		30	90
Maïs vert/ens		40	100
		12	100
Betterave F		14	120
		8	150
* Chargement de printemps (1ère coupe)			

Note 3 : Occupation et travail du sol

Couvert présent en hiver	Caractéristiques	Note			
		Effet retournement prairie			
		Prairie jamais retournée (PP)	Prairie retournée depuis moins d'un an	Prairie retournée depuis 1 à 3 ans	Prairie retournée depuis plus de 3 ans
Prairie	Fauche	0	6	3	1
	Pâturage Génisse	0	6	3	1
	Pâturage VL extensive (> 50 ares /UGB*)	1	7	4	2
	Pâturage VL intermédiaire (30 à 50 ares / UGB*)	2	8	5	3
	Pâturage VL intensive (< 30 ares /UGB*)	3	9	6	4
	Mixte	1	7	4	2
* Chargement de printemps (1ère coupe)					
Couvert présent en hiver	Caractéristiques	Note			
		Effet retournement prairie			
		Aucune prairie retournée sur la parcelle**	Prairie retournée depuis moins d'un an	Prairie retournée depuis 1 à 3 ans	Prairie retournée depuis plus de 3 ans
Colza	Faible développement	3	9	6	4
	Fort développement	0	6	3	1
Céréale d'hiver	Avec interculture avant semis	3	6	3	3
	Sans interculture	6	12	9	7
Interculture avant semis d'une culture de printemps		3	9	6	4
Sol nu avant semis d'une culture de printemps		9	12	12	10
** ou implantation de la culture en semis direct après prairie					

Annexe IX : Description des différents types de sols identifiés sur le bassin versant de
Plaisir Fontaine

Eléments typologie			Eléments pour description														
Profondeur	Type de sol	Code	Horizons du sol							Ter horizon du sol							RU sol (mm) estimé par Sysr'N
			Epaisseurs horizons (cm)	%argile	%limon	%sable	Texture	densité apparente	% N organique (% sol sec)	% MO (% sol sec)	C/N	CaCO 3 (% sol sec)	pH	Profondeur obstacle a enracinement			
sol profond	Colluviosol	A prairie	20	25,9	68,7	5,4	Limon argileux	1,2	0,2	4	10	0	6,4	60	102		
			20	30,1	66,4	3,5	Limon argileux	1,25									
			20	33,4	62,1	4,5	Argile limoneuse	1,35									
		A culture	20	25,9	68,7	5,4	Limon argileux	1,35	0,15	3	10	0	6,4	60	102		
			20	30,1	66,4	3,5	Limon argileux	1,35									
			20	33,4	62,1	4,5	Argile limoneuse	1,35									
	Rendosol	B prairie	8	28,5	58,4	13,1	Argile limoneuse	1,2	0,35	7	10	0	7,6	25	41,6		
			17	28,8	57,7	13,5	Argile limoneuse	1,25									
			17	28,8	57,7	13,5	Argile limoneuse	1,25									
		B culture	8	28,5	58,4	13,1	Argile limoneuse	1,35	0,25	5	10	0	7,6	25	41,6		
			17	28,8	57,7	13,5	Argile limoneuse	1,35									
			17	28,8	57,7	13,5	Argile limoneuse	1,35									
sol superficiel	Brunisol	C prairie	20	34,9	59	6,1	Argile limoneuse	1,2	0,3	6	10	0	6,3	30	52		
			10	37,6	57,5	4,9	Argile limoneuse	1,25									
			10	37,6	57,5	4,9	Argile limoneuse	1,25									
		C culture	20	34,9	59	6,1	Argile limoneuse	1,35	0,2	4	10	0	6,3	30	52		
			10	37,6	57,5	4,9	Argile limoneuse	1,35									
			10	37,6	57,5	4,9	Argile limoneuse	1,35									
	Rendosol	D prairie	8	28,5	58,4	13,1	Argile limoneuse	1,2	0,35	7	10	0	7,6	20	33,6		
			12	28,8	57,7	13,5	Argile limoneuse	1,25									
			12	28,8	57,7	13,5	Argile limoneuse	1,25									
		D culture	8	28,5	58,4	13,1	Argile limoneuse	1,35	0,25	5	10	0	7,6	20	33,6		
			12	28,8	57,7	13,5	Argile limoneuse	1,35									
			12	28,8	57,7	13,5	Argile limoneuse	1,35									
sol très superficiel	Brunisol	E prairie	20	34,9	59	6,1	Argile limoneuse	1,2	0,35	7	10	0	6,3	20	36		
			20	34,9	59	6,1	Argile limoneuse	1,2									
	E culture	20	34,9	59	6,1	Argile limoneuse	1,35	0,25	5	10	0	6,3	20	36			
		20	34,9	59	6,1	Argile limoneuse	1,35										

Annexe X : Données sur le troupeau à « dire d'expert » renseignées dans FarmSim

Type d'animaux	Vache laitière
Le poids de vaches pendant chaque période (spécifiez primi/multi notre jeune/vieux)	Poids vache primipare : 600 kg
	Poids vache multipare 650 kg
La condition du corps pendant chaque période	Bon état corporel
Production de lait potentielle maximale kg/vache	30 kg/jour
Période allaitement en jours	305 jours
Age sorti du veau en jours	Age sorti au paturage 6 mois à 200kg
Poids de naissance du veau en kg	50kg
Proportion de primipare	30%
Proportion de jeunes vaches <4ans et vaches matures	40%
Valeurs énergétiques des concentrés	0,98 UFL ; 120 gr PDI
Valeurs énergétiques des fourrages	0,8 UFL ; 75 gr PDI

Annexe XI : Résultats des analyses des reliquats sortie hivernur le bassin versant de Plaisir Fontaine

Parcelle	Date prélèvement	Horizon 1						Horizon 2						Horizon 3						Total N-NH4 (kg/ha)	RSH Total (kg/ha)
		Horizon	Eau (%)	N-NO3 (kg/ha)	N-NH4(kg/ha)	N Total (kg/ha)	horizon	horizon	horizon	N-NO3 (kg/ha)	N-NH4(kg/ha)	N Total (kg/ha)	horizon	horizon	horizon	N-NO3 (kg/ha)	N-NH4(kg/ha)	N Total (kg/ha)			
RSH1	28/02/2012	0.30	28.5	42.1	10.7	52.8	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	42.1	10.7	52.8
RSH2	28/02/2012	0.30	35.3	65.2	4.0	69.2	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	65.2	4.0	69.2
RSH3	28/02/2012	0.30	27.6	62.0	2.4	64.4	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	62.0	2.4	64.4
RSH4	28/02/2012	0.30	24.3	18.9	9.2	28.1	30.60	20.8	5.4	15.8	21.2	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	24.2	25.0	49.2
RSH5	29/02/2012	0.20	22.8	46.2	1.1	47.3	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	46.2	1.1	47.3
RSH6	29/02/2012	0.30	23	26.9	3.0	29.8	30.60	21.8	8.3	10.3	18.6	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	35.1	13.3	48.4
RSH7	29/02/2012	0.30	26.5	37.9	8.3	46.1	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	37.9	8.3	46.1
RSH8	29/02/2012	0.30	30.2	88.8	5.1	88.9	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	88.8	5.1	88.9
RSH9	29/02/2012	0.30	23.7	25.1	22.7	47.8	30.60	19.9	4.9	14.2	19.0	60.90	20.2	1.2	4.9	6.1	31.2	41.7	31.2	41.7	72.9
RSH10	29/02/2012	0.30	23.5	33.2	10.9	44.1	30.45	21.3	3.1	6.2	9.3	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	36.3	17.1	53.4
RSH11	29/02/2012	0.30	26	32.8	14.6	47.4	30.60	22.3	10.1	18.6	28.8	60.80	22	5.1	6.2	11.3	48.1	39.4	48.1	39.4	87.5
RSH12	29/02/2012	0.30	33.8	69.3	31.5	100.8	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	69.3	31.5	100.8
RSH13	28/02/2012	0.30	32.6	58.3	3.2	61.6	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	58.3	3.2	61.6
RSH14	28/02/2012	0.30	25.7	46.2	10.8	56.9	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	46.2	10.8	56.9
RSH15	29/02/2012	0.30	27	34.2	6.9	41.2	30.45	22.1	5.6	8.1	13.7	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	39.8	15.0	54.8
RSH16	28/02/2012	0.20	33.2	67.5	0.0	12.7	80.2	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	67.5	12.7	80.2
RSH17	29/02/2012	0.30	27.4	57.7	4.9	62.6	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	57.7	4.9	62.6
RSH18	28/02/2012	0.20	26.6	23.3	29.2	52.5	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	23.3	29.2	52.5
RSH19	29/02/2012	0.25	29.4	79.0	6.1	85.1	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	79.0	6.1	85.1
RSH20	28/02/2012	0.30	31.9	50.0	21.9	71.9	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	50.0	21.9	71.9
RSH21	28/02/2012	0.20	26.9	34.0	13.4	47.4	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	34.0	13.4	47.4
RSH22	13/02/2013	0.30	32.4	25.6	28.5	54.1	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	25.6	28.5	54.1
RSH23	13/02/2013	0.30	27.2	19.7	20.4	40.1	30.60	23.7	8.4	12.8	21.1	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	19.7	33.2	61.2
RSH24	13/02/2013	0.30	36.2	39.7	4.3	43.9	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	39.7	4.3	43.9
RSH25	12/02/2013	0.30	25.9	6.5	31.2	37.7	30.60	20.3	4.1	8.9	13.0	60.90	22	4.5	3.6	8.1	15.0	43.7	15.0	43.7	58.7
RSH26	12/02/2013	0.30	32.6	37.9	23.4	61.3	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	37.9	23.4	61.3
RSH27	12/02/2013	0.30	30.7	30.0	8.5	38.5	30.50	23.3	9.7	17.2	0	0	0	0	0	0	0	0	30.0	15.9	55.7
RSH28	12/02/2013	0.20	38.1	18.7	26.7	45.4	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	18.7	26.7	45.4
RSH29	12/02/2013	0.30	33.4	31.0	14.5	45.4	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	31.0	14.5	45.4
RSH30	12/02/2013	0.30	32	24.1	69.3	93.3	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	24.1	69.3	93.3
RSH31	12/02/2013	0.20	45.2	21.9	81.0	102.9	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	21.9	81.0	102.9
RSH32	12/02/2013	0.30	24.7	12.2	33.2	45.4	30.60	21.1	1.4	8.9	10.3	60.90	20.1	1.5	3.9	5.4	15.0	46.0	15.0	46.0	61.1
RSH33	12/02/2013	0.30	26.7	11.7	28.1	39.7	30.60	24.4	6.2	19.7	25.9	0	0	0	0	0	0	0	11.7	25.9	37.6
RSH34	12/02/2013	0.30	22.9	8.0	28.8	36.8	30.45	20.8	3.8	4.8	0	0	0	0	0	0	0	0	8.0	32.6	41.6
RSH35	13/02/2013	0.30	35.7	7.7	40.0	57.7	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.7	50.0	57.7
RSH36	13/02/2013	0.30	29.2	13.4	44.6	57.9	30.60	25.4	2.9	12.6	15.4	60.90	25.9	2.4	6.1	8.5	18.6	63.2	2.4	63.2	81.8
RSH37	12/02/2013	0.30	31.1	33.9	5.8	39.6	30.60	27.7	34.6	5.8	40.4	0	0	0	0	0	0	0	33.9	11.5	45.4
RSH38	13/02/2013	0.30	38.2	61.6	28.8	90.4	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	61.6	28.8	90.4
RSH39	13/02/2013	0.30	34.1	42.3	20.4	62.7	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	42.3	20.4	62.7
RSH40	13/02/2013	0.30	27.3	11.2	18.1	29.2	30.45	25.8	1.3	6.2	7.5	0	0	0	0	0	0	0	11.2	24.2	35.4
RSH41	13/02/2013	0.20	32.7	21.3	45.9	67.2	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	21.3	45.9	67.2
RSH42	13/02/2013	0.30	37.5	21.3	15.2	36.5	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	21.3	15.2	36.5
RSH43	13/02/2013	0.25	27.1	15.1	15.9	31.1	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	15.1	15.9	31.1
RSH44	12/02/2013	0.20	39.1	13.9	53.5	67.3	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	13.9	53.5	67.3
RSH45	12/02/2013	0.30	27.9	12.6	34.8	47.4	30.60	22.1	8.5	9.7	18.2	60.90	22.6	6.9	3.4	10.3	48.0	27.9	48.0	75.9	
RSH46	12/02/2013	0.25	37.1	36.5	33.4	69.9	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	36.5	33.4	69.9
RSH47	13/02/2013	0.20	27.3	4.6	36.5	41.1	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.6	36.5	41.1
RSH48	24/02/2014	0.30	27.4	28.8	31.8	60.6	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	28.8	31.8	60.6
RSH49	24/02/2014	0.30	24.6	12.0	25.2	37.2	30.60	21.4	3.6	9.8	13.5	0	0	0	0	0	0	0	12.0	35.0	50.7
RSH50	24/02/2014	0.30	26.7	13.6	11.6	25.2	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	13.6	11.6	25.2
RSH51	24/02/2014	0.30	26.8	27.2	26.2	53.4	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	27.2	26.2	53.4
RSH52	24/02/2014	0.15	27.1	12.6	23.7	36.3	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	12.6	23.7	36.3
RSH53	24/02/2014	0.20	23.3	14.2	9.0	23.2	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	14.2	9.0	23.2
RSH54	24/02/2014	0.30	23.2	15.3	43.7	59.0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	15.3	43.7	59.0
RSH55	24/02/2014	0.20	30.2	23.5	45.9	69.4	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	23.5	45.9	69.4
RSH56	24/02/2014	0.30	24.3	15.0	40.5	55.5	30.60	20	6.1	17.8	23.9	60.90	19.3	6.1	8.1	14.2	27.1	66.4	19.3	66.4	93.6
RSH57	17/02/2014	0.30	22	16.4	23.3	39.7	30.60	17.4	7.2	5.6	17.1	0	0	0	0	0	0	0	16.4	32.8	56.9
RSH58	17/02/2014	0.30	20.9	8.4	18.6	27.0	30.50	19.1	2.2	7.8	0	0	0	0	0	0	0	0	8.4	34.8	43.2
RSH59	17/02/2014	0.30	28.5	12.7	50.0	62.7	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	12.7	50.0	62.7
RSH60	17/02/2014	0.30	24.8	9.7	38.5	48.2	30.60	22.6	7.7	27.5	35.2	60.75	22.5	3.2	9.1	12.4	20.7	75.1	3.2	75.1	95.8
RSH61	17/02/2014	0.30	25.2	23.1	28.9	51.9	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	23.1	28.9	51.9
RSH62	17/02/2014	0.30	24.5	13.9	38.5	52.3	30.45	23.4	7.9	11											



ZANATTA Julien, 2015, Méthodes d'identification des pratiques à risque, vis-à-vis de la lixiviation des nitrates, dans un bassin versant karstique, 40 p, mémoire de fin d'études, VetAgro-Sup Clermont-Ferrand, 2015.

STRUCTURE D'ACCUEIL :

- Chambre Interdépartementale d'Agriculture du Doubs et du Territoire de Belfort (CIA25/90)

ENCADRANTS :

- Maître de stage : TOURENNE Didier (CIA25/90)
- Tutrice pédagogique : VASSAL Nathalie

OPTION : Agronomie, Production Végétale et Environnement

RESUMÉ

La Loue, rivière emblématique de Franche-Comté, a subi en 2010 et 2011, des périodes de fortes mortalités piscicoles et connaît des phénomènes récurrents d'eutrophisation depuis ces dernières années. Dans ce milieu karstique, les pratiques agricoles plutôt « extensives » sont tenues pour responsables des flux d'azote dans la rivière.

Depuis 2011, la Chambre d'Interdépartementale d'Agriculture du Doubs et du Territoire de Belfort (CIA25/90), recense les pratiques agricoles sur le bassin versant de la Source de Plaisir Fontaine considéré comme représentatif du bassin versant de la Loue. Le but de cette étude est de déterminer les pratiques à risque vis-à-vis de la pollution de l'eau par les nitrates.

A partir des données recueillies auprès des agriculteurs, les parcelles agricoles ont été simulées avec le modèle agronomique Syst'N. A la suite d'une comparaison avec des valeurs mesurées, cet outil n'a pas pu être validé et ne semble pas être le plus adapté au contexte local. Un second modèle, FarmSim plus spécifique aux zones d'élevages, a aussi été paramétré mais n'a pas pu être utilisé dans le temps imparti. Une méthode d'évaluation, créée par la CIA25/90 spécialement pour la zone d'étude a également été utilisée.

Cette dernière méthode a permis de déterminer les pratiques à risque en matière de lixiviation des nitrates. Elles sont liées aux épandages d'effluents, à la surfertilisation, à la gestion de l'interculture et au retournement des prairies temporaires. Ces principaux enseignements permettent de proposer des conseils adaptés et des alternatives auprès des agriculteurs.

Mots clés : pratiques à risque, pollution, nitrates, karstique

