



HAL
open science

Evaluation de scénarios de gestion paysagère de l'azote par modélisation en bassins versants agricoles

Laurène Casal

► **To cite this version:**

Laurène Casal. Evaluation de scénarios de gestion paysagère de l'azote par modélisation en bassins versants agricoles. Sciences de la Terre. Agrocampus Ouest, 2018. Français. NNT : 2018NSARD085 . tel-02178704

HAL Id: tel-02178704

<https://theses.hal.science/tel-02178704>

Submitted on 10 Jul 2019

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

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

THESE DE DOCTORAT DE

AGROCAMPUS OUEST
COMUE UNIVERSITE BRETAGNE LOIRE

ECOLE DOCTORALE N° 600
Ecole doctorale Ecologie, Géosciences, Agronomie et Alimentation
Spécialité : *Sciences de la terre et de l'environnement*

Par

Laurène CASAL

**Evaluation de scénarios de gestion paysagère de l'azote par
modélisation en bassins versants agricoles**

Thèse présentée et soutenue à Rennes, le 14 Septembre 2018
Unité de recherche : UMR INRA-AGROCAMPUS OUEST Sol Agro et hydrosystème Spatialisation (SAS)
Thèse N° : 2018-15_D-85

Rapporteurs avant soutenance :

Véronique Gouy Ingénieure divisionnaire agriculture environnement, IRSTEA - UR MALY
François Laurent Professeur, ESO Le Mans Université

Composition du Jury :

Président : Christophe Cudennec Professeur, AGROCAMPUS OUEST
Examinatrice : Flavie Cernesson Maître de conférences, AgroParisTech
Dir. de thèse : Patrick Durand Directeur de recherche, INRA - SAS
Co-encadrante : Françoise Vertès Ingénieure de recherche, INRA - SAS

Invité(s)

François Laurent Chef du service Agronomie - Economie - Environnement, Arvalis institut du végétal

THESE / AGROCAMPUS OUEST

Sous le label de l'Université Européenne de Bretagne

pour obtenir le diplôme de :

DOCTEUR DE L'INSTITUT SUPERIEUR DES SCIENCES AGRONOMIQUES, AGRO-ALIMENTAIRES, HORTICOLES ET DU PAYSAGE

Spécialité : Sciences de la terre et de l'environnement

Ecole Doctorale : EGAAL

présentée par :

Laurène Casal

Evaluation de scénarios de gestion paysagère de l'azote par modélisation en bassins versants agricoles

soutenue le 14 septembre 2018 devant la commission d'Examen

Composition du jury :

- Véronique Gouy	IDAE, IRSTEA	Rapporteure
- François Laurent	Professeur, ESO Le Mans	Rapporteur
- Flavie Cernesson	Maitre de conférences, AgroParisTech	Examinatrice
- Christophe Cudennec	Professeur, Agrocampus Ouest	Président du jury
- Patrick Durand	Directeur de recherche, INRA-SAS	Directeur de thèse
- François Laurent	Chef de service, Arvalis Institut du végétal	Invité
- Françoise Vertès	Ingénieure de recherche, INRA-SAS	Encadrante



Résumé

Evaluation de scénarios de gestion paysagère de l'azote par modélisation en bassins versants agricoles

Les problèmes liés à l'excès d'azote réactif dans l'environnement, généré par l'activité agricole, sont toujours une préoccupation majeure en France malgré la mise en place de réglementations contraignantes. Dans un contexte de maintien de la production agricole et de nécessité de tendre vers une diminution de la pression azotée sur l'environnement, des leviers d'atténuation de ces flux ont été identifiés, puis leurs effets ont été simulés à l'aide de modèles via la mise en œuvre de scénarios.

Ce travail vise à élaborer des stratégies novatrices d'atténuation des flux d'azote, à l'échelle de paysages agricoles. Pour cela, la méthodologie mise en œuvre a consisté, à partir d'enquêtes de fermes, à simuler des scénarios i) d'optimisation des pratiques agricoles en accord avec le 5^{ème} programme d'actions de la directive Nitrates et ii) d'aménagements paysagers du territoire et en particulier des zones environnementales (prairies fauchées non-fertilisées) en position d'interception (i.e. en zone riparienne humide) ou de dilution (i.e. en zones de source) des flux.

Deux sites d'études disposant d'un suivi long terme des débits, concentrations de nitrates journalières et pratiques culturales, et aux caractéristiques contrastées en termes de climat, de pédologie, de topographie et de systèmes agricoles, ont été sélectionnés pour la mise en œuvre des scénarios agricoles. Le site de Kervidy-Naizin (Bretagne) est dominé par un élevage intensif et une forte concentration de nitrate à l'exutoire, alors que le site d'Auradé (Gascogne) est caractérisé par un système de cultures annuelles et une relativement faible concentration de nitrate à l'exutoire. L'analyse de la réponse de ces deux bassins à la mise en œuvre des scénarios a été étudiée par modélisation grâce à l'application d'un modèle agro-hydrologique distribué (TNT2). Cette étude a été complétée par la suite, sur le site de Kervidy-Naizin, par la mise en œuvre du modèle Nitroscape (modèle agro-hydrologique spatialisé prenant en charge la simulation des flux atmosphériques). Enfin, une première étape vers le changement d'échelle a été entreprise en appliquant le modèle SENEQUE (modèle déterministe grande échelle) au site de Naizin (5 km²) et au bassin versant du Blavet (2000 km²).

Les résultats montrent l'intérêt de la mise en place de zones environnementales en position d'interception, en particulier sur le site breton, notamment du fait de sa forte charge en azote généralisée et de son fonctionnement hydrologique dominé par des circulations de sub-surface. Les différences entre les deux sites d'étude soulignent l'importance d'adapter les mesures au contexte local, tandis que les différences entre modèles plaident pour la recherche d'une bonne adéquation entre les formalismes de modélisation et le type de questions posées, en termes d'échelle et de mesures testées.

Mots clés : Modèle agro-hydrologique ; pollution agricole diffuse ; stratégie d'atténuation spatialisée ; Bretagne ; Gascogne

Abstract

Assessment of landscape nitrogen management scenarios by modelling in agricultural catchments

Issues related to the excess of reactive nitrogen in the environment, generated by agricultural activity, are still a major concern in France despite the implementation of restrictive regulations. In the context of sustaining agricultural production and reducing nitrogen pressure on the environment, mitigation strategies were identified, then their effects were simulated using models in a scenario analysis approach.

This work aims to develop innovative nitrogen mitigation strategies at the scale of agricultural landscapes. The methods used consisted of farm surveys and the simulation of the following scenarios i) optimisation of agricultural practices in accordance with the 5th action programme of the Nitrate Directive ii) consideration of landscape management as environmental zones (non-fertilised grasslands) in an interception position (i.e. along the riparian zone) or in a position of dilution (i.e. in headwater zones) of flows.

Two study sites with long-term monitoring (flow rates, daily nitrate concentrations and cultivation practices) and contrasting characteristics (in terms of climate, soil, topography and agricultural system) were selected for the implementation of the agricultural scenarios. The Kervidy-Naizin (Brittany) catchment is dominated by intensive livestock farming and high concentrations of nitrate at the outlet, while the Auradé (Gascogne) catchment is characterized by annual cropping and a relatively low concentration of nitrates at the outlet. The analysis of the response of these two basins to the implementation of the scenarios was studied by modelling through the application of a distributed agro-hydrological model (TNT2). This study was subsequently completed at the Kervidy-Naizin site by the application of the Nitroscape model (spatialized agro-hydrological model supporting the simulation of atmospheric flows). Finally, a first step towards upscaling was undertaken through the application of the SENEQUE model (large-scale deterministic model) to the Kervidy-Naizin site (5km²) and the Blavet catchment (2000km²).

The results show the benefits of setting up environmental zones in an interception position, especially on the Breton site, in particular because of its high nitrogen load and its hydrological setting dominated by sub-surface circulation. The differences between the two study sites highlight the importance of adapting the measures to the local context, while the differences between models call for finding a good match between the modelling framework and the type of questions asked, in terms of scale and measures tested.

Key words: agro-hydrological model; non-point agriculture pollution; spatially targeted mitigation; Brittany; Gascogne

Remerciements

Cette thèse est arrivée à bon port grâce à la bienveillance de mes encadrants Patrick Durand, François Laurent et Françoise Vertes. Je tiens à les remercier, et tout particulièrement Patrick, qui lorsque les résultats et les modèles se faisaient attendre, a élaboré avec moi sans perdre (totalement) son optimisme, des plans A, B, C, D pour revenir au plan A bis. Je le remercie également pour sa patience et pour la confiance qu'il m'a accordée.

Je tiens à remercier l'UMR SAS de m'avoir accueillie pendant ces 3 ans. Et plus particulièrement l'incroyable équipe gestcom qui nous facilite la vie au quotidien. Sylvain et Yannick H. qui ont eu la gentillesse de m'emmener faire des virées sur le terrain. Nouraya et Chris qui ont eu la bienveillance d'échanger avec moi et qui ont toujours pris le temps de me répondre. Jordy pour son soutien technique avec TNT2, Christine et Eric pour leur travail sur Casimod'N et leur motivation même si notre collaboration n'a pu aboutir ici. Sylvain F. d'avoir été mon antenne relais de Toulouse avec toujours une blague et un magret dans sa valise.

Je remercie également l'ensemble des personnes avec qui j'ai eu l'occasion de collaborer dans le cadre du projet ESCAPADE et en particulier Josette Garnier et Gilles Billen pour leur aide avec SENEQUE.

Tommy Dalgaard pour son accueil chaleureux à Viborg, ainsi que Teodora, Marion, Amélie et Sylvestre sans qui le temps aurait paru un peu plus long.

Si Areine et son lycée agricole a été la première étape de ma rencontre avec le monde agricole, cet engouement s'est développé au fil de mes études et de leurs villes : Saintes, Tours, Montpellier en passant par St Louis, San Giuliano et Viborg. Toutes ces étapes ont été jalonnées par des rencontres de personnes passionnées et passionnantes qui m'ont conduite à débiter cette thèse. Je tiens à les remercier de m'avoir montré, qu'étape par étape rien, n'était impossible.

D'Areine à Rennes comme un air de boucle bouclée.

Avant le clap de fin, je souhaite faire un clin d'œil à toutes les personnes qui m'ont soutenue de plus ou moins loin géographiquement, à mes « vieux » potes (Les Flous, Flora, Ing Mot' et le trépied) ; à la team des vieux précaires (Marine, Seb, Thomas et Mariana), aux nouveaux précaires (Lucie, Mamadou et Aurore), aux thésards d'ici (PA, Hugo et Steph) et aux thésards de passage (Sylvia et Gustavo), à ma collègue de bureau Laure, aux taroteurs et autres joueurs de midi-jeu, à ceux partis bosser ailleurs (Bichette et Louise), à Alice pour avoir géré les randos des week-end, à mes Siblings (Yaya, et Benoît) , à ma famille et pour finir à celui qui m'a soutenu au quotidien JR.

PS : Je ne peux que vous conseiller la lecture de quelques-uns de mes prédécesseurs, qui ont su m'inspirer et me questionner sur ma propre problématique en apportant d'autres approches :

Sur les questions de prospectives et de scénarios

Houet T. Occupation des sols et gestion de l'eau : Modélisation prospective en paysage agricole fragmenté (Application au SAGE du Blavet).

Modélisation spatialisée des systèmes agricoles

Moreau P. Modélisation intégrée des systèmes agricoles et de la dynamique de l'azote dans le bassin versant: de la conception du modèle au test de scénarios. (en terre bretonne)

Ferrant S. Modélisation agro-hydrologique des transferts de nitrates à l'échelle des bassins versants agricoles gascons.

Sur l'ACV territoriale appliquée à l'agriculture

Nitschelm L. Développement de la méthode analyse du cycle de vie territoriale spatialisée (ACVTS) appliquée à l'agriculture. Cas d'étude des bassins versants de la lieue de grève *L'agriculture biologique*

La thèse de Juliette Anglade

Anglade J. Agriculture biologique et qualité des ressources en eau dans le bassin de la Seine: caractérisation des pratiques et applications territorialisées

Et bien d'autres... !

Table des matières

Résumé	i
Abstract	iii
Remerciements	v
Liste des Figures et Tableaux	xiii
Liste des abréviations	xx
Liste des publications	xxii
Introduction générale.....	1
Chapitre I. De la cascade de l'azote aux leviers de mitigation paysagers	3
I.1 L'azote en agriculture un enjeu toujours d'actualité	3
I.1.1. De la mutation de l'agriculture	3
I.1.2. ... Au concept de cascade de l'azote.	4
I.1.3. Une prise de conscience sociétale et politiques à cet enjeu : vers une réglementation stricte	6
I.2 Un outil de prospective spatiale : Les scénarios	7
I.2.1. Typologie des scénarios	7
I.2.2. Les scénarios d'atténuation de l'azote	9
I.2.2.1. Définitions des différentes échelles d'action	9
I.2.2.2. Etat de l'art : synthèse des leviers d'action.....	10
I.3 Le choix de la modélisation pour la mise en œuvre des scénarios	13
I.3.1. Les modèles retenus	14
I.4 Contexte collaboratif de la thèse et positionnement des objectifs spécifiques	17
I.4.1. Positionnement de la thèse dans le projet ESCAPADE	17
I.4.2. Objectifs spécifiques et démarche adoptée dans la thèse	19
I.4.2.1. Objectifs de la thèse	19
I.4.2.2. Démarche adoptée	20
I.4.3. Structure de la thèse.....	20
Chapitre II. Des données de terrain et d'enquêtes aux scénarios d'atténuation des flux d'azote : la construction de bases de données	25
II.1 Les données brutes	25
II.1.1. Constitution d'une chronique longue durée : une nécessité	25
II.1.2. Les données d'enquêtes.....	26
II.1.3. Un parcellaire aux géométries multiples	31
II.1.4. Les données de forçage et données nécessaires à la calibration	33
II.2 Des données brutes aux données d'entrée	35
II.2.1. Les modèles, une simplification du réel.....	35

II.2.2.	Les contraintes d'implémentation des données dans le modèle : Quels impacts sur les scénarios simulés	36
II.3	Le cahier de scénarios retenus.....	37
Chapitre III. Optimal location of set-aside areas to reduce nitrogen pollution: a modeling study.....		49
	Résumé	49
	Abstract	50
	Introduction	51
III.1	Materials and methods	52
III.1.1.	Study site	52
III.1.2.	Scenarios description	53
III.1.2.1.	Data collection and "business as usual" scenario.....	53
III.1.2.2.	Preserving scenarios	54
III.1.2.3.	Transforming scenarios	55
III.1.2.4.	Baseline scenario : zero nitrogen input.....	57
III.1.3.	Model.....	57
III.1.3.1.	Presentation of the model.....	57
III.1.3.2.	Simulation procedure.....	57
III.1.4.	Assessment indices	58
III.2	Results	60
III.2.1.	Relationship between the area of environmental zones and the nitrate losses to water	63
III.2.2.	Relationship between Nitrate emissions in water and nitrogen input.....	63
III.2.3.	Denitrification fluxes according to the location of environment areas	65
III.2.4.	Relationship between the harvested N and the environmental area.	66
III.3	Discussion	67
	Conclusion.....	70
Chapitre IV. Mitigation of stream nitrate pollution by land management in contrasted landscapes		75
	Résumé	75
	Abstract	76
	Introduction	77
IV.1	Material	78
IV.1.1.	Study sites	78
IV.1.1.1.	Kervidy-Naizin site (Brittany).....	79
IV.1.1.2.	Auradé site (Gascogne)	80
IV.1.2.	Scenarios description	80
IV.1.2.1.	Business as usual (BAU).....	80
IV.1.2.2.	Best management practices (BMP).....	81
IV.1.2.3.	Landscape management scenarios	81

IV.1.2.4.	Control scenario: zero nitrogen input	82
IV.2	Modelling.....	82
IV.2.1.	Presentation of the model	82
IV.2.2.	Simulation procedure	84
IV.2.3.	Evaluation criteria.....	85
IV.3	Results	86
IV.3.1.	Calibration	86
IV.3.2.	Nitrogen mass balance in the BAU scenario	87
IV.3.3.	Scenarios assessment	88
IV.3.4.	Simulated cumulative fluxes	91
IV.3.5.	Standardized decrease of fluxes	92
IV.3.6.	Denitrification load according to the location of environment areas	93
IV.4	Discussion	94
	Conclusion.....	96
	Chapitre V. Etude de la complémentarité de deux modèles agro-hydrologiques spatialisés	99
V.1	Concept de fonctionnement de TNT2 et Nitroscape	99
V.1.1.	TNT2 <i>versus</i> Nitroscape : comparaison des deux modèles	99
V.1.2.	Base de données et choix du site d'études	101
V.2	Comparaison des résultats obtenus avec les deux modèles	102
V.2.1.	Calibration	102
V.2.2.	Evaluation des résultats des scénarios	103
V.2.2.1.	Tableaux comparatifs des principaux résultats	105
V.2.2.2.	Flux cumulés	110
V.2.2.3.	Décroissance de flux standardisée.....	111
V.2.3.	Les émissions et dépôts atmosphériques : la plus-value de Nitroscape.....	112
V.2.3.1.	La prise en compte des émissions dans Nitroscape.....	112
V.2.3.2.	Résultats : chroniques d'émissions/dépôts.....	113
V.2.3.3.	Résultats : Résultats : chroniques d'émissions/dépôts.....	117
V.2.3.4.	Les émissions de protoxyde d'azote N ₂ O.....	122
V.3	Discussion	124
V.4	Conclusion.....	126
	Vers un changement d'échelle.....	129
	Résumé	129
	Introduction	129
VI.1	Matériels et méthodes	130
VI.1.1.	Sites d'étude	130
VI.1.1.1.	L'activité agricole en lien avec la géologie	131

VI.1.1.2.	La qualité de l'eau	132
VI.1.1.3.	Le bocage : une caractéristique du paysage breton	132
VI.1.2.	Modèles.....	132
VI.1.2.1.	TNT2	132
VI.1.2.2.	SENEQUE-RIVERSTRALHER	132
VI.1.3.	Jeu de scénarios simulés	134
VI.1.4.	Les données d'entrées du modèle.....	135
VI.1.4.1.	A l'échelle de Kervidy-Naizin	135
VI.1.4.2.	A l'échelle du Blavet.....	136
a.	Occupation du sol	137
b.	Les zones humides.....	139
VI.2	Résultats	140
VI.2.1.	Application des modèles SENEQUE et TNT2 à l'échelle du site de Kervidy-Naizin.....	140
VI.2.1.1.	Comparaison des résultats obtenus pour le scénario de pratiques actuelles.....	140
VI.2.1.2.	Comparaison des résultats obtenus pour le jeu de scénarios.....	141
VI.2.2.	Comparaison des méthodes de calcul du surplus.	144
VI.2.3.	Application des modèles SENEQUE à l'échelle du territoire du Blavet.....	145
VI.2.4.	Parallèle entre les résultats obtenus aux deux échelles	147
VI.3	Discussion	148
VI.3.1.	Les besoins en données d'entrée des modèles	148
VI.3.2.	La mise en œuvre des scénarios aux deux échelles.....	149
	Conclusion.....	150
	Conclusion générale et perspectives.....	153
	Bibliographie.....	157
	Annexe.....	179

Liste des Figures et Tableaux

Fig 1 : Part de l'agriculture dans les principales émissions d'azote en France (CITEPA 2016; CNRS 2004).	1
Fig 2 : Représentation en triptyque du positionnement de la thèse au sein de thématiques structurantes.	2
Fig I-1: Illustration schématique de la cascade de l'azote avec en orange les principales sources issue de l'azote atmosphérique engendrant en bleu les principaux enjeux environnementaux (d'après Sutton et al 2011).	4
Tab I-1: Principaux impacts environnementaux des composés azotés émis par l'agriculture, processus sous-jacents et échelles spatio-temporelles concernées (Peyraud et al. 2014).	5
Fig I-2: Typologie des scénarios retenue en sciences de l'environnement d'après (Börjeson et al. 2006; Moreau 2012; Wilkinson and Eidinow 2008).	8
Fig I-3: Distinction entre bassin versant réel et bassin versant topographique d'après (Roche 1963).	10
Fig I-4: Synthèse des mesures testées dans la littérature scientifique en vue de diminuer ou d'améliorer la rétention de l'azote en fonction de leur résolution spatiale illustrée d'après le travail de Hashemi et al. (2016).	12
Fig I-5: Représentation schématique des processus simulés dans le modèle TNT2 (Figure modifiée avec l'accord de SCHEME ©).	15
Fig I-6: Synthèse de la typologie des modèles de la cascade de l'azote en fonction de leur pouvoir explicatif et de leur résolution spatio-temporelle (Figure modifiée issue du rapport Programme T3 du projet ESCAPADE).	17
Fig I-7: Schéma de la structure des tâches du projet ESCAPADE (source: n-escapade.com).	18
Fig I-8: Localisation des sites d'études (source: n-escapade.com).	19
Fig I-9: Représentation de la démarche adoptée pour ce travail de thèse et questions associées.	22
Fig II-1: Identification des différents temps caractérisant la réponse hydrochimique d'un bassin versant (CSEB 2005).	25
Fig II-2: Tableau comparatif des trois sites principaux d'ESCAPADE.	28
Fig II-3 : Comparaison des pourcentages de cultures principales obtenues par relevé terrain et par les rotations enquêtées (l'extrapolation de l'enquête de 2013) pour l'année 2016 sur le bassin de Kervidy-Naizin.	31
Fig II-4: Exemple d'évolution du découpage parcellaire au cours du temps sur le site de Kervidy-Naizin.	32
Fig II-5: Comparaison des MNT (Modèle Numérique de Terrain) des deux sites d'études.	33
Fig II-6: Synthèse schématique du chemin de la donnée et de son acquisition aux jeux de données nécessaires à la modélisation.	34
Fig II-7: Cahier de scénarios retenu.	37
Fig II-8: Localisation et transposition des zones environnementales des scénarios paysagers sur le site de Kervidy-Naizin.	41
Fig II-9: Localisation et transposition des zones environnementales des scénarios paysagers sur le site d'Auradé.	42
Fig II-10 : Schéma des étapes mises en œuvre dans la thèse des données brutes aux simulations.	44
Fig II-11 : Schéma de la démarche méthodologique adoptée pour l'élaboration des scénarios.	45

Tab II-1: Synthèse des versions du modèle TNT2 utilisé dans les chapitres de cette thèse avec N pour module non activé et O pour module activé.....	46
Fig III-1: Scenarios architecture with in brackets the acronym used to name the scenarios. The scenarios name (RI14/RI20/RI28/RI36 or HD14/HD22) indicates the percentage of area converted in environmental area (EA).	53
Fig III-2: Location of the converted grassland into the landscape management scenarios (in light grey Agricultural Area, in black buildings, hatched are natural areas and dark grey are environmental areas	56
Fig III-3: Daily N_NO3 concentration observed (dot) and simulated (line) over 13 years	60
Tab III-1: (a) Main features of the preserving scenarios for Naizin catchment (the units are specified in brackets) and (b) corresponding results. All the values are in kg/ha/y of N except for the concentration in mg/l of N-NO3 and dimensionless ratios.....	61
Tab III-2: (a) Main features of the transforming and baseline scenarios for Naizin catchment (the units are specified in brackets) and (b) corresponding results. All the values are in kg/ha/y of N except for the concentration in mg/l of N-NO3 and dimensionless ratios.....	62
Fig III-4: Emission to water versus N input. The arrows schematize the implementation of the different measures from the current state (business as usual N_BAU) to the most restrictive scenario (zero nitrogen input) passing by best management practices and set aside areas.....	63
Fig III-5: Emission to water versus N input. The arrows schematize the implementation of the different measures from the current state (business as usual N_BAU) to the most restrictive scenario (zero nitrogen input) passing by best management practices and set aside areas.....	64
Fig III-6: The variation of AA use for the main crops in all scenarios compared to BAU scenario	65
Fig III-7: Denitrification load versus V total agricultural input	65
Fig III-8: Map of soils saturation with water (% of simulation time when the watertable reached at least the deeper soil layer).....	66
Fig III-9: Unit agricultural loss versus percent of environmental and semi-natural areas.	67
Fig IV-1 : Study sites location and typical land use.	79
Fig IV-2 : Location of the converted grassland into the landscape management scenarios (in grey Agricultural Area (AA), in black Housing, hatched are natural areas and dotted are environmental areas (EA)).	82
Fig IV-3 : Calibration results on nitrogen fluxes (figure a.) and water discharge (figure b.), the discontinuity in the chronicle of observed data is due to the lack of measurements.....	86
Fig IV-4 : Nitrogen mass balance for BAU scenario in kgN.ha ⁻¹ .yr ⁻¹ on average over the last three hydrological years of simulation (from 2012 to 2015).....	87
Tab IV-1: (a) Main features of the set of scenarios (the units are specified in brackets) and (b) corresponding results. All values results are in kgN.ha ⁻¹ .year ⁻¹ except for the concentration in mgN_NO ₃ .L ⁻¹ and dimensionless ratios (NUE).....	88
Fig IV-5 : Simulated temporal dynamics for each scenarios on both sites from 2003 to 2015.	90
Fig IV-6 : Simulated cumulative discharge versus cumulative N flux for all scenarios on both sites over 10 hydrological years (from 2004 to 2015).	91
Fig IV-7 : Standardized N flux decrease (see Eq [2]) for each scenarios on both sites.	92
Fig IV-8 : Simulated denitrification load versus N total agricultural input on average over the last three hydrological years of simulation (from 2012 to 2015).	93
Fig V-1: Schéma de comparaison des formalismes de Nitroscape et de TNT2	100

Fig V-2: Rose des vents à partir de mesures réalisées (mesures de la vitesse et de la direction du vent au pas de temps horaire) sur Kervidy-Naizin dans le cadre du projet ESCAPADE de décembre 2013 à juin 2017. L'axe radial représente la fréquence de vent pour des bandes de direction de 25° (Bell 2017).	101
Fig V-3: Resultats de calibration obtenus avec Nitroscape et TNT2 : a. comparaison des concentrations moyennes observées et simulées à l'exutoire du bassin versant de Kervidy-Naizin; b. flux d'azote cumulé de 2003 à 2015 en année hydrologique.	102
Les principaux résultats obtenus par les deux modèles sur les trois dernières années hydrologiques de simulation (2012-2015) sont synthétisés dans le tableau V-1.....	105
Tab V-1: Principaux résultats obtenus en moyenne sur les 3 dernières années hydrologiques (2012 à 2015) sur le site de Kernidy-Naizin avec Nitroscape et TNT2. L'ensemble des valeurs sont exprimées en kgN.ha ⁻¹ .an ⁻¹ à l'exception des concentrations en mgN_NO ₃ .L ⁻¹ et du NUE (ratio adimensionnel)...	105
Fig V-4: Comparaison des rendements de blé, maïs fourrage et prairie de 2012 à 2015 obtenus avec Nitroscape et TNT2 et observés en moyenne dans le département du Morbihan. Les données régionales et départementales sont issues des statistiques du site Agreste.	106
Fig V-5: Evolution temporelle du stock du sol pour les modèles Nitroscape et TNT2 et chaque scénario testé.	108
Fig V-6: Comparaison de la spatialisation de la dénitrification moyenne annuelle d'après TNT2 et Nitroscape.	109
Fig V-7: Graphique représentant les flux cumulés de nitrates obtenus sur l'ensemble des scénarios avec les deux modèles (Nitroscape et TNT2). Les flux sont cumulés sur 13 années hydrologiques (2002-2014).	110
Fig V-8: Flux décroissants standards obtenus pour l'ensemble des scénarios avec le modèle Nitroscape et TNT2.	111
Fig V-9: Emission totale de NH ₃ en kg.km ⁻² .an ⁻¹ d'après (Leip et al. 2011).	113
Fig V-10: Nombre moyen d'unités gros bétail (UGB) par exploitation (Agreste 2010).	114
Fig V-11: Schéma représentant les différents processus conditionnant les émissions et dépôts de l'ammoniac dans un paysage agricole. Source: la peinture a été réalisé par Joergen Olesen.	115
Fig V-12: Chronique d'émissions (valeur négative)/dépôts (valeur positive) de NH ₃ simulées par Nitroscape sur 4 parcelles contrastées en termes de pratiques agricoles. Les sigles utilisés désignent pour FB le fumier de bovin, P le pâturage sur la parcelle et LP le lisier de porc, le taux d'application des effluents est indiqué pour chaque pic d'émissions. Les dépôts sont représentés par les valeurs positives sur ces graphiques.....	116
Fig V-13: Spatialisation des émissions d'ammoniac obtenues par modélisation avec Nitroscape (valeurs moyennes annuelles sur les quatre dernières années de simulation (2012-2015)).	118
Fig V-14: Carte de la localisation des emprises des zones naturelles (ZN), de zones environnementales pour le scénario interception (ZE RI14) et pour le scénario dilution (ZE HD14), ainsi que les hot-spots d'émission d'ammoniac modélisés par Nitroscape en tonnes de N_NH ₃ (en moyenne sur les quatre dernières années de simulation (2012-2015)).	119
Fig V-15: Comparaison des émissions et des dépôts d'ammoniac entre les scénarios BAU et BMP d'une part et RI14 et HD 14 d'autre part, ces cartes ont été réalisées sur le bilan moyen des émissions des quatre dernières années de simulation (2012-2015). Figure a. différence d'émissions pixel à pixel entre les scénarios. Figure b. Mise en évidence de l'inversion du sens des flux entre les scénarios avec en vert les pixels passant de l'émission vers du dépôt et en rouge les pixels passant du dépôt vers de l'émission.	120

Tab V-2: Bilan des émissions et dépôts nets d'ammoniac par type de surface et par scénario en moyenne sur les quatre dernières années de simulation (2012-2015) en $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$	121
Tab V-3: Bilan des émissions de protoxyde d'azote N_2O obtenues en moyenne sur l'ensemble de la simulation (2002-2015) en $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$. Valeurs par hectare de bassin versant pour (a) à (e) et par hectare de zone concernée pour les émissions par zones.....	123
Fig V-16: Synthèse des principaux résultats obtenus dans le chapitre V.....	127
Fig VI-1: Formalisme simplifié du modèle SENEQUE-RIVERSTRALHER (Ramaron et al. 2017).	133
Tab VI-1: Synthèse des scénarios « changement d'échelle » simulés par TNT2 et SENEQUE-RIVERSTRALHER à l'échelle du site (Kervidy-Naizin) et par SENEQUE-RIVERSTRALHER à l'échelle du territoire (Blavet). Entre parenthèse est indiqué le nom du modèle (TNT2 et SEN pour SENEQUE) avec le nom du scénario et le pourcentage de ZE converties.	135
Fig VI-2: Spatialisation des surplus en $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ sur le site de Kervidy-Naizin.....	136
Tab VI-2: Synthèse des bases de données requises pour l'élaboration de la typologie dans le cadre du projet ESCAPADE (Lazrak et al. 2014).	136
Fig VI-3: Occupation du sol du Blavet a. selon la typologie réalisée par Lazrak et al. (2014) (à gauche de la figure) et c. une vue focalisée de cette typologie sur le site Kervidy-Naizin b. selon les enquêtes de fermes.	138
Fig VI-4: Comparaison entre l'assolement issu des enquêtes terrains et de la typologie sur le site de Kervidy-Naizin.....	138
Fig VI-5: Cartographie des paysages de rétention du Blavet a. selon la typologie réalisée par Lazrak et al. (2014) (à gauche de la figure) et une vue focalisée de cette typologie sur le site Kervidy-Naizin (à droite de la figure) et b. la localisation des zones potentiellement humide d'après TNT2 en vert et d'après SENEQUE en orange (le focus de cette carte est disponible en annexe XVI).	139
Fig VI-6: Dynamique temporelle des concentrations décennales en nitrates observées et simulées à l'exutoire du bassin versant par les deux modèles, les droites représentent la tendance des concentrations en nitrate sur l'ensemble de la simulation pour chaque modèle.	141
Fig VI-7: Cumuls de flux de nitrates du scénario BAU observé et simulés par SENEQUE et TNT2 à l'exutoire du bassin versant de Kervidy-Naizin en $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$ de 2013 à 2016.	141
Tab VI-3: Synthèse des principaux résultats obtenus avec TNT2 sur le site de Kervidy-Naizin. Les résultats sont une moyenne sur les trois dernières années de simulation (2013-2015) et sont exprimés en $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ à l'exception des concentrations en $\text{mgN}\cdot\text{NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$	142
Tab VI-4: Synthèse des principaux résultats obtenus avec SENEQUE sur le site de Kervidy-Naizin. Les résultats sont une moyenne sur les trois dernières années de simulation (2013-2015) et sont exprimés en $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ à l'exception des concentrations en $\text{mgN}\cdot\text{NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$	142
Fig VI-8: Cumuls de flux de nitrates à l'exutoire du bassin versant de Kervidy-Naizin simulés par SENEQUE et TNT2 pour l'ensemble du jeu de scénarios de 2010 à 2016.....	143
Tab VI-5: Synthèse de de la diminution des flux de NO_3 par scénario comparée au scénario pratiques actuelles (BAU).	143
Fig VI-9: Carte présentant le découpage des sous-parties du Blavet pour l'élaboration de la typologie (Vertes et al. 2017).	144
Fig VI-10: Comparaison des surplus estimés à l'échelle du site de Kervidy-Naizin par la typologie et par les enquêtes de fermes.....	145
Fig VI-11: Simulation des scénarios pratiques actuelles et interception par SENEQUE à l'exutoire du Blavet : a. comparaison des concentrations de nitrates b. comparaison du cumul de flux de N et en c. spatialisation des zones humides avec en vert les zones humides ripariennes actives et en rouge les	

zones humides en terre arable transformées en zones environnementales dans le scénario interception.	146
Fig VI-12: Mise en relation du pourcentage surfacique de zones environnementales aux deux échelles de simulation avec la réduction de flux de nitrates avec en rouge la simulation à l'échelle du territoire du Blavet et en vert les simulations réalisées à l'échelle du site de Kervidy-Naizin (KN). Le segment orange relie les simulations issues de TNT2 et le segment bleu les simulations issues de SENEQUE.	147
Fig VI-13: Schéma de synthèse du changement d'échelle.	151

Liste des abréviations

AA : Agricultural Area
Au : Auradé (bassin versant)
BAU : Business as Usual
BM : Blavet Morbihanais
BMP : Best Management Practices
BMPH : Best Management Practices Hedge
BV : Bassin Versant
CTE: Contrats Territoriaux d'Exploitation
DCE : Directive Cadre sur l'Eau
EA : Environmental Area
ESCAPADE : Evaluation de Scénarios sur la Cascade de l'Azote dans Paysages Agricoles et de moDELisation territorial
GNB : Global Nitrogen Balance
GW : GroundWater
HD : Headwater Dilution
KN : Kervidy-Naizin (bassin versant)
MOPED : Mobile Plume method
MNT : Modèle Numérique de Terrain
ND : Nitrate Directive
NS : Nash-Sutcliffe coefficient
NUE : N Use Efficiency
NVZ : Nitrate Vulnerable Zones
RI :Riparian Interception
RPG : Registre Parcellaire Graphique
SAU : Surface Agricole Utile
SIG : Système d'Information Géographique
SOM : Soil Organic Matter
TMS : Tonne de Matière Sèche
TNT2 : Topography-based Nitrogen Transfer and Transformations
WFD : Water Framework Directive
ZE: Zone Environnementale
ZN : Zone Naturelle
ON : Zero Nitrogen (scenario baseline)

Liste des publications

Article soumis ou en cours de soumission dans des revues scientifiques à comité de lecture

Casal L., Durand P., Akkal-Corfini N., Benhamou C., Laurent F., Salmon-Monviola J., Vertes F. (2018) Optimal location of set-aside areas to reduce nitrogen pollution : a modeling study. Accepté dans: The Journal of Agricultural Science

Casal L., Durand P., Akkal-Corfini N., Benhamou C., Laurent F., Salmon-Monviola J., Ferrant S., Probst A., Probst J.L., Vertès F.(2018) Evaluating land management measures to mitigate nitrate pollution in contrasted landscapes. Soumis dans : Nutrient Cycling in Agroecosystems

Communication à des congrès nationaux et internationaux

Casal L., Durand P., Laurent F., Leterme P., Vertès F., Salmon-Monviola J., Akkal-Corfini N., Benhamou C., Ferrant S., Probst A., Sauvage S., Drouet J.L. (2016) Evaluating nitrogen-cascade scenarios by modelling rural landscapes : Comparing the effectiveness of optimizing agricultural practices versus landscaping. The 19th Nitrogen Workshop, 27-29 juin 2016, Skara, Sweden. Poster presented

Casal L., Laurent F., Leterme P., Vertes F., Salmon-Monviola J., Akkal-Corfini N., Benhamou C., Durand P. (2017) Evaluating scenarios of land management practices using a nitrogen landscape model : Comparing the effectiveness on mitigation nitrogen fluxes of optimizing agricultural practices versus landscaping. LUWQ2017, 29 May - 1 June 2017, The Hague, the Netherlands. Oral presentation

Casal L., Durand P., Vertes F., Laurent F., Leterme P., Salmon-Monviola J., Akkal-Corfini N., Benhamou C., Ferrant S., Probst A., Sauvage S., Drouet J.L. (2017) Evaluating scenarios of land management practices in contrasted landscapes using a nitrogen landscape model : Comparing the effectiveness of optimizing agricultural practices versus landscaping on mitigation nitrogen fluxes. Innovative solutions for sustainable management of nitrogen, 26-28 June 2017, Aarhus, Denmark. Oral presentation

Casal L., Durand P., Benhamou C., Akkal-Corfini N., Ferrant S., Drouet J.L., Vertes F., Probst A., Laurent F. (2017) Modélisation de changements spatialisés de l'utilisation des sols pour réduire la pollution azotée. Payote, 4-5 October 2017, Paris, France. Oral presentation

Casal L., Durand P., Akkal-Corfini N., Benhamou C., Salmon-Monviola J., Ferrant S., Vertes F., Probst A., Probst J.L., Sauvage S., Vertes F. (2018) Evaluating scenarios of land management practices in contrasted landscapes using a nitrogen landscape model. The 20th Nitrogen Workshop, 25-27 juin 2018, Rennes, France. Poster presented.

Autres collaborations

Bedu M., Akkal-Corfini N., Reau R., **Casal L.**, Parnaudeau V., Vertes F., Gascuel C. (2016) Diagnostic pression – impact N et P à l'échelle nationale. Méthode de construction d'une typologie des systèmes de culture sur le bassin versant du Blavet. ONEMA

Benhamou C., Durand P., Salmon-Monviola J., Flechard C., Ferrant S., Probst A., Garnier J., Tallec G., Cellier P., Anglade J., **Casal L.**, Chambon C., Drouet J.L. (2016). Nitrogen cascade at the landscape scale: modelling the effect of climate, soils and agriculture on direct and indirect n emissions in contrasted rural sites The 19th Nitrogen Workshop, 27-29 juin 2016, Skara, Sweden. Oral presentation

Benhamou C., Durand P., Salmon-Monviola J., Flechard C., Ferrant S., Probst A., Garnier J., Tallec G., Cellier P., Anglade J., **Casal L.**, Chambon C., Drouet J.L. (2016) Nitrogen cascade at the landscape scale: modelling the effect of climate, soils and agriculture on direct and indirect nitrogen emissions in contrasted rural sites. 8th International Congress on Environmental Modelling and Software. Oral presentation

Introduction générale

En France, les surfaces dédiées aux productions agricoles représentent 43% de la surface totale et 16% des terres agricoles de l'Union Européenne (Eurostat 2014). Son modèle agricole lui confère la première place en termes de productions en Europe pour le blé, le maïs, les vins, les bovins et les volailles, mais cette production importante a un coût et engendre de nombreuses émissions indésirables vers l'environnement, et en particulier de composés azotés. En effet, l'agriculture est responsable de la majorité des émissions d'azote aussi bien vers le compartiment atmosphérique (ammoniac (NH_3) et protoxyde d'azote (N_2O)) qu'aquatique (nitrate (NO_3^-)) comme en atteste la Figure 1.

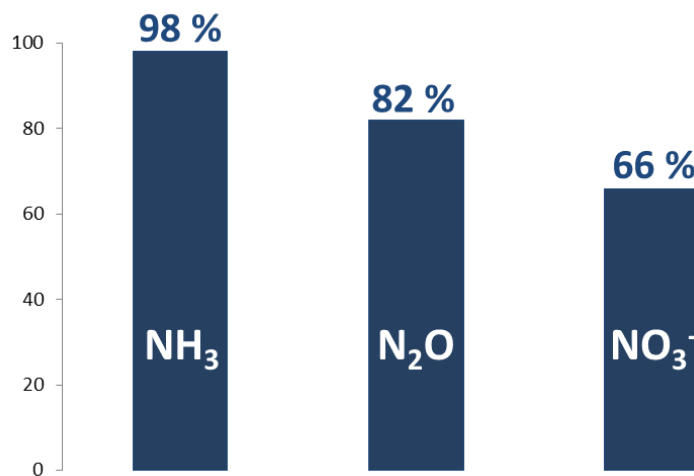


Fig 1 : Part de l'agriculture dans les principales émissions d'azote en France (CITEPA 2016; CNRS 2004).

La source des émissions d'ammoniac (NH_3) est quasiment exclusivement due à l'activité agricole (i.e. 98% soit environ 708 kilotonnes émises en 2014) dont 64% dus à l'élevage et 34% due aux recours à la fertilisation minérale. La France est ainsi considérée comme le premier pays émetteur de NH_3 de l'Union Européenne en 2014 (CITEPA 2016). Les émissions de protoxydes d'azote (N_2O) à hauteur de 82% soit 145 kilotonnes en 2015 (CITEPA 2016) et les émissions de nitrate (NO_3^-) à hauteur de 66% soit 600 kilotonnes en 2008 (Commissariat général au développement durable 2011) sont également imputables à ce secteur d'activité.

Les fortes entrées azotées anthropiques, via les engrais minéraux, sont liées à la découverte du procédé Haber Bosch permettant la synthèse de l'ammoniac et dont aujourd'hui la moitié de la production mondiale dépend (Erismann et al. 2008; Smil 2004). L'azote apporté sur les sols agricoles, soit directement sous forme d'engrais minéraux soit après consommation et excrétion par les animaux, n'est pas entièrement converti en biomasse. Le reste est perdu en raison de la faible efficacité d'utilisation de l'azote dans les systèmes agricoles intensifs, et il se répand dans les environnements terrestres, aquatiques, marins et atmosphériques avant d'être dénitrifié ou stocké sous forme d'azote réactif fossile (PNUE, 2007). Ces émissions entraînent la détérioration de la qualité de l'air, l'acidification du sol, l'eutrophisation, etc. Ces impacts multiples ont également des conséquences directes et indirectes sur la santé et le réchauffement climatique. En effet, une

cascade de processus est occasionnée par ces apports, provoquant de nombreuses interactions spatiales entre les sources d'azote et les puits, l'excès d'azote pouvant provoquer des déséquilibres d'échanges entre les différents compartiments (hydrosphère, agroécosystème et atmosphère).

Afin de limiter ces émissions indésirables, les leviers d'atténuations ont fait l'objet de nombreuses études. Les principales mesures identifiées sont d'une part, une meilleure valorisation des effluents d'élevage, et d'autre part, le raisonnement de la fertilisation minérale ou encore une optimisation de l'alimentation animale. En effet, une importante marge de manœuvre existe en termes d'efficacité de réduction des flux d'azote épandu étant donné que le taux de fixation de l'azote par l'homme sous forme de produits végétaux, laitiers ou carnés est estimé à 20%, la grande majorité étant dissipée vers les environnements aquatiques, marins, terrestres et atmosphériques (UNEP and WHRC 2007). Malgré l'identification de ces mesures et leurs mises en application avec l'adoption de la directive nitrate en 1991, suivie par de nombreux programmes d'action et une prise de conscience sociétale, 68% de la surface agricole utile (SAU) reste actuellement classée en zones vulnérables (Lallouette et al. 2016). Ce constat met en évidence la nécessité de prendre en considération cette problématique et l'importance de rechercher des solutions de gestions innovantes.

Dans ce travail de thèse, une réflexion est menée autour de stratégies novatrices ayant pour objectif l'atténuation des flux d'azote à l'échelle de paysages agricoles, tout en maintenant la production agricole. Cette réflexion consiste dans un premier temps en l'élaboration de scénarios agro-environnementaux puis dans un second temps en leur évaluation via la modélisation. Ces travaux sont réalisés à l'échelle de petits bassins versants agricoles de l'ordre de quelques kilomètres carrés, échelle identifiée comme étant le meilleur compromis entre la possibilité d'une modélisation fine des processus et la prise en compte de la structure spatiale du paysage et des activités agricoles. Une première tentative de passer à une échelle plus large complète cette étude et permet d'envisager de nouvelles perspectives de travaux. La Figure 2 propose une représentation du positionnement de cette thèse au sein de ces thématiques structurantes.

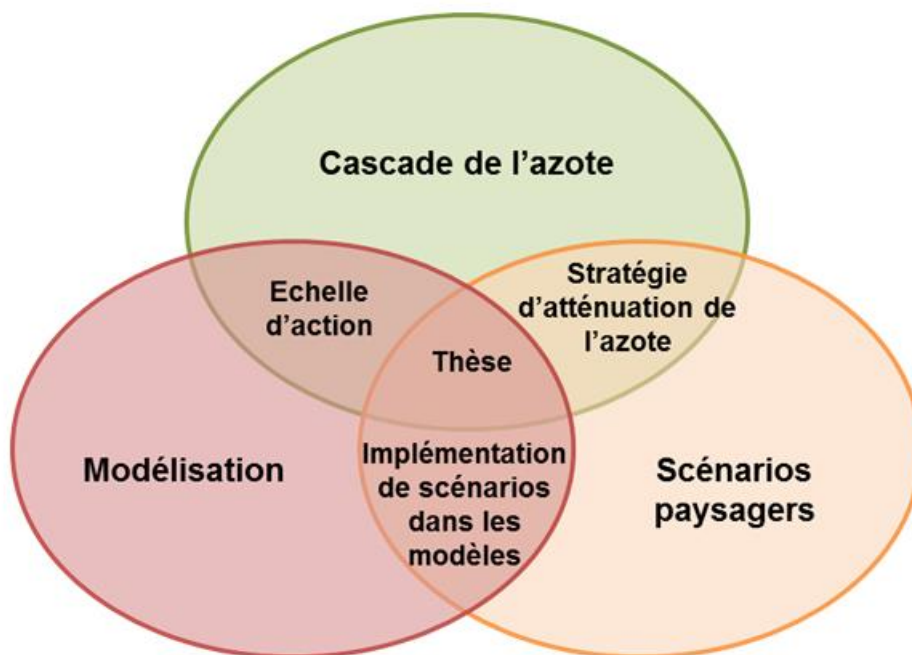


Fig 2 : Représentation en triptyque du positionnement de la thèse au sein de thématiques structurantes.

Chapitre I. De la cascade de l'azote aux leviers de mitigation paysagers

I.1 L'azote en agriculture un enjeu toujours d'actualité

I.1.1. De la mutation de l'agriculture ...

L'agriculture française est en perpétuelle évolution, devant s'adapter pour répondre à des challenges toujours plus exigeants en termes de production et de contraintes sociétales.

La mise au point du procédé Haber-Bosch au début du XX^{ème} siècle a permis la production massive et peu couteuse d'engrais azotés de synthèse, levant ainsi un obstacle majeur à la production. Ce procédé permet en effet, de fixer le diazote atmosphérique sous forme d'ammoniac, l'azote n'est alors plus l'élément limitant de la production agricole. Ainsi au lendemain de la 2^{ème} Guerre Mondiale, l'agriculture s'est progressivement intensifiée d'une part et spécialisée d'autre part, multipliant les quantités d'azote utilisées en agriculture par dix environ de 1950 à 2000 et triplant les rendements de blé de 1960 à 1995 (Doré et al. 2008). L'agriculture a alors muté d'une agriculture locale et familiale en agriculture technique et centrée sur la productivité (Flamant 2010), avec une spécialisation croissante des exploitations et des régions agricoles.

Néanmoins ce productivisme, bien que permettant l'autosuffisance alimentaire, a également engendré des dommages environnementaux collatéraux (Doré et al. 2008) tels que la dégradation de la qualité de l'eau, de l'air, la perte de biodiversité ou encore la contribution au changement climatique.

Ces évolutions de pratiques « de la ferme à la firme » (formule utilisée par Canevet (1992)) ont également été accompagnées par des modifications paysagères et de pratiques agricoles profondes. En effet, les parcelles exigües et disséminées étant un frein à la mécanisation, plusieurs campagnes de remembrement se sont succédées. Ces campagnes ont abouti d'une part, à l'augmentation des surfaces des parcelles et au regroupement de celles-ci autour des exploitations mais également à la forte diminution de la densité bocagère et d'autre part, à la modification de l'assolement. Les cultures annuelles (i.e. prairie temporaire et blé, puis maïs à partir des années 70) se sont substituées aux prairies permanentes dans les zones cultivables.

La nécessité de production dans un premier temps puis le productivisme dans un second temps ont entraîné des changements radicaux concernant l'utilisation de l'azote en agriculture. L'homme exerçant une influence majeure sur certains compartiments du cycle biogéochimique de cet élément, a généré un déséquilibre (Galloway et al. 2004). Afin de décrire ces modifications anthropiques du cycle de l'azote, le concept de cascade de l'azote (i.e. une circulation accompagnée d'émissions et non un cycle bouclé), a été évoqué la première fois par Galloway et al. (2003). Ce concept basé notamment sur la notion d'azote réactif est détaillé dans le point suivant ainsi que les impacts environnementaux inhérents à ces perturbations du cycle.

I.1.2. ... Au concept de cascade de l'azote.

L'azote est un élément indispensable à toutes productions agricoles mais est également un des facteurs majeurs de pollution environnementale (Dalgaard et al. 2012). Il est actuellement identifié comme étant la troisième menace pour notre planète après la perte de la biodiversité et le changement climatique (Giles 2005). La Figure I-1 illustre le concept de cascade de l'azote tel qu'énoncé par Galloway et al. (2004) et schématisé par Sutton et al. (2011).

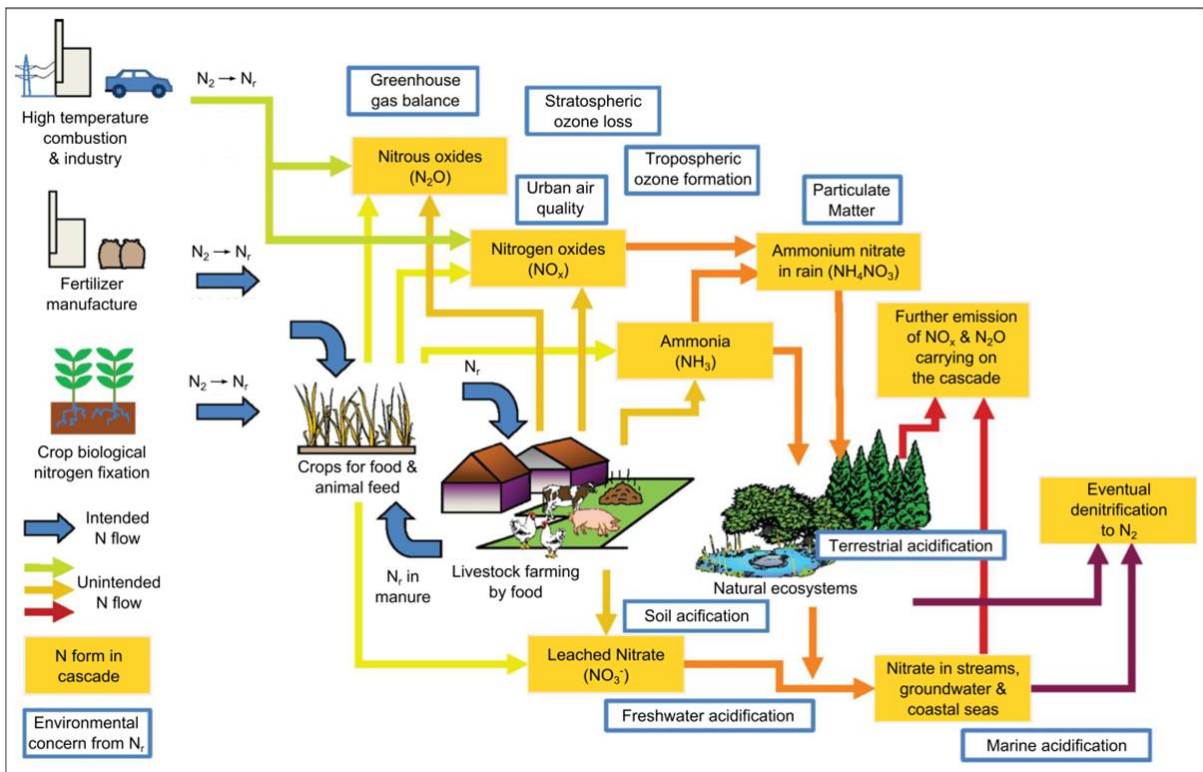


Fig I-1: Illustration schématique de la cascade de l'azote avec en orange les principales sources issue de l'azote atmosphérique engendrant en bleu les principaux enjeux environnementaux (d'après Sutton et al 2011).

L'intensification des pratiques agricoles a engendré l'accumulation d'azote dans différents compartiments (eau, sol et air) (Doré et al. 2008) entraînant de multiples perturbations à différentes échelles spatio-temporelles comme décrites dans la Fig I-1. Les principaux impacts environnementaux liés aux émissions d'azote sont récapitulés dans le tableau I-1 dans la synthèse de Peyraud et al. (2014).

Il est toutefois important de noter que les engrais de synthèse ne sont pas l'unique source d'azote réactif (i.e. azote sous forme de NH_3 , NO_3^- , NO_x et N_2O), bien qu'étant la source principale. En effet, les fabacées, peuvent également fixer le diazote atmosphérique grâce à une symbiose avec des rhizobiums (bactéries anaérobies). Les dépôts atmosphériques et la gestion du bétail (achat d'aliment et le type de production) sont également des sources d'azote réactif.

De la cascade de l'azote aux leviers de mitigation paysagers

Tab I-1: Principaux impacts environnementaux des composés azotés émis par l'agriculture, processus sous-jacents et échelles spatio-temporelles concernées (Peyraud et al. 2014).

(1) : NO_3^- = nitrates

(2) : DON = N organique dissous

(3) : NH_3 = ammoniac

(4) : NO_x = oxydes d'azote

(5) : N_2O = protoxyde d'azote

(6) : HONO = acide nitreux

(7) : COV = composés Organiques Volatiles

Compartiment environnemental	Impact	Composés azotés concernés	Mécanismes	Importance de la source agricole	Echelle de temps	Echelle d'espace
Eaux continentales	Qualité des eaux et impacts sur la santé	NO_3^- ⁽¹⁾ , DON ⁽²⁾	Lessivage et ruissellement superficiel	***	Année, décennie	Bassin, zone de captage
Eaux continentales, côtières et marines	Eutrophisation aquatique	NO_3^- , DON	Développement et décomposition végétale	***	Saison, décennie	Bassin
Ecosystèmes, sols	Eutrophisation des écosystèmes	NO_3^- , NH_3 ⁽³⁾	Compétition, baisse de biodiversité	***	Décennie	Région, continent
Sols, eaux continentales	Acidification des sols et des eaux	NH_3 , NO_x ⁽⁴⁾	Dépôt atmosphérique, nitrification	***	Décennie	Pays, Continent
Atmosphère globale	Ozone stratosphérique	N_2O ⁽⁵⁾	Source d'azote dans le processus de destruction d'ozone	**	Siècle	Global
Atmosphère globale	Effet de serre	N_2O , NH_3 , NO_x	Pouvoir radiatif du N_2O , formation d'ozone (NO_x) et de particules (NH_3)	**	Siècle	Global
Atmosphère	Pollution photo-oxydante	NO_x , HONO ⁽⁶⁾	Formation d'ozone par réaction avec COV ⁽⁷⁾ ,	*	Jour, semaine	Région
Atmosphère	Pollution particulaire	NH_3	Formation de particules secondaires (XNH_4)	**	Jour, semaine	Région

L'azote en agriculture est à l'origine de la principale source de pollution des eaux douces de surface et souterraines ainsi que des écosystèmes côtiers (Parris 2011 ; Sutton et al. 2013). Au vu de l'impact de l'activité agricole dans la perturbation du cycle de l'azote, il semble donc particulièrement intéressant de développer des outils permettant de détailler les processus mis en jeu dans la cascade de l'azote à l'échelle du bassin versant agricole et d'expérimenter des solutions d'atténuation de ces impacts.

I.1.3. Une prise de conscience sociétale et politiques à cet enjeu : vers une réglementation stricte

Les années 90 voient l'émergence d'une préoccupation politique et sociale face aux impacts de l'agriculture sur l'environnement. L'agriculture doit faire face alors à une dualité : produire des aliments de qualité en quantité tout préservant le milieu naturel (qualité de l'eau, de l'air, des sols, préservation de la biodiversité, etc.) et le paysage (Baszynski 2005). Depuis cette prise de conscience, l'activité agricole a dû continuellement évoluer afin de répondre à une réglementation de plus en plus contraignante en termes de qualité des eaux (Directive Nitrate, Directive Cadre sur l'Eau) mais également de quantité. L'agriculture, de par son traitement médiatique (Chupin and Mayance 2016), oriente la vision sociétale. De ce fait, elle est en grande partie visée et rendue responsable de la perturbation et de la détérioration de l'environnement (Katerji et al. 2002).

La première directive Européenne dite « Nitrate » voit le jour en 1991 (91/676/CEE), elle a pour but d'imposer aux états membres de prendre des mesures de lutte contre la pollution des eaux par les nitrates. Elle est transposée en droit Français en 1993. Elle promulgue un code de bonnes pratiques agricoles encadrant la fertilisation azotée ainsi que la définition de zones vulnérables et prescrit un suivi de la qualité de l'eau (ONEMA 2015). De nombreux programmes d'action vont alors se succéder afin de se conformer à la réglementation Européenne, pour aboutir au 5^{ème} programme d'action mis en place en 2014.

Cette réglementation a également été renforcée par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) en 2000 (European European Parliament 2000), dont la transposition en droit a mené à la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (LEMA 2006). Cette directive s'appuie sur plusieurs grands principes ayant pour but la préservation et la restauration des eaux superficielles et souterraines. Elle repose sur la gestion par bassin versant, la fixation d'un objectif de bon état par masse d'eau, une planification et une programmation et une consultation du public dans un but de transparence dans le but d'atteinte un bon état (i.e. un bon état écologique et un bon état chimique des masses d'eau) (Eaufrance).

Des mesures incitatives de paiement compensatoire visant à « encourager le développement de productions de qualité et de services proches des attentes de la société en matière d'environnement » (Domas 2000) tel que les Contrats Territoriaux d'Exploitation (CTE) en 1998 ou les MAET (Mesures Agro-Environnementales territorialisées) en 2007 ont également été mises en place afin de diversifier les outils à disposition pour encourager des pratiques agricoles plus respectueuses de l'environnement. Malgré l'ensemble de ces mesures, selon l'état des lieux de 2013, 56,5% des masses d'eau de surfaces n'ont pas un état écologique considéré comme bon ou très bon d'après la DCE. Ce chiffre reste à nuancer selon les territoires (les objectifs d'atteintes sont très disparates en fonction des territoires et de leur sensibilité à l'eutrophisation par exemple). De plus en raison de la

difficulté d'évaluation de l'état écologique, le pourcentage des masses d'eau indéterminées est relativement important (Ministère développement durable, 2015).

1.2 Un outil de prospective spatiale : Les scénarios

La mise en œuvre de scénarios et l'analyse de leurs conséquences sur les flux d'azote est particulièrement pertinente dans le cadre de mesures d'atténuation impliquant des changements drastiques dans les systèmes agricoles. De nombreux auteurs (Börjeson et al. 2006; Leenhardt et al. 2012; Parson 2008) ont proposé des typologies et des guides d'élaboration de scénarios pour une meilleure transparence et valorisation des résultats de ceux-ci. La justification des hypothèses est indispensable à leur construction pour une transparence scientifique.

1.2.1. Typologie des scénarios

Bien qu'il n'existe pas de définition de la notion de scénarios communément admise (Van Notten et al. 2003), Parson et al. (2007) définissent les scénarios comme la description logique de conditions menant à une évolution tendancielle du système. De par leur capacité à prendre en compte des enjeux multiples (spécifique ou global) et de les évaluer, les scénarios sont considérés comme des outils d'aide à la décision dans des situations d'incertitude (Parson 2008). Ils permettent également de mettre en lumière les points d'accord et de désaccord, de fédérer les participants, de structurer les décisions futures potentielles en fonction d'une hiérarchisation des enjeux et d'adopter des démarches créatives (Parson et al. 2007). De par leur caractère prospectif, l'analyse de ces scénarios permet d'explorer des stratégies de gestion alternatives et innovantes (Alcamo 2008). Les études de scénarios fournissent également des informations qualitatives et quantitatives des impacts des mesures adoptées à différentes échelles (Schoumans et al. 2009b) et par ce biais présentent des indications sur les futurs possibles (Hesse et al. 2008). La restriction des scénarios à une dimension temporelle future n'est pas reconnue de tous (Cugier et al. 2005; Parson 2008). Des travaux incluant des scénarios de diagnostics de situations antérieures ou actuelles ont également été menés (Cugier et al. 2005; Servais et al. 2007).

De nombreuses typologies ont été proposées afin de définir un cadre d'utilisation et d'élaboration de scénarios. Dans le cadre de cette thèse, le choix de la typologie s'est orienté vers les travaux de Börjeson et al. (2006) et Wilkinson and Eidinow (2008) en raison de la compatibilité d'approche illustrée par la Figure I-2.

Typologie complétée par Moreau 2012 d'après Wilkinson et Eidinow 2008

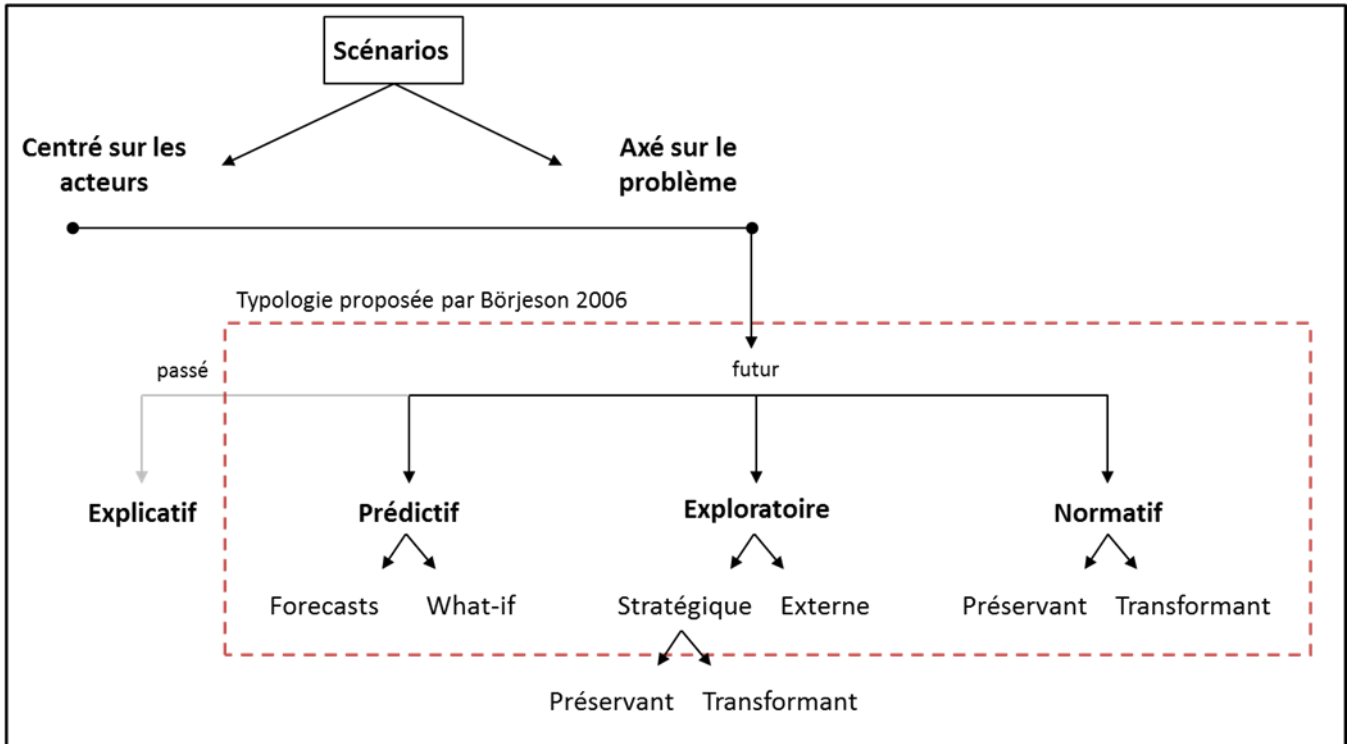


Fig 1-2: Typologie des scénarios retenue en sciences de l'environnement d'après (Börjeson et al. 2006; Moreau 2012; Wilkinson and Eidinow 2008).

Les scénarios peuvent être élaborés, selon la démarche adoptée, suivant deux visions : les scénarios centrés sur les acteurs ou axés sur la problématique. Dans le premier cas, les scénarios sont élaborés en co-construction avec un ensemble d'acteurs. L'objectif de cette approche est d'engager le dialogue autour d'une problématique à enjeu via des jeux de rôles ou via l'élaboration conjointe de scénarios narratifs afin de trouver un consensus entre l'ensemble des parties prenantes (i.e. ensemble des acteurs concernés par la problématique). Dans le second cas, l'élaboration des scénarios est centrée sur la résolution d'une problématique. La construction de ces scénarios permet, selon les cas, d'envisager des solutions alternatives et aboutit souvent au recours de la modélisation afin de quantifier les flux (Therond et al. 2009). Dans le cas de cette étude, l'approche adoptée est axée sur le problème. Le détail de la typologie associée est présenté dans le paragraphe ci-dessous.

Selon la typologie de Börjeson et al. (2006), trois grands sous-groupes de scénarios sont distingués :

- les scénarios prédictifs qui cherchent à répondre à la réponse « Que risque-t-il de se passer ? ». Les hypothèses de construction de ce type de scénarios sont les plus plausibles, un indice ou intervalle de confiance peut y être associé. Ils sont divisés en deux sous-groupes : le « forecast » correspond à la prévision la plus probable (i.e. ce qui a le plus de chance de se produire) alors que les scénarios « what if » (i.e. « qu'est ce qui va se passer si ? ») sont inhérents au déroulement d'un évènement (e.g. le vote d'un référendum entrainera deux scénarios « what if »).
- les scénarios exploratoires ou prospectifs cherchent également à répondre à des questions du type « Que se passerait-il si ? » mais permettent d'explorer un panel de scénarios plus larges des champs du possible mais moins probables que les scénarios prédictifs. Selon le

type de facteur d'évolution, les scénarios prospectifs seront catégorisés en « stratégiques » liés à des facteurs d'évolution intrinsèque du système (par exemple des décisions stratégiques et l'application de mesures prises par les acteurs) *a contrario* des scénarios prospectifs externes liés à des facteurs indépendants de la volonté des acteurs concernés (par exemple le changement climatique).

- les scénarios normatifs cherchent quant à eux à répondre à la question « Comment faire pour ? ». Les scénarios « préservants » ajustent la situation actuelle en préservant les fondamentaux dans le but d'atteindre l'objectif cible en minimisant les changements alors que les scénarios « transformants » explorent des changements plus radicaux, en rupture, pour atteindre l'objectif cible.

Dans le cadre de cette thèse et du choix de la typologie retenue, l'élaboration du cahier de scénarios se positionne naturellement dans la catégorie exploratoire préservante ou transformante, selon les stratégies testées. Dans la partie 1.2.2 suivante, un état des lieux des études et expérimentations menées dans le but d'atténuer les flux d'azote à l'échelle de la parcelle et du bassin versant, est réalisé. Les divers leviers identifiés dans ces études sont également répertoriés.

1.2.2. Les scénarios d'atténuation de l'azote

1.2.2.1. Définitions des différentes échelles d'action

Les différents niveaux d'organisation spatiale à considérer pour la gestion des flux d'azote sont fortement imbriqués les uns vis-à-vis des autres. Ils peuvent être hiérarchisés selon leur résolution spatiale comme suit.

L'unité de gestion élémentaire d'un territoire est **la parcelle**. De taille et de géométrie variables, les parcelles agricoles sont souvent distinctes des parcelles cadastrales. La parcelle est une unité homogène d'itinéraire technique défini comme « la combinaison logique et ordonnée de techniques qui permettent de contrôler le milieu et d'en tirer une production donnée. » (Sebillotte 1974). Elle supporte un système de culture, i.e. « ensemble des modalités techniques mises en œuvre sur une portion de territoire traitée de manière identique ; chaque système de culture se caractérise par la nature des cultures et leur ordre de succession, et par les itinéraires techniques appliqués à chacune de ces cultures en vue d'en obtenir une production » (Sebillotte 1990).

L'ilot cultural est un ensemble de parcelles contiguës ayant un historique cultural commun et des caractéristiques de sol similaires mais séparées par un chemin, un muret, un fossé, une haie ou un talus.

L'exploitation est définie comme une unité de production. Les décisions d'assolement et de système de culture se décident et s'organisent à cette échelle. Les décisions prises peuvent selon leur résolution temporelle être : stratégique (sur plusieurs années), tactique (sur une saison) ou encore opérationnelle (prise à la journée ou à la semaine). De plus, ces décisions peuvent être appliquées à différentes échelles spatiales, que ce soit à la parcelle ou intra-parcelle (pâturage), à l'ilot ou à l'exploitation (Le Gal et al. 2010) .

Les espaces non cultivés (i.e. les haies, les fossés, les bandes enherbées et les zones boisées et la ripisylve) sont également des éléments paysagers (surfacique et linéaire) clés de gestion. La densité de ces espaces est caractéristique des régions et des systèmes agricoles.

Le bassin versant topographique est défini par un territoire délimité par des lignes de crête (ou lignes de partage des eaux) et drainé par un même réseau hydrographique. L'écoulement de l'eau reçue s'acheminent vers un exutoire commun en fonction des pentes. Cette définition est insuffisante dans le cas de substratum imperméable, la définition de **bassin versant réel** étant alors plus appropriée pour prendre en compte les caractéristiques locales et le partage des eaux effectif en surface et dans le sous-sol (Fig I-3). Le bassin versant est le niveau d'organisation spatiale privilégié pour percevoir les risques au niveau des cours d'eau et les conséquences environnementales des transferts de contaminants (Macary 2013), bien que ceux-ci soient générés à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation agricole (Joannon 2004). Cette unité de gestion peut être très hétérogène en terme de taille (de quelques kilomètres à plusieurs centaines de kilomètres carrés), de sols, de paysages et de types d'exploitations (production et assolement) (Gascuel et al. 2015). En effet, un bassin versant agricole est un agencement spécifique de parcelles gérées par des exploitations agricoles et d'espaces non-cultivés (boisés, aquatiques, urbanisés...).

L'agencement de ces différents niveaux complexifie la coordination des actions prises à différentes échelles. En effet, une exploitation peut avoir des parcelles dans plusieurs bassins versants et une parcelle peut elle-même être à cheval sur deux bassins versants.

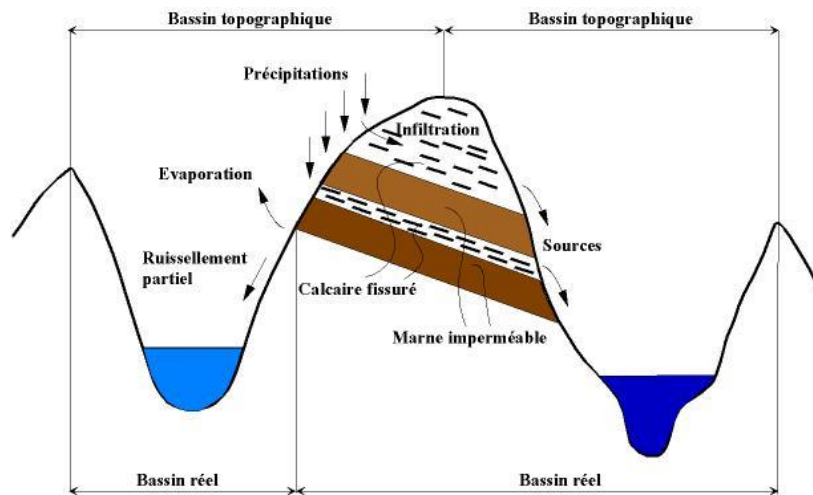


Fig I-3: Distinction entre bassin versant réel et bassin versant topographique d'après (Roche 1963).

I.2.2.2. Etat de l'art : synthèse des leviers d'action

Dans le cadre de ce travail, nous nous concentrons sur les publications scientifiques visant la diminution de **pollutions azotées diffuses** d'origine agricole. D'autres études ont été menées en considérant les sources agricoles ponctuelles (Arheimer et al. 2012 ; Nielsen et al. 2013) ou encore les pollutions d'origine urbaine (Zhang et al. 2013).

L'enjeu de la diminution de la charge et des flux diffus azotés est une problématique mondiale très documentée comme l'atteste la revue de Hashemi et al. (2016). Une synthèse non exhaustive des leviers mobilisés dans ces études, en fonction de leur échelle d'action, est proposée dans la

Figure I-4. Les leviers peuvent soit diminuer le risque de pollution (i.e. modification des pratiques agricoles vers des pratiques plus rétentrices), soit diminuer les impacts (i.e. la gestion des zones tampons) (Morari et al. 2004). Dans les études de scénarios, les pratiques visant à diminuer les risques tels que la réduction de la fertilisation, l'implantation de cultures intermédiaires et la modification du travail du sol (i.e. le semis direct) sont les plus fréquemment appliquées (Hashemi et al. 2016).

Parcelle

➤ Diminution des intrants

- Niveaux de fertilisation (Chaplot et al. 2004 ; Vermaat et al. 2012)
- Gestion de la fertilisation (calendrier, type de fertilisation) en fonction du type de sol et des conditions climatiques (Richardson et al. 2008)

➤ Modification des pratiques - Amélioration de la rétention des sols

Cultures intermédiaires (Ferrant et al. 2013 ; Matias and Johnes 2012)
Semis direct (Bossa et al. 2012)
Travaux du sol et agriculture de conservation (Giri et al. 2014 ; Liu et al. 2013)
Terrassement des parcelles (lutte contre l'érosion) (Giri et al. 2014 ; Woznicki and Pouyan Nejadhashemi 2014)
Gestion de l'irrigation (Woznicki and Pouyan Nejadhashemi 2014 ; Yevenes and

➤ Modification de la rotation

Modification de la rotation (durée de rotation, type de culture, cultures intermédiaires) (Chaplot et al. 2004 ; Giri et al. 2014)

Exploitation

Gestion du Bétail (Nielsen et al. 2013 ; Sattar et al. 2014)
Gestion du Pâturage (Giri et al. 2014 ; Woznicki and Pouyan Nejadhashemi 2014)

Ripisylve : zones tampons et zones humides

Mise en place de zones tampons (Ferrant et al. 2013)
Construction ou réhabilitation de zones humides (Glavan et al. 2012 ; Ouyang et al. 2008)

Bassin versant

➤ Modification de la couverture des sols

Conversion de terres arables en prairie (Laurent and Ruelland 2011)

➤ Modification de l'hydrographie du bassin

Végétalisation des fossés drainés (Glavan et al. 2012 ; Rivers et al. 2013)
Réhabilitation du réseau hydrographique (Hesse et al. 2008)
Création de bassin de rétention (Glavan et al. 2012 ; Shi et al. 2012)

Fig I-4: Synthèse des mesures testées dans la littérature scientifique en vue de diminuer ou d'améliorer la rétention de l'azote en fonction de leur résolution spatiale illustrée d'après le travail de Hashemi et al. (2016).

Au-delà des mesures listées ci-dessus, l'agencement du paysage dans les bassins versants a un rôle considérable sur les flux d'azote, ainsi une approche différenciée de sa composition et sa structure en fonction des caractéristiques locales permet une meilleure appréhension de la gestion de la qualité de l'eau (Dunn et al. 2004; Giri et al. 2014 ; Nielsen et al. 2013). Les changements d'occupation et d'utilisation du sol ont également un fort impact sur les flux selon les caractéristiques du bassin. Une adéquation entre les modifications de couvertures du sol et le type du sol en fonction du bassin est donc nécessaire pour maximiser l'efficacité des mesures (Nielsen et al. 2013; Nitschelm et al. 2016).

Afin d'atteindre les réductions cibles de charge et de flux d'azote, de nombreuses études ont mis en évidence la nécessité de combiner plusieurs mesures (Hesse et al. 2008 ; Müller-Wohlfeil et al. 2002). En effet, bien que les mesures individuelles démontrent une certaine efficacité, la combinaison de mesures permet d'offrir une plus grande latitude d'action et ainsi des approches plus efficaces et moins coûteuses. L'efficacité de mesures combinées est également renforcée par la prise en compte des caractéristiques locales (Chu et al. 2013). L'utilisation de modèles permet l'analyse de combinaisons de mesures ainsi que l'optimisation de l'emplacement de zones tampons. La partie ci-après détaille le choix du recours à la modélisation et fait l'inventaire des modèles utilisés.

1.3 Le choix de la modélisation pour la mise en œuvre des scénarios

Les modèles sont des outils puissants permettant d'appréhender les impacts liés à la modification de pratiques de gestion via la simulation de scénarios (Cugier et al. 2005; Servais et al. 2007) mais également d'évaluer les différentes mesures d'atténuation (Salmon-Monviola et al. 2011; Wilkinson and Eidinow 2008). Utilisés à bon escient, les modèles peuvent également apporter une aide éclairée à la prise de décision (Gascuel-Odoux et al. 2009a; Horn et al. 2004).

La modélisation des flux d'azote à l'échelle du bassin versant a déjà fait l'objet de nombreuses synthèses (Borah and Bera 2003 ; Payraudeau 2002 ; Schoumans et al. 2009a ; Shepherd et al. 2011; Yang and Wang 2010). Ces synthèses détaillées ont un cadre conceptuel différent, ce qui rend difficile leur comparaison. L'objet de cette thèse n'est pas de faire la typologie et l'inventaire de l'ensemble des modèles existants permettant la simulation des flux d'azote au sein de bassins agricoles, mais d'avoir recours à l'outil « modèle » pour l'inter-comparaison de scénarios et de sites.

Il est nécessaire de définir le vocabulaire spécifique lié au modèle. Les modèles peuvent être classés selon leur type d'approche : une approche stochastique dont les entrées et les sorties sont des variables aléatoires, ou une approche déterministe, qui pour un jeu de données d'entrée donne un résultat unique. Les modèles peuvent être également répertoriés en fonction de leur capacité à décrire les processus : modèle empirique, dit « boîte noire », où seules les relations entre les entrées et les sorties sont décrites selon une loi statistique notamment, modèle mécaniste avec une description physique des processus, ou modèle conceptuel qui est une classe intermédiaire. Selon la façon dont le modèle décrit l'espace celui-ci peut être discrétisé selon un maillage régulier (modèle spatialisé maillé, ou « distribué », par anglicisme) ou découpé en unités homogènes en fonction de caractéristiques physiques, fonctionnelles ou structurelles (modèle semi-distribué) ou encore comme un tout homogène (modèle global). Enfin la prise en compte du temps permet elle aussi de

subdiviser les modèles entre modèle statique (états stationnaires indépendants) ou dynamiques (enchaînement d'états stationnaires dépendants ou variation continue).

I.3.1. Les modèles retenus

Dans une optique d'évaluation des systèmes agricoles en regard de l'atténuation des flux de la cascade de l'azote, plusieurs modèles peuvent être pertinents. Ces approches traitent de la modélisation des flux d'azote à l'échelle du bassin versant et de l'exploitation. Moreau (2012) en propose un inventaire bibliographique sur la base des typologies proposées par Ambroise (1999) and Durand et al. (2002). Le choix des modèles les mieux adaptés à l'étude a été réalisé en amont du présent travail, dans la phase de montage du projet Escapade. Les critères de sélection recouvraient l'adéquation des domaines de validité des modèles avec les sites étudiés et les scénarios testés, ainsi que l'accessibilité des codes et l'expertise des équipes participantes. Il était en particulier nécessaire que les modèles incluent une représentation spatialisée des modes d'utilisation de l'espace et des processus en jeu, ainsi qu'un lien explicite entre les pratiques agricoles et les émissions d'azote. Au final, deux grands types de modèles ont été retenus dans le cadre de ce projet : les modèles mécanistes spatialisés permettant d'appréhender la simulation à l'échelle des sites (de la parcelle au petit bassin versant de l'ordre d'une dizaine de kilomètre carré) tels que TNT2, NitroScape ou Casimod'N, et les modèles semi-distribués, conceptuels ou empiriques, simulant des flux d'azote à l'échelle du paysage (pour des bassins-versants dont la taille excède les 100 km²) tel que SENEQUE-RIVERSTRAHLER et Nutting'N.

Modèles à l'échelle des sites :

Le modèle agro-hydrologique TNT2 (Topography-based Nitrogen Transfer and Transformations) (Beaujouan et al. 2002), modèle spécialisé et distribué, a été développé sur les hypothèses du modèle hydrologique TOPMODEL (Beven 1997) et du modèle de culture STICS (voir annexe I) (Brisson et al. 1998; Brisson et al. 2002). Il a été élaboré pour simuler des processus dynamiques à base physique (i) les interactions entre le sol et les eaux souterraines (processus de dénitrification dans les plaines et les bas-fonds (Oehler et al. 2009) et de minéralisation) (ii) les interactions spatiales au sein d'un versant dans un contexte d'aquifère peu profond (décrit par (Beaujouan et al. 2002; Ferrant et al. 2011; Oehler et al. 2009)). Les principaux processus simulés par TNT2 sont représentés schématiquement dans la Figure I-5 ci-après. Des interactions au pas de temps journalier sont réalisées grâce au couplage de ces deux modules. TNT2 permet de simuler des bassins versants avec une diversité de productions, de pratiques et de rotations (Moreau et al. 2012b). Il a été en effet spécifiquement conçu en vue de l'évaluation des pratiques actuelles et futures (scénarios) à l'échelle du bassin versant dans un contexte de polyculture-élevage intensive (Salmon-Monviola et al. 2012). Ce modèle dont les mailles sont communément inférieures à 100 mètres, a été également utilisé avec succès, dans différents projets ayant des approches heuristiques à un pas de temps périodique (Beaujouan et al. 2002; Viaud et al. 2005) mais également comme support d'aide aux décideurs publics dans l'évaluation ou l'élaboration de plans de réduction de pollutions (Durand et al. 2015; Moreau et al. 2012a). Les données d'entrées agricoles sont renseignées à la parcelle, à partir de données d'enquêtes agricoles. TNT2 est donc particulièrement adapté par sa capacité de modélisation et son formalisme au cas d'étude de cette thèse pour des petits bassins-versants sur socle ancien dont la superficie est de l'ordre de quelques kilomètres carrés.

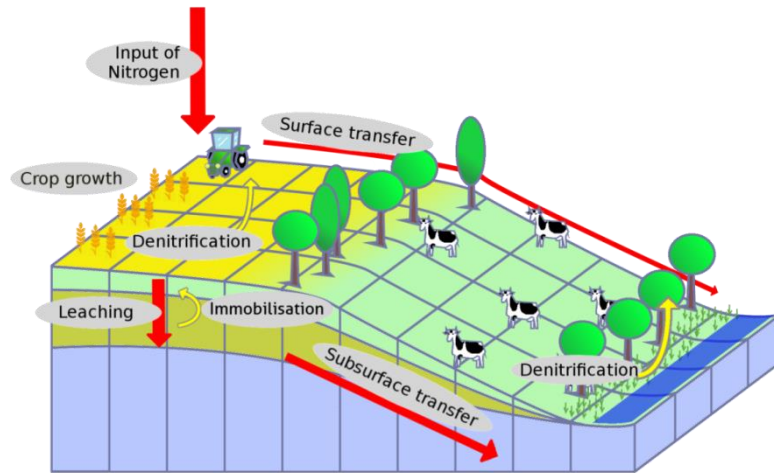


Fig I-5: Représentation schématique des processus simulés dans le modèle TNT2 (Figure modifiée avec l'accord de SCHEME ©).

Le modèle intégré NitroScape (Duret et al. 2011) est un modèle couplé, spatialisé et dynamique permettant de simuler les transferts, transformations, pertes et bilans d'azote réactif (NH_3 , NO_x , NO_3^- , NH_4^+ , DON, N_2O) aux échelles (pluri-)annuelles ou du cycle de cultures, sur des territoires allant de quelques kilomètres carrés à quelques dizaines de kilomètres carrés. Ces échelles spatiales et temporelles sont typiquement celles des interactions physiques (climat, hydrologie) et de la gestion des exploitations agricoles au sein d'un paysage (Drouet et al. 2012; Duret et al. 2011). Initialement, NitroScape est issu du couplage des quatre modules suivants : le module hydrologique TNT (Topography-based Nitrogen Transfer, Beaujouan et al. (2002); (Beven 1998)), le module exploitation FASSET (Berntsen et al. 2003), le module agro-écosystème CERES-EGC (Gabrielle et al. 2006) et le module atmosphérique OPS (Van Jaarsveld 2004). Toutefois, pour des questions de droit de libre accès et de développement, deux modules ont dû être remplacés, le module FASSET par le module Farm-EF et le module atmosphérique OPS par le module FIDES-3D-Surfatm (Blanchon 2013), issu du couplage entre un modèle d'échange avec la surface foliaire et le sol (Surfatm, Personne et al. (2009)) et un modèle de dispersion gaussien (FIDES, Loubet et al. (2001)). Le pas de temps de simulation est journalier et le maillage est composé de pixels de 25m*25m. En raison des développements récents, aucune application de ce modèle sur un bassin versant n'a été publiée.

Le modèle CASIMOD 'N (Moreau et al. 2013a) simule les systèmes de production et les flux d'azote à l'échelle du bassin versant. La cohérence du système agricole est assurée par l'intégration des stratégies de production renseignées par exploitation, sous contrainte spécifique intrinsèque à l'exploitation (fragmentation du parcellaire, distance des parcelles à l'exploitation ...). CASIMOD'N résulte du couplage et de l'adaptation de trois modèles: TNT2 (modèle agro-hydrologique) qui simule tous les flux d'azote à l'échelle du bassin versant (Beaujouan et al. 2002), et deux modèles de prise de décision qui simulent la gestion du système agricole à l'échelle de l'exploitation TOURNESOL pour l'allocation des cultures (Garcia et al. 2005) et FUMIGENE pour la gestion des effluents (Chardon et al. 2008). Il modélise également les stratégies de décision prises à l'échelle du système d'exploitation et à l'échelle de la production, en particulier l'assolement pour satisfaire la ration du bétail (Chardon et al. 2012).

Modèles à l'échelle du territoire:

Le modèle SENEQUE-RIVERSTRAHLER (Ruelland et al. 2007) est un modèle semi-distribué par sous bassins versants élémentaires. Il est alimenté en amont par un modèle OD (i.e. équations différentielles) des transferts d'azote dans le sol (approche GRAFS : Generalized Representation of Agro-Food Systems)). Un système d'information géographique est couplé à une approche déterministe du réseau hydrographique et de ses zones d'interface via le modèle RIVERSTRAHLER (Billen et al. 1994). Les données d'entrée sont relatives aux apports directs vers le cours d'eau, qu'ils soient diffus ou ponctuels. Les classes d'usages des sols sont renseignées en termes de proportion et sont associées à un surplus (différence entre les apports et les exportations par la récolte). Les types de pressions (agricoles, industrielles ou domestiques). Ce modèle a été spécifiquement conçu pour des bassins versants supérieurs à 100 km² et permet de décrire dynamiquement, au pas de temps décennaire, leur fonctionnement biochimique ainsi que la qualité de l'eau. Les processus de rétention du bassin versant sont calculés distinctement par compartiments (rétention du sol, de la zone riparienne et de la rivière). Dans le cadre de projets de recherche, ce modèle a été utilisé avec succès sur plusieurs systèmes contrastés en termes de régime hydrologique et de sources de pollutions anthropiques. En premier lieu, le modèle a été développé sur la Seine (Ruelland et al. 2007 ; Thieu et al. 2009), puis a été utilisé dans d'autres contextes hydrographiques tels que sur le Danube (Thieu et al. 2012) et le Fleuve Rouge (Le et al. 2010).

Le modèle Nutting'N (pour NUTrient Transfer modelling) (Dupas et al. 2013; Legeay et al. 2015) est basé sur une approche conceptuelle dont la méthode de calage est statistique. Ce modèle permet à partir d'une fonction de transfert inhérente aux masses d'eaux et au réseau hydrographique du bassin versant, d'évaluer les flux interannuels moyens d'azote exporté. Le principe de ce modèle repose sur le calcul du surplus sont associés à des coefficients de transfert effectif vers le milieu aquatique. Ce coefficient permet la distinction entre la part qui est retenue par le bassin (exportation de N par les plantes), la part retenue (dans les compartiments de stockage : eau et sol) et la part qui est transformée (dénitrification). Deux processus de rétention sont différenciés dans ce modèle : une rétention « bassin » (calculée uniquement à partir des apports agricoles diffus) et une rétention « rivière » (calculée à partir des apports agricoles diffus et ponctuels).

Les modèles présentés précédemment peuvent être classés comme suit Figure I-6 en fonction de leur approche (empirique vs mécaniste) et de leur résolution spatio-temporelle. Leur diversité permet d'appréhender les différentes perspectives de modélisation de la cascade de l'azote.

De la cascade de l'azote aux leviers de mitigation paysagers

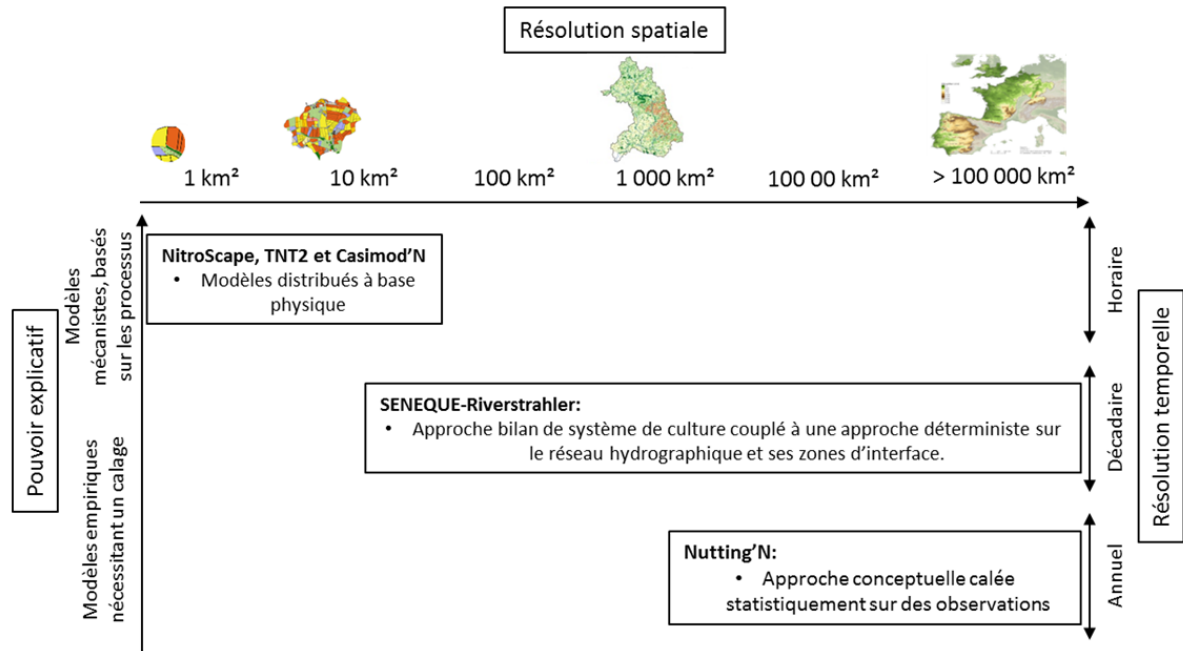


Fig I-6: Synthèse de la typologie des modèles de la cascade de l'azote en fonction de leur pouvoir explicatif et de leur résolution spatio-temporelle (Figure modifiée issue du rapport Programme T3 du projet ESCAPADE).

I.4 Contexte collaboratif de la thèse et positionnement des objectifs spécifiques

Ce travail de thèse, réalisé de janvier 2015 à janvier 2018, est financé à 50% par l'Agence Nationale de la Recherche (ANR) et à 50% par Arvalis l'institut du végétal et s'inscrit dans le cadre du projet ESCAPADE (Evaluation de Scénarios sur la Cascade de l'Azote dans Paysages Agricoles et de moDELisation territoriale). Les quatre mois supplémentaires nécessaires à l'achèvement de cette thèse de janvier à mai 2018 ont été financés par le contrat Bag'ages (projet Agence de l'Eau Adour Garonne).

I.4.1. Positionnement de la thèse dans le projet ESCAPADE

Le projet ESCAPADE ambitionne, par l'étude de combinaisons novatrices (i.e. mobilisations de leviers agricoles concernant l'utilisation de l'azote et de leviers paysagers), de réduire les pertes d'azote vers l'environnement tout en maintenant la productivité des agroécosystèmes. Ce projet est financé par l'ANR (ANR-12-AGRO-0003) dans le cadre du programme AGROBIOSPHERE. Ce projet aspire à :

- améliorer les connaissances vis-à-vis des processus impliqués dans la cascade de l'azote réactif et des pertes d'azote dans l'environnement,
- envisager des stratégies innovantes et durables de gestion de l'azote et les évaluer dans des scénarios agro-environnementaux,
- réaliser des expérimentations au champ et des enquêtes de fermes afin d'améliorer l'approche par modélisation, en vue de quantifier et de valider les bilans d'azote et les flux associés.

Afin de mener à bien ses objectifs, le projet ESCAPADE a été décliné en six tâches distinctes telles que présentées dans la Figure I-7.

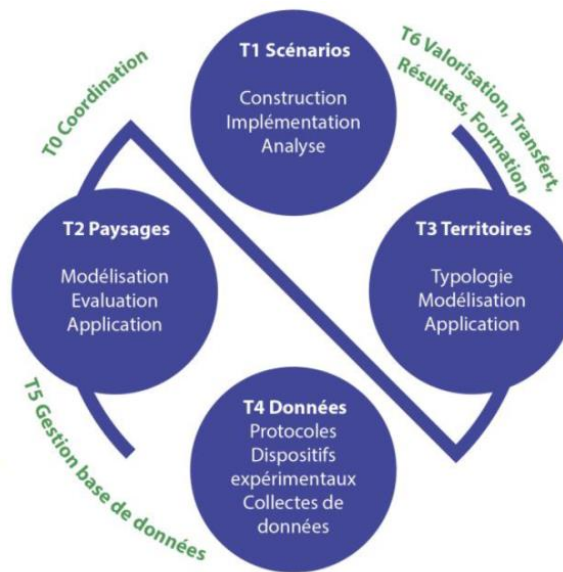


Fig I-7: Schéma de la structure des tâches du projet ESCAPADE (source: n-escapade.com).

Les quatre tâches principales du projet consistent en :

- la construction de scénarios de gestion de l'azote pour la **tâche 1**. Ces scénarios combinent des leviers d'actions à différentes échelles, de la parcelle (formes, quantités et dates d'apports...), de l'exploitation agricole (succession de cultures, gestion des troupeaux...) et du bassin versant (mosaïque paysagère). Ces scénarios ont par la suite été évalués par les modèles développés dans les tâches 2 et 3.
- le développement de modules et la calibration des modèles permettant l'intégration et l'évaluation de processus impliqués dans la cascade de l'azote ont été effectués dans la **tâche 2** pour les modèles retenus à l'échelle du paysage (quelques kilomètres carrés à une dizaine de kilomètres carrés) et dans la **tâche 3** pour les modèles retenus à l'échelle du territoire (centaines de kilomètres carrés à un millier de kilomètres carrés).
- l'acquisition de données sur les flux et concentrations de diverses formes azotées a été réalisée dans le cadre de la **tâche 4**. Des mesures au champ, des inventaires agricoles (bâtiments et pratiques agricoles) et des données de cartographie ont été réalisés afin de calibrer les modèles des tâches 2 et 3.

Bien que mon travail de thèse s'inscrive essentiellement dans la tâche 1 du projet ESCAPADE, d'étroites collaborations ont été réalisées avec l'ensemble des partenaires du projet.

Quatre sites d'études contrastés en termes d'agriculture, de pédologie et de climat ont été sélectionnés dans le cadre de ce projet (localisés dans la Fig I-8). Là encore, ce choix a été effectué lors de la phase de montage du projet. Ces sites répondent à deux exigences *sine qua non* du projet : de deux échelles imbriquées de bassins : sites de quelques kilomètres carrés à une dizaine de kilomètres carrés inclus dans un bassin pouvant mesurer quelques centaines de milliers de

kilomètres carrés, de disposer d'un suivi hydrologique de longue durée (débit et concentration de nitrate) et d'une expertise des pratiques agricoles aux deux échelles.



Fig I-8: Localisation des sites d'études (source: n-escapade.com).

Mon travail s'est particulièrement focalisé sur les sites de Kervidy-Naizin (site de 5km² situé dans le Morbihan) et Auradé (site de 3km² situé dans le Gers) qui ont fait l'objet d'une valorisation scientifique. Le site de l'Orgeval a également fait l'objet d'un travail approfondi sur les pratiques agricoles mais celui-ci n'a pu aboutir à une valorisation scientifique dans le cadre de cette thèse, en raison de la disparité des données. La description détaillée de ces trois sites est disponible dans le chapitre II. Le site d'OS² ne possédant pas de suivi longue durée des débits et ayant la particularité d'être drainé, n'a pas fait l'objet de simulation dans la cadre de cette thèse mais a été étudié dans le cadre du stage de fin d'étude de (Franqueville 2016).

I.4.2. Objectifs spécifiques et démarche adoptée dans la thèse

I.4.2.1. Objectifs de la thèse

L'objectif général de ce travail de thèse, au vu des éléments présentés précédemment, est de contribuer à améliorer les connaissances sur l'efficacité de leviers d'aménagement paysagers combinés ou non à des leviers agricoles afin d'aboutir à une atténuation de l'ensemble des flux d'azote dans les bassins versants agricoles. Pour cela, les étapes de travail seront les suivantes :

- L'élaboration d'un cahier de scénarios visant à diminuer les flux d'azote à l'échelle du bassin versant tout en limitant les pertes de productions et qui soit transposable à d'autres bassins versants.
- La mise en œuvre de ce cahier de scénarios via des modèles distribués
- L'amélioration des connaissances sur le cycle et les transferts d'azote dans une vision « cascade ».

I.4.2.2. Démarche adoptée

Les leviers sont combinés à plusieurs niveaux dont nous avons vu précédemment qu'ils étaient essentiels et complémentaires : à l'échelle de la parcelle par l'optimisation des pratiques (i.e. implantation de culture dérobée, modification des pratiques de fertilisation) et à l'échelle paysagère par l'aménagement du territoire via l'implantation de haies, bande enherbées ou la gestion des zones humides. Les effets des pratiques agricoles sur les flux d'azote à l'échelle de la parcelle ont été largement étudiés dans la littérature, contrairement à l'effet de la structure des paysages et, a fortiori, la combinaison « pratiques à la parcelle » et « agencement des éléments du paysages ». C'est sur cet aspect particulier que la thèse souhaite faire des avancées. La réponse des bassins versants aux différentes mesures d'atténuation mises en œuvre est non linéaire, en raison des processus hydrogéochimiques qui opèrent dans l'environnement en lien avec la répartition et l'utilisation des terres au sein du bassin et avec les caractéristiques physiques des milieux (Nikolaidis et al. 1998), d'où le recours à la modélisation.

L'originalité de la démarche adoptée dans cette thèse consiste en: (i) la prise en compte de l'ensemble des flux composant la cascade de l'azote à différentes échelles (ii) l'analyse des processus et des interactions (synergie, antagonisme) mis en jeu lors de la combinaison de différentes mesures d'atténuation de cette pollution à l'échelle de la parcelle, du paysage et du système d'exploitation, (iii) l'observation sur des sites contrastés (i.e. en termes de climat, géologie, topographie, système de production et structure du paysage) de l'effet de la mise en œuvre de ces mesures en fonction du contexte local.

I.4.3. Structure de la thèse

De manière cohérente avec la démarche présentée ci-dessus, les différents chapitres de la thèse sont déclinés comme suit : le premier chapitre, après un bref aperçu des causes et des conséquences du bouleversement du cycle de l'azote dans les agroécosystèmes, s'est concentré sur un état des lieux des méthodes (i.e. les scénarios) et des outils (i.e. les modèles). Ce chapitre a également permis d'introduire les questions de recherche spécifiques à ce projet de thèse, projet qui s'intègre dans un programme plus vaste : le projet ESCAPADE.

Dans le second chapitre, il est précisé le cœur de la méthodologie adoptée dans cette thèse. La présentation des sites d'études contrastés (i.e. le site Kervidy-Naizin en Bretagne et le site d'Auradé en Gascogne) en termes de systèmes agricoles, de topographie, de climat de sol, etc., les jeux de données associés (i.e. pratiques agricoles et autres données d'entrée (météorologie, débit, concentration de nitrates)) y sont présentés. Les difficultés rencontrées et les solutions abordées pour constituer des bases de données complètes pour les modèles sont exposées. Le choix du set de scénarios est également expliqué et argumenté en raison des contraintes posées par les modèles choisis (modèle distribué : TNT2 et Nitroscape).

Le troisième chapitre consiste en la présentation des résultats obtenus avec TNT2 sur l'un des deux sites d'études (le site breton de Kervidy-Naizin). Le jeu de scénarios défini dans le chapitre II a été mis en œuvre permettant de comparer deux stratégies de mitigation de l'azote, l'optimisation des pratiques agricoles, et l'optimisation du paysage avec l'implantation de zones environnementales. Ce

chapitre a exploré la question de la linéarité de la réponse de ce bassin versant en fonction, d'une part, de la localisation et, d'autre part, de la surface des emprises de zones environnementales.

La comparaison des deux sites d'étude et leur réponse vis-à-vis de la mise en œuvre du set de scénarios sont traitées dans le quatrième chapitre. Les questions méthodologiques de ce chapitre ont porté sur la transcription des scénarios au second site d'études afin que ceux-ci soit comparables malgré les différences structurelles et la disparité des données disponibles sur les deux bassins. Les réponses en termes de dynamiques de flux vis-à-vis de la mise en œuvre des scénarios et de leurs efficacités relatives sur ces deux bassins ont été ensuite analysées.

Le cinquième chapitre s'est axé sur la comparaison de deux modèles agro-hydrologiques spatialisés : le modèle Nitroscape et le modèle TNT2. L'objectif de ce chapitre était d'étudier la complémentarité et la performance de ces deux modèles ainsi que d'analyser les résultats atmosphériques obtenus avec le modèle Nitroscape afin de compléter l'évaluation des scénarios.

La question du changement d'échelle est abordée dans le sixième chapitre. Pour cela, le modèle SENEQUE est dans un premier temps appliqué à l'échelle du site de Kervidy-Naizin, puis dans un second temps à l'échelle du territoire du Blavet. Les verrous du changement d'échelle ont ainsi pu être identifiés et des pistes pour les lever ont été étudiées. Les questions sous-jacentes de ce chapitre et son intérêt résident dans les degrés de liberté offerts en termes d'atténuation des flux d'azote grâce à une approche territoire.

L'imbrication des chapitres entre eux et la démarche adoptée dans ce travail de thèse ainsi que les questions associées sont synthétisées dans la Fig I-9.

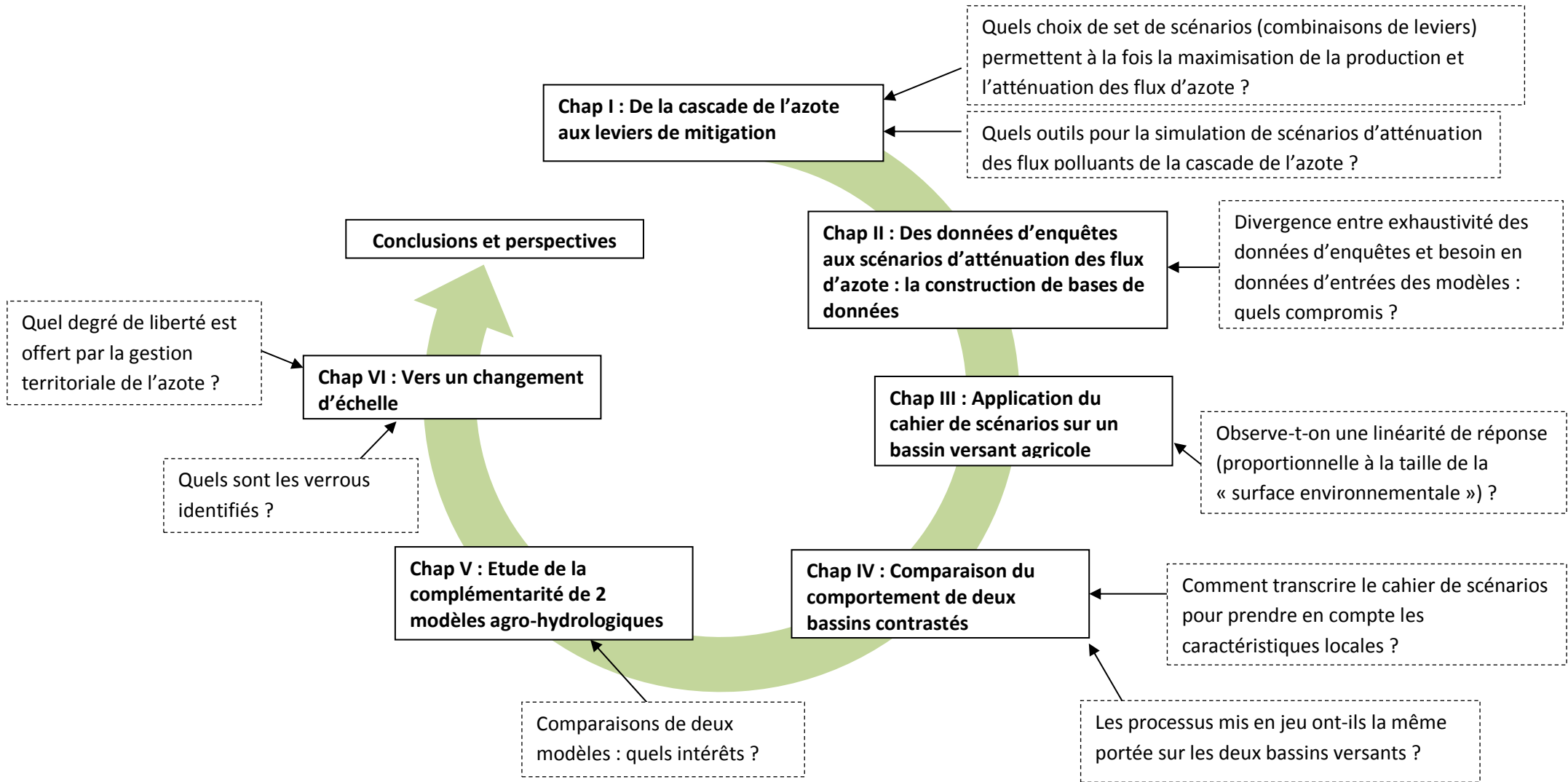


Fig I-9: Représentation de la démarche adoptée pour ce travail de thèse et questions associées.

A retenir Chapitre I

La difficulté d'atteindre des niveaux suffisamment bas de pollutions azotées d'origine agricole malgré les politiques de réglementation mises en place, souligne l'importance de rechercher des solutions alternatives.

La modélisation de scénarios exploratoires a donc été retenue car elle présente l'avantage de pouvoir quantifier l'atténuation des flux à l'échelle du bassin versant, mais également de comparer l'efficacité de scénarios sur des paysages agricoles contrastés en termes de caractéristiques pédoclimatique et de production agricole.

Les objectifs principaux de cette thèse sont :

- D'élaborer un cahier de scénarios et qui permettent de diminuer les flux d'azote à l'échelle du bassin versant tout en limitant les pertes de productions et qui soit transposable à d'autres bassins versants.
- De mettre en œuvre ce cahier de scénarios via des modèles distribués
- D'améliorer les connaissances sur le cycle et les transferts d'azote.

Chapitre II. Des données de terrain et d'enquêtes aux scénarios d'atténuation des flux d'azote : la construction de bases de données

II.1 Les données brutes

Dans le cadre de cette thèse, les données brutes sont définies comme toutes données essentielles à une simulation mais non formatées en données utilisables dans le modèle. En effet, un traitement est souvent nécessaire afin de les transcrire et de les compléter selon les exigences du modèle. Les parties suivantes détaillent ces étapes et mettent en évidence les limites et contraintes rencontrées ainsi que les règles d'arbitrage adoptées pour constituer les jeux de données simulés (i.e. enquêtes de pratiques agricoles, parcellaires, données de calibration et de forçage).

II.1.1. Constitution d'une chronique longue durée : une nécessité

Le bassin versant est une entité complexe où l'imbrication des différents processus génère une réponse hydrochimique non-linéaire (Beven 2001 ; Sivakumar and Singh 2012). Cette réponse est fortement corrélée au positionnement du point d'étude dans le bassin et à l'état du système (Beven and Smith 2014), l'état du système étant la résultante d'actions antécédentes. L'impact des changements de pratiques agricoles ayant pour objectif une diminution des flux d'azote n'est pas immédiatement perceptible. En effet entre la mise en œuvre de la mesure et la réponse en sortie de bassin versant, un délai est observable (Ruiz et al. 2002). La détermination des divers temps caractéristiques (Fig II-1) permet de mieux appréhender et comprendre les hétérogénéités de réponses des bassins versants et la nécessité de simulation longue durée.

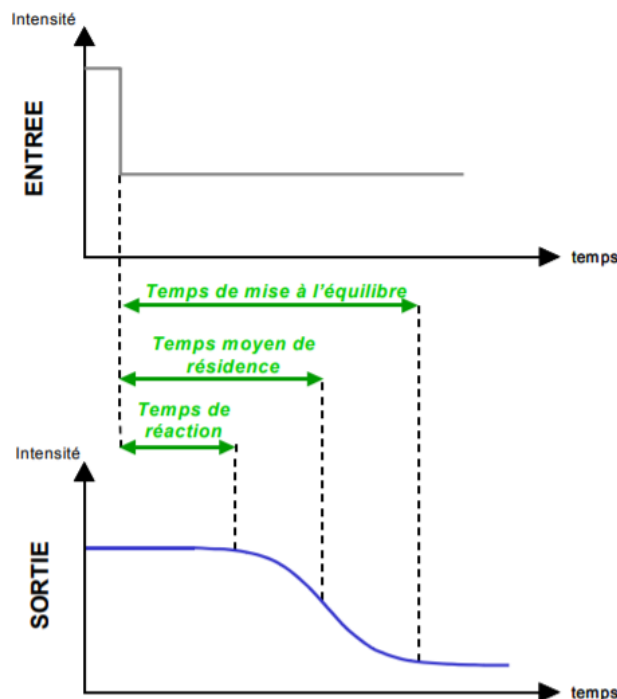


Fig II-1: Identification des différents temps caractérisant la réponse hydrochimique d'un bassin versant (CSEB 2005).

Ces temps caractéristiques peuvent être définis de la façon suivante. Pour les illustrer, le contexte breton a été pris en exemple :

- **Le temps de réaction** correspond au temps nécessaire après un changement de pratiques agricoles, pour détecter une évolution des flux ou des concentrations d'azote à l'exutoire du bassin. Les résultats de modélisation mettent en évidence un temps de réaction pouvant s'étendre de 2 à 5 ans selon les caractéristiques des bassins versants (i.e. dans le cadre de cet exemple, il s'agit de petits bassins versants de quelques kilomètres carrés de l'Ouest de la France) (Bordenave et al. 2005; Molenat and Gascuel-Oudou 2002). La modélisation est préférée aux mesures *in situ* pour caractériser ce phénomène étant donné qu'elle permet, toutes choses égales par ailleurs, d'estimer l'impact d'un scénario de changement de pratique. De plus, ces changements sont souvent graduels et asynchrones entre les exploitations, rendant difficile l'interprétation des temps caractéristiques à partir de suivis de terrain.
- **Le temps moyen de résidence** ou temps moyen de transfert désigne le temps moyen de séjour d'une molécule d'eau dans le bassin versant, jusqu'à sa sortie à l'exutoire. Le temps de résidence est très variable selon la position d'où la molécule d'eau (ou d'azote) part dans le bassin. Lorsque c'est en bas du versant, le temps de résidence est souvent inférieur à l'année. Mais si elle arrive de la partie supérieure du versant (du haut au milieu) alors le temps est généralement supérieur à l'année, le temps moyen de résidence étant évalué pour le nitrate entre 5 et 10 ans dans les bassins versants Bretons (Ayraud et al. 2008 ; Molenat and Gascuel-Oudou 2002 ; Mougin et al. 2004).
- **Le temps de mise à l'équilibre** représente le délai entre un changement de pratiques agricoles et la stabilisation des flux ou des concentrations à l'exutoire en réponse à ce changement. La notion d'équilibre est un concept théorique. En effet, les pratiques sur les bassins étant en perpétuelle évolution, les bassins n'atteignent donc jamais un état d'équilibre strict. Ce temps est très hétérogène et dépendant de l'inertie du bassin, il est de l'ordre de 10 à 20 ans selon les dynamiques hydrologique et hydrochimique (CSEB 2005 ; Gascuel-Oudou and Merot 1986; Molénat et al. 2002).

Au vu du délai nécessaire à la stabilisation des flux à l'exutoire, et donc à la quantification des effets des mesures mises en place, la durée de simulation des scénarios a été fixée à 10 ans. Ces dix années de simulation sont précédées par quatre années de pratiques actuelles communes à l'ensemble des scénarios, afin d'initialiser correctement l'ensemble des variables d'état du modèle. Les données d'enquêtes présentées dans la partie suivante ont dû être renseignées sur la totalité de la simulation soit 14 ans.

II.1.2. Les données d'enquêtes

La simulation de scénarios via des modèles entièrement distribués nécessite l'acquisition d'un nombre important de données. En effet, il est nécessaire de renseigner le système de culture associé à chaque parcelle sur l'ensemble de la durée de simulation. La cohérence des différentes opérations culturales et de la succession logique de ces opérations dans le temps et dans l'espace (Le Gal et al. 2010) est donc primordiale. De plus, la discrétisation du temps en pas de temps journalier dans ces modèles impose qu'une seule action soit réalisée par jour. Le travail du sol ne peut donc pas être

Des données de terrain et d'enquêtes aux scénarios d'atténuation des flux d'azote : la construction de bases de données

affecté au même jour que le semis. En cas d'interventions réalisées le même jour d'après les enquêtes, celles-ci ont donc dû être découplées.

Dans cette thèse, en fonction des données disponibles sur les sites d'étude, des stratégies différentes ont été adoptées afin de constituer les bases de données des scénarios. Les formulaires et l'architecture de cette base Access, communs à chaque site, sont présentés en annexe II. Il est également important de souligner que cette architecture a été conçue dans le cadre d'un projet précédent (Projet NitroEurope 2006-2011), dans lequel, faute de finalisation des développements du modèle Nitroscape, la simulation de scénarios n'avait pu aboutir sur les sites d'études.

Le formulaire de la base est subdivisé en quatre sous-parties: les informations générales de la ferme, les données à la parcelle (date de semis, fertilisation (type, taux et date), date de récolte, etc.), les données de gestion des effluents et les données sur les bâtiments (gestion du bétail et ration). La volonté première d'exhaustivité et d'adaptabilité de la base de données en termes de pratiques culturales mais également de gestion de troupeau, engendre une architecture de base particulièrement complexe avec la mise en relation de 38 tables. Contrairement à la démarche adoptée dans le projet (i.e. adoption d'une architecture de base de données préalablement construite), Codet (2007) recommande de mener en parallèle les enquêtes terrain et la construction informatique de la base de données et incite à une forte collaboration entre les différents acteurs afin de construire un outils opérationnel pour la problématique posée. L'élaboration de l'architecture de la base antérieure à l'étude et le non-suivi de ces recommandations ont résulté en des bases de données remplies de façon inégale et peu optimale. En effet, les bases de données ont été remplies par site (i.e. bases de données brutes fournies par les responsables de sites que j'ai ensuite corrigées et validées). L'absence d'une forte collaboration inter-sites a entraîné des divergences de compréhension dans la complétion de la base malgré des discussions menées en amont sur le renseignement des tables ; ainsi par exemple le retournement de la prairie peut dans une base être considéré comme une récolte (renseignée dans `tbl_Crops`) ou comme une fauche (renseignée dans `tbl_GrassCuttingRecord`), ces deux démarches étant cohérentes mais entraînent des différences de fichiers de sorties et de simulation. La complétion des bases de données n'est pas homogène sur l'ensemble des sites car elle reflète en partie les données disponibles et la vision de l'opérateur de chaque site. Les questionnaires d'enquêtes et la complétion des bases par les opérateurs étaient sous la responsabilité des sites ce qui explique la diversité de format et d'information collectées. L'exhaustivité des données recueillies et leur fiabilité sont dépendantes de la capacité de l'opérateur à reformuler les questions et mobiliser ses connaissances dans le but de renseigner le questionnaire sans l'orienter (Codet 2007). Cependant, le recours aux questions fermées permet d'augmenter la fiabilité des réponses obtenues (Codet 2007) et donc limiter les erreurs liées à l'interprétation des opérateurs sur les différents sites. Les démarches adoptées par site pour la complétion des bases de données, sont également liées aux données préalablement disponibles et aux caractéristiques des exploitations présentes sur le territoire. Avant d'explicitier ces différentes démarches, la Figure II-2 présente les différences structurelles entre sites.

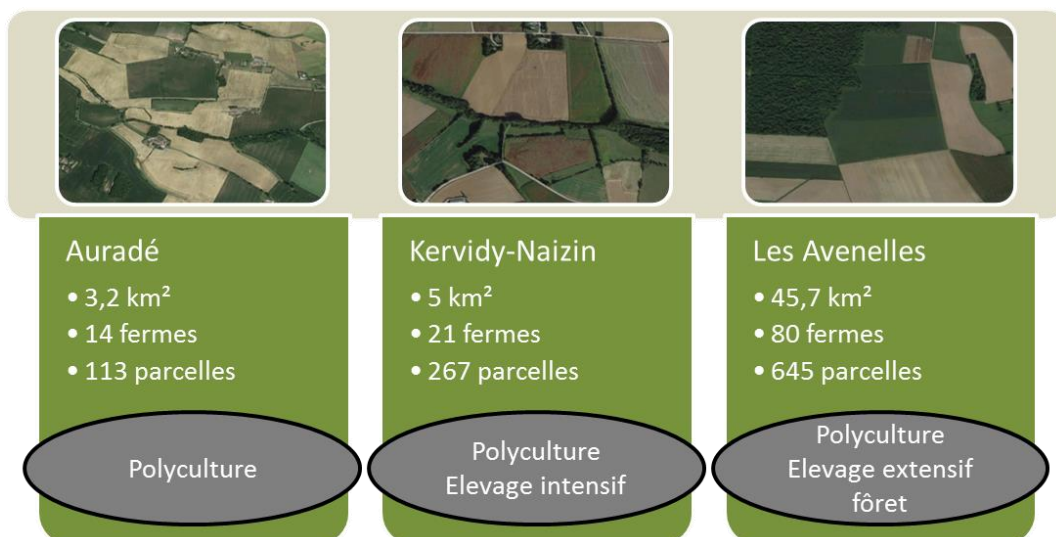


Fig II-2: Tableau comparatif des trois sites principaux d'ESCAPADE.

Selon les caractéristiques du site (i.e. taille, systèmes de production plus ou moins nombreux, variés et complexes) et leur historique de travaux et d'enquêtes, les sites ont opté pour des stratégies de complétion de base de données différentes, comme explicitées ci-après.

Site d'Auradé : Le renseignement de la base sur le site d'Auradé, par sa simplicité relative (taille moindre et système de polyculture à motif de rotation simple et peu diversifiée (i.e. principalement blé/tournesol), a néanmoins nécessité la combinaison de plusieurs méthodes pour la constituer sur l'ensemble de la période de simulation soit de 2002 à 2015 :

- Pour la période la plus récente de 2013-2015 : une enquête auprès de l'association du 'groupement des Agriculteurs de la Gascogne Toulousaine' sur les pratiques agricoles effectives a été réalisée par E. Guigues and V. Payre.
- Pour la période de 2005-2013 : des données ponctuelles de pratiques agricoles renseignées par quelques agriculteurs auprès de l'association ont été exploitées par S. Ferrant. L'extraction de données issues du RPG (Registre Parcellaire Graphique) a permis de compléter l'assolement sur l'ensemble du site. Un itinéraire technique y est ensuite associé en fonction des pratiques de fertilisation connues de l'exploitation. Dans un dernier temps les dates de semis ont été optimisées grâce à l'utilisation d'image satellite de télédétection. Des travaux, menés sur ce site par S. Ferrant, ont permis de mettre en évidence l'intérêt de renseigner précisément les dates de semis des cultures pour améliorer les résultats de modélisation (Ferrant 2009).
- Pour la période la plus ancienne de 2005 à 2002 : en l'absence de données de pratiques agricoles renseignées par les agriculteurs et au vu des rotations courtes (blé/tournesol) et peu diversifiées, il a été décidé dans le cadre de la thèse de reproduire le motif principal de la rotation de chaque parcelle, cette méthode ayant précédemment été utilisée sur ce site par Ferrant (2009).

La dernière étape de la constitution de cette base de données a été la validation de la cohérence de l'ensemble de la chronique de données et leur compatibilité de format avec les modèles.

Site de Kervidy-Naizin : deux enquêtes avaient été menées lors de précédents projets, la première en 2009 (projet NitroEurope) et la seconde en 2013 (projet MOSAIC ANR-12-AGRO-0005). La première enquête s'est focalisée principalement sur les bâtiments et la conduite de l'élevage (bétails, temps en bâtiment, stockages des effluents et bâtiment d'élevage), ainsi que pour la partie culture : sur l'assolement, les successions de cultures et les itinéraires techniques réalisés en moyenne sur les cinq dernières années. La seconde enquête s'est quant à elle concentrée sur les rotations associées à des itinéraires techniques moyens à la parcelle sur les dix dernières années. Les rotations décrites sont très diverses, allant de la plus simple telle qu'une monoculture de maïs à la rotation la plus complexe sur huit ans avec une succession de prairie de 3-4 ans suivie de maïs, céréales et légumes. Ainsi, dans cette enquête, trente-sept rotations ont été décrites. Ces rotations décrites en 2013 ont ensuite été extrapolées dans le cadre de cette thèse sur l'ensemble de la durée de simulation afin de constituer une chronique entière de 2002 à 2015. Une attention particulière a été portée dans le projet ESCAPADE à la jonction des deux bases de données afin d'assurer leur cohérence et vérifier leur continuité. Cependant, il faut noter que la vente d'exploitation ou l'échange de parcelles entre exploitations (ces modifications représentant 30% du bassin) ne sont pas renseignés dans les enquêtes, ce qui a rendu difficile cette étape de jonction. Dans le cadre de la thèse, les données acquises par C. Rieux lors de l'enquête MOSAIC, plus récente et avec des données plus détaillées et complètes en termes de pratiques agricoles, ont été préférées aux données NitroEurope. En effet, l'ensemble des agriculteurs y avaient répondu contrairement à la précédente enquête.

Dans cette enquête d'une manière générale, les cultures annuelles ont été renseignées de manière précise (culture en rotation et itinéraires techniques) alors que les prairies l'ont été bien moins, ce qui a nécessité un réel travail de dépouillement et de complémentation dans le cadre de la thèse. En effet, les informations concernant l'utilisation des prairies étaient très fragmentaires et peu précises, par exemple la fauche des prairies consistait en un nombre de fauches sur l'année. Une étape de transcription de ce nombre de fauches en dates a donc été nécessaire. Le renseignement du pâturage a aussi été un point sensible sur le bassin de Kervidy-Naizin. En effet, quasiment aucune information sur le cahier de pâturage n'a été acquise lors des deux enquêtes citées plus haut. L'objectif du projet MOSAIC portait sur la dynamique des matières organiques des sols et donc sur les pratiques de fertilisation à la parcelle et non sur les pratiques de pâturage. Ne s'agissant pas d'informations prioritaires dans le cadre de ce projet, peu de questions sur ces pratiques ont donc été posées. Ainsi, les questions sur le pâturage se résument dans cette enquête à une question sur l'accessibilité des parcelles et à la durée de mise à l'herbe. La disparité des réponses obtenues à cette deuxième question soulève l'importance d'un opérateur aguerri et partie-prenante du projet (i.e. avec une bonne connaissance des objectifs du projet). En effet, selon les agriculteurs, les réponses allaient de 15 jours à 248 jours. Cette divergence de réponses met en évidence la confusion dans la question entre le temps effectif de présence du bétail au pâturage (i.e. nombre de jours pendant lequel les animaux ont pâturé cette parcelle) et le nombre de jours séparant la date de la mise à l'herbe et la date de retour en bâtiment. De plus les données sur le pâturage n'étaient pas directement exploitables dans le cadre de cette thèse pour une autre raison : seules les parcelles incluses dans le bassin versant ont été renseignées lors des enquêtes, la surface totale en prairies pâturées n'est donc pas connue. La surface en prairie totale a donc été déduite dans ce travail à partir de données générales d'exploitation (Surface Fourragère Principale) et à dire d'expert. Des prairies virtuelles ont été créées à l'extérieur du bassin versant afin de reconstituer la sole de

parcelles pâturables. Des règles de décisions ont donc été édictées à dire d'expert afin de simuler un cahier pâturage. Les détails de ces règles sont disponibles en annexe III.

Site des Avenelles : en raison de la taille du site (45,7 km² dont 25,5 km² de SAU), il a été impossible d'enquêter de façon exhaustive l'ensemble des fermes. Le RPG 2010 et le RA 2010 (Recensement Agricole) ont donc été utilisés par J. Anglade afin de déduire l'orientation des exploitations et la géométrie des ilots parcellaires. Plusieurs bases de données (APOCA, ArSeine et données IRSTEA) ont été ensuite compilées de manière à renseigner pour chaque ilot un assolement et des pratiques standards associées. Ces données standards sont renseignées en fonction de l'orientation de l'exploitation. Des enquêtes sur les huit élevages les plus concernés (i.e. la proportion de la SAU des exploitations comprises dans le bassin versant des Avenelles) ont également été menées en 2016 par Juliette Anglade pour renseigner les pratiques de gestion du bétail. Concernant les intercultures, peu d'informations précises étaient disponibles, seul le pourcentage total dans le bassin était connu. Un traitement statistique a été réalisé afin d'attribuer aléatoirement ces surfaces.

En raison de la disparité de précision de la saisie des pratiques agricoles entre les Avenelles, Kervidy-Naizin et Auradé, et du retard de développement et de calibration du modèle, le choix a été fait de ne pas simuler les scénarios sur les Avenelles. En effet, pour Kervidy-Naizin et Auradé, chaque parcelle a un itinéraire technique propre en fonction des pratiques de l'agriculteur et du positionnement de la parcelle dans le bassin, au contraire du bassin des Avenelles où un même itinéraire technique standard par culture est attribué en fonction de l'orientation de l'exploitation.

Quelle que soit la stratégie mise en place sur chaque site, il est important de souligner la difficulté d'implémenter dans les bases de données les évolutions de pratiques et les décisions opérationnelles (détaillées dans le chapitre précédent) propres à chaque exploitation. Les enquêtes sont des démarches chronophages autant pour l'agriculteur qui se soumet à un questionnaire exhaustif que pour l'opérateur (i.e. réalisation d'un questionnaire en adéquation avec les objectifs du projet, prise de contact avec les agriculteurs, réalisation des enquêtes puis dépouillement). Il apparaît difficile, dans ces conditions, de les multiplier davantage. Les informations recueillies dans les questionnaires sont, dans le cadre de ce projet, soit une représentation des pratiques actuelles moyennes (site de Kervidy-Naizin) ou soit des pratiques actuelles à l'instant t de l'enquête (site de Auradé) ce qui permet ensuite d'extrapoler sur une période plus longue. Il est important de souligner la différence entre les pratiques dites actuelles qui sont une interprétation « modélisable » par les modèles choisis dans le cadre de ce projet, des données enquêtées et les pratiques effectives « réelles » dans les exploitations, qui conditionnent en partie la qualité de l'eau mesurée, et qui sont plus complexes car dépendantes de décisions d'ajustements de l'agriculteur non prises en compte dans l'approche théorique (en fonction de la météo, de l'état des cultures et des prairies, etc...). Il s'agit là d'une des sources potentielles de différence entre les données résultantes de la qualité de l'eau observées et simulées utilisées pour estimer la performance des modèles.

Sur le site de Kervidy-Naizin, des relevés d'occupation de sol ont été réalisés deux fois par an durant la thèse (i.e. le premier relevé sur la période de juin-juillet pour l'observation des cultures d'été et le second relevé sur la période de novembre-décembre pour les intercultures et les cultures implantées en automne). Une comparaison entre l'assolement simulé par le modèle à partir de l'extrapolation des rotations types issues des données d'enquêtes de 2013 et celui obtenu par le relevé terrain a été effectuée pour l'année 2016. Cette comparaison met en évidence la relativement bonne capacité de

la méthode d'extrapolation des données d'enquêtes à représenter la proportion des cultures principales (voir Fig II-3). Les parts des prairies, des légumes et des cultures autres sont très similaires entre les deux méthodes *a contrario* de la part en céréales qui est surestimée de 17% aux dépens de la part de maïs, sous-estimée de 16%. Deux cartes confrontant la spatialisation de ces deux assolements ont été réalisées (présentées en annexe IV). La similarité spatiale entre ces deux cartes s'élève à 44% et à 52% en prenant en compte le rachat et la remise en culture d'un ilot important qui lors de l'enquête de 2013 était en jachère.

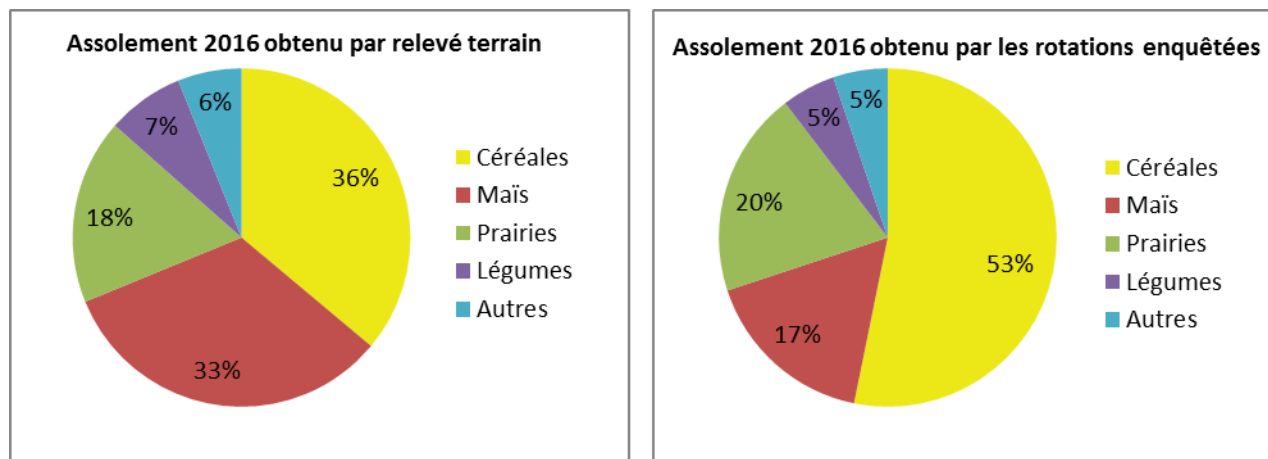


Fig II-3 : Comparaison des pourcentages de cultures principales obtenues par relevé terrain et par les rotations enquêtées (l'extrapolation de l'enquête de 2013) pour l'année 2016 sur le bassin de Kervidy-Naizin.

De plus, dans la conception actuelle des projets, du fait de la « lourdeur » des enquêtes de pratiques agricoles exhaustives et des modèles utilisés, un retard entre l'acquisition des données et leur valorisation est souvent observé. Par exemple dans le cadre du projet ESCAPADE, les données « pratiques réelles » ont été acquises en 2013 sur le site Kervidy-Naizin alors que la valorisation de ses données par la publication d'un article scientifique à comité de lecture, n'est effective qu'en 2018 soit au mieux quatre ans après leurs acquisitions. Les pratiques actuelles sont donc la représentation d'un passé proche plutôt que du présent.

Suite à cette étape de construction des pratiques actuelles, incluant des tests de cohérence des itinéraires techniques, de nombreuses étapes de vérifications et corrections des bases de Kervidy-Naizin et d'Auradé ont été menées.

II.1.3. Un parcellaire aux géométries multiples

Le parcellaire n'est pas un objet figé dans le temps comme l'est le plan cadastral. La Figure II-4 en est un exemple. Selon les années, l'agriculteur a découpé cette zone cadastrale en différentes parties correspondant à l'instant t à ses contraintes de stratégie, de rotation, de matériel agricole à disposition ou encore de météo.

Des données de terrain et d'enquêtes aux scénarios d'atténuation des flux d'azote : la construction de bases de données

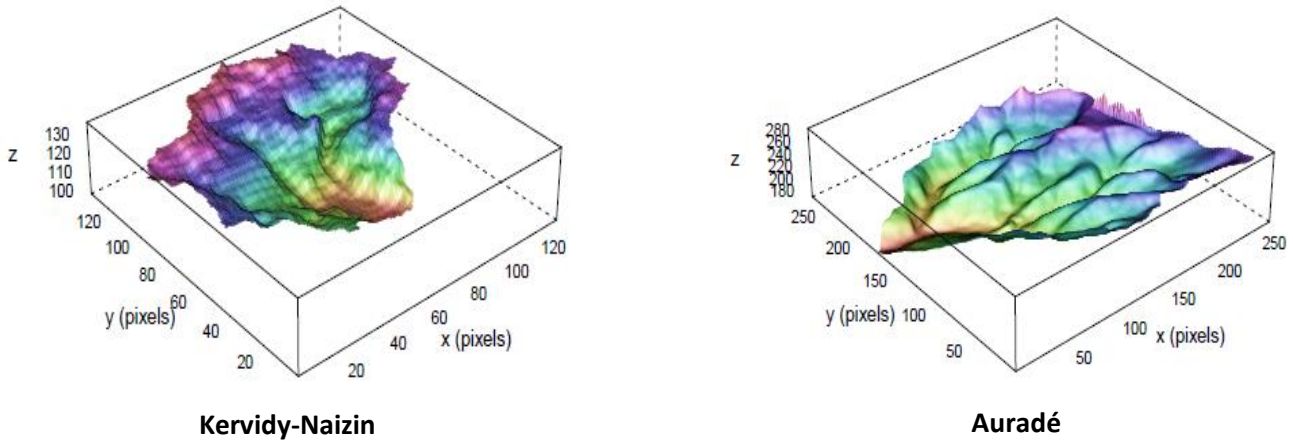


Fig II-5: Comparaison des MNT (Modèle Numérique de Terrain) des deux sites d'études.

II.1.4. Les données de forçage et données nécessaires à la calibration

Pour simuler l'évolution du système, le modèle nécessite des données d'entrée, ou de forçage, qui sont des données d'observation météorologiques (précipitations, température, évapotranspiration, rayonnement global) et des données sur les pratiques agricoles. Les équations du modèle nécessitent aussi de nombreux paramètres sur les plantes, le sol, etc., qui sont eux aussi en partie basés sur des mesures, ou qui, pour certains d'entre eux, sont ajustés lors de la calibration dans une gamme de valeurs définies a priori. Cette calibration se base sur l'ajustement des résultats du modèle vis-à-vis des données observées correspondant à des variables simulées par le modèle (débits, concentrations...). Les données de forçage doivent être complètes et continues sur toute la période de simulation. Or ce n'est pas le cas dans la pratique, d'où la nécessité de compléter ou de corriger les chroniques observées. Le chemin de la donnée et les bases de données nécessaires à la modélisation sont schématisés Fig II-6.

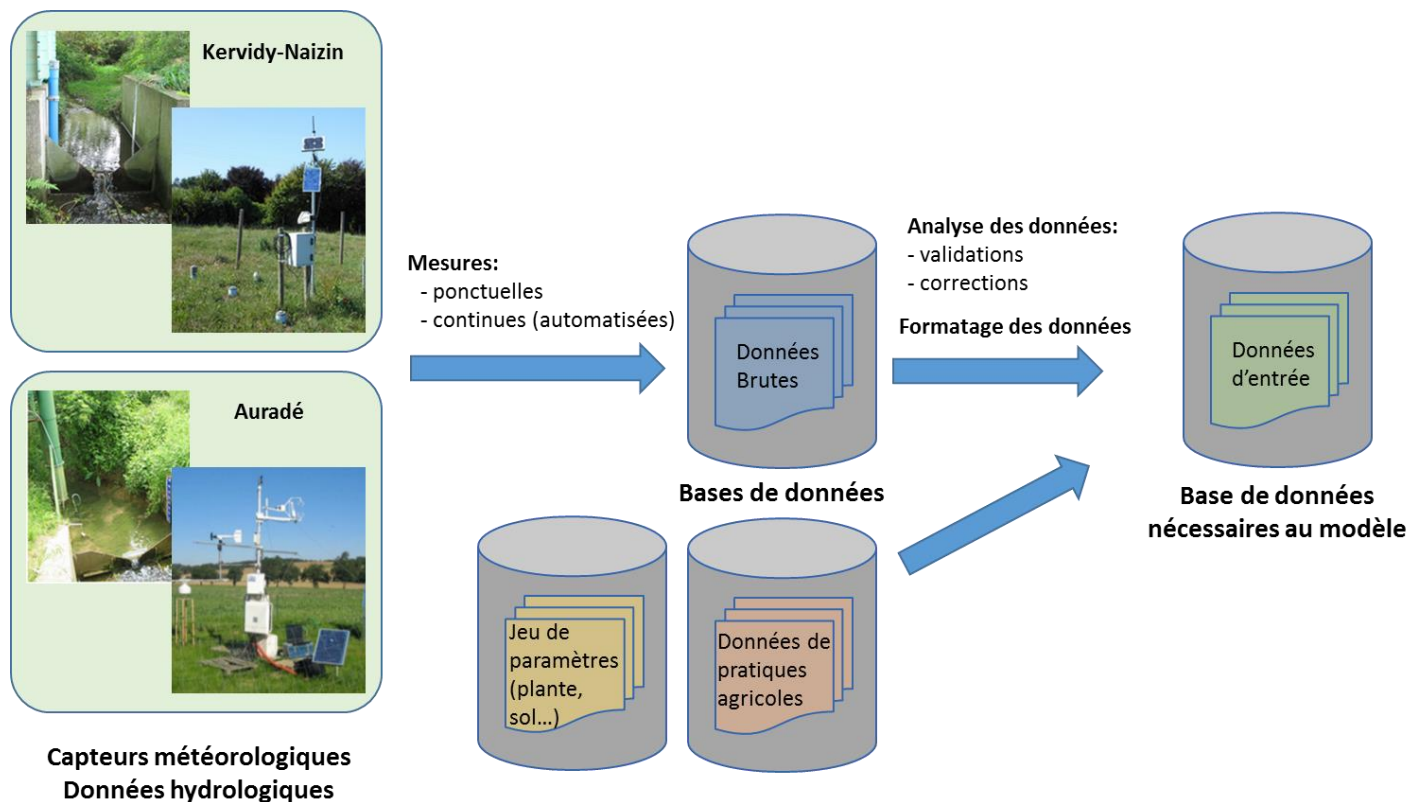


Fig II-6: Synthèse schématique du chemin de la donnée et de son acquisition aux jeux de données nécessaires à la modélisation.

Les origines de ces manques de données sont multiples : pannes, dégradation du matériel ou encore divers autres types d'avaries entraînant un arrêt de la mesure ou des mesures erronées. La localisation des sites d'étude par rapport au bâtiment des unités de recherche, à plus d'une heure de route, ne permet pas toujours un suivi quotidien. Une avarie survenue au lendemain du passage du technicien peut donc entraîner, selon la fréquence des passages, une perte de données conséquente.

Malgré l'attention particulière portée aux données collectées, certains dysfonctionnements sont parfois constatés *a posteriori* car les données sont traitées en différé. En cas d'endommagement du matériel, un laps de temps est nécessaire entre sa détection et sa résolution. L'ensemble de ces éléments met en évidence les difficultés d'acquisition de chroniques de longue durée journalière et l'importance du contrôle des données. L'expertise des personnes de terrain et l'historique du site sont également indispensables pour le suivi qualité de ces données.

En cas de lacunes dans les données climatiques, le choix a été fait de se reporter sur la station météorologique la plus proche. Sur Kervidy-Naizin, au vu de la bonne corrélation (R^2 0.8) entre les deux stations météorologiques de Kervidy-Naizin et Pontivy, une courbe de régression linéaire a été réalisée entre les deux stations afin de corriger une période de pluie pressentie comme sous-estimée sur la station de Kervidy-Naizin suite à un échange avec un technicien météo-France, de décembre 2005 à avril 2007. Notamment, il s'est révélé qu'un câble était endommagé, néanmoins les données sur cette période n'avaient pas été corrigées dans la base. Il faut noter que la proximité de la station météorologique la plus proche est relative au site d'étude. Si les stations de Naizin et de Pontivy ne sont séparées que d'une quinzaine de kilomètres, ce qui explique cette bonne corrélation, la station la plus proche du bassin d'Auradé est celle de Blagnac à plus de cent kilomètres. Néanmoins, en

Des données de terrain et d'enquêtes aux scénarios d'atténuation des flux d'azote : la construction de bases de données

L'absence d'autres données, les données de cette station ont été retenues pour compléter la chronique sur le bassin d'Auradé, à savoir de 2002 à 2005. Ce choix est aussi justifié par le fait que des travaux précédents sur Auradé ont également eu recours à cette station pour les données météorologiques (Ferrant, 2009).

Des travaux récents sur le site d'Auradé ont soulevé des questions concernant l'adéquation de la courbe de tarage du déversoir en V pour le calcul des débits à partir des hauteurs d'eau en comparaison avec des mesures directes de débit. Suite à ce constat, une nouvelle courbe de tarage a été élaborée modifiant ainsi l'ensemble de la chronique de débit et nécessitant donc un réajustement de la calibration du modèle TNT2.

II.2 Des données brutes aux données d'entrée

II.2.1. Les modèles, une simplification du réel

Dans le cadre de cette étude, les modèles sélectionnés se concentrent uniquement sur le cycle biogéochimique de l'azote. Les autres cycles biogéochimiques ayant également un impact majeur sur la cascade de l'azote et/ou sur la qualité de l'eau dans un bassin versant agricole tel que le carbone et le phosphore ne sont pas pris (P) ou très partiellement (C), en compte. Le couplage de ces différents cycles est un véritable challenge en termes de modélisation au vu de leur complexité et interdépendance.

La compréhension des flux d'éléments chimiques à l'échelle du bassin versant agricole est complexe en raison de la multitude de processus de transformation et de transfert qui y sont associés, qu'il s'agisse de l'azote (Durand et al. 2011) ou des molécules issues de l'utilisation des produits phytosanitaires (Lefrancq 2014; Tortrat 2005) associés à la production agricole. Dans un système spatial et temporel défini, une grille d'analyse des interactions fonctionnelles est utilisée afin d'appréhender la complexité du fonctionnement des bassins versants (Payraudeau 2002). Les modèles, de par leur conception, sont une représentation schématique de la structure et du fonctionnement du bassin versant agricole (Salmon-Monviola 2017). Le développement des modèles est continu. Il permet d'améliorer l'intégration de processus afin de toujours mieux représenter le réel. Le choix de ces développements est dépendant des objectifs des utilisateurs qui sélectionnent les processus à modéliser selon leurs questions et priorités. Néanmoins, il est important de noter que tout nouveau développement nécessite une longue phase de test et des validations/corrections, ainsi qu'un jeu de données suffisant pour ce faire.

Le modèle TNT2 considère les pratiques agricoles comme un agencement spatio-temporel de pratiques culturales qui doit être renseigné a priori. Dans le cas de simulation de situations passées ou présentes, nous avons vu que les observations et données d'enquêtes permettaient, moyennant de combler les manques, une reconstitution à peu près fidèle de ces pratiques. Par contre, dans le cas de scénarios impliquant des modifications profondes des systèmes de culture, voire des systèmes de production, la prise en compte des logiques systémiques et des contraintes des exploitations devient nécessaire. C'est la raison pour laquelle a été développé le modèle CASIMOD'N, qui couple TNT2 avec un modèle d'exploitation, MELODIE (Moreau 2012). Il était prévu dans ce travail d'utiliser ce modèle pour créer des scénarios de changement de système sur le site de Kervidy-Naizin, mais les

retards de développement et l'inadéquation de la base de données constituée vis-à-vis des informations nécessaires au paramétrage de MELODIE n'ont pas permis de mener à bien ce volet de l'étude.

Le modèle Nitroscape intègre un module « exploitation Farm-EF ». Ce module développé à partir des données de Peyraud et al. (2012) permet la simulation des émissions gazeuses liées aux bâtiments d'élevage et aux stockages d'effluents. En fonction des caractéristiques des bâtiments (ventilation, type de litière...) et des animaux présents (type d'animaux, âge, temps en bâtiment, nombre...), des coefficients d'émissions γ sont alloués. La simulation des émissions des bâtiments et des dépôts associés est une plus-value de Nitroscape vis-à-vis du modèle TNT2.

II.2.2. Les contraintes d'implémentation des données dans le modèle : Quels impacts sur les scénarios simulés

Le choix des scénarios et la pertinence des résultats simulés sont déterminés par la compatibilité entre la problématique (i.e. la question posée et les solutions envisagées) et la capacité du modèle à simuler les processus mis en jeu (Jakeman et al. 2006) pour répondre à ces questions posées. En effet, les modèles, de par leur conception, sont construits pour répondre à des questions scientifiques qui ne sont pas forcément directement transposables à d'autres objectifs. Ils nécessitent, par ailleurs, de respecter des spécifications techniques (types et format de données) en vue de leur utilisation. Le formalisme intrinsèque aux modèles a donc conditionné le choix des scénarios mis en œuvre. Par exemple, dans le cadre de l'application du modèle agro-hydrologique distribué TNT2, le module plante STICS, dans la version couplée avec TNT2 ne permet pas la simulation de cultures en association (par exemple les méteils céréales-protéagineux). Cette contrainte a conduit à écarter l'élaboration de scénarios de transition vers une agriculture agro écologique dont une composante importante est la place des légumineuses pour fournir de l'azote au système (Anglade 2015). D'autres scénarios tels que l'agriculture biologique avec des rotations variées et l'agroforesterie, générant de nombreuses interactions complexes eau/sol/cultures(/arbre) non prises en charge par le modèle, ont dû être écartés. En effet, l'absence de simulation de ces associations de cultures aurait engendré l'élaboration d'un scénario simplifié de l'agriculture biologique peu judicieux dans ce contexte d'étude.

Par ailleurs, l'état actuel du couplage entre STICS et TNT2 ne permet pas d'intégrer les nouvelles cultures développées dans les dernières versions de STICS. Il en est de même pour le modèle Nitroscape avec le module d'agroécosystèmes CERES EGC. De ce fait, les deux modèles restituent correctement actuellement les exports d'azote pour les cultures de maïs, blé, colza, tournesol, pois, prairie. Les cultures courantes sont paramétrées en fonction des caractéristiques des variétés locales. Concernant les cultures non-initialement paramétrées, deux options ont été adoptées. Une culture ayant de fortes similarités avec une culture courante précédemment paramétrée, a été assimilée à cette culture (par exemple le triticale et l'orge sont assimilés à du blé). Cependant, dans le cas de cultures n'ayant pas de culture paramétrée parente, un travail de développement a été réalisé pour l'intégrer (par exemple le module prairie dans Nitroscape).

L'objectif premier des scénarios est d'identifier les leviers de pratiques et paysagers pertinents pour limiter les émissions de la cascade de l'azote. En raison du mode d'acquisition des données agricoles

nécessitant de renseigner un itinéraire technique par parcelle pour chaque année de simulation, et du temps incompressible de simulation, un nombre fini de scénarios a dû être fixé pour les deux modèles sélectionnés TNT2 et Nitroscap. Le cahier de scénarios, décrit dans la partie suivante, a été conçu en tenant compte de l'ensemble de ces objectifs et contraintes.

II.3 Le cahier de scénarios retenus

Au vu de l'ensemble d'éléments présentés précédemment, le cahier de scénarios (i.e. ensemble des scénarios élaboré dans le cadre de cette thèse) est le suivant (voir Fig II-7). L'efficacité de ces scénarios a été évaluée au regard de l'atténuation des flux hydriques d'azote à l'exutoire mais également, selon les modèles, en prenant en compte les émissions gazeuses vers le compartiment atmosphérique. En effet, de nombreux transferts de pollutions peuvent intervenir entre ces deux compartiments, que ce soit de l'eau vers l'air (Laws et al. 2007) ou inversement (Brown et al. 2005).

Il est important de noter que ce travail n'a pas intégré de composante économique. Seule l'efficacité des scénarios vis-à-vis de l'atténuation des flux d'azote a été analysée et non la viabilité économique des mesures testées, par exemple lorsque la SAU d'une exploitation est amputée pour renforcer une « zone tampon ». Les pertes de production ont cependant été quantifiées mais non répercutées par exploitation, les baisses de revenus engendrées par cette diminution ne sont donc pas considérées.

Enfin, ces scénarios ont été conçus dans le but d'estimer l'efficacité de mesures extra-parcellaire, autre que la réduction drastique généralisée du taux de fertilisation à la parcelle pour l'atteinte des objectifs environnementaux. Pour rappel, l'originalité du travail consiste en la comparaison de scénarios simulés à partir d'enquêtes de pratiques actuelles sur des bassins versants contrastés (i.e. en termes de pratiques, de système de cultures, de climat, de sol et de topographie, etc.) et en prenant en compte la localisation différenciée de zones environnementales d'atténuation des flux hydriques d'azote.

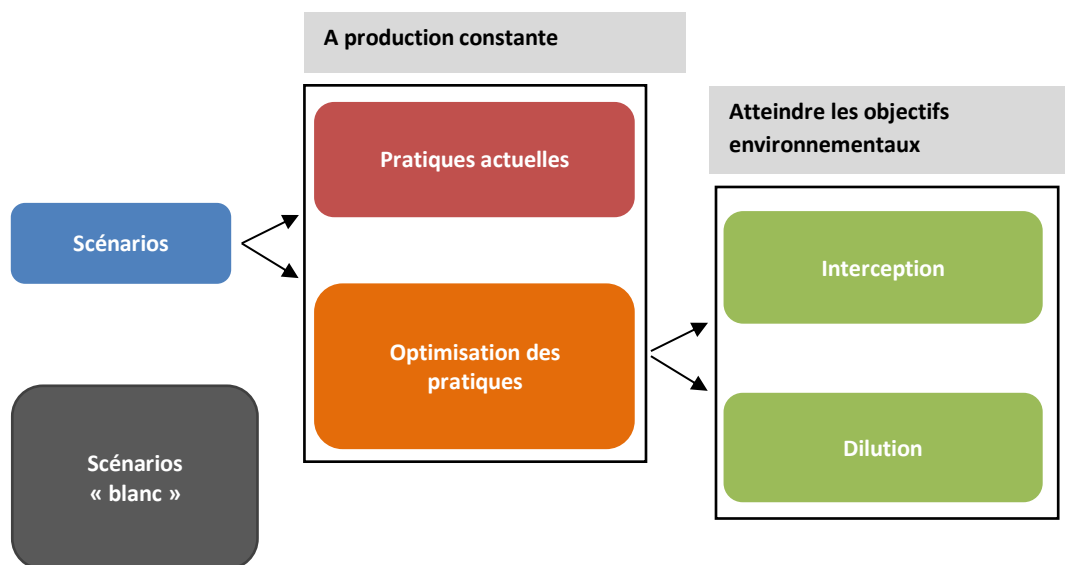


Fig II-7: Cahier de scénarios retenu.

Le cahier de scénarios comprend les scénarios présentés ci-après. Ces scénarios ont été conçus à l'échelle d'un petit bassin versant agricole de quelques km². Cependant, lors de la conception, la prise en compte des caractéristiques locales des différents sites d'études et le changement d'échelle ont également été pensés. La transcription d'un scénario littéraire en données d'entrée de modèle quantifiables est une étape clé de la simulation. En effet, bien qu'il s'agisse de scénarios exploratoires, la cohérence du scénario reste essentielle (Jakeman et al. 2006) sans quoi l'analyse des résultats peut être non fiable, voire inadaptée. Le traitement des scénarios par les modèles comporte trois phases distinctes : la pré-modélisation (i.e. la traduction du scénario en entrée de modèle), la modélisation (i.e. la simulation des scénarios et le choix des indicateurs de performance du modèle) et la post-modélisation (i.e. l'analyse et l'interprétation des résultats) (Therond et al. 2009).

Le scénario de référence dit « pratiques actuelles » ou « Business As Usual »

Le scénario de base (BAU) représente les pratiques agricoles dites actuelles dans le bassin versant et il est construit à partir des données d'enquêtes. Nous avons discuté plus haut (section II.1.2) de la différence entre la réalité des pratiques sur les bassins et la façon de les implémenter dans ce scénario. Cependant malgré les simplifications, et outre son utilité pour la calibration, ce scénario est communément usité pour caractériser l'état des lieux (ou état initial) et pouvoir par comparaison évaluer l'efficacité des mesures testées dans les scénarios prospectifs. Dans la littérature scientifique, deux options sont possibles pour l'implémenter :

- soit simuler les pratiques en cours et les maintenir constantes sur la durée de simulation.
- soit simuler des évolutions tendancielle (Arheimer et al. 2005 ; Yang et al. 2007).

Alors que Vache et al. (2002) considère le scénario tendanciel comme le résultat d'un ensemble d'évolutions de pratiques telles que le travail du sol simplifié, les bonnes pratiques agricoles et l'agrandissement de la surface agricole utile (SAU), Chaplot et al. (2004) envisage les scénarios tendanciels comme la modification d'une pratique. Compte-tenu notamment de la difficulté d'identifier des tendances claires dans un contexte agricole en pleine mutation, nous avons choisi ici de travailler à pratiques constantes. Le scénario de base extrapole donc les pratiques en cours sur une période de 14 années (2001 à 2015) sans simulation d'évolution tendancielle.

Les scénarios dit « Optimisation des pratiques » ou « Best management practices »

L'amélioration des pratiques agricoles est le scénario le plus conçu et évalué dans la littérature scientifique. Il comprend des scénarios d'ajustement des pratiques de fertilisation à la marge (Maringanti et al. 2009) contrairement à des scénarios de modifications profondes des systèmes de production. Dans le cadre de cette étude, le choix du type d'optimisation s'est porté sur la définition de Maringanti et al. (2009). Les ajustements ont été conçus de manière à respecter, autant que possible, le « panier de production » (i.e. productions végétales et animales) dans le bassin versant, à la fois en volume et en répartition.

Dans un premier temps ce scénario s'appuie sur l'ajustement des pratiques agricoles visant à un strict respect du cinquième programme régional d'actions dans le cadre de la mise en œuvre de la directive nitrates en zones vulnérables et des préconisations de fertilisations locales. Cela se traduit concrètement par une optimisation des doses, des dates et du type de fertilisation ainsi que par l'implantation ou l'amélioration de la gestion des cultures intermédiaires. Ce choix repose sur la

Des données de terrain et d'enquêtes aux scénarios d'atténuation des flux d'azote : la construction de bases de données

volonté d'observer l'impact de cette politique plus restrictive en termes d'apport et d'équilibre de fertilisation sur les flux d'azote à l'exutoire. Dans la partie précédente, il a été mis en évidence que le scénario de pratiques actuelles intègre le cadre du quatrième programme d'actions de la directive nitrates, le cinquième ayant été mis en place en 2014. Pour transposer de manière concrète ce cinquième programme d'actions, nous avons utilisé des documents techniques de préconisations tels que les documents issus des travaux du Groupe Régional d'Expertise Nitrates et du Comité d'Etude et de Développement de la Fertilisation Raisonnée (COMIFER 2013) ainsi que les documents détaillant la mise en œuvre du plan d'action à l'échelle locale fournis par les chambres d'agriculture et la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL 2014).

Dans un second temps, nous avons aussi introduit une mesure paysagère d'ampleur limitée, à savoir la densification du réseau de haies. Elle correspond peu ou prou à ce qui peut être observé dans les opérations de restauration de bocage réalisées en Bretagne. Cette densification du bocage s'est traduite par le doublement du linéaire de haies soit de 43 mètres par hectare à 88 mètres par hectare sur le bassin versant de Kervidy-Naizin. Les haies ont été préférentiellement positionnées autour de bâtiments et le long des routes. Cette localisation est le résultat d'un compromis entre l'atténuation des flux aériens principalement lié à la captation par la haie des émissions d'ammoniac par les bâtiments d'élevage et la limitation du morcellement parcellaire, ce dernier étant difficilement acceptable par les exploitants (Benhamou et al. 2013; Kovar et al. 1996).

Les scénarios d'aménagements paysagers

Deux stratégies paysagères contrastées en termes de spatialisation sont testées dans cette étude. Le principe général est de convertir une certaine proportion de la SAU du bassin versant en zone de puits d'azote, ou au moins émettant le moins possible d'azote vers l'air ou l'eau. Du point de vue des modèles, la conversion aboutissant le plus rapidement à une forte baisse des émissions, à partir d'une situation de sol agricole initiale, est l'implantation d'une prairie non fertilisée fauchée, combinant ainsi l'absence d'apport avec un prélèvement actif et une exportation. Afin de maximiser les exportations, les prairies sont fauchées trois fois par an en avril, mai et octobre. Suite à des études préliminaires (Durand et al. 2015), ce type de couverture a été préféré à un boisement en raison de la plus faible lixiviation des nitrates à court terme sous prairie. Toute la question consiste donc à déterminer en quoi des différences de localisation de zones soustraites à l'agriculture vont induire une plus ou moins grande efficacité de réduction des émissions à l'échelle du bassin versant. Dans la suite de cette thèse, les prairies fauchées non fertilisées, n'ayant pas d'objectif de production, et étant uniquement un élément de ces scénarios théoriques et non une pratique réelle observée dans les zones d'études, seront nommées « zones environnementales » (ZE) afin de les différencier des prairies permanentes fauchées incluses dans les assolements des exploitations.

La première stratégie consiste à implanter des ZE le long des cours d'eau et sur les sols hydromorphes. Ces zones pouvant être assimilées à des zones tampons vis-à-vis des transports hydriques car intercalées entre zones sources et réseau hydrographique (Viaud et al. 2004). La seconde stratégie consiste à implanter des patches de ZE qui ne soient pas en position intercalaire (voir Fig II-8 et Fig II-9.).

Initialement, ces deux stratégies étaient inspirées des notions de *land sharing* et *land sparing*¹. Cependant, la controverse sur la définition de ces deux termes dans la communauté scientifique est très animée (Fischer et al. 2014). L'énonciation de ces notions entraînait inexorablement de longues discussions en fonction des visions des personnes présentes, en lien avec leur discipline de prédilection. En effet, les termes de *land sharing* et *land sparing* ont une forte connotation dans le domaine de l'écologie, de la biodiversité et de l'optimisation du foncier, or ces aspects ne sont pas étudiés dans cette étude. Ces deux notions renferment des visions contradictoires de la conservation de la biodiversité en opposant le *land sparing*, où des espaces protégés sont distincts de zones exploitées intensivement, au *land sharing* où l'agriculture coexiste avec la biodiversité au sein d'un même paysage (Green et al. 2005 ; Phalan et al. 2011). Il s'agit le plus souvent de concepts s'appliquant sur des territoires plus vastes, le *land sparing* renvoyant à la notion de réserves naturelles et le *land sharing* à celle d'écotones (i.e. zone de transition écologique entre plusieurs écosystèmes). Il a donc été préféré d'associer les notions d'interception et de dilution (du nitrate) aux scénarios ce qui permet une meilleure correspondance entre l'appellation des scénarios et les mécanismes sous-jacents considérés et mis en œuvre par ces scénarios, comme détaillé ci-dessous.

Une réflexion pour délimiter les zones concernées par les scénarios d'aménagement paysagers a été menée dans un premier temps. L'objectif était de définir deux scénarios avec des stratégies d'atténuation contrastées, d'une part en valorisant les zones tampons sensées intercepter et retenir en partie l'azote venant avec les flux hydriques des versants, et d'autre part en visant plutôt les zones de tête de bassins pour diluer les têtes de réseau hydrographique en limitant les apports sur l'amont. Les zones cultivées sont quant à elles conduites selon les itinéraires techniques issus soit du scénario « optimisation des pratiques », soit du scénario « pratiques actuelles », suivant les cas.

L'objectif des scénarios paysagers est d'explorer le potentiel d'atténuation de zones environnementales (ZE). Afin de produire des effets contrastés, selon la localisation des ZE, l'emprise des zones environnementales ne doit impacter qu'une surface réduite par rapport à la surface totale du bassin. Cette surface résulte des choix faits pour la délimitation des zones d'interception, à partir de l'hydromorphie des sols.

- Dans le cas de Kervidy-Naizin, un premier scénario dont les ZE couvrent 14% de la surface totale du bassin versant a été réalisé. Ce pourcentage correspond à l'emprise des sols ayant un degré d'hydromorphie supérieur à 6. Une seconde version de ce scénario a été testée, intégrant également les sols ayant un indice de 4 et 5 pour une surface d'emprise de 22% de la surface totale du bassin. Les degrés d'hydromorphie sont définis sur la base de la codification 4 critères de la méthode tarière (i.e. sol hydromorphe à partir de 40 cm de profondeur) décrite par Rivière et al. (1992).
- Dans le cas d'Auradé, une seule version des scénarios d'aménagement paysagers a été réalisée. Dans un souci d'inter comparaison, le choix de l'objectif de surface d'emprise est en

¹ Les notions de *land sparing* et *land sharing* sous-tendent ici les définitions suivantes :

- *Land sparing* consiste à la mise de côté de terre destinée à la conservation de la biodiversité tandis que les autres sont exploités intensivement
- *Land sharing*, aucune terre n'est spécifiquement mis de côté pour la conservation mais les techniques de production sont moins intensives afin de conserver une certaine biodiversité sur l'ensemble des terres agricoles (Fischer et al. 2014).

Des données de terrain et d'enquêtes aux scénarios d'atténuation des flux d'azote : la construction de bases de données

harmonie avec les surfaces de Kervidy-Naizin, soit 18% de la surface totale du bassin versant. En l'absence de données d'hydromorphie des sols du bassin d'Auradé, l'emprise adoptée concerne des sols ayant les indices topographiques plus élevés ce qui correspond à une zone considérée comme saturable dans le modèle.

La même démarche a été adoptée pour les scénarios de « dilution ». A partir du MNT de chaque site, les bassins versants d'ordre zéro (i.e. aires drainées des points amont du réseau hydrographique) ont pu être identifiés via le logiciel MNTsurf©, et ensuite les ZE sélectionnées pour que les surfaces considérées correspondent approximativement aux mêmes pourcentages de la surface totale que pour les scénarios d'interception.

Un traitement SIG a ensuite été réalisé afin de faire correspondre les zones des emprises des scénarios (i.e. les emprises brutes définies par les paramètres physiques (hydromorphie dans le cas du scénario interception et MNT dans le cas du scénario dilution)) avec le parcellaire. Pour chaque scénario, le pourcentage de surface de la parcelle incluse dans l'emprise a été calculé. Les parcelles ayant une surface impactée supérieure à 60% n'ont pas fait l'objet de découpage et sont donc prises en compte dans leur globalité. Cette limite a été fixée afin de limiter le morcèlement du parcellaire. Les parcelles ayant une surface impactée inférieure à 60% sont ensuite découpées jusqu'à atteindre les objectifs de pourcentage d'emprise. Une vérification visuelle permettant la validation globale entre les deux cartes (i.e. entre la carte des emprises brutes et la cartes des zones environnementales simulées) a été ensuite effectuée. A la suite de cette dernière étape, des parcelles de grande taille mais ayant un pourcentage de surface impactée faible ont été découpées dans le but d'améliorer la cohérence entre les deux cartes.

Kervidy-Naizin

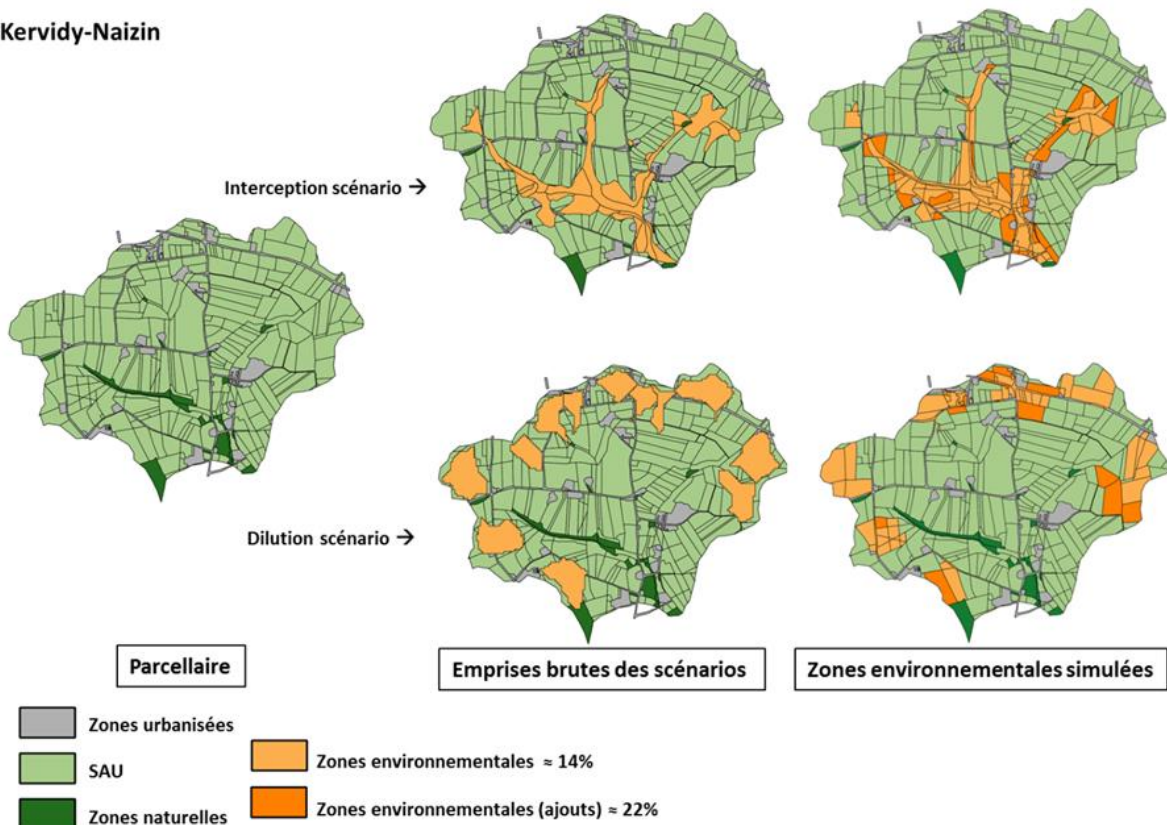


Fig II-8: Localisation et transposition des zones environnementales des scénarios paysagers sur le site de Kervidy-Naizin.

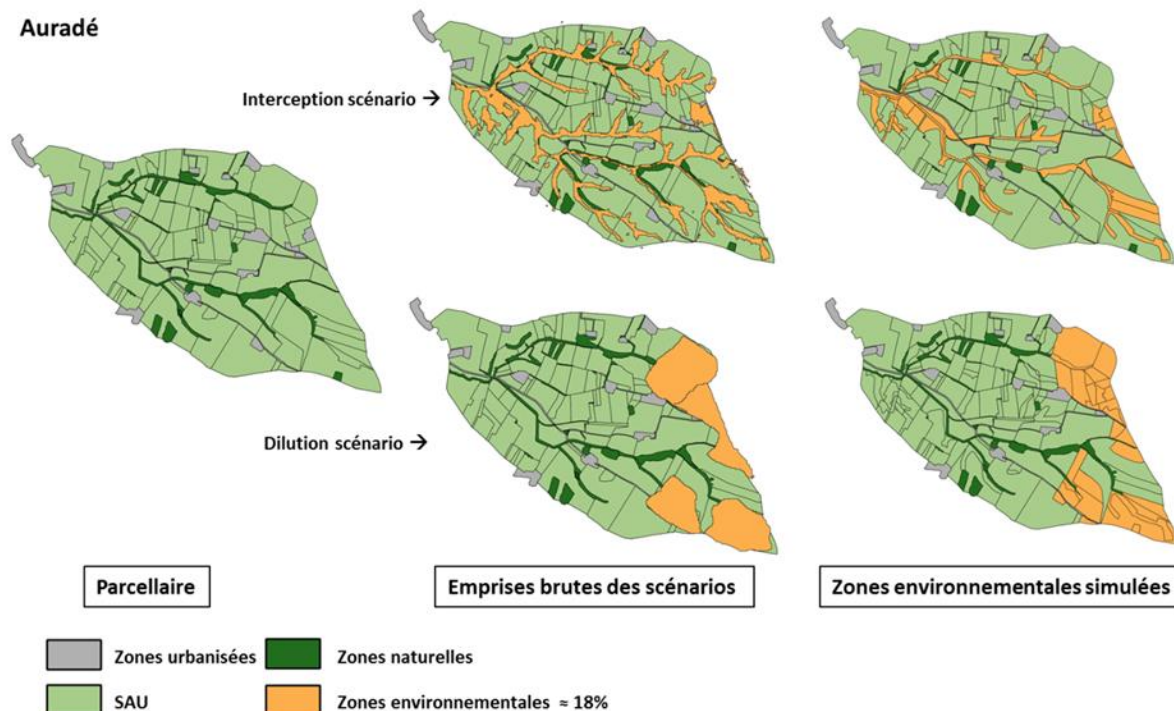


Fig II-9: Localisation et transposition des zones environnementales des scénarios paysagers sur le site d'Auradé.

Pour rappel, l'ensemble des scénarios est simulé sur 13 ans (de 2002 à 2015) dont les 5 premières années communes avec le scénario « pratiques réelles ».

Scénario « blanc » :

Cette modalité n'est pas à considérer comme un scénario à part entière. Il s'agit d'une simulation où l'on supprime toute entrée anthropique d'azote après les quatre années d'initialisation des modèles et où l'on maximise les prélèvements par la végétation, afin de simuler la réduction la plus rapide possible des flux nitriques à l'exutoire. Cette réduction n'est bien sûr pas immédiate en raison des arrières effets dans le sol des pratiques antérieures, notamment la modification des pools de matière organique (inertie « biogéochimique ») et en raison des stocks nitriques accumulés dans la nappe (inertie « hydrologique »). Ce scénario vise donc à estimer l'effet de « l'héritage azoté » (nitrogen legacy) du bassin-versant et produit donc, au même titre que le scénario BAU, les courbes enveloppes d'évolution auxquelles les autres scénarios peuvent être comparés. Il permet aussi de comparer l'efficacité d'un même scénario appliqué à des bassins très différents par leur agriculture et leur fonctionnement hydrologique. En pratique, il est construit en convertissant la totalité de la SAU en surface environnementale ZE. Les bâtiments d'élevage sont également vidés du bétail afin de supprimer l'ensemble des apports anthropiques sur une période donnée.

Conclusion sur le cahier de scénarios :

Le travail sur la mise en adéquation des données des modèles et de développement des scénarios a mis en évidence l'importance et la lourdeur de ces étapes. Après l'essor de l'utilisation de la modélisation pour l'analyse de scénarios exploratoires (Van Delden et al. 2007), de nombreux

Des données de terrain et d'enquêtes aux scénarios d'atténuation des flux d'azote : la construction de bases de données

auteurs mettent en évidence des points de vigilance. Ainsi, McIntosh et al. (2007) alertent sur les temps de développement *versus* le temps d'utilisation du modèle. Si l'on prend l'exemple de cette thèse, il est clair que la mise au point du modèle en parallèle de la thèse et la construction des jeux de données ont absorbé l'essentiel du temps de travail aux dépens de l'analyse approfondie des résultats de simulation. Dans la phase préliminaire de travail sur les données, mon travail a consisté à corriger itérativement les bases de données en fonction des retours des développeurs, et à analyser les résultats intermédiaires pour dépister les anomalies.

Jakeman and Letcher (2003) pointent quant à eux les déséquilibres lors du développement des modèles entre les considérations environnementales, économiques, politiques et sociales. Il est clair que notre étude n'échappe pas à cette critique, les scénarios construits étant, à l'exception du BMP, très peu réalistes sur ces trois derniers plans.

Therond et al. (2009) soulignent les possibles divergences entre question posée, scénarios élaborés et transcription du scénario dans le modèle. Sur ce plan par contre, ayant a priori éliminé les questions non traitables par le modèle, nous nous sommes attachés à construire des scénarios les mieux à même de répondre aux questions posées.

Afin de pallier ces difficultés, l'adoption d'une démarche de transparence (Ewert et al. 2009) et d'une approche pluridisciplinaire de la problématique (Wei et al. 2009) sont préconisées. L'implication des acteurs via la co-construction des scénarios et l'appropriation par le public des résultats sont des facteurs de réussite des études de modélisation (Gascuel-Oudou et al. 2009b; Merot et al. 2009). Dans notre cas, la construction des scénarios a impliqué des scientifiques de différentes disciplines et de différents horizons et certains acteurs (représentant des filières amont-aval) ont été consultés, même si le cahier retenu au final répond plus aux préoccupations des chercheurs qu'à celles des acteurs.

A retenir Chapitre II

La construction de jeux de données compatibles avec les exigences des modèles est une étape cruciale précédant toute modélisation. Cette phase chronophage est due aux nombreuses interactions modèles-données et celle-ci est souvent sous-estimée lors de la conception des projets. En effet, bien que les jeux de données aient été à disposition avant le projet, la transposition de ceux-ci en données d'entrée des modèles nécessite la mise en œuvre d'un grand nombre d'arbitrages. Le schéma de la Fig II-10 résume les différentes étapes et interrelations entre les données brutes (i.e. les données d'enquêtes, occupation du sol, données de forçage...) et les données formatées pour la modélisation qui ont été abordées dans la thèse.

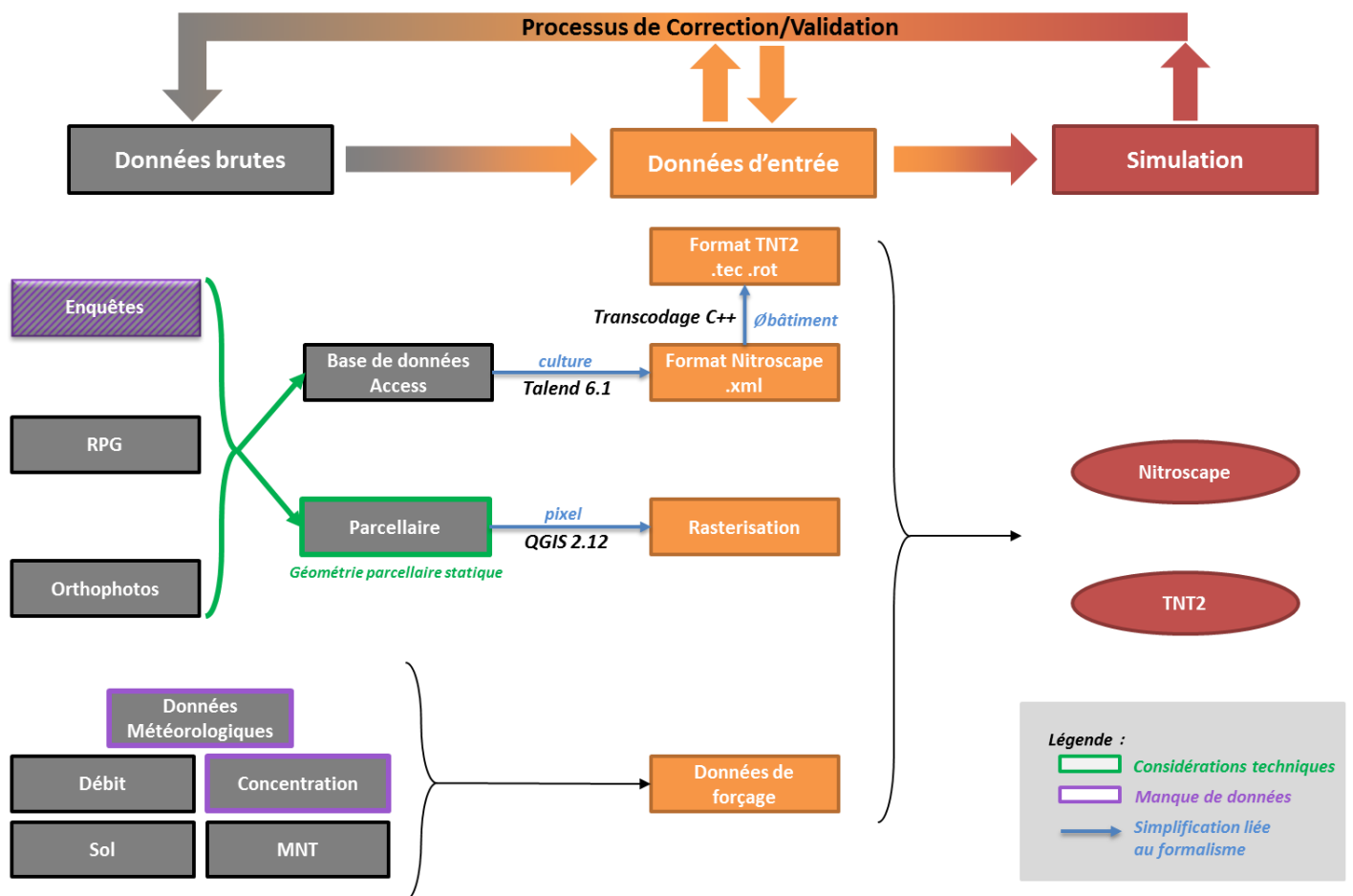


Fig II-10 : Schéma des étapes mises en œuvre dans la thèse des données brutes aux simulations.

A retenir Chapitre I & Chapitre II

La démarche adoptée dans la thèse pour l'élaboration des scénarios est synthétisée dans la Fig II-11. Cette figure synthétise les deux chapitres précédents en schématisant les étapes clés conduisant à la simulation et la valorisation des scénarios.

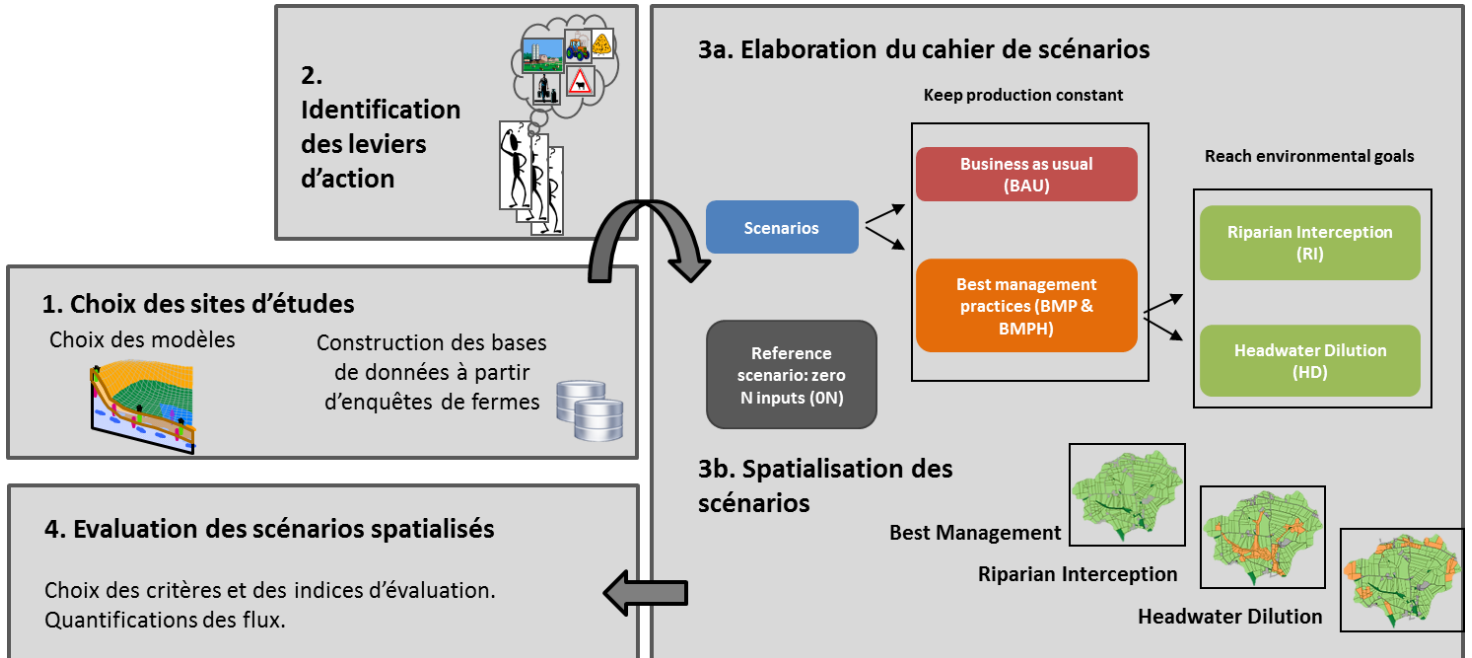


Fig II-11 : Schéma de la démarche méthodologique adoptée pour l'élaboration des scénarios.

Chapitre II Des données de terrain et d'enquêtes aux scénarios d'atténuation des flux d'azote : la construction de bases de données

A noter :

Le développement des modèles ayant été mené en parallèle des simulations, les chapitres suivants utilisent des versions différentes et présentent des résultats pouvant différer légèrement. Cette note vise à expliciter les modifications apportées au modèle TNT2 en fonction des chapitres, qui sont synthétisées dans le tableau suivant. Les paramètres sols et les données d'entrées (itinéraires techniques, données de précipitations, de concentrations et de débits) des scénarios sont identiques quelle que soit la version du modèle utilisée.

Tab II-1: Synthèse des versions du modèle TNT2 utilisé dans les chapitres de cette thèse avec N pour module non activé et O pour module activé.

Chapitre concerné	Version			Implications principales de la version dans les résultats
	Haie	Module NH4	Module River	
Chapitre III (article 1)	O	N	N	La mise en œuvre du module haie modifie le gradient hydraulique (impact sur le cycle de l'eau) ainsi que l'azote capté par les haies (impact le cycle de l'azote) (pour détails voir thèse de Benhamou (2012)).
Chapitre IV (article 2)	N	O	N	Ce module permet de prendre en compte les transformations des espèces NO ₃ /NH ₄ et non plus seulement NO ₃ comme dans la précédente version (cf annexe V).
Chapitre V	N	O	O	Le module River simule la dénitrification dans le cours d'eau et permet de mieux simuler les baisses de concentrations de nitrates estivales.
Chapitre VI	N	O	O	Même version que le chapitre V mais les résultats diffèrent en raison du changement de modalités de mise en œuvre des scénarios : les scénarios paysagers sont sur la base du scénario BAU et non BMP.

Chapitre III. Optimal location of set-aside areas to reduce nitrogen pollution: a modeling study

L. Casal^a; P. Durand^a; N. Akkal-Corfini^a; C. Benhamou^b; F. Laurent^c; J. Salmon-Monviola^a; F. Vertès^a

^a UMR SAS, AGROCAMPUS OUEST, INRA 35000 Rennes, France

^b UMR ECOSYS, AgroParisTech, INRA 78850 Thiverval-Grignon, France

^c Arvalis institut du végétal, 91720 Boigneville, France

Ce chapitre fait l'objet d'un article dans la revue The Journal of Agricultural Science.

Résumé

L'utilisation de modèles spatialisés couplés à une bonne connaissance du bassin versant d'études sont nécessaires pour l'évaluation des mesures d'atténuation de pollution azotée (N). Un ensemble de scénarios alternatifs (changement des pratiques culturales et différentes stratégies de gestion paysagère, i.e. différentes tailles et localisation de zones environnementales) sont simulés avec un modèle entièrement distribué dans un petit bassin versant agricole. Les résultats montrent que les pratiques actuelles sont presque conformes à la réglementation actuelle, ce qui se traduit par un effet limité de la mise en œuvre l'optimisation des pratiques culturales. L'emplacement des zones environnementales, implantées en prairies fauchées non fertilisées, est plus important que leur taille pour diminuer les flux de nitrates dans l'eau des cours d'eau. L'emplacement le plus efficace est la partie inférieure des versants, combinant l'effet de dilution dû à la diminution des apports azotés par unité de terrain et à l'interception du nitrate transféré par les écoulements souterrains. Le principal processus responsable de l'effet d'interception est probablement l'absorption par les prairies et la rétention dans les sols puisque la charge de dénitrification tend à diminuer proportionnellement à l'apport d'azote et, pour les scénarios considérés, est inférieure dans les scénarios d'interception que dans les zones de dilution correspondantes.

Mots clés: modèle TNT2 ; aménagement paysager ; zone riveraine ; pollution par les nitrates ; analyse de scénarios ; meilleures pratiques de gestion

Abstract

Distributed models and a good knowledge of the catchment studied are required to assess mitigation measures for nitrogen pollution. A set of alternative scenarios (change of crop management practices and different strategies of landscape management, especially different sizes and distribution of set aside areas) are simulated with a fully distributed model in a small agricultural catchment. The results show that current practices are close to complying with current regulations, which results in a limited effect of the implementation of best crop management practices. The location of set aside zones, converted from unfertilized cut grasslands, is more important than their size in decreasing nitrate fluxes in streamwater. The most efficient location is the lower parts of the hillslopes, combining the dilution effect due to the decrease of N input per unit of land and the interception of nitrate transferred by subsurface flows. The main process responsible for the interception effect is probably the uptake by grassland and retention in soils since the denitrification load tends to decrease proportionally to N input and, for the scenarios considered is lower in the interception scenarios than in the corresponding dilution zones.

Keywords: TNT2 model ; landscape management ; riparian zone ; nitrate pollution ; scenario analysis ; best management practices

Introduction

Water pollution by nitrate is one of the major consequences of intensive production systems in agricultural catchments (Carpenter et al. 1998). Agricultural intensification results from the widespread specialization of agriculture which concentrates agricultural activities, here livestock production, in the same area, generating large nutrient surpluses (Billen et al. 2010). Specialization and intensification are linked to economic drivers (Bagoulla et al. 2010; Grizzetti et al. 2008; Krugman 1998; Peyraud et al. 2014). The mitigation measures are well known and well detailed at field, farm and catchment scale (Schoumans et al. 2011). The optimization of agricultural practices, whether through the reduction of inputs (Chaplot et al. 2004; De Girolamo and Porto 2012; Qu and Kroeze 2012; Zammit et al. 2005) or by limiting the nitrogen leaching (for example with catch crop) (Laurent and Ruelland 2011), do not always achieve the 50 mg/l nitrate concentration targets of the Nitrate Directive (Arheimer et al. 2004) in a context of intensive livestock production with high nutrient surplus (Durand 2004; Kay et al. 2012; Worrall et al. 2009).

The management of landscape as a lever to reduce nitrogen fluxes ranges from the implementation of grass strips, hedgerows or riparian buffers (Blanco-Canqui et al. 2004; Ferrant et al. 2013; Vache et al. 2002) to conversion of parts of the catchment to forestry or unmanaged grasslands (Tian et al. 2010). Such measures may have additional benefits such as a protection against soil erosion (Da Silva et al. 2016), improving biodiversity (Burel and Baudry 2003; Schulz and Schröder 2017) or phosphorus pollution mitigation (Farkas et al. 2013). In the case of nitrate pollution, their effectiveness relies on two types of processes, i.e., (i) the decrease of the overall N input load on a given zone by decreasing the fertilized area, which can be assimilated as a dilution effect (in the sense of less pollutant for the same amount of water), and (ii) the interception, which means either retention or transformation of the nitrogen already lost by the agricultural land and circulating as solute. Grass strips, narrow riparian buffers or hedgerows activate mainly this interception effect whereas landuse conversion relies mainly on the dilution effect. In the first case, the efficiency of intercepting structures has been mostly assessed by local measurements and experiments, but such studies are difficult to generalize at the landscape scale because the effects are strongly site specific (Burt et al. 2010). In particular, it is likely that a poor spatial targeting of interception structures may reduce their effect towards a mere diluting effect. In the second case, the conversion of part of the agricultural area into unfertilized vegetation has been assessed using global or semi-distributed models, with the underlying assumption that their precise location within the landscape has little effect on their efficiency. Arguably, locating land use conversion between the agriculture fields and the water bodies may combine dilution and interception effects. This remains uncertain, however, since many studies suggest that most of the N retention processes are occurring near the edges of the buffers or in hot spots, i.e. that their linear dimension or their heterogeneity are more important than their area (Burt et al. 2010). It is therefore essential to better quantify these effects and improve knowledge on the optimal design of such landscape management (location, area, shape...). To do this, explicitly distributed biophysical models are useful tools, because of their ability to simulate the effect of located changes in land management (Cherry et al. 2008; Jakeman and Letcher 2003; Moreau et al. 2012b; Moreau et al. 2013b). In particular, they are necessary to test *ex ante* a diversity of scenarios and to identify the impacts of the different strategies on the water and N cycles.

This paper presents a modelling study of different strategies of nitrogen pollution mitigation in a small catchment in western France. Our main objectives were (1) to evaluate relative effectiveness and possible complementarity of field-oriented, interception-oriented and dilution-oriented measures to reduce N emissions (2) to precise the processes involved and their operational consequences in terms of landscape management. Agri-environmental scenarios of nitrogen management were built and applied in the Naizin-Kervidy study site (Brittany, France) and their effects on N emissions as nitrate and N₂O were assessed using the distributed model TNT2 (Beaujouan et al. 2002).

III.1 Materials and methods

III.1.1. Study site

The Naizin-Kervidy is a headwater catchment located in Brittany, Western France (48°N, 3°W) with a long term and high-frequency monitoring (AgrHys long-term research observatory). The catchment is part of the SOERE RBV (French Network of observatories: <http://portailrbv.sedoo.fr/>). As a result, it has been extensively studied, especially for soil properties, hydrology and biogeochemistry and farm/field N balances (Aubert et al. 2013; Benhamou et al. 2013; Durand 2004; Molénat et al. 2002; Molénat et al. 2013; Payraudeau et al. 2007). Most of the data collected is available online (https://www6.inra.fr/ore_agrhys_eng/).

It is an intensive farming catchment of 4.82 km² with 91% of Agricultural Area (AA) characterized by mix farming. Dairy production, indoor pig breeding and poultry result in a high livestock density of about 5 LSU.ha⁻¹. The main crop rotations consist in winter cereals, maize, grazing ley and vegetables. The climate is temperate oceanic with a mean day temperature of 11.2°C (data from 2002 to 2015). Mean annual rainfall is 827 mm/yr, with a minimum and a maximum monthly average reached in June (43 mm) and in November (109 mm), respectively. The outlet is a 2nd Strahler order stream, which usually dries out in summer. The mean annual specific discharge is 314 mm/yr, with a minimum discharge of 112 mm/yr observed in the 2004-2005 hydrologic year and a maximum in 2013-2014 with 648 mm/yr. The topography is moderate from 93 to 135m a.s.l with gentle slopes, less than 5%. The soils are silty loams dominated by luvisols, with well-drained upper slopes and poor-drained and often saturated lower slope areas (Dalgaard et al. 2012). The bedrock is brioverian shales overlaid by a weathered silty material of low permeability. As a consequence, the hydrology is dominated by subsurface flow at the top of the shallow groundwater (Molénat et al. 2002) with overland flow/return flow generated downslope in the variable saturated areas.

Twenty one farms operate in this catchment including two farms with only livestock buildings. In 2010, a thorough survey in this area estimates the total N surplus to about 179 ± 63 kg N/ha AA (Dalgaard et al. 2012). The mean concentration of nitrate (NO₃) in water is 15.2 mg N-NO₃ /l. The area was classified as vulnerable zone (NVZ) according to the Nitrates Directive from 1994 (European Commission's DG environment 2018).

III.1.2. Scenarios description

The scenarios were designed by researchers in collaboration with experts from technical institutes and agricultural cooperatives to investigate the different ways of mitigating the negative effects in the nitrogen cascade in a heuristic perspective (i.e., regardless of their actual feasibility and without involvement of the local stakeholders). The architecture of the scenarios (Fig. III-1) shows the thrust and the direction of the thinking adopted to create and classify the scenarios of this study. The main objective was to assess the potential efficiency of landscape management actions as compared with field scale mitigation measures (Schoumans et al. 2011).

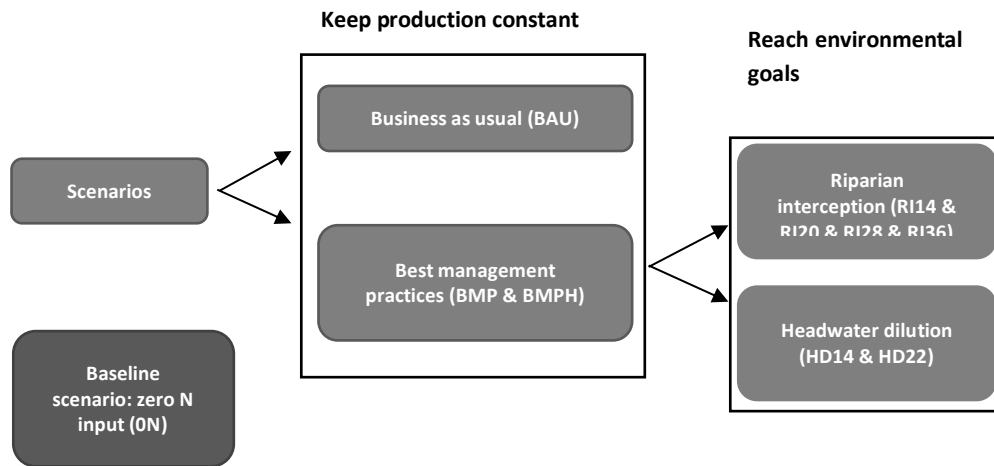


Fig III-1: Scenarios architecture with in brackets the acronym used to name the scenarios. The scenarios name (RI14/RI20/RI28/RI36 or HD14/HD22) indicates the percentage of area converted in environmental area (EA).

III.1.2.1. Data collection and “business as usual” scenario

The catchment is being monitored for discharge, climate, stream and groundwater chemistry for more than two decades. The data used in this paper are daily rainfall, air temperature, global radiation, Penman-Monteith PET, daily averaged discharge, grab sampled nitrate concentration (sampling frequency varied between 1/day to 1/3 days during the period, with an average of 0.6/day). In the absence of climate data, the nearest weather station was used to fill the gaps. All details on the monitoring methods are available online (https://www6.inra.fr/ore_agrhys_eng/).

Farm surveys were performed in 2008 and 2013 to describe the cropping systems (agricultural practices, land use and crop rotation) in the catchment as accurately as possible. Combined with field observations and remote sensing data collected since 2002, they allowed reconstructing the rotations and the crop management practices for each field over 13 years (from 2002 to 2015). Naizin-Kervidy catchment includes 268 fields corresponding to the smallest homogenous unit in terms of management practices. Management data included dates of plant sowing, tillage operations, manure and fertilizer applications (amount and type) and crop harvest. The main crops in the catchment are cereals (25% AA), maize (29%), vegetables for industry (6%), potato (6%), oil seed rape (4%), and grasslands (25% as temporary grasslands, 5% as permanent on wet soils or slopes). Catch crops are implanted according to NVZ regulations to avoid bare soils in intercropping period. Livestock management, i.e., buildings and manure storage facilities, grazing management and animal feeding, was also described. Gaps and incoherencies in the surveys (especially regarding the grazing

schedule) were dealt with by expert knowledge, mostly based on the practices of similar farms. For the 13 years' period, the farms management was considered as constant, i.e., some changeovers such as owner changes, field exchange or changes on cropping systems were not taken into account. Agricultural data cannot be presented in more detail here because of confidentiality issues. Finally, the hedgerow network was included in the model, with 21 km in total (2013 data), corresponding to an average of 43 m/ha. This set of conditions is referred to as the "BAU" (business as usual) scenario in the following sections.

III.1.2.2. Preserving scenarios

Two scenarios were first built with the constraint of keeping the overall agriculture production of the site almost constant. This was carried out in two steps as shown in Figure III-1. In the first step, only the field management was optimized toward best management practices (BMP scenario) and in the second step some landscape management was included. The new features of Nitrates Directive program adopted in 2014 were taken into account to design the field management, though the regulations went into effect after the surveys. The main changes and checks of compliance with NVZ were:

- Modification of the fertilizer scheduling and manure application (longer period of ban). The application period depends on the crop, the type of effluent (manure, slurry, mineral) and the soil climate (e.g. on maize: solid manure could be applied from 15 January to 30 June according to the 4th nitrate directive and only until 15 May according to the 5th directive and for slurry from 15 February to 30 June then only from 1 April).
- Limitation to 50 kg/ha of the Global Nitrogen Balance (GNB), i.e. an average soil balance at the farm scale over the last three years.

Though already mandatory since the 4th action program in 2009, the fertilization balance for each crop was not strictly respected (according to the references defined in the French implementation of ND). This led to a 9% decrease of fertilizer inputs compared to the BAU scenario, concerning 26% of the catchment area. In the same line, catch crops were already systematically sown between winter and spring crops, in application of the regulations; we simply simulated earlier sowing and delayed harvesting to increase their efficiency (e.g. for a potato-maize rotation the cover crop in the BAU scenario was sown on 25 September and harvested on 4 March whereas in the BMP scenario it was sown on 5 September (20 days earlier) and harvested on 25 March (20 days later)). The changes concerned 13% of the dates of catch crops sowing and 22% of the dates of catch crops harvest.

As imposed by regulation, the main stream network of the catchment is protected by narrow vegetated filter strips (either grass or trees). It is yet possible, in theory, to implant more filtering structures by surrounding the fields by hedgerows. Therefore, the crop management implemented in the BMP was completed by doubling the linear of hedgerows (BMPH scenario). Additional hedgerows have been located in order to optimize the mitigation of nitrogen fluxes, based on the studies of Benhamou et al. (2013); Kovar et al. (1996). In priority, new hedgerows were located surrounding the fields with poorly drained soils, so that the tree roots can access shallow groundwater. They were also located surrounding the buildings where farmers usually replant them in priority, for aesthetic purposes. In such position they can also potentially intercept NH₃ emissions by buildings, but this

effect is not yet simulated in the model used: only the effects on nitrate transfer will therefore be considered here. To double the hedgerow density as compared to BAU scenario (i.e. 88 m/ha), additional hedgerows were positioned along the roads and paths, this type of location being the most easily accepted by farmers.

III.1.2.3. Transforming scenarios

As described in Figure III-1, these two scenarios were constructed to further decrease the losses of nitrate, at the cost of reducing the agricultural production. Previous work (Durand 2004; Durand et al. 2015) has shown that complying with Nitrate Directive (ND) regulations would probably not be enough to reach the standard of 11.4 mg N_{NO₃}/l in streamwater before years. For the two “landscape” scenarios, the target is to comply with the ND standards by setting aside agricultural land according to different spatial patterns. Starting from the BMP scenario, a same agricultural area was set aside and converted in “environmental area” (EA) without any objective of production (i.e.: unfertilized grassland mown three time per year with exported biomass) but following two different strategies of location: (i) Interception scenario, by locating the set aside areas in riparian position (RI scenarios) to constitute wide riparian buffer strips and (ii) headwater scenario (HD scenarios), by locating the set aside grassland areas as few large patches in headwater position. In the first case, the rationale is to add to the dilution effect of setting aside the possibility to maximize retention of N_{NO₃} in the shallow pathways between the fields and the stream network. In the second case, the rationale is to decrease N_{NO₃} concentrations in the upstream sections of the stream network, and also to maximize the contrast with the first scenario. Two options were tested for both scenarios, to reach about 15% and 20% of the catchment treated as an environmental area (Fig. III-2). These proportions were determined from the extension of the classes of soil drainage regimes. In this catchment, about 5% of the soils are frequently waterlogged up to the soil surface and are not cultivated, 10% correspond to soils frequently waterlogged up to the depth of 40 cm, and 5% temporarily waterlogged up to the depth of 40 cm (Curmi et al. 1998). After examining the results, and following a reviewer’s advice, it looked interesting to increase further the size of the environmental areas in intercepting position. We therefore simulated scenarios with about 30 and 40% of environmental areas. Since we decided to preserve the field shapes in the implementation of the scenarios, the final proportion of EA varied slightly (Tables III-1 & III-2). We therefore finally defined six transforming scenarios, named after the proportion of converted landuse: HD14, HD22, RI14, RI20, RI28 and RI36.

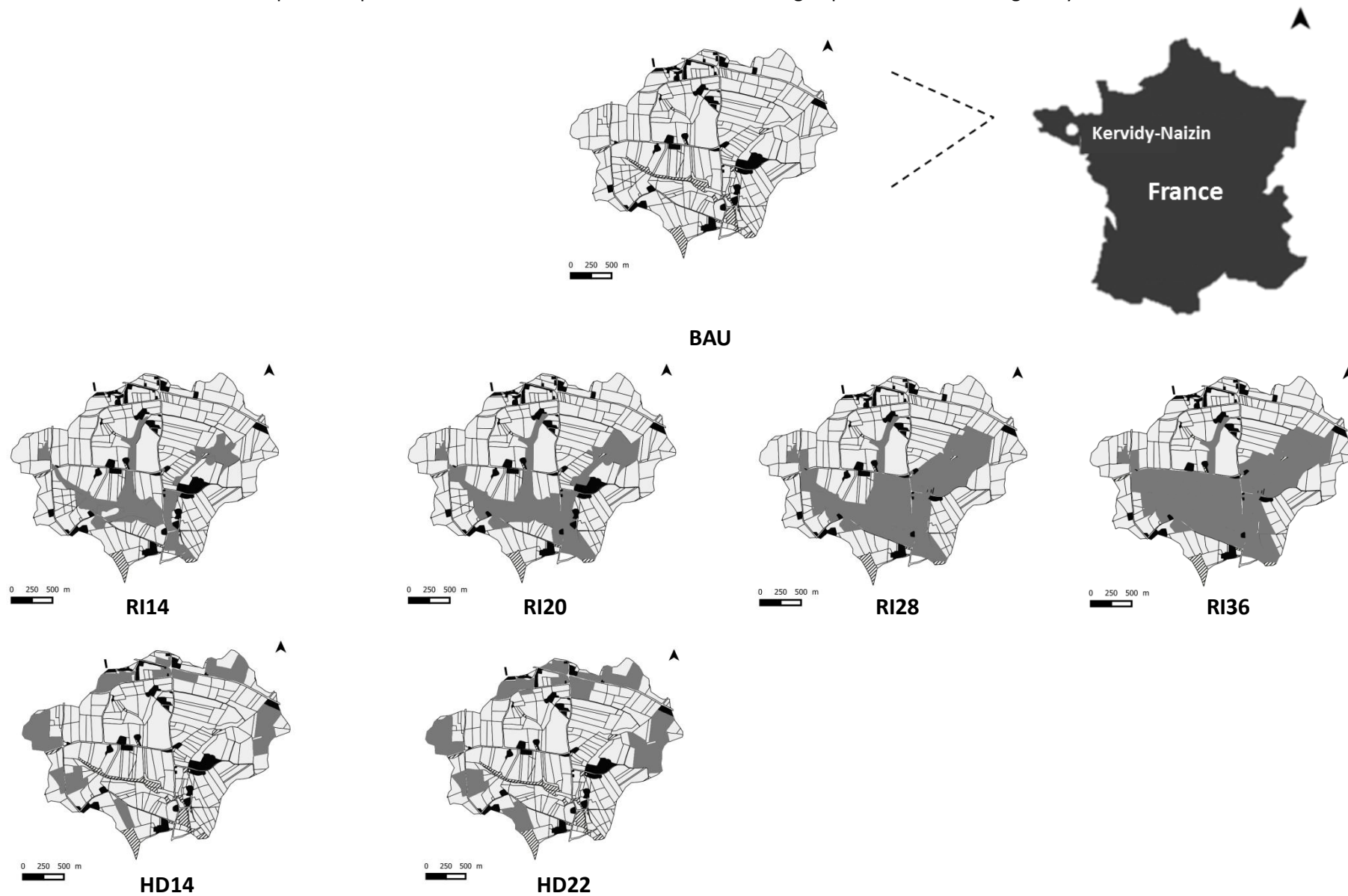


Fig III-2: Location of the converted grassland into the landscape management scenarios (in light grey Agricultural Area, in black buildings, hatched are natural areas and dark grey are environmental areas)

III.1.2.4. **Baseline scenario : zero nitrogen input**

In this scenario, all the agricultural area (AA) was converted in unfertilized grasslands, mown three times per year with exportation of biomass. The aim of this scenario (0N) was to simulate the dynamics of the quickest return to nearly pristine conditions. This type of landuse was preferred to afforestation because preliminary modelling tests shown that it produced the lowest nitrate losses from the soils in the short term.

III.1.3. **Model**

III.1.3.1. **Presentation of the model**

The model used is the agro-hydrological model TNT2 (Topography-based Nitrogen Transfers and Transformations) fully detailed in (Beaujouan et al. 2002). It is a distributed model running at the daily step time for multiple years simulations, based on the main hypotheses of TOPMODEL for hydrological fluxes (Beven 1998) and on the crop model STICS (Brisson et al. 2003). The denitrification module has been described in (Oehler et al. 2009), and the hedge module in Benhamou et al (2013). TNT2 has been designed to simulate water dynamics and nitrogen transfer and transformation for small, shallow aquifer catchments (typically < 100 km²) (Beaujouan et al. 2002). The model has been thoroughly tested and used for research and operational studies at catchment scale for about 15 years in about 20 different sites (Benhamou et al. 2013; Durand et al. 2015; Ferrant et al. 2013; Oehler et al. 2009; Viaud et al. 2005). The model is able to simulate non-agricultural areas as unmanaged grass or forested areas, hedge and housing and the interactions within the plant-soil-water continuum.

The catchment is represented by a regular square grid (25x25 m in the present application). Input data are climate variables (temperature, rainfall, potential evapotranspiration, global radiation), the schedule of agriculture practices (date of sowing, harvesting, rotation, crop and catch crop management), fertilizer and manure type and amount applied, and pasture management. Output variables are obtained or aggregated at different spatial levels: pixel (regular square grid element), soils units (soil and hydrological variables), field (agriculture management), and the whole catchment (hydrological variables and total nitrogen loads) (Durand et al. 2015).

III.1.3.2. **Simulation procedure**

All scenarios have been simulated with the latest version of the TNT2 model and parameter sets. In all cases, the model was first run for one hydrologic year (2002-2003) to 'spin up' (i.e., reach equilibrium from the initial state) the model. The calibration was done in two steps. First, the hydrological part of the model was calibrated by maximizing the Nash–Sutcliffe (NS) coefficient (Nash and Sutcliffe 1970) for daily water discharge. As a starting point, the parameter values of the previous simulations (calibrated with a slightly different version of the model on a shorter period) were used. The two most sensitive parameters of the model (the transmissivity at soil saturation and its exponential decrease with depth, see (Beaujouan et al. 2002; Moreau et al. 2013b)) for the three

soil types of the catchments (so 6 parameters in total) were adjusted using an iterative process. They were allowed to vary randomly within a 10% range around the initial value, then the best set was kept and a new 10% range of variation was defined. After 10 iterations, the NS coefficient usually stabilized. Then, we used a trial-and-error approach to calibrate the nitrogen modules. Recommended set of parameters has been defined by the developers of the STICS model for most of the usual crops. Most of the soil parameters were set according to the detailed soil studies performed on this site (e.g. (Curmi et al. 1998; Tete et al. 2015; Viaud et al. 2018)). The only parameters that were adjusted for the nitrogen processes were the initial groundwater nitrate concentration, the soil organic matter mineralization rates (Beff et al.) and the denitrification rates. The calibration aimed at minimizing the relative mean error for nitrate concentrations and the error on cumulative N fluxes. The calibration was done on the period 2002-2005 for the hydrology and on the period 2002-2009 for nitrate. The comparison between the output of the BAU scenario and observed data over remaining simulation period (2005(8)–2015) were used to check the ability of the model to simulate the functioning of the catchment. The same parameter set was used for the other scenarios, which were run during ten years, after two years of BAU_scenario, using the same climate data. The results of the scenarios are the mean values for the last three years of the simulation, to account for variations due to climate, to crop rotations and to the response time of the system.

III.1.4. Assessment indices

The scenarios were first compared using the changes in N fluxes at the outlet of the catchment. But this does not give a complete picture of the performances of the scenarios, since changes may concern the other N fluxes and stores, in particular N export in harvested crops and variations of denitrification or nitrification rates. All N transformation rates for the soil-plant-groundwater system have been calculated by the model. Variations of storage of soil organic matter, mineral N and groundwater N_{NO_3} have also been quantified. Main assessment indices are derived from the mass balance equations, as described below.

The following mass balance equation can be written (all variables expressed in kg N/ha/yr (based on the total area of the catchment)):

$$N \text{ input} = N \text{ output} + \text{storage variations} \quad [1]$$

where N input is N total inputs in the catchment, N output is the N total outputs in the catchment and storage variations are N total variation of stores in soil, plant and groundwater compartments

$$N \text{ input} = N_{\text{minF}} + N_{\text{orgF}} + N_{\text{graz}} + N_{\text{fix}} + N_{\text{dep}} \quad [2]$$

where N_{minF} is the N input by mineral fertilizers, N_{orgF} is the N input by manures, N_{graz} is the N input from animal excretion during grazing, N_{fix} is the N fixed by legumes (clover, grain legumes) and N_{dep} is the N input by atmospheric deposition. In the following equations, N_{dep} is not included because it is assumed to be constant between scenarios and because its estimate is uncertain at this scale. N input then corresponds to the total amount of N added on the fields by agriculture (spreading of manure, fertilizer application and N fixation).

$$N \text{ output} = N_{\text{harvest}} + N_{NO_3 \text{ outlet}} + N_{NH_3 \text{ em}} + N_{N_2O \text{ em}} + N_{N_2 \text{ em}} \quad [3]$$

Optimal location of set-aside areas to reduce nitrogen pollution: a modeling study

Where N harvest is N amount in the harvested parts by crops in AA (N harvest AA) and in the harvested parts by grass in EA (N harvest EA); N_NO₃ outlet is the flux of nitrate in streamwater at the outlet, N_NH₃em is the N output by NH₃ emission to the atmosphere, N_N₂Oem is the N output by N₂O emission to the atmosphere and N_N₂em is the N output by N₂ emission to the atmosphere.

The emission of ammonia resulting from mineral and organic fertilizer applications and from grazing are estimated by the model, but the emissions from livestock buildings within the catchment and the resulting short-range deposition of ammonia are not yet supported by TNT2 model.

Since the model only simulates total denitrification, the N₂O/N₂ emission ratio is assumed to be constant and equal to 0.2 (N₂O emission by nitrification not considered) (Drouet et al. 2011).

$$\text{Storage variations} = \Delta N_{\text{orgsoil}} + \Delta N_{\text{plant}} + \Delta N_{\text{soil}} + \Delta N_{\text{NO}_3\text{GW}} \quad [4]$$

Where all these variables are calculated as the difference between the initial state and the final state for the last three years of simulation (negative if final < initial): $\Delta N_{\text{orgsoil}}$ is the variation of N stored in organic form in the different compartment considered by the model, (i.e. humus, undecomposed residues of plants or manure, biomass of microbial decomposers), ΔN_{plant} is the variation of N amount of plants (including crops, grassland, trees...), ΔN_{soil} is the variation of N sequestered in the soil and $\Delta N_{\text{NO}_3\text{GW}}$ is the variation of N stored as NO₃ in the groundwater.

The groundwater seepage (i.e. deep flow not drained by the stream) is considered as insignificant in this catchment. $\Delta N_{\text{NO}_3\text{GW}}$ is then not an external flux but a storage variation due to the variation of groundwater volume (which tends to zero for long periods) and to the variation of nitrate concentration in the groundwater.

To assess the environmental and agronomic efficiency of the scenarios, the following indicators are proposed:

$$N_{\text{excess}} = N_{\text{input}} - N_{\text{harvest}} \quad [5]$$

Where N_{excess} is the N agricultural surplus (i.e. the difference between N input and N harvest)

$$\text{NUE} = N_{\text{harvest}} / N_{\text{input}} \quad [6]$$

where NUE is N use efficiency ratio (dimensionless)

The N use efficiency ratio may have different definitions, (Shaviv and Mikkelsen 1993). In this study, the NUE index is the ratio between the total nitrogen harvested and the total N input by agriculture computed at the catchment scale.

$$N_{\text{emwater}} = N_{\text{NO}_3\text{outlet}} + \Delta N_{\text{NO}_3\text{GW}} \quad [7]$$

N_{emwater} : N emission to water bodies

$$N_{\text{emtot}} = N_{\text{emwater}} + N_{\text{NH}_3\text{em}} + N_{\text{N}_2\text{Oem}} \quad [8]$$

N_{emtot} : total emission of reactive N to water bodies and atmosphere

$$N_{\text{ret}} = N_{\text{excess}} - N_{\text{emtot}} \quad [9]$$

Where N_{ret} is the N “retention” of all compartments (soil, atmosphere and plant).

Combining eq 9 with eq 1, 3,4, 5, 7, 8 leads to clarify the meaning of N_{ret} :

$$N_{ret} = N_{N_2em} + \Delta N_{orgsoil} + \Delta N_{plant} + \Delta N_{NO_3soil} \quad [10]$$

We thus adopted the common use of “retention” by including N_2 emissions by denitrification, which means that “retention” represents the total amount of nitrogen not emitted as reactive N.

$$\text{Unit agricultural loss} = (N_{harvest AA_{BAU}} - N_{harvest AA_{SC}}) / (N_{emwater_{BAU}} - N_{emwater_{SC}}) \quad [11]$$

Unit agricultural loss: reduction of the harvested N amount between a given scenario and the BAU, standardized by the reduction of emission to water bodies (dimensionless).

III.2 Results

Many previous studies (Benhamou et al. 2013; Durand et al. 2015; Moreau et al. 2012b; Oehler et al. 2009; Salmon-Monviola et al. 2013) have used TNT2 model and shown the ability of this model to simulate N cycling in various catchment studies. Some of them have been specifically performed on this catchment with a calibration focused on nitrate flows (Benhamou et al. 2013; Salmon-Monviola et al. 2013). Furthermore, a sensitivity analysis was carried out in 2013 (Moreau et al. 2013b). The detailed results of nitrate simulations are thus not developed in this paper: the discharge at the outlet was satisfactorily simulated with Nash-Sutcliffe of 0.74 and 0.81 for the calibration and verification period, respectively. For nitrate concentrations the relative mean error (14%, no differences between calibration and verification period) was acceptable. It is always difficult to match simulated daily concentrations with observations resulting from daily grab sampling, but the general trends were adequately respected, both at the time event, seasonal and pluri-annual time steps (Fig. III-3). For detailed discussion, see (Ferrant et al. 2011; Moreau et al. 2012b). All observed data, especially discharge and nitrate concentration, are available online (www.agrhys.fr).

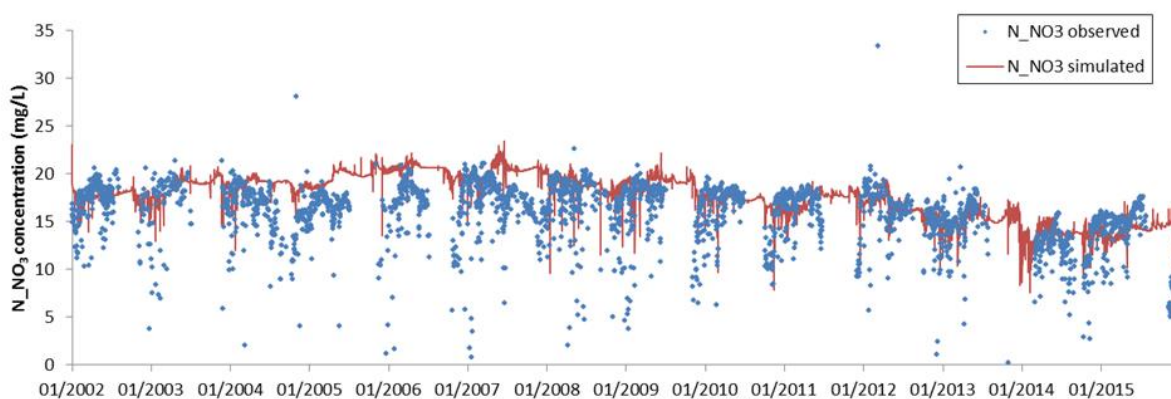


Fig III-3: Daily N_{NO_3} concentration observed (dot) and simulated (line) over 13 years

Table III-1 and III-2 summarizes the main results for the set of scenarios simulated.

Tab III-1: (a) Main features of the preserving scenarios for Naizin catchment (the units are specified in brackets) and (b) corresponding results. All the values are in kg/ha/y of N except for the concentration in mg/l of N-NO₃ and dimensionless ratios

	Preserving scenarios		
	BAU	BMP	BMPH
a. Scenarios			
Fertiliser reduction (%)	0	9	10
Hedge density (m/ha)	43	43	88
Semi natural area & EA (%)	5%	5%	5%
b. Results - Fluxes (average of the 3 last years)			
N_NO ₃ concentrations	14.4	13.3	13.5
N_NO ₃ outlet	64.6	59.4	59.8
N emtot	57.0	49.7	48.9
N emwater	32.1	27.2	26.4
ΔN_NO ₃ GW	-32.4	-32.2	-33.4
N input by agriculture	206.7	187.3	185.8
N harvest AA/ha catchment	120.3	116.8	115.5
N harvest EA (ON cut grass)	0.0	0.0	0.0
N total harvest	120.3	116.8	115.5
Denitrification	28.7	27.0	27.4
c. Results - Indicators (average of 3 last years)			
N excess	86.5	70.6	70.3
NUE	0.6	0.6	0.6
N retention	29.5	20.8	21.4
Unit agricultural loss	-	0.7	0.8

Tab III-2: (a) Main features of the transforming and baseline scenarios for Naizin catchment (the units are specified in brackets) and (b) corresponding results. All the values are in kg/ha/y of N except for the concentration in mg/l of N-NO₃ and dimensionless ratios

	Transforming scenarios						Baseline ON
	Interception				Dilution		
	RI14	RI20	RI28	RI36	HD14	HD22	
a. Scenarios							
Fertiliser reduction (%)	19	23	29	34	23	29	100
Hedge density (m/ha)	43	43	43	43	43	43	43
Semi natural area & EA (%)	16%	22%	28%	36%	15%	20%	94%
b. Results - Fluxes (average of the 3 last years)							
N_NO ₃ concentrations	11.1	10.5	9.9	9.9	12.8	12.6	8.3
N_NO ₃ outlet	51.6	49.3	46.8	46.4	57.0	55.8	37.1
N emot	40.1	37.0	34.6	33.4	43.6	41.3	9.2
N emwater	19.8	17.7	17.9	17.5	23.9	22.8	6.1
ΔN_NO ₃ GW	-31.8	-31.6	-28.9	-28.9	-33.1	-33.0	-31.0
N input by agriculture	167.9	158.0	145.8	135.4	159.9	147.4	0.0
N harvest AA/ha catchment	101.6	95.0	92.8	84.3	98.3	89.4	0.0
N harvest EA (ON cut grass)	18.2	24.0	24.7	30.2	15.0	21.5	94.6
N total harvest	119.8	119.0	117.5	114.4	113.3	110.9	94.6
Denitrification	24.4	23.8	19.3	18.9	24.8	23.8	12.6
c. Results - Indicators (average of 3 last years)							
N excess	48.1	39.0	28.3	21.0	46.7	36.5	-94.5
NUE	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	-
N retention	8.0	2.1	-6.3	-12.4	3.1	-4.7	-103.7
Unit agricultural loss	1.5	1.8	1.9	2.6	2.7	3.3	4.6

The results of BMPH scenario obtained are very close to the BMP scenario, suggesting that in this context, the densification of the hedge linear does not reduce significantly the nitrate transfer.

While all the mitigation scenarios produced a decrease of nitrate fluxes and concentrations, the BMP and dilution scenarios (HD14 and HD22) did not reach the compliance to ND standard of 11.4 N_NO₃/l. The implementation of the best management practices guidelines reduced the fertilization by 9%, producing only a small decrease of mean concentration from 15.2 to 14.1 N_NO₃/l. Nor does the implementation of the dilution scenarios, though a larger decrease in fertilizer inputs (minus 23 and 29%). By contrast, all the interception scenarios resulted in a final nitrate concentration below the ND standard. Therefore, the reduction of nitrate concentration allowed by the set aside measure did not only depend on the environmental zone areas but also of the location of these zones. To precise the mechanisms responsible for the higher efficiency of the interception scenarios, it is necessary to explore further the results using the indices defined above (Figs III-4 – III-8).

III.2.1. Relationship between the area of environmental zones and the nitrate losses to water

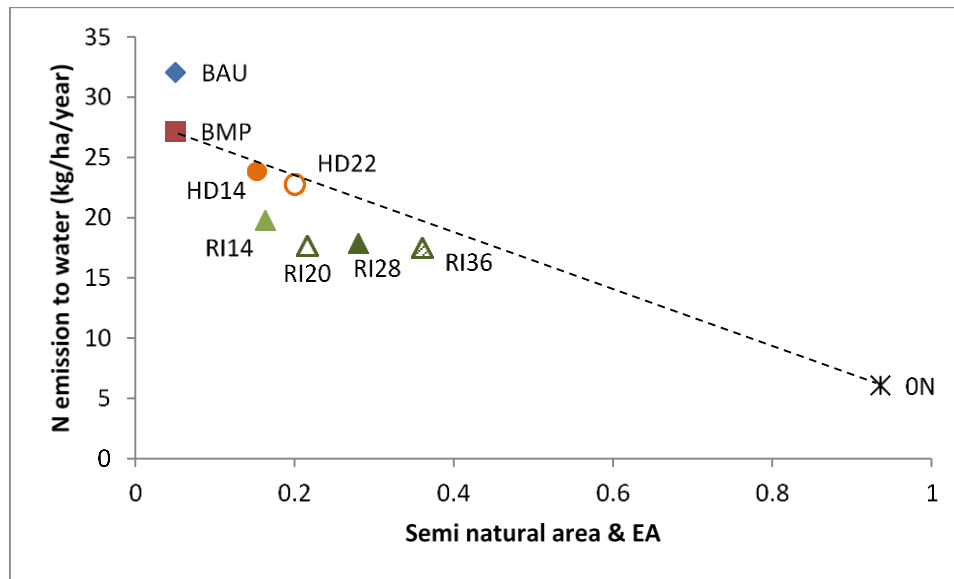


Fig III-4: Emission to water versus N input. The arrows schematize the implementation of the different measures from the current state (business as usual N_BAU) to the most restrictive scenario (zero nitrogen input) passing by best management practices and set aside areas.

Figure III-4 shows that the N emissions to water were proportional to the percentage non-agricultural areas (environmental zones + semi-natural areas) in this catchment when considering the BMP, HD and baseline_ON scenarios only. The RI scenarios were under this line, showing an enhanced retention of nitrogen due the interception processes. However, the distance to the line decreases when the set aside area increases beyond 20%, showing that the benefit of the interception is the highest when the set aside zones are the closest to the stream.

It is worth noticing that after 10 years without any agricultural input (ON scenario), nitrate losses ($N_{NO_3\text{outlet}}$) are still as high as 36 kg N/ha/yr and the nitrate concentration is still 8.9 mg N_{NO_3} /l.

III.2.2. Relationship between Nitrate emissions in water and nitrogen input

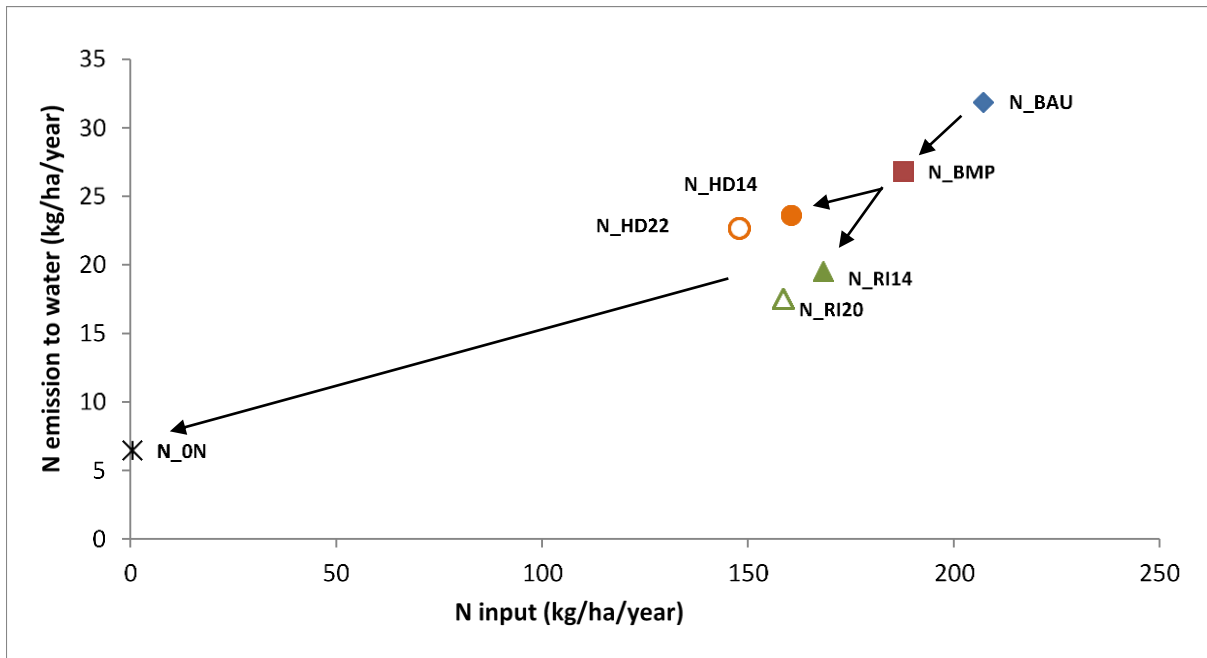


Fig III-5: Emission to water versus N input. The arrows schematize the implementation of the different measures from the current state (business as usual N_BAU) to the most restrictive scenario (zero nitrogen input) passing by best management practices and set aside areas.

The different mitigation measures led to decrease the total N input at catchment scale, directly by reducing fertilization and excess stocking rates at grazing (BMP), and indirectly by reducing AA and N fixation (no legumes in set-aside grasslands). This decrease of NO₃ emission to water appeared strongly, but not linearly, correlated to the decrease of the input (Fig. III-5).

Figure III-5 shows that, for a same area converted, the reduction of fertilizers inputs is higher for the dilution (HD14 and HD22) compared to the interception scenarios (RI14 and RI20) (+5% and +7% respectively for 14% and the 22% area converted). This difference is due to the initial land use of areas converted into EA: for the interception scenario it is predominantly grassland areas, which in Naizin-Kervidy catchment are generally less fertilized than the arable crop areas. This is illustrated by Figure III-6 showing that for the same conversion rate, the dilution scenarios (HD14 and HD22) systematically impact more the annual crops area than the interception scenarios (RI14 and RI20), with the exception of the vegetable area that is similarly reduced in both types of landscape scenarios. The potato area showed the largest decline in HD22 scenario with 33% less area.

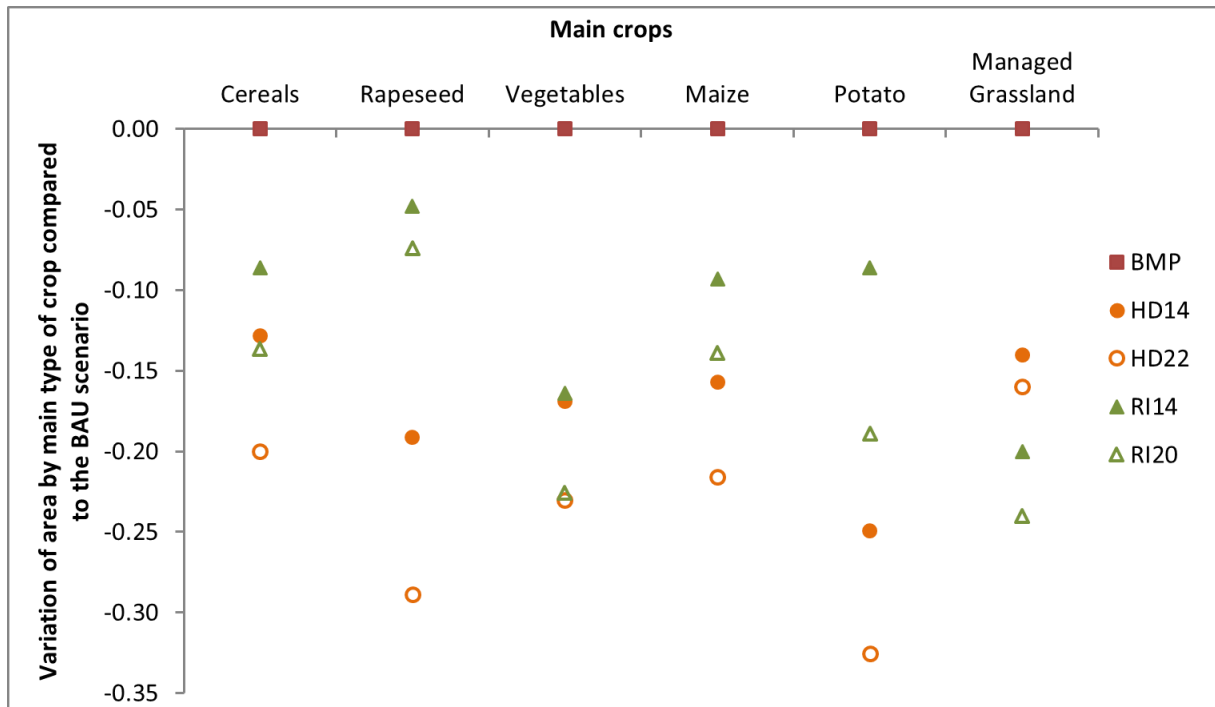


Fig III-6: The variation of AA use for the main crops in all scenarios compared to BAU scenario

Therefore, we can conclude that the higher efficiency of the interception scenarios is not due to a stronger reduction of N input.

III.2.3. Denitrification fluxes according to the location of environment areas

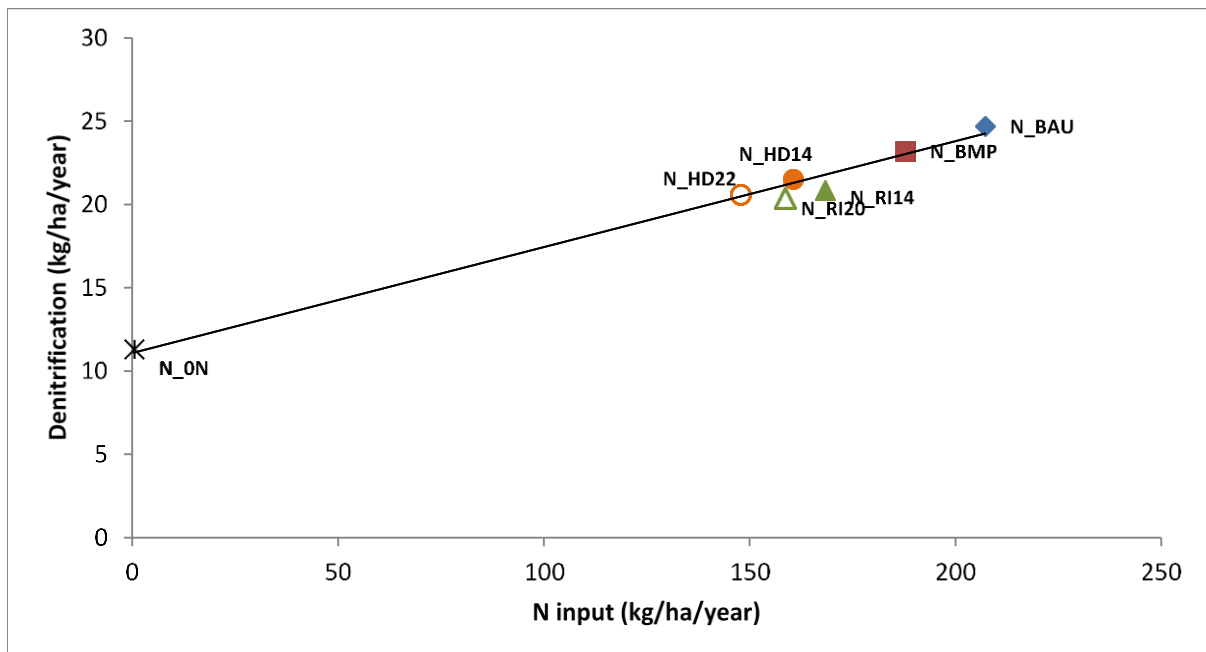


Fig III-7: Denitrification load versus V total agricultural input

Figure III-7 shows that the denitrification was highly correlated to the N total agriculture input. The N emissions by denitrification were more than halved between the BAU and the ON scenarios, from 25

kg N/ha/yr to 11 kg N/ha/yr. This figure also shows that, for the same set aside area, the denitrification was slightly lower in the interception scenarios than in the dilution scenarios, although the N input was higher. This suggests that denitrification is not simply related to the waterlogging conditions that were more frequent downslope than upslope (Fig. III-8).

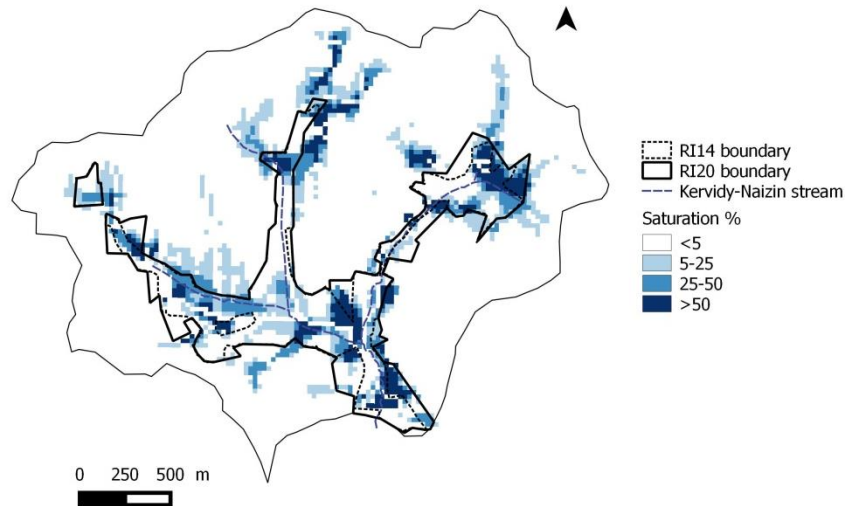


Fig III-8: Map of soils saturation with water (% of simulation time when the watertable reached at least the deeper soil layer)

Therefore, we can conclude that the higher efficiency of the interception scenarios to reduce nitrate losses is not due to an enhanced denitrification. The results also suggest that this higher efficiency for nitrate did not result in a pollution swapping towards N_2O emissions.

III.2.4. Relationship between the harvested N and the environmental area.

To assess the best combination of mitigation measures, i.e. high reduction of N losses combined to low reduction in agricultural products, we calculated the agricultural loss index as the ratio between the loss in agricultural production at catchment scale and the corresponding decrease in nitrate emission to water (equation 11). Plotting this index versus the percentage of environmental area shows that the BMP, interception and 0_N scenarios are on the same line, while the dilution scenario are above this line (Fig. III-9). This highlights that the dilution scenarios reduced proportionally more the uptake of N by the crops than the losses of nitrate.

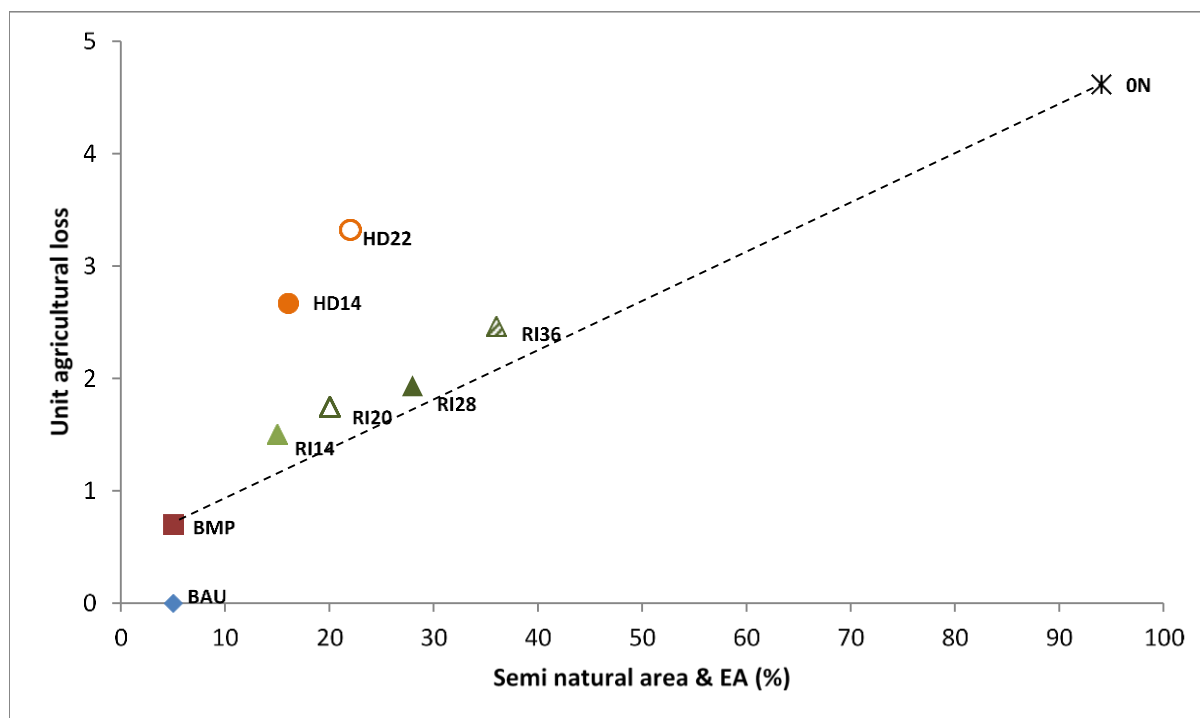


Fig III-9: Unit agricultural loss versus percent of environmental and semi-natural areas.

The total harvested N is 19% lower in baseline_ON (100% AA as unfertilized cut grass) compared to crops of BMP scenario (100% AA as crops or grasslands). When considering this total harvested N the difference between HD and RI scenarios is even more visible: in the RI scenario, the N harvested in the environmental areas compensated almost entirely the loss of N harvest due to the setting aside, whereas in the HD scenario the total N harvest lost is around 10 kg/ha compared to the BAU scenario (tables III-1 and III-2).

This suggests that the higher efficiency of the interception scenarios is mostly due to the sustained uptake by the vegetation in spite of the decrease of N input, and to the lower land use change (managed grasslands replaced by unfertilized cut grasslands for 20% AA for RI14 and 24% for RI20) compared to dilution scenarios, where the higher reduction of the rapeseed, potato and wheat areas (Figure III-7) resulted in a decrease in N uptake by crops. Using this unit loss index allows to see more clearly that the RI14 scenario is the most efficient of the transforming scenarios tested: the index is minimum for this scenario, meaning that for a further extension of the set aside area, the harvested N decreased more rapidly than the N emissions.

III.3 Discussion

The set aside scenarios simulated in this study were built to explore by modelling their ability to mitigate N losses, in particular nitrate, in addition to the tuning of management practices. The impact of implementing the Nitrate Directive in vulnerable areas (Barnes et al. 2009; Velthof et al. 2014; Worrall et al. 2009) and optimizing agricultural practices at the field scale (mainly by a more balanced fertilization, good management of grazed grasslands and the introduction of catch crops) (Buckley and Carney 2013; Oenema et al. 2009) is well documented, showing a significant, yet limited, efficiency. It is therefore important to combine changes in agricultural management and landscape

levers (buffering capacity of wet areas and hedges, dilution by reducing cropped and fertilized area). Using a model allows simulating scenarios at the catchment scale over several years and to compare contrasted strategies of mitigation. Any modelling exercise is undermined by uncertainties linked to simplifications in process representation and imperfect data. Their impact on the conclusions are limited here by, (i), the amount and quality of data accumulated in this catchment for many years (ii) focusing the interpretation on the comparison between scenarios rather than absolute values of predicted variables.

In our study area, the strict implementation of the Nitrate Directive does not allow to reach, at mid-term, acceptable levels of nitrogen emissions due to the intensive agricultural context and the legacy of nitrogen in soils and groundwater. In a context where agricultural production is dominated by arable crops and land use is very constrained, this study shows that application of best management practices decreases weakly (-2 to 5%) nitrate losses as well as agricultural production, and slightly increases the NUE of the system.

The legacy of nitrogen in this catchment has two origins. First, it is due to the changes in soil organic matter, both in terms of content and quality, which result from the conversion of permanent grassland to arable land in the late 1960's, and from the massive addition of livestock slurry and manure since then (Canevet 1992; Houot et al. 2016). Second, it is due to the continuous increase of the concentrations in the shallow groundwater (now well over 30 mg/l N-NO₃) constituting a store which depletion delays the effects of agricultural changes on streamwater (Durand et al. 2015; Molénat et al. 2002; Molénat et al. 2013). This depletion occurs in all scenarios, even in the BAU one, because of the enforcement of nitrate directive in the last 15 years. In baseline_ON scenario, after 10 years, the groundwater depletion still accounts for 85% of the emission to water (Tab III-1 & III-2), showing that the steady state between N losses and landuse is far from being reached. However, for the last three years of simulation, the depletion rate of nitrate concentration in groundwater is comparable between scenarios, which allow their comparison. Longer simulations were not possible, because TNT2 model requires detailed agricultural data for each field over the whole period, and they were available for 10 years only. Simulation data were obtained from farm surveys and, although carefully carried out, some data are missing or have been poorly documented, particularly concerning pasture management; expert knowledge was necessary to fill the gaps. Moreover, surveys did not reveal outliers such as significant over-fertilizing: this may be due to strict compliance with regulations or to farmers smoothing their declared practices according to the regulation. In the second case, this would mean that the optimized scenarios (BMP and BMPH) would be more efficient compared to the simulated business as usual (BAU) scenario. Another reason of the modest effect of this scenario is that the changes were limited: the strict respect of Nitrate Directive does not imply real fertilization equilibrium neither strong efficiency of catch crops, difficult to achieve in commercial farms conditions (Edwards-Jones 1993; Wallace and Moss 2002)

The results of previous studies by (Benhamou et al. 2013; Durand et al. 2015) corroborate the hedge scenario (BMPH) results obtained in this study. Doubling the hedgerow density is not enough to observe significant results in terms of nitrate losses reduction. The main reasons are, first, that nitrate is mainly transferred by subsurface flow, which is not, or little, intercepted by hedges, and second, that the area covered by hedges is not significant to produce a dilution effect. Locating the hedges preferentially on poorly drained soils (where subsurface flux is the shallowest) was not sufficient to enhance significantly their efficiency. The effect of hedgerows on ammonia emission

scavenging is not taken into account here, and may be significant in terms of atmospheric pollution, but it is unlikely that it is large enough to affect nitrate losses. On the contrary, enhancing the deposition of ammonia might result in a pollution swapping effect detrimental to water quality.

The main results of this study are that the decrease in N_{NO_3} emissions produced by set aside scenarios is not proportional to the area converted into environmental area and that the location of environmental area is decisive to maximize the reduction of nitrogen emissions. The reason for this has two aspects: first, the landscape changes impact differently the crop area and the type of crops depending on the location. As observed in most small catchments in Brittany, intensive cropping systems (cereals, maize, grain legumes and potatoes with high N inputs and limited soil cover during winter) are mainly located on deep and well drained soils while grasslands occupy slopes and bottom locations. This is even more true because the area is classed as Nitrate Vulnerable Zone, and vegetated riparian buffers had been implanted all along the stream network. Incidentally, this measure does not appear to be sufficient to reach the Nitrate Directive targets, as already stated by (Haag and Kaupenjohann 2001).

The consequence is that the interception scenarios had a lower effect of the N input and on the crop production than the dilution ones. Despite this, the interception scenarios had a better efficiency for reducing nitrogen emissions to water, so the extension of the riparian zones up more than 10% of the catchment area makes it possible to reach satisfactory levels of pollution in this context, by combining a dilution effect and the interception of nitrate leached uphill. Apparently, this interception is mainly due to retention in soils and to plant uptake, because denitrification is about the same in the RI and HD scenarios. This effect on denitrification is consistent with previous studies in Brittany context (Durand et al. 2015; Moreau et al. 2012b). (Clément et al. 2002; Oehler et al. 2009) have already observed that denitrification rates in the riparian zones of the region are tightly controlled by nitrate availability. It is likely that taking away the direct spreading of nitrogen decreases the overall denitrification of the riparian zone. When increasing the set aside area beyond around 20% of the catchment, the enhanced retention tends to fade away (RI28 and RI36 scenarios). The likely reasons for that are twofold:

- (1) the amount of nitrate coming from the shallow groundwater to the soil decreases upslope, because the groundwater level is in average deeper, and reaches the soil profile less frequently (this effect is both predicted by the model (Fig. III-3) and observed in the lysimeter transects monitored in the catchment (Molénat et al. 2005).
- (2) The grassland production in this area is often limited by water availability during the second half of summer, but less limited downslope than upslope, again because of the water supply by the shallow groundwater to the soil. Therefore, N uptake potential by the grassland areas may decrease when this supply decreases.

There is one more reason for the better efficiency of the interception scenarios: these scenarios affect the land use of the riparian area, where the mean residence time of the water is the shortest (Molénat et al. 2002). Therefore, the short or midterm effects on the streamwater concentrations are likely to occur much quicker than for the dilution scenarios, which affect uphill areas with a much longer residence time. Indeed, at the end of the simulation, the average concentrations in groundwater in the two sets of scenarios are similar, but in the interception scenarios the lowest concentrations are located downhill while they are located uphill in the dilution scenario, with less

direct contribution to streamwater. It follows that extending the scenario simulations for two decades would show a progressive decrease of the differences between the two options, even if the interception scenarios would probably remain more efficient.

Finally, in this catchment, the RI14 scenario appears as the best compromise, because it resulted in a relatively quick reach of the ND target for streamwater without impacting too much the agriculture production at the catchment level. Still, these results must be taken with caution and cannot be easily generalized. First, they are limited to catchments with similar hydrological setting, i.e., dominated by the dynamics of a shallow groundwater exchanging with soilwater in the lower parts of the hillslopes. Second, it is clear that the optimal extension of the interception zone will depend on the dynamics of the waterlogged area, which is very site-specific, depending on local topography, i.e., a regionalized modelling scheme would be necessary to get a more robust estimate. Third, there are always large uncertainties on the denitrification modelling, especially at the catchment scale, particularly because of the very high variability of hydromorphic soils properties (Durand et al. 2015); and finally, the physiology of plants under waterlogged conditions probably remains poorly simulated, even if this issue is relatively limited since the waterlogging conditions do not persist during the growing season in the major part of the set aside zone (Fig. III-3).

Of course, in the real world, the impact of this type of measure on individual farms would vary widely, making it socially difficult to implement, even in the hypothesis of compensation for the loss of income. However, Brittany, like many other agricultural regions in Europe, has a large proportion of farmers ceasing their activity for age or economic reasons (30% of the farms have changed of owner in the last decade). Such results could be used to orientate pre-emption of land by local authorities to set aside parts of the properties that are changing hands. Beforehand, these results should be consolidated by applications in different contexts.

Conclusion

In intensive agriculture areas with a large legacy of nitrogen in soils and groundwater, the application of mandatory BMP in the fields is often not sufficient to reach acceptable nitrogen concentrations in streams in the short term. Mixing agricultural land use with unmanaged areas may be a way forward, if the location of the converted areas maximizes the retention efficiency and minimizes the impact on agriculture production. This study shows the interest of distributed modelling to help finding this optimal location. It confirms the interest of poorly drained bottomlands, which combine lower agronomic potential and high retention efficiency, and suggests that, in this particular case, setting aside 10-15% of the catchment area would be a good compromise between environmental objectives and most limited impacts on agriculture production. These results differs from most of the studies on the effects of riparian areas on nitrate losses because (1) they suggest that enhanced denitrification is not the major process responsible for the higher efficiency of the interception scenarios and (2) they explore the effects of a wide range of scenarios, in terms of location and size of the set aside areas.

These conclusions are of course specific of this type of hydrological setting and climate and subjected to large uncertainties given the simplified representation of the reality given by the model. Assessing the effect on the gaseous emissions and deposition of ammonia and the indirect N₂O emissions should be the next step for a more complete assessment of these scenarios. More generally, these

types of landuse management are also potentially beneficial for the mitigation of other pollutants and for preservation of biodiversity. This suggests that such policy should be submitted to a multicriteria evaluation, in terms of ecosystem services and economic impacts.

Acknowledgements

This work was funded by the French National Research Agency (ESCAPADE project in AGROBIOSPHERE program, ANR-12-AGRO-0003). The farm surveys were performed within the MOSAIC project of the AGROBIOSPHERE program, ANR-12-AGRO-0005. The grant of the 1st author was co-funded by Arvalis. The authors are very grateful to all the staff of the Agrhys Observatory, especially to S. Busnot, Y. Hamon, M. Faucheux and N. Gillet (field work), G. Le Henaff (databases) and P. Pichelin (GIS).

A retenir Chapitre III

L'objectif de cet article était, dans un premier temps, de présenter les leviers d'atténuation des flux d'azote et le cahier de scénarios qui en a résulté sur le site de Kervidy-Naizin. Puis dans un second temps, d'exposer les résultats de simulations obtenus par modélisation avec l'outil TNT2.

En s'appuyant sur la bibliographie et les contraintes de modélisation, les scénarios simulés ont été fixés dans cette étude au nombre de dix :

- Scénario de pratiques actuelles KN_BAU
- Scénarios de pratiques optimisées : à la parcelle KN_BMP et au paysage KN_BMPH (dont les résultats n'ont été que partiellement présentés en raison de la faible efficacité (i.e. en termes de la réduction des flux d'azote). Ce scénario KN_BMPH consiste en l'implantation d'un réseau de haies densifié (x2) comparé aux pratiques actuelles dans le cadre de cette étude).
- Scénarios d'aménagements paysagers :
 - Scénarios d'interception : KN_RI avec quatre modalités de surfaces environnementales 14%, 22%, 28% et 36%
 - Scénarios de dilution : KN_HD avec deux modalités de surfaces environnementales 14% et 22%
- Scénario de contrôle ON

Cet article met en évidence la capacité du modèle à simuler des scénarios d'aménagements paysagers, ainsi que la limite de l'optimisation des pratiques à la parcelle (scénario KN_BMP) pour répondre aux exigences de la Directive Nitrate. L'implantation de zones environnementales apparaît ici comme une solution plausible, à condition de maximiser l'efficacité de rétention des sols. L'utilisation d'un modèle distribué permet d'optimiser la localisation de ces zones et leur surface afin de minimiser l'impact sur la production agricole. Les bas-fonds potentiellement humides apparaissent comme un levier déterminant pour la gestion des flux d'azote à l'échelle du bassin versant agricole.

Cependant, cette approche n'étant pas holistique, elle se focalise uniquement sur les flux d'azote dans un contexte local particulier (climat, sol, système agricole, etc.). Une analyse multicritère prenant en compte la préservation de la biodiversité et d'autres polluants dans des contextes agricoles diversifiés serait également bénéfique pour compléter cette étude. Le chapitre suivant s'intéresse donc à la réponse de deux sites contrastés en termes de système agricole et de pédo-climat vis-à-vis de la mise en œuvre de ce même set de scénarios.

Chapitre IV. Mitigation of stream nitrate pollution by land management in contrasted landscapes

L Casal^a; P. Durand^{a*}; N. Akkal-Corfini^a; C. Benhamou^b; F. Laurent^c; J. Salmon-Monviola^a; S. Ferrant^d; A. Probst^e; J.L. Probst^e; F. Vertès^a

a UMR SAS, AGROCAMPUS OUEST, INRA 35000 Rennes, France

b UMR ECOSYS, AgroParisTech, INRA 78850 Thiverval-Grignon, France

c Arvalis institut du végétal, 91720 Boigneville, France

d CESBIO, Université de Toulouse, IRD, CNRS, CNES, UPS, INRA, (Toulouse), France

e EcoLab, Université de Toulouse, CNRS, Toulouse, France

*corresponding author : patrick.durand@inra.fr

Ce chapitre fait l'objet d'un article en révision dans la revue Nutrient Cycling in Agroecosystems.

Résumé

L'optimisation des pratiques agricoles, à l'échelle de la parcelle, ne permet pas toujours d'atteindre les objectifs de la directive cadre sur l'eau en termes de taux de nitrate. L'aménagement paysager comprenant la mise en jachère de zones définies, est une solution encourageante dont l'efficacité est fortement dépendante du contexte locale (agricole, climatique, ...). Des modèles agro-hydrologiques distribués ont été utilisés pour évaluer le potentiel de différentes options d'atténuation en vue de la réduction des pertes de nitrate sur deux bassins versants contrastés. L'ensemble des scénarios combinait deux stratégies, l'optimisation des pratiques (BMP) puis l'aménagement paysager à travers l'implantation de zones environnementales avec des localisations différenciées. Les deux bassins d'étude ont fait l'objet d'un suivi à long terme du climat, des débits et des concentrations d'azote à l'exutoire. Les pratiques agricoles y sont également connues sur l'ensemble de la période de simulation de 13 ans (2002-2015). Le site de Kervidy-Naizin (KN) est caractérisé par un système agricole d'élevage intensif avec un apport moyen de 257 kgN.ha⁻¹ tandis que le site d'Auradé (AU) est en système polyculture à dominante céréalière avec un apport de 109 kgN.ha⁻¹. Les résultats mettent en évidence un fort héritage d'N sur le site de KN se traduisant par une réponse progressive longue durée (>10ans) suite à la mise en œuvre de changement alors que AU a une réponse rapide (de 5-7ans). Dans les deux cas, le scénario le plus efficace consiste à mettre en jachère une surface correspondant à 15% en position riveraine. Sur KN, ce scénario a permis une réduction des concentrations de 25% contre 15% seulement sur AU, tandis qu'avec la mise en œuvre de l'optimisation des pratiques (BMP) la réduction n'est que de 9% sur KN 4% sur AU.

Mots clés: modèle distribué, cycle de l'azote, scénario d'atténuation, bassin versant, pratique agricole optimisée, zone riparienne

Abstract

Optimizing management practices at the plot scale is sometimes not sufficient to reach Water Framework Directive objectives for nitrate pollution. Land management measures involving targeted set aside of croplands, is a promising solution, but its efficiency depends on the local context. We used a distributed agro-hydrological model to assess the potential of mitigation options to reduce nitrate losses from soil to groundwater and stream water in two contrasting agricultural catchments. The scenarios simulated combined two strategies, the optimization of practices and the landscape manipulation through the conversion of agricultural land to environmental areas at different locations. The two catchments have been monitored on the long term for climate, discharge and nitrogen concentrations. Agricultural practices are well known over the 13-years simulation period (2002-2015). The Kervidy-Naizin site (KN) hosts intensive livestock agriculture with an average nitrogen input of 257kg.ha⁻¹ while the Auradé site (AU) is in cereal cropping with N input of 109kg.ha⁻¹. The results highlight a large N_legacy in KN, resulting in a progressive and long lived (>10 years) response to the changes while in AU this response is of 5-7 years. In both cases, the most efficient scenario involves wide riparian buffer strips in interception position on about 15% of the catchment area. In KN this scenario simulated with the agro-hydrological model TNT2 allowed a decrease of nitrate concentrations in stream by 25% vs 15% in AU, while with the implementation of BMPs the predicted decrease is only 9% for KN and 4% for AU.

Keywords: distributed model; nitrogen cycling; mitigation scenario; catchment; best management practice; riparian zone.

Introduction

The deterioration of water quality due to a high level of nitrate concentration in surface and ground waters is an issue for many developed countries (de Wit et al. 2002). This pollution can be attributed to agricultural activities based on high nitrogen inputs (Carpenter et al. 1998) and is increased by the generalized specialization of agriculture, which spatially concentrates agricultural activities, and particularly livestock breeding generating large nutrient excess (Billen et al. 2010). Environmental regulations such as the European Water Framework Directive (WFD) in 2000 were developed to mitigate this type of pollution, mainly based on the implementation of best management practices (BMP). In spite of these regulations, the target of $50 \text{ mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ in water is not always achieved, mainly in intensive livestock production areas with a high nutrient surplus (Durand 2004; Kay et al. 2012; Worrall et al. 2009). Scientists and policy makers have to find additional levers to solve the problem.

Scenario analysis can be a relevant method to evaluate the interest of innovative policies before their implementation. According to the typology suggested by Börjeson et al. (2006), the BMP implementation belongs to the preserving scenario type. BMP include fertilization adjustments, introduction of efficient cover crops, or implementation of small buffer systems (hedgerows, buffer strips). Achieving environmental goals may require the construction of transforming scenarios. Those may include deep changes in the agricultural systems, e.g. changing maize based dairy systems into grassland based systems (Moreau et al. 2012a), or conversion of conventional cropping to low inputs or organic agriculture. Deep changes may also concern land use by converting agricultural land into environmental areas (EA), i.e. extensively managed grasslands or forests.

A recent study in Denmark (Hashemi et al. 2018) illustrated the efficiency of spatially differentiated measures combining plot scale management and setting aside areas in specific locations. The catchment response to the implementation of such measures depends strongly on the context, i.e. the current level of nitrate concentrations, the type of agrosystem (land use, agricultural practices, N excess, crop distribution), the hydrological setting, climatic conditions, soil types and distribution, and the sensitivity of water bodies (Gascuel-Oudoux et al. 2010; Thomas et al. 2016). It is therefore recommended to study them in contrasting contexts to have a general assessment of their interest and identify the key factors controlling their efficiency. To achieve this, distributed biophysical models are useful multipurpose tools because of their ability to correctly simulate the processes involved in localized changes in land management (Cherry et al. 2008; Jakeman and Letcher 2003; Moreau et al. 2012b; Moreau et al. 2013b). Applying these models in well monitored headwater catchments may help to identify the processes operating in the landscape, because at larger scales the stream chemistry is controlled by the mixing of water from subcatchments with different properties and by instream processes (Abbott et al. 2018; Dupas et al. 2016).

. Under the ESCAPADE project (ANR-12-AGRO-0003) (Drouet et al. 2016), agro-environmental nitrogen management scenarios were constructed in contrasting rural headwater catchments to better understand how reactive nitrogen forms are transformed and transferred into the agro-ecosystem (Galloway et al. 2003) as a function of agricultural and landscape management, to assess whether different types of mitigation strategies are likely to achieve the objective of reducing nitrate concentrations in groundwater or streams (Durand et al. 2015).

This paper presents the modelling study analysing these scenarios in two small contrasting agricultural catchments of western France and southwestern France. A similar set of mitigation scenarios was simulated with the TNT2 model in both catchments. The objectives of the study are (i) to analyse the different responses to the mitigation scenarios in distinct contexts (2) to identify the key factors and mechanisms controlling the efficiency of the strategies tested (3) to discuss the broader implications of these findings for designing site specific strategies of nitrate pollution mitigation.

IV.1 Material

IV.1.1. Study sites

The two study sites are small headwater catchments located in Brittany (Western France) for Kervidy-Naizin site and in Gascogne (South-West of France) for Auradé site (Fig 1). They were selected because they have similar size while they are contrasted in terms of agriculture type (mix farming with high livestock density and cereal cropping, respectively), soil and substratum (shale and calcareous molassic deposits, respectively), climate (oceanic influenced for the former, warmer and dryer in Gascogne region for the second one) and landscape structures (bocage for Kervidy-Naizin and hilly open field for Auradé). Both catchments are part of the French Research Infrastructure OZCAR (Network of Critical Zone Observatories <http://www.ozcar-ri.org/>) and, as such, are subjected to a long term and high-frequency monitoring. The data used in this paper are daily rainfall, air temperature, global radiation, Penman-Monteith PET, daily averaged discharge, nitrate concentration from grab samples. Both catchments are being monitored for discharge, climate, stream and groundwater chemistry for more than two decades. The sampling frequency for Kervidy-Naizin for nitrate concentration varied between 1/day to 1/3 days during the period, with an average of 0.6/day. For Auradé, the average sampling frequency is 0.7/days from 2006 to 2015. All details on the monitoring methods are available online (for Kervidy-Naizin: https://www6.inra.fr/ore_agrhys_eng/ and for Auradé: <http://www.ecolab.omp.eu/bvea>). In both cases, the nearest weather station was used to fill the gaps in climate data.

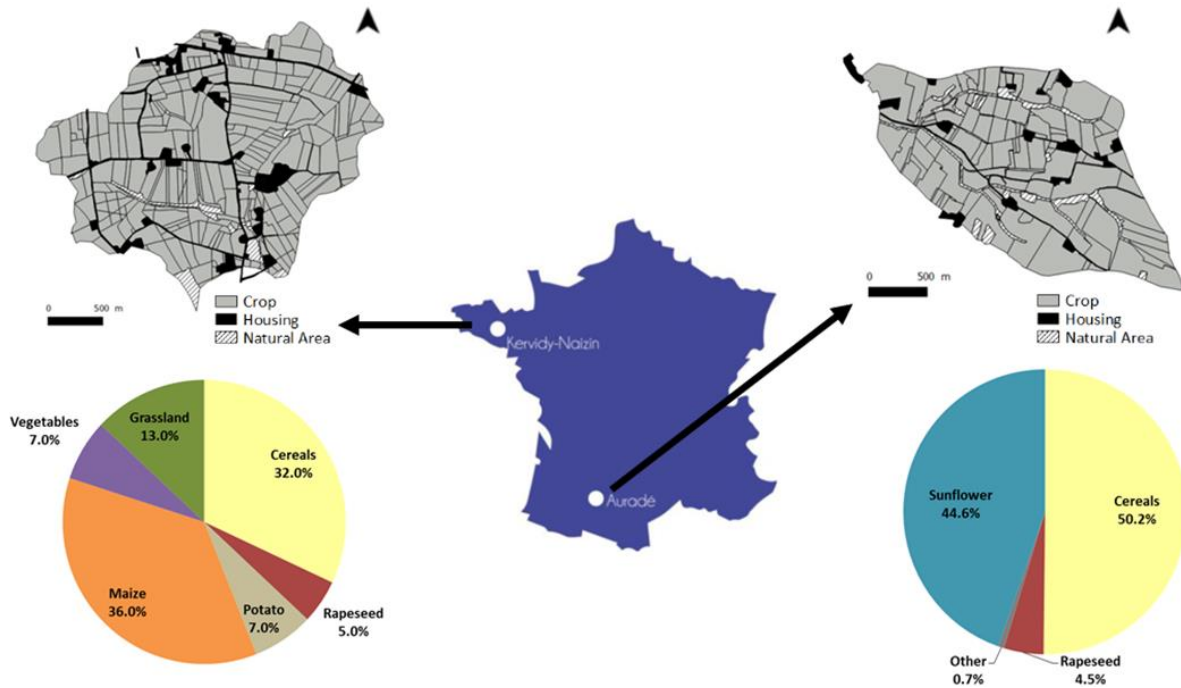


Fig IV-1 : Study sites location and typical land use.

IV.1.1.1. Kervidy-Naizin site (Brittany)

The Kervidy-Naizin site is a catchment with intensive mixed-farming of 4.9 km² characterized by gentle slopes of less than 5% (93 to 135m a.s.l.). 91% of the catchment is used as Agricultural Area (AA), dominated by maize (36%), cereals (32%) and grasslands (13%) according to farm surveys realized in 2009 and 2013 and to annual landuse surveys (Fig 2). The catchment is characterized by a high livestock density with about 5 LSU.ha⁻¹ with cattle, pigs and poultry. The N input on this site comprises slurry and manure fertilization (69%), mineral fertilization (mainly ammonitrate, 24%), excretion in pastures (5%) and nitrogen fixation (5%). Twenty one farms are installed on this catchment, providing animal products, crops or both.

The mean annual rainfall over the last 13 years (from 2002 to 2015) was 827 mm.yr⁻¹, with a minimum and a maximum years average reached in 2005 (497 mm) and in 2014 (1218 mm). The minimum and maximum average monthly rainfall are reached in June (43 mm) and in November (109 mm). The climate is temperate oceanic with a mean daily temperature of 11.2°C (data from 2002 to 2015). The mean annual specific discharge is 314 mm.yr⁻¹, with a minimum discharge of 112 mm.yr⁻¹ observed in the 2004-2005 hydrological year and a maximum in 2013-2014 with 648 mm.yr⁻¹.

The soils are mainly silty-loam, 60 to 80 cm deep, with a slope gradient affecting the drainage (well drained upslope and poorly-drained downslope) (Dalgaard et al. 2012).

The main socio-environmental objectives of the policies for water pollution mitigation in Brittany are motivated by the limitation of coastal eutrophication and the compliance with the European Water Framework Directive (WFD).

IV.1.1.2. **Auradé site (Gascogne)**

By contrast, the Auradé site is an intensive polyculture catchment of 3.2 km², of which 88.5% are AA. The topography is hilly with a mean slope about 9.3% (about 80% comprised between 4% and 10%) and a maximum slope of about 28.8%. Steep slopes combined with bare ground period lead to marked soil erosion (Fig 1). The altitude ranges from 172 to 276 m a.s.l (Ferrant et al. 2011; Perrin et al. 2008). Crop rotations are dominated by winter wheat / sunflower, with sometimes rapeseed as a third crop. This succession of winter crops harvested in July and summer crop sown in spring induces a bare soil period of nine months. Thirteen farms are operating in the catchment, none of them with livestock, except one farm with ducks production for force-feeding (with intermittent production during the year). Crop fertilization on this site is exclusively mineral in ammonitrate form mainly.

Over the last 13 years (from 2002 to 2015), the mean annual rainfall was 646 mm. The maximum and minimum annual averages were reached in 2013 (841°mm) and in 2003 (479°mm), with minimum and maximum monthly average rainfall observed in July (42.5°mm) and in May (89°mm). The catchment is under oceanic climate influence, but with severe summer droughts, which drive it to semi-arid conditions. The mean daily temperature was of 14.1°C (2002-2015). The mean annual specific discharge was 150 mm.yr⁻¹ (2007-2015), with a minimum discharge of 47 mm.yr⁻¹ observed in the 2011-2012 hydrological year and a maximum in 2013-2014 with 279 mm.yr⁻¹.

Calcic soils series are developed on the molassic calcareous substratum. Soil type distribution depends mainly on the topographic position and the substratum. Most of the soils contain 30-50% of clay (fully described in Ferrant et al. (2016)).

The main socio-environmental objective of pollution mitigation policies in the Gascogne region is to comply with WFD. Auradé is not included in the Nitrate Directive vulnerable zones.

IV.1.2. Scenarios description

The scenarios were built to investigate the different ways of mitigating the nitrate pollution by 1) optimizing management practices in the agriculture plots (fertilization, cover crops, manure management, ...) or 2) decreasing AA and create environmental zones with two contrasted location strategies: (i) in riparian position, to maximize the possibility of intercepting upslope lateral flows, and (ii) in headwater position to decrease concentrations at the sources of the stream network. The main aim was to evaluate the effectiveness of field-scale and catchment-scale mitigation measures in two contrasting landscapes using the same set of scenarios. Researchers, agricultural extension institutes and some production chains partners (cooperatives) conceived the set of scenarios.). The main aim was to evaluate the effectiveness of field-scale and catchment-scale mitigation measures in two contrasting landscapes using the same set of scenarios.

IV.1.2.1. **Business as usual (BAU)**

Farm surveys were performed in both catchments to describe crop rotations and crop management practices. We completed gaps using the crop rotation pattern of the well-known years and remote sensing data. Experts were also consulted to correct some incoherencies. Overall, these corrections and gap filling represented minor changes, well under the uncertainty of the data collected in the

surveys. The result of this work allowed building the model input data for the scenario business as usual (KN_BAU and Au_BAU) over 13 years (from 2002 to 2015).

IV.1.2.2. **Best management practices (BMP)**

The agricultural practices optimization at field scale was adapted to local context according to the Nitrates Directive program adopted in 2014. This approach consists in strictly respecting the fertilization balance for each crop in accordance with French legislation. Although mandatory since 2009 (4th action program), its strict application has led to a 9% reduction at the Kervidy-Naizin site and 6% at the Auradé site.

For the Kervidy-Naizin site, the optimization scenario (KN_BMP) consisted mainly in limiting the global nitrogen balance (GNB) under 50 kgN.ha⁻¹.year⁻¹ and modifying the fertilizer scheduling and manure application (longer period of bare soil) as required in the 5th action program of the Nitrate Directive (ND) for vulnerable zone (NVZ), not fully applied at the time of the farm survey.

For the Auradé site, the implementation of the best management practices was split into two scenarios. The first one (Au_BMP20) consisted in implanting cover crop over 20% of AA with a long inter-cropping period (between wheat and sunflower). The cover crop, , designed to decrease nitrogen leaching during bare ground periods between two crops (Justes et al. 1999), was established in August for 3 months. In the second scenario (Au_BMP100) the catch crop was systematically implanted for each long intercropping.

For both sites, the fertilization rate was tuned based on the N balance approach for each crop in rotation according to COMIFER (2013) references. This approach takes into account the plant requirements for the average yield obtained over the last five years, and standardized assessment of the mineralization of the soil organic matter and of the preceding organic inputs.

IV.1.2.3. **Landscape management scenarios**

The landscape management scenarios consisted in testing two different mechanisms spatially involved in nitrogen mitigation. The first one is the interception of nitrate-rich runoff and lateral flow coming out of the fields upslope by locating the set-aside areas in riparian position (KN_RI and Au_RI scenarios) to constitute buffer strips: this throughflow can therefore be slowed down, or decreased by storage and evapotranspiration; the nitrate transported can be uptaken by microbiota or plants or can be transformed in N₂O and N₂ by denitrification. The second one is the dilution of spring waters by locating the set-aside in upper slope position (KN_HD and Au_HD) to constitute a few large patches of environmental areas (EA) receiving no nitrogen input and expected to produce nitrate free water. Therefore, the landuse of these EA has been designed to reach rapidly a minimal N leaching rate: In this perspective, unfertilized grassland mown three times per year with exportation of the cut grass was found, by trial and error modelling, more efficient than afforestation.

In Kervidy-Naizin, 14% of the catchment area were converted to environmental area (KN_RI14 and KN_HD14), while in Auradé, the proportion was 18% (Au_RI18 and Au_HD18) (Fig2). The proportion and location of converted zones for the riparian interception (RI) scenarios were defined according to

the soil maps, i.e., by choosing the soils classed as poorly drained near the stream. For comparison purposes, the same proportion of area was converted for the headwater dilution (HD) scenarios, using the drainage area delineation tool of SAGA GIS software. For these scenarios, the remaining agricultural land was managed according to the BMP scenario (KN_BMP and Au_BMP100).

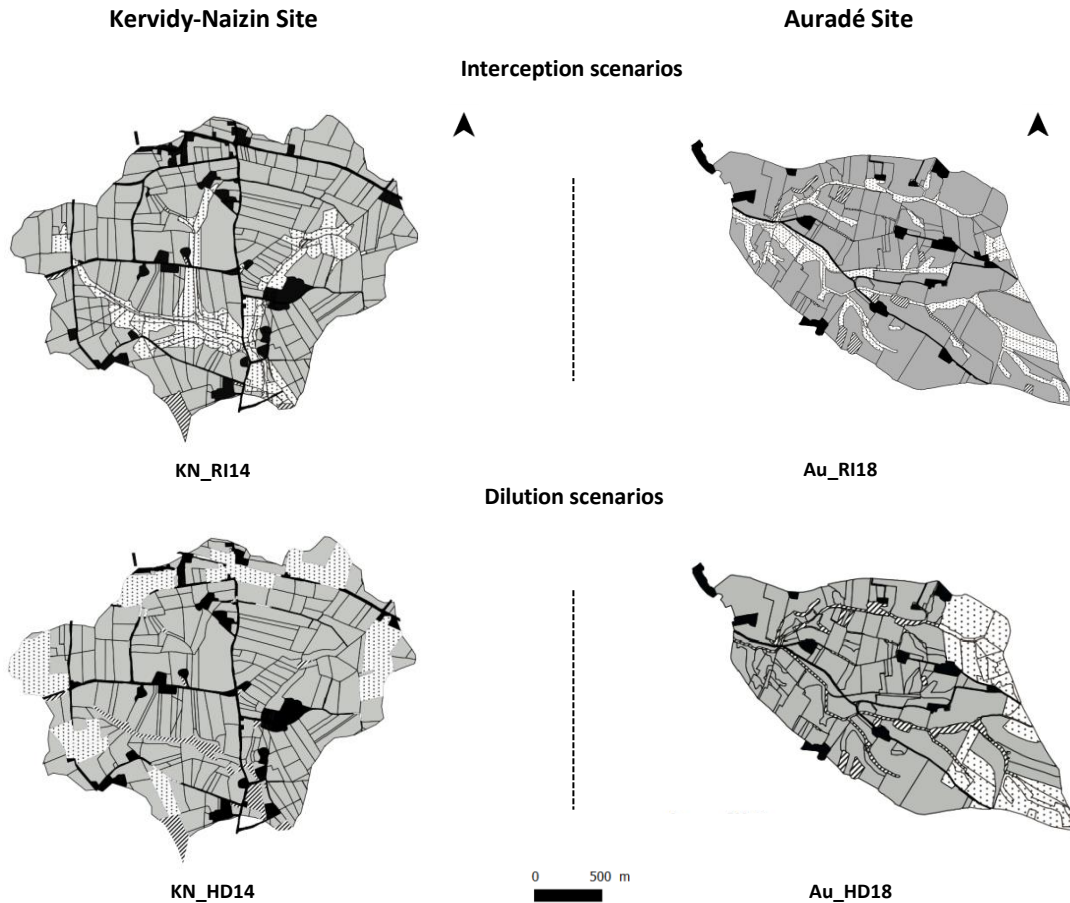


Fig IV-2 : Location of the converted grassland into the landscape management scenarios (in grey Agricultural Area (AA), in black Housing, hatched are natural areas and dotted are environmental areas (EA)).

IV.1.2.4. Control scenario: zero nitrogen input

Control scenario 0_N aimed at estimating the N legacy of the catchment and the time lag necessary to go back to nearly pristine conditions, regardless the feasibility. This allows a better comparison of scenario efficiency between the two contrasted study sites. For this purpose, all the agricultural area (AA) was converted to environmental area.

IV.2 Modelling

IV.2.1. Presentation of the model

The scenarios are simulated using Topography Nitrogen Transfer and Transformation (TNT2) model, a spatially distributed agro-hydrological modelling focusing on the spatial interactions within the landscape (Beaujouan et al. 2002; Ferrant et al. 2013; Oehler et al. 2009). The model is fully detailed in (Beaujouan et al. 2002), so only a brief description is given here.

TNT2 consists in the coupling of a distributed version of the hydrological model TOPMODEL (Beven 1998) and of the crop model STICS (Brisson et al. 1998; Brisson et al. 2002). Both models were adapted to facilitate coupling and to be able to simulate a diversity of agricultural landscapes. The hydrological model simulates the cell-to-cell shallow groundwater flow in a square grid. The Darcyan law is applied using a transmissivity decreasing exponentially with depth and a constant hydraulic gradient equal to the mean slope between the center of the cell and the nearest stream network point. The flow is routed using a classical D8 scheme. Soil porosity is splitted in a retention porosity and a drainage porosity, both being discretized in layers of constant thickness. The lateral groundwater flow occurs within the drainage porosity, while the retention porosity hosts the vertical unsaturated flow using a Burns' model scheme (Burns 1974). The retention porosity domain is where the coupling occurs between the two models, the shared variables being the soil moisture profile and nitrate concentrations. The generic STICS crop model simulates plant growth and development using intercepted radiation and temperature as drivers, which determines the plant requirements for water and nitrate. On the other hand, the model simulates the soil processes determining the amounts of water and nitrogen available. If these amounts are lower than the plant requirements, water and/or nitrogen stresses are applied to limit plant growth. Organic matter decomposition (either from soil, plant residues or organic fertilisers) is simulated via the growth and decay of decomposers biomass, using the C content and C:N ratios of the different pools and rate coefficients controlled by temperature and soil moisture. A specific module has been implemented to simulate nitrogen dynamics in annual crops/temporary grassland rotations, take into account the building up of a labile organic matter pool during the presence of grassland (typically 2 to 10 years), which decays rapidly after the ploughing of the grassland. Denitrification is simulated by modulating a potential rate using functions of temperature, nitrate concentration, water filled pore space and mean residence time of water in the drainage porosity: carbon availability is therefore supposed to be constant and included in the potential rate value (see Oehler et al. (2009) for detailed discussion of denitrification simulation). The model runs at a daily time step.

The main originality of the model is that it is able to simulate the time-space variable interactions between soils and shallow groundwater (i.e. the variable extension of saturated areas) and its consequences on nitrogen dynamics (e.g., retention by vegetation, soil immobilization or denitrification of nitrate leached upslope and transported by shallow waterpathways). It is also able to simulate the nitrogen dynamics in different landuses of a temperate agricultural catchment (annual crop rotations, ley/annual crop rotations, permanent grassland, woodlots, riparian wetlands...) using the same basic formalism.

The catchments are modelled using a square grid. The pixel resolution depends on the topography, the homogeneity of the soil types and the computation limits. For Kervidy-Naizin the pixel is 25 m by 25 m while for Auradé the pixel is 10 m by 10 m owing to the hilly topography and the soil diversity in Auradé. The agriculture management practices are required for each field: sowing (date and crop), mineral and organic fertilization (date, type and amount), tillage (date and type), harvesting (date and residue management) and livestock management (grazing). Climate variables (temperature, rainfall, potential evapotranspiration, global radiation) and soils unit descriptions are also needed to drive the model.

This model was initially developed for small agricultural catchments (Beaujouan et al. 2002) and was tested in different studies on N cycling at the landscape scale (Benhamou et al. 2013; Ferrant et al. 2013; Oehler et al. 2009; Viaud et al. 2005) and as an operational tool to advise policy makers.

IV.2.2. Simulation procedure

For the two sites, the latest version of TNT2 was used to simulate the scenarios. The scenarios run over 13 hydrological years from 2002 to 2015, with the first two years used to 'spin up' the model (i.e. reach equilibrium from the initial state), then BAU scenario was applied until 2005 and finally the scenarios were applied for ten years. By experience, two years are enough to stabilize hydrological variables, but for some biogeochemical variables (especially storage in groundwater), initial values are included in the calibration procedure. Calibration on BAU scenario comprised two steps. First, a Monte-Carlo procedure was applied to calibrate the hydrological module using the Nash-Sutcliffe coefficient (NS) (Nash and Sutcliffe 1970) for daily water discharge as the objective function. Parameter values were initialized using previous simulations (Durand et al. 2015) for Kervidy-Naizin and (Ferrant et al. 2011) for Auradé. The transmissivity at soil saturation, its exponential decrease coefficient and drainage porosity of the deeper layer, which are the most sensitive parameters for discharge simulation (Beaujouan et al. 2002; Moreau et al. 2013b) were allowed to vary around 10% of their initial values. At each iteration, the best parameter set was retained. After 10 iterations, the NS coefficient usually stabilized. The second step consists in a trial and error approach to calibrate the nitrogen modules. For most of the crop parameters, default values provided with the STICS model were used. The only parameters that were adjusted for nitrogen processes were initial the nitrate concentration in groundwater, the soil organic matter mineralization rate and the denitrification rate. The calibration of nitrogen modules was multicriteria: the main objectives were to minimize standard errors on nitrate concentrations and fluxes, but we also check that the crop yields, denitrification and mineralization loads were within the range of the local or regional references. The calibration was carried out over the period 2002-2005 for hydrology and over the period 2002-2009 for nitrates.

The mean values for the last three years of the simulation were used to compare the scenarios, to account for the variations due to climate, the crop rotations and the response time of the system.

IV.2.3. Evaluation criteria

Several indicators were computed for the three last hydrological years to compare each scenario and each site: the mass balance (Eq 1); the standardized fluxes (Eq 2).

- Mass balance of the AA

Input = output

$$N_{\text{orgF}} + N_{\text{minF}} + N_{\text{graz}} + N_{\text{fix}} + N_{\text{atm}} = N_{\text{harvest}} + N_{\text{stream}} + \text{Volat} + \text{Denit} + \Delta N_{\text{soil}} + \Delta N_{\text{GW}} \quad [\text{Eq1}]$$

Where all value is in kgN.ha⁻¹

For the input:

N_{orgF}: N input by manures

N_{minF}: N input by mineral fertilizers

N_{graz}: N input from animal excretion

N_{fix}: N fixed by legumes

N_{atm}: N input from atmospheric wet deposition

For the output:

N_{harvest}: N content in the harvested parts by crops in AA (N harvest AA) and N content in the harvested parts by grass in EA (N harvest EA)

N_{stream}: fluxes of nitrates in stream water at the outlet

Volat: emission due to manure spreading

Denit: denitrification

ΔN_{soil}: Total variation store in soil

ΔN_{GW}: Total variation store in groundwater

- Standardized flux decrease

$$\text{Standardized fluxes decrease} = \frac{NO_{3-N} \text{ flux}_{BAU} - NO_{3-N} \text{ flux}_{sc}}{NO_{3-N} \text{ flux}_{BAU} - NO_{3-N} \text{ flux}_{0-N}} \quad [\text{Eq2}]$$

Where all value is in kgN.ha⁻¹

NO_{3-N} flux_{BAU}: Nitrogen flux from the BAU input scenario

NO_{3-N} flux_{sc}: Nitrogen flux from the given scenario

NO_{3-N} flux_{0-N}: Nitrogen flux from the 0_N input control scenario

This ratio expresses the decrease of flux resulting from a given scenario relatively to the largest possible decrease considering the N legacy of the catchment, which allows a better comparison between the two sites.

- Nitrogen use efficiency (NUE):

$$NUE_{\text{agriculture}} = \frac{N_{\text{harvest agriculture}}}{N_{\text{input by agriculture}}} \quad [\text{Eq3}]$$

N harvest agriculture: N content in the harvested parts of crops in AA (N harvest AA)

$$NUE_{catchment} = \frac{N_{harvest\ agriculture} + N_{harvest\ EA}}{N_{input\ by\ agriculture}} \quad [Eq4]$$

- N excess

$$N_{excess} = N_{input} - (N_{harvest\ agriculture} + N_{harvest\ EA}) \quad [Eq5]$$

IV.3 Results

IV.3.1. Calibration

For the simulation of daily discharge in Kervidy-Naizin, the Nash-Sutcliff coefficient reached 0.86 and the correlation coefficient 0.8. For Auradé, the model performance was much poorer: the Nash-Sutcliff coefficient reached 0.44 and the correlation coefficient 0.5 (Fig 3 b). In both sites, and especially in Auradé, the flood peaks were often under-estimated. In terms of variations of N fluxes, the model reproduced fairly well the seasonal variations, although in detail, it failed at simulating correctly some individual storm events and contrasted seasons (either very dry or very wet).. The cumulative discharge and cumulative N fluxes simulated for the 13 years of simulation were close to the observed data with 12% and 7% of bias for cumulative N fluxes and 5% and 3% for cumulative discharge for Kervidy-Naizin and Auradé, respectively. The seasonal and pluri-annual variations of concentrations were relatively well reproduced in both sites (relative mean absolute error of 14% for Kervidy-Naizin and 28 % for Auradé), although in detail, the model failed to reproduce at a daily time step the measured variations of instantaneous concentration. Further discussion on the performance of the model in both sites can be found in previous papers (Benhamou et al. 2013; Ferrant et al. 2011; Salmon-Monviola et al. 2013). (Benhamou et al. 2013; Ferrant et al. 2011; Salmon-Monviola et al. 2013).

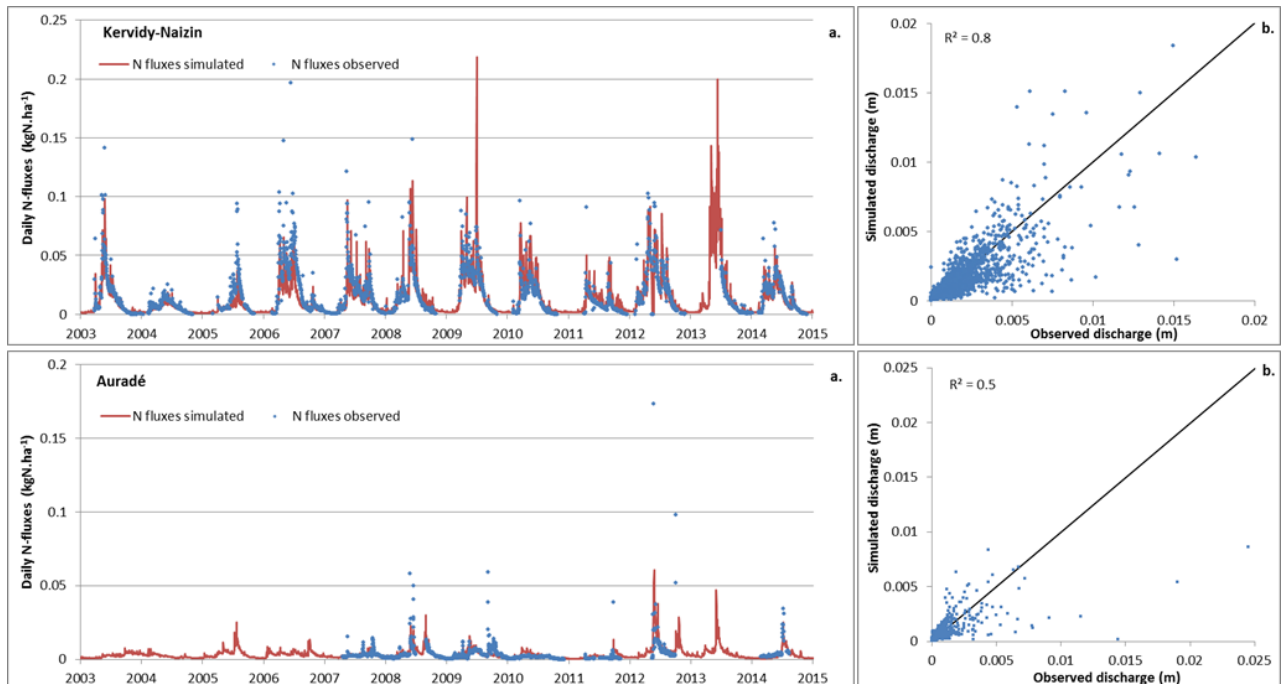


Fig IV-3 : Calibration results on nitrogen fluxes (figure a.) and water discharge (figure b.), the discontinuity in the chronicle of observed data is due to the lack of measurements.

IV.3.2. Nitrogen mass balance in the BAU scenario

The figure of Nitrogen mass balance (Fig 4) highlights the differences of the nitrogen mass balance between these two sites, the Kervidy-Naizin site being much more submitted to nitrogen excess (mainly under organic form) than the Auradé site. The total input in Auradé was 2.5 times less than in Kervidy-Naizin and the N excess, 3 times less. As a result, the losses in the stream were only 18 kgN.ha⁻¹.year⁻¹ in Auradé while they reached 65 kgN.ha⁻¹.year⁻¹ in Kervidy-Naizin. The denitrification loads were higher in Kervidy-Naizin site than for Auradé site (25.6 and 17.9 kgN.ha⁻¹.year⁻¹, respectively).

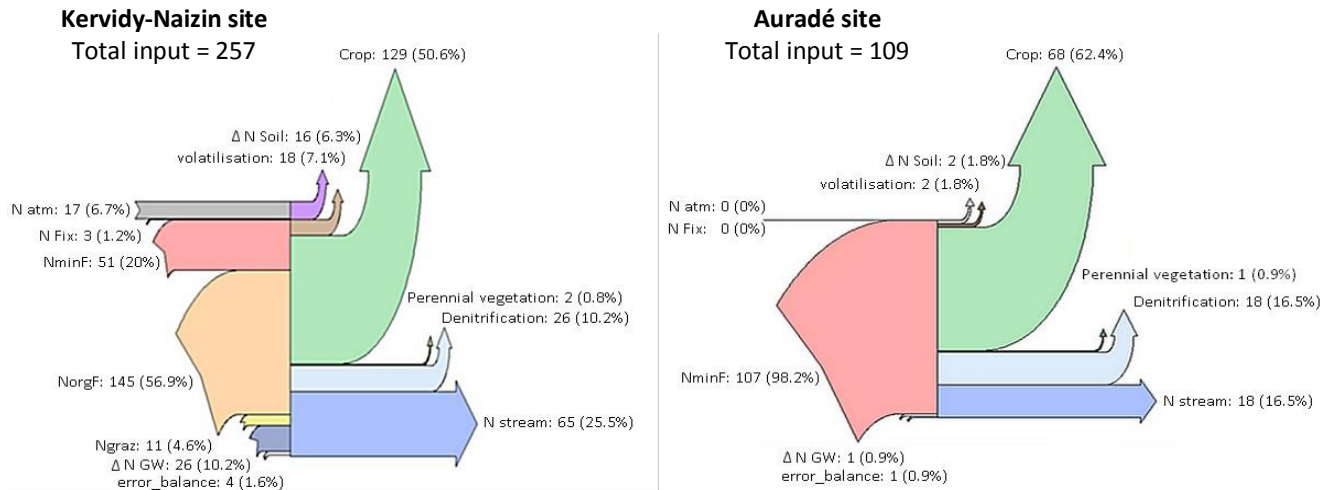


Fig IV-4 : Nitrogen mass balance for BAU scenario in kgN.ha⁻¹.yr⁻¹ on average over the last three hydrological years of simulation (from 2012 to 2015).

IV.3.3. Scenarios assessment

Tab IV-1: (a) Main features of the set of scenarios (the units are specified in brackets) and (b) corresponding results. All values results are in kgN.ha⁻¹.year⁻¹ except for the concentration in mgN_NO₃.L⁻¹ and dimensionless ratios (NUE).

	Kervidy-Naizin site					Auradé site					
	BAU	BMP	HD14	RI14	O_N	BAU	BMP20	BMP100	HD18	RI18	O_N
a. Scenarios											
Fertilizer reduction (%)	0	9	23	19	100	0	6	6	26	14	100
Environmental area (%)			16	15	100				18	18	100
b. Results - Fluxes (average of 3 last hydrological years)											
N-NO ₃ concentration	14.6	13.3	12.7	11.1	8.0	9.6	9.2	8.7	8.1	7.8	2.5
N-NO ₃ flux	64.8	59.2	56.4	51.1	35.6	17.8	16.9	15.4	13.7	13.6	3.5
Denitrification	25.6	24.1	22.2	21.6	11.8	17.9	17.1	16.1	13.8	15.3	4.1
N input by agriculture	212	192	164	172	0	107	101	101	79	92	0
N excess	100	84	59	61	-84	38	36	37	23	31	-22
NUE catchment	0.61	0.65	0.74	0.74	-	0.64	0.64	0.64	0.71	0.67	-
NUE agriculture	0.61	0.65	0.66	0.66	-	0.64	0.64	0.64	0.67	0.65	-

The broad picture of the compared scenario results is that of a similarity of the global trends but strong differences in the amplitude and timing of the catchment responses, reflecting the contrast of the functioning of the two systems.

The results show that on both sites i) scenarios followed the same order BAU>BMP>HD>RI>0N for N₂O concentration and ii) NUE agriculture was similar and stable between the scenarios. However, the effect of the scenarios was clearly different between sites. In the Kervidy-Naizin site, the optimization of the practices was more efficient than in Auradé with 19% of standardized decrease [Eq2] between BMP and BAU scenario while in Auradé, the decrease was only 5% for BMP20 and 12% for BMP100 (see Table 1). The landscape scenarios management were more efficient in Kervidy-Naizin with a standardized decrease of the average N₂O concentration over the last three hydrological years (2012-2015) of 28% and 53% for HD and RI scenarios, respectively, while in Auradé the decrease was only 20% and 25%, respectively, although the surface converted in environmental zone was larger in Auradé (18%) than in Kervidy-Naizin (14%). Relatively to the surface of environmental area, the headwater dilution (HD) scenarios had about the same efficiency in the two sites, while the riparian interception (RI) scenario was significantly more efficient in Kervidy-Naizin. In this site, the RI scenario differed from the other scenarios with a faster and stronger response in the years following its implementation, while for the remaining of the simulation period the trends were similar for all the scenarios. In Auradé, all the scenarios showed a quick and limited response, except the 0₂N control with concentrations decreasing rapidly and stabilizing at a very low level (2.5 N₂O mg.L⁻¹) from 2012-2013. The control scenario 0N (zero input and 100% grassland) represented a decrease in stream concentration of 74% in Auradé vs. 45% in Kervidy-Naizin compared to BAU scenario.

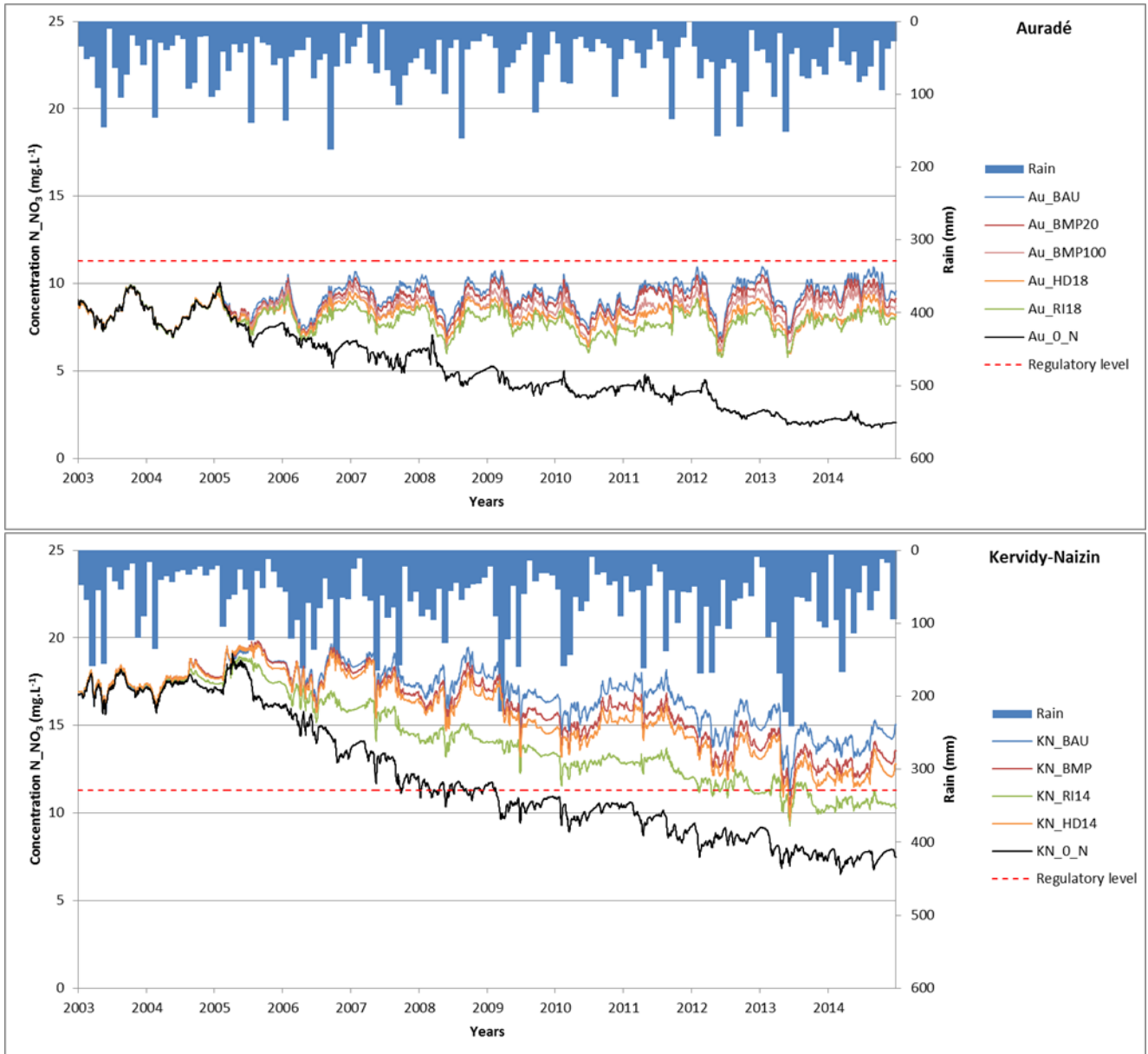


Fig IV-5 : Simulated temporal dynamics for each scenarios on both sites from 2003 to 2015.

Two different responses to scenarios implementation are highlighted in Fig 5. The nitrate concentrations in Kervidy-Naizin followed a general downward trend for all scenarios. In Auradé the nitrate concentration remained stable in all the scenarios except the O_N control which showed a strong decrease as soon as implemented.

IV.3.4. Simulated cumulative fluxes

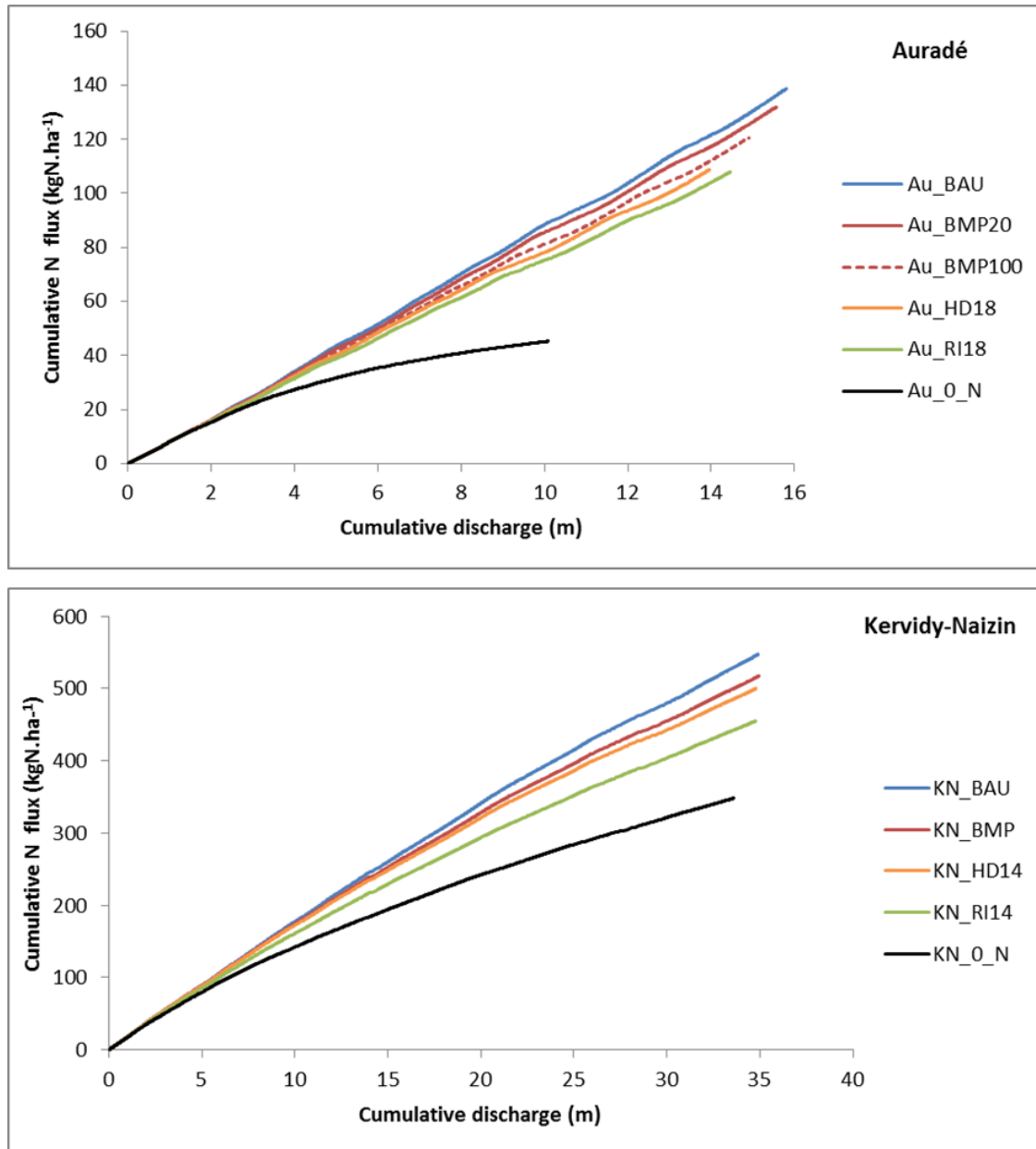


Fig IV-6 : Simulated cumulative discharge versus cumulative N flux for all scenarios on both sites over 10 hydrological years (from 2004 to 2015).

The hierarchy of scenarios in terms of nitrogen loss reduction is confirmed by the cumulative fluxes illustrated in Fig 6, but this representation highlights, in addition, the impact of decreasing bare soil periods and areas in Auradé. First, a significant reduction of cumulative discharge was observed between BAU, BMP20 and BMP100 scenarios in Auradé (up to 4%). Second, the decrease was stronger in the HD scenario compared to the RI scenario (10 and 7%, respectively). Third, the decrease reaches 31% when all the soils are permanently covered in the control scenario (Au_0N). This impact was barely detectable in Kervidy-Naizin, where the decrease is only 4% in the 0_N scenario. Therefore, the stronger decrease of the nitrate flux for the 0_N scenario in Auradé as compared to Kervidy-Naizin (81 and 45%, respectively) is partly explained by this decrease in discharge.

IV.3.5. Standardized decrease of fluxes

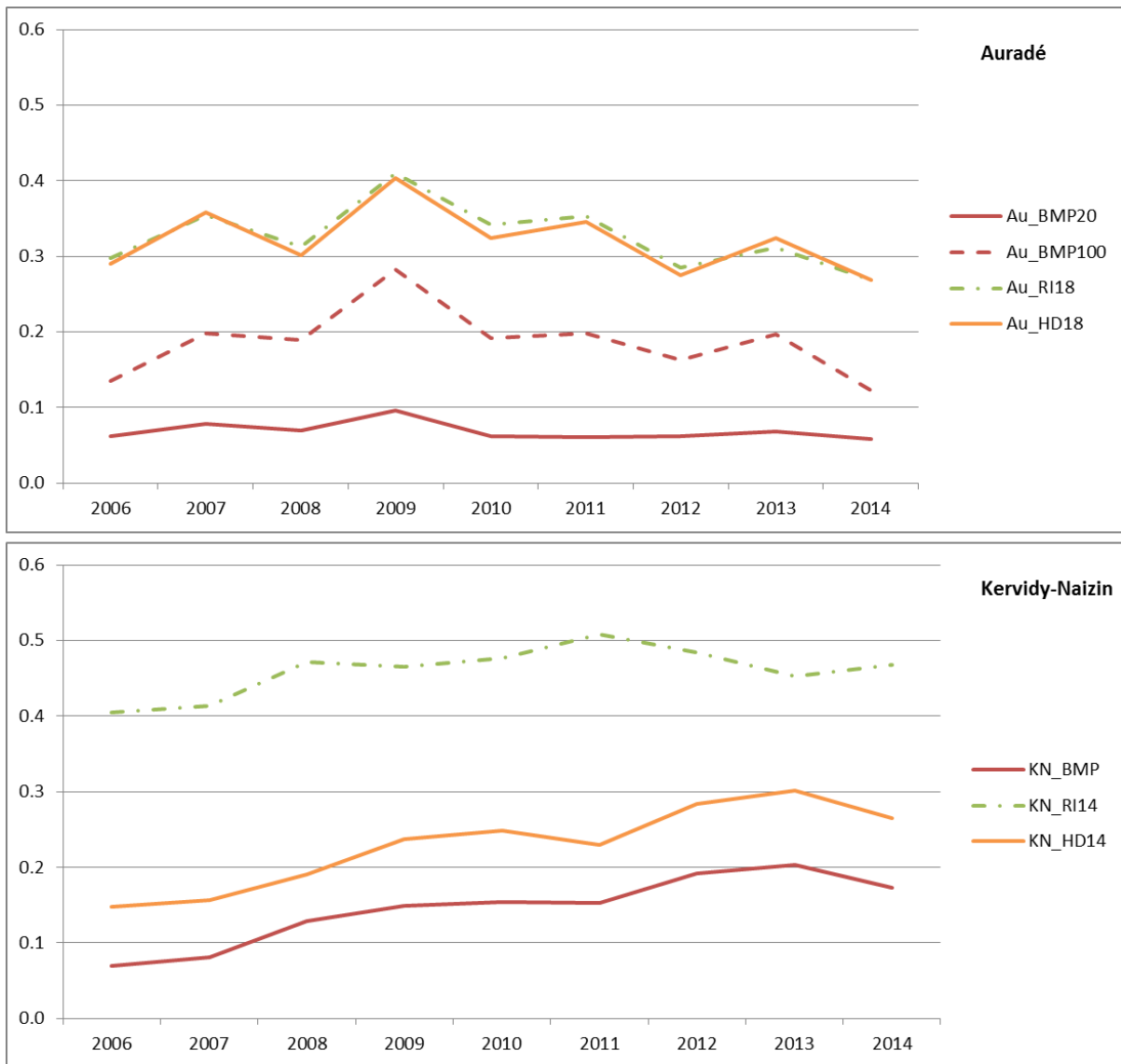


Fig IV-7 : Standardized N flux decrease (see Eq [2]) for each scenarios on both sites.

The variation with time of the standardization of N flux decrease (Eq[2]) magnifies the differences in the effects of the scenarios on nitrate losses between the two catchments. Figure 7 shows that the efficiency of the scenarios were rather stable over time in Auradé, whereas the efficiency of all scenarios increased with time by about 9% over the period 2006 to 2014 in Kervidy-Naizin.

At the Auradé site, the results obtained for the Au_RI18 and Au_HD18 scenarios were very similar, while at the Kervidy-Naizin site, the efficiency of the KN_RI14 scenario was 23% (on average per year) higher than the KN_HD14 scenario. The RI14 scenario at Kervidy-Naizin was more efficient when the hydrological year was dry (i.e. 2008 and 2011). On the opposite, the KN_HD scenario was more efficient during wet years with a maximum reached in 2013, where rainfall reached a record level of 1307 mm over this period. The N fluxes at the Auradé site were not correlated to the rainfall amount but rather to the crop rotation in the catchment. Indeed, the main pattern is an alternation of sunflower/wheat with a surface ratio of one third or two thirds depending the year. The years showing the higher efficiency (i.e. 2007, 2009, 2011 ad 2013) were those with a maximum area

occupied by wheat followed by a long intercrop period, during which a catch crop can be sown. The generalization of catch crop allowed an average improvement of 12% between BMP20 and BMP100.

IV.3.6. Denitrification load according to the location of environment areas

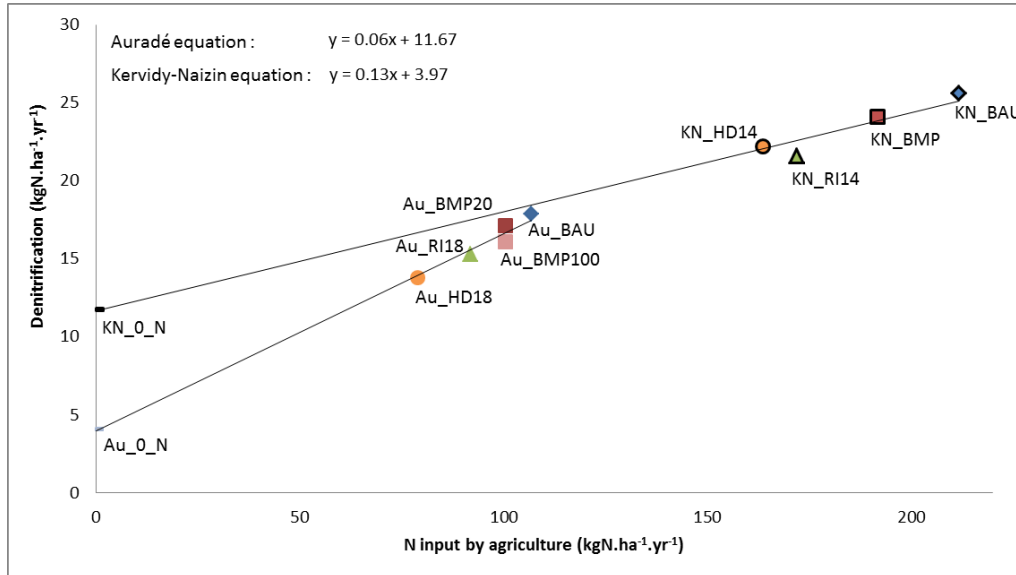


Fig IV-8 : Simulated denitrification load versus N total agricultural input on average over the last three hydrological years of simulation (from 2012 to 2015).

At both sites the denitrification load was positively correlated to the N total agricultural inputs and therefore to the overall availability of nitrogen (Fig 8). The denitrification load was more than halved from 25.6 kgN.ha⁻¹.year⁻¹ to 11.8 kgN.ha⁻¹.year⁻¹ respectively for the KN_BAU and the KN_0_N scenarios in Kervidy-Naizin site. At Auradé site, the values were lower and the slope of the relationship was stronger, the denitrification rate being four times less (17.9 kgN.ha⁻¹.year⁻¹ and 4.1 kgN.ha⁻¹.year⁻¹) between BAU and 0_N, respectively. It is noteworthy that the RI scenarios resulted in comparatively lower denitrification loads, especially in Kervidy-Naizin.

IV.4 Discussion

The differences in the catchments' response to the scenarios are explained in part by the agricultural context and in part by the biophysical functioning of the catchments. As a cautionary notice, it should be reminded that the modelling exercise brings large uncertainties, both due to input data (especially agricultural practices), to calibration and to the simplification of the representation of the systems (especially for the hydrology of the Auradé catchment). These uncertainties are difficult to quantify, so the interpretation of the result has to focus more on the comparison between the results when they suggest interesting differences in the underlying processes, than on the absolute values.

At the Auradé site, a specific facilitation programme for farmers is going on since 1992, resulting in the introduction of grass strips and the reduction of fertilizer inputs. The BMPs scenarios at this site are therefore very close to the BAU, the reduction in fertilization being only 6% with a surplus of 38 kgN and 36 kgN for BAU and BMP respectively. In Kervidy-Naizin, although the decreasing trend of concentrations in BAU can be attributed to the enforcement of the regulations in the last decades at the regional level, the present practices are still not fully optimized: the reduction of fertilization allowed by BMP is 9% with a surplus of 100 kgN and 84 kgN for BAU and BMP respectively. In addition, balanced fertilization and surplus reduction are easier to achieve in a cropping system with mineral fertilizers only than in an intensive livestock system with high manure inputs.

Another striking difference between the catchments is the temporal dynamics of the catchments' response to changes. Figure 5 showed that in the Kervidy catchment, 10 years did not allow to reach a steady-state. This highlights the importance of the N legacy in this catchment, due to both the large nitrate storage in the shallow groundwater (Molenat and Gascuel-Odoux 2002; Ruiz et al. 2002) and the building up of a labile SOM (Soil Organic Matter) pool by large additions of organic manures (Wander et al. 1994). However, for the last three years of simulation, the decrease of fluxes is comparable between scenarios, allowing for comparison. This legacy is also responsible for the steady increase with time of the efficiency of all the scenarios but RI. The RI scenario in Kervidy Naizin reacts more rapidly because the changes are localized downhill, a zone where the N groundwater concentrations are lower and the residence time shorter (Molénat et al. 2002; Molenat and Gascuel-Odoux 2002). By contrast, the response time of the Auradé catchment is much quicker, all the scenarios but the ON reaching rapidly a steady state. The longer response time for the ON could be attributed to the slow decline of a more stable SOM pool (Tab I). From a broader perspective, the response time of these two catchments is however short enough to analyse the relationship between land management and nitrate losses at a decadal time scale, which is not always the case (Dupas et al. 2016; Howden et al. 2010).

As expected, the scenarios ranked in the same way in both sites in terms of decreasing concentration at the outlet: BAU>BMP>HD>RI>ON. In Auradé, the effect of the three mitigation scenarios (i.e. BMP, riparian interception RI scenarios and headwater dilution scenarios HD) was very limited and relatively similar, whereas in Kervidy-Naizin a marked difference was observed, the RI scenarios being by far the more efficient. The reasons for these differences are threefold. First, the N excess and the water fluxes were lower in Auradé compared with Kervidy-Naizin site, limiting the potential relative gain; second, the hydrological regime in Auradé is very contrasted, with flashy storm events separated by marked droughts, that do not favour the retention processes in riparian areas; third, the hydrological and topographic setting of Auradé (higher slopes) result in smaller potential area of

interaction between shallow groundwater and soils i.e., the area where the retention and denitrification processes can occur. These areas are limited in the catchment to strips of deep soils to sand lenses patches (Paul et al. 2015). This is coherent with other modelling studies showing a large variability of the efficiency of mitigation measures and N retention processes depending on the physiographic context (Durand et al. 2015; Ferrant et al. 2013; Hashemi et al. 2018; Thomas et al. 2016).

At the Auradé site, the reduction of N losses in the scenarios is partly due to a reduction of water flows, which is not the case in Kervidy-Naizin. This is mainly because in Kervidy-Naizin the proportion of well covered soils (either by grasslands or catch crops) is already significant in the BAU scenario, while in Auradé, the main crop rotation induce a 9 months bare ground period for half of the surface.

At the Kervidy-Naizin site, the efficiency of the RI scenario is higher during wet years, while it is the opposite for the HD scenario. In wet year conditions, the residence time of water in the lower parts of the catchment is shorter in average (higher throughflow in the same pore volume), which hinders the retention processes that condition the efficiency of the RI scenarios. This is particularly visible because the formalism of biotransformations in waterlogged soils takes into account the residence time in the TNT2 model, which is a specificity of this model. On the opposite, high throughflows favour the dilution processes, which is the foundation of HD scenarios efficiency. In Auradé, this effect is not visible because it is masked by the variations of crop / cover crop proportions between years, and probably because the residence time is relatively short even during dry years.

The denitrification load in a catchment is often strongly related to the N availability (Clément et al. 2002) as confirmed by the results on the two study sites. Both sites show a strong correlation between total N inputs and denitrification rates. Site specific conditions, i.e. subsurface hydrology conditions (soil saturation, groundwater flow paths, residence time) and subsurface biogeochemistry conditions (organic carbon supply) also are important factors governing nitrogen removal in buffers and may explain the difference in response (slope of the correlation) between sites (Mayer et al. 2007). The other major implication is that the higher efficiency of the RI scenario is not due to higher denitrification. Therefore, the explanation of this higher efficiency of this scenario is to be sought in a higher N uptake and/or N immobilization in soils, as discussed in Casal et al. (in press).

The results shows that the issue of the compared efficiency of landscape scenarios is crucial in the case of Kervidy-Naizin, where only the RI scenario allows the streamwater to reach the ND standard concentration. In Auradé, the average NO₃ concentration is already below the standard although the concentration is highly variable in time and exceeds this threshold only temporarily (see Ferrant et al. (2013). Since the model shows that most of the scenarios resulted in decreasing discharge, there may be a trade off issue between water quality and water quantity consideration.

Conclusion

This study shows the interest of distributed agrohydrological modelling to compare the effects of complex mitigation scenarios, including agricultural and landscape changes, in contrasted sites. In spite of relatively large uncertainties and imperfection in the simulation of observed functioning of the catchments, the analysis of the results suggests large differences between the scenario effects in the two contexts and gives a realistic explanation of the mechanisms responsible for these differences. Different nitrogen mitigation strategies were tested at the two sites: i) optimization of fertilization practices, ii) landscaping using two methods: interception and dilution. One site showed a large legacy of nitrogen and high nitrogen retention capacity: in that case, a combination of better management practices and targeted set aside of the valley bottom would allow a quick and significant decrease of N fluxes in streamwater. In the other site, the retention capacity is much lower, due to alternation of dry spell and flashy storm events: in that case, spatial targeting may not be so important, and the implantation of cover crops is probably the more recommendable measure. Beyond these particular cases, the study highlights the risk of inefficiency of uniform mitigation measures, not taking into account the local context. This illustrates the interest of a combined analysis to design the most adequate policy, namely the analysis of the agricultural systems, to identify the practices generating the higher risk, and of the biophysical context, to assess the sensitivity and the buffering potential of the site. The next step is to use upscaling methods, such as the mesoscale analysis of the hydrochemical patterns of nested catchments (Abbott et al. 2018; Dupas et al. 2016) to regionalize these kinds of site-specific recommendations.

Acknowledgements

This work was funded by the French National Research Agency (ESCAPADE project in AGROBIOSPHERE program, ANR-12-AGRO-0003). For Kervidy-Naizin, the farm surveys were performed within the MOSAIC project of the AGROBIOSPHERE program, ANR-12-AGRO-0005. The grant of the 1st author was co-funded by Arvalis. The authors are very grateful to all the staff of the Agrhys Observatory, especially to S. Busnot, Y. Hamon, M. Faucheux and N. Gillet (field work), G. Le Henaff (databases) and P. Pichelin (GIS). For Auradé, the authors would like to thank the 'Groupement des Agriculteurs de la Gascogne Toulousaine' (GAGT for farm surveys data), E. Guigues and V. Payre (farmers agricultural practices database), V. Ponnou-Delaffon (for contribution in hydrochemical database compilation), S. Sauvage and J.M. Sanchez-Pérez. The two experimental catchments, Kervidy-Naizin and Auradé, belong to the French Research Infrastructure OZCAR (Observatory of the Critical Zone: <http://www.ozcar-ri.org/>).

A retenir Chapitre IV

Ce second article avait pour objectif de comparer les sites de Kervidy-Naizin (KN) et d'Auradé (Au). Les caractéristiques de ces deux sites contrastés sont synthétisées dans le tableau suivant :

Tab IV-2: Synthèse des caractéristiques des sites de Kervidy-Naizin (KN) et d'Auradé (Au). Les valeurs chiffrées sont les moyennes obtenues sur les trois dernières années hydrologiques de simulation (2012-2015).

	Kervidy-Naizin	Auradé
Localisation	Bretagne	Gascogne
Surface	5 km ²	3.2 km ²
Climat	Tempéré humide	Chaud et sec
Système agricole	Elevage intensif	Polyculture
Entrée totale azote	257 kg.ha ⁻¹ .an ⁻¹	109 kg.ha ⁻¹ .an ⁻¹
Type de fertilisation	Organique et minérale	Minérale uniquement
Concentration N_NO₃	14.6 mgN_NO ₃ .L ⁻¹	9.6 mgN_NO ₃ .L ⁻¹

La mise en œuvre du cahier de scénarios sur ces deux sites a permis de mettre en évidence d'une part, le même classement de scénarios en termes de capacité de diminution de flux (i.e. BAU<BMP<HD<RI<O_N) et d'autre part, les différences de temps de réponse et d'efficacité relative des scénarios inhérentes au fonctionnement hydrologique et à l'historique culturel du bassin versant. En effet, le site de Kervidy-Naizin de par son fort héritage d'apport d'azote et son fonctionnement hydrologique a une réponse progressive sur une période longue (>10 ans) tandis que le site d'Auradé a une dynamique rapide traduite par une stabilisation des flux (dès 5 à 7 ans) suite à la mise en œuvre des scénarios.

Dans le chapitre suivant, l'analyse de l'efficacité des scénarios est complétée sur le site de Kervidy-Naizin par l'application d'un autre modèle agro-hydrologique spatialisé, Nitroscape. Ce chapitre est principalement centré sur la complémentarité des deux approches (similarités et dissemblances), mais également sur l'évaluation de l'impact des scénarios en termes d'émissions atmosphériques spatialisées de NH₃ et N₂O simulées par Nitroscape.

Chapitre V. Etude de la complémentarité de deux modèles agro-hydrologiques spatialisés

Ce chapitre a pour objectif de comparer deux modèles intégrés, TNT2 et Nitroscape, simulant les processus de transfert et de transformation de l'azote à l'échelle du paysage agricole. Après une description de ces deux modèles permettant d'identifier les différences et les similarités de formalisme, un même jeu de scénarios est testé sur le bassin versant agricole de Kervidy-Naizin. Un temps est ensuite consacré à l'analyse des résultats obtenus, puis une discussion sur la complémentarité de ces deux approches est menée.

V.1 Concept de fonctionnement de TNT2 et Nitroscape

V.1.1. TNT2 versus Nitroscape : comparaison des deux modèles

Les modèles TNT2 et Nitroscape sont deux modèles mécanistes distribués (i.e. maillage régulier de pixels de 25*25m dans le cas de l'application présentée) ayant pour objectif la simulation des processus de transfert d'azote. La base de la modélisation des processus hydrologiques de ces deux modèles est assurée par le modèle TNT. Ces deux modèles s'appuient néanmoins sur des plateformes de couplage (i.e. Palm dans le cas de Nitroscape et VLE dans le cas de TNT2) et de sous-modèles différents (Fig V-I).

NitroScape permet de simuler la dynamique des flux d'azote et des interactions spatiales. L'évaluation de la contribution de chacune des voies de transfert aux flux (i.e. émissions et dépôts) et la réalisation de bilans d'azote sont rendues possibles grâce aux développements récents (Drouet et al. 2012). Dans la version utilisée dans cette thèse, il couple le module plante CERES-EGC, le module ferme FarmEF, le module hydrologique TNT et le module atmosphérique FIDES Surf atm dont les schémas conceptuels sont disponibles en annexe VI et VII.

TNT2 quant à lui, couple le module TNT et le module STICS (le schéma conceptuel de ce modèle est disponible en annexe VII). De nombreux développements ont été réalisés durant la thèse de Benhamou (2012) permettant la simulation des processus liés à l'implantation de haies. En parallèle de ces développements, l'intégration des processus liés à la transformation de l'ammonium et à la dénitrification dans la rivière a également été menée. Ces deux modules n'étant pas compatibles actuellement, la version choisie ici est la version utilisant le module ammonium et le module river.

Les différences principales entre ces deux modèles résident donc i) dans la capacité de Nitroscape à simuler l'émission, la dispersion et le dépôt atmosphérique d'azote ammoniacal, ii) dans le mode de simulation des zones semi-naturelles et des prairies, qui résultent pour Nitroscape d'une paramétrisation ad hoc du modèle, et pour TNT2 de modules développés spécifiquement et iii) dans les procédures de couplage entre le modèle sol-plante et le modèle hydrologique (en cours de pas de temps pour TNT2, en fin de pas de temps pour Nitroscape).

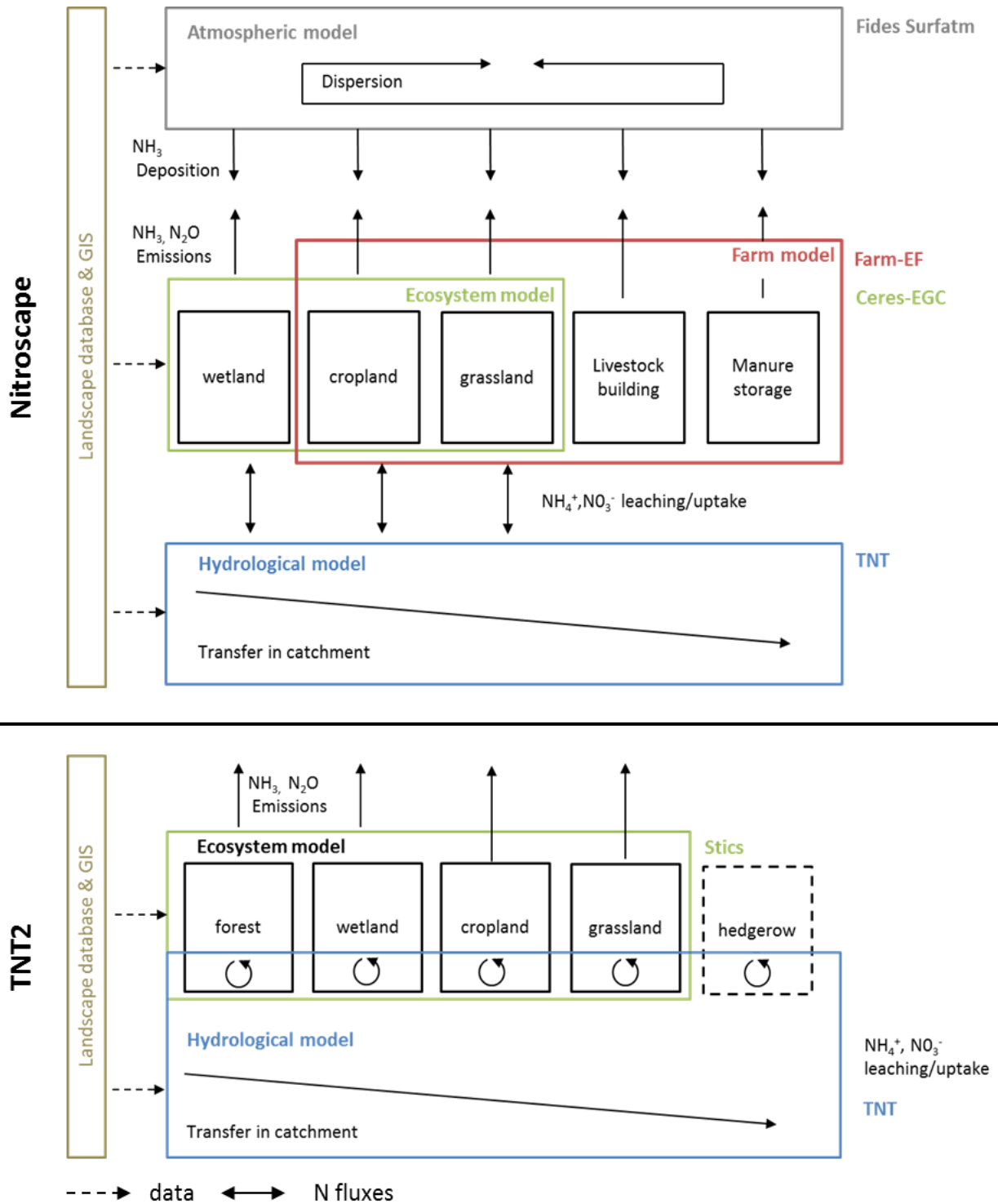


Fig V-1: Schéma de comparaison des formalismes de Nitroscape et de TNT2

V.1.2. Base de données et choix du site d'études

La mise en application de ces deux modèles est réalisée sur le site de Kervidy-Naizin. En effet, le site d'Auradé, sans bâtiment d'élevage ni utilisation d'effluents organiques, représente un faible intérêt pour la comparaison de ces deux modèles.

Le site de Kervidy-Naizin présente six hot spots d'émissions, dont deux en bordures extérieures de bassin, mais dont les émissions ont des impacts visibles au sein du bassin versant (description des bâtiments, dont le type d'élevage et le nombre d'animaux référencés, en annexe VIII). La description des bâtiments agricoles (types de litière, durée et nombre de bandes, ventilation, sol, période en bâtiment...) a été réalisée en 2009 lors du projet NitroEurope. Les bâtiments se trouvant à l'extérieur du bassin n'avaient pas fait l'objet d'enquête, le nombre d'animaux a donc été estimé à partir de leur conformation et des recensements agricoles.

La base de données des pratiques agricoles est strictement la même dans les deux modèles. Un script a été écrit par C. Benhamou afin de transcrire les données de Nitroscape, sous le format xml, en format TNT2. La taille et le nombre de pixels sont identiques entre les deux modèles. L'occupation du sol est donc semblable.

Concernant les données de forçage, le modèle TNT2 les intègre au pas de temps journalier au contraire de Nitroscape qui a besoin de données climatiques à un pas de temps horaire. Ce pas de temps précis s'explique par la présence du modèle atmosphérique : la grande variabilité du vent en termes de direction mais également d'intensité impose un pas de temps plus fin. Un nouvel équipement permettant la mesure horaire de ces deux variables a été installé en décembre 2013 dans le cadre du projet ESCAPADE (Fig V-2). La figure est réalisée en prenant seulement en compte la période avec les données horaires. Elle met en évidence un vent dominant provenant du sud-ouest. Pour la période sans mesures horaires de la direction du vent et son intensité, une discrétisation a été réalisée à partir de la donnée journalière.

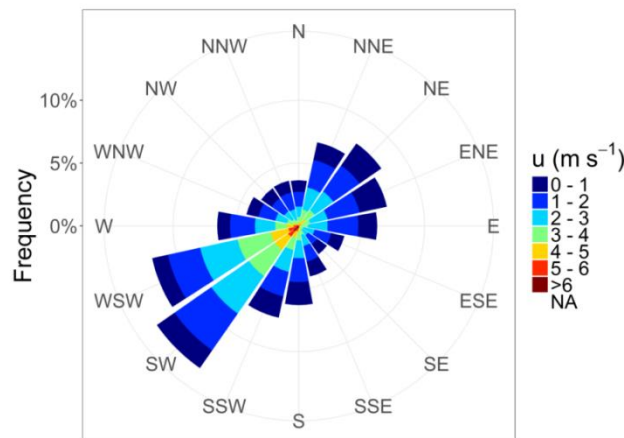


Fig V-2: Rose des vents à partir de mesures réalisées (mesures de la vitesse et de la direction du vent au pas de temps horaire) sur Kervidy-Naizin dans le cadre du projet ESCAPADE de décembre 2013 à juin 2017. L'axe radial représente la fréquence de vent pour des bandes de direction de 25° (Bell 2017).

V.2 Comparaison des résultats obtenus avec les deux modèles

V.2.1. Calibration

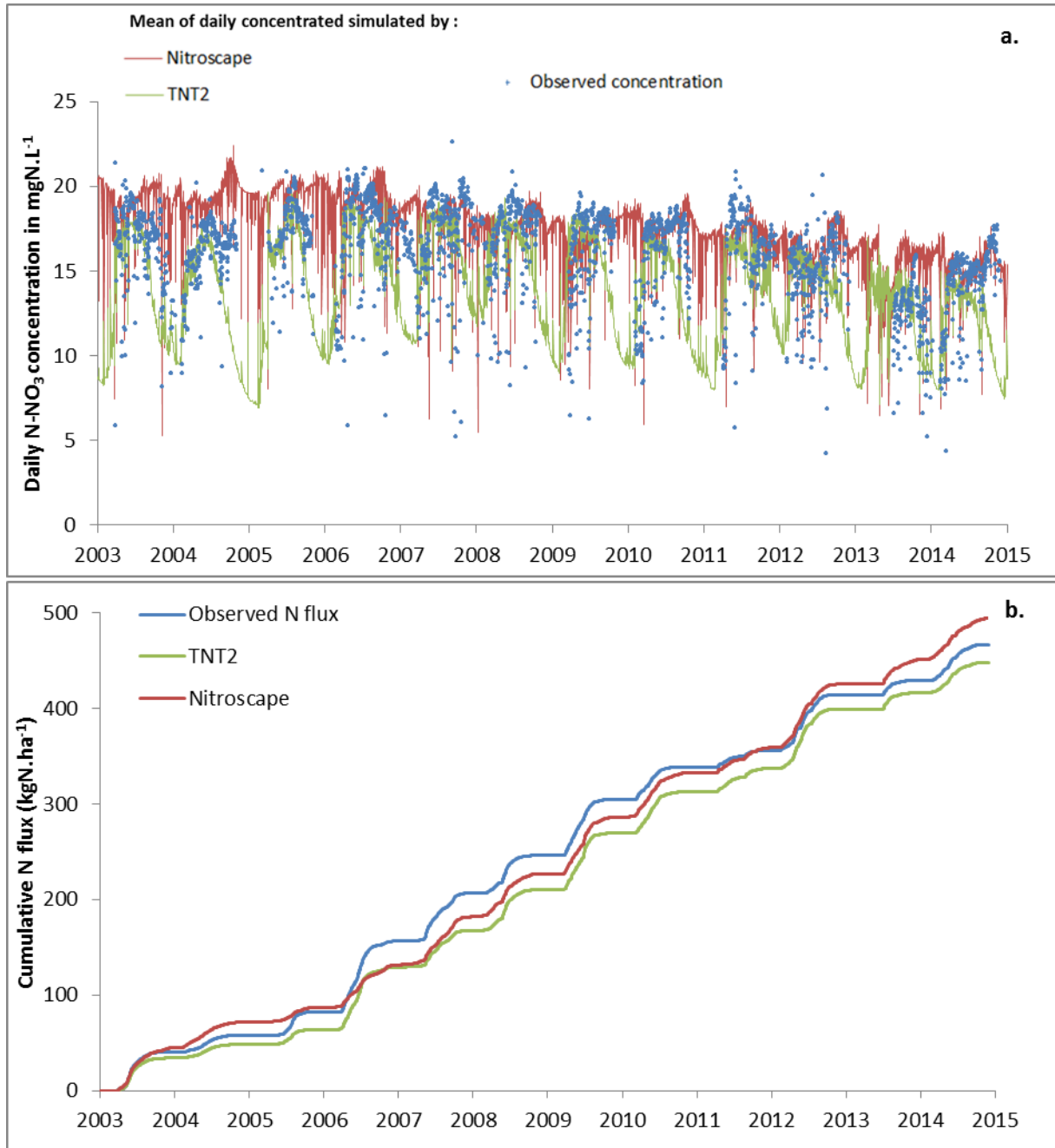


Fig V-3: Résultats de calibration obtenus avec Nitroscape et TNT2 : a. comparaison des concentrations moyennes observées et simulées à l'exutoire du bassin versant de Kervidy-Naizin; b. flux d'azote cumulé de 2003 à 2015 en année hydrologique.

En termes de simulation des concentrations (Fig V-3 a), les deux modèles simulent les variations interannuelles et reproduisent la tendance globale décroissante des concentrations observées. Nitroscape surestime légèrement les concentrations avec une moyenne sur la période de 17.3 mgN-NO₃.L⁻¹ *a contrario* de TNT2 qui les sous-estime de 2.8 mgN-NO₃.L⁻¹ avec une concentration moyenne de 13.3 mgN-NO₃.L⁻¹, alors que la moyenne des données observées sur la

période est de $16.1 \text{ mgN_NO}_3\text{-L}^{-1}$. Le modèle TNT2 a une meilleure capacité à restituer les variations de concentration saisonnières avec une diminution des concentrations en période estivale.

Les deux modèles ont des performances similaires en termes de simulation des flux cumulés d'azote (Fig V-3 b), Le cumul des flux des données mesurées a été réalisé sur l'ensemble des jours où les données observées ont été acquises, soit un cumul de $467 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$ sur 13 années hydrologiques (de 2003 à 2015). Le modèle Nitroscape surestime légèrement les flux cumulés de 6% ($494 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$) soit une surestimation moyenne de $2.1 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ alors que le modèle TNT2 les sous-estime de 4% ($448 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$) soit une sous-estimation moyenne de $1.4 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$.

Les simulations des débits (résultats en annexe IX) sont très proches entre les deux modèles. Le modèle Nitroscape présente un coefficient de Nash de 0.68 avec une corrélation entre débit observé et débit simulé de R^2 0.69. Le modèle TNT2 affiche un coefficient de Nash de 0.69 et un R^2 de 0.75. Pour les deux modèles le débit de base est simulé correctement, les périodes de crues quant à elles sont plus difficiles à simuler en raison notamment du pas de temps journalier.

Ces performances similaires vis-à-vis de la reproduction des débits et des concentrations moyennes nous confortent dans l'intérêt de comparer les effets de la mise en œuvre de scénarios avec ces deux modèles.

V.2.2. Evaluation des résultats des scénarios

L'évaluation de la performance de ces deux modèles sur des variables-clés et au travers d'indicateurs est primordiale. Ces indicateurs permettent de comparer les prédictions des deux modèles en termes de dynamique d'exportation d'azote et de variations de stocks (i.e. nappe, sols) mais également l'efficacité des scénarios.

De même que dans les précédents chapitres, l'équation de bilan de masse est la suivante :

$$\begin{aligned} N_{\text{orgF}} + N_{\text{minF}} + N_{\text{graz}} + N_{\text{fix}} + N_{\text{atm}} \\ = N_{\text{harvest}} + N_{\text{stream}} + \text{Volat} + \text{Denit} + \Delta N_{\text{soil}} + \Delta N_{\text{GW}} \end{aligned} \quad [\text{Eq1}]$$

L'ensemble de ces variables est exprimé en $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$

Avec pour les entrées :

N_{orgF} : Total des apports organiques

N_{minF} : Total des apports minéraux

N_{graz} : azote apporté par les déjections du bétail au pâturage

N_{fix} : N fixé par les légumineuses

N_{atm} : Dépôt atmosphérique humide

Pour les sorties :

N_{harvest} : Total de l'exportation par les plantes des surfaces agricoles (AA) et des surfaces environnementales (EA)

N_{stream} : flux de nitrates à l'exutoire du bassin versant

Volat : volatilisation due à l'épandage d'effluents

Denit : dénitrification

ΔN_{soil} : Variation totale de stock dans le sol

ΔN_{GW} : Variation totale de stock dans la nappe

Afin de comparer l'efficacité des scénarios, les indicateurs suivant ont également été calculés :

- La décroissance standardisée des flux : cet indicateur, calculé chaque année à partir de l'année de mise en œuvre des scénarios, permet d'apprécier l'efficacité relative d'un scénario donné en comparaison de la décroissance maximale des flux obtenue en comparant le scénario « pratiques actuelles » BAU et le scénario de référence 0_N.

$$\text{Standardized flux decrease} = \frac{\text{NO}_3\text{-N flux}_{\text{BAU}} - \text{NO}_3\text{-N flux}_{\text{SC}}}{\text{NO}_3\text{-N flux}_{\text{BAU}} - \text{NO}_3\text{-N flux}_{0\text{-N}}} \quad [\text{Eq2}]$$

$\text{NO}_3\text{-N flux}_{\text{BAU}}$: Flux simulé du scénario BAU

$\text{NO}_3\text{-N flux}_{\text{SC}}$: Flux simulé du scénario testé

$\text{NO}_3\text{-N flux}_{0\text{-N}}$: Flux simulé du scénario 0_N

- L'efficacité d'utilisation de l'azote NUE (Nitrogen Use efficiency) est un ratio indiquant la valorisation de l'azote par les plantes

$$NUE_{\text{agriculture}} = \frac{N_{\text{harvest agriculture}}}{N_{\text{input by agriculture}}} \quad [\text{Eq3}]$$

$$NUE_{\text{catchment}} = \frac{N_{\text{harvest AA}} + N_{\text{harvest EA}}}{N_{\text{agriculture}}} \quad [\text{Eq4}]$$

Avec AA = surface agricole utile et EA = surface environnementale (prairie de fauche non fertilisée)

- L'excédent d'azote N_{excess} ou N_{surplus}

$$N_{\text{excess}} = N_{\text{agriculture}} - (N_{\text{harvest agriculture}} + N_{\text{harvest EA}}) \quad [\text{Eq5}]$$

- La différence de récolte entre un scénario donné SC et le scénario de « pratiques actuelles » BAU

$$\text{Différence } N_{\text{harvest}} = N_{\text{harvest AA}_{\text{SC}}} - N_{\text{harvest AA}_{\text{BAU}}} \quad [\text{Eq6}]$$

V.2.2.1. Tableaux comparatifs des principaux résultats

Les principaux résultats obtenus par les deux modèles sur les trois dernières années hydrologiques de simulation (2012-2015) sont synthétisés dans le tableau V-1.

Tab V-1: Principaux résultats obtenus en moyenne sur les 3 dernières années hydrologiques (2012 à 2015) sur le site de Kernidy-Naizin avec Nitroscape et TNT2. L'ensemble des valeurs sont exprimées en kgN.ha⁻¹.an⁻¹ à l'exception des concentrations en mgN_NO₃.L⁻¹ et du NUE (ratio adimensionnel).

Nitroscape	KN_BAU	KN_BMP	KN_RI14	KN_RI20	KN_HD14	KN_HD22	KN_0_N
N_input by agriculture	224.6	201.4	179.5	169.2	170.4	156.6	0.0
N_harvest	123.2	119.1	113.7	111.8	112.1	108.5	52.8
N_harvest difference	-	-4.1	-9.5	-11.4	-11.0	-14.7	-70.4
N excess	101.4	82.3	65.8	57.4	58.3	48.1	-52.8
NUE catchment	0.55	0.59	0.63	0.66	0.66	0.69	-
Denitrification	50.6	44.9	41.6	40.1	38.9	36.4	10.5
N_NO ₃ concentration	15.5	13.9	12.3	11.6	12.8	12.6	6.5
N_NO ₃ flux	76.8	68.7	60.6	56.9	62.1	60.0	27.7

TNT2	KN_BAU	KN_BMP	KN_RI14	KN_RI20	KN_HD14	KN_HD22	KN_0_N
N_input by agriculture	213.0	194.0	173.0	163.0	165.0	152.0	0.0
N_harvest	136.0	132.6	135.6	134.7	129.9	127.5	114.1
N_harvest difference	-	-3.4	-0.4	-1.3	-6.1	-8.5	-21.9
N excess	77.0	61.4	37.4	28.3	35.2	24.5	-114.1
NUE catchment	0.64	0.68	0.78	0.83	0.79	0.84	-
Denitrification	28.9	27.3	24.0	23.3	24.9	23.8	10.8
N_NO ₃ concentration	12.3	11.5	9.9	9.5	10.9	10.7	6.7
N_NO ₃ flux	65.0	60.8	54.0	51.6	57.4	56.1	35.0

Ces résultats confirment une estimation plus élevée des flux nitriques par le modèle Nitroscape (+18% par rapport aux flux simulés par TNT2), pour des valeurs d'entrées d'azote similaires (i.e. 5% de différence entre les deux modèles pour le scénario « pratiques actuelles »). Nous pouvons en particulier noter des différences nettes en termes de simulation des exportations d'azote. En effet, si pour les scénarios BAU et BMP les écarts d'exportation entre les deux modèles sont faibles soit 10% pour le scénario BAU et 11% pour le scénario BMP, le scénario de contrôle 0_N est la marque d'une profonde différence de simulation de la prairie. Les exportations par les cultures pour ce scénario s'élèvent pour Nitroscape à 52.8 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ soit une perte de 70 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ par rapport au scénario BAU contre une exportation de 114.1 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ soit une perte de 21.9 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ dans le modèle TNT2.

Un comparatif des rendements obtenus pour les trois cultures principales (i.e. le blé, le maïs fourrage et la prairie de 2012 à 2015) entre les deux modèles et les moyennes départementales est présenté Fig V-4. Ces résultats mettent en évidence la bonne capacité de Nitroscape à simuler les rendements en blé (i.e. 5% d'erreur moyenne sur les 4 années contre 11% d'erreur pour TNT2), mais également ses difficultés à simuler le maïs fourrage, sous-estimé en moyenne de 42% contre 7% dans TNT2. Les exportations par les prairies dans Nitroscape sont très faibles avec 2.6 TMS.ha⁻¹ et sont stables au

cours du temps (i.e. le minimum d'exportation est atteint en 2015 avec 2.4 TMS.ha⁻¹ et un maximum en 2014 avec 2.8 TMS.ha⁻¹). La moyenne régionale est quant à elle de 8.3 TMS.ha⁻¹ sur cette période et est comprise entre 5.8 TMS.ha⁻¹ en 2013 et 9.7 TMS.ha⁻¹ en 2012. TNT2 à l'inverse surestime l'exportation par les prairies avec une moyenne de 12.2 TMS.ha⁻¹, en particulier à cause de la valeur très élevée simulée en 2014, les 3 autres années (moyenne de 10.7 TMS.ha⁻¹) étant plus cohérentes avec les moyennes locales. Ces résultats, par la tendance de Nitroscape à sous-estimer les exportations de deux des trois cultures principales du bassin versant, expliquent la NUE plus faible pour ce modèle.

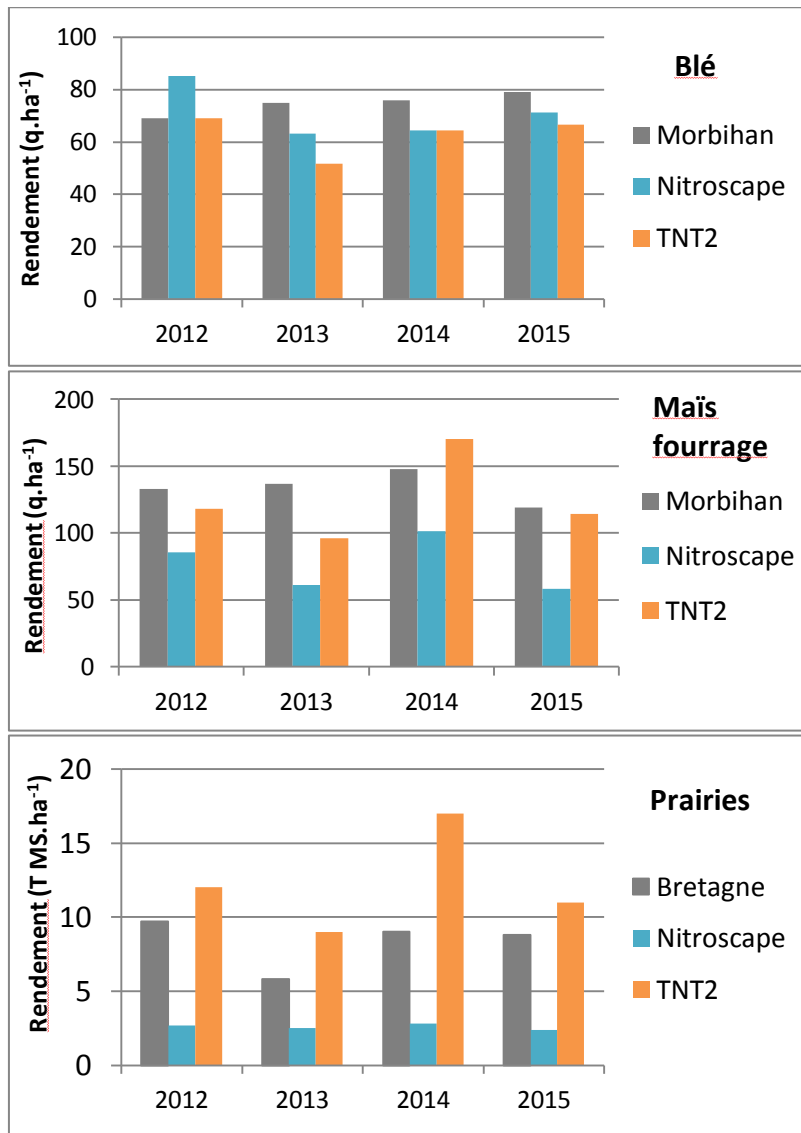


Fig V-4: Comparaison des rendements de blé, maïs fourrage et prairie de 2012 à 2015 obtenus avec Nitroscape et TNT2 et observés en moyenne dans le département du Morbihan. Les données régionales et départementales sont issues des statiques du site Agreste.

La simulation de la dynamique des stocks d'azote du sol ou de la nappe confirme la différence de fonctionnement entre les deux modèles (Fig V-5 pour le sol et en annexe X pour la nappe). En effet, le modèle Nitroscape a une très faible variation de stock (i.e. en moyenne à partir de la stabilisation des scénarios 2007 de -6 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ pour le stock du sol et 1 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ pour la nappe) alors que TNT2 a une plus grande amplitude de stock (i.e. en moyenne à partir de la stabilisation des scénarios

2007 de $-12 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ pour le stock du sol et $-17 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ pour la nappe). Dans TNT2, la nappe et le sol destockent en moyenne sur l'ensemble des années de la simulation, quel que soit le scénario. Nous pouvons noter que le destockage du sol est graduel en fonction du scénario. Sur les trois dernières années de simulation, là où la dynamique des stocks s'est stabilisée suite à la mise en œuvre des scénarios, nous obtenons un déstockage dans le sol de $-15 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ pour le scénario BAU contre $-107 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ pour le scénario de contrôle 0_N). Au contraire de Nitroscape où l'ensemble des scénarios présente la même faible variation de stock, $-9 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ pour le scénario Bau contre $-5 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ pour le scénario de contrôle 0_N.

A noter la réorganisation importante du stock du sol l'année de mise en œuvre des scénarios (2005) dans Nitroscape avec un fort stockage, néanmoins cette réorganisation ne peut être attribuée à leur mise en œuvre spécifique étant donné que le scénario « pratiques actuelles » observe les mêmes variations. La sécheresse particulièrement marquée cette année 2005, avec une lame drainante observée de 90 mm contre 340 mm en moyenne, semble contraindre fortement l'activité biologique dans le modèle. Cette année hydrologique particulière semble se situer aux limites de domaine d'application de Nitroscape, au vu de sa réponse en termes de dynamique de stock dans le sol. Contrairement à Nitroscape, la dynamique du sol dans le modèle TNT2 n'est pas affectée par cette année sèche : la mise en œuvre des scénarios entraîne une augmentation du destockage pouvant être attribuée principalement à la diminution d'apport organique due à l'optimisation des pratiques et à l'implantation de zones environnementales.

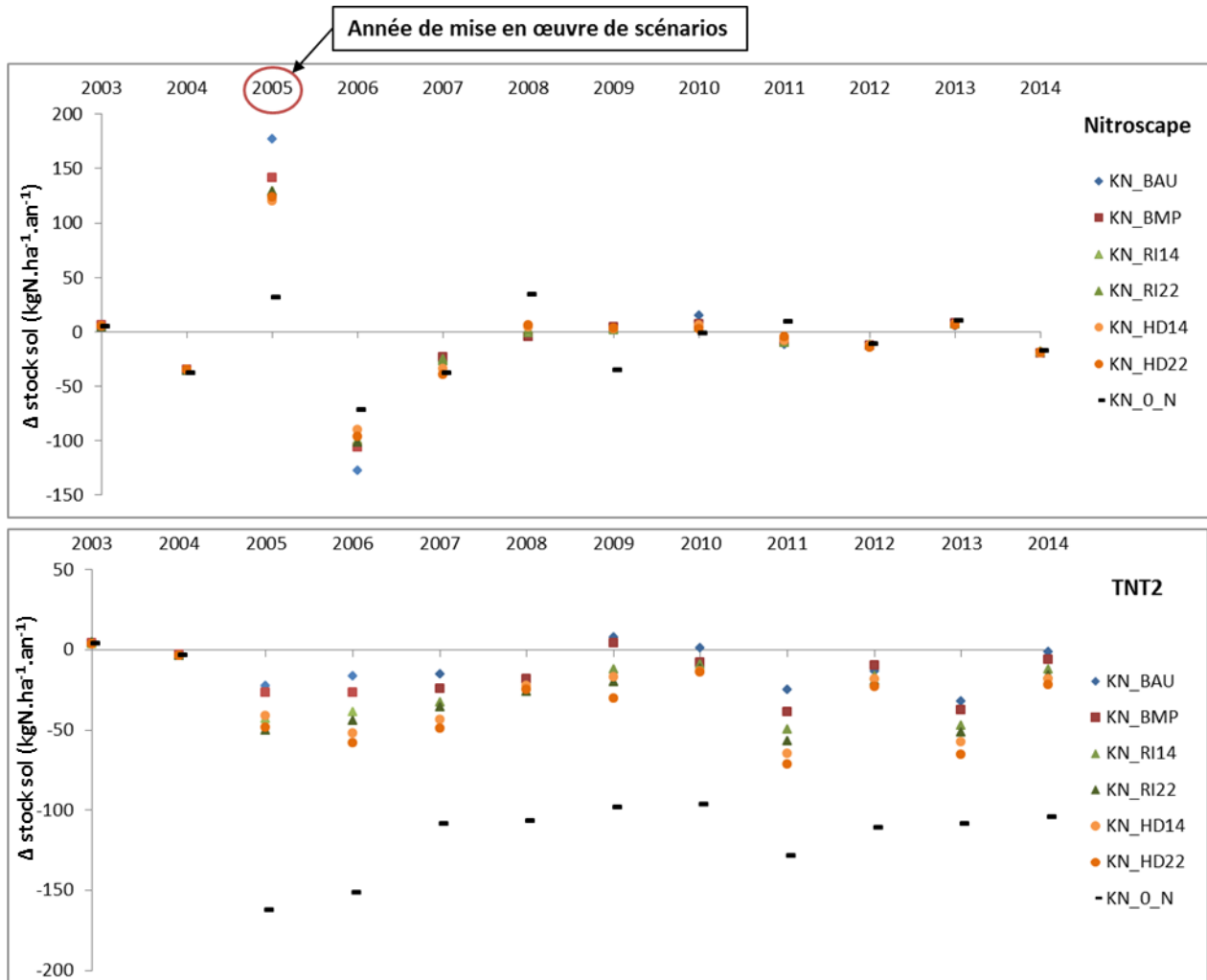


Fig V-5: Evolution temporelle du stock du sol pour les modèles Nitroscape et TNT2 et chaque scénario testé.

Le modèle TNT2 estime la dénitrification à hauteur de $28.9 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ contre $50.6 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ par Nitroscape. La carte de la spatialisation de la dénitrification présentée dans la Fig V-6, met en évidence la disparité entre les deux modèles des taux de dénitrification simulés. Le modèle Nitroscape présente des valeurs supérieures généralisées sur l'ensemble du site alors que le contraste entre zones humides de fonds de vallée et versants est très marqué dans TNT2. La raison de cette différence est probablement liée à la simulation de l'humidité du sol, gérée par le couplage externe de TNT et CERES EGC pour Nitroscape et en interne pour TNT2. Compte tenu des fortes incertitudes sur l'estimation de cette grandeur, compliquée à mesurer directement, il est difficile de trancher entre ces deux simulations, même si TNT2 donne des valeurs plus conformes aux estimations courantes.

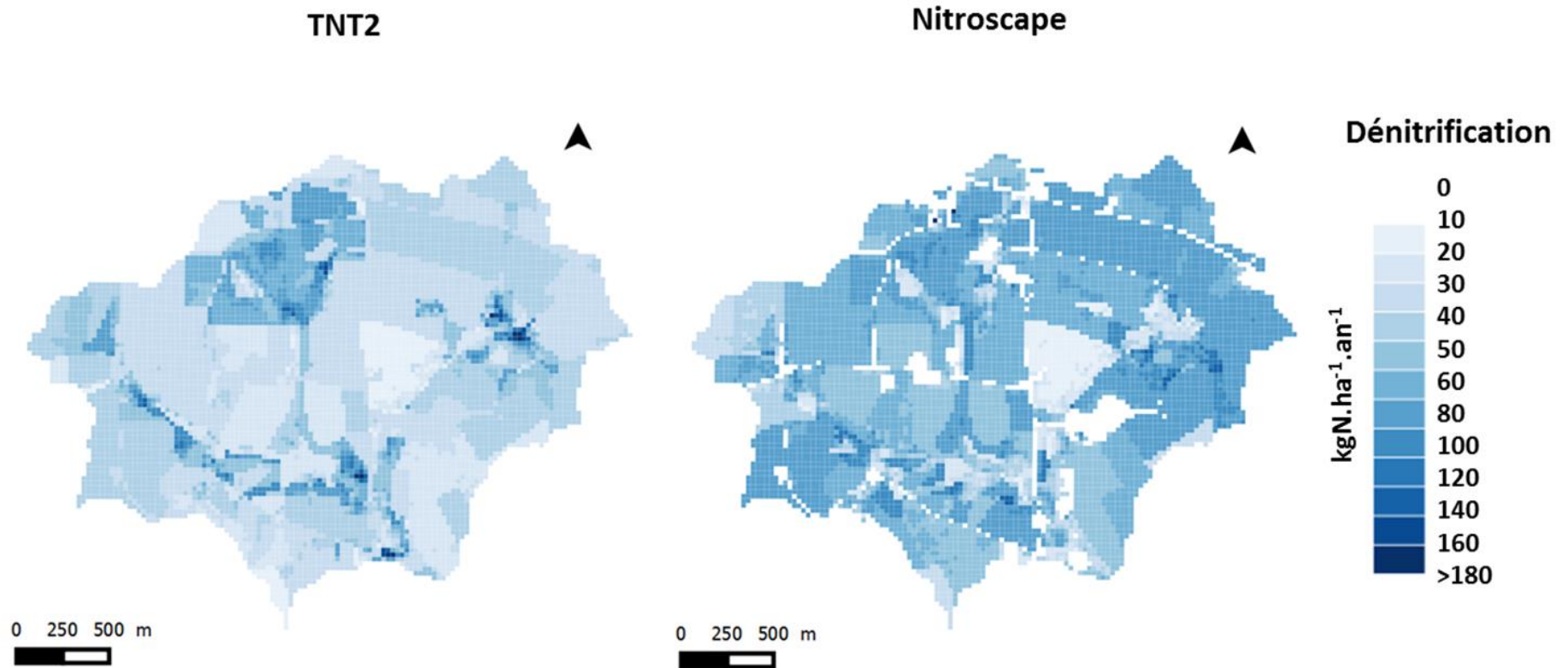


Fig V-6: Comparaison de la spatialisation de la dénitrification moyenne annuelle d'après TNT2 et Nitroscape.

V.2.2.2. Flux cumulés

La comparaison des flux cumulés de nitrates dans la Fig V-7, montre que les deux modèles simulent le même ordre de décroissance des flux à savoir BAU>BMP>HD14>HD22>RI14>RI20>0_N. Le modèle Nitroscape calcule des flux légèrement supérieurs à ceux de TNT2 pour l'ensemble des scénarios, à l'exception du scénario 0_N (inférieur de 6%), à raison de dépassements de 18% pour le BAU, 14% pour le BMP, 13% et 12% pour respectivement les scénarios RI14 et RI20, et 11% et 10% pour les scénarios HD14 et HD22. Néanmoins, au vu de la durée de cumul (soit 13 années), ces écarts de flux cumulés sont à relativiser car, rapportés à l'année, la différence de flux est de l'ordre de 1% pour l'ensemble des scénarios.

Il est intéressant de noter également la plus grande atténuation des flux estimée avec le modèle Nitroscape. En effet, l'implémentation de bonnes pratiques (BMP) avec TNT2 entraîne une réduction des flux de 4% contre 7% avec le modèle Nitroscape. Cette observation est accentuée dans les scénarios de dilution avec seulement 7% et 8% de diminution avec TNT2 contre 12% et 14%, respectivement pour les scénarios HD14 et HD22, avec le modèle Nitroscape.

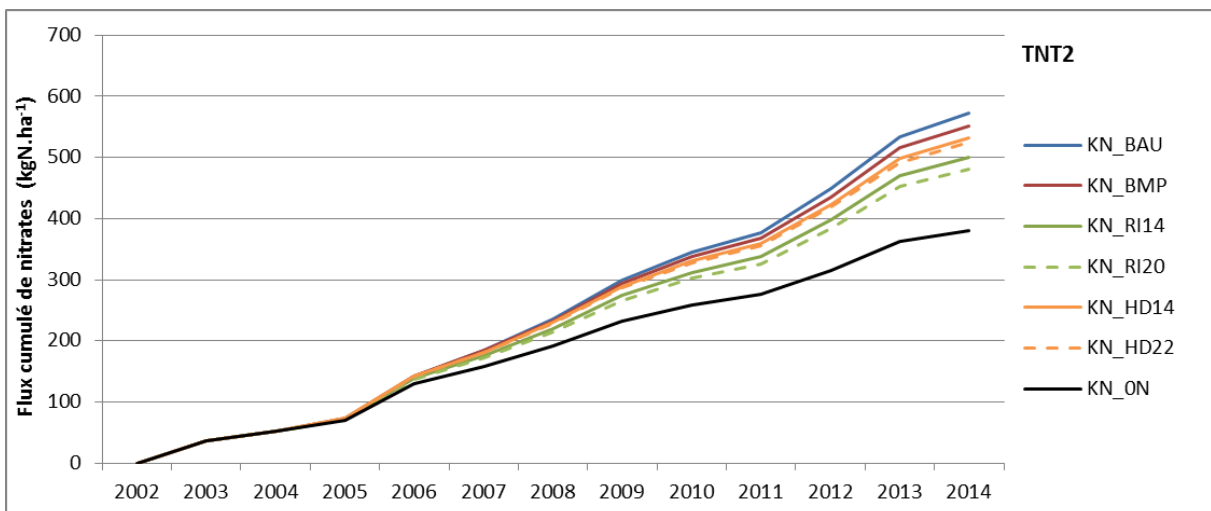
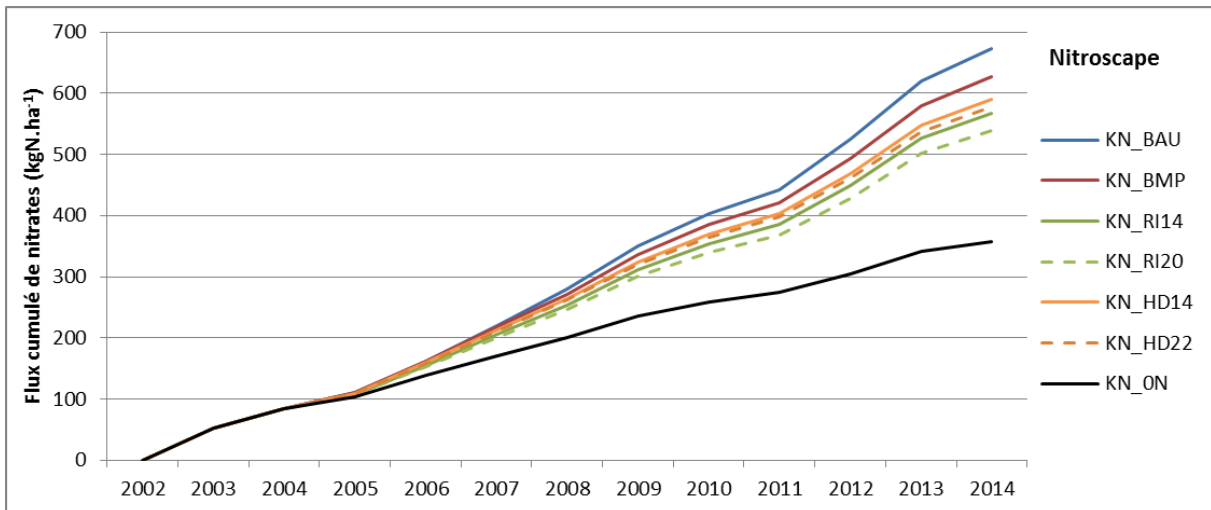


Fig V-7: Graphique représentant les flux cumulés de nitrates obtenus sur l'ensemble des scénarios avec les deux modèles (Nitroscape et TNT2). Les flux sont cumulés sur 13 années hydrologiques (2002-2014).

V.2.2.3. **Décroissance de flux standardisée**

Les décroissances de flux standardisées présentées dans la Fig V-8 confirment l'ordre d'efficacité relative des scénarios. Le modèle TNT2 attribue une efficacité moins importante, comparativement aux simulations réalisées avec Nitroscape, aux scénarios BMP et dilution (HD14 et HD22). Les scénarios interceptions (RI14 et RI20) quant à eux, ont une efficacité plus importante avec TNT2. Ce graphique met donc en évidence la moindre différence entre les scénarios dilution et interception simulée par Nitroscape comparativement aux simulations avec TNT2.

Les deux modèles simulent les mêmes tendances globales pour les scénarios. Les scénarios interception ont une efficacité stable de l'ordre de 34% et 38% pour les scénarios RI14, et 43% et 48% pour les scénarios RI20, respectivement pour Nitroscape et TNT2. Les scénarios BMP et dilutions HD14 et HD22 ont quant à eux, une tendance vers une augmentation progressive (de 13% et 10% pour le scénario BMP et en moyenne de 19% et de 11% pour les scénarios dilutions respectivement pour Nitroscape et TNT2), et tendent vers une stagnation sur les trois dernières années hydrologiques avec une variabilité finale sur ces 3 années de l'ordre de 2%.

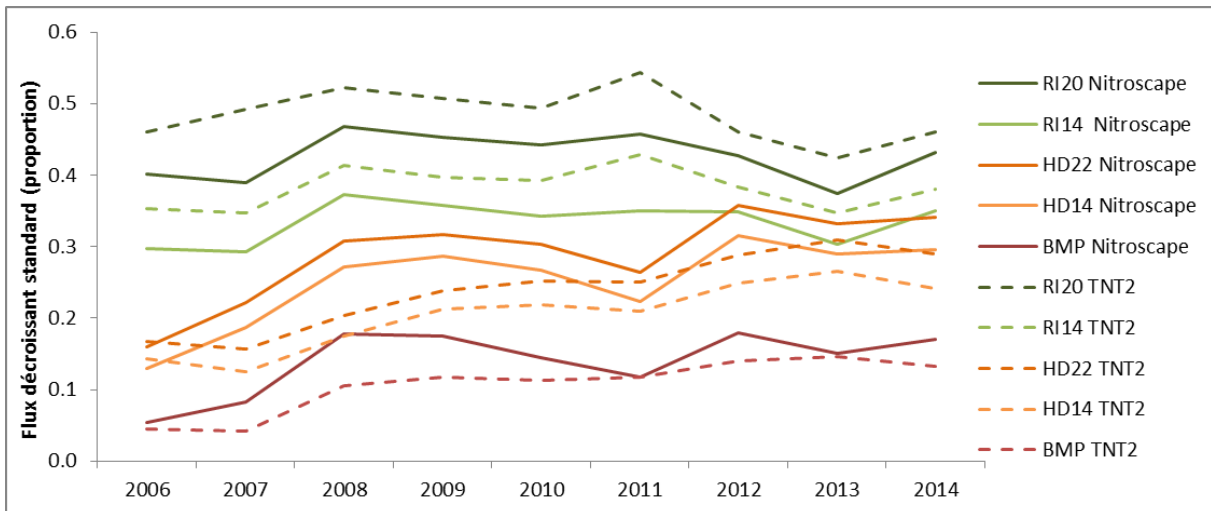


Fig V-8: Flux décroissants standards obtenus pour l'ensemble des scénarios avec le modèle Nitroscape et TNT2.

V.2.3. Les émissions et dépôts atmosphériques : la plus-value de Nitroscape

V.2.3.1. La prise en compte des émissions dans Nitroscape

Pour rappel, la modélisation des émissions dans Nitroscape a nécessité le couplage de plusieurs modèles. Leur agencement est décrit ci-dessous :

Les émissions diffuses générées à l'échelle du pixel sont gérées par le modèle SURFATM. Ce modèle simule les échanges bidirectionnels à l'interface sol-végétation-atmosphère. Les zones naturelles (i.e. espaces non cultivés en prairie ou en bois) sont considérées comme des espaces préférentiels de déposition.

Les émissions ponctuelles, telles que celles des bâtiments d'élevage et des lieux de stockage des effluents, principales sources d'émissions de NH_3 , sont traitées différemment. Un coefficient d'émission est affecté aux bâtiments en fonction du type d'animaux, du nombre d'animaux, de la durée de présence des animaux dans le bâtiment et des caractéristiques du bâtiment d'après les travaux de Gac et al. (2007). Ces coefficients d'émission des bâtiments sont gérés par le module FARM-EF. Les bâtiments d'élevages avicoles et porcins ont une présence quasi constante des animaux par bande. Il n'en est pas de même pour les bâtiments d'élevage bovins dont la période de stabulation dépend du choix de système fourrager et du calendrier de pâturage de l'exploitation. La bonne connaissance des pratiques d'élevage et du dimensionnement des bâtiments est donc essentielle pour l'attribution des coefficients d'émission.

Le couplage des modèles SURFATM et FARM-EF au modèle FIDES permet d'appréhender les émissions et dépôts liés aux exploitations et aux zones de stockages à l'échelle du bassin versant agricole. Cependant, en raison des contraintes de temps inhérentes à la conduite du projet ESCAPADE, les développements ont dû être priorités. La modélisation des dépôts humides par le modèle FIDES n'ont pu aboutir. Les émissions et dépôts liés aux agroécosystèmes sont quant à eux, gérés par CERES-EGC. Le développement d'un module forêt était initialement prévu dans le modèle CERES-EGC sur la base du formalisme utilisé dans le modèle BASFOR (Van Oijen et al. 2005) mais celui-ci n'a pu être réalisé. La simplification de la représentation de la forêt ne permet pas de simuler pleinement le potentiel de dépôt sur ces zones.

V.2.3.2. Résultats : chroniques d'émissions/dépôts

Les émissions liées à la production animale constituent la quasi-totalité des émissions d'ammoniac en France, réparties de la manière suivante : les bâtiments d'élevage et stockage d'effluents pour 31-55% des émissions, l'épandage des effluents pour 23-38% et le pâturage pour 17-37% (Beusen et al. 2008). Les autres sources, telles que le traitement des eaux usées, les procédés chimiques industriels, la combustion de la biomasse, les colonies d'oiseaux et la bioénergie ont un fort impact localisé mais contribuent faiblement au total des émissions (Sutton et al. 2000). L'amélioration des pratiques (i.e. la diminution des recours aux engrais, l'amélioration des conditions de stockage des effluents) a participé à la réduction de 25% des émissions au cours des dernières années (entre 1990 et 2011). Néanmoins, la France reste le deuxième plus gros émetteur d'Europe, après l'Allemagne (European Environment Agency (EEA). 2014).

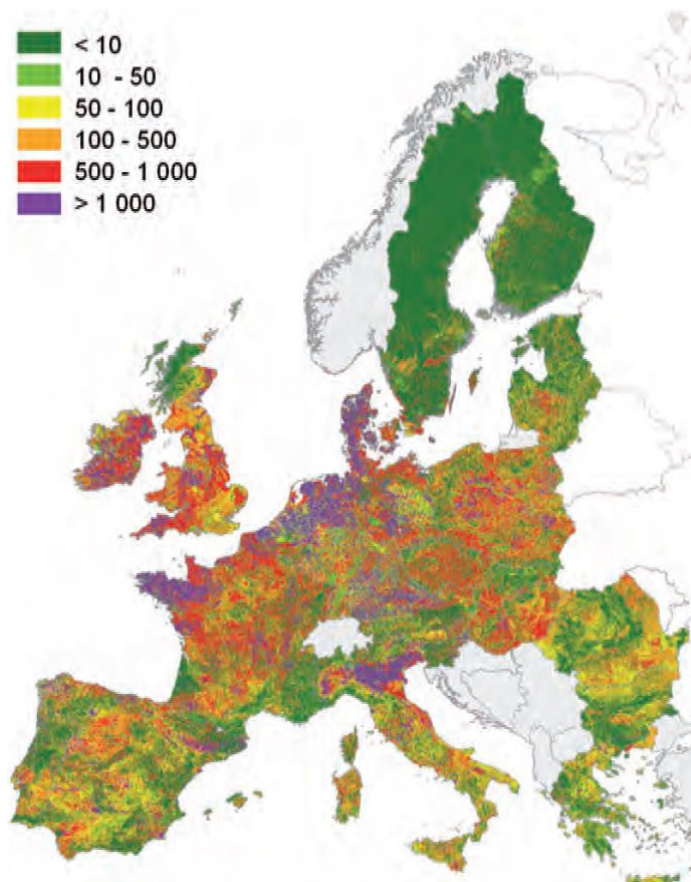


Fig V-9: Emission totale de NH₃ en kg.km².an⁻¹ d'après (Leip et al. 2011).

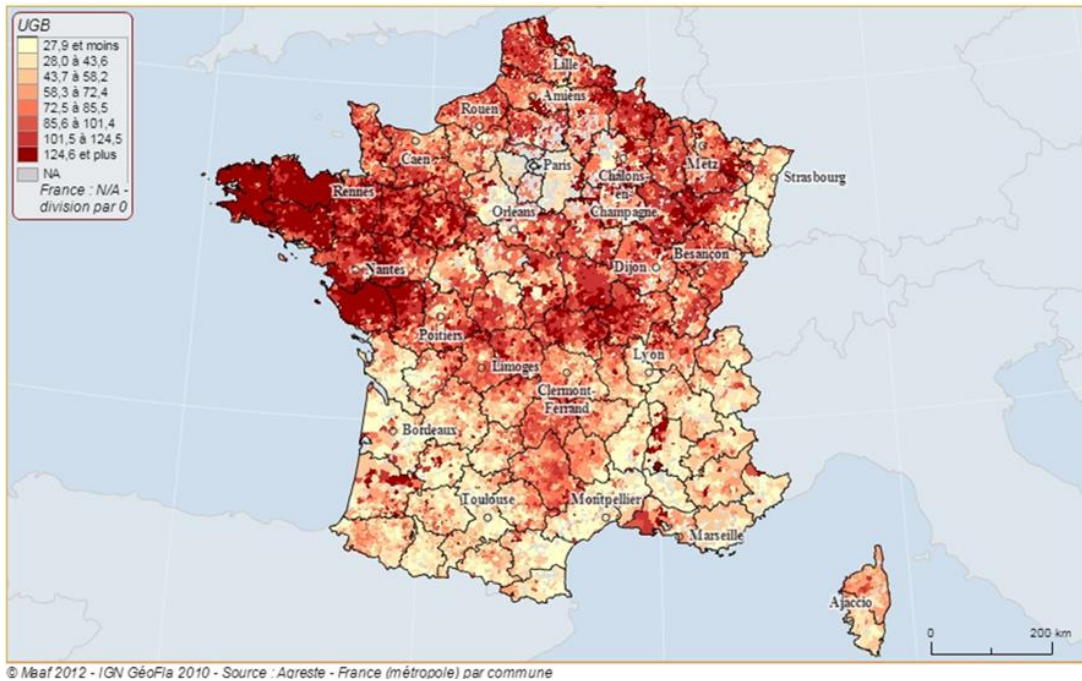


Fig V-10: Nombre moyen d'unités gros bétail (UGB) par exploitation (Agreste 2010).

La région Bretagne concentre une majorité des émissions de NH_3 françaises (Fig V-9). La politique de spécialisation, mise en œuvre après la seconde guerre mondiale, a conduit à l'expansion de la production avicole et porcine cette région (Thenail 2002). Elle se traduit aujourd'hui encore par une forte densité d'UGB par exploitation (Fig V-10). Ces productions intensives hors sol, par les émissions des bâtiments d'élevage et de stockage des effluents, sont des lieux d'émissions qualifiés de « hotspots » (i.e. émissions localisées, spatialement distinctes avec une forte intensité d'émission) (Dragosits et al. 1998; Loubet et al. 2009) (Fig V-11). Les émissions liées à l'épandage d'effluents et au pâturage sont considérées comme des émissions diffuses, avec des « hot-moment » selon la période de l'année, où ces émissions sont observées pendant de courts laps de temps (Fig V-12). La variabilité des émissions et des dépôts est particulièrement forte dans l'espace et dans le temps (Dragosits et al. 1998), d'où l'intérêt de la modélisation pour l'appréhender. La figure V-11 propose une représentation simplifiée des émissions et dépôts au sein d'un agroécosystème avec présence de bâtiment d'élevage.

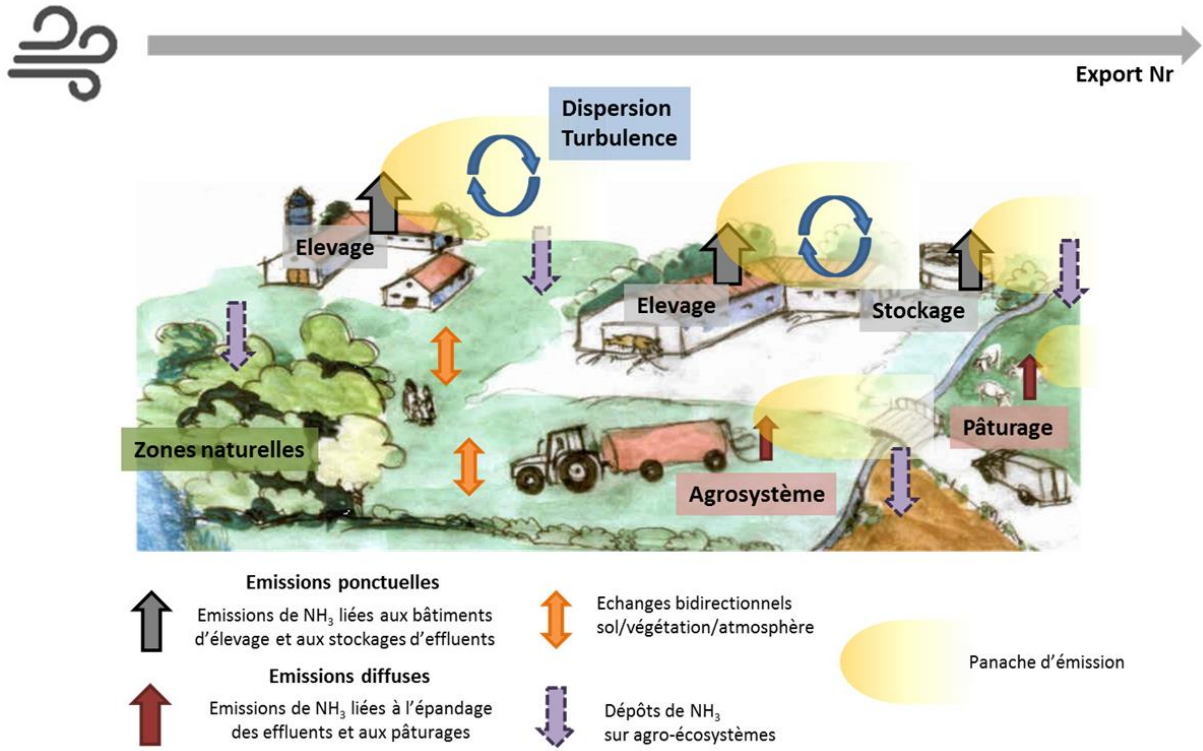


Fig V-11: Schéma représentant les différents processus conditionnant les émissions et dépôts de l'ammoniac dans un paysage agricole. Source: la peinture a été réalisé par Joergen Olesen.

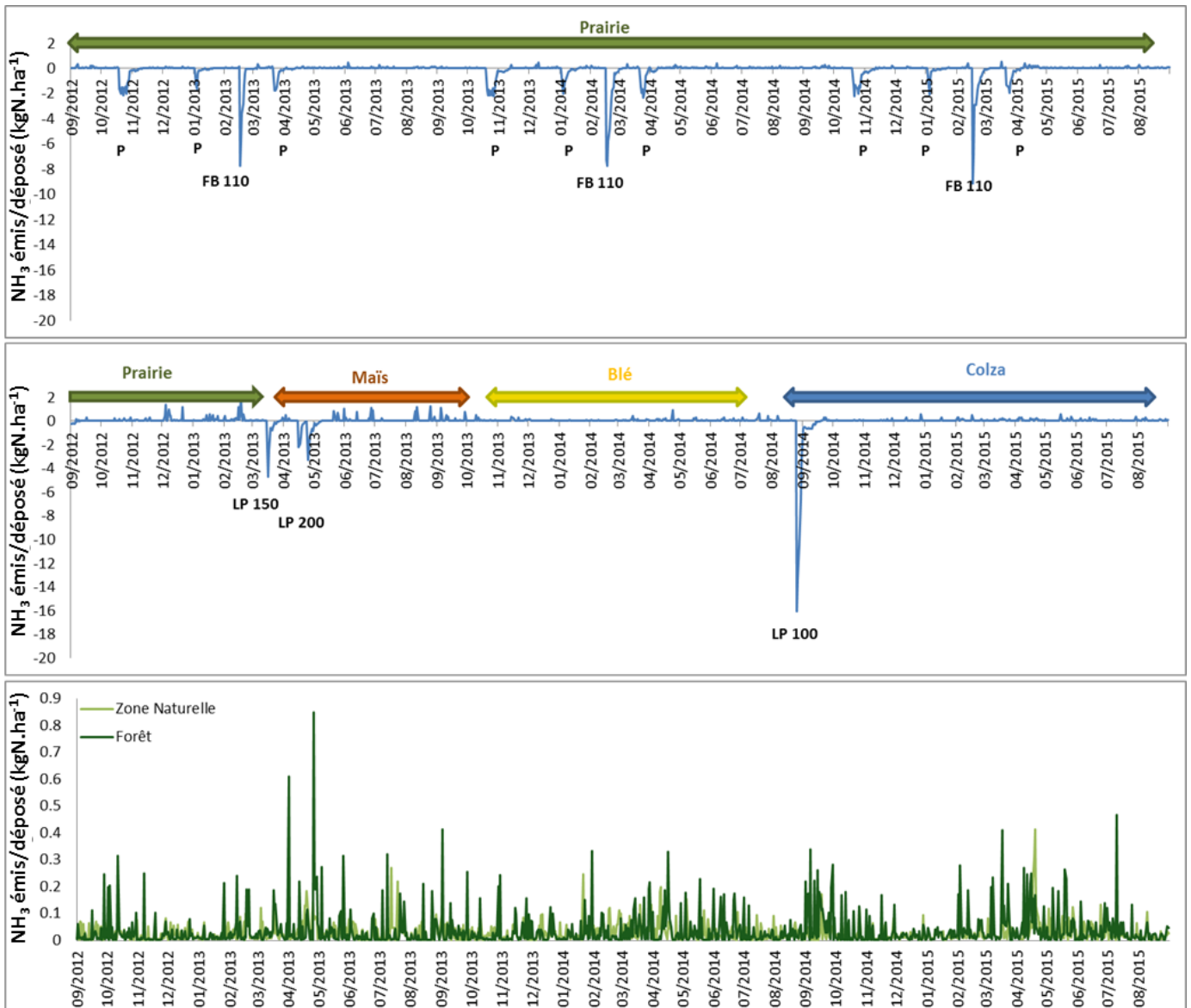


Fig V-12: Chronique d'émissions (valeur négative)/dépôts (valeur positive) de NH_3 simulés par Nitroscape sur 4 parcelles contrastées en termes de pratiques agricoles. Les sigles utilisés désignent pour FB le fumier de bovin, P le pâturage sur la parcelle et LP le lisier de porc, le taux d'application des effluents est indiqué pour chaque pic d'émissions. Les dépôts sont représentés par les valeurs positives sur ces graphiques.

La capacité du modèle à simuler des émissions et des dépôts atmosphériques de NH_3 différenciés en fonction des pratiques culturales est mise en évidence dans la Fig V-12. Afin d'illustrer la dynamique temporelle des émissions, des pixels contrastés en termes de pratiques et d'occupation du sol ont été sélectionnés. Les deux premiers graphiques mettent en évidence la capacité du modèle à représenter les hotspots tels que les émissions dues au pâturage et aux apports de fumiers de bovins ou de lisiers de porcs. Ils montrent également la capacité du modèle à moduler l'intensité des émissions en fonction du type d'apport et de la saison. Le modèle ne permet cependant pas la simulation des émissions liées aux épandages de fertilisation minérale, qui sont faibles (Bouwman et al. 2002). Les échanges bidirectionnels sol/atmosphère et plante/atmosphère sont représentés dans la troisième figure. Les zones naturelles et les forêts sont des zones de dépôts préférentiels. La simulation des dépôts sur les zones naturelles est en moyenne de $10 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, valeur en adéquation avec la bibliographie où la déposition estimée, sur les prairies, est comprise entre

8 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ et 20 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ (Stevens et al. 2010). Concernant le dépôt sur forêt, Nitroscape simule un dépôt de 14 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ ce qui au regard des études précédentes semble être relativement faible. En effet en région avec forte concentration de NH₃ la déposition peut s'élever de 30 à 40 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ (Flechard et al. 2011).

V.2.3.3. Résultats : Résultats : chroniques d'émissions/dépôts

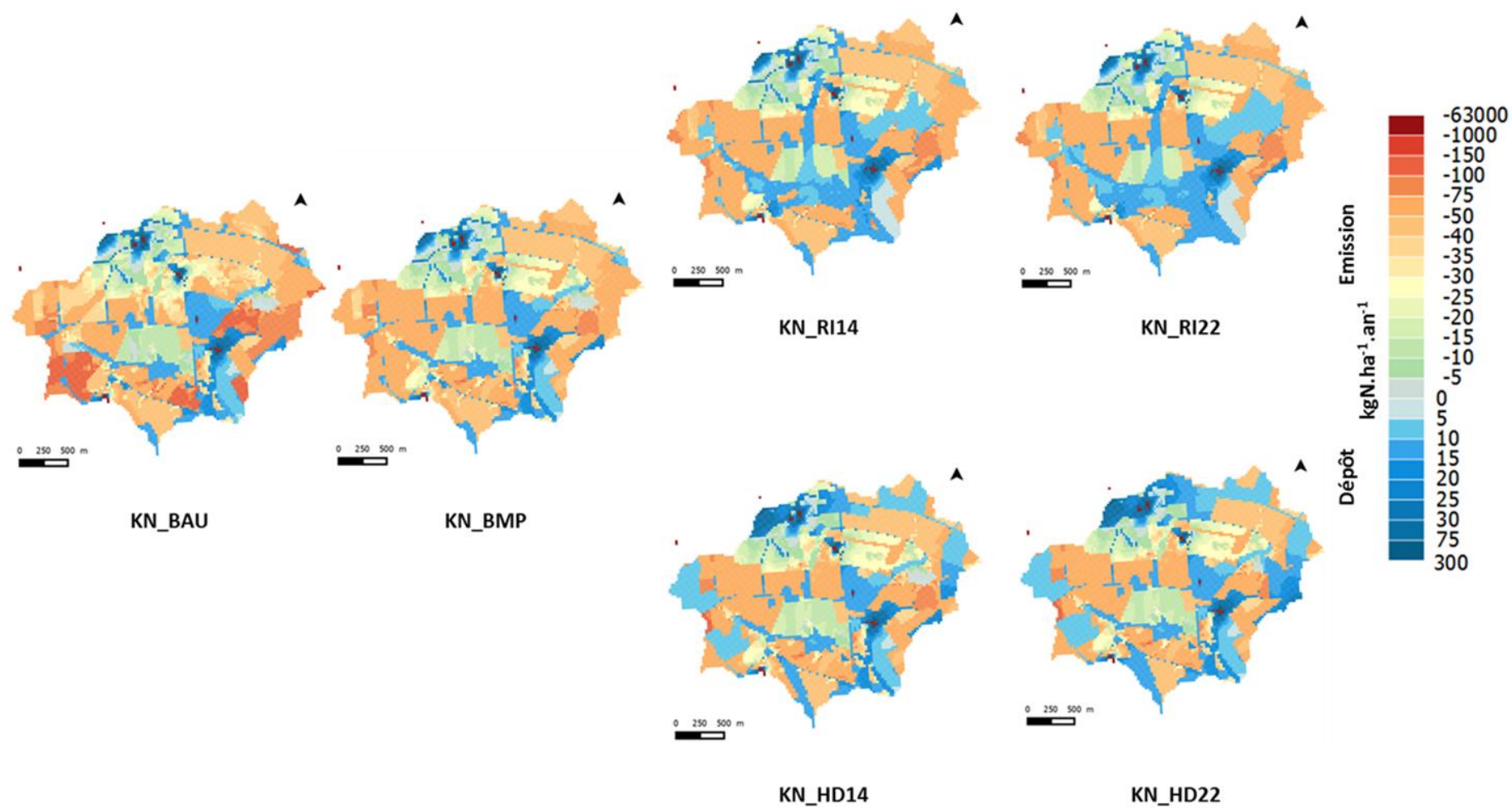


Fig V-13: Spatialisation des émissions d'ammoniac obtenues par modélisation avec Nitroscape (valeurs moyennes annuelles sur les quatre dernières années de simulation (2012-2015)).

La carte des émissions et des dépôts nets a été réalisée sur l'ensemble des scénarios à partir des données atmosphériques des quatre dernières années de simulation (de 2012 à 2015) (Fig V-13). Le modèle simule des hot-spots sur les pixels renseignés en tant que bâtiment d'élevage ou stockage des effluents (Fig V-14). D'après ces simulations, le hot-spot le plus important du bassin se situe au Nord-Ouest, avec une exploitation avicole (décrite en annexe VIII) dont les émissions sont estimées à 12.9 tonnes de $N_NH_3.an^{-1}$ par Nitroscape. Cette estimation est du même ordre de grandeur que celle réalisée par Bell (2017) (i.e. 16 tonnes) par la méthode MOPED (Mobile Plume method), qui consiste en l'estimation des émissions par dispersion inverse. La comparaison de ces deux études met également en évidence les lacunes dans la base de données Nitroscape concernant le recensement des animaux dans les bâtiments. En effet, les bâtiments de la zone 5 (carte en annexe VIII) représentent une émission nette modélisée par Nitroscape de seulement 4 tonnes contre une estimation par la méthode MOPED de 16 tonnes.

Les zones de dépôts sont localisées principalement aux abords des bâtiments, dans les zones naturelles et dans les zones environnementales. Les dépôts nets sur l'ensemble du bassin sont estimés à 7.4 T $N_NH_3.an^{-1}$ contre une émission nette des agroécosystèmes de 33 T $N_NH_3.an^{-1}$. Au vue de la localisation des hot-spots vis-à-vis des zones environnementales et de la direction principale du vent (Fig V-2) en provenance du sud-ouest, les zones environnementales ne sont pas ou peu affectées par les dépôts des bâtiments.

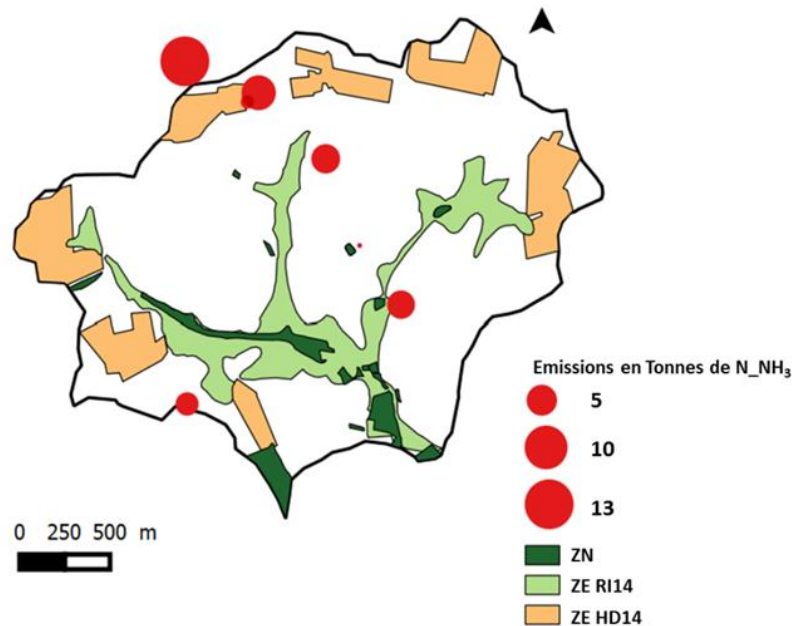


Fig V-14: Carte de la localisation des emprises des zones naturelles (ZN), de zones environnementales pour le scénario interception (ZE RI14) et pour le scénario dilution (ZE HD14), ainsi que les hot-spots d'émission d'ammoniac modélisés par Nitroscape en tonnes de N_NH_3 (en moyenne sur les quatre dernières années de simulation (2012-2015)).

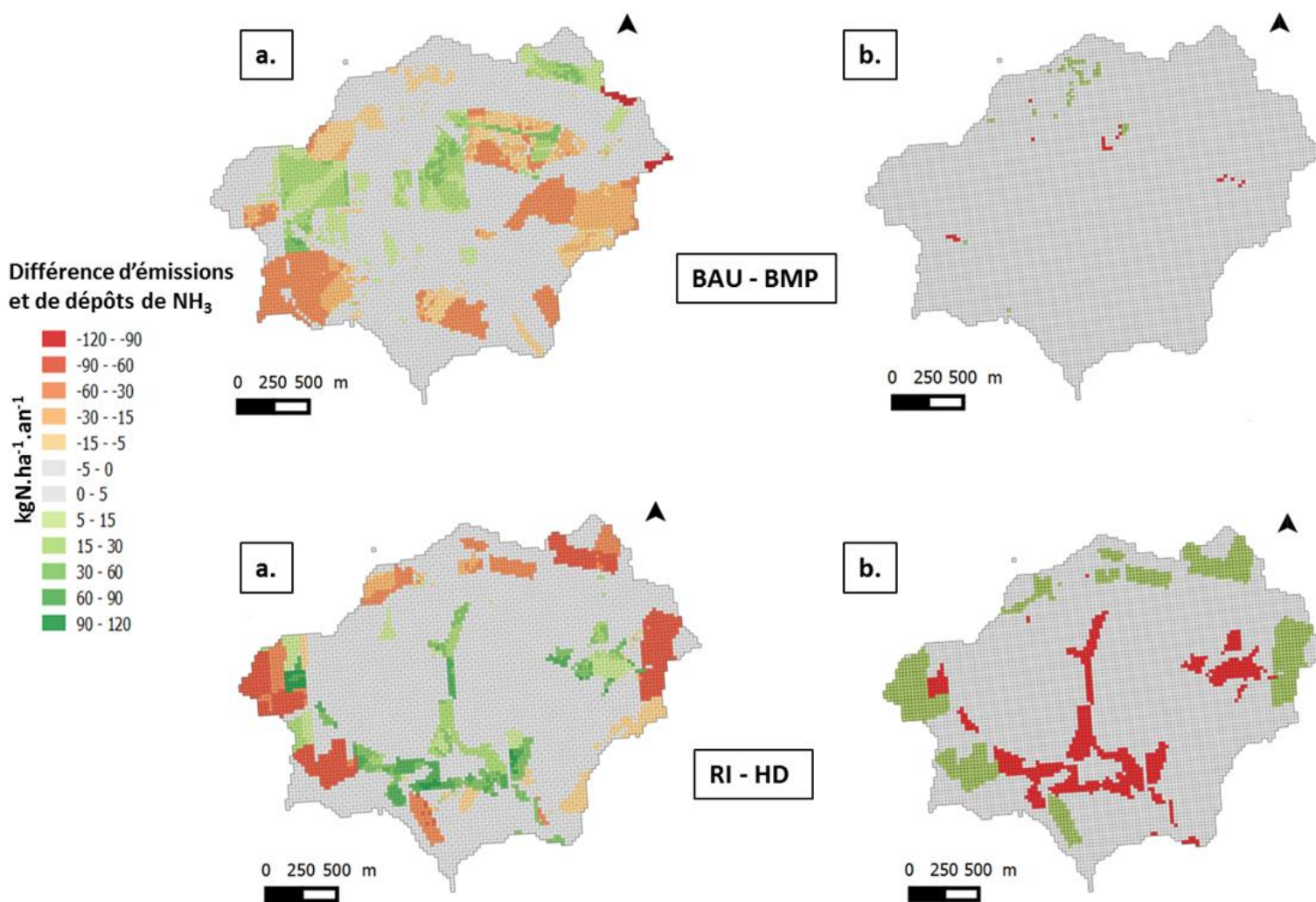


Fig V-15: Comparaison des émissions et des dépôts d'ammoniac entre les scénarios BAU et BMP d'une part et RI14 et HD 14 d'autre part, ces cartes ont été réalisées sur le bilan moyen des émissions des quatre dernières années de simulation (20012-2015). Figure a. différence d'émissions pixel à pixel entre les scénarios. Figure b. Mise en évidence de l'inversion du sens des flux entre les scénarios avec en vert les pixels passant de l'émission vers du dépôt et en rouge les pixels passant du dépôt vers de l'émission.

La carte de comparaison des émissions et dépôts de NH₃ entre le scénario BAU (i.e. pratiques actuelles) et le scénario BMP (i.e. pratiques optimisées) (voir Fig V-15.a) met en évidence les effets des changements de pratiques. Les zones en orange renseignent sur la diminution des intrants organiques, étant donné que la volatilisation liée aux apports minéraux n'est pas simulée dans cette version du modèle. L'optimisation des pratiques impacte 24% du bassin, avec une diminution moyenne des émissions de 26 kgN_NH₃.ha⁻¹.an⁻¹. Les zones en vert sont le reflet d'un changement de pratiques d'une rotation sur une exploitation sur environ 14% de la surface, entraînant une augmentation des émissions dans le scénario BMP par rapport au BAU d'en moyenne 19 kgN_NH₃.ha⁻¹.an⁻¹. L'optimisation de pratiques sur cette rotation consistait à prolonger l'interculture (i.e. culture dérobée) afin de limiter la durée de sol nu avant l'implantation de maïs. Un apport de lisier de porc était apporté dans le scénario « pratiques actuelles » le lendemain de la destruction de l'interculture alors que dans le cas du scénario « pratiques optimisées » cet apport a été réalisé sur la culture dérobée. Cette différence de couverture (i.e. sol nu *versus* végétation) lors de l'apport a un fort impact sur le modèle, un épandage sur sol nu étant moins volatilisable que sur végétation. Cette observation démontre la sensibilité du modèle Nitroscape aux conditions d'épandages. Néanmoins, il est intéressant de noter que les changements de pratiques n'ont pas entraîné d'inversion du sens des flux (i.e. a permutation d'un pixel d'une valeur de dépôt vers une valeur d'émission où inversement) (Fig V-15 b. haut).

Concernant la comparaison des scénarios RI et HD, la mise en regard de la Fig V-14 et Fig V-15 (bas) montre la relation entre la localisation des zones environnementales et celle des zones de dépôts.

Tab V-2: Bilan des émissions et dépôts nets d'ammoniac par type de surface et par scénario en moyenne sur les quatre dernières années de simulation (2012-2015) en kgN.ha⁻¹.an⁻¹.

	KN_BAU	KN_BMP	KN_RI14	KN_RI20	KN_HD14	KN_HD22
BV (hors hots-spots)	-40	-37	-33	-30	-29	-25
SAU	-42	-38	-34	-32	-30	-27
Zones semi-naturelles	14	14	13	12	14	14
ZE RI14	-30	-27	11	11	-27	-26
ZE HD14	-53	-47	-49	-49	12	12

La synthèse des émissions nettes calculées d'après leur type d'affectation agricole dans le bassin est présentée dans le Tab V-2 en distinguant les pixels de SAU (zones cultivées et prairies fertilisées/pâturées), de ZE (Zones Environnementales) et de zones semi naturelles (bois, friches). Ce tableau met en évidence que les dépôts dans les zones environnementales et dans les zones semi-naturelles sont constants quel que soit le scénario associé, avec des valeurs moyennes de 12 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ et de 14 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ respectivement pour les ZE et ZN. La localisation des zones environnementales vis-à-vis des hots-spots, dans la configuration testée dans cette étude, n'est donc pas déterminante pour l'augmentation des dépôts dans les ZE. En effet les zones environnementales du scénarios HD et RI ont le même ordre de grandeur de dépôt, les hots-spots ayant une aire d'influence limitée à un rayon proche des bâtiments. Contrairement aux résultats sur la réduction des émissions de NO₃ vers les eaux de surface qui montraient la supériorité des scénarios RI, ces résultats mettent en évidence la plus grande capacité du scénarios HD à diminuer les flux de NH₃. Pour les scénarios RI les réductions par rapport aux scénarios BAU sont du même ordre que l'emprise (i.e. 17 et 25% pour les emprises à 14 et 22% respectivement) alors qu'elles sont près

du double en relatif pour les scénarios HD (i.e. 28 et 38% pour les emprises à 14 et 22% respectivement).

Ces résultats sont directement liés au fait que les parcelles qui sont affectées en ZE dans les scénarios HD sont initialement des zones d'émissions importantes comprises entre 53 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ et 47 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ respectivement pour les scénarios BAU et BMP alors que les parcelles affectées en ZE dans les scénarios RI présentent des émissions de seulement de 30 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ et 27 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ dans les scénarios BAU et BMP respectivement. La spatialisation des pratiques, en lien avec leur affectation agricole, a un effet important sur les émissions de NH₃ : les zones dédiées aux ZE dans l'emprise du scénario interception sur sols hydromorphes correspondaient initialement à des rotations recevant en moyenne moins d'effluents (prairies pâturées ou fauchées) que les zones dédiées aux ZE dans l'emprise du scénario dilution.

V.2.3.4. Les émissions de protoxyde d'azote N₂O

Le modèle Nitroscape permet également la simulation des émissions de protoxyde d'azote, une synthèse des résultats principaux obtenus est présentée dans le Tab V-3. Les résultats indiqués sont des moyennes d'émission de l'ensemble de la simulation (2002-2015) exprimés en kgN.ha⁻¹.an⁻¹. Ces résultats démontrent la capacité du modèle à simuler des émissions différenciées dans les zones environnementales (i.e. avec des émissions de 5.5 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ pour les scénarios interception (RI14 et R22) et de 4.1 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ pour les scénarios dilution (HD14 et HD22) en ZE contre des émissions en moyenne de 10.4 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ pour le scénario BMP sur ces mêmes zones en culture, les émissions moyennes se voient réduites de 50% sur les ZE comparés au BMP).

Tab V-3: Bilan des émissions de protoxyde d'azote N₂O obtenues en moyenne sur l'ensemble de la simulation (2002-2015) en kgN.ha⁻¹.an⁻¹. Valeurs par hectare de bassin versant pour (a) à (e) et par hectare de zone concernée pour les émissions par zones.

	KN_BAU	KN_BMP	KN_RI14	KN_RI22	KN_HD14	KN_HD22
Donnée d'entrée						
N input by agriculture (a)	225	201	179	169	170	157
Volatilisation (b)	18	16.1	14.3	13.5	13.6	12.6
émissions directes (c)	9.82	9.19	8.02	7.09	7.98	6.82
émissions indirectes (d)	0.25	0.24	0.90	1.18	0.74	0.98
total (e)	10.07	9.44	8.92	8.27	8.72	7.80
Emission moyenne						
Agroécosystèmes + Bat	11.2	10.4	10.4	10.4	10.4	10.2
Agroécosystèmes	10.8	10.1	10.1	10.1	10.0	9.8
Zones Naturelles	8.2	8.1	8	8.1	8.1	8.1
ZE RI14	10.7	10.2	5.5	5.5	10.2	9.9
ZE HD14	11.2	10.5	10.4	10.4	4.1	4.1
Facteurs d'émission						
Direct (c/(a-b))	0.047	0.050	0.049	0.046	0.051	0.047
indirect (d/(a-b))	0.001	0.001	0.005	0.008	0.005	0.007
total (e/(a-b))	0.049	0.051	0.054	0.053	0.056	0.054
directes/indirectes (c/d)	39.9	37.8	8.9	6.0	10.9	7.0

Le calcul des émissions totales montre que la mise en œuvre de zones environnementales permet une légère diminution des flux d'émission par rapport aux émissions du scénario BMP de -5% et -8% pour l'emprise de 14% et -12% et -17% pour l'emprise de 22% respectivement pour les scénarios RI et HD. Les scénarios dilutions permettent donc une diminution globale de flux supérieur par rapport aux scénarios interception. L'implantation de zones environnementales entraîne une légère augmentation du facteur total d'émission de 6% et 9% pour l'emprise 14% et de 4% et 6% pour l'emprise de 22% respectivement pour les scénarios RI et HD. La diminution des émissions directes (i.e. émissions liées à la SAU) est donc plus que compensée par l'augmentation des émissions indirectes (i.e. émissions liées aux ZE et ZN), ce phénomène étant plus marqué dans le scénario dilution avec facteur d'émission totale HD > facteur d'émission totale RI. Mais compte tenu des fortes incertitudes associées à l'évaluation de ces émissions, les enseignements les plus probants de ces résultats sont (1) que les scénarios diminuent les émissions proportionnellement à la diminution des intrants (pas de variation nette du facteur d'émission total) (2) les émissions totales plus faibles dans les scénarios avec ZE résultent de la diminution de l'importance des émissions directes en dépit de l'augmentation des émissions indirectes, de moindre importance.

V.3 Discussion

Les modèles TNT2 et Nitroscape ont été développés en vue de modéliser les flux d'azote dans de petits bassins versants agricoles. Si le modèle TNT2 a été utilisé avec succès dans de nombreuses études, que ce soit sur le site de Kervidy-Naizin (Durand et al. 2015) ou sur d'autres sites (Ferrant et al. 2013; Moreau et al. 2012b), il s'agit ici de la première utilisation du modèle Nitroscape sur des bassins versants réels. Ce modèle a cependant déjà été mise en œuvre sur des bassins virtuels (Duretz et al. 2011) mais avec le couplage de module OPS et non le module FIDES pour modéliser la turbulence et la dispersion des flux du compartiment atmosphérique. La comparaison de ces deux modèles permet la mise en lumière de leurs similitudes, leurs faiblesses et leurs forces. Pour cela, un même jeu de scénarios a été mis en œuvre sur le bassin versant de Kervidy-Naizin. Nous rappelons que ces scénarios ont pour objectif de tester deux stratégies d'atténuation de l'azote par i) optimisation des pratiques actuelles en accord avec les recommandations du 5^{ème} programme de la directive Nitrate ii) l'aménagement du paysage par la mise en œuvre de zones environnementales (i.e. prairies fauchées non fertilisées) selon deux localisations distinctes : en position d'interception (i.e. sur les sols hydromorphes) et en position de dilution. Avant de comparer l'efficacité des scénarios d'après les deux modèles, nous nous sommes dans un premier temps assurés que les performances des deux modèles étaient comparables en termes de simulation des débits observés et des flux de nitrates. La simulation des débits est sensiblement la même pour les deux modèles. La variabilité interannuelle des concentrations en nitrates dans l'eau à l'exutoire du bassin est également bien reproduite par les deux modèles, cependant la variation saisonnière n'est pas aussi bien simulée par Nitroscape que par TNT2 qui simule une baisse de concentration en période estivale du fait de son module river instream. Les cumuls de flux sont correctement simulés par les deux modèles avec une surestimation par Nitroscape de 6% et une sous-estimation de TNT2 de 4% après 13 années de cumul. Les résultats de calibration homogènes des deux modèles ont confirmé la pertinence de la comparaison de leurs performances respectives pour la simulation des scénarios.

Les deux modèles simulent le même ordre d'efficacité pour les scénarios (i.e. BAU<BMP<HD22<HD14<RI20<RI14<O_N). Néanmoins La mise en œuvre des scénarios et les résultats associés met en exergue leur disparité de fonctionnement. Par exemple, bien que le même jeu de données ait été implémenté dans les modèles, des différences en termes d'entrée totale ont été observées (i.e. 225 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ dans Nitroscape contre 213 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ dans TNT2 pour le scénario BAU). En effet, la fertilisation (organique ou minérale) n'est pas renseignée de la même façon dans ces deux modèles. Dans TNT2 il s'agit de TMS.ha⁻¹ alors que dans Nitroscape les quantités sont indiquées en unité d'azote par hectare. Des tables de conversions propres aux modèles sont utilisées pour déterminer la teneur en azote des effluents en fonction de leur type. Cependant, ces différences restent minimes (i.e. 5% pour le scénario BAU et 4% pour le scénario BMP), et certainement inférieures au niveau de précision des données d'entrées pour ce type d'information, et n'affectent pas les efficacités relatives des scénarios.

En termes de dynamique temporelle, Nitroscape par sa faible variation de stock d'azote dans le sol et la nappe favorise une diminution plus rapide des concentrations de NO₃ à la rivière avec un delta de concentration entre BAU et O_N de 9.0 mgN_NO₃.L⁻¹ en 13 ans pour Nitroscape contre 5.7 mgN_NO₃.L⁻¹ pour TNT2. Nitroscape montre également, une meilleure décroissance standardisée des scénarios à l'exception des scénarios interception où les flux décroissants standardisés calculés par Nitroscape sont plus faibles en moyenne de -6% par rapport à TNT2. Les deux modèles simulent

néanmoins les mêmes ordres de grandeur et les mêmes tendances de flux standardisés. L'augmentation de l'efficacité des scénarios dilution avec le temps semble uniquement liée aux pourcentages de diminution d'entrée d'azote (i.e. entre les scénarios HD14 et HD22, nous notons une diminution de fertilisation de 6% et une augmentation de la décroissance de flux standardisé de 4% pour les deux modèles). Par contre, le scénario interception accuse une réduction de fertilisation de 5% et une décroissance des flux de 10% dans les deux modèles, la seule diminution de la fertilisation n'explique donc pas la plus grande efficacité de ce scénario.

La différence fondamentale des deux modèles réside dans la simulation de la prairie, le modèle Nitroscape simule des prairies peu productives, moitié moins que la moyenne régionale. Il est pourtant probable que les zones environnementales aient un rendement du même ordre les premières années (maintien des fournitures du sol liées aux apports antérieurs) avec une tendance à la décroissance au cours du temps, sauf en cas de pourcentage important de légumineuses. Le rendement des prairies dans Nitroscape est constant et indépendant du taux de fertilisation, et donc inférieur au rendement réel probable : l'amélioration du module prairie est donc un objectif important pour le développement futur du modèle.

Le modèle Nitroscape, grâce à son couplage avec Fides sur Fatm, a permis d'appréhender les émissions d'ammoniac et de protoxyde d'azote, et a offert ainsi une vision plus complète de la cascade de l'azote dans ce paysage et des effets des scénarios sur ces émissions. Concernant le bilan d'ammoniac, la confrontation des émissions simulées par Nitroscape sur les hot-spots du bassin est cohérente avec une étude précédente utilisant la méthode MOPED (Bell 2017). La comparaison de ces émissions a également mis en évidence l'importance d'un inventaire exhaustif des bâtiments, ce qui n'a pas été le cas dans la base de données de Nitroscape, avec des estimations basées sur une enquête de 2009 et n'étant pas représentative de l'activité actuelle sur le bassin. Nitroscape permet cependant de donner des ordres de grandeur et de simuler les phénomènes de dépôts associés. Le bilan ne peut néanmoins pas être complet en l'absence de la simulation des dépôts humides de NH_3 . L'ordre de grandeur des émissions de NH_3 (i.e. en moyenne de $82 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) est en accord avec des estimations grande échelle via le INTEGRATOR model réalisé par de Vries and Kros (2016), où celles-ci sont comprises entre 75 et $150 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ en Bretagne. Ces observations confirment l'importance de l'étude de ces émissions, d'autant plus dans le contexte d'agriculture bretonne où celles-ci sont particulièrement élevées par rapport au reste de la France (i.e. les émissions dans les autres régions n'excèdent pas $50 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$). L'effet de la mise en œuvre de scénarios d'aménagement paysager est opposé à celui obtenu sur les flux nitriques. En effet, si la localisation en position d'interception des ZE permet une meilleure atténuation des flux nitriques, ce sont les scénarios dilution qui permettent la meilleure diminution des flux ammoniacaux. Cela est lié à la localisation différenciée des zones d'apport d'effluents, plus denses dans les parties hautes du bassin versant que dans les parties basses.

La comparaison des scénarios est complétée par l'analyse des émissions de N_2O simulées par Nitroscape. Les résultats obtenus mettent en évidence d'importantes émissions de N_2O , d'en moyenne $9.6 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, valeur relativement stable entre les scénarios. Ces émissions, au regard des études précédentes, sont dans les bons ordres de grandeurs, en effet (Dobbie et al. 1999) les estiment comprises entre 0.3 et $18.4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (étude réalisée en Ecosse où le climat est relativement comparable avec celui de Kervidy-Naizin). La grande variabilité spatiale et temporelle de ces émissions rend, de plus, difficile l'identification d'une tendance claire (Gabrielle et al. 2006). Ces

émissions sont principalement influencées par la teneur en eau des sols et par la quantité de fertilisant apporté et, secondairement, par le type de fertilisation et la culture (Gabrielle et al. 2006). Les forts apports de fertilisation au champ ($224 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$), en grande partie sous forme organique, peuvent en partie expliquer les fortes émissions, qui mériteraient d'être confirmées par des mesures supplémentaires *in situ*. La différence d'estimation d'émission entre les zones naturelles et les zones environnementales soulève la question du formalisme de simulation de ces zones. Les fortes émissions de N_2O dans les zones naturelles de $8 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ sont supérieures à celles simulées dans les ZE (i.e. de $4.8 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$). La mise en œuvre des zones environnementales permet de réduire les émissions totales à l'échelle d'un bassin versant agricole intensif au prorata de la réduction des apports, et donc avec un avantage là encore pour les scénarios dilution. Le risque de transfert de pollution entre nitrate et protoxyde d'azote dans le cas de la mise en place des scénarios interception semble très limité, avec une légère augmentation des facteurs d'émissions totales.

V.4 Conclusion

Ce chapitre met en évidence la contribution des deux modèles à une meilleure compréhension des processus mis en jeu lors l'implémentation de scénarios d'aménagement du paysage du type interception (RI) et dilution (HD). La comparaison des deux modèles permet également, par la confrontation de leur formalisme, de souligner les points sensibles de la modélisation de ce type de système : les exportations d'azote par les prairies, la dynamique des stocks organiques dans le sol et minéraux dans la nappe et la dénitrification. Sur ces trois points, les modèles divergent sensiblement sans qu'il soit possible (sauf probablement pour les prairies) de déterminer sans ambiguïté l'option la plus proche de la réalité en raison des incertitudes associées aux résultats. Malgré ces divergences d'approche, ces deux modèles conduisent à une même efficacité relative des scénarios et à l'ordre de croissance de l'efficacité suivante : $\text{BAU} < \text{BMP} < \text{HD22} < \text{HD14} < \text{RI20} < \text{RI14} < \text{O}_\text{N}$. Ces simulations consolident également le fait que l'optimisation des pratiques agricoles (BMP) ne permet pas à elle seule d'atteindre les objectifs de la Directive Nitrate (i.e. $11.3 \text{ mg N}_{\text{NO}_3} \cdot \text{L}^{-1}$) dans un contexte d'élevage intensif et d'excédent structurel.

Le modèle Nitroscape nécessite la poursuite de son développement afin d'améliorer sa calibration, la simulation des espaces non agricoles et d'analyser la sensibilité des paramètres et ainsi permettre de mieux cerner ses limites d'applications (i.e. quels changements de pratiques sont correctement simulés *versus* pratiques non prises en compte par le modèle). Dans l'état de son développement actuel, il a permis d'appréhender la spatialisation des dynamiques de NH_3 et de N_2O dans des paysages agricoles, et de mettre en évidence les points suivants : (i) pour les émissions de NH_3 comme celles de N_2O , l'efficacité des scénarios à l'échelle du bassin versant est directement dépendante de la diminution des intrants liés à la localisation des ZE qui est dépendant de l'affectation agricole (plus intensive en haut de versant). Aucun effet sensible n'est observé en termes d'interactions spatiales entre zones sources et zones puits. Concernant les émissions de N_2O , la diminution des facteurs d'émissions directes est intégralement compensée par le facteur d'émissions indirectes. Le facteur d'émission global augmente très légèrement lors de l'implémentation de ZE mais les émissions totales restent nettement plus faibles que celles des parcelles cultivées, ce qui atteste d'un risque de transfert de pollution très faible. Ces résultats préliminaires nécessitent néanmoins, d'être confrontés à une plus large gamme de scénarios, dans des contextes climatiques, hydrologiques et de systèmes agricoles variés.

A retenir Chapitre V

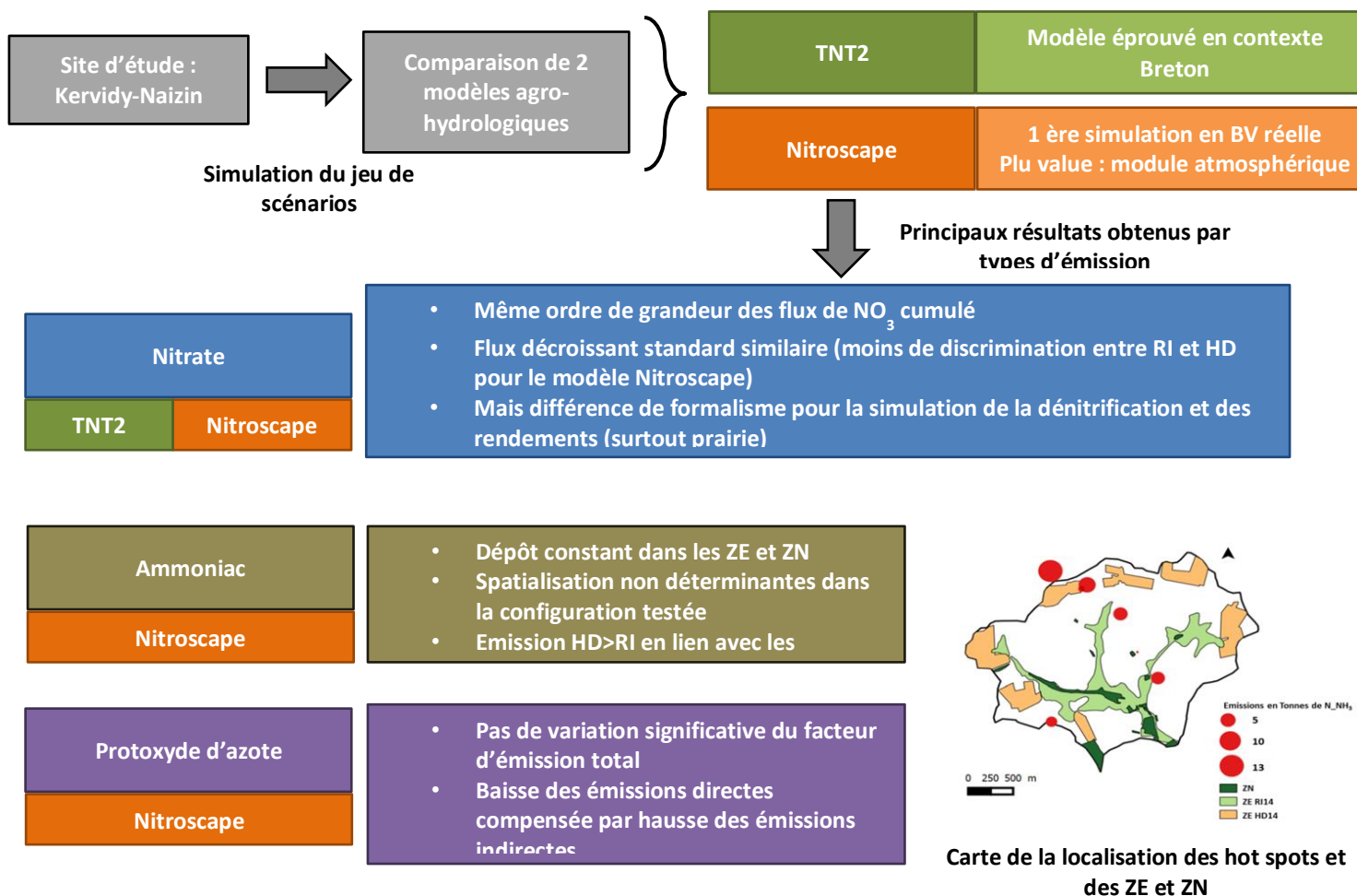


Fig V-16: Synthèse des principaux résultats obtenus dans le chapitre V

Chapitre VI. Vers un changement d'échelle

Ce chapitre fera l'objet d'une publication ultérieure à la thèse.

Résumé

L'évaluation de scénarios visant à réduire les émissions polluantes d'azote, repose sur une gamme d'outils complémentaires. Or, selon la taille du territoire d'étude (échelle du site *versus* échelle du paysage), les questions des gestionnaires (priorisation d'action à l'échelle régionale ou choix de solutions correctives à l'échelle locale), la disponibilité des données d'entrée des modèles, leur degré de précision et leur spatialisation n'est pas homogène et conditionnent donc aussi la mise en œuvre des modèles et le formalisme des processus étudiés. La problématique de changement d'échelle concerne donc à la fois la modélisation des processus, le niveau de précision des données d'entrée et la déclinaison des scénarios. L'objectif de ce chapitre est avant tout, de mettre en évidence les verrous rencontrés lors du changement d'échelle, appliqué au cas d'étude du site de Kervidy-Naizin (5 km²) et du territoire du Blavet (2140 km²). Les deux modèles utilisés, TNT2 et SENEQUE-RIVERSTRALHER, sont appliqués dans un premier temps à l'échelle du site de Kervidy-Naizin, puis dans un second temps le modèle SENEQUE est appliqué à l'échelle du Blavet. Ces deux applications successives sur un même jeu de scénarios permettent de discuter leur déclinaison et leur évaluation aux deux échelles territoriales. La comparaison des résultats obtenus à petite échelle entre le modèle SENEQUE-RIVERSTRALHER et le modèle TNT2 permet d'appréhender les incertitudes liées au formalisme du modèle SENEQUE-RIVERSTRALHER et d'envisager des perspectives de travaux pour l'améliorer. Ces éléments permettront de « sécuriser » les données d'entrée à l'échelle du territoire, ainsi qu'une analyse critique des résultats obtenus à l'échelle plus large.

Introduction

L'activité agricole intensive (i.e. forte productivité par hectare) génère des pressions importantes sur l'eau et les milieux aquatiques. Des études examinant l'impact des changements de pratiques agricoles sur l'atténuation des flux d'azote de l'échelle de la parcelle à l'échelle du bassin versant sont particulièrement bien documentées (Hashemi et al. 2016). Les politiques et normes visant à l'atténuation des flux d'azote sont menées à différentes échelles d'action. Par exemple, la Directive Nitrate impose des normes à l'échelle de la parcelle, avec l'équilibre de la fertilisation (sur la base de document nationaux (COMIFER) et de leurs déclinaisons régionales) et de l'exploitation avec le respect d'un seuil de la Balance Globale Azotée en zone vulnérable, alors que les normes de la DCE sont définies à l'échelle de la masse d'eau². Les SAGE (Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux) ont quant à eux une portée à l'échelle du bassin versant.

² La masse d'eau est, au sens de la DCE, une unité de gestion et correspond au découpage territorial élémentaire des milieux aquatiques. Elle correspond à une portion de cours d'eau, de canal, d'aquifère, de plan d'eau ou de zone côtière homogène. Source : Ministère de la transition écologique et solidaire.

L'origine multiple des sources (i.e. azote et phosphore principalement) et la complexité des processus de transferts et de transformations rendent difficile la prévision des effets des mesures mises en œuvre aux différentes échelles d'action (Fenton et al. 2011; Schulte et al. 2010). La combinaison des différentes approches (de l'échelle nationale à la parcelle) permet de constituer une vue d'ensemble des problématiques présentes sur un territoire et de mieux concevoir les actions à mettre en œuvre aux différents niveaux, permettant ainsi une compréhension des résultats plus complète (Wall et al. 2012).

Les enjeux scientifiques autour du changement d'échelle sont bien connus et font l'objet d'une abondante littérature (Blöschl 2001 ; Levin 1992 ; Lohrer et al. 2015 ; Wiens 1989), ils ne seront qu'effleurés ici. Le changement d'échelle est envisagé plutôt sur son aspect opérationnel, qui peut s'exprimer dans les deux sens : comment les connaissances précises acquises sur une portion d'un territoire peuvent aider à mieux asseoir des analyses simplifiées aux échelles pertinentes (i.e. plus large) pour la gestion de l'eau ? Quelles conséquences locales pourraient avoir des projets territoriaux conçus aux échelles supérieures ? Sur le plan spécifique de l'analyse de mesures paysagères d'atténuation, les deux échelles sont aussi complémentaires : les échelles fines apportent une meilleure précision et une meilleure compréhension sur le mode d'action de ces mesures et leurs effets, les échelles supérieures apportent des degrés de liberté plus grands pour la spatialisation de ces mesures, en mettant à profit une variabilité plus grande du milieu physique et des usages du sol.

L'objectif de ce chapitre est d'étudier la complémentarité de deux modèles agro-hydrologiques pour progresser de façon opérationnelle dans le changement d'échelle en passant du petit bassin versant (quelques km², connu de façon détaillée) à celle du bassin versant de gestion (SAGE). Nous disposons pour cela d'un modèle distribué mécaniste (TNT2 (Beaujouan et al. 2002)), adapté aux bassins versants de petite taille (<100 km²) et d'un modèle semi-distribué conceptuel (SENEQUE-RIVERSTRAHLER (Ruelland et al. 2007)), adapté aux grands bassins. Le principe est de comparer les résultats obtenus par TNT2 et SENEQUE-RIVERSTRAHLER sur le bassin versant de Kervidy-Naizin (5 km²), l'application de ces modèles étant faite à la fois sur les données agricoles observées (scénario BAU) et sur un jeu commun de scénarios. La cohérence des résultats entre ces deux modèles sur ces différents scénarios, conforterait l'intérêt d'appliquer SENEQUE-RIVERSTRAHLER sur le territoire du SAGE incluant ce bassin versant, c'est-à-dire le bassin-versant du Blavet (plus de 2000km²).

VI.1 Matériels et méthodes

VI.1.1. Sites d'étude

Le bassin versant du Blavet, situé en Bretagne, s'étend sur 2140 km² (Houet 2006). Il est intégralement inclus dans le périmètre des zones vulnérables au regard de la Directive Nitrate et à 45% de son territoire compris dans la zone d'actions renforcées (5ème programme d'action Directive Nitrate) dont le site de Kervidy-Naizin. Le fleuve Blavet prend sa source au sud de Bourbriac à 260 mètres d'altitude dans les côtes d'Armor (22) et se jette au niveau de la rade de Lorient dans le département du Morbihan (56) dans l'océan Atlantique. Cette rivière d'une longueur totale de 163 km, dénombre de nombreux ouvrages dont deux barrages et de nombreuses écluses, ce qui en fait un cours d'eau très artificialisé. La partie nord du bassin versant (Côtes d'Armor) est caractérisée par une pluviométrie importante (i.e. en moyenne de 1250 mm) mais néanmoins marquée par un déficit

hydrique de mai à août (Eau & Rivières 2014). La partie sud du bassin (Morbihan) recense une pluviométrie moins importante, avec des valeurs annuelles allant de 950 à 1100 mm.

VI.1.1.1. L'activité agricole en lien avec la géologie

Ce bassin versant a pour activité prédominante l'agriculture sur environ 80% de sa surface (Houet 2006) avec une forte densité d'élevage de 3.6 UGB.ha⁻¹ de SAU sur la partie Morbihannaise du bassin en 2010 (voir en annexe XI la cartographie de la densité d'UGB par canton). Des productions agricoles spécifiques en fonction de sous-bassins en lien avec le sous-sol géologique caractérisent ce bassin de la façon suivante :

La partie amont du bassin sur granite est dominée par une forte production laitière. L'agriculture dans cette zone reste la principale activité. Une désertion des zones difficilement exploitables, un recentrage des exploitations sur l'activité laitière et une restructuration des ateliers avicoles vers une diminution du nombre d'ateliers au profit d'ateliers de plus grande taille sont les évolutions du secteur agricole marquant de cette zone (SAGE Blavet 2014b). La SAU représente 63% de la surface totale, divisée entre 680 fermes (RGA 2010), dont 47% de bovins (surtout laitiers, mais dont le nombre d'exploitations est en forte réduction), 37% d'exploitations d'élevage hors sol (porcins et volailles), 9% de fermes de grandes cultures/légumes et 7% de fermes en polyculture-élevage, d'après l'orientation technico économique définie par les OTEX. Les paysages sont marqués par un bocage dense et la présence de nombreuses zones humides.

La partie médiane est caractérisée par un système laitier fort mais moins développé que dans la partie amont, l'atelier dominant étant ici les ateliers hors-sol (avicoles et porcins). L'évolution de cette partie est fonction de l'évolution du marché, de la réglementation et de la Politique Agricole Commune (PAC). Cette zone peut être subdivisée en deux zones distinctes :

- la rive gauche avec un sous-sol à dominante schisteuse et un relief ouvert.
- la rive droite caractérisée par un relief plus encaissé et une surface boisée importante sur un substrat granitique. L'élevage bovin y est développé et les prairies occupent les pentes non labourables.

Le Blavet, en effet, marque approximativement la limite entre le massif granitique et le sous-sol métamorphique. Au-delà de la différence de sous-sol entre les deux rives, l'activité agricole est également différenciée, la rive droite abritant un système agricole similaire à l'amont bien que plus diversifié en termes de production. La rive gauche quant à elle a une production agricole orientée vers de nombreux élevages de monogastriques, des cultures légumières pour principalement à destination de l'industrie (haricots, petits pois) et des pommes de terre d'une part et des cultures céréalières et fourragères d'autre part. Le bassin versant de Kervidy-Naizin s'inscrit au sein de cette sous-partie, et peut être considéré comme représentatif de l'agriculture du sous bassin-versant de l'Evel (477 km²) (la carte des sous-bassins versants du Blavet est disponible en annexe XII).

La partie aval est quant à elle dominée par de l'orthogneiss. Il s'agit de la seule zone où l'activité agricole n'est pas dominante avec seulement 50% de la surface dédiée à la SAU. Le reste de l'espace est occupé par des zones résidentielles, des infrastructures et des zones boisées (SAGE Blavet 2014b).

VI.1.1.2. La qualité de l'eau

Au regard de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), l'ensemble des masses d'eau douce superficielle sont catégorisées en qualité « bonne » à l'exception du sous-bassin de l'Evel qui est le sous-bassin le plus contributeur dans lequel le bassin versant de Kervidy-Naizin s'inscrit. Sur ce bassin, la qualité de l'eau est considérée comme « mauvaise » (quantile 90 > 50 mgNO₃.L⁻¹). Néanmoins au regard des objectifs du SAGE Blavet (Schéma Aménagement et de Gestion des Eaux), plus strict que la DCE, l'ensemble des bassins, à l'exception de la masse d'eau en amont de KU (voir carte des masses d'eau en annexe XII), est considéré en mauvais état (quantile 90>25mg.L⁻¹). Au cours des six dernières années (2010-2016), une diminution des flux généralisée a été observée bien que cette réduction progressive ne permette pas d'atteindre les objectifs du SAGE (SAGE Blavet 2014b), qui reposent sur la volonté de supprimer les phénomènes d'eutrophisation sur les vasières de la rade de Lorient et d'améliorer l'alimentation en eau potable.

VI.1.1.3. Le bocage : une caractéristique du paysage breton

La densité bocagère (i.e. haie, talus, bosquets et alignement d'arbre) a subi une forte diminution, de près de 60%, entre 1960 et 1980. A l'heure actuelle, sur la partie costarmoricaine du bassin la densité bocagère moyenne est estimée à 88 mètres linéaires par ha SAU, et s'étend de 43 à 143 m linéaire.ha⁻¹. La partie morbihannaise du bassin enregistre une densité bocagère légèrement inférieure, avec en moyenne une densité de 53 m linéaire.ha⁻¹m SAU avec de fortes disparités allant de 15 à 118 m linéaire.ha⁻¹ SAU (SAGE Blavet 2014a). Le bassin versant de Kervidy-Naizin avec une densité bocagère de 43 m linéaire ha⁻¹ SAU est légèrement en deçà de la moyenne observée dans la partie morbihannaise dans laquelle il s'inscrit.

VI.1.2. Modèles

VI.1.2.1. TNT2

Le modèle TNT2 a été détaillé dans les chapitres précédents et ne bénéficie donc pas ici de présentation approfondie. La version choisie pour la comparaison des deux modèles est celle avec le module rivière et le module de calcul des flux de NH₄ utilisée dans le chapitre V. Cette version a pu être utilisée (i) grâce au développement récent de ces modules et (ii) en raison de la cohérence des résultats obtenus sur le site avec cette version de TNT2 (cf. les précédents chapitres).

VI.1.2.2. SENEQUE-RIVERSTRALHER

Le modèle SENEQUE-RIVERSTRALHER (Ruelland et al. 2007) est un modèle générique de modélisation de la qualité de l'eau et du fonctionnement biogéochimique de grand réseau hydrographique. Il est le résultat d'un couplage entre une approche GRAFS (Generalized Representation of Agro-Food Systems) et la version 3.7 du modèle SENEQUE-RIVERSTRALHER. Ce couplage permet d'appréhender les mécanismes de transfert de nitrate et de simuler au pas de temps décadaire les variations saisonnière et géographique des concentrations. Le formalisme simplifié du modèle est proposé dans la Fig VI-1. La démarche générale de ce modèle repose sur le calcul d'un bilan détaillé des flux

d'azote. Pour cela, les flux générés par la production agricole, la transformation et la consommation de produits animaux et végétaux sont pris en considération afin d'estimer les fuites environnementales associées à ces pratiques. Dans ce modèle, le formalisme de la rétention totale du bassin versant correspond, à l'addition de la rétention du sol, de la zone riparienne et de la rivière.

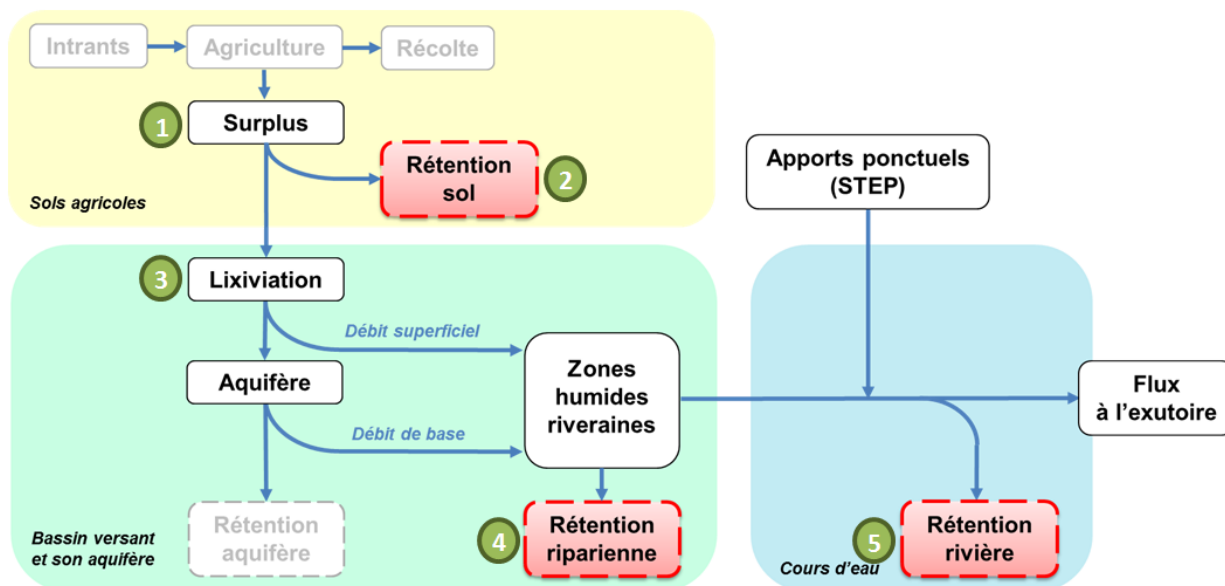


Fig VI-1: Formalisme simplifié du modèle SENEQUE-RIVERSTRALHER (Ramarson et al. 2017).

- 1 Le calcul du surplus est essentiel à la bonne caractérisation du bassin versant. Ce calcul est un bilan des entrées et sorties agricoles sur les parcelles à l'échelle du système de culture défini comme une combinaison de succession de cultures et d'itinéraires techniques, au sens de (Sebillotte and Meynard 1990). En résumé, le bilan dont la méthode utilisée est détaillée en annexe XIII, intègre en entrées les apports par fertilisation minérale et organique, les déjections animales au pâturage, la fixation symbiotique par les légumineuses et les dépôts atmosphériques. En sorties du système, les données nécessaires sont l'azote exporté par les plantes, i.e. cultures ou prairies de fauche et pâturées. L'ensemble de ces entrées et sorties est considéré sur la rotation puis est rapporté à une moyenne annuelle. Les données du bilan (entrées et sorties) sont selon l'échelle d'application du modèle, soit issues d'enquêtes exhaustives de ferme (cas du site de Kervidy-Naizin), soit la résultante d'un échantillonnage d'enquêtes de fermes combiné avec un travail d'expertise permettant la spatialisation des pratiques sur l'ensemble du territoire (Blavet) (Vertes et al. 2017).
- 2 A partir de ce calcul de surplus, l'indice de risque de lixiviation est calculé en prenant en compte la rétention du sol. Cette rétention se base sur l'indice de couverture automnale des sols (ICA) d'après les travaux menés par Anglade (2015). Cet indice, compris entre 1 pour les sols nus et 0 pour les prairies bien implantées, permet de quantifier la réduction de la lixiviation liée à la couverture des sols durant la période à risque (i.e. en automne-hiver en climat océanique). Le détail du calcul de l'indice de couverture à l'échelle de la rotation ainsi que le tableau de correspondance indice/culture sont présentés en annexe XIV. L'expression finale de l'indicateur de risque est donc :

$$IND Nlix = \sum_{i=1}^n (Nsurplus_i \times ICA_i) / \text{nombre d'années de la rotation} \quad [\text{Eq VI 1}]$$

Avec

IND Nlix en $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$

N surplus en $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$

ICA : indice de couverture adimensionnel

- 3 Suite au calcul de la rétention du sol, la concentration lixiviée peut être déduite d'après la relation suivante :

$$\text{Concentration lixiviée} = \frac{\text{IND Nlix}}{\text{lame d'eau infiltrée} * 100} \quad [\text{Eq VI 2}]$$

Avec:

Concentration lixiviée en $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$

IND Nlix en $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$

Lame d'eau infiltrée en $\text{mm}\cdot\text{an}^{-1}$

- 4 La rétention riparienne correspond à la dénitrification dans les sols en condition saturée, son calcul se base sur la typologie Corine Land Cover des zones humides rétentives . De nombreuses études (Billen and Garnier 1999; Molénat et al. 2002; Sebilo et al. 2003; Vought et al. 1994) ont en effet, mis en évidence le rôle primordial des zones humides riveraines dans l'élimination des nitrates.
- 5 Pour finir, la rétention « rivière » correspond à de la dénitrification benthique.

VI.1.3. Jeu de scénarios simulés

A la différence des scénarios présentés précédemment (Chapitres III et IV), dans le cadre de cet exercice de changement d'échelle, les deux scénarios paysagers (interception et dilution) ont été simulés sur la base des « pratiques actuelles » et non des « pratiques optimisées ». En effet, la construction du scénario « pratiques optimisées » (BMP) à la parcelle, tel que présenté dans les chapitres précédents n'est pas transposable à l'échelle du territoire avec les données disponibles pour notre travail. Ce scénario a néanmoins été conservé sur le site de Kervidy-Naizin, permettant de comparer les entrées et sorties de TNT2 et SENEQUE-RIVERSTRALHER sur un scénario agricole (SAU constante). La synthèse des modalités des simulations est présentée dans le tableau VI-1.

Vers un changement d'échelle

Tab VI-1: Synthèse des scénarios « changement d'échelle » simulés par TNT2 et SENEQUE-RIVERSTRALHER à l'échelle du site (Kervidy-Naizin) et par SENEQUE-RIVERSTRALHER à l'échelle du territoire (Blavet). Entre parenthèse est indiqué le nom du modèle (TNT2 et SEN pour SENEQUE) avec le nom du scénario et le pourcentage de ZE converties.

Scénarios	Kervidy-Naizin	Blavet
BAU	V	V
BMP	V	-
BAU + Interception	V (TNT2 RI14 et RI20, SEN RI18)	V (SEN RI12)
BAU + Dilution	V (TNT2 HD14 et HD22, SEN RI18)	-

A l'échelle du site, l'emprise des scénarios paysagers est de 14% pour la modélisation avec TNT2, correspondant à la SAU sur des sols dont l'hydromorphie est supérieure à 6 (cf. détails chapitre II). Le modèle SENEQUE-RIVERSTRALHER s'appuie, pour déterminer l'emprise du scénario Interception, sur la typologie des sols de CORINE Land Cover 2012. D'après cette typologie, l'emprise de SAU sur des sols avec un potentiel de zones humides « moyen à fort » est de 18%. La typologie CORINE Land Cover a été préférée à la méthode tarière appliquée avec TNT2 (connaissance directe du terrain) en vue du changement d'échelle vers les grands territoires où seule cette information est disponible. Les deux approches ont une bonne correspondance spatiale (voir annexe XVI).

VI.1.4. Les données d'entrées du modèle

Comme indiqué dans le tableau VI.1, deux simulations successives ont été réalisées, la première à l'échelle du site de Kervidy-Naizin pour comparer les résultats obtenus avec les deux modèles (SENEQUE-RIVERSTRALHER et TNT2), et la seconde à l'échelle du territoire. Les données d'entrées du modèle SENEQUE-RIVERSTRALHER ont été ajustées en fonction des données disponibles à ces deux échelles.

VI.1.4.1. A l'échelle de Kervidy-Naizin

La reconstitution temporelle, de 2002 à 2015, de l'occupation du sol et des pratiques agricoles associées a été réalisée à partir d'enquêtes de fermes (acquisition des enquêtes développée dans la partie II.1.2). Les questions posées lors de ces enquêtes visaient à qualifier les rotations et les pratiques de gestion moyennes sur les dix dernières années, à la parcelle. Ce jeu de données a permis de calculer le surplus N moyen de la rotation et de le spatialiser comme montré dans la figure VI-2. En complément de cette figure, un tableau en annexe XV présente le détail des rotations et des surplus associés pour les scénarios « pratiques actuelles » et « pratiques optimisées ». A l'échelle du site, les deux jeux de données d'entrée sont donc générés à partir des données d'enquêtes de fermes, pour TNT2 sous la forme de succession de culture et d'itinéraires technique et pour SENEQUE sous forme de surplus moyen à l'échelle de la rotation.

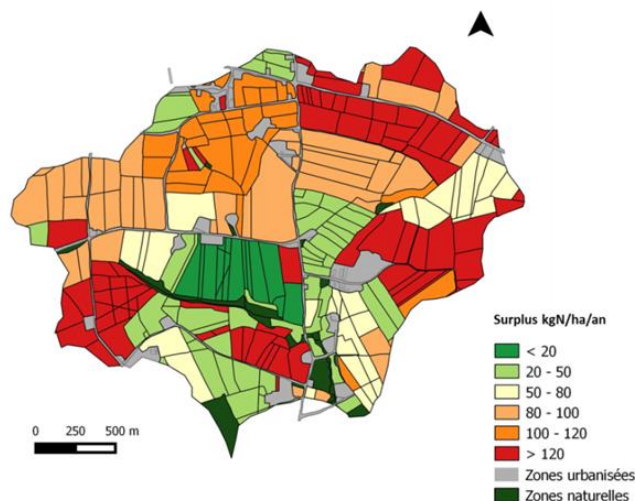


Fig VI-2: Spatialisation des surplus en $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ sur le site de Kervidy-Naizin.

En raison du formalisme du modèle SENEQUE-RIVERSTRALHER qui ne permet pas de prendre en compte les dynamiques interannuelles d'évolution des stocks du sol et de la nappe, seules les trois dernières années de simulation sont prises en compte dans les calculs. SENEQUE tient compte des variations climatiques, du surplus moyen calculé à l'échelle de la rotation et d'un coefficient de lixiviation associé. Il s'agit ici d'une première conséquence, importante, du changement de modèle et d'échelle : les effets dynamiques interannuels, les temps de réponse et d'équilibration du bassin versant suite à un changement de pratiques, analysés notamment dans le chapitre IV, ne pourront être traités à grande échelle.

VI.1.4.2. A l'échelle du Blavet

En raison de la taille du bassin versant du Blavet, incompatible avec des enquêtes terrains exhaustives, la modélisation à cette échelle a nécessité une typologie de l'occupation et de l'organisation de l'espace, réalisée dans le cadre de l'élaboration d'une typologie fonctionnelle des paysages au cours du projet ESCAPADE par Lazrak et al. (2014). L'objectif de cette typologie est de segmenter le territoire en unités paysagères pertinentes au regard de la cascade de l'azote. Pour cela, Lazrak et al. (2014) a réalisé une segmentation stochastique à l'aide de champs de Markov. Les données requises pour cette typologie sont synthétisées dans le tableau VI-2.

Tab VI-2: Synthèse des bases de données requises pour l'élaboration de la typologie dans le cadre du projet ESCAPADE (Lazrak et al. 2014).

	Pour la modélisation territoriale	
	des flux hydriques de N	des flux atmosphériques de N
Typo. des structures paysagères «sources»	Typologie des successions de cultures (RPG 2006-2012)	Distribution du cheptel (RA2010)
Typo. des structures paysagères «puits»	Typologie par segmentation de données hétérogènes : - Milieus Potentiellement Humides (MPH) - Densité des zones arborées (BDTOPO) - Épaisseur du sol (BD IGCS, Prog. Sols de Bretagne)	Typologie par segmentation de données hétérogènes : - Typologie des successions de cultures (RPG 2006-2012) - Lisières de forêts (CLC06, Fragstats)

Dans cette partie, nous nous attacherons à observer des similarités et dissemblances entre l'échelle du site et celle du territoire concernant i) l'occupation du sol et ii) l'extension des zones potentiellement humides, afin de déterminer dans quelle mesure le site de Kervidy-Naizin est représentatif ou non du territoire.

a. Occupation du sol

Une expertise a été menée dans le cadre du projet ESCAPADE afin de définir les classes d'occupation du sol déterminantes sur le risque d'émission de polluants azotés. Suite à ce travail, huit classes d'occupation du sol ont pu être définies a priori et sont présentées dans la Figure VI-3. Un zoom sur le site de Kervidy-Naizin montre que la typologie réalisée par Lazrak et al. (2014) est cohérente avec les résultats d'enquêtes fines et que ce bassin versant est représentatif de l'occupation du sol agricole de l'Est du Blavet, en particulier du sous bassin de l'Evel. La présence de successions comportant des légumes est une caractéristique forte de cette zone, ainsi que la faible occurrence des prairies. La figure VI-4 souligne la cohérence entre l'approche territoire et les connaissances de terrain (Akkal-Corfini et al. 2014) : ces deux approches aboutissent en effet, sensiblement à la même proportion et spatialisation d'occupation du sol par les différentes successions culturales dans le bassin.

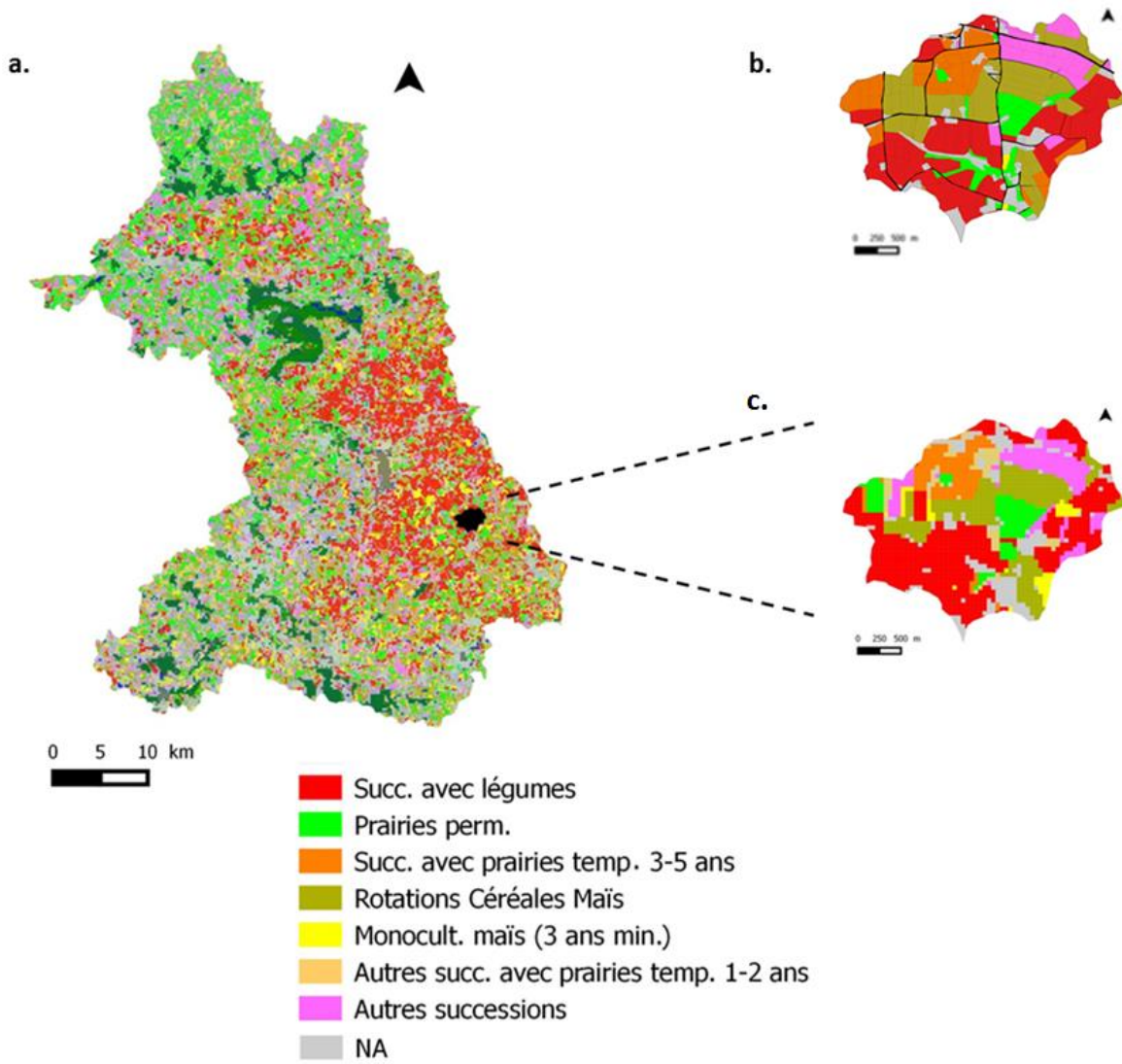


Fig VI-3: Occupation du sol du Blavet a. selon la typologie réalisée par Lazrak et al. (2014) (à gauche de la figure) et c. une vue focalisée de cette typologie sur le site Kervidy-Naizin b. selon les enquêtes de fermes.

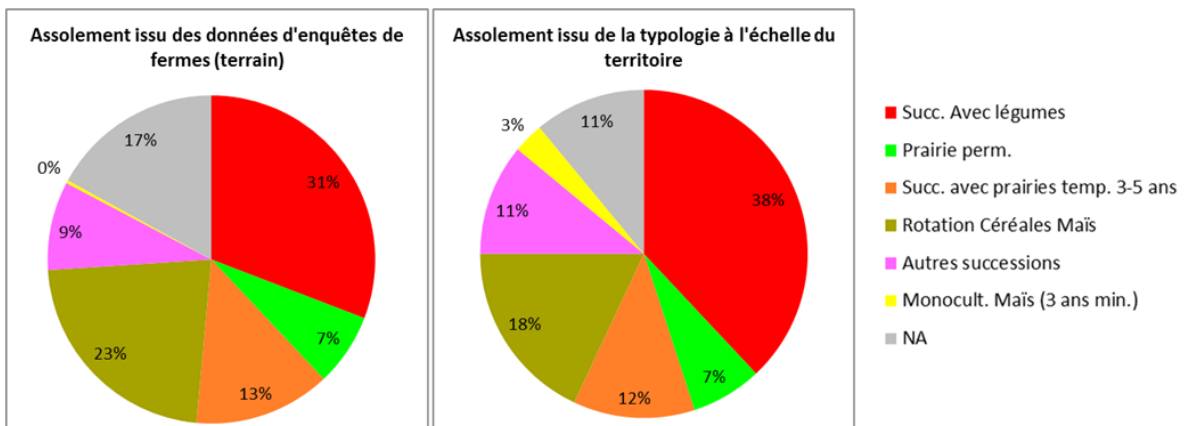


Fig VI-4: Comparaison entre l'assolement issu des enquêtes terrains et de la typologie sur le site de Kervidy-Naizin.

b. Les zones humides

Légalement, les zones humides sont décrites d'après l'article L211-1 du code de l'environnement comme "terrains, exploités ou non, habituellement inondés ou gorgés d'eau douce, salée ou saumâtre de façon permanente ou temporaire ; la végétation, quand elle existe, y est dominée par des plantes hygrophiles - qui aiment l'eau - pendant une partie de l'année" (SAGE Blavet 2014c). Au-delà de leur rôle clé dans la qualité de l'eau, par leur fonction de filtre épurateur des flux de polluants, elles permettent également d'assurer d'autres fonctions de régulation telles que la limitation de crues et d'assecs des cours d'eau et il s'agit de zones importantes de biodiversité. Le SAGE Blavet les estime à 10% de la surface totale du bassin versant, sur la base d'un recensement et d'une caractérisation par photo interprétation et d'observation sur le terrain (SAGE Blavet 2014c). Avec la méthode utilisée dans la typologie de Corine Land Cover celles-ci sont estimées à 22% de la surface totale du BV Blavet (sur la Fig VI-5 elles correspondent à la légende « Forêt avec ripisylves et/ou milieu potentiellement humide »).

Les zones potentiellement humides, avec une probabilité de moyenne à forte, en milieu agricole (cf. en bleu clair sur la Fig VI-5), représentent d'après carte réalisée par l'UMRSAS pour toute la France, 23% du bassin versant de Kervidy Naizin et 19% du Blavet. Par croisement avec les zones non agricoles de CLC, on obtient une emprise équivalente au scénario RI20 testée dans le chapitre III et correspond à des sols dont l'indice d'hydromorphie est supérieur à 4.

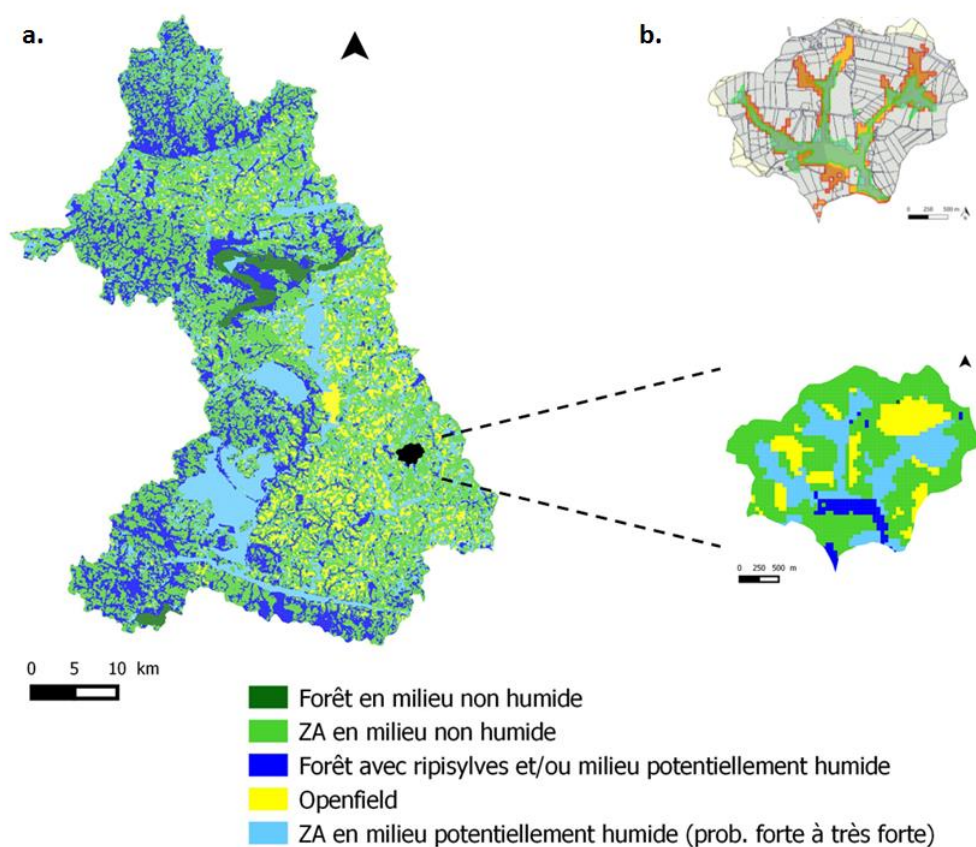


Fig VI-5: Cartographie des paysages de rétention du Blavet a. selon la typologie réalisée par Lazrak et al. (2014) (à gauche de la figure) et une vue focalisée de cette typologie sur le site Kervidy-Naizin (à droite de la figure) et b. la localisation des zones potentiellement humide d'après TNT2 en vert et d'après SENEQUE en orange (le focus de cette carte est disponible en annexe XVI).

VI.2 Résultats

Les résultats de ce chapitre sont présentés en trois temps. Pour débiter les résultats obtenus à l'échelle du site de Kervidy-Naizin avec les deux modèles sont analysés. Dans un second temps, afin d'introduire le changement d'échelle une comparaison des surplus obtenus via la typologie de Lazrak et al. (2014) et via les enquêtes de fermes est menée sur le site de Kervidy-Naizin ; et dans un dernier temps, les résultats de la modélisation des scénarios à l'échelle du bassin-versant du Blavet sont présentés.

VI.2.1. Application des modèles SENEQUE et TNT2 à l'échelle du site de Kervidy-Naizin

VI.2.1.1. Comparaison des résultats obtenus pour le scénario de pratiques actuelles

La dynamique temporelle des concentrations en nitrates à l'exutoire du bassin de Kervidy-Naizin présentée dans la Fig VI-6 met évidence la capacité des deux modèles à simuler les variations saisonnières des concentrations avec une diminution de celles-ci lors des périodes estivales. Les variations intra-annuelles sont plus fortement marquées avec le modèles SENEQUE. En termes de dynamique interannuelle, une tendance à la diminution des concentrations observées est constatée (Fig VI-6), avec une diminution de $3.6 \text{ mgN_NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ (écart entre la concentration moyenne calculée sur la première et la dernière année de simulation) pour le modèle SENEQUE. Le modèle TNT2 simule également cette tendance, dans une moindre mesure, avec une réduction entre le début et la fin de simulation de $2.1 \text{ mgN_NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$. Cette tendance est cohérente avec l'historique de fertilisation du site d'étude, avec notamment une diminution significative des apports organiques liée à l'application de la réglementation, notamment depuis la fin des années 90 et encore à l'œuvre durant les années considérées dans ce travail, et sa conséquence sur la dynamique des stocks d'azote dans le sol et la nappe qui diminuent également. Par construction le formalisme de SENEQUE ne permet pas de simuler la dynamique des stocks, par conséquent la dynamique des concentrations est plus stable que celle de TNT2 sur l'ensemble de la simulation. Les concentrations moyennes simulées sont respectivement de $13.6 \text{ mgN_NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ pour TNT2, $10.6 \text{ mgN_NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ pour SENEQUE et de $15.7 \text{ mgN_NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ pour les concentrations observées (avec interpolation en cas d'absence de mesure).

Vers un changement d'échelle

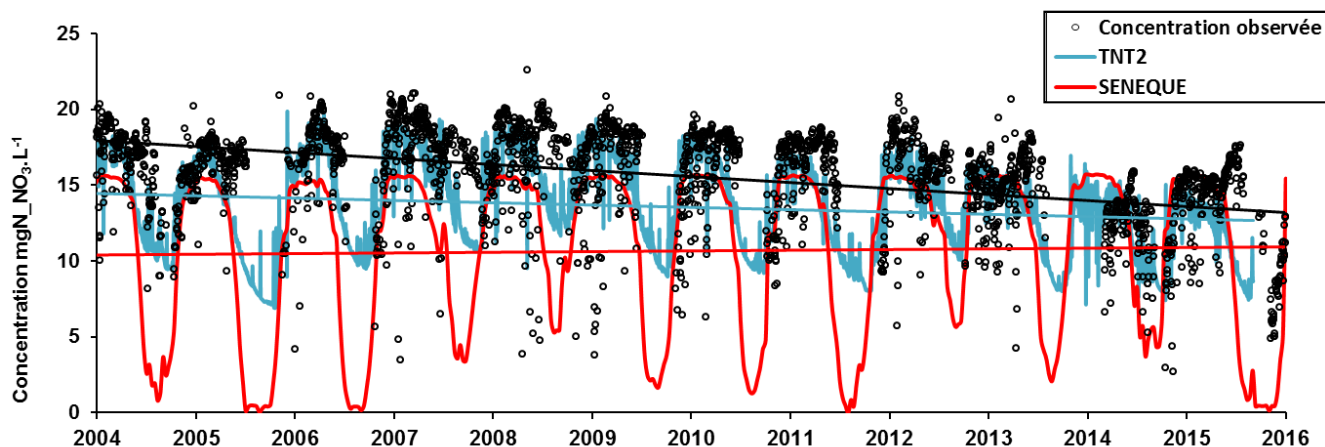


Fig VI-6: Dynamique temporelle des concentrations décennales en nitrates observées et simulées à l'exutoire du bassin versant par les deux modèles, les droites représentent la tendance des concentrations en nitrate sur l'ensemble de la simulation pour chaque modèle.

Au vu des résultats de dynamique interannuelle, le cumul des flux est réalisé sur les trois dernières années de simulation de 2013 à 2016 : cette période restreinte permet de comparer les modèles lorsque les dynamiques de stock peuvent être considérés comme plus stables. Le cumul de flux (Fig VI-7) montre la bonne adéquation entre TNT2 et les flux cumulés observés avec 178 kgN.ha⁻¹ et de 174 kgN.ha⁻¹ respectivement pour les flux observés et simulés par TNT2. Le modèle SENEQUE simule un cumul de 210 kgN.ha⁻¹ soit une surestimation de 16% et de 10.6 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ par rapport au flux observé sur ces 3 années.

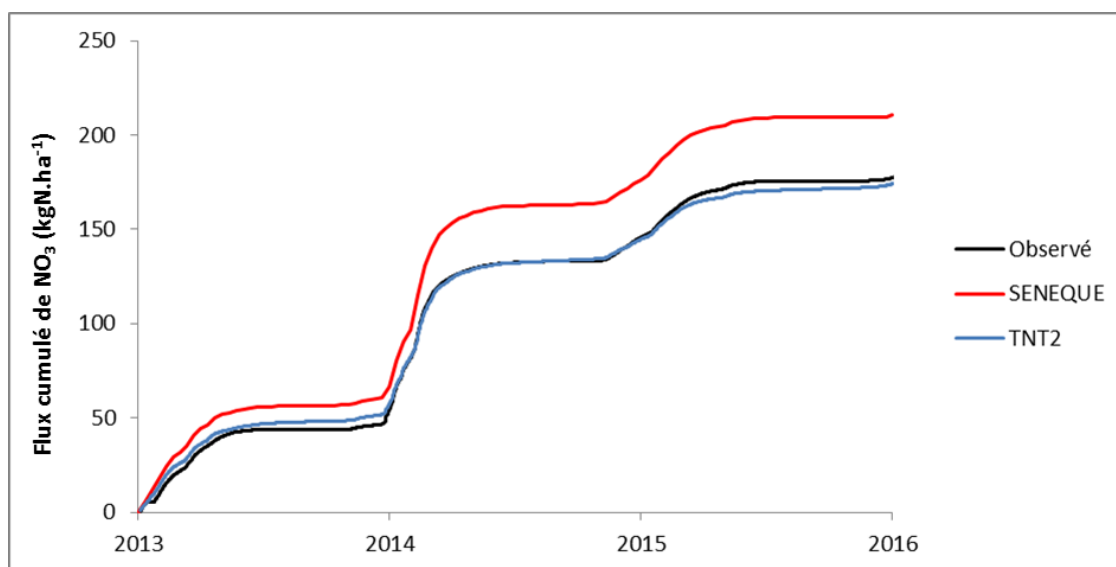


Fig VI-7: Cumuls de flux de nitrates du scénario BAU observé et simulés par SENEQUE et TNT2 à l'exutoire du bassin versant de Kervidy-Naizin en kgN.ha⁻¹ de 2013 à 2016.

VI.2.1.2. Comparaison des résultats obtenus pour le jeu de scénarios

Les tableaux Tab VI-3 et VI-4 présentent pour le premier les résultats principaux obtenus avec TNT2 et le second avec SENEQUE pour l'ensemble du jeu de scénarios.

Tab VI-3: Synthèse des principaux résultats obtenus avec TNT2 sur le site de Kervidy-Naizin. Les résultats sont une moyenne sur les trois dernières années de simulation (2013-2015) et sont exprimés en $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ à l'exception des concentrations en $\text{mgN}\cdot\text{NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$.

TNT2	BAU	BMP	RI14	RI20	HD14	HD22
Surplus	94	77.7	69.9	58.7	68.3	56.8
Concentration	11.9	11.1	9.2	8.6	10.1	9.9
Flux	58	54	46	44	49	48
% de diminution des concentrations	-	- 7%	- 23%	- 28%	- 15%	- 17%
Rétention	34.5	25.2	47.0	49.4	36.0	27.2
Débit ($\text{mm}\cdot\text{an}^{-1}$)	429	429	427	426	427	426

Tab VI-4: Synthèse des principaux résultats obtenus avec SENEQUE sur le site de Kervidy-Naizin. Les résultats sont une moyenne sur les trois dernières années de simulation (2013-2015) et sont exprimés en $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ à l'exception des concentrations en $\text{mgN}\cdot\text{NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$.

SENEQUE	BAU	BMP	RI18	HD18
Surplus	87.6	71.9	71.9	65.5
Concentration	10.5	8.2	6.7	7.9
Flux	70	58	57	56
% de diminution des concentrations	-	- 22%	- 36%	- 25%
Rétention	17.4	14.4	15.1	9.7
Débit ($\text{mm}\cdot\text{an}^{-1}$)	488	488	488	488

La simulation des scénarios par les deux modèles met en évidence le même ordre d'efficience en termes de réduction des concentrations, avec une efficience maximale pour les scénarios d'interception en zones humides ripariennes, i.e. $\text{RI} > \text{HD} > \text{BMP} > \text{BAU}$. Il est néanmoins important de noter que les flux simulés par SENEQUE pour les scénarios BMP ($58 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$), interception RI ($57 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) et dilution HD ($56 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) présentent peu de différences. Les flux sur l'ensemble de la période sont présentés pour ces deux scénarios en annexe XVII.

Les deux modèles simulent de façon similaire les surplus azotés pour les scénarios BAU, BMP et HD. TNT2 simule entre BAU et BMP une diminution de $16.3 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ et SENEQUE une diminution de $15.7 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$. Cependant, si les scénarios BAU ont une concentration moyenne à l'exutoire semblable ($10.5 \text{ mgN}\cdot\text{NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ pour SENEQUE *versus* $11.9 \text{ mgN}\cdot\text{NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$), la mise en œuvre de l'optimisation des pratiques BMP dans SENEQUE engendre une forte diminution des concentrations (-22%), trois fois plus élevée que celle simulée par TNT2 (-7%). Les scénarios de gestion paysagère RI et HD simulés par SENEQUE ont une efficience moyenne de réduction des concentrations supérieure de 10% à celle de TNT2 mais cette réduction de concentration n'entraîne qu'une diminution minimale des flux : le scénario RI permet une diminution de concentration de 11% supérieur au scénario HD, pour un même flux à l'exutoire.

Le calcul de la rétention apporte des éléments de discussion primordiaux pour la comparaison des effets des scénarios dans les deux modèles. Dans le cas du modèle SENEQUE la rétention est la somme des rétentions du sol, riparienne et benthique alors que dans TNT2, la rétention est la différence entre le surplus et les émissions totales (i.e. émission vers l'eau et émission de N_2O).

Vers un changement d'échelle

L'ensemble des scénarios ont des rétentions supérieures sur les trois dernières années de simulations dans le cadre leurs mises en œuvre avec TNT2 (i.e. +50% pour les scénarios BAU et BMP et jusqu'à 65% pour les scénarios de gestion paysagère). Par construction, la rétention dans le modèle SENEQUE est plus forte les années où les débits sont faibles, l'année 2013 a été une année particulièrement humide ce qui explique les faibles valeurs de rétentions. A l'échelle complète de la simulation (2003-2015), la rétention des deux modèles est similaire pour les scénarios BAU, BMP et HD.

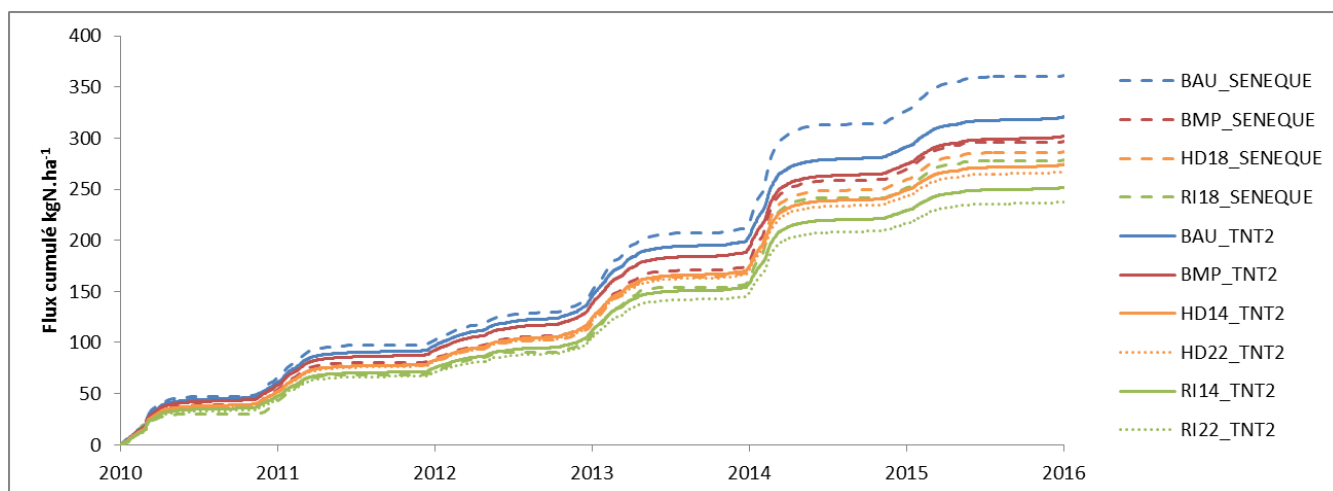


Fig VI-8: Cumuls de flux de nitrates à l'exutoire du bassin versant de Kervidy-Naizin simulés par SENEQUE et TNT2 pour l'ensemble du jeu de scénarios de 2010 à 2016.

Les cumuls de flux simulés présentés dans la Fig VI-8 confirment les résultats présentés dans les tab VI-3 et VI-4. Le scénario BMP génère des flux cumulés similaires entre les deux modèles, soit 297 kg.ha^{-1} pour SENEQUE et 302 kg.ha^{-1} pour TNT2, mais le delta (flux cumulé BAU- flux cumulé BMP) avec le scénario pratiques actuelles BAU est différent : -63.9 kg.ha^{-1} , soit une réduction annuelle moyenne de $10.6 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ pour SENEQUE et seulement -18.8 kg.ha^{-1} pour TNT2, soit une réduction annuelle moyenne de $3.1 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$.

Les scénarios de gestions paysagères présentent une réduction moyenne des flux, par rapport au scénario BAU, variant de -8 à $-14 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ résultats des deux modèles confondus (tab VI-5). La réduction annuelle de flux pour le scénario RI est du même ordre de grandeur (i.e. $14 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ pour SENEQUE et comprise entre $12 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ et de $14 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ pour TNT2) pour les deux modèles *a contrario* du scénario dilution où celle-ci est supérieure dans le modèle SENEQUE avec $14 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ contre $9 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ en moyenne avec TNT2.

Tab VI-5: Synthèse de de la diminution des flux de NO_3 par scénario comparée au scénario pratiques actuelles (BAU).

Réduction/BAU	TNT2 RI14	TNT2 RI20	SENEQUE RI18	TNT2 HD14	TNT2 HD22	SENEQUE HD18
En $\text{kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$	-12	-14	-13	-8	-10	-14
En %	-21	-24	-19	-16	-17	-21

VI.2.2. Comparaison des méthodes de calcul du surplus.

L'objectif de l'analyse suivante est d'introduire la problématique des données d'entrée liée au changement d'échelle en comparant l'estimation du surplus appliquée sur le site de Kervidy-Naizin où des données exhaustives de pratiques sont connues avec celle estimée à l'échelle du bassin versant du Blavet. La comparaison porte sur les données acquises via la typologie des systèmes de culture (Lazrak et al. 2014) à l'échelle du Blavet et via les enquêtes exhaustives des fermes sur le bassin versant de Kervidy-Naizin. Cette comparaison permet donc d'évaluer la typologie des surplus, au niveau du site de Kervidy-Naizin, avant de l'utiliser sur l'ensemble du bassin versant du Blavet. La donnée issue d'enquêtes exhaustives de fermes est une méthode adéquate pour des petits bassins versants mais devient inadaptée (en raison du coût et du temps nécessaire pour couvrir le territoire) à l'échelle d'un territoire tel que le Blavet. La typologie des surplus liés à l'utilisation des surfaces agricoles et notamment aux successions culturales à l'échelle du paysage est donc un élément clé du changement d'échelle. Nous avons vu (Fig VI-3) que sur Kervidy-Naizin la distribution de la SAU en types de rotations culturales et leur spatialisation était cohérente entre la typologie réalisée par (Lazrak et al. 2014) et les enquêtes de terrain.

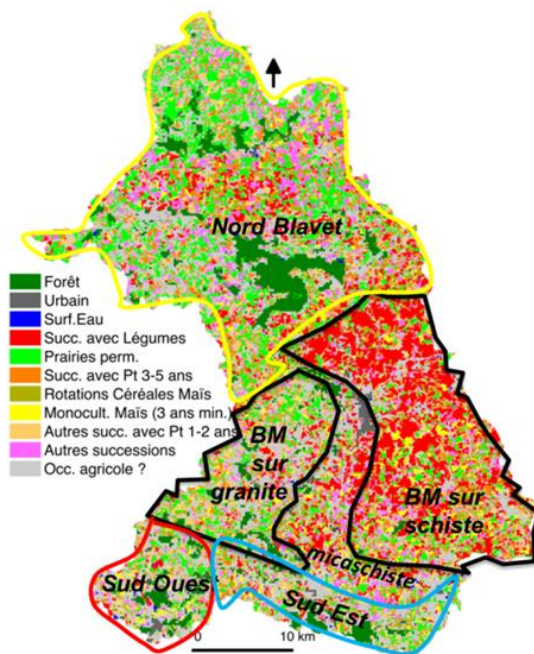


Fig VI-9: Carte présentant le découpage des sous-parties du Blavet pour l'élaboration de la typologie (Vertes et al. 2017).

Cependant, cette typologie de successions culturales s'est avérée ne pas être un bon indicateur du risque de lixiviation (IND Nlix [Eq VI 1]) sur le bassin versant du Blavet en polyculture-élevage intensive, car les itinéraires techniques, et en particulier la fertilisation, varient fortement au sein de chaque type de rotation en fonction des systèmes de production dans lesquels ils sont intégrés (Devienne et al. 2018). Afin de remédier à cela, à partir d'une importante base de données rassemblant près de 700 systèmes de cultures étudiés sur ce territoire, une typologie intégrant successions culturales et risque azote a été proposée (Vertes et al. 2017). Afin de spatialiser les surplus au sein du Blavet et d'aboutir à une typologie complète, le territoire a été découpé en grand types de paysages, associés à des systèmes de production différents, et en lien avec la géologie et la

topographie (voir Fig VI-9). Le site de Kervidy-Naizin se situe dans la partie Blavet Morbihannais (BM) sur schiste.

La comparaison des surplus obtenus selon les deux méthodes (moyennes estimées soit par la typologie soit par les enquêtes parcelles directes par classe de succession culturale sur la zone concernée – BM sur schistes sur la figure VI-9) présentée dans la figure VI-10 met en évidence une relativement bonne adéquation sur les ordres de grandeur, et confirme la très grande variabilité intra-classe. En effet, par la méthode de la typologie, le surplus s'élève en moyenne à 77.4 kgN.ha⁻¹ contre 88.6 kgN.ha⁻¹ soit 12% de différence entre les deux méthodes. Les successions présentant la plus grande différence de surplus entre les deux méthodes sont les prairies permanentes (30 kgN.ha⁻¹), les rotations céréales-maïs (-23.5 kgN.ha⁻¹) et les autres successions (-51 kgN.ha⁻¹). Sur le site de Kervidy-Naizin, les successions comportant de la prairie temporaire sur 3-5 ans présentent la plus grande similarité pour les 2 méthodes avec une différence de seulement 0.3 kgN.ha⁻¹.

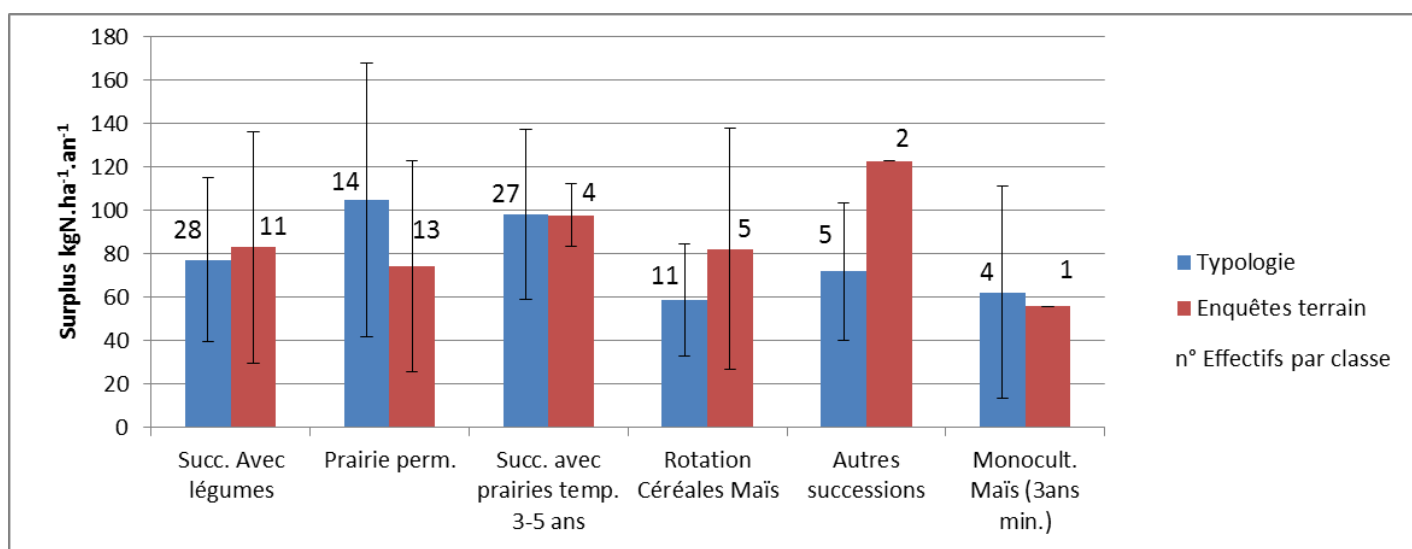


Fig VI-10: Comparaison des surplus estimés à l'échelle du site de Kervidy-Naizin par la typologie et par les enquêtes de fermes.

Les résultats présentés permettent de valider le recours à la typologie produite pour renseigner le surplus d'azote et les autres données d'entrées agricoles, nécessaires pour modéliser des scénarios avec le modèle SENEQUE sur l'ensemble du territoire.

VI.2.3. Application des modèles SENEQUE à l'échelle du territoire du Blavet

Les scénarios pratiques actuelles et interceptions ont été mis en œuvre sur le Blavet avec l'application du modèle SENEQUE. Les données d'entrée du modèle sont issues du calcul du surplus en lien avec la typologie spatialisée des pratiques agricoles. L'emprise des zones interceptées correspond ici à 12% du territoire et sont localisées en rouge sur la Fig VI-11. Les résultats présentés sont simulés à l'exutoire et intègre l'ensemble du bassin versant du Blavet.

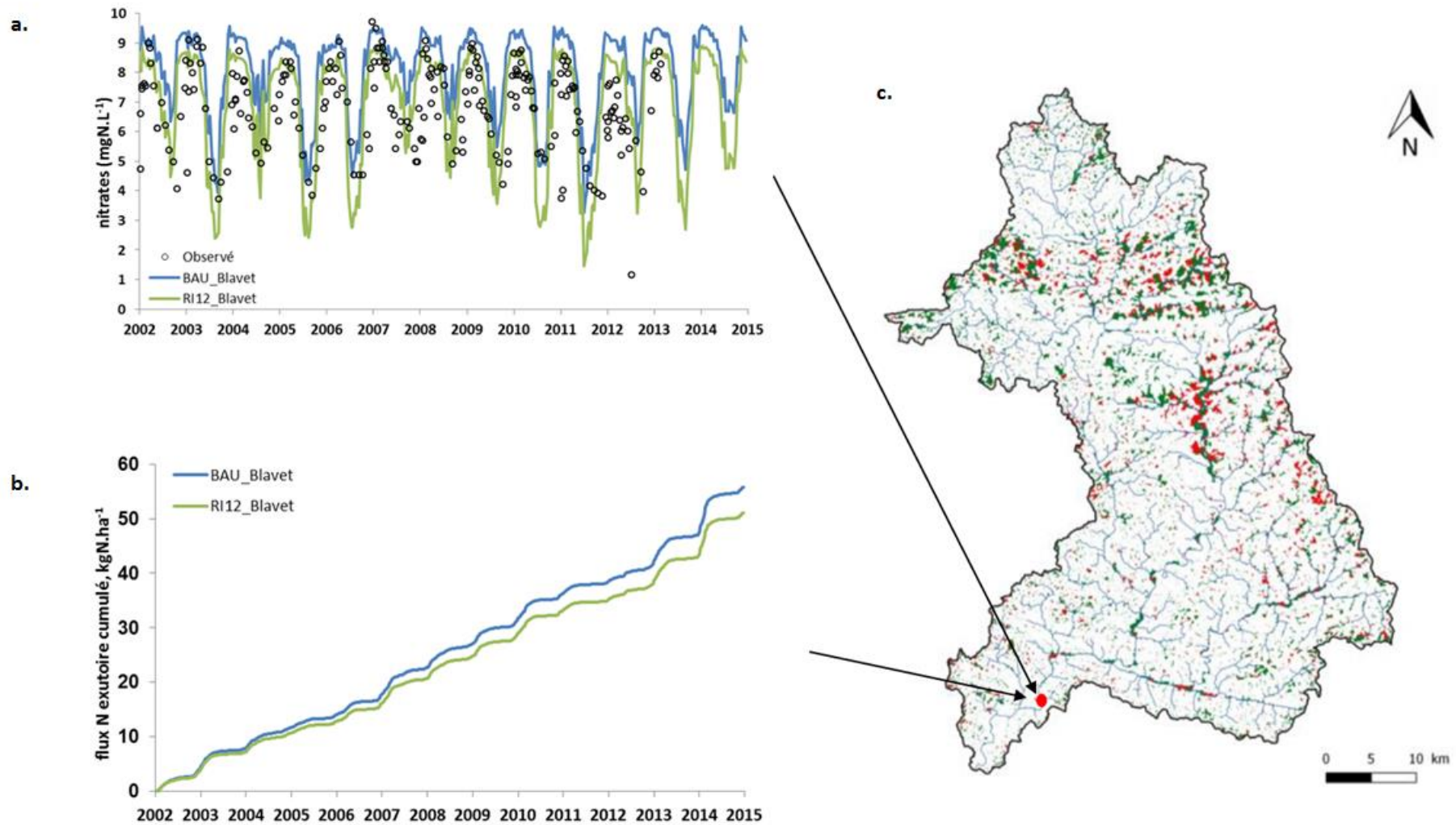


Fig VI-11: Simulation des scénarios pratiques actuelles et interception par SENEQUE à l'exutoire du Blavet : a. comparaison des concentrations de nitrates b. comparaison du cumul de flux de N et en c. spatialisation des zones humides avec en vert les zones humides ripariennes actives et en rouge les zones humides en terre arable transformées en zones environnementales dans le scénario interception.

Les concentrations simulées par le modèle SENEQUE pour le scénario BAU montrent les mêmes variations saisonnières que les concentrations observées à l'exutoire du bassin. Aucune tendance marquée n'est observée sur les concentrations mesurées à part une légère chute des concentrations en 2012. Le niveau des concentrations est correctement retranscrit avec une moyenne de 8.1 mgN_NO₃.L⁻¹ pour SENEQUE et 6.8 mgN_NO₃.L⁻¹ mesurée à la station à l'exutoire, soit une surestimation de 19% par le modèle. Les concentrations hautes sont bien simulées.

Le scénario interception sur le Blavet (RI12_Blavet) dont l'emprise de zones environnementales correspond à 12% de la SAU, a une concentration simulée moyenne de 6.9 mgN_NO₃.L⁻¹ soit une réduction de 14% des concentrations moyennes sur l'ensemble de la simulation. En termes de réduction de flux, le scénario RI permet une diminution modérée, de 8% sur l'ensemble de la période (i.e. flux cumulé de 55.8 kgN.ha⁻¹ pour BAU contre 51.1 kgN.ha⁻¹ pour BMP) soit une réduction de 0.4 kgN.ha⁻¹.an⁻¹.

VI.2.4. Parallèle entre les résultats obtenus aux deux échelles

L'objectif ici est de mettre en regard les résultats obtenus aux deux échelles, en analysant pour cela la relation entre le pourcentage de zones environnementales et la réduction du flux à l'exutoire. La Fig VI-12 semble mettre en évidence une relation positive entre la surface des ZE et la capacité du scénario à réduire le flux dans les deux modèles. Dans cette première approche, la surface mise en ZE semble donc ici conditionner la diminution totale du flux. Mais, conformément aux résultats présentés dans le chapitre 3, cette diminution est moins que proportionnelle dans le cas de TNT2, alors qu'elle est plus que proportionnelle dans le cas de SENEQUE, ce qui marque une différence importante de comportement entre les deux modèles, à moins que ce ne soit qu'un effet dû à la différence d'échelle dans le cas de SENEQUE.

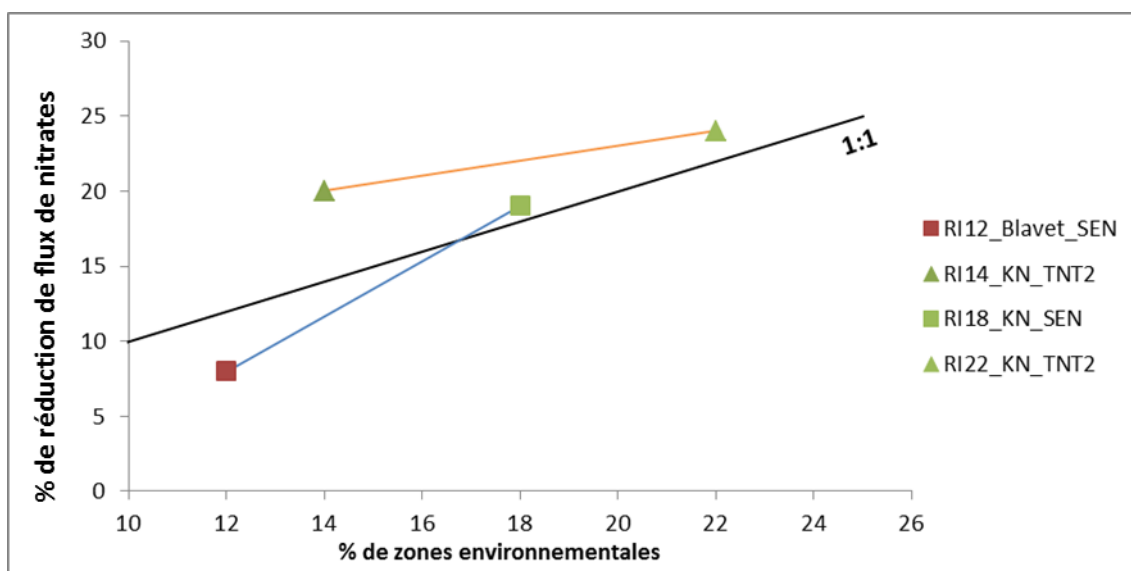


Fig VI-12: Mise en relation du pourcentage surfacique de zones environnementales aux deux échelles de simulation avec la réduction de flux de nitrates avec en rouge la simulation à l'échelle du territoire du Blavet et en vert les simulations réalisées à l'échelle du site de Keridy-Naizin (KN). Le segment orange relie les simulations issues de TNT2 et le segment bleu les simulations issues de SENEQUE.

VI.3 Discussion

Ce chapitre a pour objectif de mettre en regard les résultats obtenus par rapport aux différentes problématiques en lien avec le changement d'échelle spatiale. La thématique du changement d'échelle en sciences naturelles est reconnue comme étant un problème difficile (Blöschl 2001; Lohrer et al. 2015; Wiens 1989). En effet, à l'échelle du site les approches classiques pour évaluer les effets d'un changement d'occupation du sol ou de pratiques, s'appuient sur le développement ou l'utilisation de modèles mécanistes à base physique détaillant les processus liés à une problématique donnée. Ces modèles sont couteux en temps de développement et en données d'entrées (Johnes 1996; Moreau 2012) et sont complexes d'utilisation (paramétrage, calibration, disponibilité et mise en forme des jeux de données d'entrée). Ces approches peuvent difficilement être appliquées à l'échelle du territoire en raison de la difficulté de calibration et de l'accessibilité des données (Johnes 1996), et des modèles simplifiés leur sont souvent préférés. Une meilleure compréhension de la réponse des bassins versants à la mise en œuvre d'une mesure d'atténuation de flux est essentielle à la mise en place de plans d'actions efficaces (Sharpley et al. 2009). La gestion de la qualité de l'eau par les collectivités territoriales, confrontées à des problèmes d'eutrophisation ou de coûts de traitements pour l'eau potable, concerne généralement des masses d'eau très importantes et des bassins versants de centaines de kilomètres carrés. La complémentarité des modèles à différentes échelles apparaît donc comme un élément décisif à l'aide à la décision et à la compréhension des processus mis en jeu. Une attention particulière doit être toutefois portée aux conclusions car le changement d'échelle peut impacter la régulation des processus mis en jeu (Wu and Li 2006). Afin d'aborder les problématiques du changement d'échelle, les aspects liés aux formalismes des modèles utilisés et de leurs besoins en données d'entrée sont discutés dans un premier temps, puis les résultats sont analysés dans un second temps.

VI.3.1. Les besoins en données d'entrée des modèles

L'utilisation d'un modèle conceptuel appliqué à plus grande échelle n'évite pas la problématique des données d'entrée des modèles. Nous focaliserons ici la discussion sur les données agricoles, qui posent de fait les questions les plus difficiles. Bien que moins exigeant en données spatiales et temporelles que le modèle TNT2, le modèle SENEQUE nécessite le calcul du surplus par type de systèmes, et du risque de lixiviation lié, il utilise donc en données d'entrée une synthèse de ces données élémentaires. La typologie des pratiques est donc un élément déterminant pour la bonne adéquation entre la question de recherche et la modélisation. Une erreur d'appréciation (i.e. choix de la typologie, estimation du surplus) entraîne donc un biais dans l'analyse des résultats. La nécessité de ne pas multiplier le nombre de combinaison (systèmes de cultures x risque azote) et de les spatialiser s'est avérée délicate dans le cas complexe d'un grand territoire en polyculture-élevage comme le Blavet, où les cultures sont nombreuses et gérées de façon très diverses. Dans le cas de cette étude, la typologie choisie a conduit à regrouper les systèmes de cultures en n'intégrant qu'une diversité limitée de pratiques agricoles issues de bases de données d'enquêtes de fermes, aboutissant au découpage du bassin versant du Blavet en six sous-parties dites homogènes (Fig VI-9) assorties d'une adaptation des indicateurs de lixiviation par zone. Une même succession se voit donc attribuer un surplus unique sur l'ensemble de la sous-partie du territoire défini par expertise, ce surplus étant une moyenne des bases de données disponibles. Un découpage plus précis n'a pu être effectué faute de bases de données de pratiques agricoles spatiales exhaustives dans le cadre du

projet ESCAPADE, la piste principale explorée ici étant de passer par une typologie spatialisée des systèmes de production reliée à des systèmes de cultures. L'expertise est primordiale afin de s'assurer que la base de données est représentative des pratiques observées sur le terrain. Qu'elle s'exerce à l'échelle du site ou du territoire, l'expertise sur les données d'entrée des modèles est un élément indispensable au bon déroulement des simulations, en permettant d'assurer une cohérence globale entre les pratiques observées sur le terrain et les données simulées. Cette expertise n'est néanmoins pas du même type selon l'échelle d'application. A l'échelle du site, elle consiste en la vérification de la cohérence des données (i.e. données aberrantes), leur correction, ainsi qu'en la complétion des données d'entrée en cas de données manquantes, ce qui a représenté un travail conséquent dans le cadre de cette thèse à l'échelle du bassin versant de Kervidy-Naizin. Elle demande une connaissance fine des pratiques agricoles, et un bon suivi relationnel avec les agriculteurs afin de connaître les changements de pratiques et de stratégie des exploitations. A l'échelle du territoire, elle repose sur l'élaboration d'une typologie des pratiques en lien avec une problématique donnée. Cette typologie doit permettre la synthèse de la diversité des pratiques agricoles en lien avec le territoire concerné par l'étude.

VI.3.2. La mise en œuvre des scénarios aux deux échelles

Les simulations à l'échelle du site ont permis de vérifier que les deux modèles présentent le même ordre d'efficacité des scénarios, soit $RI > HD > BMP > BAU$, et de mettre en évidence les disparités de formalisme entre les deux modèles. TNT2 et SENEQUE simulent le niveau interannuel de concentrations correctement. Cependant, le modèle SENEQUE étant stationnaire, il ne permet pas de simuler la dynamique interannuelle et les dynamiques de changement suite à la mise en œuvre de mesures, le temps de réponse du bassin versant ne peut donc pas être quantifié. Il s'agit ici d'un frein important car nous nous situons dans un contexte où la réglementation et l'économie entraîne des changements fréquents des pratiques agricoles, voire des systèmes, et par conséquent les bassins versants sont en constant déséquilibre entre pratiques et qualité des eaux. La comparaison avec un modèle agro-hydrologique spatialisé tel que TNT2, qui tient compte des temps de réponse (supérieur à 10 ans sur le site de Kervidy-Naizin d'après les résultats observés dans le chapitre IV), renforce l'intérêt de comparer ces deux types de modèles pour en estimer les intérêts et limites respectives et ainsi mieux définir leur domaine de validité et cadre d'utilisation respectifs.

La question de la transposition du scénario des bonnes pratiques agricoles (BMP) entre les deux modèles TNT2 et SENEQUE se pose, sous deux aspects. En effet, à l'échelle du site, nous avons pu noter la forte efficacité de ce scénario par rapport à celui des pratiques actuelles (BAU) permettant une réduction de 22% des flux avec SENEQUE contre seulement 7% avec TNT2. Cette forte différence s'explique par la difficulté d'estimation du surplus dans SENEQUE pour ce scénario. Si la diminution des apports est facilement quantifiable, il est difficile d'estimer quel sera son impact sur la production et les pertes en N associées. Dans le cas de la mise en œuvre du scénario BMP à l'échelle du site, seule la diminution des apports a été quantifiée, engendrant un calcul de surplus plus faible que s'il avait été pondéré par la baisse de production. Cependant, ce scénario ayant été élaboré dans un objectif de production constante, la baisse de production est faible (i.e. $3.4 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ d'après les simulations de TNT2). Le scénario BMP a mis en évidence l'importante sensibilité du modèle SENEQUE à la valeur de surplus, la réduction de 22% du flux de N à l'exutoire étant associée à une réduction du surplus à hauteur de 18% par rapport aux pratiques actuelles. La mise en œuvre de ce

scénario à l'échelle du territoire pose également question, car elle requiert une expertise poussée pour identifier la spatialisation des rotations excédentaires dans leur grande diversité, afin de les normaliser d'après le 5^{ème} programme de la DN.

Le scénario interception mis en œuvre à l'échelle du site offre les mêmes ordres de grandeur d'efficacité en termes de réduction des flux par les deux modèles, avec une diminution comprise entre 20% et 24% pour TNT2 et 19% pour SENEQUE. Néanmoins, les processus sous-jacents de diminution sont différents entre les deux modèles. Pour TNT2, la réduction du flux est la combinaison de la réduction des concentrations et du débit, et les chapitres précédents ont montré que la rétention était plutôt liée au prélèvement par la végétation qu'à la dénitrification, alors que dans le cas de SENEQUE, cette diminution de flux est uniquement liée à la diminution des concentrations (les débits étant constants entre les simulations) et la rétention est majoritairement attribuée à la dénitrification. Cette observation met en évidence les différences d'approche de ces deux modèles pour simuler un même comportement. D'autre part, le modèle TNT2 a déjà été appliqué sur des territoires de plusieurs centaines de km². Il serait intéressant d'étendre la comparaison entre les deux modèles à ces échelles intermédiaires et de tester des jeux de scénarios dans des conditions climatiques contrastées permettrait de définir les domaines d'application de ces deux modèles et d'améliorer la compréhension des processus sous-jacents. Mais cela pose la question déjà mise en avant et cruciale de la disponibilité de données d'entrée et de calibration pertinentes pour l'échelle considérée.

Conclusion

Cette première tentative de changement d'échelle entre le site de Kervidy-Naizin et le territoire du Blavet, avec l'application des modèles TNT2 et SENEQUE, apporte des éléments de discussion intéressants par la comparaison des processus simulés et l'emboîtement des échelles. Afin de confirmer les hypothèses émises, la poursuite de ce travail est nécessaire. Il est en effet primordial de l'étayer par des simulations complémentaires avec un plus large éventail d'emprise des zones environnementales pour le scénario interception. L'incidence de la conversion des zones ripariennes en zones environnementales sur la production agricole et les enjeux économiques associés sont également à initier afin de compléter l'évaluation de ce scénario à plus large échelle. Ces simulations devront, pour une meilleure comparaison, être réalisées aux deux échelles (i.e. avec les modèles TNT2 et SENEQUE à l'échelle du site et d'un bassin versant intermédiaire et le modèle SENEQUE à l'échelle du territoire). Une application sur un autre site d'étude différencié et constitué également de bassins versants emboîtés avec des données permettant le changement d'échelle, serait également instructive car cela permettrait la comparaison de la courbe de réponse de différents bassins avec des caractéristiques locales contrastées.

A retenir Chapitre VI

La démarche adoptée dans ce chapitre est synthétisée par la Fig VI-13

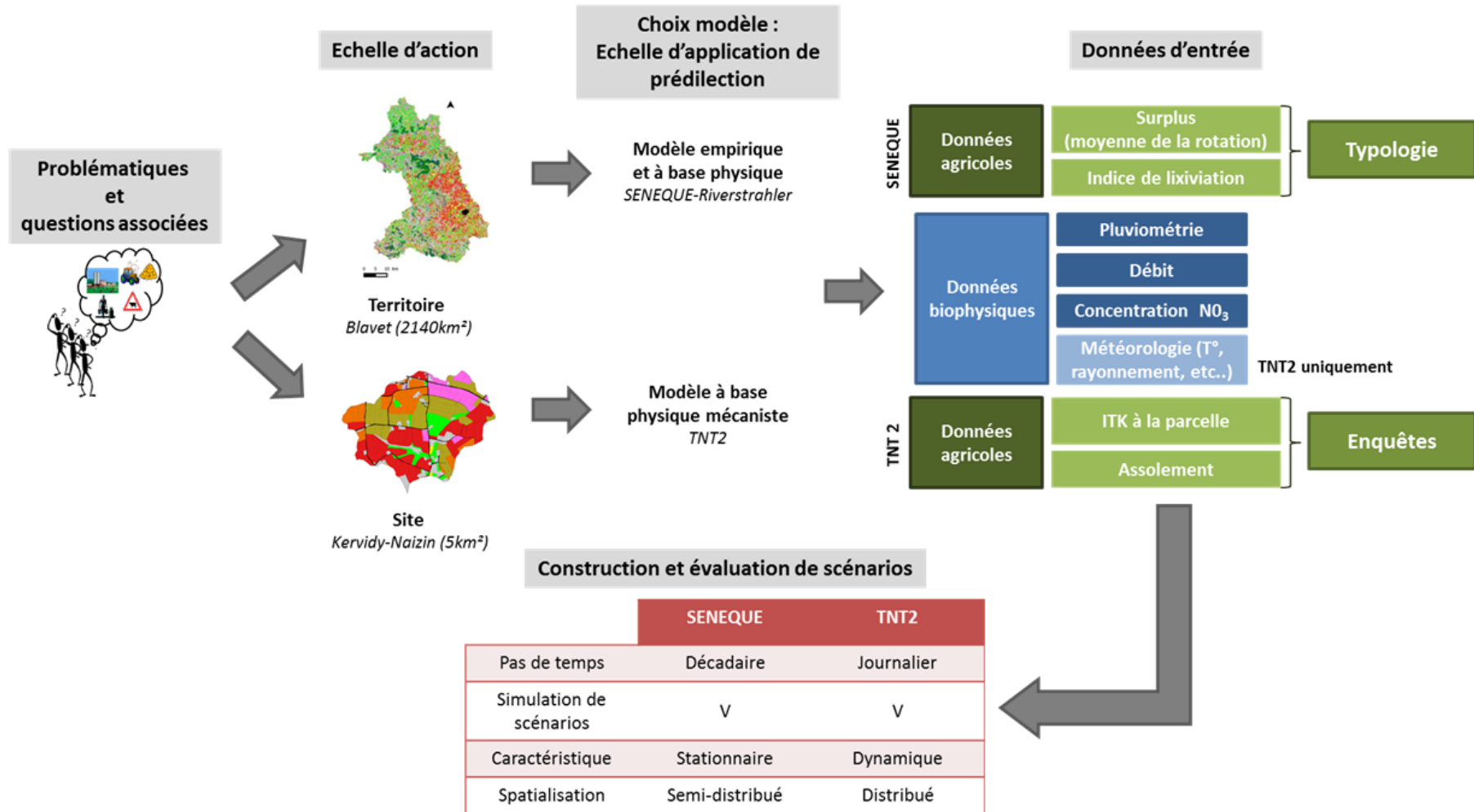


Fig VI-13: Schéma de synthèse du changement d'échelle.

Conclusion générale et perspectives

Ce travail de thèse a conduit à l'élaboration d'un cahier de scénarios ayant pour objectif de mobiliser différents leviers paysagers et tester des stratégies distinctes d'atténuation de la cascade de l'azote. La construction des scénarios a tenu compte des limites de simulation des processus par les modèles. Les modèles à base physique tels que TNT2 et Nitroscape, permettent de tester les dynamiques temporelles et la spatialisation des mesures d'atténuation, mais ils ne sont toutefois pas encore bien paramétrés pour de nombreuses pratiques relevant de l'agro écologie. Les scénarios implémentés dans ce travail ont consisté, d'une part en l'optimisation des pratiques agricoles en accord avec le 5^{ème} programme d'actions de la directive nitrates et d'autre part, en la localisation contrastée de zones environnementales. La construction des scénarios a été adaptée aux caractéristiques des sites d'études (Kervidy-Naizin *versus* Auradé) et aux échelles d'études (site *versus* territoire). La mise en œuvre des scénarios par les modèles nécessite une représentation cohérente et suffisante des pratiques actuelles et projetées, étape essentielle mais très exigeante en temps et en connaissances expertes.

La simulation des scénarios a apporté des éclairages sur la différence de temps de réponse des bassins à la mise en œuvre de scénarios sur des sites contrastés (Chap IV), sur l'ordre d'efficacité des scénarios vis-à-vis de l'atténuation des flux de nitrate à l'exutoire (Chap III, IV, V et VI) et sur les possibilités de transposition des résultats à des échelles plus grandes (Chap VI).

L'optimisation des pratiques agricoles telles qu'elles ont été implémentées dans cette étude, ne permet pas d'atteindre les objectifs de qualité de l'eau édictée par la directive Nitrates pour le critère de contribution à l'eutrophisation sur le site de Kervidy-Naizin. Les sols de ce site caractérisé par un système agricole d'élevage intensif ont une forte activité de minéralisation de l'azote organique, héritage d'un long historique d'apport d'effluents d'élevage : l'optimisation des pratiques agricoles ne peut donc être réfléchi qu'à long terme. Les stocks de nitrate présents dans les nappes augmentent encore les délais de restauration de la qualité des eaux. Le site d'Auradé en polyculture annuelle avec fertilisation minérale n'enregistre des pics de concentration dépassant les normes qu'en période limitée, lors des crues et les stocks organiques et minéraux sont bien plus faibles. La prise en compte des caractéristiques des sites (systèmes agricoles, sols, hydrologie, etc.) et de leur historique est donc indispensable pour concevoir les mesures d'atténuation nécessaire et évaluer le délai nécessaire au retour à une qualité des eaux satisfaisante.

Dans cette étude, deux localisations de zones environnementales ont été testées, soit (i) en position d'interception le long de la zone riparienne, soit (ii) en position de dilution. Il a été mis en évidence que la spatialisation des zones environnementales affecte l'atténuation des flux à l'exutoire, les zones environnementales en position d'interception permettant une meilleure rétention des flux de nitrate grâce à une meilleure valorisation de l'azote par les plantes due au maintien de la fourniture en eau (zone hydromorphe) et en azote (stock du sol et héritage du bassin). Néanmoins, cette efficacité accrue est à relativiser au vu des résultats obtenus dans le Chap V via l'application du modèle Nitroscape. Ce modèle qui intègre la simulation des émissions vers l'atmosphère, montre en effet que les émissions d'ammoniac et de protoxyde d'azote ne sont pas liées à la localisation des

Conclusion générale et perspectives

zones environnementales, mais simplement aux quantités et types d'apports azotés. Dans ce sens, la conversion des parcelles de bas de versant en ZE (i.e. scénario d'interception) peut-être moins efficace pour réduire les flux de NH_3 et NO_2 que de convertir des parcelles cultivées recevant initialement plus d'intrants azotés.

La comparaison de modèles aussi bien à l'échelle du site (Nitroscape *versus* TNT2) que pour introduire le changement d'échelle (SENEQUE *versus* TNT2) apporte une plus-value à l'interprétation des résultats, et permet l'identification des limites d'application des modèles et de cibler de potentiels développements (par exemple la simulation des zones semi-naturelles et des prairies dans Nitroscape). La capacité de simulation des leviers paysagers par ces modèles, et l'intérêt relatif de leur utilisation en lien avec leur formalisme, ont été discutés. Ces résultats plaide pour le développement de méthodes de modélisation d'ensemble (ensemble modeling), déjà largement utilisées pour les prédictions climatiques mais peu utilisées encore en matière de gestion des pollutions d'origine agricoles.

Ces conclusions demanderaient cependant à être confirmées sur une plus large gamme de scénarios dans des conditions contrastées en termes de climat, de régime hydrologique, de pratiques agricoles et d'échelle d'application. Une approche multicritères, par l'évaluation économique de la mise en œuvre de ces scénarios et l'intégration dans l'évaluation de leur impact sur les éléments phosphore et carbone, serait également bénéfique et permettrait de compléter la réflexion sur la faisabilité concrète de ce type de stratégie.

Bibliographie

- Abbott BW et al. (2018) Unexpected spatial stability of water chemistry in headwater stream networks. *Ecology letters* 21, (2), 296-308 doi:<http://doi.org/10.1111/ele.12897>
- Agreste. Recensement agricole 2010 et estimations pour les communes non diffusibles Available: <https://stats.agriculture.gouv.fr/cartostat/> [Online] (consulté le 30/04/2018).
- Akkal-Corfini N, Menasseri-Aubry S, Rieux C, Le Naour E, Viaud V (2014) Caractérisation des systèmes de culture du bassin versant du Coetdan (ORE AgrHys, site de Naizin). Rapport de recherche élaboré dans le cadre du projet de recherche MOSAIC (ANR-12-AGRO-0005). Editions INRA UMR 1069 SAS, 43 pp.
- Alcamo J (2008) *Environmental futures: the practice of environmental scenario analysis vol 2*. Elsevier 197 pp.
- Ambroise B (1999) *La dynamique du cycle de l'eau dans un bassin versant. Processus, facteurs, modeles*, Editions* H* G* A, Bucarest,
- Anglade J (2015) *Agriculture biologique et qualité des ressources en eau dans le bassin de la Seine: caractérisation des pratiques et applications territorialisées*. PhD thesis, Université Pierre et Marie Curie 303 pp.
- Arheimer B, Andersson L, Larsson M, Lindström G, Olsson J, Pers B (2004) Modelling diffuse nutrient flow in eutrophication control scenarios. *Water Science and Technology* 49, (3), 37-45 doi:<http://doi.org/10.2166/wst.2004.0158>
- Arheimer B, Dahné J, Donnelly C (2012) Climate change impact on riverine nutrient load and land-based remedial measures of the Baltic Sea Action Plan. *Ambio* 41, (6), 600-612 doi:<http://doi.org/10.1007/s13280-012-0323-0>
- Arheimer B, Lowgren M, Pers BC, Rosberg J (2005) Integrated catchment modeling for nutrient reduction: Scenarios showing impacts, potential, and cost of measures. *Ambio* 34, (7), 513-520 doi:<http://doi.org/10.1579/0044-7447-34.7.513>
- Aubert AH et al. (2013) Solute transport dynamics in small, shallow groundwater-dominated agricultural catchments: insights from a high-frequency, multisolute 10 yr-long monitoring study. *Hydrol Earth Syst Sci* 17, (4), 1379-1391 doi:<http://doi.org/10.5194/hess-17-1379-2013>
- Ayraud V et al. (2008) Compartmentalization of physical and chemical properties in hard-rock aquifers deduced from chemical and groundwater age analyses. *Applied geochemistry* 23, (9), 2686-2707 doi:<http://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2008.06.001>
- Bagoulla C, Chevassus-Lozza E, Daniel K, Gaigné C (2010) Regional Production Adjustment to Import Competition: Evidence from the French Agro-Industry. *American Journal of Agricultural Economics* 92, (4), 1040-1050 doi:<http://doi.org/10.1093/ajae/aaq053>
- Barnes AP, Willock J, Hall C, Toma L (2009) Farmer perspectives and practices regarding water pollution control programmes in Scotland. *Agricultural Water Management* 96, (12), 1715-1722 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2009.07.002>

Bibliographie

- Baszynski S (2005) Évolutions récentes de l'agriculture française. Analyse géographique des tendances régionales et de la mise en place d'un nouveau dispositif d'aménagement du territoire, le Contrat Territorial d'Exploitation (CTE). PhD thesis, Université de Franche-Comté 455 pp.
- Beaujouan V, Durand P, Ruiz L, Arousseau P, Cotteret G (2002) A hydrological model dedicated to topography-based simulation of nitrogen transfer and transformation: rationale and application to the geomorphology-denitrification relationship. *Hydrological Processes* 16, 493-507 doi:<http://doi.org/10.1002/hyp.327>
- Beff L, Morvan T, Lambert Y. Web réseau Mh Available: <http://geowww.agrocampus-ouest.fr/portails/portail.php?portail=mh> [Online] (consulté le 08/08/2018).
- Bell M (2017) Emission, dispersion and deposition of ammonia from the plot to the landscape scale. PhD thesis, Agrocampus Ouest 301 pp.
- Benhamou C (2012) Modélisation de l'effet des interactions haies-cultures sur les transferts d'eau et d'azote à l'échelle d'un petit bassin versant agricole. PhD thesis, Université Européenne de Bretagne 206 pp.
- Benhamou C et al. (2017) Modélisation de la cascade de l'azote à l'échelle du paysage. Paper presented at the Séminaire de clôture projet ESCAPADE, Paris, 23/06/2017
- Benhamou C, Salmon-Monviola J, Durand P, Grimaldi C, Merot P (2013) Modeling the interaction between fields and a surrounding hedgerow network and its impact on water and nitrogen flows of a small watershed. *Agricultural Water Management* 121, 62-72 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2013.01.004>
- Berntsen J, Petersen BM, Jacobsen BH, Olesen JE, Hutchings N (2003) Evaluating nitrogen taxation scenarios using the dynamic whole farm simulation model FASSET. *Agricultural Systems* 76, (3), 817-839 doi:[http://doi.org/10.1016/S0308-521X\(02\)00111-7](http://doi.org/10.1016/S0308-521X(02)00111-7)
- Beusen A, Bouwman A, Heuberger P, Van Drecht G, Van Der Hoek K (2008) Bottom-up uncertainty estimates of global ammonia emissions from global agricultural production systems. *Atmospheric Environment* 42, (24), 6067-6077 doi:<http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.03.044>
- Beven K (1997) Topmodel - a critique. *Hydrological Processes* 11, (9), 1069-1095
- Beven K (1998) Distributed modelling in hydrology: applications of topmodel. *Advances in Hydrological Processes*. Wiley 356 pp.
- Beven K (2001) How far can we go in distributed hydrological modelling? *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 5, (1), 1-12
- Beven K, Smith P (2014) Concepts of information content and likelihood in parameter calibration for hydrological simulation models. *Journal of Hydrologic Engineering* 20, (1), A4014010 doi:[http://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000991](http://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000991)
- Billen G, Beusen A, Bouwman L, Garnier J (2010) Anthropogenic nitrogen autotrophy and heterotrophy of the world's watersheds: Past, present, and future trends. *Global Biogeochemical Cycles* 24, (4), doi:<http://doi.org/10.1029/2009GB003702>

Bibliographie

- Billen G, Garnier J (1999) Nitrogen transfers through the Seine drainage network: a budget based on the application of the Riverstrahler model. *Hydrobiologia* 410, 139-150
doi:<http://doi.org/10.1023/A:1003838116725>
- Billen G, Garnier J, Hanset P (1994) Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: the RIVERSTRAHLER model applied to the Seine river system. In: *Phytoplankton in Turbid Environments: Rivers and Shallow Lakes*. Springer pp 119-137.
doi:http://doi.org/10.1007/978-94-017-2670-2_11
- Blanchon C (2013) Modélisation couplée du fonctionnement des écosystèmes et des transferts atmosphériques dans les paysages. Master Physique Informatique, Université de Montpellier 2 63 pp.
- Blanco-Canqui H, Gantzer C, Anderson S, Alberts E, Thompson A (2004) Grass barrier and vegetative filter strip effectiveness in reducing runoff, sediment, nitrogen, and phosphorus loss. *Soil Science Society of America Journal* 68, (5), 1670-1678
doi:<http://doi.org/10.2136/sssaj2004.1670>
- Blöschl G (2001) Scaling in hydrology. *Hydrological Processes* 15, (4), 709-711
doi:<http://doi.org/10.1002/hyp.432>
- Borah D, Bera M (2003) Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of mathematical bases. *Transactions of the ASAE* 46, (6), 1553-1566
doi:<http://doi.org/10.13031/2013.15644>
- Bordenave P, Oehler F, Bioteau T, Turpin N, Serrand P, Saint Cast P, Le Saos É (2005) Application de la modélisation numérique à l'évaluation sur le long terme des effets des pratiques agricoles sur les flux et concentration d'azote dans l'eau et dans l'atmosphère à l'échelle de trois bassins versants d'élevage. *Ingénieries-EAT*, (44), 13-36
- Börjeson L, Höjer M, Dreborg K-H, Ekvall T, Finnveden G (2006) Scenario types and techniques: Towards a user's guide. *Futures* 38, (7), 723-739
doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.futures.2005.12.002>
- Bossa A, Diekkrüger B, Giertz S, Steup G, Sintondji L, Agbossou E, Hiepe C (2012) Modeling the effects of crop patterns and management scenarios on N and P loads to surface water and groundwater in a semi-humid catchment (West Africa). *Agricultural water management* 115, 20-37 doi:<http://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.08.011>
- Bouwman A, Boumans L, Batjes N (2002) Estimation of global NH₃ volatilization loss from synthetic fertilizers and animal manure applied to arable lands and grasslands. *Global Biogeochemical Cycles* 16, (2), doi:<http://doi.org/10.1029/2000GB001389>
- Brisson N et al. (2003) An overview of the crop model STICS. *European Journal of Agronomy* 18, (3), 309-332 doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00110-7](http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00110-7)
- Brisson N et al. (1998) STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18, (5-6), 311-346 doi:<http://dx.doi.org/10.1051/agro:19980501>
- Brisson N et al. (2002) STICS: a generic model for simulating crops and their water and nitrogen balances. II. Model validation for wheat and maize. *Agronomie* 22, (1), 69-92
doi:<http://dx.doi.org/10.1051/agro:19980501>

Bibliographie

- Brown L, Scholefield D, Jewkes E, Lockyer D, Del Prado A (2005) NGAUGE: A decision support system to optimise N fertilisation of British grassland for economic and environmental goals. *Agriculture, ecosystems & environment* 109, (1-2), 20-39
doi:<http://doi.org/10.1016/j.agee.2005.02.021>
- Buckley C, Carney P (2013) The potential to reduce the risk of diffuse pollution from agriculture while improving economic performance at farm level. *Environmental Science & Policy* 25, 118-126
doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2012.10.002>
- Burel F, Baudry J (2003) *Landscape ecology: concepts, methods, and applications*. CRC Press 378 pp.
- Burns I (1974) A model for predicting the redistribution of salts applied to fallow soils after excess rainfall or evaporation. *Journal of Soil Science* 25, (2), 165-178
doi:<http://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1974.tb01113.x>
- Burt T, Pinay G, Sabater S (2010) What do we still need to know about the ecohydrology of riparian zones? *Ecohydrology* 3, (3), 373-377 doi:<http://doi.org/10.1002/eco.140>
- Canevet C (1992) *Le modèle agricole breton: histoire et géographie d'une révolution agro-alimentaire*. PhD thesis, Université Rennes 2 397 pp.
- Carpenter SR, Caraco NF, Correll DL, Howarth RW, Sharpley AN, Smith VH (1998) Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications* 8, (3), 559-568
doi:[http://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](http://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)
- Chaplot V, Saleh A, Jaynes DB, Arnold J (2004) Predicting Water, Sediment and NO₃-N Loads under Scenarios of Land-use and Management Practices in a Flat Watershed. *Water, Air, and Soil Pollution* 154, (1), 271-293 doi:<http://doi.org/10.1023/B:WATE.0000022973.60928.30>
- Chardon X, Raison C, Le Gall A, Morvan T, Faverdin P (2008) Fumigene: a model to study the impact of management rules and constraints on agricultural waste allocation at the farm level. *The Journal of Agricultural Science* 146, (05), 521-539
doi:<http://doi.org/10.1017/S0021859608008034>
- Chardon X et al. (2012) MELODIE: a whole-farm model to study the dynamics of nutrients in dairy and pig farms with crops. *animal* 6, (10), 1711-1721
doi:<http://doi.org/10.1017/s1751731112000687>
- Cherry K, Shepherd M, Withers P, Mooney S (2008) Assessing the effectiveness of actions to mitigate nutrient loss from agriculture: A review of methods. *Science of the Total Environment* 406, (1), 1-23 doi:<http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.015>
- Chu T-W, Lin Y, Shirmohammadi A, Huang Y BMP evaluation for nutrient control in a subtropical reservoir watershed using SWAT model. In: *Proceedings of the International Conference on Remote Sensing, Environment and Transportation Engineering*, 26-28 July 2013, Nanjing, China, 2013. Atlantis Press, pp 914-917
- Chupin I, Mayance P (2016) L'agriculture en représentation(s) - Luites médiatiques, luites syndicales *Etudes rurales* 198, (2), 9-24 doi:<http://doi.org/10.4000/etudesrurales.11195>
- CITEPA. Rapport SECTEN Available: <https://www.citepa.org/fr/activites/inventaires-des-emissions/secten> [Online] (consulté le 07/04/2018).

Bibliographie

- Clément J-C, Pinay G, Marmonier P (2002) Seasonal dynamics of denitrification along topohydrosequences in three different riparian wetlands. *Journal of Environmental Quality* 31, (3), 1025-1037 doi:<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2002.1025>
- CNRS. La pollution par les nitrates Available: http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/doseau/decouv/degradation/07_pollution.htm [Online] (consulté le 08/04/2018).
- Codet C (2007) Construction et mise en œuvre d'un questionnaire d'enquête en exploitation agricole. *Cahier des Techniques de l'INRA*, 45-52
- COMIFER. Calcul de la fertilisation azotée: Guide méthodologique pour l'établissement des prescriptions locales, cultures annuelles et prairies Available: <http://www.comifer.asso.fr/fr/publications/les-brochures.html> [Online] (consulté le 03/04/2018).
- Commissariat général au développement durable. Environnement littoral et marin : Chapitre V : Pollutions et qualité du milieu marin Available: <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/publications/p/1811/1097/environnement-littoral-marin-edition-2011.html> [Online] (consulté le 07/05/2018).
- CORPEN (1999) Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux vaches laitières et à leur système fourrager., (Paris), 18
- CORPEN (2001) Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux bovins allaitants et aux bovins en croissance ou à l'engrais, issus des troupeaux allaitants et laitiers, et à leur système fourrager. CORPEN 34 pp.
- CORPEN (2003) Estimation des rejets d'azote, phosphore, potassium, cuivre et zinc des porcs – Influence de la conduite alimentaire et du mode de logement des animaux sur la nature et la gestion des déjections. . CORPEN 40 pp.
- CORPEN (2006) Estimation des rejets d'azote, phosphore, potassium, calcium, cuivre, zinc par les élevages avicoles – Influence de la conduite alimentaire et du mode de logement des animaux sur la nature et la gestion des déjections. CORPEN 55 pp.
- CSEB. Fiches techniques et scientifiques : Temps de réponse des bassins versants Available: <http://www.cseb-bretagne.fr/index.php/fiches-outils/fonctionnement-des-bassins-versants-suivi-de-la-qualite-de-l-eau.html> [Online] (consulté le 13/03/2018).
- Cugier P, Billen G, Guillaud JF, Garnier J, Ménesguen A (2005) Modelling the eutrophication of the Seine Bight (France) under historical, present and future riverine nutrient loading. *Journal of Hydrology* 304, (1–4), 381-396 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.07.049>
- Curmi P, Durand P, Gascuel-Oudoux C, Mérot P, Walter C, Taha A (1998) Hydromorphic soils, hydrology and water quality: spatial distribution and functional modelling at different scales. In: *Soil and Water Quality at Different Scales*. Springer pp 127-142. doi:http://doi.org/10.1007/978-94-017-3021-1_13
- Da Silva VDP, Silva MT, Souza EPD (2016) Influence of land use change on sediment yield: a case study of the sub-middle of the São Francisco River Basin. *Engenharia Agrícola* 36, (6), 1005-1015 doi:<http://dx.doi.org/10.1590/1809-4430-eng.agric.v36n6p1005-1015/2016>

Bibliographie

- Dalgaard T et al. (2012) Farm nitrogen balances in six European landscapes as an indicator for nitrogen losses and basis for improved management. *Biogeosciences* 9, (12), 5303-5321
doi:<http://doi.org/10.5194/bg-9-5303-2012>
- De Girolamo A, Porto AL (2012) Land use scenario development as a tool for watershed management within the Rio Mannu Basin. *Land Use Policy* 29, (3), 691-701
doi:<http://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.11.005>
- de Vries W, Kros J Assessment of current and critical nitrogen inputs on European agricultural soils. In: 7 th International Nitrogen Initiative Conference, "Solutions to improve nitrogen use efficiency for the world", 4-8 December 2018, Melbourne, Australia, 2016. p 4
- de Wit M, Behrendt H, Bendoricchio G, Bleuten W, van Gaans P (2002) The contribution of agriculture to nutrient pollution in three European rivers, with reference to the European Nitrates Directive. *European Water Management (EWA)*, 19
- Devienne S, Vertes F, Garambois N, Akkal-Corfini N, P. D, Parnaudeau V Supporting transition to low inputs production systems: economic and environmental assessment. In: NitrogenWorkshop 20th, 25-27 June 2018, Rennes, France, 2018.
- Dobbie K, McTaggart I, Smith K (1999) Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: variations between crops and seasons, key driving variables, and mean emission factors. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 104, (D21), 26891-26899
doi:<http://doi.org/10.1029/1999JD900378>
- Domas A (2000) Les contrats territoriaux d'exploitation: contraintes juridiques et difficultés de mise en place. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, (41), 81-86
- Doré T, Réchauchère O, Schmidely P (2008) Les clés des champs: l'agriculture en questions. Editions Quae 191 pp.
- Dragosits U, Sutton M, Place C, Bayley A (1998) Modelling the spatial distribution of agricultural ammonia emissions in the UK. In: Nitrogen, the Confer-Ns. Elsevier pp 195-203.
doi:<http://doi.org/10.1016/B978-0-08-043201-4.50031-9>
- DREAL B. Directive nitrates 5ème programme d'actions en Bretagne Available: <http://www.bretagne.developpement-durable.gouv.fr/cinquieme-programme-d-actions-regional-directive-r837.html> [Online] (consulté le 03/04/2018).
- Drouet J-L et al. ESCAPADE to quantify nitrogen losses in territories and assess mitigation and adaptation strategies. In: 8 th International Congress on Environmental Modelling and Software (IEMSs), 10-14 July, Toulouse, France, 2016.
- Drouet JL et al. (2011) Sensitivity analysis for models of greenhouse gas emissions at farm level. Case study of N₂O emissions simulated by the CERES-EGC model. *Environmental pollution* 159, (11), 3156-3161 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.019>
- Drouet JL, Duret S, Durand P, Cellier P (2012) Modelling the contribution of short-range atmospheric and hydrological transfers to nitrogen fluxes, budgets and indirect emissions in rural landscapes. *Biogeosciences* 9, 1647-1660 doi:<http://dx.doi.org/10.5194/bg-9-1647-2012>

Bibliographie

- Dunn S, Vinten A, Lilly A, DeGroot J, Sutton M, McGechan M (2004) Nitrogen risk assessment model for Scotland: I. Nitrogen leaching. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 8, (2), 191-204 doi:<http://doi.org/10.5194/hess-8-191-2004>
- Dupas R, Curie F, Gascuel-Oudou C, Moatar F, Delmas M, Parnaudeau V, Durand P (2013) Assessing N emissions in surface water at the national level: Comparison of country-wide vs. regionalized models. *Science of the Total Environment* 443, 152-162 doi:<http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.011>
- Dupas R, Jomaa S, Musolff A, Borchardt D, Rode M (2016) Disentangling the influence of hydroclimatic patterns and agricultural management on river nitrate dynamics from sub-hourly to decadal time scales. *Science of the Total Environment* 571, 791-800 doi:<http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.053>
- Durand P (2004) Simulating nitrogen budgets in complex farming systems using INCA: calibration and scenario analyses for the Kervidy catchment (W. France). *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 8, (4), 793-802 doi:<http://doi.org/10.5194/hess-8-793-2004>
- Durand P et al. (2011) Nitrogen processes in aquatic ecosystems. In: Sutton M HC, Erisman JW, Billen G, Bleeker A, Grennfelt P, van Grinsven H, Grizzetti B (ed) *The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives* Cambridge University Press pp 126-146
- Durand P, Gascuel-Oudou C, Cordier M-O (2002) Parameterisation of hydrological models: a review and lessons learned from studies of an agricultural catchment (Naizin, France). *Agronomie* 22, (2), 217-228 doi:<http://doi.org/10.1051/agro:2002001>
- Durand P, Moreau P, Salmon-Monviola J, Ruiz L, Vertes F, Gascuel-Oudou C (2015) Modelling the interplay between nitrogen cycling processes and mitigation options in farming catchments. *The Journal of Agricultural Science* 153, (06), 959-974 doi:<http://dx.doi.org/10.1017/S0021859615000258>
- Duret S et al. (2011) NitroScape: a model to integrate nitrogen transfers and transformations in rural landscapes. *Environmental pollution* 159, (11), 3162-3170 doi:<http://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.05.005>
- Eau & Rivières. Le Blavet Available: <http://educatif.eau-et-rivieres.asso.fr/pdf/blavet.pdf> [Online] (consulté le 18/04/2018).
- Eaufrance. La directive cadre sur l'eau Available: <http://www.eaufrance.fr/comprendre/la-politique-publique-de-l-eau/la-directive-cadre-sur-l-eau> [Online] (consulté le 16/02/2018).
- Edwards-Jones G (1993) Knowledge-based systems for crop protection: theory and practice. *Crop Protection* 12, (8), 565-578 doi:[http://doi.org/10.1016/0261-2194\(93\)90119-4](http://doi.org/10.1016/0261-2194(93)90119-4)
- Erisman JW, Sutton MA, Galloway J, Klimont Z, Winiwarter W (2008) How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience* 1, (10), 636 doi:<http://doi.org/10.1038/ngeo325>
- European Commission's DG environment. The Nitrates Directive Available: http://ec.europa.eu/environment/water/water-nitrates/index_en.html [Online] (consulté le 15/06/2018).

Bibliographie

- European Environment Agency. EMEP/CORINAIR Emission Inventory Available: <https://www.eea.europa.eu/publications/EMEPCORINAIR4> [Online] (consulté le 18/04/2018).
- European Environment Agency (EEA). Ammonia (NH₃) emissions. Available: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/eea-32-ammonia-nh3-emissions-1/assessment-4>. [Online] (consulté le 24/04/2018).
- European Parliament (2000) Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy.
- Eurostat. Comptes de l'agriculture Available: <http://ec.europa.eu/eurostat/fr/web/agriculture/data> [Online] (consulté le 08/04/2018).
- Ewert F et al. (2009) A methodology for enhanced flexibility of integrated assessment in agriculture. *Environmental science & policy* 12, (5), 546-561
doi:<http://doi.org/10.1016/j.envsci.2009.02.005>
- Farkas C, Beldring S, Bechmann M, Deelstra J (2013) Soil erosion and phosphorus losses under variable land use as simulated by the INCA-P model. *Soil use and management* 29, (s1), 124-137 doi:<http://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2012.00430.x>
- Fenton O, Schulte RPO, Jordan P, Lalor STJ, Richards KG (2011) Time lag: a methodology for the estimation of vertical and horizontal travel and flushing timescales to nitrate threshold concentrations in Irish aquifers. *Environmental Science & Policy* 14, (4), 419-431
doi:<http://doi.org/10.1016/j.envsci.2011.03.006>
- Ferrant S (2009) Modélisation agro-hydrologique des transferts de nitrates à l'échelle des bassins versants agricoles gascons. PhD thesis, l'Université Toulouse III - Paul Sabatier 209 pp.
- Ferrant S et al. (2016) Extracting soil water holding capacity parameters of a distributed agro-hydrological model from high resolution optical satellite observations series. *Remote Sensing* 8, (2), 154 doi:<http://doi.org/10.3390/rs8020154>
- Ferrant S, Durand P, Justes E, Probst J-L, Sanchez-Perez J-M (2013) Simulating the long term impact of nitrate mitigation scenarios in a pilot study basin. *Agricultural Water Management* 124, 85-96 doi:<http://doi.org/10.1016/j.agwat.2013.03.023>
- Ferrant S et al. (2011) Understanding nitrogen transfer dynamics in a small agricultural catchment: Comparison of a distributed (TNT2) and a semi distributed (SWAT) modeling approaches. *Journal of Hydrology* 406, (1-2), 1-15 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.05.026>
- Fischer J et al. (2014) Land sparing versus land sharing: moving forward. *Conservation Letters* 7, (3), 149-157 doi:<http://doi.org/10.1111/conl.12084>
- Flamant J-C (2010) Une brève histoire des transformations de l'agriculture au 20^è siècle. Mission Agrobiosciences, ENSAT, Toulouse, France, 20
- Flechard C et al. (2011) Dry deposition of reactive nitrogen to European ecosystems: a comparison of inferential models across the NitroEurope network. *Atmospheric Chemistry and Physics* 11, (6), 2703-2728 doi:<http://doi.org/10.5194/acp-11-2703-2011>

Bibliographie

- Franqueville D (2016) Modélisation de la cascade de l'azote à l'échelle du paysage. Master IDEA, AgroParisTech 62 pp.
- Gabrielle B, Laville P, Hénault C, Nicoullaud B, Germon J-C (2006) Simulation of nitrous oxide emissions from wheat-cropped soils using CERES. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 74, (2), 133-146 doi:<http://doi.org/10.1007/s10705-005-5771-5>
- Gac A, Béline F, Bioteau T, Maguet K (2007) A French inventory of gaseous emissions (CH₄, N₂O, NH₃) from livestock manure management using a mass-flow approach. *Livestock Science* 112, (3), 252-260 doi:<http://doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.006>
- Galloway JN, Aber JD, Erisman JW, Seitzinger SP, Howarth RW, Cowling EB, Cosby BJ (2003) The nitrogen cascade. *BioScience* 53, 341–356 doi:[http://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0341:TNC\]2.0.CO;2](http://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0341:TNC]2.0.CO;2)
- Galloway JN et al. (2004) Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* 70, (2), 153-226 doi:<http://doi.org/10.1007/s10533-004-0370-0>
- Garcia F, Faverdin P, Delaby L, Peyraud JL (2005) Tournesol: a model to simulate cropping plans in dairy production systems. *Renc Rech Ruminants*, 195-198
- Gascuel-Oudoux C et al. (2009a) A decision-oriented model to evaluate the effect of land use and agricultural management on herbicide contamination in stream water. *Environmental Modelling & Software* 24, (12), 1433-1446 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.06.002>
- Gascuel-Oudoux C, Aurousseau P, Durand P, Ruiz L, Molenat J (2010) The role of climate on inter-annual variation in stream nitrate fluxes and concentrations. *Science of the total environment* 408, (23), 5657-5666 doi:<http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.05.003>
- Gascuel-Oudoux C, Massa F, Durand P, Merot P, Troccaz O, Baudry J, Thenail C (2009b) Framework and Tools for Agricultural Landscape Assessment Relating to Water Quality Protection. *Environmental Management* 43, (5), 921-935 doi:<http://doi.org/10.1007/s00267-008-9244-x>
- Gascuel-Oudoux C, Merot P (1986) Variabilité spatiale du transfert de l'eau dans le sol: Utilisation du traçage et analyse géostatistique. *Journal of Hydrology* 89, (1-2), 93-107 doi:[http://doi.org/10.1016/0022-1694\(86\)90145-9](http://doi.org/10.1016/0022-1694(86)90145-9)
- Gascuel C, Ruiz L, Vertès F (2015) Comment réconcilier agriculture et littoral?: vers une agroécologie des territoires. Éditions Quae 151 pp.
- Giles J (2005) Nitrogen study fertilizes fears of pollution. *Nature* 433, (7028), 791 doi:<http://doi.org/10.1038/433791a>
- Giri S, Nejadhashemi AP, Woznicki S, Zhang Z (2014) Analysis of best management practice effectiveness and spatiotemporal variability based on different targeting strategies. *Hydrological Processes* 28, (3), 431-445 doi:<http://doi.org/10.1002/hyp.9577>
- Glavan M, White SM, Holman IP (2012) Water quality targets and maintenance of valued landscape character—Experience in the Axe catchment, UK. *Journal of environmental management* 103, 142-153 doi:<http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.03.009>

Bibliographie

- Green RE, Cornell SJ, Scharlemann JP, Balmford A (2005) Farming and the fate of wild nature. *science* 307, (5709), 550-555 doi:<http://doi.org/10.1126/science.1106049>
- Grizzetti B, Bouraoui F, De Marsily G (2008) Assessing nitrogen pressures on European surface water. *Global Biogeochemical Cycles* 22, (4), 14 doi:<http://doi.org/10.1029/2007GB003085>
- Haag D, Kaupenjohann M (2001) Landscape fate of nitrate fluxes and emissions in Central Europe - A critical review of concepts, data, and models for transport and retention. *Agriculture Ecosystems & Environment* 86, (1), 1-21 doi:[http://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00266-8](http://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00266-8)
- Hashemi F, Olesen JE, Dalgaard T, Borgesen CD (2016) Review of scenario analyses to reduce agricultural nitrogen and phosphorus loading to the aquatic environment. *Science of the Total Environment* 573, 608-626 doi:<http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.141>
- Hashemi F, Olesen JE, Hansen AL, Borgesen CD, Dalgaard T (2018) Spatially differentiated strategies for reducing nitrate loads from agriculture in two Danish catchments. *J Environ Management* 208, 77-91 doi:<http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.001>
- Hesse C, Krysanova V, Pätzolt J, Hattermann FF (2008) Eco-hydrological modelling in a highly regulated lowland catchment to find measures for improving water quality. *Ecological Modelling* 218, (1-2), 135-148 doi:<http://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.06.035>
- Horn AL, Rueda FJ, Hörmann G, Fohrer N (2004) Implementing river water quality modelling issues in mesoscale watershed models for water policy demands—an overview on current concepts, deficits, and future tasks. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 29, (11–12), 725-737 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.pce.2004.05.001>
- Houet T (2006) Occupation des sols et gestion de l'eau : Modélisation prospective en paysage agricole fragmenté (Application au SAGE du Blavet). PhD thesis, Université Rennes 2 370 pp.
- Houot S, Pons M-N, Pradel M, Tibi A (2016) Recyclage de déchets organiques en agriculture: Effets agronomiques et environnementaux de leur épandage. Editions Quae 200 pp.
- Howden N, Burt T, Worrall F, Whelan M, Bierzoza M (2010) Nitrate concentrations and fluxes in the River Thames over 140 years (1868–2008): are increases irreversible? *Hydrological Processes* 24, (18), 2657-2662
- Jakeman AJ, Letcher RA (2003) Integrated assessment and modelling: features, principles and examples for catchment management. *Environmental Modelling & Software* 18, (6), 491-501 doi:[http://doi.org/10.1016/S1364-8152\(03\)00024-0](http://doi.org/10.1016/S1364-8152(03)00024-0)
- Jakeman AJ, Letcher RA, Norton JP (2006) Ten iterative steps in development and evaluation of environmental models. *Environmental Modelling & Software* 21, (5), 602-614 doi:<http://doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.01.004>
- Joannon A (2004) Spatial coordination of cropping systems to control ecological processes. Case study of runoff in agricultural catchment basins of the Pays de Caux, France. PhD thesis, INAPG (AgroParisTech) 394 pp.
- Johnes PJ (1996) Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modelling approach. *Journal of hydrology* 183, (3-4), 323-349 doi:[http://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02951-6](http://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02951-6)

Bibliographie

- Justes E, Mary B, Nicolardot B (1999) Comparing the effectiveness of radish cover crop, oilseed rape volunteers and oilseed rape residues incorporation for reducing nitrate leaching. *Nutrient cycling in Agroecosystems* 55, (3), 207-220 doi:<http://doi.org/10.1023/A:1009870401779>
- Katerji N, Bruckler L, Debaeke P (2002) L'eau, l'agriculture et l'environnement. Analyse introductive à une réflexion sur la contribution de la recherche agronomique. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, (46), 39-50
- Kay P et al. (2012) The effectiveness of agricultural stewardship for improving water quality at the catchment scale: Experiences from an NVZ and ECSFDI watershed. *Journal of Hydrology* 422, (Supplement C), 10-16 doi:<http://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.12.005>
- Kovar P, Kovarova M, Bunce R, Ineson P, Brabec E (1996) Role of hedgerows as nitrogen sink in agricultural landscape of Wensleydale, Northern England. *Preslia-Praha* 68, 273-284
- Krugman P (1998) What's new about the new economic geography? *Oxford Review of Economic Policy* 14, (2), 7-17 doi:<http://doi.org/10.1093/oxrep/14.2.7>
- Lallouette V, Magnier J, Barreau S (2016) Bilan de la mise en oeuvre de la directive "nitrates" en France (2012-2015). Ministère de l'environnement de l'énergie et de la mer (MEEM), 168 pp.
- Laurent F, Ruelland D (2011) Assessing impacts of alternative land use and agricultural practices on nitrate pollution at the catchment scale. *Journal of Hydrology* 409, (1), 440-450 doi:<http://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.08.041>
- Laws JA et al. (2007) Optimal timing of shallow injected slurry applications to grassland to minimise N losses vol 38. Occasional symposium-British grassland society. 88-93 pp.
- Lazrak EG, Mari JF, Passy P, Barataud F, Mignolet C (2014) Conception d'une typologie fonctionnelle des paysages pour la modélisation territoriale des flux hydriques et atmosphériques de l'azote. Paper presented at the Colloque PAYOTE, 16-17 September 2014, Paris, France,
- Le Gal P-Y, Mérot A, Moulin C-H, Navarrete M, Wery J (2010) A modelling framework to support farmers in designing agricultural production systems. *Environmental Modelling & Software* 25, (2), 258-268 doi:<http://doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.12.013>
- Le TPQ, Gilles B, Garnier J, Sylvain T, Denis R, Anh NX, Van Minh C (2010) Nutrient (N, P, Si) transfers in the subtropical Red River system (China and Vietnam): Modelling and budget of nutrient sources and sinks. *Journal of Asian Earth Sciences* 37, (3), 259-274 doi:<http://doi.org/10.1016/j.jseaes.2009.08.010>
- Leenhardt D et al. (2012) A generic framework for scenario exercises using models applied to water-resource management. *Environmental Modelling & Software* 37, 125-133 doi:<http://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.03.010>
- Lefrancq M (2014) Transport and attenuation of pesticides in runoff from agricultural headwater catchments: from field characterisation to modelling. PhD thesis, Université de Strasbourg 263 pp.
- Legeay P, Moatar F, Gascuel-Odoux C (2015) Diagnostic pression-impact N et P à l'échelle nationale. In : Estimation des émissions d'azote et de phosphore dans les eaux de surface des têtes de bassin versant sur la France et à meso-échelle. Inra ONEMA, 71 pp.

Bibliographie

- Leip A et al. (2011) Integrating nitrogen fluxes at the European scale. In: Sutton MA et al. (eds) The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives. Cambridge University Press pp 345-376
- LEMA (2006) Loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques, 2006.
- Levin SA (1992) The problem of pattern and scale in ecology: the Robert H. MacArthur award lecture. *Ecology* 73, (6), 1943-1967 doi:<http://doi.org/10.2307/1941447>
- Liu R, Zhang P, Wang X, Chen Y, Shen Z (2013) Assessment of effects of best management practices on agricultural non-point source pollution in Xiangxi River watershed. *Agricultural Water Management* 117, 9-18 doi:<http://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.10.018>
- Lohrer AM, Thrush SF, Hewitt JE, Kraan C (2015) The up-scaling of ecosystem functions in a heterogeneous world. *Sci Rep* 5, 10349 doi:<http://doi.org/10.1038/srep10349>
- Loubet B et al. (2009) Ammonia deposition near hot spots: processes, models and monitoring methods. In: Atmospheric Ammonia. Springer pp 205-267. doi:http://doi.org/10.1007/978-1-4020-9121-6_15
- Loubet B, Milford C, Sutton MA, Cellier P (2001) Investigation of the interaction between sources and sinks of atmospheric ammonia in an upland landscape using a simplified dispersion-exchange model. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 106, (D20), 24183-24195 doi:<http://doi.org/10.1029/2001JD900238>
- Macary F (2013) Évaluation des risques de contamination des eaux de surface sur des bassins versants agricoles. Approches multiscalaires par modélisation spatiale et analyse multicritère pour l'aide à la décision. PhD thesis, Institut National Polytechnique de Toulouse (INP) 183 pp.
- Mahieu S, Germon F, Aveline A, Hauggaard-Nielsen H, Ambus P, Jensen ES (2009) The influence of water stress on biomass and N accumulation, N partitioning between above and below ground parts and on N rhizodeposition during reproductive growth of pea (*Pisum sativum* L.). *Soil Biology and biochemistry* 41, (2), 380-387 doi:<http://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.11.021>
- Maringanti C, Chaubey I, Popp J (2009) Development of a multiobjective optimization tool for the selection and placement of best management practices for nonpoint source pollution control. *Water Resources Research* 45, (6), doi:<http://doi.org/10.1029/2008WR007094>
- Matias N-G, Johnes PJ (2012) Catchment phosphorous losses: an export coefficient modelling approach with scenario analysis for water management. *Water resources management* 26, (5), 1041-1064 doi:<http://doi.org/10.1007/s11269-011-9946-3>
- Mayer PM, Reynolds SK, McCutchen MD, Canfield TJ (2007) Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. *Journal of environmental quality* 36, (4), 1172-1180 doi:<http://doi.org/10.2134/jeq2006.0462>
- McIntosh BS, Seaton RA, Jeffrey P (2007) Tools to think with? Towards understanding the use of computer-based support tools in policy relevant research. *Environmental Modelling & Software* 22, (5), 640-648 doi:<http://doi.org/10.1016/j.envsoft.2005.12.015>

Bibliographie

- Merot P, Aurousseau P, Gascuel-Oudoux C, Durand P (2009) Innovative assessment tools to improve water quality and watershed management in farming areas. *Integrated environmental assessment and management* 5, (1), 158-166 doi:http://doi.org/10.1897/IEAM_2008-025.1
- Ministère de la transition écologique et solidaire. Mise en oeuvre de la DCE et politique locale de l'eau Available: <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/lessentiel/ar/240/0/dce-etat-eaux.html> [Online] (consulté le 16/02/2018).
- Molénat J, Durand P, Gascuel-Oudoux C, Davy P, Gruau G (2002) Mechanisms of Nitrate Transfer from Soil to Stream in an Agricultural Watershed of French Brittany. *Water, Air, and Soil Pollution* 133, (1), 161-183 doi:<http://doi.org/10.1023/A:1012903626192>
- Molénat J, Gascuel-Oudoux C, Aquilina L, Ruiz L (2013) Use of gaseous tracers (CFCs and SF6) and transit-time distribution spectrum to validate a shallow groundwater transport model. *Journal of Hydrology* 480, 1-9 doi:<http://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.11.043>
- Molénat J, Gascuel-Oudoux C, Davy P, Durand P (2005) How to model shallow water table depth variations: the case of the Kervidy-Naizin catchment, France. *Hydrological Processes: An International Journal* 19, (4), 901-920 doi:<http://doi.org/10.1002/hyp.5546>
- Molénat J, Gascuel-Oudoux C (2002) Modelling flow and nitrate transport in groundwater for the prediction of water travel times and of consequences of land use evolution on water quality. *Hydrological Processes* 16, (2), 479-492 doi:<http://doi.org/10.1002/hyp.328>
- Morari F, Lugato E, Borin M (2004) An integrated non-point source model-GIS system for selecting criteria of best management practices in the Po Valley, North Italy. *Agriculture, ecosystems & environment* 102, (3), 247-262 doi:<http://doi.org/10.1016/j.agee.2003.09.025>
- Moreau P (2012) Modélisation intégrée des systèmes agricoles et de la dynamique de l'azote dans le bassin versant: de la conception du modèle au test de scénarios. PhD thesis, Agrocampus Ouest 273 pp.
- Moreau P et al. (2012a) Reconciling technical, economic and environmental efficiency of farming systems in vulnerable areas. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 147, 89-99 doi:<http://doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.005>
- Moreau P et al. (2012b) Modeling the potential benefits of catch-crop introduction in fodder crop rotations in a Western Europe landscape. *The Science of the total environment* 437, 276-284 doi:<http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.091>
- Moreau P et al. (2013a) CASIMOD'N: An agro-hydrological distributed model of catchment-scale nitrogen dynamics integrating farming system decisions. *Agricultural Systems* 118, 41-51 doi:<http://doi.org/10.1016/j.agsy.2013.02.007>
- Moreau P, Viaud V, Parnaudeau V, Salmon-Monviola J, Durand P (2013b) An approach for global sensitivity analysis of a complex environmental model to spatial inputs and parameters: A case study of an agro-hydrological model. *Environmental Modelling & Software* 47, 74-87 doi:<http://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.04.006>
- Mougin B, Thomas R, Wyns R, Blanchin R, Mathieu F (2004) Qualité des eaux en Bretagne—Ruissellement—Infiltration—Temps de réponse—Bassin versant du Yar (22), de l'Horn (29), et du Coët Dan (56). BRGM/RP52731-FR, 152 pp.

Bibliographie

- Müller-Wohlfeil D-I, Jørgensen J, Kronvang B, Wiggers L (2002) Linked catchment and scenario analysis of nitrogen leaching and loading: a case-study from a Danish catchment-fjord system, Mariager Fjord. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 27, (9-10), 691-699 doi:[http://doi.org/10.1016/S1474-7065\(02\)00053-0](http://doi.org/10.1016/S1474-7065(02)00053-0)
- Nash JE, Sutcliffe JV (1970) River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10, (3), 282-290 doi:[http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)
- Nielsen A et al. (2013) Assessing ways to combat eutrophication in a Chinese drinking water reservoir using SWAT. *Marine and Freshwater Research* 64, (5), 475-492 doi:<http://doi.org/10.1071/MF12106>
- Nikolaidis NP, Heng H, Semagin R, Clausen JC (1998) Non-linear response of a mixed land use watershed to nitrogen loading. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 67, (2-3), 251-265 doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(97\)00123-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(97)00123-0)
- Nitschelm L, Aubin J, Corson MS, Viaud V, Walter C (2016) Spatial differentiation in Life Cycle Assessment LCA applied to an agricultural territory: current practices and method development. *Journal of cleaner production* 112, 2472-2484 doi:<http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.138>
- Oehler F, Durand P, Bordenave P, Saadi Z, Salmon-Monviola J (2009) Modelling denitrification at the catchment scale. *Science of the Total Environment* 407, 1726-1737 doi:<http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.10.069>
- Oenema O, Witzke HP, Klimont Z, Lesschen JP, Velthof GL (2009) Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133, (3-4), 280-288 doi:<http://doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.025>
- ONEMA. Législation européenne et nationale autour de la directive cadre européenne sur l' eau Available: <http://www.onema.fr/sites/default/files/png/PNG%202011/panorama-legislation-eu.pdf> [Online] (consulté le 03/05/2018).
- Ouyang W, Hao F-H, Wang X-I, Cheng H-G (2008) Nonpoint source pollution responses simulation for conversion cropland to forest in mountains by SWAT in China. *Environmental management* 41, (1), 79-89 doi:<http://doi.org/10.1007/s00267-007-9028-8>
- Parris K (2011) Impact of agriculture on water pollution in OECD countries: Recent trends and future prospects. *International Journal of Water Resources Development* 27, (1), 33-52 doi:<http://doi.org/10.1080/07900627.2010.531898>
- Parson EA (2008) Useful global-change scenarios: current issues and challenges. *Environmental Research Letters* 3, (4), 045016 doi:<http://doi.org/10.1088/1748-9326/3/4/045016>
- Parson EA et al. (2007) Global-change scenarios: their development and use V. Burkett et al., co-authors. *Synthesis and Assessment Products*, 2.1b. Washington, D.C.: U.S. Climate Change Science Program. pp.
- Paul A, Moussa I, Payre V, Probst A, Probst J-L (2015) Flood survey of nitrate behaviour using nitrogen isotope tracing in the critical zone of a French agricultural catchment. *Comptes Rendus Geoscience* 347, (7-8), 328-337 doi:<http://doi.org/10.1016/j.crte.2015.06.002>

Bibliographie

- Payraudeau S (2002) Modélisation distribuée des flux d'azote sur des petits bassins versants méditerranéens. PhD thesis, ENGREF (AgroParisTech) 451 pp.
- Payraudeau S, Van Der Werf H, Vertes F (2007) Analysis of the uncertainty associated with the estimation of nitrogen losses from farming systems. *Agricultural Systems* 94, (2), 416-430 doi:<http://doi.org/10.1016/j.agsy.2006.11.014>
- Perrin A-S, Probst A, Probst J-L (2008) Impact of nitrogenous fertilizers on carbonate dissolution in small agricultural catchments: implications for weathering CO₂ uptake at regional and global scales. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 72, (13), 3105-3123 doi:<http://doi.org/10.1016/j.gca.2008.04.011>
- Personne E et al. (2009) SURFATM-NH₃: a model combining the surface energy balance and bi-directional exchanges of ammonia applied at the field scale. *Biogeosciences* 6, (8), 1371-1388 doi:<http://doi.org/10.5194/bg-6-1371-2009>
- Peyraud JL et al. (2014) Nitrogen flows and livestock farming: lessons and perspectives. *Advances in Animal Biosciences* 5, (s1), 68-71 doi:<http://doi.org/10.1017/S2040470014000314>
- Peyraud JL et al. Les flux d'azote en élevage de ruminants. In: 19. Rencontres Recherches Ruminants (3R), 2012. Institut de l'Elevage-INRA, pp 41-48
- Phalan B, Onial M, Balmford A, Green RE (2011) Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Science* 333, (6047), 1289-1291 doi:<http://doi.org/10.1126/science.1208742>
- Qu HJ, Kroeze C (2012) Nutrient export by rivers to the coastal waters of China: management strategies and future trends. *Regional Environmental Change* 12, (1), 153-167 doi:<http://doi.org/10.1007/s10113-011-0248-3>
- Ramarson A, Garnier J, Billen G, Sauvage S, Vertès F (2017) Modélisation de la cascade de l'azote dans les territoires du projet. Paper presented at the Séminaire de clôture projet ESCAPADE, Paris, 23/06/2017
- Richardson C, Bucks D, Sadler E (2008) The conservation effects assessment project benchmark watersheds: synthesis of preliminary findings. *Journal of soil and water conservation* 63, (6), 590-604 doi:<http://doi.org/10.2489/jswc.63.6.590>
- Rivers M, Weaver D, Smettem K, Davies P (2013) Estimating farm to catchment nutrient fluxes using dynamic simulation modelling—Can agri-environmental BMPs really do the job? *Journal of environmental management* 130, 313-323 doi:<http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.08.020>
- Rivière J, Tico S, Dupont C (1992) Méthode tarière Massif armoricain Caractérisation des sols. Rennes, INRA 20 pp.
- Roche M (1963) Hydrologie de Surface. Gauthier-Villars, Paris
- Ruelland D, Billen G, Brunstein D, Garnier J (2007) SENEQUE: a multi-scaling GIS interface to the Riverstrahler model of the biogeochemical functioning of river systems. *Science of the Total Environment* 375, (1), 257-273 doi:<http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.014>

Bibliographie

- Ruiz L, Abiven S, Durand P, Martin C, Vertes F, Beaujouan V (2002) Effect on nitrate concentration in stream water of agricultural practices in small catchments in Brittany: I. Annual nitrogen budgets. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 6, (3), 497-506
doi:<http://doi.org/10.5194/hess-6-497-2002>
- SAGE Blavet. Bocage Available: <http://www.sage-blavet.fr/actions/le-bocage/bocage> [Online] (consulté le 16/04/2018).
- SAGE Blavet. Plan d'Aménagement et de Gestion Durable (PAGD) Available: <http://www.sage-blavet.fr/documents/all/documentation/documents-officiels-du-sage> [Online] (consulté le 16/04/2018).
- SAGE Blavet. Qu'entend-on par zones humides? Available: <http://www.sage-blavet.fr/actions/les-zones-humides/zones-humides> [Online] (consulté le 24/04/2018).
- Salmon-Monviola J (2017) Modélisation agro-hydrologique spatialement distribuée pour évaluer les impacts des changements climatique et agricole sur la qualité de l'eau. PhD thesis, Agrocampus Ouest 289 pp.
- Salmon-Monviola J, Durand P, Ferchaud F, Oehler F, Sorel L (2012) Modelling spatial dynamics of cropping systems to assess agricultural practices at the catchment scale. *Computers and Electronics in Agriculture* 81, 1-13 doi:<http://doi.org/10.1016/j.compag.2011.10.020>
- Salmon-Monviola J, Gascuel-Oudou C, Garcia F, Tortrat F, Cordier M-O, Masson V, Trépos R (2011) Simulating the effect of technical and environmental constraints on the spatio-temporal distribution of herbicide applications and stream losses. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 140, (3-4), 382-394 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.12.022>
- Salmon-Monviola J, Moreau P, Benhamou C, Durand P, Merot P, Oehler F, Gascuel-Oudou C (2013) Effect of climate change and increased atmospheric CO₂ on hydrological and nitrogen cycling in an intensive agricultural headwater catchment in western France. *Climatic Change* 120, (1-2), 433-447 doi:<http://doi.org/10.1007/s10584-013-0828-y>
- Sattar MA, Kroeze C, Stokal M (2014) The increasing impact of food production on nutrient export by rivers to the Bay of Bengal 1970–2050. *Marine pollution bulletin* 80, (1-2), 168-178
doi:<http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.01.017>
- Schoumans O et al. (2009a) Description of nine nutrient loss models: capabilities and suitability based on their characteristics. *Journal of Environmental Monitoring* 11, (3), 506-514
doi:<http://doi.org/10.1039/B823239C>
- Schoumans O et al. (2009b) Evaluation of the difference of eight model applications to assess diffuse annual nutrient losses from agricultural land. *Journal of Environmental Monitoring* 11, (3), 540-553 doi:<http://doi.org/10.1039/B823240G>
- Schoumans OF et al. (2011) Mitigation options for reducing nutrient emissions from agriculture : a study amongst European member states of Cost action 869. 144 pp. Alterra-Report 2141
- Schulte R, Melland A, Fenton O, Herlihy M, Richards K, Jordan P (2010) Modelling soil phosphorus decline: Expectations of Water Framework Directive policies. *environmental science & policy* 13, (6), 472-484 doi:<http://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.06.002>

Bibliographie

- Schulz JJ, Schröder B (2017) Identifying suitable multifunctional restoration areas for Forest Landscape Restoration in Central Chile. *Ecosphere* 8, (1), doi:<http://doi.org/10.1002/ecs2.1644>
- Sebillotte M (1974) *Agronomie et agriculture. Essai d'analyse des tâches de l'agronome. Cahiers Orstom, série biologie* 24, 3-25
- Sebillotte M (1990) Système de culture, un concept opératoire pour les agronomes. IN: Combe, L. & Piccard. D.(Ed.). *Les systèmes de culture*. Paris, INRA. 1990. 196p pp.
- Sebillotte M, Meynard J (1990) Systèmes de culture, systèmes d'élevage et pollutions azotées. In: *Nitrates, agriculture, eau*, Paris, INRA. Combe, L. & Piccard. D. edn
- Sebilo M, Billen G, Grably M, Mariotti A (2003) Isotopic composition of nitrate-nitrogen as a marker of riparian and benthic denitrification at the scale of the whole Seine River system. *Biogeochemistry* 63, (1), 35-51 doi:<http://doi.org/10.1023/A:1023362923881>
- Servais P, Billen G, Goncalves A, Garcia-Armisen T (2007) Modelling microbiological water quality in the Seine river drainage network: past, present and future situations. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 11, (5), 1581-1592 doi:<http://doi.org/10.5194/hess-11-1581-2007>
- Sharpley AN, Kleinman PJ, Jordan P, Bergström L, Allen AL (2009) Evaluating the success of phosphorus management from field to watershed. *Journal of Environmental Quality* 38, (5), 1981-1988 doi:<http://doi.org/10.2134/jeq2008.0056>
- Shaviv A, Mikkelsen RL (1993) Controlled-release fertilizers to increase efficiency of nutrient use and minimize environmental degradation - A review. *Fertilizer research* 35, (1), 1-12 doi:<http://doi.org/10.1007/BF00750215>
- Shepherd A, Wu L, Chadwick D, Bol R (2011) A review of quantitative tools for assessing the diffuse pollution response to farmer adaptations and mitigation methods under climate change. In: *Advances in agronomy*, vol 112. Elsevier pp 1-54. doi:<http://doi.org/10.1016/B978-0-12-385538-1.00001-9>
- Shi Q, Deng X, Wu F, Zhan J, Xu L (2012) Best management practices for agricultural non-point source pollution control using PLOAD in Wuliangshuai watershed. *J Food Agric Environ* 10, (2), 1389-1393
- Sivakumar B, Singh V (2012) Hydrologic system complexity and nonlinear dynamic concepts for a catchment classification framework. *Hydrology and Earth System Sciences* 16, (11), 4119 doi:<http://doi.org/10.5194/hess-16-4119-2012>
- Smil V (1999) Nitrogen in crop production: An account of global flows. *Global biogeochemical cycles* 13, (2), 647-662 doi:<http://doi.org/10.1029/1999GB900015>
- Smil V (2004) *Enriching the earth: Fritz Haber, Carl Bosch, and the transformation of world food production*. MIT press 358 pp.
- Stevens CJ et al. (2010) Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. *Environmental pollution* 158, (9), 2940-2945 doi:<http://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.06.006>

Bibliographie

- Sutton M, Dragosits U, Tang Y, Fowler D (2000) Ammonia emissions from non-agricultural sources in the UK. *Atmospheric Environment* 34, (6), 855-869 doi:[http://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00362-3](http://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00362-3)
- Sutton MA et al. (2013) Our nutrient world: the challenge to produce more food and energy with less pollution. NERC/Centre for Ecology & Hydrology 114 pp.
- Sutton MA et al. (2011) The European Nitrogen Assessment: sources, effects and policy perspectives. Cambridge University Press. 664 pp.
- Tayot X, Ruget R, Brisson N, Fort J, Lemaire G (1998) Un outil pour le conseil, le modèle de simulation de culture STICS. *Persp Agric* 241, 92-97
- Tete E, Viaud Vr, Walter C (2015) Organic carbon and nitrogen mineralization in a poorly-drained mineral soil under transient waterlogged conditions: an incubation experiment. *European Journal of Soil Science* 66, (3), 427-437 doi:<http://doi.org/10.1111/ejss.12234>
- Thenail C (2002) Relationships between farm characteristics and the variation of the density of hedgerows at the level of a micro-region of bocage landscape. Study case in Brittany, France. *Agricultural Systems* 71, (3), 207-230 doi:[http://doi.org/10.1016/S0308-521X\(01\)00048-8](http://doi.org/10.1016/S0308-521X(01)00048-8)
- Therond O et al. (2009) Methodology to translate policy assessment problems into scenarios: the example of the SEAMLESS integrated framework. *Environmental Science & Policy* 12, (5), 619-630 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2009.01.013>
- Thiébeau P, Larbre D, Usunier J, Cattin G, Parnaudeau V, Justes E (2004) Effets d'apports de lisier de porcs sur la production d'une luzerne et la dynamique de l'azote du sol. *Fourrages* 180, 511-525
- Thieu V, Billen G, Garnier J (2009) Nutrient transfer in three contrasting NW European watersheds: the Seine, Somme, and Scheldt Rivers. A comparative application of the Seneque/Riverstrahler model. *Water research* 43, (6), 1740-1754 doi:<http://doi.org/10.1016/j.watres.2009.01.014>
- Thieu V, Pagliero L, Silvestre M, Billen G, Bouraoui F, Garnier J (2012) Development of a European modeling approach of nutrients transfer in terrestrial and aquatic continuums: Setting-up the methodology on the Seine and Danube watersheds.
- Thomas Z, Abbott B, Troccaz O, Baudry J, Pinay G (2016) Proximate and ultimate controls on carbon and nutrient dynamics of small agricultural catchments. *Biogeosciences* 13, (6), 1863-1875 doi:<http://doi.org/10.5194/bg-13-1863-2016>
- Tian Y, Huang Z, Xiao W (2010) Reductions in non-point source pollution through different management practices for an agricultural watershed in the Three Gorges Reservoir Area. *Journal of Environmental Sciences* 22, (2), 184-191 doi:[http://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60091-7](http://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60091-7)
- Tortrat F (2005) Modélisation orientée décision des processus de transfert par ruissellement et subsurface des herbicides dans les bassins versants agricoles. PhD thesis, Agrocampus-Ecole nationale supérieure d'agronomie de rennes 220 pp.
- UNEP and WHRC (2007) Reactive nitrogen in the environment: too much or too little of a good thing. United Nations Environment Programme, 56 pp.

Bibliographie

- Vache KB, Eilers JM, Santelmann MV (2002) Water quality modeling of alternative agricultural scenarios in the US corn belt. *Journal of the American Water Resources Association* 38, (3), 773-787 doi:<http://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2002.tb00996.x>
- Van Delden H, Luja P, Engelen G (2007) Integration of multi-scale dynamic spatial models of socio-economic and physical processes for river basin management. *Environmental Modelling & Software* 22, (2), 223-238 doi:<http://doi.org/10.1016/j.envsoft.2005.07.019>
- Van Jaarsveld J (2004) The operational priority substances model. pp. Description and validation of OPS-Pro 4.1, RIVM report 500045001/2004, RIVM, Bilthoven, the Netherlands
- Van Notten PW, Rotmans J, Van Asselt MB, Rothman DS (2003) An updated scenario typology. *Futures* 35, (5), 423-443 doi:[http://doi.org/10.1016/S0016-3287\(02\)00090-3](http://doi.org/10.1016/S0016-3287(02)00090-3)
- Van Oijen M, Rougier J, Smith R (2005) Bayesian calibration of process-based forest models: bridging the gap between models and data. *Tree Physiology* 25, (7), 915-927 doi:<http://doi.org/10.1093/treephys/25.7.915>
- Velthof GL et al. (2014) The impact of the Nitrates Directive on nitrogen emissions from agriculture in the EU-27 during 2000–2008. *Science of The Total Environment* 468, 1225-1233 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.04.058>
- Vermaat JE et al. (2012) Nitrogen Source Apportionment for the Catchment, Estuary, and Adjacent Coastal Waters of the River Scheldt. *Ecology and Society* 17, (2), 30 doi:<http://doi.org/10.5751/ES-04889-170230>
- Vertes F, Akkal-Corfini N, Parnaudeau V, Gascuel-Odoux C, Lazrak E-G, Mignolet C (2017) Typologies de paysages et de systèmes de culture, et interactions, pour la modélisation territoriale des émissions et rétentions d'azote : exemple du BV du Blavet Paper presented at the Séminaire de clôture projet ESCAPADE, Paris, 23/06/2017
- Vertes F, Jeuffroy M-H, Louarn G, Voisin A-S, Justes E (2015) Légumineuses et prairies temporaires: des fournitures d'azote pour les rotations. *Fourrages* 223, 221-232
- Viaud V, Durand P, Merot P, Sauboua E, Saadi Z (2005) Modeling the impact of the spatial structure of a hedge network on the hydrology of a small catchment in a temperate climate. *Agricultural Water Management* 74, (2), 135-163 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2004.11.010>
- Viaud V, Merot P, Baudry J (2004) Hydrochemical buffer assessment in agricultural landscapes: From local to catchment scale. *Environmental Management* 34, (4), 559-573 doi:<http://doi.org/10.1007/s00267-004-0271-y>
- Viaud V, Santillan-Carvantes P, Akkal-Corfini N, Le Guillou C, Prévost-Bouré NC, Ranjard L, Menasseri-Aubry S (2018) Landscape-scale analysis of cropping system effects on soil quality in a context of crop-livestock farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 265, 166-177 doi:<http://doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.018>
- Vought LB-M, Dahl J, Pedersen CL, Lacoursiere JO (1994) Nutrient retention in riparian ecotones. *Ambio* 23, (6), 342-348

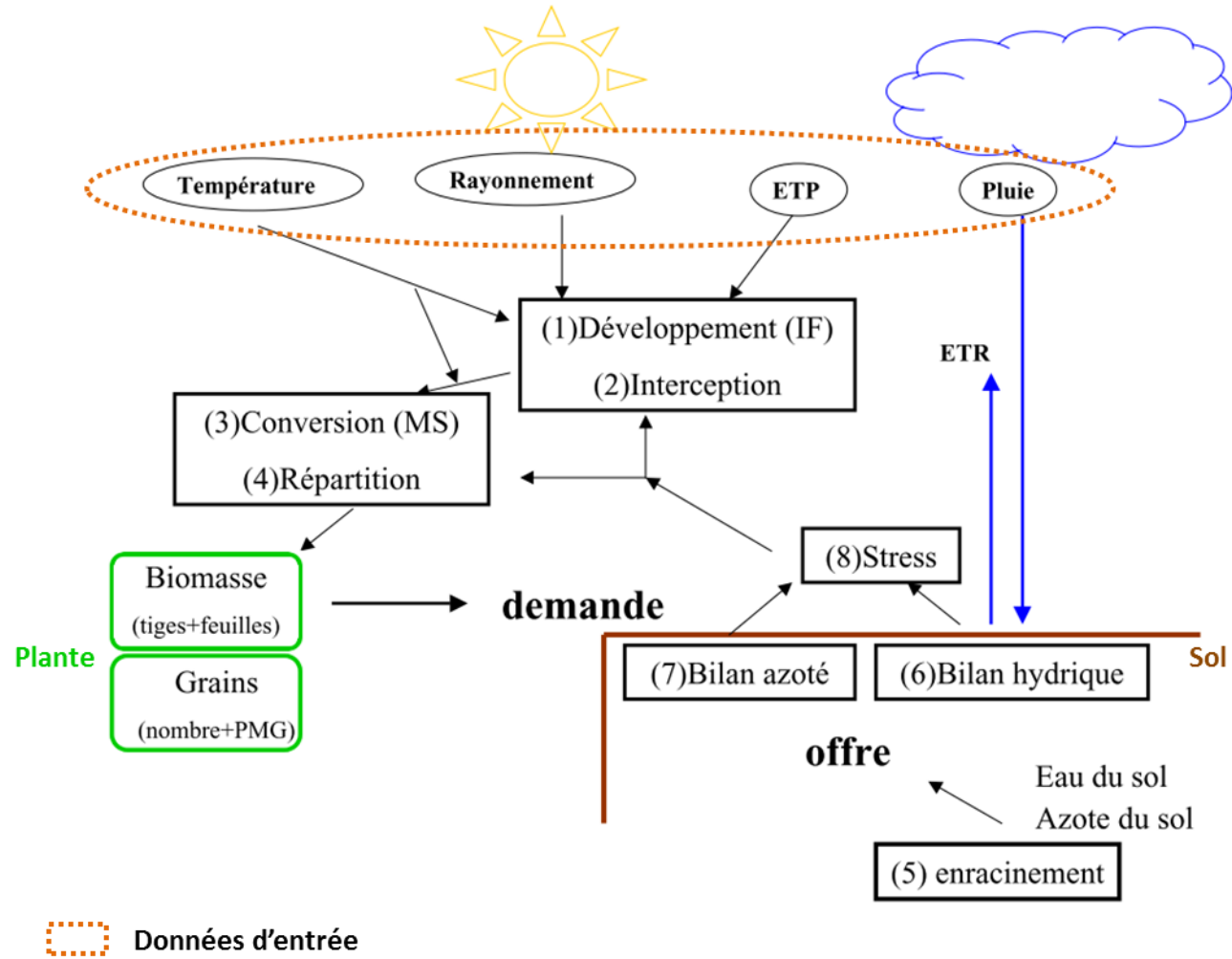
Bibliographie

- Wall D et al. (2012) Evaluating nutrient source regulations at different scales in five agricultural catchments. *Environmental science & policy* 24, 34-43
doi:<http://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.06.007>
- Wallace MT, Moss JE (2002) Farmer Decision-Making with Conflicting Goals: A Recursive Strategic Programming Analysis. *Journal of Agricultural Economics* 53, (1), 82-100
doi:<http://doi.org/10.1111/j.1477-9552.2002.tb00007.x>
- Wander M, Traina S, Stinner B, Peters S (1994) Organic and conventional management effects on biologically active soil organic matter pools. *Soil Science Society of America Journal* 58, (4), 1130-1139 doi:<http://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800040018x>
- Wei Y, Davidson B, Chen D, White R (2009) Balancing the economic, social and environmental dimensions of agro-ecosystems: An integrated modeling approach. *Agriculture, ecosystems & environment* 131, (3-4), 263-273 doi:<http://doi.org/10.1016/j.agee.2009.01.021>
- Wiens JA (1989) Spatial scaling in ecology. *Functional ecology* 3, (4), 385-397
- Wilkinson A, Eidinow E (2008) Evolving practices in environmental scenarios: a new scenario typology. *Environmental Research Letters* 3, (4), 045017
- Worrall F, Spencer E, Burt TP (2009) The effectiveness of nitrate vulnerable zones for limiting surface water nitrate concentrations. *Journal of Hydrology* 370, (1), 21-28
doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.02.036>
- Woznicki SA, Pouyan Nejadhashemi A (2014) Assessing uncertainty in best management practice effectiveness under future climate scenarios. *Hydrological Processes* 28, (4), 2550-2566
doi:<http://doi.org/10.1002/hyp.9804>
- Wu J, Li H (2006) Concepts of scale and scaling. In: Wu J JK, Li H, Loucks OL (ed) *Scaling and uncertainty analysis in ecology*. Springer pp 3-15
- Yang J, Huffman E, De Jong R, Kirkwood V, MacDonald K, Drury C (2007) Residual soil nitrogen in soil landscapes of Canada as affected by land use practices and agricultural policy scenarios. *Land use policy* 24, (1), 89-99 doi:<http://doi.org/10.1016/j.landusepol.2006.03.002>
- Yang Y, Wang L (2010) A review of modelling tools for implementation of the EU water framework directive in handling diffuse water pollution. *Water resources management* 24, (9), 1819-1843 doi:<http://doi.org/10.1007/s11269-009-9526-y>
- Yevenes MA, Mannaerts CM (2011) Seasonal and land use impacts on the nitrate budget and export of a mesoscale catchment in Southern Portugal. *Agricultural water management* 102, (1), 54-65 doi:<http://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.10.006>
- Zammit C, Sivapalan M, Kelsey P, Viney N (2005) Modelling the effects of land-use modifications to control nutrient loads from an agricultural catchment in Western Australia. *Ecological Modelling* 187, (1), 60-70 doi:<http://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.01.024>
- Zhang P, Liu Y, Pan Y, Yu Z (2013) Land use pattern optimization based on CLUE-S and SWAT models for agricultural non-point source pollution control. *Mathematical and Computer Modelling* 58, (3-4), 588-595 doi:<http://doi.org/10.1016/j.mcm.2011.10.061>

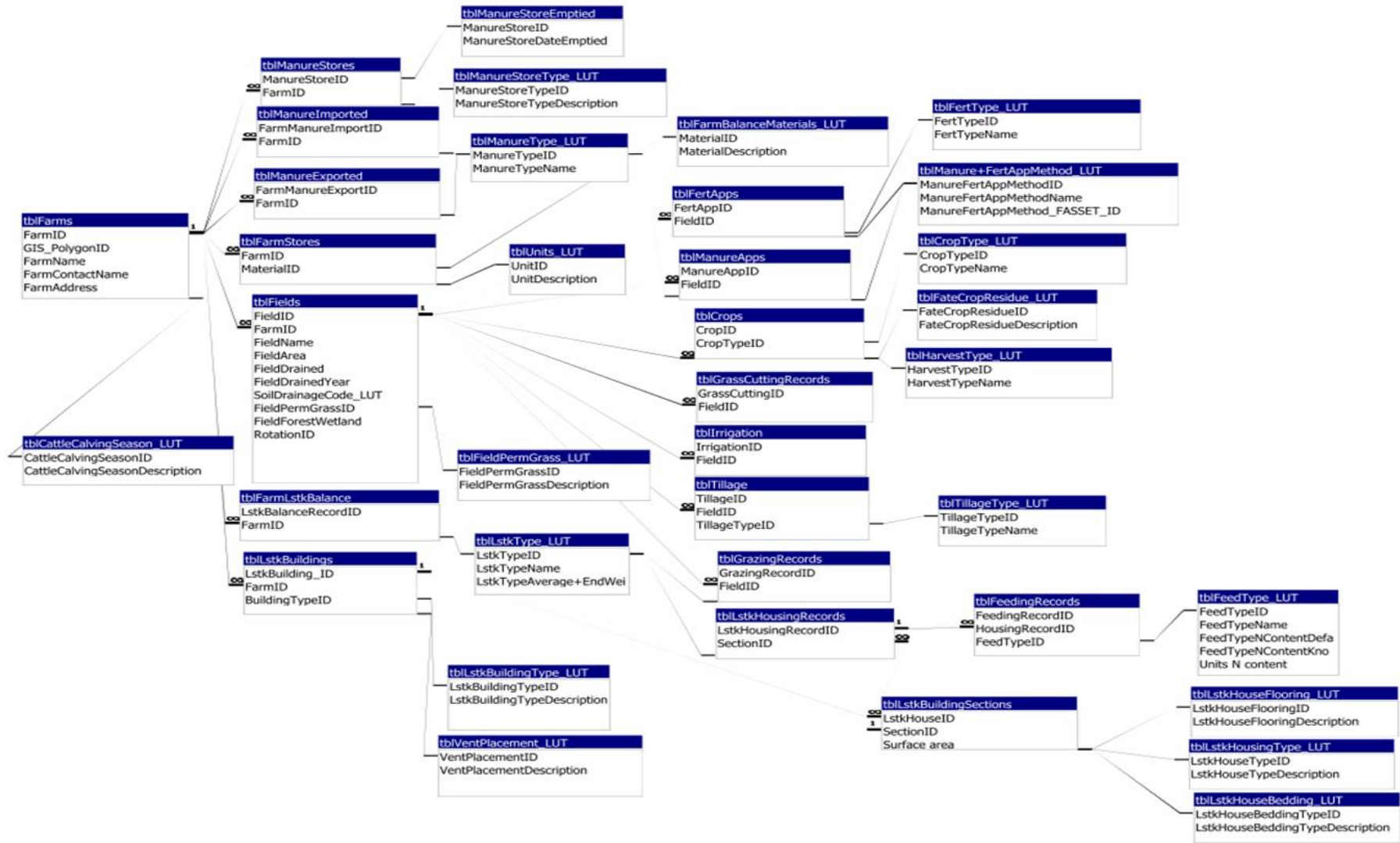
Annexe

Annexe I : Schéma conceptuel du fonctionnement du modèle STICS d'après Tayot et al. (1998) ..	180
Annexe II a: Architecture de la base de données.....	181
Annexe II b: Exemple de formulaire de la base de données.....	182
Annexe II c: Suite exemple de formulaire de la base de données	183
Annexe III : Description des règles de pâturage sur Kervidy-Naizin.....	184
Annexe IV : Comparaison spatiale de l'assolement obtenu par relevé terrain et simulé par le modèle pour l'année 2016.....	185
Annexe V : Schéma conceptuel de la modélisation des transferts et transformations de NH ₄ dans TNT2.	186
Annexe VI : Schéma conceptuel du fonctionnement du module CERES-EGC du modèle Nitroscape (Benhamou et al. 2017).....	187
Annexe VII : Schéma conceptuel du fonctionnement des modules Surf atm et FIDES-3D du modèle Nitroscape (Benhamou et al. 2017)	188
Annexe VIII : Recensement des bâtiments sur le site de Kervidy-Naizin avec une estimation du nombre d'animaux.....	189
Annexe IX : Résultats de calibration des débits obtenus avec Nitroscape et TNT2	190
Annexe X : Evolution du delta stock de la nappe pour l'ensemble des scénarios.	191
Annexe XI : Cartographie de la densité d'UGB total et par type d'animaux à l'échelle du canton (Lazrak et al. 2014).....	192
Annexe XII : Carte de sous-bassins versants du Blavet.....	193
Annexe XIII : Détail du calcul du surplus utilisé dans le modèle SENEQUE-RIVERSTRALHER.	194
Annexe XIV : Indice de couverture automnale : détail des calculs et des scores d'abattement.	195
Annexe XV a : Détail des rotations et des surplus en kgN.ha ⁻¹ .rotation ⁻¹ associés sur le site de Kervidy-Naizin pour les scénarios « pratiques actuelles » (N_BAU) et « pratiques optimisées » (N_BMP).....	196
Annexe XVI : Comparaison de la localisation des zones humides d'après SENEQUE et TNT2.	198
Annexe XVII : Comparaison des flux décennaux obtenus par simulation avec le modèle SENEQUE pour les scénarios interception (RI) et dilution (HD) sur l'ensemble de la période de simulation	199

Annexe I : Schéma conceptuel du fonctionnement du modèle STICS d'après Tayot et al. (1998)




Annexe II a: Architecture de la base de données



Annexe II b: Exemple de formulaire de la base de données

NitroEurope C4 Landscape Database - Start Up Form



FARM and FIELD DATA

If you are entering data for a farm for the 1st time, please fill in the forms for General Data and Manure Stores first.

Annexe

General Farm Data

General Information about the Farm

Please enter "not applicable" in the fields below if there are no animals on the farm

Main Livestock Sales Date: All year round e.g. "beef cattle: mid-September, lambs: late November"

Main Cattle Calving Season: all year round Please select from drop-down list

Main Lambing Time: No lamb e.g. "mid-March to mid-April"

Farm Balance: Please enter details of all main materials and produce on farm/imported/exported during the calendar year

FarmID	Material	Units	Amount (Start of year)	Amount (End of year)	Amount imported this year	Amount exported this year
4	straw	tonnes (metric)	20	20	0	
4	cereals	tonnes (metric)	250	250	150	
4	fertiliser nitrogen	tonnes (metric)	0	0	4,4	
4	silage (maize)	tonnes (metric)	100	100	0	
4	meat	kg (produce)	0	0	0	400
4	low energy concent	tonnes (metric)	0	0	300	
*	4		0	0	0	

Enr.: 1 sur 6

Farm Balance: Please enter details of manures exported during the calendar year

FarmID	Manure type	Amount (tonnes/m ²)	Stored on farm before export? (tick if yes)	Exported to inside study landscape? (tick if yes)
4	mixed slurry	2500	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
*	4	0	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Enr.: 1 sur 27

Navigation: << Previous Farm, Next Farm >>, Delete THIS Farm, Add New Farm, Close

Field Data

Field Data

Field ID: 4001 Please type in a unique Field ID. Format LFFFff (where L=Landscape ID and FFF=Farm ID >000 and fff=Field ID >000 and <500)

Farm ID: 4 Please select the unique ID for the farm this field is managed by

Please mark the location of the field on the map now, using the Field ID

Please scroll down this page by using the scroll bar >>>

Field name (optional):

Field area (ha): 4.09

Field drained (tick if yes): Year of drainage (approx):

Soil Drainage Code: good Please select from drop-down list

Has the field been under permanent grass? never

Has the field been converted from forest or wetland during the last 5/10 years? (tick if yes)

Please enter details of tillage operations (harrowing/ploughing/discing) on this field (including the previous year)

FieldID	Tillage Type (select)	Tillage Date (dd/mm/yyyy)
* 4001		

Enr.: 1 sur 1

Please enter details of crops grown on this field (use separate records for multiple crops on the same field, and for undersowing/intercropping)

Field ID	Crop Type	Sowing/Planting Date (dd/mm/yyyy)	Harvest Date (dd/mm/yyyy)	Harvest Operation	Crop yield known (t/ha)
* 4001					<input type="checkbox"/>

Enr.: 1 sur 459

Navigation: << Previous Field, Next Field >>, Delete THIS Field, Add New Field, Close

Annexe II c: Suite exemple de formulaire de la base de données

NitroEurope C4 Landscape Database - Start Up Form

FARM and FIELD DATA

ESCAPADE

If you are entering data for a farm for the 1st time, please fill in the forms for General Data and Manure Stores first.

General Farm Data **Manure Stores**

General Field Data **Livestock Buildings**

EXIT

Manure Stores

Manure and Slurry Storage

Store ID Please type in a unique ID for the store **Format: LFFFSSS (where SSS > 500 and <600)**

Farm ID Please select the unique ID for the farm this store is managed by

Please mark the location of the store on the map now, using the store ID

Store type

Manure Type

Start of storage at this site (dd/mm/yyyy) only for new stores built during the study or temporary field heaps

End of storage at this site (dd/mm/yyyy) only for stores removed during the study inc. temporary field heaps

End of manure stacking (dd/mm/yyyy) date of last addition to manure store (only needed for e.g. old manure stacks, not in continuous use any more)

Manure Surface Area (m²)

Amount in store at start of year (m³ or tonnes)

Please enter dates when the store was emptied (one date per row)

Store ID	Date Emptied (dd/mm/yyyy)
4501	15/04/20
4501	15/04/20
4501	15/04/20

<< Go To Previous Store Go To Next Store >> Add New Store Delete THIS Store Close

Enr.: 1 sur 42 Rechercher

Livestock Buildings

Livestock Housing and Feeding

Livestock House ID **Format: LFFBBBB (where BBB-Building ID >600 and <700)**

Farm ID

Please scroll down this page by using the scroll bar >>>

Please mark the location of the livestock house on the map now, using the House ID.

Building Type Building Size (m²)

Ventilation Type Ventilation min. rate (m³/s) Building Height (internal, in m)

Vent placement Ventilation max. rate (m³/s) Can the building be heated? (tick if yes)

Emission height (in m above ground) Target temperature (deg C) Number of sections:

Ventilation comments (e.g. "shed sides open")

Please enter data for each distinctive section in this livestock house (i.e. count several sections/pens with the same livestock type as 1 section)

Livestock House ID (automatically filled in) Manure Type

Section ID (Use unique section IDs within each house) Housing Type

Surface area (m²) CleaningMethodID

Flooring Type Manure Destination

Bedding Type

Please enter data for each distinctive housing period for this section (use separate housing records for different livestock types sharing a pen for the period)

Housing Record ID (automatically filled in) Start Date (dd/mm/yyyy)

Section ID (automatically filled in) End Date (dd/mm/yyyy)

Livestock Type Hours per day in house

Number of animals

<< Previous Livestock Building Next Livestock Building >> Delete THIS Building Add New Building Close

Annexe III : Description des règles de pâturage sur Kervidy-Naizin

Tableau a : Nombre de jours pâturables par hectare et nombre de jours avant un possible retour dans la parcelle. Les nombres de jours pris en compte sont proportionnels aux UGB (Unité Gros Bétail) de l'exploitation. Les valeurs ici sont pour une référence de 65 UGB.

Mois de pâture	Nb jours pâture / ha	Nb jours renouv Prairie
janvier	1	21
février	2	21
mars	2	21
avril	5	18
mai	5	18
juin	5	18
juillet	4	21
août	3	30
septembre	3	30
octobre	4	21
novembre	4	21
décembre	1	21

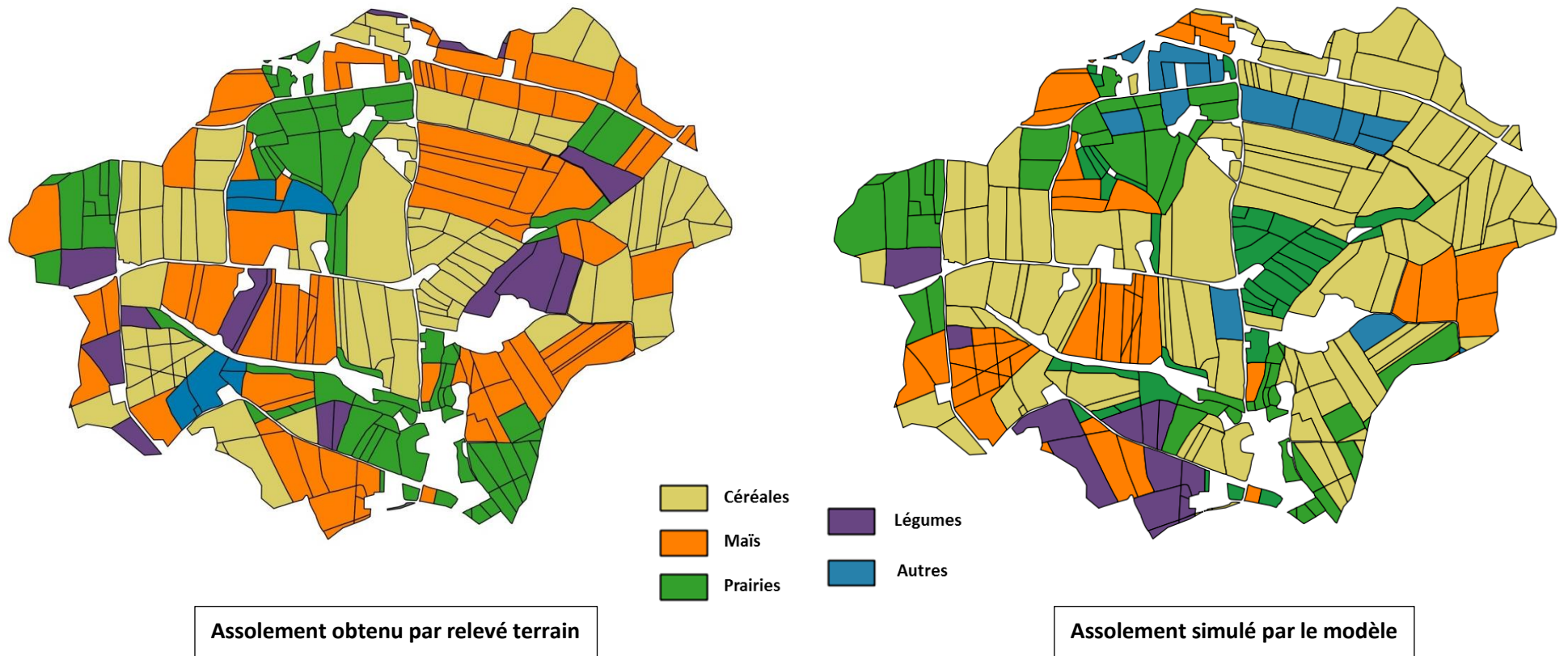
Tableau b : Récapitulatif du nombre d'UGB par exploitation.

Exploitation	Chargement
6	60
8	50
14	85
27	40
50	80
57	43
55	70

Tableau c : Synthèse du nombre d'heures pâturées par jour en fonction de la période et de l'exploitation (par construction le bétail est soit au pâturage soit au bâtiment).

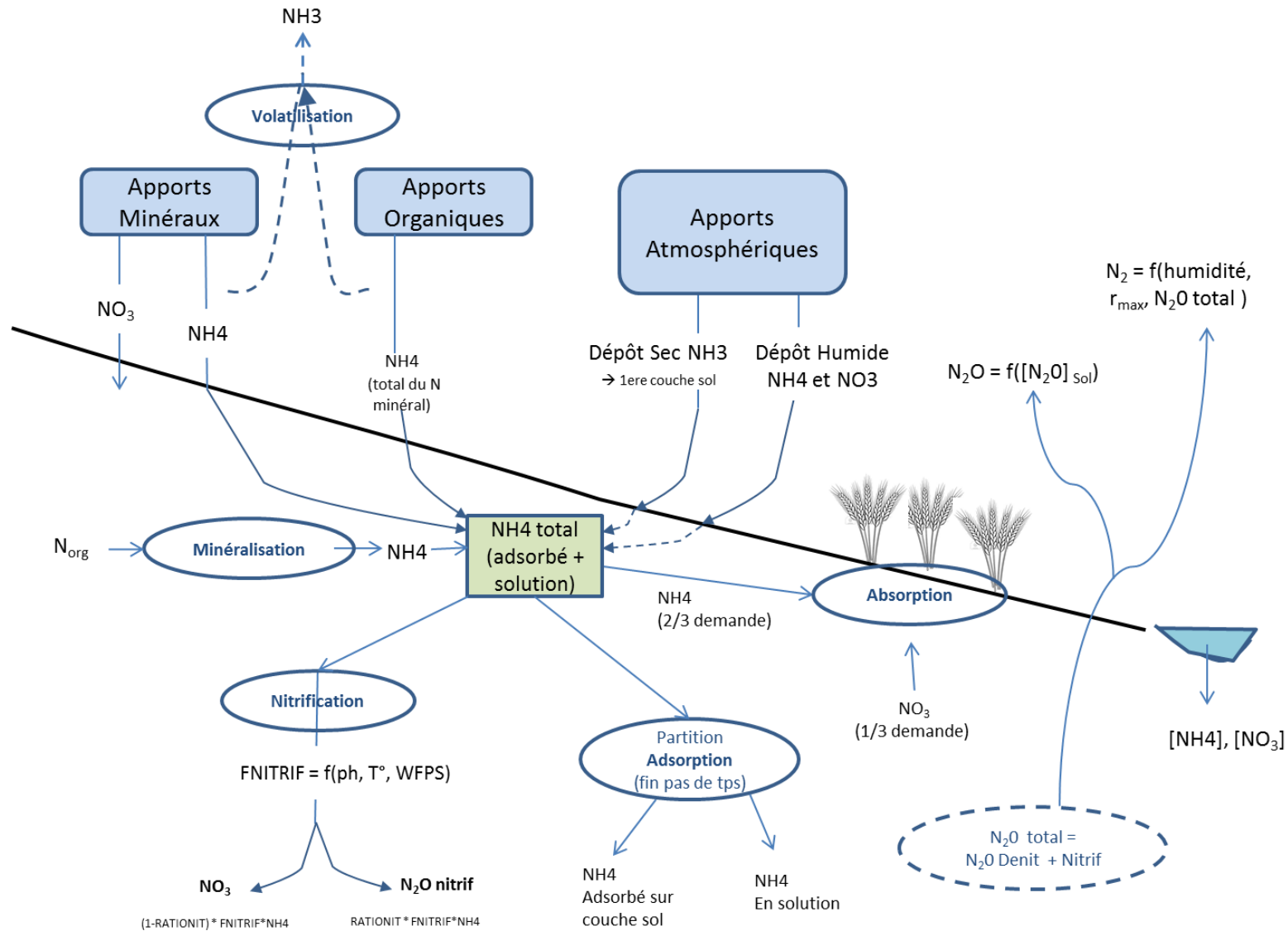
FarmID	StartDate	EndDate	Paturage Hours
6	01/02/2008	30/04/2008	10
6	01/05/2008	30/09/2008	20
6	01/10/2008	15/12/2008	10
8	01/02/2008	31/03/2008	3
8	01/04/2008	30/09/2008	24
8	01/10/2008	15/12/2008	3
14	01/04/2008	30/09/2008	20
27	01/02/2008	31/03/2008	10
27	01/04/2008	30/11/2008	20
50	01/03/2008	01/12/2008	10
57	01/04/2008	30/09/2008	20
55	01/01/2008	31/12/2008	24

Annexe IV : Comparaison spatiale de l'assolement obtenu par relevé terrain et simulé par le modèle pour l'année 2016

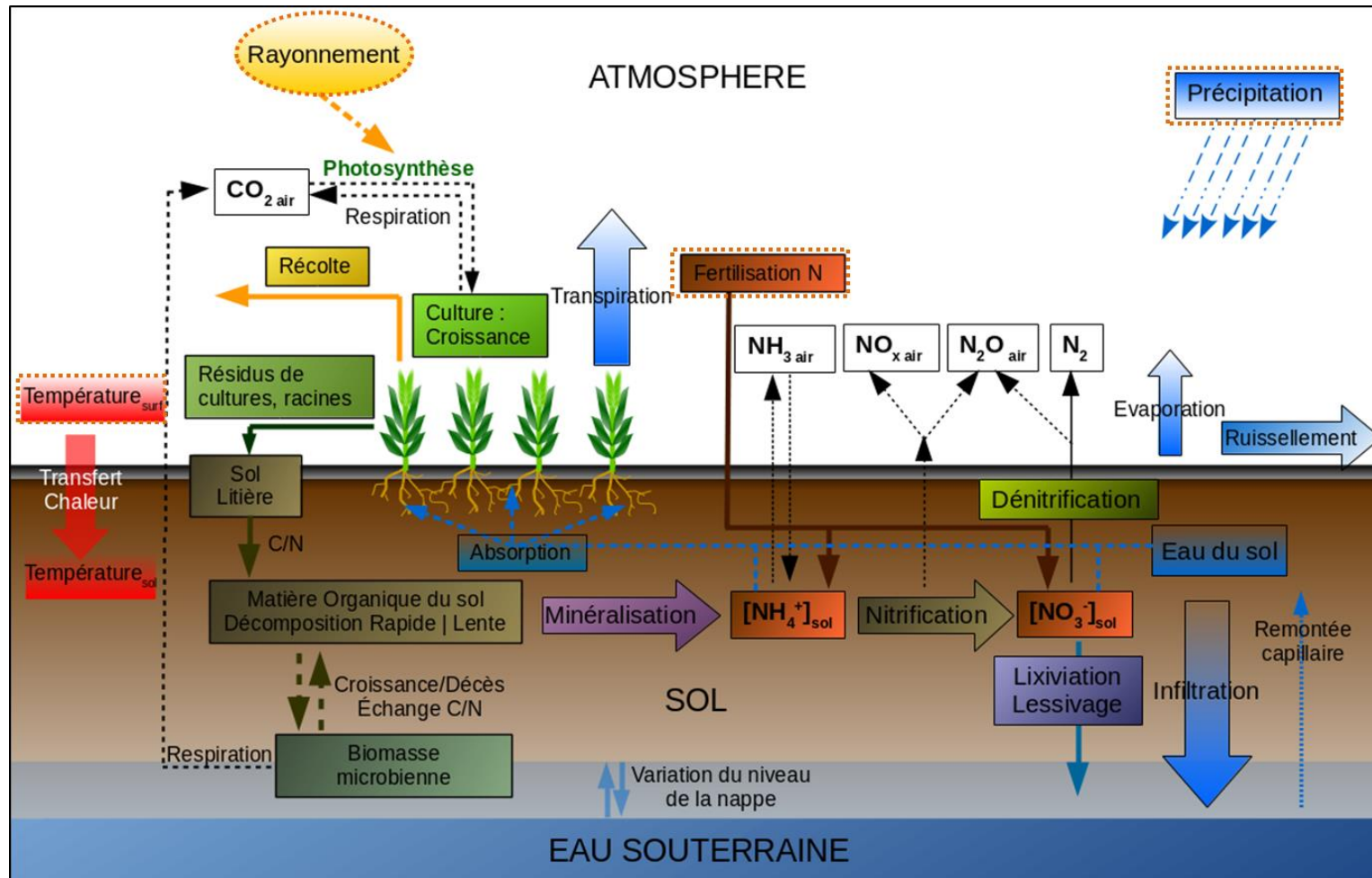


Annexe V : Schéma conceptuel de la modélisation des transferts et transformations de NH₄ dans TNT2.

Source : Salmon-Monviola 2018 (communication personnelle)



Annexe VI : Schéma conceptuel du fonctionnement du module CERES-EGC du modèle Nitroscape (Benhamou et al. 2017)



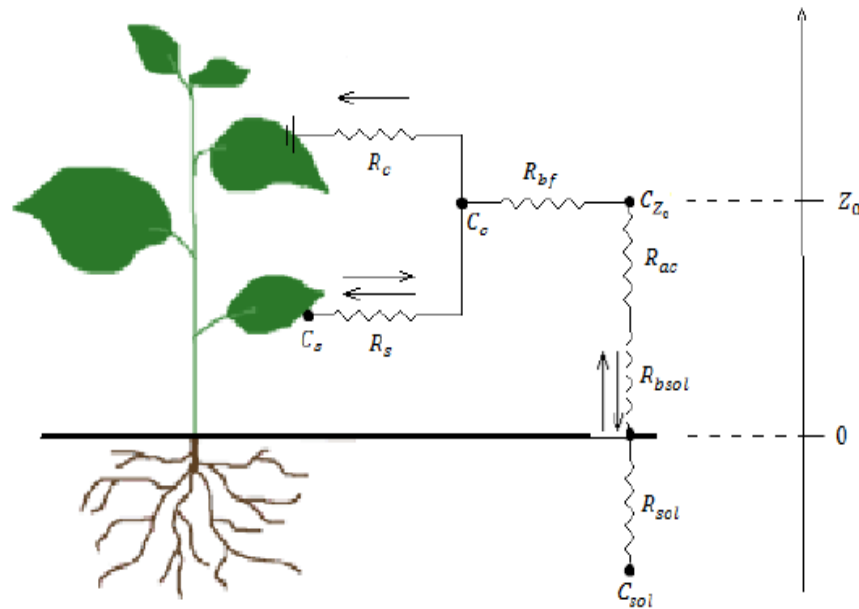
Données d'entrée

Annexe VII : Schéma conceptuel du fonctionnement des modules Surf atm et FIDES-3D du modèle Nitroscape (Benhamou et al. 2017)

Surfatm

Approche résistive :

Potentiel d'émission ou d'absorption selon trois types d'échange



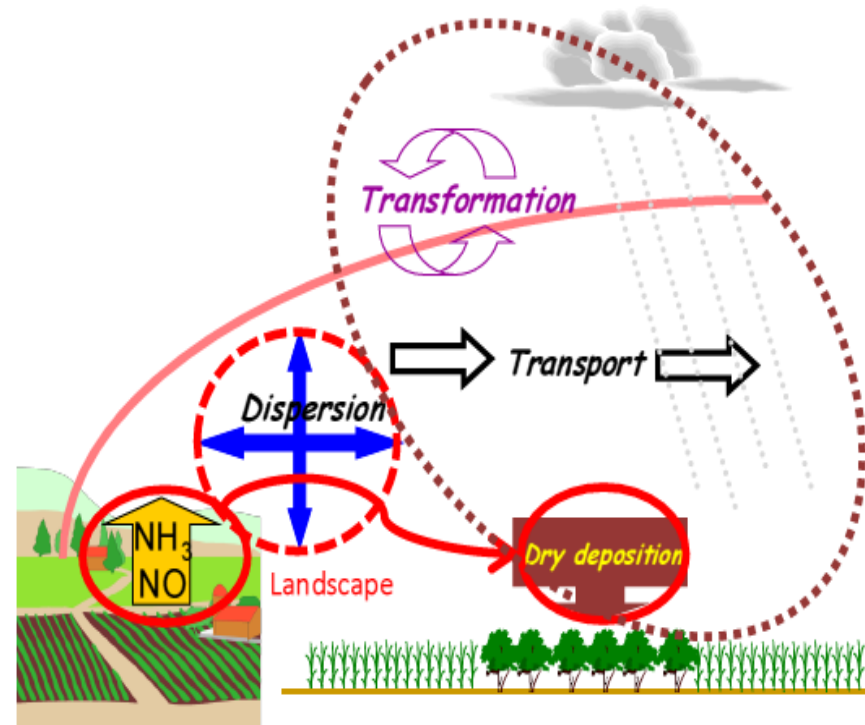
Echange végétation-atmosphère

Echange sol-atmosphère

FIDES-3D

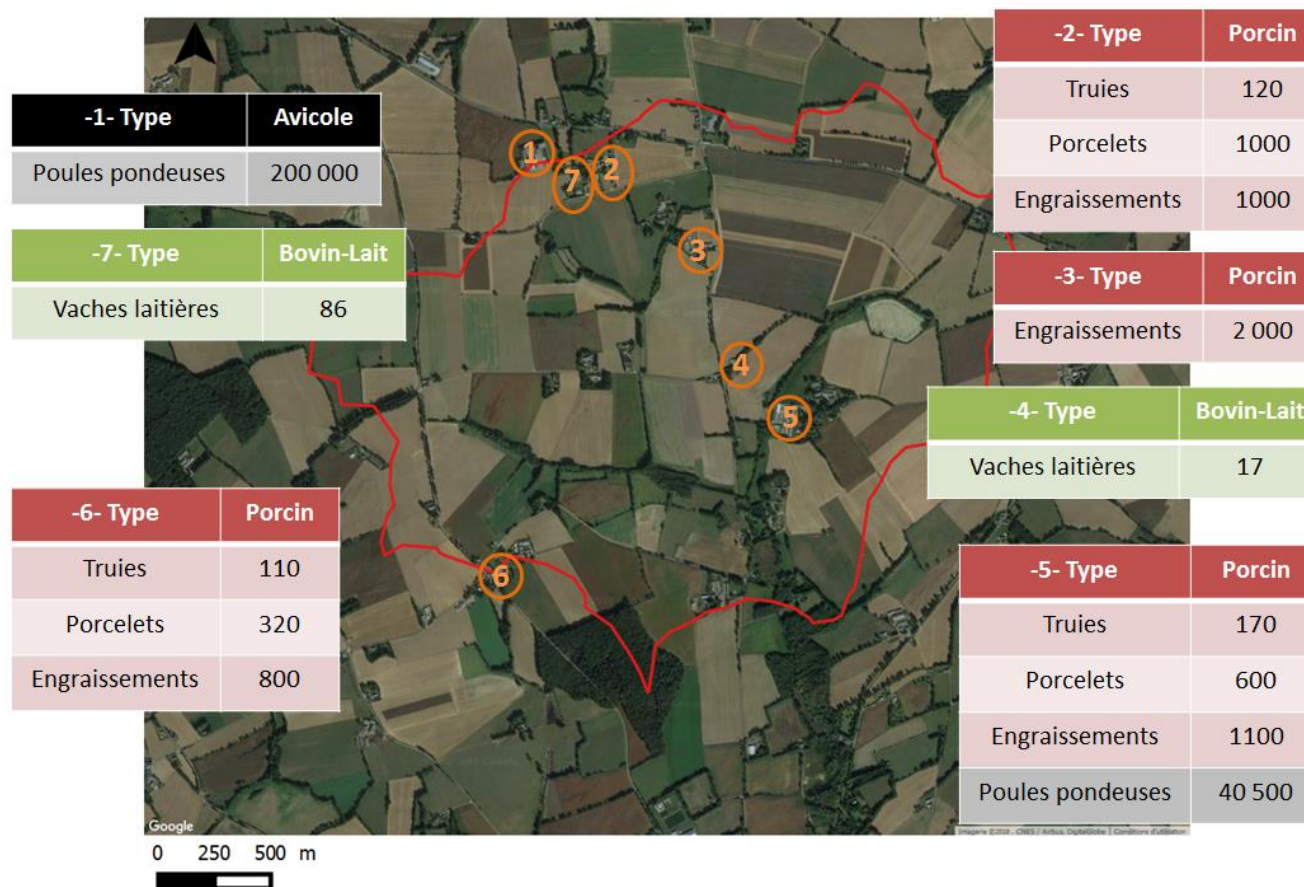
Fonction de dispersion :

Calcul des concentrations en NH_3 à une altitude de référence à partir des sources et dépôts

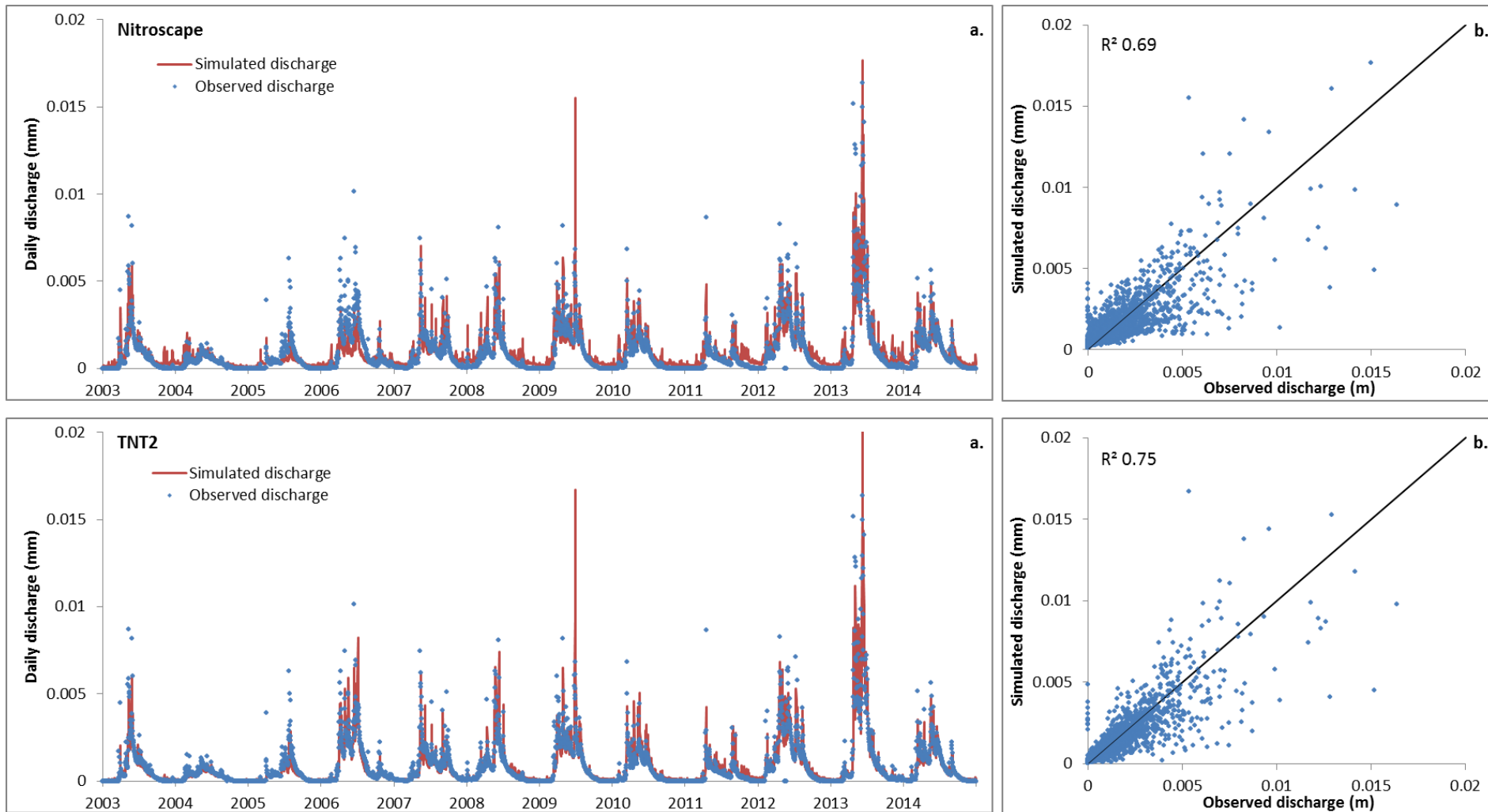


Annexe VIII : Recensement des bâtiments sur le site de Kervidy-Naizin avec une estimation du nombre d'animaux.

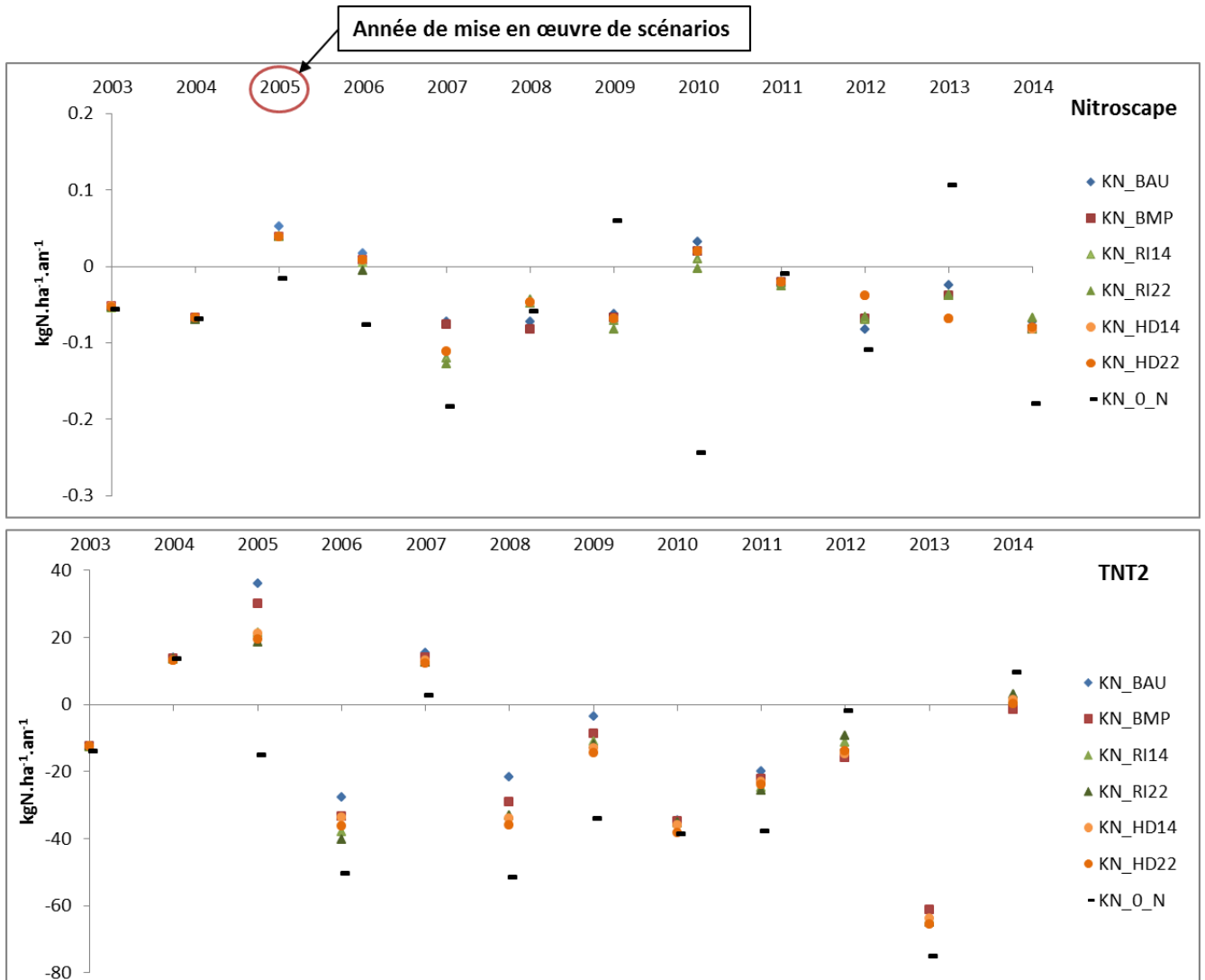
Note : L'estimation du nombre d'animaux a été réalisée à partir des enquêtes NitroEurope (2009) et a été en partie complétée pendant le projet ESCAPADE. Néanmoins, la mise aux normes des bâtiments et l'évolution des exploitations (arrêt d'activité, agrandissement) n'ont pas été prises en compte. Ces valeurs n'ont qu'un objectif indicatif des données utilisées pour la simulation des émissions atmosphériques mais sont non contractuelles.



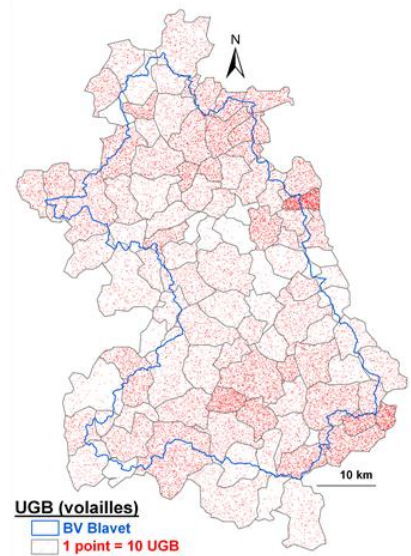
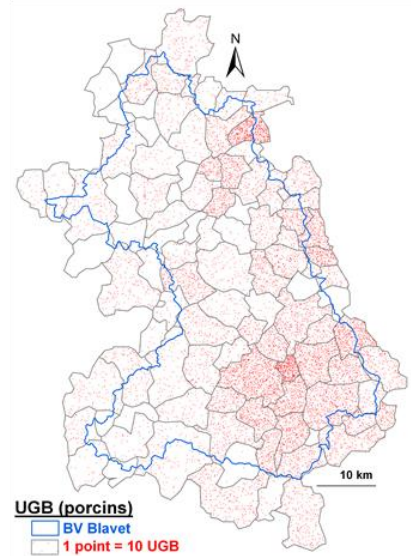
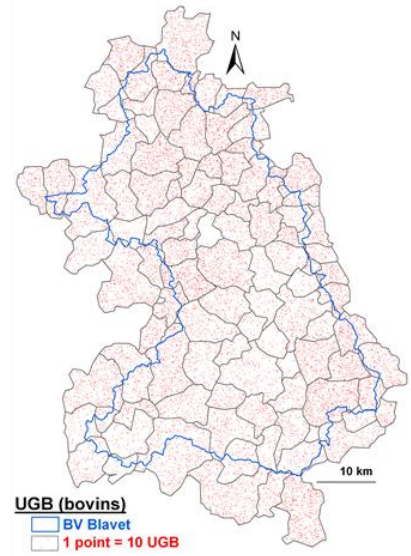
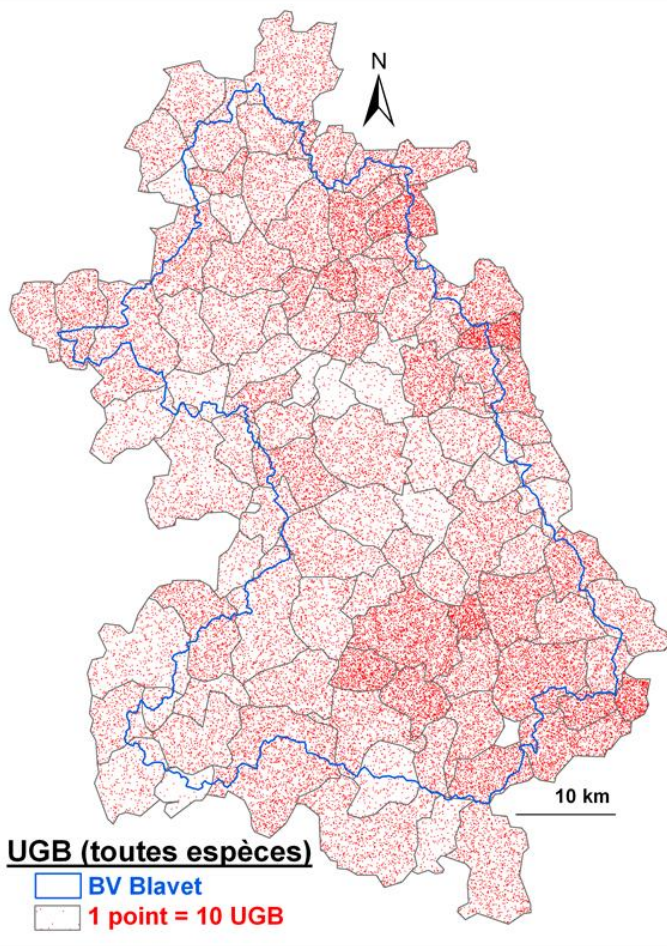
Annexe IX : Résultats de calibration des débits obtenus avec Nitroscape et TNT2



Annexe X : Evolution du delta stock de la nappe pour l'ensemble des scénarios.

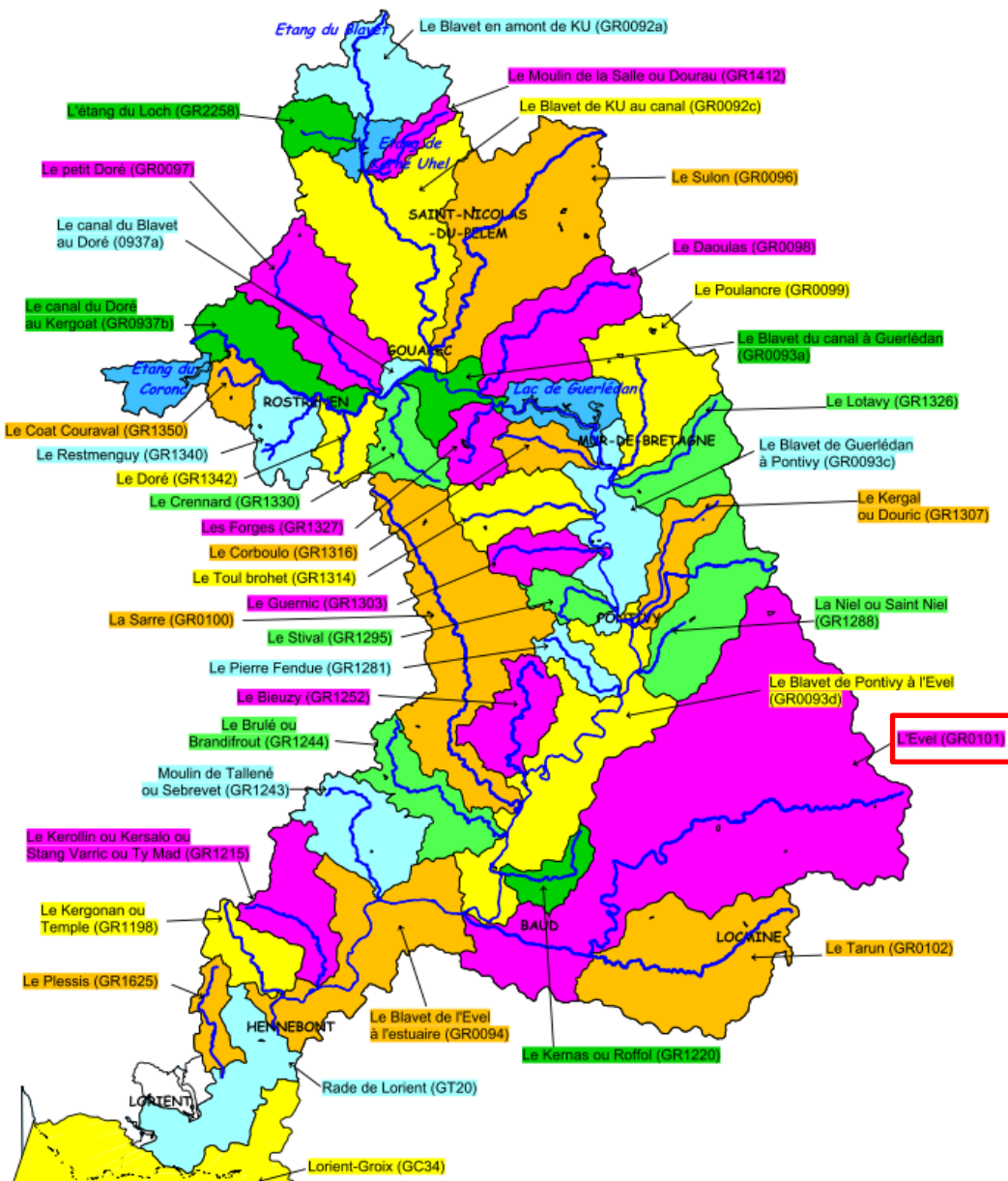


Annexe XI : Cartographie de la densité d'UGB total et par type d'animaux à l'échelle du canton (Lazrak et al. 2014)



Annexe XII : Carte de sous-bassins versants du Blavet

Note : La délimitation des sous bassins correspond aux masses d'eau du Blavet d'après la définition de la DCE. Source : <http://www.sage-blavet.fr/carte>



Annexe XIII : Détail du calcul du surplus utilisé dans le modèle SENEQUE-RIVERSTRALHER.

Note : ce calcul s'effectue à l'échelle de la rotation. L'ensemble des variables est exprimé en $\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$:

$$\textit{Surplus} = \textit{Apport N totaux} - \textit{Export N totaux}$$

Avec

$$\textit{Apport N totaux} = \textit{N organique} + \textit{N minéral} + \textit{N fixation symbiotique} + \textit{N pâturage} + \textit{N atm}$$

Dont :

N organique : totaux des apports organiques. La teneur en azote des effluents est basée sur le référentiel CORPEN adapté à l'espèce (CORPEN 2001; CORPEN 2003; CORPEN 2006)

N minéral : totaux des apports minéraux

N fixation symbiotique : N atmosphérique fixé par les fabacées. Ces valeurs ont été définies sur la base des travaux de (Mahieu et al. 2009; Smil 1999 ; Thiébeau et al. 2004 ; Vertes et al. 2015)

N pâturage : Apports totaux de N liés aux excréments des animaux lors du pâturage (CORPEN 2003)

N atm : Apport de N issus des dépôts atmosphériques. Ce dépôt est estimé à $35 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ sur le site de Kervidy-Naizin en raison de la forte densité d'élevage. La concordance du dire d'expert sur site et des valeurs interdépartementales EMEP 2006 (European Environment Agency 2006) a permis de fixer cette valeur.

Avec

$$\textit{Export N totaux} = \textit{N culture} + \textit{N pâturé}$$

Dont :

N culture : N contenu dans la partie de la plante exportée durant la récolte basé sur les références CORPEN (2008)

N pâturé : N consommé par les animaux lors du pâturage (CORPEN 1999)

Annexe XIV : Indice de couverture automnale : détail des calculs et des scores d'abattement.

L'indice de couverture automnale (ICA), calculé sur la rotation, permet d'établir un score d'abattement de la lixiviation. Les valeurs sont répertoriées dans le tableau 1 ci-dessous

Tableau 1. Score d'abattement de la lixiviation en fonction du degré de couverture automnale et hivernale des sols

Type d'interculture	Score d'abattement de lixiviation	Exemple
<i>Sol nu (culture de printemps non précédé par culture intermédiaire)</i>	0	Maïs
<i>Culture intermédiaire implanté précocement</i>	0,5	Avoine, méteil
<i>Culture d'hiver céréales</i>	0,1	Blé, orge
<i>Culture d'hiver autre</i>	1	Colza
<i>Culture pérenne</i>	1	Prairie permanente

Les calculs suivants sont ensuite réalisés afin de déterminer la lixiviation renseignée dans le modèle SENEQUE-ROVERSTRALHER.

$$ICA = 1 - \text{moyenne scores}$$

$$\text{Lixiviation} = ICA * \text{Surplus}$$

Avec :

Lixiviation et surplus en $\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$

ICA adimensionnel

Annexe XV a : Détail des rotations et des surplus en kgN.ha⁻¹.rotation⁻¹ associés sur le site de Kervidy-Naizin pour les scénarios « pratiques actuelles » (N_BAU) et « pratiques optimisées » (N_BMP).

B : Blé

L: Légume

PDT: Pomme de terre

C : Colza

M : Maïs

PMD : Prairie moyenne durée

IC: Interculture

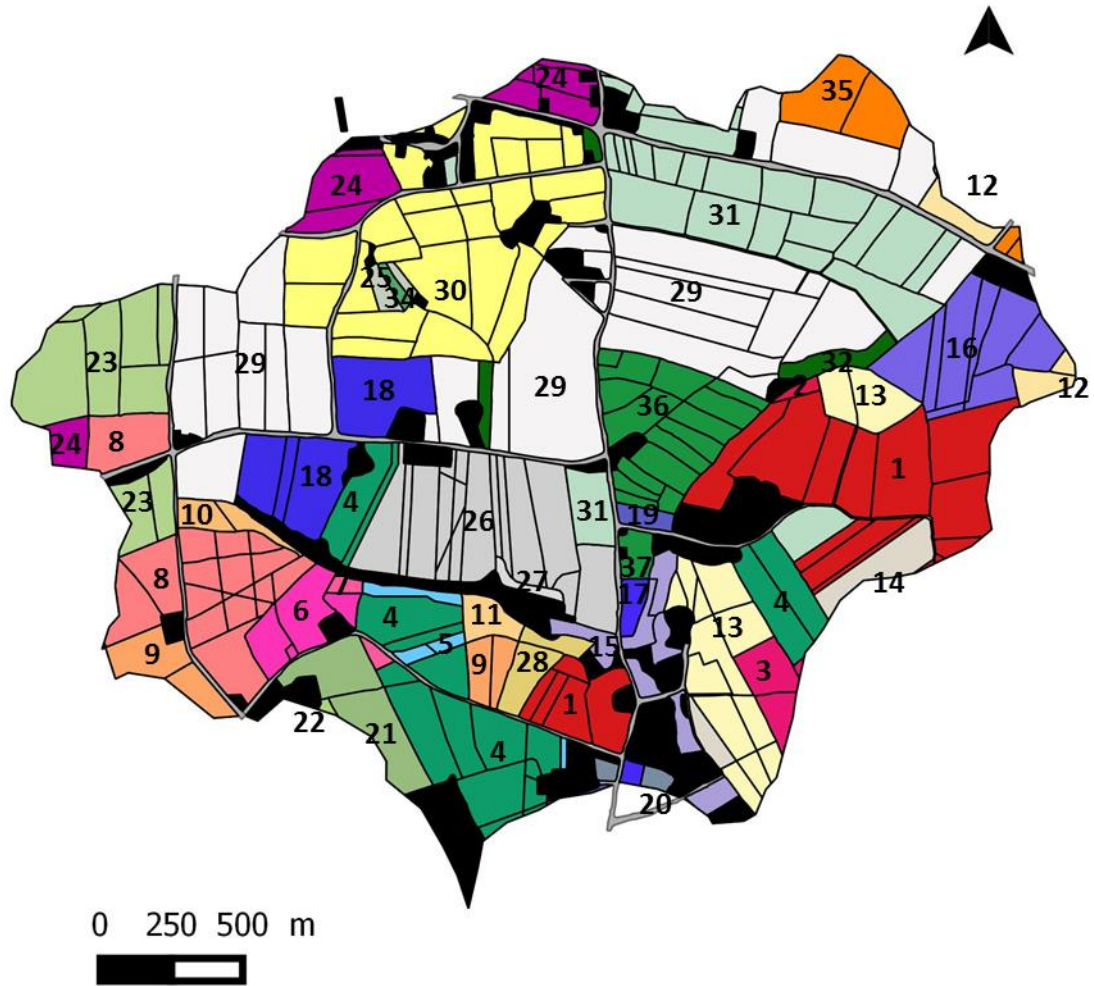
Mel : Mélange graminée

PP: prairie permanente

	Rotation N_BAU	Surplus	Lixiviation	Rotation N_BMP	Surplus	Lixiviation	Surface ha
N1	IC/M/B/O/IC/M/B/PDT	136	107	IC/M/B/O/IC/M/B/PDT	86	68	36.4
N2	PP	75	23	PP	75	23	0.5
N3	(M/IC)*4/M/B/PMD*6	89	43	(M/IC)*4/M/B/PMD*6	13	6	6.5
N4	IC/M/B/IC/M/IC/L/L	45	32	IC/PDT/IC/M/B/IC/M/IC/L/L	45	32	30.5
N5	PP	125	38	PP	125	38	2.1
N6	M/B/IC/PDT/IC/AV	41	33	M/B/IC/PDT/IC	39	31	5.8
N7	PP	35	11	PP	35	11	0.9
N8	IC/L/IC/M/IC/PDT/B	158	114	IC/L/IC/M/IC/PDT/B	92	66	21.7
N9	IC/L/IC/M/IC/PDT/B	158	114	IC/L/IC/M/IC/PDT/B	92	66	7.0
N10	M/IC/PDT/B/IC/L/IC/PMD*6	141	66	M/IC/PDT/B/IC/L/IC	35	11	2.3
N11	PP	35	11	PP	35	11	2.0
N12	IC/M/B	178	109	IC/M/B	40	25	3.4
N13	IC/M/B	52	41	IC/M/B	52	41	17.9
N14	M/B/IC/PMD*5	110	38	M/B/IC/PMD*5	90	33	4.7
N15	PMD*6	41	12	PMD*6	30	9	7.0
N16	M/B/IC/B/PDT/IC	71	54	M/B/IC/B/IC/PDT/IC	63	44	14.9
N17	M	56	56	M/IC	35	35	1.6
N18	M/B/IC	57	45	M/B/IC	57	45	14.6
N19	M/IC/L/L/B/IC/M/B/IC	50	39	M/IC/L/L/B/IC/M/B/IC	50	39	1.2
N20	PP	91	27	PP	91	27	1.0
N21	M/M/B/IC/L/L/IC	55	44	M/IC/M/B/IC/L/L/IC	55	40	7.8
N22	M/M/B/IC	41	35	M/IC/M/B/IC	41	30	0.2
N23	M/IC/M/PMD*5	82	29	M/IC/M/PMD*5	61	20	19.3
N24	M/IC/M/B/IC/PDT/IC	40	29	M/IC/M/B/IC/PDT/IC	40	29	11.1
N25	PP	159	48	PP	125	38	1.1
N26	M/B/IC/L/IC/M/B/IC	20	15	M/IC/M/B/IC/PDT/IC	20	15	26.2
N27	PP	35	11	PP	35	11	0.7
N28	PMD*5	158	47	PMD*5	113	34	3.3
N29	Mel/M/B	84	66	Mel/M/B	84	66	84.4
N30	M/B/IC/PMD*5	110	42	M/B/IC/PMD*5	83	33	41.5
N31	M/B/IC/IC	123	63	M/B/IC/IC	123	63	39.4
N32	PP	105	32	PP	105	32	3.3
N33	PP	35	23	PP	35	23	1.4
N34	PP	35	11	PP	35	11	0.5
N35	M/B/IC/IC	123	63	M/B/IC/IC	123	77	7.3
N36	PP	35	11	PP	35	11	14.5
Moyenne surplus pondérée à la surface		87.6			71.9		

Annexe XV b : Spatialisation des rotations

Note : Cette figure permet de spatialiser les rotations présentées dans l'annexe XV a. Chaque rotation est représentée par une couleur.



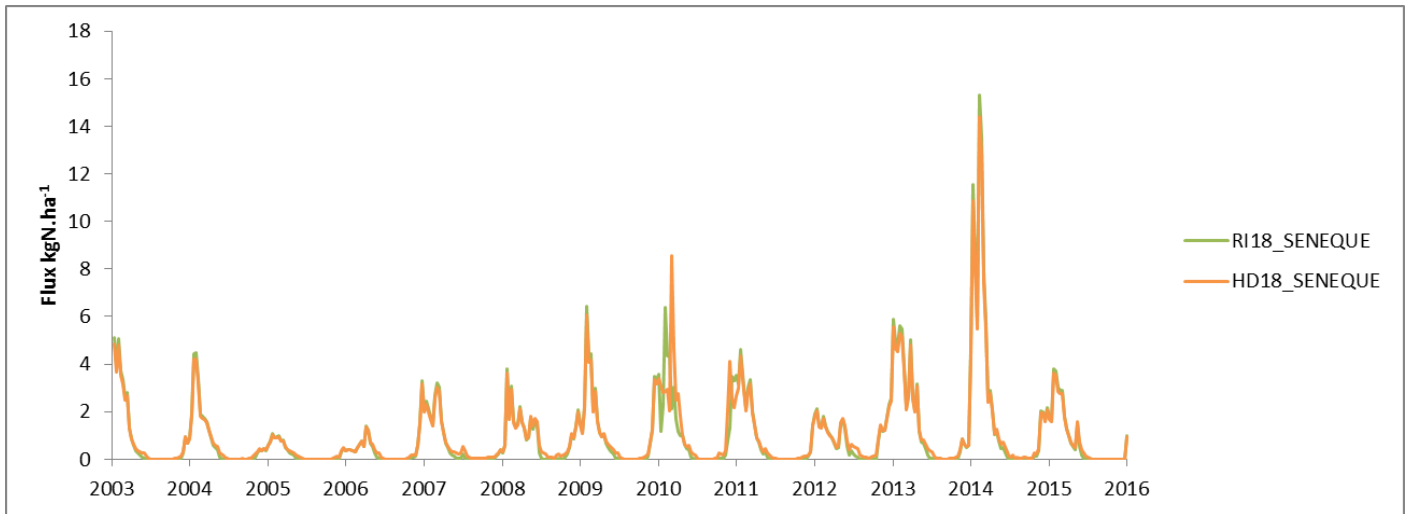
Annexe XVI : Comparaison de la localisation des zones humides d'après SENEQUE et TNT2.

Note: Les deux modèles n'ayant pas le même formalisme, le contour du bassin versant diffère légèrement. Sur cette carte réalisée par S. Théry, on observe les contours du bassin en jaune d'après TNT2 et en gris d'après SENEQUE.

- ZH TNT2
- ZH RS/SENEQUE + terres arables potentialité forte et moyenne



Annexe XVII : Comparaison des flux décennaux obtenus par simulation avec le modèle SENEQUE pour les scénarios interception (RI) et dilution (HD) sur l'ensemble de la période de simulation



Titre : Evaluation de scénarios de gestion paysagère de l'azote par modélisation en bassins versants agricoles

Mots clés : modèle agro-hydrologique ; pollution agricole diffuse ; stratégie d'atténuation spatialisée ; Bretagne ; Gascogne

Résumé : Les problèmes environnementaux liés à l'excès d'azote d'origine agricole restent une préoccupation majeure en France malgré une réglementation contraignante. Pour concilier maintien de la production agricole et limitation de cet excès, des stratégies novatrices d'atténuation des flux d'azote ont été identifiées, puis leurs effets ont été simulés à l'échelle de paysages agricoles à l'aide de modèles agro-hydrologiques spatialisés. Pour cela, la méthodologie mise en œuvre a consisté, à partir d'enquêtes de fermes dans deux contextes contrastés (Bretagne et Gascogne), à simuler des scénarios :

i) d'optimisation des pratiques agricoles en accord avec le 5^{ème} programme d'actions de la directive Nitrates et ii) d'aménagements paysagers du territoire et en particulier des zones environnementales (prairies fauchées non-fertilisées), en variant l'emprise et la localisation. Les résultats montrent l'intérêt de placer ces zones en position d'interception (i.e. en zone riparienne humide), plutôt qu'en tête de thalweg, notamment sur le site breton où les circulations d'eau sub-superficielles dominent. Cette solution limiterait les pertes nitriques sans augmenter les autres émissions d'azote.

Title : Assessment of landscape nitrogen management scenarios by modelling in agricultural catchments

Keywords : agro-hydrological model ; non-point agriculture pollution ; spatially targeted mitigation ; Brittany ; Gascogne

Abstract : Environmental issues related to the excess of reactive nitrogen of agricultural origin activity, are still a major concern in France despite restrictive regulations. To reconcile sustained agricultural production and reduced nitrogen emissions, we identified innovative mitigation strategies and simulated their effects were simulated using distributed agro-hydrological models. The approach consisted in farm surveys in two contrasted situations (NW and SW of France) a basis to simulate the following scenarios :

i) optimisation of agricultural practices according to the 5th action programme of the Nitrates Directive ii) conversion of agricultural land into environmental zones (unmanaged grasslands), with varying extension and in different landscape positions. Results show the interest of locating them in an interception position (i.e. in humid zones around the stream network) rather than in headwater position, especially in the NW catchment where subsurface flow is the dominant pathway. This solution would reduce nitrate losses without increasing other nitrogen emissions.