UNIVERSITE DES SCIENCES ET TECHNIQUES DE LILLE



THESE

Préparée au

LABORATOIRE DE MECANIQUE DE LILLE (UMR 8107 du CNRS)

et

à l'ECOLE POLYTECHNIQUE DE LILLE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DES SCIENCES ET TECHNIQUES DE LILLE

Discipline : génie civil

Présentée et soutenue publiquement par

Geoffroy VINCENT

Le 15 Décembre 2008 à l'Université des Sciences et Techniques de Lille.

Erosion hydrique et transferts des pollutions diffuses d'origine agricole vers la nappe de la craie.

Application au littoral du bassin Artois Picardie.

Directeur de thèse : Monsieur Henri MAILLOT

Jury:

M. Daniel Bernard Président
M. Jacques MUDRY, Rapporteur
M. Yves Le BISSONNAIS Rapporteur
M. Henri Maillot Examinateur

N° ordre : 4246

« On verra probablement dans l'avenir les agronomes se diviser en deux groupes, ceux qui abordent les problèmes fondamentaux grâce à une spécialisation toujours plus poussée, et ceux qui les appréhendent d'une manière globale qui, seule, permettra de rendre compte des multiples conséquences d'une décision de l'agriculteur. »

Henin et Sebillotte, 1968.

RESUME.

Erosion hydrique et transferts des pollutions diffuses d'origine agricole vers la nappe de la craie.

Application au littoral du bassin Artois Picardie.

<u>Résumé :</u>

Dans le cadre d'une gestion rationnelle des ressources en eau souterraine, il est nécessaire, pour comprendre leur fonctionnement, d'intégrer la composante « eau de surface » et ses transferts superficiels liés à la topographie. La préservation de la qualité de cette eau passe donc par la prise en compte des paramètres intrinsèques et extrinsèques du bassin d'alimentation de la nappe.

Dans un premier temps, sur la base de travaux antérieurs réalisés au sein du Laboratoire de Mécanique de Lille (L.M.L., U.M.R. 8107), nous avons développé une méthodologie s'appuyant sur :

- l'hydrologie du ou des bassins versants ruraux,
- la vulnérabilité à une pollution diffuse de la nappe sous-jacente,
- l'activité anthropique ou naturelle de surface,
- les phénomènes érosifs affectant le bassin versant et les transferts de molécules qui en découlent.

Dans un deuxième temps, nous avons appliqué ces modèles à l'étude d'un aquifère crayeux du bassin Artois Picardie alimentant la galerie captante du village côtier de Wissant (Pas de Calais, France). Ceci nous a permis de tester et de choisir des modélisations adaptées au contexte typologique de ce massif crétacé caractéristique de la région.

Ces méthodes ont ensuite été combinées à l'aide d'un SIG afin de représenter la répartition spatiale des écoulements préférentiels, leur lien avec l'érosion et les zones d'accumulation et d'infiltration potentielles vers la nappe.

Ce travail apporte des éléments de réponse à la question : « les pertes en sol des bassins versants ruraux ont elles un impact significatif sur la vulnérabilité de la nappe phréatique sous jacente ? ».

De plus, il met en évidence l'importance de la prise en compte des paramètres géomorhologiques et pédologiques dans l'élaboration d'une stratégie de protection des nappes d'eau souterraine, notamment en ce qui concerne le positionnement des flux polluants dans les modèles mathématiques de simulation, outils d'aide à la décision en matière de gestion optimisée des nappes.

Cette méthodologie a été utilisée dans le cadre d'une étude pluridisciplinaire des ressources souterraines en eau alimentant la ville de Calais (Pas de Calais, France).

La modification de l'indice de vulnérabilité DRASTIC par intégration du facteur d'atténuation (Af) des molécules polluantes a été testé. La réponse de ce nouvel indice a permis de dresser à l'aide d'un SIG une cartographie plus précise de la vulnérabilité de la nappe aux produits phytosanitaires. Sur le bassin de Guînes, ce modèle a été employé pour quatre molécules : le Prosulfuron, l'AMPA, l'Atrazine et la DEA.

Mots clés : Vulnérabilité / aquifère / érosion / produit phytosanitaire / craie.

Water erosion and agricultural non-point pollutions transfers to the chalk aquifer.

Application on Artois Picardie littoral watersheds.

Abstract:

To manage rationnally groundwater ressources, it is necessary to take into account the "surface-water" component and the slight transfers linked to topography. The preservation of the quality of this water relies on the knowledge of both the inner and outer components of the groundwater watershed area. On the basis of previous works achieved within the Lille Mechanichs Laboratory (LML, UMR 8107), we have developed a methodology based on:

- the rural watershed hydrology,
- the vulnerability linked to a diffuse pollution of the underlying groundwater,
- the surface anthropogenic and natural activity,
- the erosion phenomena in the watershed and the consecutive molecule transfers.

In a second time, we have applied these models to the Artois Picardie basin (North of France) chalky aquifer wich supplies the coastal village of Wissant. This allowed us to test and select the models best suitable for the typology of the cretaceous characteristic area.

These methods were then combined with a GIS to display the spatial distribution of preferential flows, their connection to erosion and the areas where they pile up and can potentialy infiltrate the groundwater.

This work partially answers the question: do the soil losses of rural catching areas have a negative impact on the vulnerability of the groundwater?

Moreover it stresser how important it is to take into account the geomorpholgical and soil parameters when setting up a strategy of underground ressources protection. This is particularly true for the positioning of polluting flows in mathematical simulation models which constitute a real decision tool concerning the optimized management of groundwaters. This methodology has been used too in a multidisciplinary study on underground water ressources supplying the city of Calais (Pas de Calais).

The DRASTIC index modification by the integration of the attenuation factor A_f for pesticide has been used. This new index shows a more accurate groundwater vulnerability to pollution by pesticide on the maps. This vulnerability have been studied on the chalk aquifer of Guînes hills with four molecules: Prosulfuron, AMPA, Atrazine and DEA.

Key words: Vulnerability / aquifer / erosion / pesticide / chalk.

REMERCIEMENTS.

REMERCIEMENTS

Cette thèse a été réalisée dans le cadre du groupe de travail sur les pollutions diffuses affectant les nappes phréatiques littorales du bassin Artois Picardie au sein du laboratoire de mécanique de Lille (LML, U.M.R. 8107) et de l'école polytechnique universitaire de Lille (Polytech'Lille).

J'exprime toute ma gratitude aux personnes qui m'ont permis de mener à bien ce projet tout au long de ces quatre années :

Monsieur Henri MAILLOT que je tiens à remercier tout particulièrement pour sa confiance, ses conseils avisés et le soutien qu'il m'a apporté tout d'abord dans le cadre du mastère spécialisé en génie de l'eau puis de cette thèse,

Monsieur Daniel BERNARD, chef de mission ressources en eau de l'Agence de l'eau Artois Picardie pour son aide, son regard critique et son expérience de la gestion des aquifères crayeux,

Monsieur Isam SHAROUR, directeur du laboratoire de Mécanique de Lille pour l'obtention de l'équivalence et pour son soutien dans la réalisation de la thèse,

Monsieur Erick CARLIER, professeur de l'université des sciences et techniques de Lille pour son aide quant à la modélisation et la cartographie des différentes variables étudiées,

Messieurs Marc MEDINE et Frédéric VELUT, ingénieurs aux usines de Guînes et Houlle Moule qui m'ont apporté leur savoir en matière de production d'eau et aidé sur les problématiques liées à la présence de molécules indésirables dans le forages,

Mademoiselle Hélène BOUDENS et Monsieur BARRAT du bureau SAFEGE pour leur collaboration dans le cadre de l'étude du bassin de Guînes,

Monsieur MAES, Président de l'aérodrome de Saint Inglevert, pour ses conseils quant aux prises de vues aériennes et la réalisation des survols des zones étudiées.

Mes parents pour l'éducation qu'ils m'ont donnée et la culture scientifique qu'ils m'ont transmise. Merci également pour le temps passé à relire ce travail.

Un grand merci également à tous ceux qui m'ont apporté leur soutien, quel qu'il soit, durant ces quatre années : Hani, Fadi, Sabine, Christelle, Thierry, Isabelle et Anne.

Enfin, je tiens à exprimer toute mon affection et mon amour à mon épouse Frédérique et à mes deux filles Agathe et Capucine. Je les remercie pour leur patience, leur soutien moral et leur compréhension. Je les prie de m'excuser pour mes absences et manques de disponibilité ces dernières années. Sans leur présence à mes côtés, ce travail n'aurait pu aboutir.

TABLES DES MATIERES.

Table des matières générale.

Introduction	Page 1
I) L'eau et le bassin versant rural.	Page 3
II) Méthodologie appliquée.	Page 22
III) Les zones d'étude.	Page 56
IV) Cartographie et analyse de l'érosion hydrique et des transferts vers la nappe.	Page 82
Conclusion.	Page 11 ⁴

TABLE DES MATIÈRES DETAILLEE.

Remerciements

INTRODUCTION p.1 Ière PARTIE : L'eau et les bassins versants ruraux. Introduction p.3 I. La notion de bassin versant. p.4 II. Le bilan hydrique du bassin versant. p.5 II.1 Evaporation et évapotranspiration. II.1.1 Evaportanspiration réelle, ETR p.6 II.1.2 Evapotranspiration potentielle, ETP II.2 Le ruissellement. p.11 II.2.1 Détermination du ruissellement. II.2.2 Le rôle du sol p.12 II.3 L'infiltration et la recharge des nappes. p.14 II.3.1 L'infiltration II.3.2 La nappe de la craie III. Le transfert des produits phytosanitaires. p.15 III.1 Nature et origine des polluants. III.2 Mode de transfert des produits phytosanitaires dans les eaux d'infiltration. III.3 Devenir dans le sol. p.18 III.3.1 Devenir dans la zone non saturée crayeuse p.20 III.3.3 Devenir dans la zone saturée crayeuse IV. Synthèse p.21 Zème PARTIE : Méthodologie appliquée. Introduction. p.22 Introduction. p.22 Introduction. p.22 Introduction. p.22 Introduction. p.22
Introduction p.3 I. La notion de bassin versant. p.4 II. Le bilan hydrique du bassin versant. p.5 II.1 Evaporation et évapotranspiration. III.1. Evapotranspiration réelle, ETR p.6 III.2 Evapotranspiration potentielle, ETP III.2 Le ruissellement. p.11 III.2.1 Détermination du ruissellement. III.2.1 Détermination du ruissellement. III.3.1 L'infiltration et la recharge des nappes. p.14 III.3.1 L'infiltration III.3.2 La nappe de la craie III. Le transfert des produits phytosanitaires. p.15 III.1 Nature et origine des polluants. III.2 Mode de transfert des produits phytosanitaires. p.17 III.3 Devenir dans le sol. p.18 III.3.1 Devenir dans la zone non saturée crayeuse p.20 III.3.2 Devenir dans la zone saturée crayeuse IV. Synthèse p.21 Zème PARTIE : Méthodologie appliquée. Introduction. p.22 I. Topographie et piézométrie. I.1 Le modèle numérique de terrain (MNT).
Introduction I. La notion de bassin versant. II. Le bilan hydrique du bassin versant. II.1 Evaporation et évapotranspiration. II.1.1. Evapotranspiration réelle, ETR II.2. Evapotranspiration potentielle, ETP II.2.1 Détermination du ruissellement. II.2.2 Le rôle du sol II.3 L'infiltration et la recharge des nappes. III.3 L'infiltration II.3.1 L'infiltration III.3 Le transfert des produits phytosanitaires. III.1 Nature et origine des polluants. III.2 Mode de transfert des produits phytosanitaires. III.3 Devenir dans le sol. III.3.1 Devenir dans la zone non saturée crayeuse IV. Synthèse p.20 2ème PARTIE: Méthodologie appliquée. Introduction. p.22 I. Topographie et piézométrie. I.1 Le modèle numérique de terrain (MNT).
I. La notion de bassin versant. II. Le bilan hydrique du bassin versant. II.1 Evaporation et évapotranspiration. II.1.1. Evapotranspiration réelle, ETR II.2 Le ruissellement. II.2.1 Détermination du ruissellement. II.2.2 Le rôle du sol II.3 L'infiltration et la recharge des nappes. III.1 Nature et origine des polluants. III.2 Mode de transfert des produits phytosanitaires. III.3 Devenir dans le sol. III.3.1 Devenir dans la zone non saturée crayeuse IV. Synthèse Introduction. I. Topographie et piézométrie. I. Topographie et piézométrie. I. Topographie et piézométrie. II. Le tranifertique de terrain (MNT).
I. La notion de bassin versant. II. Le bilan hydrique du bassin versant. II.1 Evaporation et évapotranspiration. II.1.1. Evapotranspiration réelle, ETR II.2 Le ruissellement. II.2.1 Détermination du ruissellement. II.2.2 Le rôle du sol II.3 L'infiltration et la recharge des nappes. III.1 Nature et origine des polluants. III.2 Mode de transfert des produits phytosanitaires. III.3 Devenir dans le sol. III.3.1 Devenir dans la zone non saturée crayeuse IV. Synthèse Introduction. I. Topographie et piézométrie. I. Topographie et piézométrie. I. Topographie et piézométrie. II. Le tranifertique de terrain (MNT).
II. Le bilan hydrique du bassin versant. II.1 Evaporation et évapotranspiration. II.1.1. Evapotranspiration réelle, ETR II.2. Evapotranspiration potentielle, ETP II.2 Le ruissellement. II.2.1 Détermination du ruissellement. II.2.2 Le rôle du sol II.3 L'infiltration et la recharge des nappes. II.3.1 L'infiltration II.3.2 La nappe de la craie III. Le transfert des produits phytosanitaires. III.1 Nature et origine des polluants. III.2 Mode de transfert des produits phytosanitaires. III.3 Devenir dans le sol. III.3.1 Devenir dans la zone non saturée crayeuse III.3.2 Devenir dans la zone saturée crayeuse IV. Synthèse IV. Synthèse p.20 2ème PARTIE: Méthodologie appliquée. Introduction. p.22 I. Topographie et piézométrie. I.1 Le modèle numérique de terrain (MNT).
II.1 Evaporation et évapotranspiration. II.1.1. Evapotranspiration réelle, ETR II.2. Evapotranspiration potentielle, ETP II.2 Le ruissellement. II.2.1 Détermination du ruissellement. II.2.2 Le rôle du sol II.3 L'infiltration et la recharge des nappes. II.3.1 L'infiltration II.3.2 La nappe de la craie III. Le transfert des produits phytosanitaires. III.1 Nature et origine des polluants. III.2 Mode de transfert des produits phytosanitaires. III.3 Devenir des produits phytosanitaires dans les eaux d'infiltration. III.3.1 Devenir dans le sol. III.3.2 Devenir dans la zone non saturée crayeuse IV. Synthèse p.20 2ème PARTIE: Méthodologie appliquée. Introduction. I. Topographie et piézométrie. I.1 Le modèle numérique de terrain (MNT).
II.1.1. Evapotranspiration réelle, ETR II.2. Evapotranspiration potentielle, ETP II.2 Le ruissellement. II.2.1 Détermination du ruissellement. II.2.2 Le rôle du sol II.3 L'infiltration et la recharge des nappes. II.3.1 L'infiltration II.3.2 La nappe de la craie III. Le transfert des produits phytosanitaires. III.1 Nature et origine des polluants. III.2 Mode de transfert des produits phytosanitaires. III.3 Devenir des produits phytosanitaires dans les eaux d'infiltration. III.3.1 Devenir dans le sol. III.3.2 Devenir dans la zone non saturée crayeuse IV. Synthèse PARTIE: Méthodologie appliquée. Introduction. I. Topographie et piézométrie. I.1 Le modèle numérique de terrain (MNT).
II.1.2. Evapotranspiration potentielle, ETP II.2 Le ruissellement. II.2.1 Détermination du ruissellement. II.2.2 Le rôle du sol II.3 L'infiltration et la recharge des nappes. II.3.1 L'infiltration II.3.2 La nappe de la craie III. Le transfert des produits phytosanitaires. III.1 Nature et origine des polluants. III.2 Mode de transfert des produits phytosanitaires. III.3 Devenir des produits phytosanitaires dans les eaux d'infiltration. III.3.1 Devenir dans le sol. III.3.2 Devenir dans la zone non saturée crayeuse IV. Synthèse PARTIE: Méthodologie appliquée. Introduction. I. Topographie et piézométrie. I.1 Le modèle numérique de terrain (MNT).
II.2 Le ruissellement. II.2.1 Détermination du ruissellement. II.2.2 Le rôle du sol II.3 L'infiltration et la recharge des nappes. II.3.1 L'infiltration II.3.2 La nappe de la craie III. Le transfert des produits phytosanitaires. III.1 Nature et origine des polluants. III.2 Mode de transfert des produits phytosanitaires. III.3 Devenir des produits phytosanitaires dans les eaux d'infiltration. III.3.1 Devenir dans le sol. III.3.2 Devenir dans la zone non saturée crayeuse III.3.3 Devenir dans la zone saturée crayeuse IV. Synthèse PARTIE: Méthodologie appliquée. Introduction. I. Topographie et piézométrie. I.1 Le modèle numérique de terrain (MNT).
II.2.2 Le rôle du sol II.3 L'infiltration et la recharge des nappes. II.3.1 L'infiltration II.3.2 La nappe de la craie III. Le transfert des produits phytosanitaires. III.1 Nature et origine des polluants. III.2 Mode de transfert des produits phytosanitaires. III.3 Devenir des produits phytosanitaires dans les eaux d'infiltration. III.3.1 Devenir dans le sol. III.3.2 Devenir dans la zone non saturée crayeuse III.3.3 Devenir dans la zone saturée crayeuse IV. Synthèse p.20 2ème PARTIE: Méthodologie appliquée. Introduction. I. Topographie et piézométrie. I.1 Le modèle numérique de terrain (MNT).
II.3 L'infiltration et la recharge des nappes. II.3.1 L'infiltration II.3.2 La nappe de la craie III. Le transfert des produits phytosanitaires. III.1 Nature et origine des polluants. III.2 Mode de transfert des produits phytosanitaires. III.3 Devenir des produits phytosanitaires dans les eaux d'infiltration. III.3.1 Devenir dans le sol. III.3.2 Devenir dans la zone non saturée crayeuse III.3.3 Devenir dans la zone saturée crayeuse IV. Synthèse p.21 2ème PARTIE: Méthodologie appliquée. Introduction. I. Topographie et piézométrie. I.1 Le modèle numérique de terrain (MNT).
II. 3.1 L'infiltration II. 3.2 La nappe de la craie III. Le transfert des produits phytosanitaires. III. 1 Nature et origine des polluants. III. 2 Mode de transfert des produits phytosanitaires. III. 3 Devenir des produits phytosanitaires dans les eaux d'infiltration. III. 3.1 Devenir dans le sol. III. 3.2 Devenir dans la zone non saturée crayeuse III. 3.3 Devenir dans la zone saturée crayeuse IV. Synthèse PARTIE: Méthodologie appliquée. Introduction. Introduction. III. 3.1 Le modèle numérique de terrain (MNT).
III. Le transfert des produits phytosanitaires. III. 1 Nature et origine des polluants. III. 2 Mode de transfert des produits phytosanitaires. III. 3 Devenir des produits phytosanitaires dans les eaux d'infiltration. III. 3.1 Devenir dans le sol. III. 3.2 Devenir dans la zone non saturée crayeuse III. 3.3 Devenir dans la zone saturée crayeuse IV. Synthèse IV. Synthèse p. 21 2ème PARTIE: Méthodologie appliquée. Introduction. I. Topographie et piézométrie. I. 1 Le modèle numérique de terrain (MNT).
III. Le transfert des produits phytosanitaires. III.1 Nature et origine des polluants. III.2 Mode de transfert des produits phytosanitaires. III.3 Devenir des produits phytosanitaires dans les eaux d'infiltration. III.3.1 Devenir dans le sol. III.3.2 Devenir dans la zone non saturée crayeuse III.3.3 Devenir dans la zone saturée crayeuse IV. Synthèse p.21 2ème PARTIE: Méthodologie appliquée. Introduction. I. Topographie et piézométrie. I.1 Le modèle numérique de terrain (MNT).
III.1 Nature et origine des polluants. III.2 Mode de transfert des produits phytosanitaires. III.3 Devenir des produits phytosanitaires dans les eaux d'infiltration. III.3.1 Devenir dans le sol. III.3.2 Devenir dans la zone non saturée crayeuse III.3.3 Devenir dans la zone saturée crayeuse IV. Synthèse p.21 2ème PARTIE: Méthodologie appliquée. Introduction. I. Topographie et piézométrie. I.1 Le modèle numérique de terrain (MNT).
III.2 Mode de transfert des produits phytosanitaires. III.3 Devenir des produits phytosanitaires dans les eaux d'infiltration. III.3.1 Devenir dans le sol. III.3.2 Devenir dans la zone non saturée crayeuse III.3.3 Devenir dans la zone saturée crayeuse IV. Synthèse PARTIE: Méthodologie appliquée. Introduction. I. Topographie et piézométrie. I.1 Le modèle numérique de terrain (MNT).
III.3 Devenir des produits phytosanitaires dans les eaux d'infiltration. III.3.1 Devenir dans le sol. III.3.2 Devenir dans la zone non saturée crayeuse III.3.3 Devenir dans la zone saturée crayeuse IV. Synthèse PARTIE: Méthodologie appliquée. Introduction. I. Topographie et piézométrie. I.1 Le modèle numérique de terrain (MNT).
III.3.1 Devenir dans le sol. III.3.2 Devenir dans la zone non saturée crayeuse III.3.3 Devenir dans la zone saturée crayeuse IV. Synthèse p.20 2ème PARTIE: Méthodologie appliquée. Introduction. I. Topographie et piézométrie. I.1 Le modèle numérique de terrain (MNT).
III.3.2 Devenir dans la zone non saturée crayeuse III.3.3 Devenir dans la zone saturée crayeuse IV. Synthèse 2ème PARTIE: Méthodologie appliquée. Introduction. I. Topographie et piézométrie. I.1 Le modèle numérique de terrain (MNT).
III.3.3 Devenir dans la zone saturée crayeuse IV. Synthèse p.21 2ème PARTIE : Méthodologie appliquée. Introduction. p.22 I. Topographie et piézométrie. I.1 Le modèle numérique de terrain (MNT).
IV. Synthèse p.21 2ème PARTIE : Méthodologie appliquée. Introduction. p.22 I. Topographie et piézométrie. I.1 Le modèle numérique de terrain (MNT).
2ème PARTIE : Méthodologie appliquée. Introduction. I. Topographie et piézométrie. I.1 Le modèle numérique de terrain (MNT).
Introduction. p.22 I. Topographie et piézométrie. I.1 Le modèle numérique de terrain (MNT).
I. Topographie et piézométrie. I.1 Le modèle numérique de terrain (MNT).
I. Topographie et piézométrie. I.1 Le modèle numérique de terrain (MNT).
I.1 Le modèle numérique de terrain (MNT).
<u>-</u>
1.2 La carte diezonienique.
II. Modélisation du ruissellement
II.1. Généralités.
II.2. La pluie. p.25 II.3. Hydrogramme de crue de fréquence décennale
II.3.1. Méthode rationnelle. p.26
II.3.1.1 Détermination des temps de concentration : t _c
II.3.1.1 Determination des temps de concentration : t _c II.3.1.2 Le coefficient de ruissellement : C _g
II.3.1.3 Estimation des débits p.28
II.3.2. Méthode Socose. p.29

	II.4. Analyse et discussions.	p.30
III.	Modélisation de la vulnérabilité de l'aquifère.	•
	III.1 Notion de vulnérabilité de l'aquifère.	
	III.2 Le modèle GOD	p.33
	III.3 Le modèle DRASTIC	p.34
	III.4 Méthode DRASTIC modifiée	p.36
	III.4.1 Calcul de l'adimensionnel Af	p.37
	III.4.2 Indice Drastic modifié	p.37
	III.5 Discussions	р. т
	III.5 Discussions	
IV.	Modélisation de la sensibilité à l'érosion.	p.41
	IV.1 Principales caractéristiques de l'érosion	p.43
	IV.2 Approche qualitative : Modèle expert arborescent.	p.45
	IV.3 Approche quantitative	•
	IV.3.1 Universal Soil Loss Equation (USLE).	
	IV.3.1.1. Le facteur R ou érosivité des pluies	p.47
	IV.3.1.2. Le facteur K ou facteur d'érodibilité.	p.48
	IV.3.1.3 Le facteur topographique LS	p.49
	IV.3.1.4 Le facteur couvert végétal C	p.50
	IV.3.1.5 Le facteur des pratiques de conservation P	p.51
	IV.3.2 Water Erosion Prediction Project (WEPP).	p.52
	IV.3.2.1 Généralités	1
	IV.3.2.2 Construction des bases de données.	
	IV.3.2.3 Cartographie des pertes potentielles en sol	p.55
	IV.4 Analyse	1
3 ^{ème} PA	ARTIE : Les zones d'étude.	
Introdu	ation	n 56
Introdu I.	Le bassin hydrogéologique de Strouanne.	p.56 p.57
1.	• • • •	p.57
	I.1 Contexte topographique I.2 Contexte climatique	p.58
	<u> </u>	
	I.3 Contexte géologique	p.60
	I.4 Contexte pédologique	p.63
	I.4.1 Sols issus des faciès marneux et crayeux du Crétacé.	p.64
	I.4.2 Sols issus des formations argileuses et lœss du Pléistocène	p.65
	I.5 Contexte hydrogéologique	p.66
	I.6 Contexte agronomique.	p.69
TT	I.7 Synthèse intermédiaire	p.70
II.	Les bassins de Guînes, Hames Boucres et Saint Tricat.	p.71
	II.1 Contexte topographique	70
	II.2 Contexte climatique	p.72
	II.3 Contexte géologique	p.73
	II.4 Contexte pédologique	p.74
	II.5 Contexte hydrogéologique	p.76
	II.6 Contexte agronomique.	p.80
	II.7 Synthèse intermédiaire	p.81

<u>4^{ème} PARTIE : Cartographie et analyse de l'érosion hydrique et des transferts vers la nappe.</u>

Introduc	etion	p.82
I.	Le bassin de Strouanne.	_
	I.1 Le ruissellement.	
	I.2 La vulnérabilité de l'aquifère du Cénomanien	p.85
	I.2.1 Le modèle GOD	_
	I.2.2 Le modèle DRASTIC	p.86
	I.2.3 Le modèle DRASTIC modifié	p.88
	I.2.3.1 Répartition du facteur A _f	
	I.2.3.2 Répartition de l'indice DRASTIC modifié	p.89
	I.2.4. Bilan et discussion.	p.90
	I.3 Le risque érosif	
	I.3.1 Approche qualitative	p.91
	I.3.2 Approche quantitative	p.92
	I.3.2.1 USLE	
	I.3.2.2. WEPP	p.93
	I.4 Synthèse.	p.96
II.	Les collines guînoises.	p.98
	II.1 Le ruissellement.	
	II.2 La vulnérabilité de l'aquifère du Turonien.	p.101
	II.2.1 Le modèle GOD.	
	II.2.2 Le modèle DRASTIC	p.102
	II.2.3 Répartition de l'indice DRASTIC modifié	p.103
	II.2.3.1 Répartition du facteur A _f	
	II.2.3.2 Répartition de l'indice DRASTIC modifié	p.104
	II.2.4 Analyse et discussion	p.107
	II.3 Le risque érosif	
	II.3.1 Approche qualitative.	
	II.3.2 Approche quantitative.	p.109
	II.4 Synthèse.	p.112
Conclus	sion et perspectives.	p.114
Bibliogi	raphie.	p.117
υ	•	1

Annexes.

Acronymes, sigles et unités.

Acronymes et sigles :

AEAP: Agence de l'Eau Artois Picardie AEP: Alimentation en Eau Potable AMPA: Aminométhyl Phosphonic Acid

BV: Bassin versant

CEC: Capacité d'Echange Cationique

DEA: Dé-éthyl Atrazine

DIG: Déclaration d'Intérêt Général

DIREN: Direction Régionale de l'Environnement

DRASTIC: Depth, Recharge, Aquifer, Soil, Topography, Impact, Conductivity.

DT₅₀: durée de demi-vie

DUP: Déclaration d'Utilité Publique

GOD: Groundwater occurrence Overall aquifer class and Depth to groundwater table

GUS: Groudwater Ubiquity Score

IFEN: Institut Français de l'Environnement

INRA: Institut National de la Recherche Agronomique

Koc: Coefficient de partage Carbone organique

LML : Laboratoire de Mécanique de Lille

MES: Matières En Suspension

MNT : Modèle Numérique de Terrain PAC : Politique Agricole Commune

PDT : Pomme de Terre

PPRI: Plan de Prévention des Risques liés aux Inondations.

SAU : Surface Agricole Utile SBV : Sous Bassin Versant

SEQ-eau : Système d'évaluation de la qualité de l'eau.

SIG : Système d'Information Géographique TCS : Techniques Culturales Simplifiées

UE: Union Européenne

USLE : Universal Soil Loss Equation WEPP : Water Erosion Prediction Project

Unités:

CE : colonne d'eau cm : centimètre dm : décimètre

h : heure ha : hectare

kg: kilogramme

km² : kilomètre carré

kPa: kiloPascal min: minute m²: mètre carré m³: mètre cube mm: millimètre

Pa: Pascal s: seconde t: tonne

LISTE DES ILLUSTRATIONS.

• Liste des cartes :

Carte N°II.1: Carte des précipitations moyennes reçues pour la région Nord [Castany, 1962]. Page 24

Carte N°II.2 : Exemple de répartition des pentes exprimées en pourcentage sur le bassin

de Strouanne [Wissant, Pas de Calais]. Page 35

Carte N°II.3: Aléa d'érosion des sols annuels par régions agricoles du bassin Artois

Picardie [GIS SOL, 2004]. Page 42

Carte N°III.1: Géologie du bassin de Strouanne. Extrait de la carte géologique de

Marquise à 1/50000 [BRGM ©]. Page 61

Carte N°III.2: Les grands ensembles géomorphologiques de la région Nord Pas de

Calais [Sterckeman et al. 2002]. Page 63

Carte N°III.3: Topographie et répartition du facteur K ajusté pour les sols du bassin de

Strouanne. Page 66

Carte N°III.4: Carte des valeurs de la perméabilité de la craie du Nord de la France

[Castany, 1962]. Page 67

Carte N°III.5: Piézométrie estimée du bassin hydrogéologique de Strouanne. Pas de

Calais. Carte IGN 62 Ouest 1/25000 Page 67

Carte N°III.6: Répartition de l'épaisseur de la zone non saturée sur la zone d'étude.

Page 69.

Carte N°III.7: Topographie des collines guînoises. Bassins d'Hames Boucres, de Saint

Tricat et de Guînes. Page 71

Carte N°III.8: Extraits fusionnés des cartes géologiques N°5 et N°6 à 1/50000 [BRGM

© 2004]. Bassin hydrogéologique des collines guînoises. Page 73

Carte N°III.9: Carte synthétique des pédopaysages à 1/250000ème. Démarche IGCS en

Nord Pas de Calais [Masson 2000. DRAF, Nord Pas de Calais]. Page 75

Carte N°III.10: Topographie et répartition du facteur K ajusté selon Morschel pour les

sols du bassin de Guînes. Page 76

Carte N°III.11 : Répartition de l'épaisseur de la zone non saturée sur le massif de Guînes.

Page 77

Carte N°III.12: Piézométrie de la nappe séno-turonienne sur fond de carte IGN à

1/25000 [Cartoexplorer 62 ouest ©]. Page 78

Carte N°IV.1: Répartition des unités hydrologiques retenues (BV) et du ruissellement

de surface sur le bassin de Strouanne [Wissant, Pas de Calais]. Page 84

Carte N°IV.2 : Vulnérabilité de la nappe du Cénomanien alimentant la galerie captante

de Strouanne selon la méthode GOD [Wissant, Pas de Calais] krigée sous

Surfer ®. Page 86

Carte N°IV.3: Topographie et vulnérabilité de la nappe du Cénomanien établie par

krigeage selon le modèle DRASTIC. Strouanne, Pas de Calais (France).

Page 87

Carte N°IV.4: Répartition de la probabilité de contamination de la nappe de Strouanne

par les molécules S₁ et S₂. Page 88

Carte N°IV.5 : Vulnérabilité du massif de Strouanne aux molécules S_1 (DT₅₀ = 50 j et

 $K_{oc} = 50 \text{ dm}^3 \text{.kg}^{-1}$) et S_2 (DT₅₀ = 20 j et $K_{oc} = 100 \text{ dm}^3 \text{.kg}^{-1}$). Indice

DRASTIC modifié. Page 89

Carte N°IV.6: Cartographie de l'aléa érosif par le modèle expert. Bassin de Strouanne

(Pas de Calais, France). Page 91

Carte N°IV.7: Cartographie des pertes annuelles en sol estimées à partir de l'équation

universelle modifiée (USLE). Valeurs exprimées en tonnes par hectare.

Page 92

Carte N°IV.8: Cartographie des pertes potentielles annuelles en sols estimées sur une

rotation Colza/Blé/Escourgeon à l'aide du logiciel WEPP. Valeurs

exprimées en tonnes par hectare. Page 94

Carte N°IV.9 : Cartographie des écarts mesurés sur les pertes annuelles en sols estimées

en T/ha entre le modèle USLE modifié et le logiciel WEPP. Page 95

Carte N°IV.10 : Répartition des pertes en sol (WEPP) et de la vulnérabilité de la nappe du

Cénomanien (DRASTIC modifié) pour la substance S2. Bassin de

Strouanne [Extrait Photoexplorer IGN ©]. Page 97

Carte N°IV.11 : Vulnérabilité de la nappe séno-turonienne alimentant les champs captant

de Guînes selon la méthode GOD [Pas de Calais, France]. Page 101

Carte N°IV.12: Topographie et vulnérabilité de la nappe séno-turonienne du massif des

collines guînoises selon l'indice DRASTIC (Pas de Calais, France). Page

102

Carte N°IV.13 : Répartition géographiques du facteur d'atténuation Af sur le massif des

collines guînoises pour deux molécules phytosanitaires. Page 104

Carte N°IV.14: Répartition géographique de l'indice DRASTIC modifié par le facteur

d'atténuation $A_{\rm f}$ sur le massif des collines guînoises pour deux molécules

phytosanitaires. Page 105

 $Carte \ N^{\circ}IV.15: \qquad R\'{e}partition \ de \ l'indice \ DRASTIC \ modifi\'{e} \ par \ le \ facteur \ A_f \ sur \ le \ massif$

des collines guînoises pour l'Atrazine. Page 106

Carte N°IV.16: Aléa érosif par le modèle expert pour le quintile Q3. Bassin de Guînes

(Pas de Calais, France). Page 108

Carte N°IV.17: Cartographie de l'aléa érosif par le modèle expert pour le quintile Q5.

Bassin de Guînes (Pas de Calais, France). Page 108

Carte N°IV.18: Cartographie des pertes annuelles en sols estimées à l'aide du logiciel

WEPP. Bassin de Guînes (Pas de Calais, France). Pas de 5 t.ha⁻¹.an⁻¹.

Page 109

Carte N°IV.19: Cartographie des pertes annuelles en sols estimées à l'aide du logiciel

WEPP. Bassin de Guînes (Pas de Calais, France). Pas de 1 t.ha⁻¹.an⁻¹.

Page 110

Carte N°IV.20: Répartition des pertes en sol (WEPP) et de la vulnérabilité de la nappe

sénonienne (DRASTIC modifié) à un produit phytosanitaire de

GUS=3,18.[Extrait Photoexplorer IGN]. Page 113

• Liste des figures :

Figure N°I.1: Le cycle de l'eau. www.ga.water.usgs.gov. Page 3

Figure N°I.2: Représentation des principaux processus d'écoulements superficiels et

souterrains au sein d'un bassin versant agricole [Voltz et Louchart,

2001]. Page 4

Figure N°I.3: Sources d'alimentation d'un cours d'eau par la nappe et/ou le

ruissellement. Page 11

Figure N°II.1 : Construction du modèle numérique de terrain. Page 23

Figure N°II.2: Exemple de mesure de surface d'un bois à l'aide du logiciel

Photoexplorer (IGN 1/25000ème). Bassin de Strouanne, Wissant (Pas de

Calais). Page 27

Figure N°II.3 : Evolution du débit Q [L³.T¹] à l'exutoire d'un bassin exposé à une pluie

de projet d'intensité constante [L.T⁻¹] d'une durée tr [T⁻¹]. Page 28

Figure N°II.4: Principe d'utilisation de la méthode Socose. Page 29

Figure N°II.5 : Modèle « origine-chemin-cible » d'évaluation de la vulnérabilité adapté

de Voigt et al., 2004. Page 31

Figure N°II.6: Détermination de la vulnérabilité d'une nappe adapté du système GOD

[Foster 1987, Bézelgues et al. 2002]. Page 33

Figure N°III.1 : Coupe schématique SW-NE du contexte aquifère de la craie dans le Nord

Pas de Calais [Bernard et Caulier, 1989]. Page 56

Figure N°III.2: Topographie du bassin des sources de Strouanne. a. Calage de la

topographie sur Photoexplorer [IGN]. b. Modélisation sous SIG du relief

avec amplification des altitudes. Page 57

Figure N°III.3: Etages stratigraphiques du crétacé et leurs caractéristiques adapté de

Pierre et al. (2005) et Caulier (1976). Page 60

Figure N°III.4: Principaux sols de faciès marneux et crayeux du bassin hydrogéologique

de Strouanne. Adapté du référentiel pédogéochimique du Nord Pas de

Calais (2002). Page 64

Figure N°III.5 : Principaux brunisols argileux et loessiques du bassin hydrogéologique de

Strouanne. Adapté du référentiel pédogéochimique du Nord Pas de

Calais. Page 65

Figure N°IV.1: Lignes de partage des eaux des bassins versants des exutoires F6, 8, 9, 11

et 12. [Extrait de Cartoexplorer, IGN 1/25000^{ème} 62 ouest]. Page 99

Figure N°IV.2.: Profils géophysiques transversaux du fond de la Waille (amont du forage

F12) [SAFEGE, 2008]. Page 111

• Liste des graphiques :

Graphique N°I.1: Evolution de l'ETP fournie par Météo France à Boulogne sur mer et

l'ETP calculée à partir de la formule de Penman-Monteith entre 2004 et

2005. Page 10

Graphique N°I.2: Comparaison entre l'ETP fournie par Météo France sur 609 jours en

2004 et 2005 et les données issues de la formule de Penman-Monteith

employée sur les bassins étudiés. Page 10

Graphique N°I.3 : Profil de la teneur en eau au sein de la zone non saturée crayeuse dans le

Cambrésis [Bastin, 2005]. Page 15

Graphique N°I.4: Principales substances quantifiées dans les eaux souterraines tous réseaux

de surveillance confondus en 2004 [IFEN, 2006]. Page 16

Graphique N°II.1: Variations annuelles des précipitations et pluies efficaces exprimées en

mmCE et de la température de la station de Boulogne sur mer (Pas de

Calais) entre 1960 et 2004. Page 24

Graphique N°II.2 : Histogramme des densités de coulées de boues (dossiers

d'indemnisation) par Région de 1985 à 2001 [Le Bissonnais et al. 2002].

Page 42

- Graphique N°II.3: Fluctuations des températures minimales, maximales (a) et des
 - précipitations (b) sur le bassin de Strouanne entre 1995 et 2005. Page 53
- Graphique N°II.4 : Paramétrage de la pente (slope) sous WEPP. Pente de 17% orientée à 162,1°. Page 53
- Graphique N°III.1: Répartition des pentes sur le bassin de Strouanne (320 points). Page 58
- Graphique N°III.2 : Rose des vents 2007 de la station de Boulogne sur mer [www.atmo-npdc.fr]. Page 59
- Graphique N°III.3 : Evolution des taux de nitrates et de chlorure dans la galerie captante de Strouanne en fonction des précipitations cumulées sur dix jours. 1974-2004. Page 68
- Graphique N°III.4: Répartition des pentes sur le bassin de Guînes (460 points). Page 72
- Graphique N°III.5: Evolution du taux de nitrates (NO₃-) sur le forage F8 (Saint Tricat, France). www.eau-artois-picardie.fr. Page 79
- Graphique N°III.6 : Suivi des taux de nitrates sur les forages exploités de Guînes [Velut, 2008]. Page 79
- Graphique N°IV.1 : Débits théoriques des sous bassins versants du massif de Strouanne (BV1 à BV13) exprimés en L.s⁻¹.ha⁻¹. Page 85
- Graphique N°IV. 2 : Corrélation entre les pertes estimées par les formules USLE modifiée et les valeurs obtenues avec le programme WEPP. Page 95
- Graphique N°IV.3 : Pourcentage de la surface du bassin de Guînes exposée à une vulnérabilité donnée aux substances S_1 et S_2 à partir de l'indice DRASTIC modifié ou du facteur d'atténuation A_f . Page 105

• Liste des photographies :

- Photographie N°II.1 : Amplification du ruissellement et pertes de sol liées aux pratiques culturales. Hauteurs de Pihen les Guînes. Juin 2008. Page 27
- Photographie N°II.2: Fissures productives (Cran d'Escalles 2007). Page 32
- Photographie N°II.3 : Exemple d'aménagement anti-érosif appliqué sur les collines guînoises. Page 51
- Photographie N°III.1 : Falaise du Petit Blanc Nez et analyse stratigraphique. Page 62
- Photographie N°III.2 : Hameau de Strouanne et résurgence de la nappe du Cénomanien. Page 68
- Photographie N°III.3 : Sondage à la tarière hélicoïdale jusqu'à la nappe à l'amont du forage F9. Leulingue, commune de Saint Tricat. Limons des plateaux et craie blanche à silex du sénonien et turonien supérieur. Page 77
- Photographie N°IV.1 : Exemple de labours dans le sens de la pente avec présence d'éléments calcaires grossiers témoins de la faible épaisseur du sol [Amont de Strouanne, été 2007]. Page 96
- Photographie N°IV.2: Ecoulements et transferts de sédiments en amont de Saint Tricat [Extrait de Photoexplorer, IGN 1/25000^{ème}]. Page 100
- Photographie N°IV.3 : Phénomènes d'érosion hydrique observés à l'aval du Fond de Caffiers en août 2006 suite à un orage. Zone de pertes supérieures à 3 t.ha⁻¹.an⁻¹. Page 111

• *Liste des tableaux* :

Tableau N°I.1: Modèles d'estimation de l'ETP recensés dans la littérature par Oudi,

2004. Page 7.

Tableau N°I.2: Albedo moyen de quelques surfaces naturelles [Vilain, 1987]. Page 8
Tableau N°I.3: Propriétés hydrologiques des sols en fonction de leur classe texturale,

adapté de Rawls et Brakensieck, 1989 [Agriflux, notice]. Page 13

Tableau N°I.4: Différents types de textures répertoriées par Serhal (2006) au nord de

l'Audomarrois. Page 19

Tableau N°II.1: Facteurs de pondération des différents critères appliqués avec la méthode

DRASSTIC. Page 35

Tableau N°II.2 : Définition des zones de vulnérabilité selon les intervalles d'indices de

vulnérabilité DRASTIC. Page 36

Tableau N°II.3: Propriétés de quelques molécules phytosanitaires [Spadotto et al., 2001].

Page 39

Tableau N°II.4: Classification des cinq désignations qualitatives du facteur d'atténuation

(Af) [Kajewski 2005, Ministère de la région Wallone 2004]. Page 40

Tableau N°II.5 : Classe de vulnérabilité selon la méthode DRASTIC modifiée. Page 40

Tableau N°II.6: Caractéristiques des principaux mécanismes de désagrégation adapté de

Le Bissonnais et Le Souder, 1995. Page 43

Tableau N°II.7 : Codification de la structure et de la perméabilité [Arnoldus 1977]. Page

48.

Tableau N°II.8: Principales valeurs moyennes du facteur C appliquées au bassin de

Strouanne adapté des travaux de Arnoldus (1977), Morschel et Fox

(2004) et Sadiki et al. (2004). Page 50

Tableau N°II.9 : Valeurs du facteur P retenues pour les cultures en courbe de niveau en

fonction de la pente [Arnoldus, 1977]. Page 51

Tableau N°II.10: Principaux critères de choix du modèle érosif retenus pour l'étude. Page

52

Tableau N°III.1 : Occupation agricole des communes du bassin hydrogéologique (Source

RGA 2000). Page 70

Tableau N°III.2: Occupation agricole des principales communes couvrant le bassin

hydrogéologique de Guînes [RGA 2000]. Page 80

Tableau N°III.3: Répartition de l'occupation des cinq bassins versants délimités pour

l'étude de la vulnérabilité des forages de Guînes. Page 81

Tableau N°IV.1: Caractéristiques intrinsèques des treize sous bassins versants du massif

crétacé du petit Blanc Nez. Débits estimés par les méthodes rationnelles

(Q rat) et Socose (Q soc). Page 83

Tableau N°IV.2 : Classes d'érosion et répartition par superficie du bassin hydrogéologique

de Strouanne. Page 93

Tableau N°IV.3: Caractéristiques intrinsèques des cinq bassins versants du massif crétacé

des collines guînoises et débits estimés par les méthodes rationnelles (Q

rat) et Socose (Qsoc) exprimés en L.s⁻¹.ha⁻¹. Page 99

Tableau N°IV.4 : Caractéristiques de l'atrazine et de la DEA retenues pour le paramétrage

du DRASTIC modifié [Footprint et Maison 2000]. Page 106.

INTRODUCTION

Les aquifères capacitives du carbonifère et du crétacé du bassin Artois Picardie constituent une réserve en eau irremplaçable et souvent de qualité. Produisant près de 95% de l'eau d'alimentation du bassin, ces ressources souterraines sont protégées et considérées comme un véritable patrimoine au travers du Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux Artois Picardie [SDAGE, 1995 et 2008].

Beaucoup d'entre elles sont soumises aux impacts de l'industrialisation, de la croissance démographique et de l'intensification de l'agriculture. Combinés au durcissement des réglementations européennes, ces impacts accroissent les difficultés de gestion aussi bien en terme de qualité que de quantité.

L'étape préliminaire à la mise en œuvre d'une gestion intégrée est la connaissance des aquifères et des phénomènes qui les affectent, préoccupation liée au développement durable. Anticiper les conséquences des activités humaines et/ou les modifications du climat est donc un enjeu majeur. L'objectif est ici d' « Aboutir à une bonne adéquation entre la connaissance du fonctionnement de l'hydrosystème, dont il s'agit de préserver l'intégrité, et l'intervention des différents utilisateurs de la ressource en eau » [Action 21, chap. 18, Rio 1992]. Cette problématique est reprise par la Directive Cadre sur l'Eau de 2000 avec pour finalité le retour à un bon état écologique et chimique d'ici « 2015 ».

La provenance et les flux des différents polluants susceptibles de contaminer ces hydrosystèmes font l'objet de nombreuses études depuis des années. Les phénomènes de transfert vers les champs captants sont lents et hypothèquent l'exploitation de ces alimentations en eau potable. Le producteur d'eau doit anticiper ces arrivées et participe à la mise en place d'actions conservatoires et préventives. Malheureusement, d'autres mesures davantage curatives telles que la filtration sur charbon actif doivent ou devront être envisagées afin de respecter les normes et ainsi assurer la qualité et l'innocuité de l'eau distribuée. La directive européenne sur la qualité de l'eau destinée à la consommation humaine impose des concentrations maximales de 50 mg.L⁻¹ pour les nitrates (NO₃⁻) et de 0,1 µg.L⁻¹ pour les produits phytosanitaires et métabolites d'origine biotique ou abiotique. Parmi les pressions observées, les activités agricoles ont un impact particulièrement important sur la qualité de l'eau du bassin, qu'elle soit superficielle ou souterraine.

Les travaux présentés ici ont été réalisés au sein du groupe de recherche du laboratoire de mécanique de Lille (LML), en collaboration avec l'agence de l'eau Artois Picardie, le laboratoire de génie de l'eau de Polytech'Lille, la Lyonnaise des Eaux et le bureau d'étude SAFEGE. Ce groupe pluridisciplinaire travaille sur la modélisation du cycle de l'eau à l'échelle de bassins versants de tailles différentes. Les résultats obtenus ces dernières années [Bastin, 2005; Serhal, 2006; El Naghi, 2006] ont mis en évidence la discontinuité existant entre les processus hydrologiques, hydrogéologiques et agronomiques.

Nous avons donc décidé, à l'échelle de nappes alimentées par les infiltrations issues de bassins versants ruraux, d'établir une modélisation qui puisse être par la suite appliquée à des entités de plus grande taille. L'objectif principal est d'associer un travail de terrain et un pragmatisme agronomique à des modélisations plus théoriques, afin d'apporter des éléments de réponse à la question :

« les pertes en sol de bassins versants ruraux ont elles un impact significatif sur la vulnérabilité de la nappe phréatique sous-jacente ? »

L'aléa érosif a été déterminé qualitativement à l'aide d'un modèle expert sur les massifs du Crétacé de Strouanne et de Guînes qui alimentent en eau les communes de Wissant, Calais et Guînes (Pas de Calais, France). Les pertes annuelles en sol exprimées en tonnes par hectare et par an ont été calculées ensuite à partir du logiciel WEPP Hillslope Watershed Model paramétré en fonction des pratiques agronomiques locales. Les valeurs quantitatives ainsi obtenues ont été intégrées à un système d'information géographique (SIG) afin de spatialiser les phénomènes d'érosion.

Cette étude « diagnostique » dresse une image du risque érosif sur des bassins sensibles, base de l'évaluation de l'incidence de mesures agri-environnementales futures. Elle s'inscrit dans une démarche plus globale de compréhension du fonctionnement hydrologique de l'aquifère sous-jacent. La superposition de ces informations avec la cartographie de la vulnérabilité de la nappe selon les méthodes GOD et DRASTIC a permis de localiser des zones d'accumulation et d'infiltration rapide qui constituent des sites potentiels de pollution de la nappe d'eau souterraine. L'intégration du facteur d'atténuation A_f a mis en évidence l'influence des caractéristiques intrinsèques de la molécule étudiée sur la répartition géographique de la vulnérabilité.

Ce travail démontre l'importance de la prise en compte des paramètres géomorphologiques et pédologiques dans l'élaboration d'une stratégie de protection des nappes d'eau souterraine, notamment en ce qui concerne le positionnement des flux polluants dans les modèles mathématiques de simulation, outils d'aide à la décision en matière de gestion optimisée des nappes.

Ce mémoire est structuré en quatre parties distinctes et complémentaires :

- La première partie de cette thèse présente une synthèse des éléments nécessaires à la compréhension du cycle de l'eau à l'échelle d'un bassin versant rural posé sur une aquifère du crétacé. Elle dresse un état des lieux de l'ensemble des composantes à prendre en compte lors d'une étude de la vulnérabilité de ces aquifères vis à vis des produits phytosanitaires.
- La deuxième partie présente les méthodologies mises en œuvre dans le cadre des études de terrain et les modifications apportées aux différents modèles utilisés.
- Le troisième volet comporte une analyse descriptive des deux zones d'étude retenues au regard des différents éléments définis précédemment. Les bases de données établies donnent un ensemble de cartes préliminaires (topographie, piézométrie, zone non saturée, ...).
- La dernière partie concerne l'application des méthodes retenues sur les champs captants de Strouanne et de Guînes. Elle aboutit à un ensemble de cartes qui illustrent l'importance des transferts superficiels et leur accumulation dans des zones d'infiltration privilégiées. L'ensemble des résultats obtenus permet une meilleure compréhension des transferts de molécules connexes à l'érosion.

PREMIERE PARTIE.

L'EAU ET LES BASSINS VERSANTS RURAUX.

- I. La notion de bassin versant
- II.
- Le bilan hydrique du bassin versant Le transfert des produits phytosanitaires III.

L'eau et les bassins versants ruraux.

Introduction.

Le cycle de l'eau (figure I.1) est composé d'un volet océanique et d'un volet continental qui nous intéresse ici. L'évaporation s'effectue au dessus des océans, grâce à l'énergie solaire, et génère les nuages qui donneront par la suite les précipitations sous forme de neige, de pluie ou de brouillard. Sur le continent, ces précipitations atmosphériques se répartissent ensuite entre le ruissellement, l'évaporation au sens large et l'infiltration. Cette répartition fluctue au gré du temps et de l'espace en fonction de la topographie, de la géologie, du climat, de l'occupation des sols en surface et de bien d'autres paramètres.

L'homme exploite principalement ces ressources en eau au travers de deux des composantes de ce cycle : les eaux souterraines et les eaux de surface.

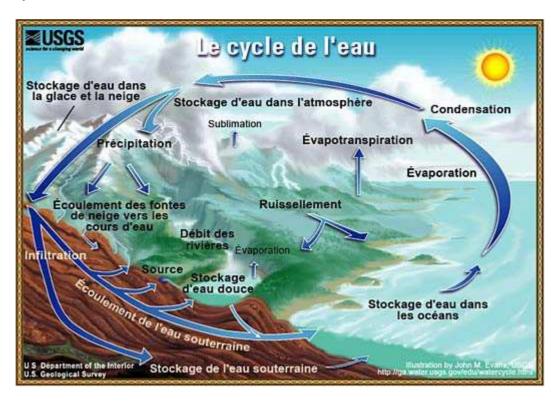


Figure I.1 : Le cycle de l'eau (www.ga.water.usgs.gov)

En France, 65% des ressources en eau potable viennent des nappes phréatiques. Cette eau représente 95% de l'alimentation en eau potable du bassin Artois-picardie [www.eau-artois-picardie.fr].

Objet de toutes les convoitises, ces ressources en eau, au travers de la directive cadre sur l'eau (2000/60/CE), des lois sur l'eau N°92-03 et 06-1772 et plus particulièrement des Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des eaux (SDAGE), sont surveillées du point de vue quantitatif (réseaux de piézomètres) et également du point de vue qualitatif (réseaux de surveillance de la qualité des eaux souterraines, SEQ-EAU). La surexploitation de ces nappes est lourde de conséquences à la fois pour les collectivités (problèmes d'alimentation des populations) mais également en termes de qualité (concentration en sels, arrivées de nitrates et autres micropolluants).

Dans ce contexte, les bassins versants ruraux présentent un impluvium sensible sur lequel s'applique les lois de l'hydrologie. L'alternance des cycles culturaux, l'intensification de l'agriculture, les jachères, la disparition des bocages ou des pâturages sont autant d'éléments à prendre en compte dans le bilan hydrique, que ce soit à l'échelle de la parcelle ou du bassin versant.

Le bilan hydrique, réalisé à l'échelle d'un bassin versant rural, regroupe les apports et les pertes des différents systèmes qui composent le cycle de l'eau. Afin de mieux appréhender ces phénomènes, nous avons travaillé à l'échelle de petits bassins versants ruraux du Nord de la France et simplifié ce cycle en suivant le modèle Précipitation-Ruissellement-Infiltration-Evapotranspiration [Maison, 2000].

I. La notion de bassin versant :

Afin de mettre en relation les précipitations et le débit d'un cours d'eau, l'hydrologue délimite une surface géographique ou impluvium qui draine les eaux alimentant ce milieu aquatique: le bassin versant. Sa délimitation s'appuie généralement sur la topographie et la ligne de partage des eaux. Mais l'écoulement superficiel n'est pas la seule source d'alimentation, les écoulements souterrains peuvent également intervenir en fonction de la nature de la roche et du pendage des couches géologiques. Les systèmes karstiques illustrent parfaitement ces phénomènes avec des temps de réponse plus ou moins importants. Les deux zones d'étude qui font l'objet de cette thèse reposent sur des formations géologiques du crétacé plus ou moins fracturées. Elles ne présentent pas de cours d'eau majeur mais une succession de thalwegs ou vallées sèches.

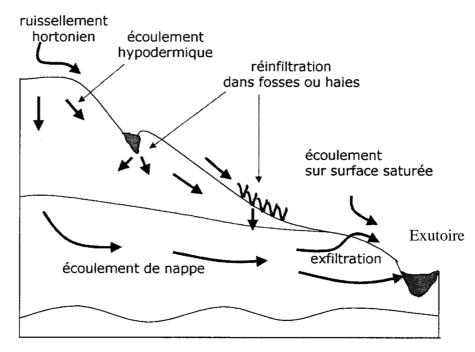


Figure I.2: Représentation des principaux processus d'écoulements superficiels et souterrains au sein d'un bassin versant agricole. [Voltz M. et Louchart X., 2001].

L'étude du bassin versant génère un ensemble d'informations géomorphologiques (surface, occupation, nature et épaisseur des sols, pentes, ...) qu'il faut ensuite hiérarchiser et

géoréférencer sous forme de bases de données. Ces dernières sont ensuite exploitées à l'aide de divers modèles dans le cadre de l'étude du ruissellement, de la vulnérabilité à diverses substances et des phénomènes érosifs.

II. Le bilan hydrique du bassin versant :

Les zones d'étude ont été découpées en sous bassins versants afin de comprendre les phénomènes de transfert des polluants vers des zones d'infiltrations privilégiées. Notre approche diffère en partie de celle de l'hydrologue : l'objectif ici n'est pas de mettre en place des moyens de lutte contre les inondations. En effet s'opposent, au delà du paradoxe hydrologique, des finalités en partie complémentaires : d'un côté la préservation à court terme de biens face au risque inondation, de l'autre la préservation à long terme d'une ressource vitale qui bien que renouvelable reste vulnérable et irremplaçable.

En agronomie, le bilan hydrique sert principalement à la compréhension du fonctionnement du système sol-plante-atmosphère. Les processus en jeu sont nombreux et interagissent les uns avec les autres. Ils s'articulent autour de deux éléments centraux à l'échelle parcellaire :

- la pluie,
- la réserve en eau du sol.

L'eau est indispensable au développement et à la nutrition de tous les êtres vivants. Pour la plante, ce rôle fondamental revêt deux aspects :

- l'eau, combinée ou non, est un élément constitutif du végétal,
- l'eau véhicule les éléments minéraux nécessaires à sa croissance.

En France, plus de la moitié des précipitations retourne vers l'atmosphère par évapotranspiration soit près de 400 mm CE/an. L'absence de cours d'eau majeur sur les bassins étudiés laisse ainsi présager des taux d'infiltration élevés.

II.1. Evaporation et évapotranspiration.

L'évaporation affecte à la fois l'eau des milieux aquatiques (mares, étangs, rivières ...) mais aussi la tranche superficielle de liquide incluse dans le sol. Dans ce dernier cas, elle n'intéresse qu'une zone relativement peu épaisse, de l'ordre du mètre pour les régions tempérées [Dupont A., 1978]. L'eau située à faible profondeur remonte par capillarité pour remplacer la tranche évaporée.

A cette évaporation s'ajoute la transpiration des végétaux puisant l'eau à des profondeurs supérieures par le biais du système racinaire. La conjugaison de la transpiration et de l'évaporation est généralement appelée évapotranspiration. Il s'agit d'une variable aléatoire liée à de nombreux paramètres tels que la température, le vent, le rayonnement ou la couverture végétale.

L'évapotranspiration est donc l'une des composante majeure du cycle de l'eau. En agriculture, les besoins en eau de la plante intègre cette demande évaporative en complément des réserves utiles du sol. Il faut distinguer l'évapotranspiration réelle (Etr) et l'évapotranspiration potentielle (Etp). Ces données sont disponibles auprès des services de MétéoFrance. Elles peuvent être également modélisées à l'aide de diverses formules [Oudi, 2004; Maison, 2000].

II.1.1 L'évapotranspiration réelle : ETR.

L'évapotranspiration réelle correspond à la quantité d'eau (exprimée en mm) évaporée ou transpirée par le sol, les végétaux et les surfaces libres d'un bassin versant donné. Mesurée en agronomie sur des cases lysimétriques, l'ETR est difficilement extrapolable à l'échelle du bassin versant. Le recours à l'ETP pour la déterminer est quasi systématique en modélisation hydrologique.

Le calcul de l'évapotranspiration par la formule de Turc donne une valeur moyenne annuelle du déficit d'écoulement pour des bassins relativement étendus.

Cette ETR intègre la hauteur annuelle de pluie et la température annuelle du secteur étudié. Pour de petites surfaces, on peut supposer que les estimations d'ETP donnent une approximation valable de l'ETR [Oudi, 2004].

II.1.2 Evapotranspiration potentielle : ETP.

L'évapotranspiration potentielle est la quantité d'eau évaporée (exprimée en mm CE par unité de temps) si l'eau disponible pour l'évapotranspiration n'est pas un facteur limitant. Elle correspond à la quantité d'eau cédée par une culture complétée de l'évaporation du sol. Elle dépend du stade végétatif du végétal ainsi que des conditions climatiques.

En France, l'ETP moyenne annuelle est fonction principalement de la latitude : elle oscille entre 500 mm pour les régions les plus septentrionales et 900 mm pour les plus méridionales. L'un des modèles les plus complexes d'estimation de l'ETP est le modèle de Penman utilisé par Météo-France [Penman, 1948 ; Maison, 2000 ; Ducharne, 2002 ; Oudi, 2004]. Basée sur le bilan énergétique, il fait appel à un grand nombre de paramètres (albédo, températures, hygrométrie, rayonnement global, ...). L'ensemble de ces valeurs est rarement disponible pour la zone d'étude (échelle 1/25000ème).

Il existe de nombreuses formules pour calculer l'ETP; elles utilisent des pas de temps, des unités, des symboles différents et nécessitent un nombre variable de données météorologiques. Les modifications portées sur les équations [Maison, 2000; Oudi, 2004] facilitent leur utilisation. Ces méthodes d'estimation de l'ETP peuvent être regroupées en cinq classes [Tableau N°I.1]:

- les méthodes s'appuyant sur le bilan hydrique,
- les méthodes aérodynamiques prenant en compte la conductance aérodynamique et les pressions de vapeur,
- les méthodes combinatoires telles que celle de Penman [Penman, 1948] qui allient l'approche aérodynamique et le bilan énergétique,
- celles basées sur la température telle que la formule de Thornthwaite [Thornthwaite, 1948] qui présentent l'avantage d'être simple et de nécessiter peu de données climatiques,
- les méthodes basées sur le rayonnement qui découlent souvent du bilan en énergie comme le modèle de Turc [Turc, 1955] développé en région parisienne.

A partir des données météorologiques disponibles sur la période 1995-2005 sur le bassin de Strouanne, le modèle de Penman-Monteith [Monteith, 1965] a été utilisé en prenant en compte les modifications proposées par Maison (2000) et Oudi (2004).

Cette formule fait intervenir une fonction du vent déterminée à partir de la masse volumique de l'air (ρ_a) , de la capacité thermique de l'air humide à pression constante (C_p) , de la résistance aérodynamique (r_a) et de la résistance stomatique effective (r_s) .

Nous avons pris les valeurs de références de ces résistances proposées par Oudi (2004) :

 $r_a = 208/u$ en s.m⁻¹ avec u pour la vitesse du vent à deux mètres du sol,

 $r_s = 69 \text{ s.m}^{-1}$ pour la résistance de surface [Shuttleworth, 1993].

Classification	Méthode	Données nécessaires	Pas de temps
Combinatoire	Penman (1948)	e _d , T, U, D	Journalier
→	Penman-Monteith (1965)	e_d , T, U, D	Journalier 🚤
	Priestley-Taylor (1972)	T, D	Journalier
	Kimberly-Penman (1982)	e _d , T, U, D	Journalier
	Thom-Oliver (1977)	e _d , T, U, D	Journalier
Aérodynamique	Dalton (1802)	e _d , U	Journalier
Température	Thornthwaite (1948)	T, D	Mensuel
-	Blaney-Criddle (1959)	T, D	5 jours
	Hamon (1961)	T	Journalier
	Romanenko (1961)	e _d , ⊤	Journalier
	Linacre (1977)	e_{d_i} T	Journalier
Rayonnement	Turc (1961)	e_{d} , T, D	Journalier
	Jensen-Haise (1963)	T	5 jours
	Mc Guinness-Bordne (1972)	T	Mensuel
	Hargreaves (1975)	T	10 jours
	Doorenbos-Pruitt (1977) (FAO-24)	e _d , T, U, D	Journalier
	Abtew, (1996)	e _d , T, D	Journalier
	Makkink (1957)	T	Journalier
T = Température	; U = Vitesse du vent ; D = Durée d'ensoleiller	nent / Rayonnement ; ed= Pressior	n de vapeur effective (

Tableau N°I.1: Modèles d'estimation de l'ETP recensés dans la littérature par Oudi, 2004.

Pour estimer l'ETP, nous avons utilisé les données fournies par la station météorologique de Météo-France à Boulogne sur mer. Le modèle combinatoire de Penman-Monteith (1965) modifié selon les recommandations de Maison (2000) est testé et comparé aux mesures de cette station.

$$\lambda.ET = (\Delta H + \rho C_p Q)/[(\Delta + \gamma).(1 + r_c/r_a)]$$

* La température moyenne Ta est obtenue par la moyenne journalière entre la température minimale (Tmin) et la température maximale (Tmax) relevées *in situ* sur la période. De cette température moyenne découle la pression de vapeur saturante à T_a notée e_a exprimée en Pascals. En effet, celle-ci croît de manière non linéaire en fonction de la température de l'air ambiant [Weiss, 1977].

 $e_a = 0.6108.e^{(17,27.Ta/(237,3+Ta))}$

Remarque : La pression de vapeur saturante à 0°C est de 0,6108 Kpa.

* La pression de vapeur d'eau effective de l'air, notée e_d est estimée à partir de l'humidité relative (H_R). Cette donnée n'était pas disponible pour le bassin de Strouanne sur la totalité de la période (1995-2005). Des différences significatives ont été observées entre les pluviométries journalières enregistrées par Météo-France à Boulogne sur mer et la DIREN à

Strouanne. L'humidité relative (H_R) est donc estimée à partir de la pluviométrie des jours précédents.

$$H_R=100.[1-(e_d/e_a)]$$
 d'où $e_d/e_a=1-(H_R/100)$

* Le taux de décroissance de la courbe de pression de vapeur saturante (Δ) en fonction de la température est estimé à partir de l'équation de Burman et Pochop (1994) :

$$\Delta = (4098.e_a/(237,3+T_a)^2)$$

* La constante psychométrique (γ), exprimée en kPa.°C⁻¹ est de 0,066 kPa.°C⁻¹. Cette valeur est fortement dépendante de la température et nous retiendrons la formule proposée par Maison (2000) :

$$\gamma = C_p.P/(\epsilon.\lambda)$$

avec P pour la pression atmosphérique (kPa). Ne disposant pas des pressions atmosphériques journalières, cette dernière a été ramenée à 101325 Pa.

 C_p est la chaleur spécifique à pression constante (1,013 kJ.kg⁻¹.°C⁻¹), ϵ le rapport de la masse molaire de l'eau et de l'air (0,622) et λ est la chaleur latente de vaporisation. Elle est estimée par une relation linéaire de la température [Harrison, 1963; Maison, 2000].

$$\lambda = 2501\text{-}3,3601.T_a$$
 exprimée en kJ.kg⁻¹

* *L'albédo* (\$\alpha\$) est, par définition, le pourcentage de flux de lumière réfléchi, ou diffusé, par un corps par rapport au flux lumineux incident. L'albédo moyen de la Terre est de 30% mais est très variable (5% à la surface des océans par temps clair, plus de 85% pour des surfaces enneigées). Nous utiliserons ici la formule de Wright (1982) établie sur un couvert de luzerne [Wright, 1982] :

$$\alpha = 0.29 + 0.06.\sin[(30.(m+0.0333.N+2.25)).(\pi/180)]$$
 avec m pour le mois et N le numéro du jour du mois.

Cette formule surestime l'albédo durant les périodes où les sols sont nus (tableau N°II.2) par rapport à la présence d'une couverture végétale (α compris entre 0,24 et 0,34). L'albédo est repris dans la formule de calcul du rayonnement net (R_n).

Nature des surfaces	Albédo
Sol nu	0,08 à 0,16
Sol argileux sec	0,25
Sol argileux humide	0,1
Sol limoneux sec	0,2
Sol limoneux humide	0,14
Couvert végétal	0,15 à0,25

Tableau N°I.2: Albedo moyen de quelques surfaces naturelles [Vilain, 1987].

^{*} Le rayonnement extraterrestre (R_a) est calculé à partir de la variation de la distance terre/soleil $(d/d)^2$, de la latitude (L) et de la déclinaison du soleil (δ) .

La déclinaison du soleil est estimée par la formule de Burman-Jacquot (1989) en fonction du jour Julien D :

$$\delta = 0.3931 + 23.2577.\cos(0.9861.D-170.7) + 0.3906.\cos(1.9154.D-174.4)$$

Cette valeur varie entre -23.2° et $+23.3^{\circ}$ sur la zone d'étude.

La distance entre la Terre et le soleil varie et influe sur le rayonnement solaire extraterrestre. Elle est intégrée dans ce calcul sous forme du rapport entre la distance moyenne Terre/Soleil et la distance réelle par la formule de Duffie et Beckman (1980) :

$$(d/d)^2 = 1 + 0.034.\cos(360.D/365.25)$$

Alors:

$$R_a = (SC/\pi). (d/d)^2. [\omega_{hs}.\sin L.\sin \delta + \cos L.\cos \delta.\sin \omega_{hs}]$$

avec $\cos \omega_{hs}$ = -tan δ .tan L et SC=118,1 MJ.J⁻¹ pour la constante solaire [Sellers, 1965]. La latitude L retenue est celle du Mont de Sombre, centre du bassin d'étude.

Le rayonnement extraterrestre est exprimé en MJ.m⁻².J⁻¹. A partir de cette valeur et des durées d'ensoleillement découle le rayonnement net (Rn) employé dans la formule de Penman-Monteith.

* Le rayonnement net incident Rn se déduit de Ra par la formule suivante :

$$R_n = R_s.(1-\alpha) + \epsilon.\sigma.(T_{max}^4 + T_{min}^4)/2$$

avec $Rs = R_a.[0,18+0.5.(d/DL)]$

où d est le nombre d'heures d'ensoleillement effectif et DL la durée d'ensoleillement journalière en heures.

Ne disposant pas des données journalières, cette valeur est déterminée en fonction de la pluviométrie enregistrée au cours de la journée. Cette imprécision explique en partie les différences observées avec les valeurs d'ETP fournies par la station de Boulogne sur mer.

 ϵ est l'émitance nette ou émissivité estimée par la formule de Wright (1982) et reprise par Maison (2000). σ correspond à la constante de Stefan-Boltzmann :

$$\sigma$$
=4,903.10⁻⁹ MJ.m⁻².j⁻¹.

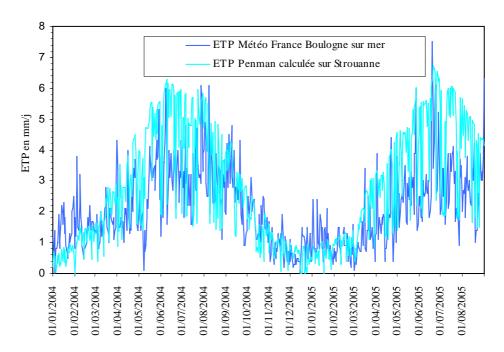
Dans le cadre de l'étude, nous avons également combiné au rayonnement net, le flux thermique du sol par l'équation recommandée par Wright en 1982 :

$$G = 0.3768.[T_{j-1}+T_{j-2}+T_{j-3})/3]$$

avec T pour la température moyenne du jour et des trois jours précédents.

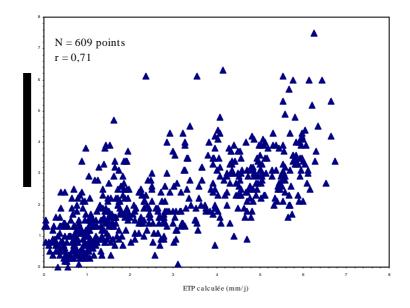
Ce système fermé d'équations amène au calcul d'une ETP issue du modèle de Penmann-Monteith appliqué aux bassins étudiés.

Pour 609 séries de paramètres météorologiques, cette ETP a été corrélée avec des valeurs fournies par la station météorologique de Boulogne sur mer distante d'une vingtaine de kilomètres.



<u>Graphique N°I.1 : Evolution de l'ETP fournie par Météo France à Boulogne sur mer et l'ETP calculée à partir de la formule de Penman-Monteith entre 2004 et 2005.</u>

Le graphique N°I.1 montre la répartition des ETP journalières sur les années 2004/2005. Bien que globalement identiques dans leurs fluctuations, les deux courbes présentent des écarts de valeurs qui s'expliquent par les approximations faites sur l'humidité relative et l'ensoleillement effectif ainsi que par des données initiales légèrement différentes de celles de Boulogne sur mer. On note une surestimation de l'ETP en fin de printemps et période estivale par le modèle. Mais la corrélation reste significative comme le montre le graphique N°I.2.



Graphique N°I.2 : Comparaison entre l'ETP fournie par Météo France sur 609 jours en 2004 et 2005 et les données issues de la formule de Penman-Monteith employée sur les bassins étudiés.

La base de données des ETP mensuelles utilisées par la suite est établie par la somme des ETP journalières calculées à partir de ce modèle. Cette équation a été appliquée sur la période allant du 1/01/1995 au 31/12/2004.

L'eau repart donc vers l'atmosphère par évaporation directe et par transpiration des végétaux, après prélèvement par les racines dans le sol. Le calcul de l'évapotranspiration potentielle dépend d'un ensemble de paramètres et surestime l'évapotranspiration réelle. En effet, les valeurs ont été calculées en supposant que la disponibilité en eau libre n'est pas un facteur limitant [Maison, 2000]. La hauteur d'eau reçue par le bassin versant, après évapotranspiration se répartit alors entre le ruissellement et l'infiltration.

II.2 Le ruissellement.

Le ruissellement est souvent défini comme la part des précipitations qui n'est pas évaporée ou infiltrée. Cette définition simpliste aboutit au calcul des volumes ruisselés par la différence entre les précipitations et la somme de l'infiltration et de l'évapotranspiration :

$$R = P-(E+I)$$

Toutefois, le sol, interface entre l'atmosphère et le substratum (aquifère ou non) est plus ou moins saturé. Cette saturation en eau peut être liée aux précipitations. Elle est alors superficielle. Elle peut également provenir de remontées capillaires ou du fait de la proximité du niveau piézométrique de la nappe. L'infiltration est alors limitée ou bloquée et la majeure partie du volume précipité ruisselle.

Ces phénomènes dépendent en grande partie des propriétés hydrauliques des sols qui devront être intégrées dans l'étude des phénomènes de ruissellement.

II.2.1 Détermination du ruissellement.

Le ruissellement se décompose en deux termes : l'eau qui ruisselle naturellement en surface et les exfiltrations qui correspondent à la réapparition des eaux souterraines (sources). Ce ruissellement dépend principalement des caractéristiques géomorphologiques du bassin versant [Dupont, 1978] : pente, nature géologique, couverture, porosité,... Il alimente les cours d'eau (Figure N°I.3).

Les débits ruisselés (R) peuvent être estimés à partir de divers modèles, en s'appuyant sur des pluies de projet ou réelles. Ces méthodes sont développées dans la deuxième partie. Sur le terrain, le jaugeage des cours d'eau et l'examen comparatif des diagrammes obtenus permet de séparer la part de l'alimentation par les eaux souterraines (S) de la part liée au débit ruisselé.

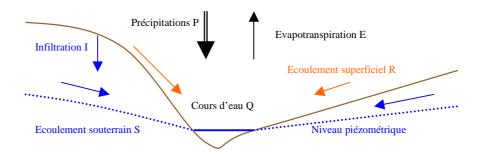


Figure N°I.3: Sources d'alimentation d'un cours d'eau par la nappe et/ou le ruissellement.

La plupart des cours d'eau du bassin Artois Picardie sont alimentés par les résurgences de nappes qui contribuent ainsi au maintien en période d'étiage d'un débit proportionnel au niveau piézométrique de la nappe.

Lors d'un épisode pluvieux, le débit ruisselé va venir amplifier le débit du cours d'eau avec un déphasage correspondant au temps de concentration du bassin versant d'alimentation. Le débit jaugé (Q_{obs}) à ce moment là résulte alors de la somme du ruissellement et des apports souterrains.

$$Q_{obs} = S + R$$

Les zones étudiées dans le cadre de cette thèse ne comportent pas de cours d'eau majeur et permanent. En période de forte pluviométrie, le ruissellement se concentre dans les fonds de vallons où l'infiltration et l'évapotranspiration prennent le relais. Il est responsable des phénomènes érosifs qui affectent la majeure partie des sols des bassins étudiés.

II.2.2 Le rôle du sol.

Le sol a une capacité de stockage et d'infiltration de l'eau de pluie. Passée cette valeur, il restitue l'excédent hydrique de différentes manières (Figure N°I.2):

- le ruissellement « Hortonien » de surface, lorsque la pluie excède la capacité d'infiltration du sol,
- le ruissellement subsuperficiel ou hypodermique, lorsque le sous sol est peu ou pas perméable,
- l'infiltration verticale en profondeur, lorsque le sous sol est perméable (recharge des nappes),
- le ruissellement par saturation du sol en eau, lorsque le ruissellement hypodermique n'arrive plus à éliminer l'excédent d'eau. [CORPEN, 2007]

Considéré comme agent d'épuration de l'eau, le sol provient de l'évolution du substrat minéral sous l'action à la fois du climat (température, précipitations), de l'activité biologique (micro-organismes, organismes fouisseurs, racines,...) et de l'activité agricole (fumures, amendements, travail...). C'est un milieu poreux dans lequel les végétaux puisent, dans la solution, les éléments nutritifs et l'eau nécessaires à leur développement grâce aux surfaces absorbantes des racines.

Sa porosité, généralement comprise entre 40 et 60% (Tableau N°I.3), permet de recueillir l'eau trois états [Soltner, 1988] :

- une eau libre gravitaire ou de saturation qui s'écoule dans les pores supérieurs à $10~\mu m$ et alimente les nappes et sources. Suivant les sols, cette quantité peut atteindre 150 à 250~mm/m.
- une eau disponible pour la plante et retenue par des forces d'adhésion telles que celles liées à la capillarité ou aux liaisons électrochimiques, encore appelée réserve utile.
- une eau fortement liée aux particules de terre et indisponible pour l'écoulement et les végétaux.

Pour les pores inférieurs à 10 µm, les forces de succion s'opposent aux forces gravitaires. Le point de flétrissement marque la frontière entre l'eau inutilisable par la plante et la réserve utile. Le point de ressuyage correspond à la limite entre l'eau de gravité et la réserve utile.

Après ressuyage suite à une forte pluie, l'eau n'occupe plus que les micropores de taille inférieure à 30 µm alors que les macropores se sont remplis d'air. Le sol a atteint sa capacité

de rétention au champ, exprimée en grammes d'eau fixée pour 100 grammes de terre fine et sèche. Les forces de succion du sol diminuent en fonction de ce taux d'humidité.

Si ces forces de succion sont trop élevées, la plante n'est plus capable d'extraire l'eau, elle se flétrit. C'est le point de flétrissement (Tableau N°I.3). L'écart mesuré entre ce point et la capacité au champ correspond à la réserve utile du sol, exprimée en mm/m. Sa valeur dépend de la texture du sol et de sa teneur en acides humiques (70 mm/m pour des sols à texture sableuse et 150 mm/m pour des sols limoneux et argileux). Plus la texture du sol est fine, plus sa réserve en eau est élevée. Multipliée par la profondeur explorée par les racines, cette dernière nous donne la réserve utile globale exprimée en mm.

Texture	Porosité (m³·m⁻³)	Capacité au champ (0.33 bar)	Point de flétrissement (15 bars)	Conductivité hydraulique (m.j ⁻¹)
Sable	0.437 (0.063)*	0.091 (0.073)	0.033 (0.026)	5.0400
Sable loameux	0.437 (0.069)	0.125 (0.065)	0.055 (0.036)	1.4664
Loam sableux	0.453 (0.102)	0.207 (0.081)	0.095 (0.064)	0.6216
Loam	0.463 (0.088)	0.270 (0.075)	0.117 (0.048)	0.1632
Loam silteux	0.501 (0.081)	0.330 (0.072)	0.133 (0.055)	0.3168
Loam arg. Sabl.	0.398 (0.066)	0.255 (0.069)	0.148 (0.063)	0.1032
Loam argileux	0.464 (0.055)	0.318 (0.068)	0.197 (0.082)	0.0552
Loam arg. Silt.	0.471 (0.053)	0.366 (0.062)	0.208 (0.07)	0.0360
Argile sableuse	0.43 (0.060)	0.339 (0.094)	0.239 (0.077)	0.0288
Argile silteuse	0.479 (0.054)	0.387 (0.055)	0.25 (0.057)	0.0216
Argile	0.475 (0.048)	0.396 (0.070)	0.272 (0.064)	0.0144

Note: La valeur fournie dans chaque case est la valeur moyenne et la valeur entre parenthèses est l'écart-type.

<u>Tableau N°I.3: Propriétés hydrologiques des sols en fonction de leur classe texturale, adapté de Rawls et Brakensieck, 1989 [Agriflux, notice].</u>

Les caractéristiques du sol influencent et sont directement influencées par le ruissellement. Le ralentissement des écoulements superficiels permet la sédimentation et la rétention des matières en suspension (MES) sur le bassin versant. Il favorise l'infiltration de l'eau. On observe alors des dépôts.

Deletic (2006) et Meyer (1995) ont montré que si la densité de végétation est suffisante, cette sédimentation se produit dans le premier mètre de la bande enherbée. Ces dépôts, principalement des sables et des limons (Barling et al., 1994) varient en fonction du débit entrant sur la parcelle, de la charge du flux et de la taille des particules transportées [Corpen, 2007]. La charge en MES plafonne à partir de 9 mètres de zone tampon enherbée.

La mise en place de haies et de talus joue un rôle anti-érosif majeur et permet de piéger les matières en suspension et les produits phytosanitaires dans la partie amont du bassin versant. Cela se traduit également par un épaississement de l'horizon organique du fait des transferts par ruissellement et de l'apport par la haie elle-même. L'apport ou le maintien de la matière organique dans le sol est un autre facteur d'amélioration de l'infiltration comme nous le verrons par la suite.

Au delà de l'effet « barrière hydraulique de surface » de la haie, l'infiltration et l'adsorption des molécules phytosanitaires à fort K_{oc} par le sol s'accroît.

II.3 L'infiltration et la recharge des nappes.

L'infiltration est la pénétration de l'eau dans le sol et sa migration vers des couches plus profondes. Ces écoulements sont permanents même lorsque la pluie ou l'irrigation qui constituent ces apports ont cessé sur le bassin. Ces mouvements répondent aux forces de pesanteur et aux gradients de pression.

Au même titre que l'évapotranspiration, il est difficile de déterminer les volumes d'eau qui s'infiltrent dans le sol ainsi que la part qui rejoint la nappe (pluie efficace).

II.3.1 L'infiltration:

Le bilan hydrique regroupe les apports et les pertes au sein des différents compartiments du cycle de l'eau. L'agronome se limite au système sol-plante-atmosphère. Ce bilan peut s'exprimer alors par l'application du principe de conservation de la masse :

$$\Delta S = I - (E+D)$$

 ΔS représente la variation du stock d'eau, I l'infiltration, E les pertes liées à l'évapotranspiration et D la percolation profonde (recharge de la nappe).

Cette eau d'infiltration provient de la différence entre les précipitations atmosphériques P, l'irrigation I_r et le ruissellement de surface R [De Backer et Van Berwaer J, 1994].

$$I = P + I_r - R$$

Une fois traversé ce premier filtre (le sol), l'eau de percolation profonde (D) parvient à la surface de la craie. Il lui reste à migrer au sein de la roche non saturée, avant d'atteindre le toit de la nappe phréatique.

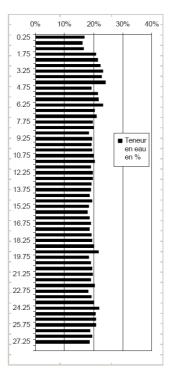
II.3.2 La nappe de la craie.

En raison de sa géologie, la ressource essentielle en eau potable du bassin ARTOIS Picardie est la nappe de la craie. Ce milieu carbonaté provient de squelettes d'algues planctoniques riches en carbonates de calcium et de débris de foraminifères.

La fissuration de la craie résulte de mouvements tectoniques divers (formation d'anticlinaux et de synclinaux, de failles...) et de l'action de la pluie (solubilisation du carbonate de calcium). Cela se traduit par la formation de fissures ou diaclases plus ou moins anastomosées responsables de l'écoulement par effet fissural.

L'infiltration verticale de l'eau dans la craie suit généralement le modèle piston mais, en fonction du degré de fracturation de la roche, une fraction n'obéit pas à cette loi et circule par des fractures redevenant fonctionnelles dans des conditions exceptionnelles [Baillon, 2000 et 2001; Bastin, 2005; Wellings et Bell, 1980]. Passé les premiers mètres, la teneur en eau de la craie est déjà proche de la saturation (teneur en eau de l'ordre de 20% en moyenne) et demeure homogène (Graphique N°I.3).

L'infiltration dépend principalement de la fracturation de la craie et de la nature de la couverture pédologique. Comme nous le verrons par la suite sur des profils géophysiques, la craie est plus fracturée en fonds de vallons. Ceci favorise l'infiltration au dépens du ruissellement. La porosité de ces diaclases décroît rapidement avec la profondeur dans le bassin Artois Picardie, notamment en dessous de vingt mètres de profondeur [Bernard, 1979].



Graphique N°I.3 : Profil de la teneur en eau au sein de la zone non saturée crayeuse dans le Cambrésis [Bastin, 2005].

En fonction de l'épaisseur de la zone non saturée et de son degré de fracturation, la nappe sera plus ou moins exposée au risque de contamination par un polluant. Cette vulnérabilité peut être évaluée à partir de divers indices prenant en compte les caractéristiques intrinsèques de cette couche géologique.

Les propriétés du contaminant interviennent également. Le transport des molécules polluantes par l'eau peut se faire sous forme dissoute mais également sous forme adsorbée sur la phase particulaire (MES) dans les systèmes karstiques. Ce potentiel migratoire repose sur la persistance de la molécule (durée de demi-vie) et sur sa mobilité c'est à dire son affinité avec le sol. Nous développerons ces caractéristiques pour les produits phytosanitaires.

III. Le transfert des produits phytosanitaires vers les eaux superficielles et souterraines.

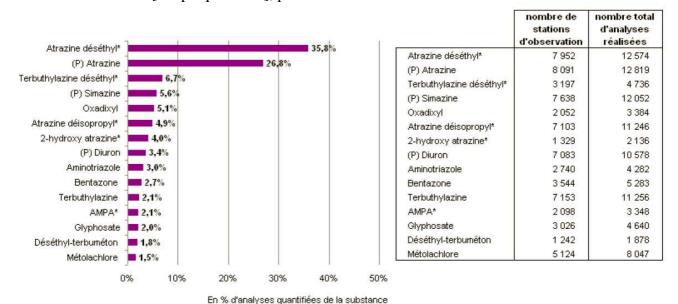
III.1 Nature et origine des polluants.

L'utilisation des produits phytosanitaires (herbicides, fongicides, insecticides) en agriculture s'est généralisée à partir de la fin de la seconde guerre mondiale pour atteindre une consommation moyenne en Europe de 4,5 kilogrammes de molécule active par hectare. Les molécules les plus fréquemment rencontrées sont les herbicides [Koreta, 1996; Kajewski I, 2005]. Le nouveau système d'évaluation de la qualité de l'eau (SEQ-eau) fixe les limites et significations des classes de qualité pour le bilan pesticides sur les eaux superficielles et souterraines (Annexe 1).

L'étude et le suivi des produits phytosanitaires dans les milieux aquatiques est devenu un enjeu majeur, ces dernières décennies. Les réseaux de surveillance de la qualité de l'eau montrent que les masses d'eau présentent des contaminations significatives dans la majorité des régions du monde où l'agriculture est intensive.

En 2004, 72773 tonnes de substances actives ont été commercialisées sur le territoire français dont 26104 tonnes d'herbicides [Union des industries de la protection des plantes (UIPP 2006)].

En France, l'IFEN, sur l'ensemble de ces contrôles (440 000 prélèvements) a relevé la présence de produits phytosanitaires dans 96% des cas en rivières et dans 61% des cas pour les eaux souterraines [Graphique N°I.4], pour 148 matières actives détectées.



* Métabolites ; P : substances prioritaires de la Directive Cadre sur l'eau (DCE).

<u>Graphique I.4 : Principales substances quantifiées dans les eaux souterraines tous réseaux de surveillance confondus en 2004. [IFEN, 2006].</u>

Bien qu'interdite d'utilisation, l'atrazine et son métabolite (DEA) sont fréquemment rencontrés [Koreta, 1996 ; El Naghi, 2006].

En 2004, les principales substances responsables des déclassements des eaux souterraines étaient le Glyphosate, l'atrazine et le chlotoluron. 27% des points de suivi des eaux souterraines nécessiteraient un traitement spécifique d'élimination des produits phytosanitaires pour la production d'eau potable. Par contre, dans le cas des eaux de surface, l'AMPA (métabolite du glyphosate), le diuron, le glyphosate, l'isoproturon et l'aminotriazole sont les principaux responsables du déclassement des eaux de surface [IFEN, 2006].

La directive européenne 80-778/CEE fixe, pour les eaux destinées à la consommation humaine, des concentrations maximales de $0.1~\mu g.L^{-1}$ par molécule et une concentration maximale de $0.5~\mu g.L^{-1}$ pour l'ensemble des pesticides (Annexe 1). Du fait du dépassement de ces normes, des forages d'adduction en eau potable sont maintenant équipés de filtres à charbon actif, ce qui génère un surcoût pour le producteur et donc pour le consommateur final.

Dans le cadre de l'étude des bassins de Strouanne et de Guînes, la vulnérabilité des nappes du crétacé, exploitées pour la production d'eau potable, est évaluée pour deux molécules aux devenirs différents (Chap. IV) en fonction de leur durée de demi-vie, du coefficient de partage entre l'eau et le carbone organique (K_{oc}) et du coefficient GUS (Groundwater Ubiquity Score).

III.2 Mode de transfert des produits phytosanitaires.

En dehors des pollutions ponctuelles (accidents, conditions de stockage et de rinçage inadaptées, erreurs humaines, fuites...), la contamination initiale provient principalement de l'épandage du pesticide sur la parcelle agricole.

Cette application du produit phytosanitaire peut se faire :

- par pulvérisation où le lessivage de surface et la volatilisation seront prédominants,
- par incorporation dans le sol qui favorisera l'infiltration.

Une fois appliqué, le produit utilisera divers vecteurs de transport avant d'atteindre les cours d'eau ou la nappe souterraine.

Le transport hydrique de ces substances se fait sous forme dissoute ou sous forme adsorbée sur les matières en suspension ou MES, en fonction de plusieurs facteurs tels que :

- la nature même des précipitations (intensité, durée...),
- les caractéristiques du sol (texture, CEC, porosité, teneur en matières organiques...),
- les propriétés de la molécule (durée de demi-vie, K_{oc},...),
- les pratiques agronomiques (mode d'application, culture...).

Les interactions des produits phytosanitaires avec le sol sont très complexes. De nombreux processus physiques, chimiques et biologiques interviennent. La répartition de la molécule entre les deux phases est liée au coefficient de partage sol/eau ou K_d (ratio entre la teneur en substances adsorbées sur les particules et leur concentration dans l'eau). A ce niveau la teneur en matières organiques et en carbone organique joue un rôle prépondérant [Barriuso et al., 1996].

Wauchaupe (1978) observe que le fait de doubler la teneur en matières organiques d'un sol par addition de compost se traduit par une augmentation du coefficient d'adsorption : le Kd de l'atrazine passe 0,64 à 1,71. Il note également que les molécules phytosanitaires sont principalement transportées en solution, si leur solubilité est supérieure à 10 ppm et sous forme particulaire, si cette dernière est de 2 ppm. La sensibilité d'un sol à l'aléa érosif est donc un paramètre à intégrer lors de l'étude de la vulnérabilité d'une nappe du fait de transferts superficiels de produits de traitement sous forme adsorbée. Cet aspect est développé par la suite dans le chapitre méthodologie.

III.3 Devenir des produits phytosanitaires.

Voltz et Louchart (2001) distinguent quatre mécanismes principaux de transfert des pesticides hors de la parcelle agricole :

* La volatilisation qui peut atteindre 90% des quantités épandues [Taylor, 1990], en fonction caractéristiques intrinsèques de la molécule mais également dans une large mesure des conditions pédoclimatiques. Sur le bassin versant de Choqueuse près de Coulommiers, Rat et al. (2004) ont enregistré de faibles concentrations dans la phase gazeuse et particulaire, mais ils ont trouvé respectivement 15 et 7 molécules différentes. Ils notent également la contamination des eaux de pluies (isoproturon, atrazine, alachlore...) à des concentrations de quelques dizaines de nanogrammes par litre. L'INRA de Rennes a relevé que 78% des échantillons d'eau de pluie contenaient des molécules actives et que 60%

dépassaient 0,1 µg.L⁻¹ [Bonicelli et Marchal, 2001]. Les taux élevés d'Alachlore peuvent s'expliquer par l'interdiction de l'atrazine qui a généralisé l'emploi de ce dernier comme molécule de remplacement.

- * Le deuxième mécanisme est dû au ruissellement de surface, lorsque l'intensité de la pluie dépasse les capacités d'infiltration du sol ou lorsque le sol est déjà saturé (nappe affleurante, cumuls pluviométriques antérieurs, couche imperméable). La capacité d'entraînement est très variable et dépend des propriétés intrinsèques de la molécule (pression de vapeur, solubilité, coefficient d'adsorption et dégradation) et des caractéristiques géomorphologiques du bassin versant (pente, occupation, sol...). Les pertes annuelles par ruissellement sont estimées globalement à 2% des doses appliquées mais Gouy (1993) retient des taux de transferts allant de 0,4 à 30%.
 - * Le drainage artificiel des sols qui capte les nappes superficielles et les écoulements hydodermiques résultants des précipitations. Ils représenteraient entre 0.1 et 3% des exportations de substances appliquées [Voltz et Louchart, 2001].
 - * La percolation au travers du sol et de la zone non saturée. Avant d'atteindre les eaux souterraines, le pesticide subit un ensemble de processus qui régissent son transfert vers un compartiment donné. Pour simplifier, nous avons résumé ce cheminement à trois couches : le sol, la zone non saturée et la zone saturée.

Une fois introduits dans l'environnement, les pesticides subissent des transformations d'ordre physique, chimique ou biologique. Pour rendre compte de la persistance d'une molécule donnée, l'un des paramètres les plus utilisés est la durée de demi-vie (DT_{50}) qui représente la période au bout de laquelle 50% de la quantité initiale du produit a disparu.

Kankou (2004) repartit la dégradation d'un pesticide en deux familles de processus distincts :

- la dégradation biotique résultant de l'action des microorganismes contenus dans le sol.
- la dégradation abiotique qui intervient sur le sol (réactions photochimiques) ou dans le sol (réactions chimiques).

Nous aborderons ici cette dégradation et/ou transformation des produits phytosanitaires en termes de localisation.

III.3.1 Devenir dans le sol:

Le sol héberge la zone racinaire de la culture et l'eau qu'il contient est le principal véhicule des molécules du sol. Ces transports sont complexes et dépendent de nombreux paramètres tels que la porosité du sol, l'humidité, la présence des matières organiques, la teneur en argile, les pratiques culturales,

Les principaux phénomènes qui interviennent au niveau de ces sols sont l'adsorption, la dégradation et l'absorption par les plantes. Les variations spatio-temporelles sont importantes et conditionnées par la présence de la matière organique (K_{oc}) et des bactéries [Barriuso et al., 1996].

Les cinétiques d'adsorption et de désorption dépendent de nombreux paramètres et varient d'une molécule à l'autre. Il s'agi ici des principaux processus agissant directement sur la migration du produit vers les profondeurs du sol.

Quand le sol n'est pas capable de retenir le pesticide (faible adsorption) ou que les conditions favorisent la désorption, le lessivage vers la zone non saturée et la nappe s'accroît.

Les principaux matériaux adsorbants des sols sont :

- les constituants minéraux (argiles, oxydes et hydroxydes). Koreta (1996) indique que l'adsorption des molécules herbicides sur les minéraux est proportionnelle à la surface et la capacité d'échange cationique (CEC),
- les constituants organiques (acides humiques et fulviques).

Dans le cadre de l'étude des bassin de Strouanne et de Guînes, les caractéristiques du sol ont été intégrées dans les modèles d'érosion et de vulnérabilité (Chap.2). Les principaux sols rencontrés ont été décrits dans le RPG [Sterckeman et al., 2002. Annexe 2] et par Serhal (2006) sur le bassin audomarrois (Tableau N°I.4). Il s'agit majoritairement de sols limoneux.

Analyse	Type de sol	% Limon	% Argile	% Sable
N° 26-2/3-G	Argile limono-sableuse	44.5	36	19.5
N° 3-2/3-10	Limon	72.5	14.1	13.4
N° 31-1/3-2	Argile limono-sableuse	44.2	31.8	24
N° 31-2/3-2	Limon argileux	55.8	26.2	18
N° 34-3/3-A	Limon	68.7	13.3	18
N° 49-1/1-1	Limon	70.4	15.5	14.1
N° 54-1/1-6	Limon argileux	66.2	20.2	13.6
N° 57-1/3-A	Limon	63.4	18.6	18
N° 59-5/7-F	Limon argileux	66.3	19.4	14.3
N° 59-6/7-C	Limon argileux	66.7	19.6	13.7
N° 1-9/10-3	Limon-argilo-sableux	51.9	26.9	21.2
N° 2-5/5-12	Limon argileux	67	21.2	11.8
N° 14-1/1-A	Limon argileux	71.2	18.4	10.4
N° 26-1/3-B	Limon	70.5	17.7	11.8
N° 2-3/5-6	Limon-argilo-sableux	58.8	21	20.2
N° 1-10-10/2	Limon argileux	64.3	19.4	16.3
N° 59-7/7-1	Argile-limoneuse	50.8	34.6	14.6
N° 2-4/5 6	Limon argileux	64.3	18.7	17
N° 8-1/1-4	Limon	74.6	13.6	11.8

<u>Tableau</u> N°I.4: Différents types de textures répertoriées par Serhal (2006) au nord de l'Audomarrois.

L'adsorption du produit phytosanitaire est prise en compte à l'aide du facteur GUS (Groundwtare Ubiquity Score) qui intègre la duré de demi-vie (DT_{50}) de la molécule ainsi que le K_{oc} , rapport entre le coefficient K_d et la teneur e carbone organique [Gustafson, 1989].

L'appauvrissement des sols en matières organiques accélère les phénomènes de lessivage en l'absence d'autres composés adsorbants. Il agit également sur le rapport eau infiltrée/eau ruisselée [Eimberck, 1989]. Une forte teneur en matières organiques favorise la rétention du produit phytosanitaire ainsi qu'une activité microbienne intense, corrélée avec la dégradation biotique.

Dans le cas de l'atrazine, les flux au delà de la zone racinaire sont faibles. Des expérience en laboratoire ou sur lysimètres ont montré que les quantités de pesticides traversant le sol étaient de l'ordre de 1% à 5% de la quantité introduite, en fonction de la pluviométrie [Rat et al., 2004].

Une partie de la molécule est également retenue au niveau de la zone racinaire et métabolisée par la culture elle-même. L'atrazine, par exemple, était utilisée comme herbicide au stade « pré-levée » du maïs sur les adventices (complémentée par un autre herbicide anti-graminée, l'Alachlore). Elle est métabolisée par le maïs au niveau de la zone racinaire en benzoxazinone, combinée au glutathion dans les parties ariennes ou N-déalkylée par voie enzymatique [Tissut et al., 1992].

La dégradation d'un produit phytosanitaire dans le sol est souvent modélisée par une cinétique de premièr ordre et la concentration au temps t suit la loi suivante :

$$C = C_0.e^{-k.t}$$

C₀ représente la concentration initiale, t le temps et k la constante de la vitesse de dégradation qui peut être estimée à partir de la durée de demi-vie.

$$DT_{50} = 0,693/k$$
 [Koreta, 1996]

Le ralentissement de la migration dans le sol du fait de l'épaisseur de ce dernier ou de son pouvoir adsorbant atténue la concentration au contact de la craie. Les principaux facteurs de variation de la constante de dégradation, autres que ceux liés au sol lui-même, sont l'humidité, la température et le pH. L'humidité joue sur la population microbienne et la température comme le pH agissent sur l'activité chimique ou enzymatique de dégradation.

III.3.2 Devenir dans la zone non saturée crayeuse :

Il s'agit ici du compartiment intermédiaire situé entre la base du sol et le niveau piézométrique de la nappe. Les pression partielles en oxygène sont très faibles, la matière organique et la flore bactérienne quasi nulles.

En fonction de la nature de la roche, des phénomènes d'adsorption se produisent au niveau des oxydes de fer et de manganèse. La perméabilité du substratum intervient également dans le devenir de la molécule. Un système karstique favorise l'écoulement par effet fissural et limite l'altération ou la transformation du pesticide avant son arrivée à la nappe puis au point de prélèvement ou de rejet (source, forage, galerie captante, rivière...).

III.3.3 Devenir dans la zone saturée crayeuse.

La majorité des molécules sont considérées comme persistantes. Si les temps de séjour ou d'écoulement sont longs, cela se traduit tout de même par des dégradations. Les modifications de régime de la nappe et du potentiel Rédox influencent également, lors du passage en régime captif, le devenir des molécules phytosanitaires. Les mécanismes qui pilotent le devenir de ces molécules dans la zone saturée ont été très peu étudiés.

IV. Synthèse.

En France, la moyenne des précipitations est estimée à près de 480 milliards de m³, soit une hauteur d'eau moyenne de 873 mm CE sur ce territoire. Près de 300 milliards s'évaporent rapidement et 180 milliards de m³ de pluie efficace alimentent les ressources en eau : 80

milliard en écoulement de surface et 100 milliards vers les eaux souterraines. Pour que ce bilan hydrique national soit complet, il est nécessaire d'y intégrer 11 milliards de m³ importés des pays voisins et 18 milliards exportés. Ce bilan annuel est donc estimé à 173 milliards de m³ [www.IFEN.fr]. A l'échelle d'un bassin versant rural, l'eau se répartit également entre les différents compartiments hydriques. Sur les zones étudiées dans le cadre de cette thèse, les précipitations alimentent la recharge de la nappe en traversant une roche poreuse la craie. L'activité agricole combinée aux phénomènes érosifs et à des zones d'atterrissement privilégiées à forte conductivité hydraulique favorise le transfert de molécules indésirables vers la ressource en eau souterraine.

Les eaux superficielles et souterraines sont très sensibles à la pollution par les produits phytosanitaires et par les polluants d'origine organique. Ce potentiel polluant dépend du comportement de la molécule dans l'environnement, ici un bassin versant rural.

A ce niveau, le sol joue un rôle déterminant dans les processus de transformation, de stockage, de transfert ou de stabilisation. Il est lui même exposé aux phénomènes d'érosion hydrique qui s'accompagnent de migrations sous forme dissoute ou adsorbée du pesticide. Le pouvoir épurateur des micro-organismes (bactéries, champignons) intervient également. D'autres facteurs tels que la stabilisation des « résidus liés » [Barriuso et al., 1996] complètent

La modification des pratiques culturales tend à réduire le risque lié à l'utilisation des produits phytosanitaires, en adaptant les périodes et les quantités épandues, en créant des zones tampon (bande enherbées), en freinant le ruissellement ... Cependant, la molécule ou ses métabolites restent présents sur le site et nous sommes en droit de nous interroger quant au devenir de ces composés à long terme.

La compréhension de ces phénomènes permet de prévoir les risques de contamination des milieux aquatiques par ces molécules indésirables. Pour cela, deux catégories d'informations sont nécessaires :

- la persistance du produit représentée par la durée de demi-vie,

son action.

- le transfert de la molécule en surface ou en profondeur paramétré par un coefficient d'adsorption.

La prévision des risques s'appuie donc sur deux types d'informations : la cinétique de dissipation de la molécule et l'étendue des phénomènes de transfert. D'une manière générale, plus un produit est retenu par le sol ou la zone non saturée de la roche, moins il sera mobilisé et moins il présentera de risque de contamination de la nappe. L'indice empirique « Groundwater Ubiquity Score » ou GUS, défini par Gustafson (1987) fournit une première approche du risque potentiel de contamination d'un aquifère, par un pesticide.

Cette première partie décrit de manière non exhaustive la complexité de l'étude de la migration potentielle d'une molécule vers une nappe. L'ensemble des éléments et composantes listés précédemment sera intégré dans la méthodologie de l'étude des bassin de Guînes et de Strouanne.

DEUXIEME PARTIE.

METHODOLOGIE APPLIQUEE.

- I. Topographie et piézométrie.
- II. Modélisation du ruissellement.
- III. Modélisation de la vulnérabilité de l'aquifère.
- IV. Modélisation de la sensibilité à l'érosion.

Méthodologie appliquée.

Introduction.

Nous venons de décrire les principales composantes du cycle de l'eau sur un bassin versant rural représentatif des collines de l'Artois. Ce bassin est exposé aux écoulements et transferts de polluants. Il présente un ensemble de caractéristiques géomorphologiques qui influencent directement le devenir de l'eau et des molécules qu'elle véhicule. Dans le cadre d'une approche pluridisciplinaire de la problématique de migration de ces polluants vers un aquifère exploité, il est nécessaire d'intégrer l'ensemble de ces composantes au travers de divers modèles.

De ce fait, nous nous sommes focalisés sur trois aspects complémentaires permettant de mieux appréhender ces phénomènes de migration:

- le ruissellement de surface,
- l'érosion et les pertes en sol qui en découlent,
- la vulnérabilité de l'aquifère.

Plusieurs modèles ont ainsi été testés dans un premier temps sur le bassin de Strouanne puis retenus et appliqués dans le cadre d'une étude plus large sur les champs captants de Guînes. Cette deuxième partie expose les différentes méthodologies testées puis retenues. Il s'agit ici d'une étude non exhaustive qui vise à choisir et développer une méthodologie destinée à mieux cerner la vulnérabilité potentielle d'un aquifère crayeux productif.

I. Topographie et piézométrie.

Les bases de données vont permettre d'alimenter les différents modèles utilisés dans le cadre de cette thèse. Nous avons construit deux bases de données (Strouanne et Guînes) dans lesquelles ont été enregistrées les caractéristiques géomorphologiques des bassins (altitude, pente, orientation, piézométrie, géologie, pédologie....). Toutes ces valeurs sont géoréférencées en coordonnées Lambert II étendues, exprimées en mètres ou kilomètres suivant les cartes.

L'établissement de la topographie et de la piézométrie est le point de départ de toute étude de ce type. Nous avons donc établi dans un premier temps un modèle numérique de terrain qui englobe le relief mais également la piézométrie moyenne.

I.1 Le modèle numérique de terrain (MNT).

Le relief du bassin versant est l'une des principales composantes des phénomènes érosifs. Il permet également de déterminer l'épaisseur de la zone non saturée par différence avec la piézométrie. Cette information est également prise en compte dans le calcul de l'indice de vulnérabilité de l'aquifère sous jacent.

Une base de données est établie pour chaque zone d'étude à partir de relevés réalisés sur le terrain à l'aide d'un GPS et de relevés cartographiques issus de la carte IGN au 1/25.000ème (logiciel cartoexplorer ®). Après krigeage sous SIG (Surfer), les courbes de niveau ainsi obtenues sont calées par comparaison avec la carte IGN [figure N°II.1]. Ce MNT est ensuite exploité pour le calcul des pentes et orientations de chaque point retenu lors de l'étude de la vulnérabilité et de l'aléa érosif.

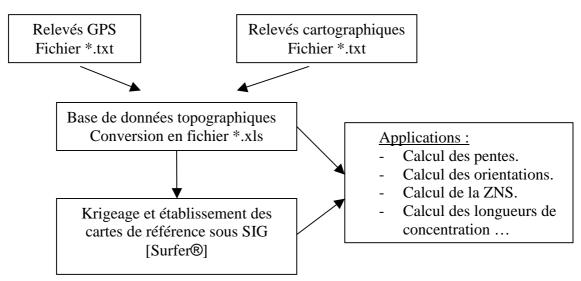


Figure N°II.1 : construction du modèle numérique de terrain.

Le modèle 3D quant à lui permet la visualisation du bassin versant et une approche plus pragmatique des écoulements potentiels. Les lignes de partage des eaux (LPE) ainsi que les thalwegs apparaissent et délimitent ainsi les sous bassins versants, base de l'étude des phénomènes de ruissellement.

I.2 La carte piézomètrique.

Sur le même principe que la topographie, la piézométrie est déterminée à partir d'un fichier constitué d'informations historiques triées et validées [Boudens H., SAFEGE Com. Pers.], de relevés de terrain sur les piézomètres et résurgences existants et de valeurs enregistrées par le réseau de surveillance de l'Agence de l'eau Artois Picardie [www.eau-artois-picardie.fr]. Une fois intégrée dans le SIG, cette base permet d'établir une carte de la piézométrie moyenne de la zone d'étude et d'en déduire par différence avec la topographie l'épaisseur de la zone non saturée. Ces informations sont ensuite transférées vers les différents modèles étudiés : GOD, DRASTIC,...

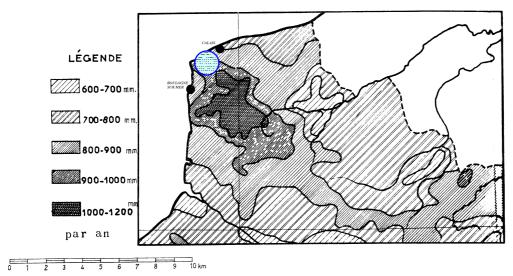
Les isopièzes ainsi obtenues permettent également de déterminer les directions d'écoulement de la nappe et les surfaces d'alimentation des différentes ressources exploitées (galerie captante, forage, puits artésien...). Superposées à la carte des transferts superficiels et des pertes potentielles en sol, elles ont permis d'identifier les zones d'accumulation et de vulnérabilité des prises d'eau potable.

II Modélisation du ruissellement.

II.1 Généralités.

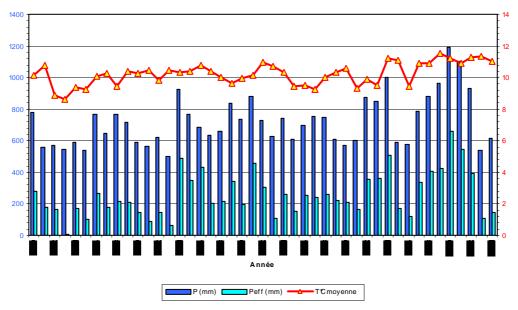
Comme nous l'avons vu dans la première partie, le ruissellement résulte majoritairement de la différence entre la précipitation et la somme de l'évapotranspiration et de l'infiltration. Or, la pluie peut être définie par un certain nombre de variables telles que sa hauteur exprimée en mm CE, son intensité en mm.h⁻¹, sa durée en heure, sa période de retour en année, ...

Le territoire français reçoit en moyenne 700 mm CE de précipitations chaque année avec des disparités principalement liées aux reliefs. La carte N°II.1 [Castany, 1962] illustre la répartition de la pluviométrie sur la zone d'étude (cercle bleu).



<u>Carte N°II.1 : Carte des précipitations moyennes reçues pour la région du Nord [Castany, 1962].</u>

Le suivi des précipitations de la station météorologique de Boulogne sur mer entre 1960 et 2005 (graphique II.1) et les relevés de la DIREN ont permis de caler le modèle climatique (logiciel WEPP) utilisé lors de l'estimation quantitatives des pertes en sol (§ IV.3.2) et de définir la pluie efficace prise en compte dans le modèle DRASTIC.



<u>Graphique N°II.1 : Variations annuelles des précipitations et pluies efficaces exprimées en mmCE et de la température moyenne de la station de Boulogne sur mer (Pas de Calais) entre 1960 et 2004.</u>

Dans le cadre de l'étude des phénomènes de ruissellement qui affectent les deux bassins, nous avons retenu la pluie de projet de Montana sous forme d'une hauteur de pluie de période de

retour 10 ans (norme EN pour les zones rurales). En l'absence de données statistiques représentatives de notre zone d'étude, les coefficients retenus sont ceux d'Abbeville (département de la Somme) mais il est à noter que les pluviométries observées sont moindres (600 à 700 mm CE). Il en va de même pour la station de l'aéroport de Lille-Lesquin (Nord) retenue dans le dossier de déclaration d'intérêt général (DIG) pour les aménagements de maîtrise des eaux pluviales et de ruissellement du bassin de Guînes [V2R, 2005].

L'étude des séries pluviométriques aboutit à des lois de type intensité/durée/fréquence décrivant des intensités théoriques d'occurrence donnée. Elle permettent d'établir des pluies théoriques constantes sur leur durée (loi hyperbolique, loi de Montana). La hauteur cumulée se déduit alors de la durée de cette pluie et de son intensité.

II.2 La pluie.

Il existe des lois de type Intensité-Durée-Fréquence (IDF) qui décrivent l'intensité de pluies théoriques centrées sur les intensités, temps de retour donnés et durées de celles-ci. Ces pluies sont supposées constantes sur leur durée. Dans le cadre de cette étude, la loi de type monôme dite loi de Montana est employée pour la modélisation de l'intensité d'une pluie de durée t (en minutes), de fréquence donnée (10 ans).

$$I = a.t^{-b}$$

I: intensité de la pluie [L.T⁻¹]

t : durée de la pluie [T].

a, b : coefficients issus de la station d'Abbeville.

Le coefficient b sera repris dans la méthode Socose (§ I.3).

Nous utilisons les recommandations techniques du SETRA (Service d'Etudes Techniques Routières et Autoroutières), soit pour une pluie d'occurrence 10 ans et de durée 30 minutes :

$$I_{10} = 48.8 \text{ mm.h}^{-1}$$

De cette équation découle la hauteur cumulée sur la durée de la pluie :

$$Hc = a.t^{(1-b)}$$

<u>Remarque</u>: Dans ce contexte, la loi hyperbolique $I=\alpha.(t+\beta)^{-1}$ nous donne une pluie décennale de 49,66 mm.h⁻¹.

Nous citerons pour mémoire également la pluie maximale locale journalière de fréquence décennale (P_{10}). Sur les collines guînoises, elle oscille entre 45 et 50 mm. Elle peut être déterminée à partir d'une pluie de 24 heures, d'occurrence 10 ans, corrigée par le coefficient empirique de Weiss (21/24).

$$P_{10} = (21/24).a.(24 h)^{(1-b)}$$

II.3 Hydrogramme de crue de fréquence décennale.

L'hydrogramme de crue est une fonction qui estime l'évolution du débit à l'exutoire d'un bassin versant donné, en fonction du temps. Il traduit la transformation d'une précipitation (pluie de projet) en un débit dans les thalwegs après ruissellement sur les coteaux. De nombreux modèles statistiques pluie-débit existent : méthode rationnelle, Crupédix, Socose,... Pour l'étude des petits bassins versants, les méthodes rationnelle et Socose ont été

retenues, utilisées et comparées. Les résultats obtenus sur les bassins de Guînes et de Strouanne ont été intégrés sous forme de feuille de calcul Excel.

La plupart des vallées observées sont sèches et se mettent en charge lors d'épisodes pluvieux intenses. Ne disposant pas de jaugeage sur ces thalwegs, l'étude reste purement théorique mais permet de mieux appréhender les flux potentiels aboutissant à l'aval des sous bassins versants ruraux définis préalablement. Des relevés ont été réalisés sur Guînes durant l'été 2008 et feront l'objet d'un mémoire de Mastère [Velut F.,2008].

II.3.1 La méthode rationnelle.

La méthode rationnelle est à l'heure actuelle une référence en matière de dimensionnement des ouvrages d'art. Elle s'appuie sur une pluie d'intensité constante I, de durée t_r affectant un bassin versant de surface A et de temps de concentration t_c .

II.3.1.1 : Détermination du temps de concentration : t_c

Il est défini comme le temps que met une goutte d'eau tombée au point hydrauliquement le plus éloigné de l'exutoire d'un bassin versant pour atteindre celui-ci. Il dépend de la nature des zones traversées (bois, champs, pâtures, fossés, zones urbaines...) et des vitesses d'écoulement. Il résulte de la somme des temps individuels (t_i) [T] issus du rapport entre la longueur de cheminement (l_i) [L] dans la dite zone et de la vitesse (v_i) [L.T⁻¹].

$$t_c = \sum t_i \text{ avec } t_i = l_i \cdot v_i^{-1}$$

Les vitesses sont obtenues par lecture d'abaques. Les longueurs et surfaces individuelles de chaque composante du bassin versant étudié sont mesurées, soit sur le terrain soit à l'aide des cartes IGN au 1/25000^{ème} et de photographies aériennes. Les pentes sont estimées par le rapport entre la dénivellation (alt._{max}—alt._{min}) et la distance horizontale parcourue (d_{hor}):

$$P_{\%} = [(alt._{max} - alt._{min})/d_{hor}].100$$

Le massif du Cap Blanc Nez et les champs captants de Guînes ont été découpés en sous bassins versants. Ces derniers présentent une grande hétérogénéité au niveau des temps de concentration. Ceci s'explique en grande partie par la diversité des pentes et la nature des occupations observées (prairies calcicoles, zones naturelles, cultures, bois, villages...).

II.3.1.2 : Le coefficient de ruissellement : C_g.

Proportionnel au degré d'imperméabilisation, le coefficient de ruissellement reflète l'aptitude d'un sol à laisser s'écouler superficiellement les eaux issues des précipitations. Il sera proche de 1 dans les zones urbanisées ou argileuses et beaucoup plus faible sur sol calcaire ou sableux. A titre d'exemple, nous avons retenu un coefficient de ruissellement de 0,8 pour les zones villageoises du fait de la présence de jardins et espaces verts qui limitent le ruissellement.

L'activité en surface influence directement ce coefficient. Des sols battants laissés nus durant l'hiver favoriseront le ruissellement et l'augmentation de l'énergie cinétique alors que le maintien d'un couvert végétal aura un effet contraire.

Certaines pratiques culturales (pomme de terre) nécessitent l'évacuation rapide de l'eau et amplifient volontairement le ruissellement ainsi que le départ du sol (Photographie N°II.1).



Photographie N°II.1: Amplification du ruissellement et des pertes de sol liées aux pratiques culturales (hauteurs de Pihen les Guînes, Juin 2008).

Des abaques sont également employées pour estimer ce coefficient. Il est évident que, de par sa nature, cette valeur est une variable spatio-temporelle, plus particulièrement sur des bassins versants ruraux.

Le coefficient global de ruissellement du bassin étudié résulte d'une moyenne des coefficients individuels (C_i), pondérée par les surfaces individuelles (A_i) [L²].

Les caractéristiques morphométriques de chaque surface individuelle (A_i) sont obtenues à l'aide du logiciel Photoexplorer de l'IGN (figure $N^{\circ}II.2$) qui possède une fonction « calcul de surface ». La photographie aérienne nous permet également de déterminer la nature de l'occupation (agricole, urbaine, naturelle, forêt...).



<u>Figure N°II.2</u>: Exemple de mesure de surface d'un bois à l'aide du logiciel Photoexplorer (IGN 1/25.000ème). Bassin de Strouanne, Wissant (Pas de Calais).

Cette observation est recoupée avec la pente mesurée à l'aide du MNT et aboutit à la détermination du coefficient de ruissellement individuel (C_i). Une feuille de calcul nous permet ensuite de calculer le coefficient de ruissellement global du bassin (C_g).

$$C_g = \sum (C_i \cdot A_i)/A_t$$

Il faut insister sur le fait qu'il s'agit ici d'une photographie à un instant t de l'occupation d'un bassin versant. Cette dernière varie à la fois dans l'espace et dans le temps.

A titre d'exemple, l'implantation de la pénétrante (R.D.) de Guînes coupera la plupart des sous bassins versants. Conjuguée à la mise en place de bassins et fossés de rétention, elle affectera l'ensemble des écoulements superficiels et souterrains dans une moindre mesure.

II.3.1.3: Estimation du débit.

Par définition, le débit maximal (Q_{max}) sera atteint quand la durée de la pluie de projet sera égale au temps de concentration (Figure N°II.3). A ce moment là, tout le bassin est en charge. Il est alors possible, connaissant le temps de concentration, d'en déduire l'intensité constante de la pluie de projet ($t_r = t_c$) et le débit maximal :

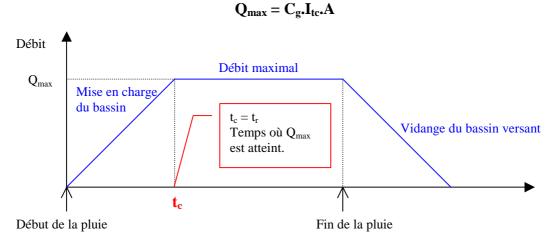


Figure N°II.3: Evolution du débit Q [L^3 . T^{-1}] à l'exutoire d'un bassin versant exposé à une pluie de projet d'intensité constante [L. T^{-1}] d'une durée t_r [T^{-1}].

Il s'agit ici d'un débit théorique de référence pour le dimensionnement des ouvrages d'art. Il nous apporte une information quantitative sur le ruissellement et les transferts potentiels de matières en suspension vers les vallées sèches. Mais deux remarques s'imposent :

- le calcul de la pluie de projet s'appuie sur des observations anciennes effectuées à Abbeville qui ne sont plus ou pas obligatoirement représentatives de la zone d'étude,
- le coefficient de ruissellement est une variable qui évolue en fonction de la saison et des activités agronomiques de surface sur les bassins ruraux.

Nous avons ramené ce débit décennal à 45% de la valeur obtenue par la méthode rationnelle afin d'estimer le débit annuel et de le comparer à ceux obtenus par la méthode Socose. Des jaugeages sont planifiés pour le second semestre 2008 sur le bassin de Guînes afin d'évaluer

les modèles de détermination des volumes ruisselés. Les résultats sont exprimés par unité de surface (L⁻¹.s⁻¹.ha⁻¹).

II.3.2 La méthode Socose.

Il s'agit d'une méthode statistique développée par le S.C.S. (Soil Conservation Service américain). S'appuyant sur une étude statistique entreprise par le ministère de l'Agriculture en 1980 sur le territoire français, cette méthode s'applique sur des bassins versants de taille comprise entre 2 et 200 km².

Les paramètres qui interviennent dans les calculs sont d'ordres :

- morphométriques : superficie, longueur du chemin hydraulique le plus long,
- climatiques : pluie décennale locale, pluviométrie interannuelle, température moyenne interannuelle réduite au niveau de la mer et le paramètre b de la formule exponentielle de Montana de fréquence décennale (§ II.2).

Le processus calculatoire (Figure N°II.4) est basé sur des considérations théoriques. Il ne prend pas en compte les caractéristiques du bassin versant naturel, ce qui tend à relativiser la méthode.

Les valeurs obtenues sont inférieures à celles du modèle précédent et sont davantage corrélées avec des débits annuels.

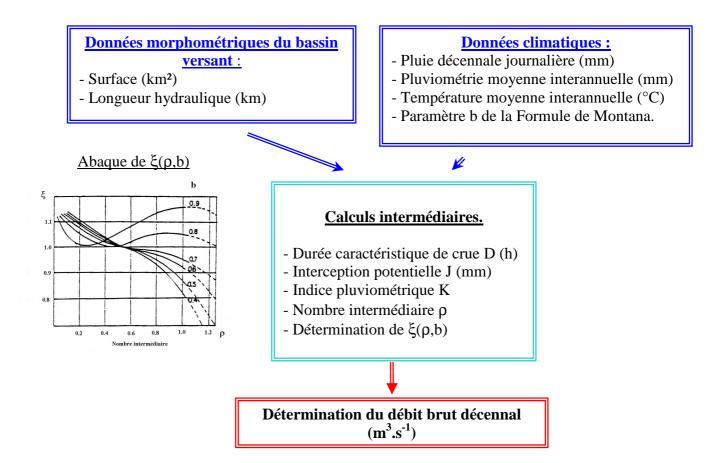


Figure N°II.4: Principe d'utilisation de la méthode Socose.

Les coefficients de corrélation (187 bassins versants étudiés) pour D et J sur les formules explicatives sont significatifs mais faibles.

II.4 Analyse et discussion.

En l'absence de jaugeage, il est délicat d'extrapoler les résultats obtenus. Cependant, ils déterminent un débit théorique susceptible de mettre en charge les vallées sèches ainsi que les ouvrages d'art présents. La variabilité spatio-temporelle de la morphologie et de l'occupation du bassin versant nous oblige à régulièrement réactualiser ces calculs.

D'autres paramètres doivent également être pris en compte dans l'analyse de ces valeurs :

- la modification du régime des pluies et l'éventuelle obsolescence de la pluie de projet qui doit être actualisée auprès des stations météorologiques locales,
- le caractère aléatoire des orages et leur violence comme ce fut le cas en août 2006 où une forte intensité conjuguée à une durée élevée a généré des coulées boueuses et des inondations, exposant à ce risque cette fois-ci les populations (Hames Boucres).

Ces débits superficiels estimés sont le reflet d'écoulements concentrés en thalweg. Ils affectent les fonds de vallons et vallées sèches et nous renseignent sur les zones d'érosion aiguës potentielles (photographie N°II.1). Ce sont des outils de dimensionnement destinés à être utilisés en hydrologie de surface ainsi que dans l'estimation et le chiffrage du risque « inondation » (PPRI). Ils ne doivent pas être les seuls éléments analysés lors de l'implantation *de novo* d'ouvrages de lutte.

En effet, le stockage des eaux de ruissellement et l'augmentation des temps de concentration se traduisent par une hausse potentielle de l'infiltration. S'il s'agit d'une implantation dans un périmètre de protection, il faudra alors intégrer à l'étude d'impact ou la notice d'incidence un volet « vulnérabilité de la nappe sous jacente ». Pour cela, nous avons étudié sur les deux bassins plusieurs méthodes de détermination de la vulnérabilité des aquifères.

III Modélisation de la vulnérabilité de l'aquifère.

Les nappes souterraines de l'Artois sont exploitées à la fois pour la production d'eau potable mais aussi par l'agriculture et l'industrie. L'établissement de la carte de vulnérabilité d'une nappe est l'un des principaux outils de gestion rationnelle des eaux souterraines : outils pédagogique et éducatif, outils d'orientation de la politique générale de gestion de la qualité des eaux souterraines, outils d'aide à la décision en matière d'aménagement et de protection des ressources et captages (définition des périmètres de protection) [Bézèlgues et al., 2002, Directive Cadre sur l'eau et SDAGE Artois Picardie].

Pour être adaptée au cadre géographique de la zone d'étude, la méthodologie de détermination de la vulnérabilité de la nappe doit prendre en compte des critères pertinents correspondant à un contexte hydrogéologique particulier et quasi unique : les aquifères du Crétacé de l'Artois.

III.1. Notion de vulnérabilité de l'aquifère.

La sensibilité d'une nappe vis à vis d'une pollution donnée (figure N°II.5) s'appuie sur le concept « origine-chemin-cible » [Voigt et *al.*, 2004]. Ce dernier dépend des caractéristiques intrinsèques du milieu naturel (topographie, nature géologique,...) et des propriétés mêmes du ou des polluants étudiés.

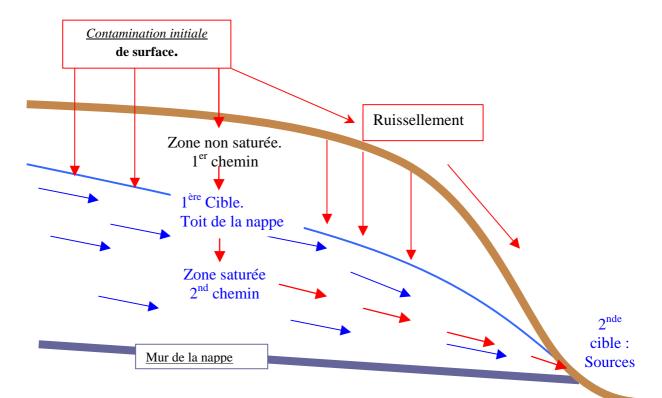


Figure N°II.5: Modèle « origine-chemin-cible » d'évaluation de la vulnérabilité adapté de Voigt et *al.*, 2004.

Les principaux critères des vulnérabilités intrinsèque et spécifique sont présentés et synthétisés en annexe 3.

Il existe ainsi une dichotomie qui permet de distinguer deux types de vulnérabilités:

- la vulnérabilité intrinsèque liée aux caractéristiques du milieu,
- la vulnérabilité spécifique qui dépend des caractéristiques de la source de pollution.

Bézèlgues et *al.* (2002) considèrent comme invariante dans le temps la vulnérabilité intrinsèque alors que la vulnérabilité spécifique est évolutive et ne caractérise qu'un instant précis.

Dans le cadre de l'étude des bassins de Strouanne et de Guînes, la vulnérabilité intrinsèque a été établie comme pérenne et la vulnérabilité liée aux facteurs anthropiques, principalement l'agriculture et l'urbanisation, comme évolutive.

Mais il faut noter que les contraintes géophysiques liées à la présence du Grand Blanc Nez s'accompagnent de modifications diaclasiques annuelles [El Khattabi J., comm. perso.] sur le petit Blanc Nez. La précipitation du carbonate de calcium (CaCO₃) colmate, avec le temps, certaines fissures productives et limite ainsi les écoulements fissuraux à transit rapide [Photographie N°II.2].

Ces phénomènes sont visibles au pied de la falaise du petit Blanc Nez où il est possible de lire directement les fluctuations de la nappe sur le trait de côte.

Sur le secteur de Guînes, les profils géophysiques réalisés par SAFEGE [Boudens H., com. pers.] en fond de vallées sèches montrent d'importantes fracturations productives ou non (Fig. IV.2).

Les modifications observées sur le site du Blanc Nez affectent donc également ces dépressions. L'infiltration d'eaux de ruissellement chargées en limons doit également influencer la perméabilité de ces zones. L'ensemble des caractéristiques intrinsèques des massifs crétacés de Guînes et de Strouanne sont présentés en troisième partie de cette thèse.



Photographie N°II.2: Fissures productives (Cran d'Escalles, 2007).

Les nombreuses méthodes de détermination de la vulnérabilité des nappes souterraines peuvent être regroupées en trois catégories :

- les méthodes statistiques donnant des probabilités de contamination de la zone d'étude et une image de la vulnérabilité spécifique,
- les modèles de simulation basés sur la résolution de systèmes d'équations modélisant les transferts de contaminants qui donnent également une image de la vulnérabilité spécifique,
- les méthodes cartographiques à index combinant des cartes de paramètres ou critères de vulnérabilité indexés d'une zone d'étude à l'aide de logiciels. Elles peuvent intégrer à la fois la vulnérabilité spécifique et la vulnérabilité intrinsèque (DRASTIC modifié).

Parmi ces méthodes cartographiques à index, nous retiendrons l'approche par les systèmes paramétrés. Elle s'appuie sur le choix de critères représentatifs pour lesquels une discrétisation en intervalles hiérarchisés est réalisée en fonction du degré de sensibilité à une contamination donnée (vulnérabilité spécifique).

Pour cette étude, caractérisée par une échelle moyenne (1/25 000ème) et un système poreux et fracturé, nous avons retenu les méthodes de cartographie à index avec pondération et indexation des paramètres (Point Count Systems Models ou PCSM) et plus particulièrement la méthode GOD développée par Forster en 1987 pour une estimation simple et rapide de la vulnérabilité ainsi que la méthode DRASTIC établie par l' « Environmental Protection Agency » américaine en 1985. Nous avons modifié cette dernière afin de prendre en compte la vulnérabilité spécifique à diverses molécules phytosanitaires.

D'autres modèles tels que la méthode EPIK (Epikarst, Protective cover, Infiltrations conditions, Karst network development) [Doerfliger, 1996] existent mais sont plus spécifiques de systèmes hydrogéologiques karstiques. Afin de prendre en compte les zones fortement fissurées du Cénomanien (Escalles, Strouanne) et les fonds de vallées, le facteur conductivité hydraulique de la méthode DRASTIC a reçu une valeur maximale (C=10).

III.2 Le modèle GOD (Groundwater occurrence, Overall aquifer class and Depth to groundwater table). [Foster, 1987].

Ce système prend en compte l'importance relative de trois paramètres discrétisés vis à vis de la vulnérabilité de la nappe :

- le type de nappe : captive ou libre,
- le type géologique (lithologie) : sol et roche mère,
- la profondeur de la nappe de 0 à plus de 100 mètres (Figure N°II.6).

Six classes de vulnérabilité sont ainsi obtenues de nulle à très forte en fonction de l'index.

$$I_v = I_n I_g I_p$$

Avec I_v indice de vulnérabilité, I_n indice de nappe, I_g indice géologique et I_p indice de profondeur [Annexe 4].

Phase1: Détermination du type de la nappe (Groundwater occurrence) noté à l'aide d'un index I_n compris entre 0 (aucune nappe) et 1 pour une nappe libre. Krigeage sur chacun des points du bassin étudié.

<u>Phase 2:</u> Détermination du paramètre géologique (Overall aquifer class) en fonction de la couverture quaternaire, de la roche aquifère et du degré de fissuration. L'index I_g est compris entre 0,4 (sols résiduels) et 1 pour des roches denses très fissurées.

Phase 3 : Détermination de la profondeur moyenne de la nappe (Depth groundwater table) à partir de la piézométrie estimée. Cet index I_p est compris entre 0,4 pour des profondeurs supérieures à 100 mètres et 1 pour des valeurs inférieures à 2 mètres.

Phase 4 : Calcul de l'indice de vulnérabilité Iv de la nappe du Cénomanien : $Iv = I_n.I_g.I_p$

Cette valeur comprise entre 0 et 1 définit des classes krigées et reportées sur le fond topographique.

Figure N°II.6: Détermination de la vulnérabilité d'une nappe adaptée du système GOD [Foster, 1987, Bézèlgues et al., 2002].

La sensibilité de la nappe vis à vis de la percolation verticale des contaminants au travers de la zone non saturée est ainsi représentée. Cette estimation rapide n'intègre pas les migrations superficielles ou transversales et reste approximative. Les caractéristiques intrinsèques du polluant étudié n'interviennent pas dans ce modèle ni la nature de la couverture pédologique, théâtre de nombreuses modifications des molécules phytosanitaires par exemple. Dans le cadre de notre étude, elle a été utilisée sur la nappe du Cénomanien du bassin de Strouanne et

sur la nappe du Turonien pour la seconde zone d'étude (Saint Tricat et Hames Boucres). Cette méthode nécessite un faible nombre de variables généralement accessibles. Elle met en évidence l'effet protecteur de l'épaisseur de la zone non saturée et des couvertures peu perméables. Un deuxième modèle (DRASTIC) a été retenu et modifié afin d'affiner les valeurs de vulnérabilité de ces nappes.

III.3 Le modèle DRASTIC [Aller et al., 1987].

La méthode DRASTIC a été développée par l'Environnemental Protection Agency [Aller et al., 1987].

A l'origine, cette méthode repose sur trois hypothèses de base :

- les sources de contamination potentielles sont en surface,
- les contaminants passent de la surface du sol à l'aquifère par le mécanisme d'infiltration efficace,
- la nature du contaminant n'est pas prise en compte dans le calcul de l'indice [Rasmussen et *al.*, 2006].

Elle s'appuie sur sept critères cartographiés par un index allant de 1 à 10. Ces derniers sont relativisés par un facteur de pondération. Les plus petites valeurs sont représentatives des conditions de plus faible vulnérabilité à la contamination. L'acronyme DRASTIC vient de ces sept paramètres intégrés dans le modèle:

- D pour l'épaisseur de la zone non saturée (Depth to groundwater table),
- R pour la recharge ou infiltration efficace (recharge rate),
- A pour la nature de la zone saturée (Aquifer media),
- S pour la nature du sol (Soil media),
- T pour la pente du terrain (Topography) déterminée à partir du MNT,
- I pour la nature de la zone non saturée ou incidence de la zone vadose (Impact of vadose zone),
- C pour la perméabilité hydraulique (hydraulic conductivity).

Cet indice de vulnérabilité I_D est estimé par la somme des sept index pondérés :

$$I_D = D_p.D_c + R_p.R_c + A_p.A_c + S_p.S_c + T_p.T_c + I_p.I_c + C_p.C_c$$
 p est la notation accordée à chaque paramètre et c le facteur de pondération respectif.

La détermination de cet indice DRASTIC requiert une base de données plus conséquente que celle utilisée avec GOD. La fiabilité de cet indice dépend de la quantité et de la qualité des données qui ont permis son évaluation.

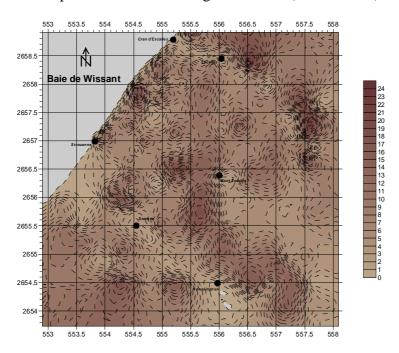
Pour chaque point géoréférencé en coordonnées Lambert II étendu, les sept valeurs sont enregistrées puis krigées sous Surfer afin d'établir les différentes cartes. Ainsi, l'épaisseur de la zone non saturée est obtenue par la différence entre la topographie et le niveau piézométrique moyen. Dans le cas d'une nappe captive, la profondeur de la nappe d'eau correspond à celle du toit de l'aquifère [Rasmussen et *al.*, 2006].

Le facteur R est déterminé à partir de la pluie nette ou pluie efficace moyenne (partie des précipitations qui échappe au ruissellement, à l'évaporation et à l'évapotranspiration)

déterminée à partir des données de la station de la DIREN entre 1995 et 2005 pour Strouanne et de météoFrance à Boulogne sur mer pour Guînes (Graphique N°II.1).

Cette eau s'infiltre dans le sol et la zone non saturée puis recharge les nappes. A l'échelle de la zone d'étude, la recharge estimée par la pluie efficace (paramètre R) a été fixée comme constante. Cette valeur n'intervient donc pas dans la variabilité de l'indice mais contribue à sa valeur.

Pour chacun des points, les pentes ainsi que leur orientation sont calculées grâce à la fonction pente du logiciel Cartoexplorer de l'IGN et intégrées au SIG (Carte N°II.2).



Carte N°II.2: Exemple de répartition des pentes exprimées en pourcentage sur le Bassin de Strouanne [Wissant, Pas de Calais].

Cet indice DRASTIC compris entre 23 et 226 [Ramos et Castillo, 2003] montre la répartition spatiale de la vulnérabilité. Chacun des sept paramètres reçoit une notation comprise entre 1 et 10 pour la vulnérabilité la plus élevée [Annexe 5].

L'occupation du bassin [Tableau N°II.1] est également prise en compte sous forme de facteurs de pondération classés en occupations normale et intensive (activité agricole par exemple) et permet d'intégrer et de discrétiser l'activité en surface [Lallemand-Barrès, 1994; Lobo-Ferreira J.P., 2000; Bélzègues et *al.*, 2002].

Occupation	D	R	A	S	T	I	C
Normale	5	4	3	2	1	5	3
Intensive	5	4	3	5	3	4	2

<u>Tableau N°II.1:</u> Facteurs de pondération des différents critères appliqués avec la méthode DRASTIC.

Chacun des points retenus est repris dans le cadre de l'application du modèle DRASTIC. Une cartographie de la vulnérabilité est ainsi obtenue par krigeage sous Surfer.

Les classes de vulnérabilité varient d'un auteur à l'autre. Par exemple, le ministère de l'environnement du Québec définit trois classe de vulnérabilité : faible (Id<100), moyenne (100<Id<150) et forte (Id>150). Nous avons retenu ici cinq classes (Tableau N°II.2).

Des valeurs supérieures à 141 indiquent une très forte vulnérabilité à la contamination par un polluant quelconque [Engel et Navulur, 1998].

Indice DRASTIC	Zone de vulnérabilité		
23-84	Très faible		
85-114	Faible		
115-145	Moyenne		
146-175	Elevée		
176-226	Très élevée		

<u>Tableau N°II.2 : Définition des zones de vulnérabilité selon les intervalles d'indices de vulnérabilité DRASTIC. [Aller et al., 1987]</u>

Il apparaît que cet indice est très sensible mais parfois quelque peu alarmiste. De plus, il n'intègre pas les propriétés intrinsèques du polluant. Pour cela, nous avons complété notre étude en ajoutant à cet indice le facteur d'atténuation Af/Rf (facteur de retard) et ainsi obtenu un indice DRASTIC modifié.

III.4 La méthode DRASTIC modifiée.

L'indice DRASTIC est un indicateur du potentiel de contamination des aquifères et peut être adapté à de nombreuses situations. Il nous fournit une image de la vulnérabilité intrinsèque de la nappe à une pollution mais n'intègre pas les caractéristiques du polluant. Pour cette raison, la comparaison ne peut être faite qu'entre zones géographiques sensibles à un pesticide et non entre différents pesticides [Kajewski, 2005].

Le ministère de la région Wallone propose pour l'état des lieux des sous-bassins hydrographiques un indice DRASTIC modifié à partir du facteur d'atténuation établi par Rao et *al.* (1985). Ce nouvel indice prend en compte les caractéristiques intrinsèques de la molécule étudiée à partir du facteur d'atténuation Af.

Cet index quantitatif s'appuie sur le potentiel migratoire des molécules phytosanitaires du sol vers la nappe. Il représente la fraction du pesticide susceptible d'atteindre le toit de la nappe. La présence des molécules phytosanitaires dans les zones saturées et non saturées est un processus complexe influencé par de nombreux paramètres (propriétés physico-chimiques de la molécule, pratiques d'épandage, conditions climatiques, caractéristiques géomorphologiques de la nappe ...).

Nous avons donc appliqué Af dans un premier temps aux deux bassins étudiés puis il a été couplé à l'indice DRASTIC. Deux composés fictifs présentant des propriétés proches de celles rencontrées sur des molécules phytosanitaires couramment employées sur nos zones d'étude ont été testés sur Strouanne et modifiés pour le bassin de Guînes.

Afin de dresser une cartographie de la sensibilité des nappes du Cénomanien (Strouanne) et du Turonien (Guînes) à ces produits, les bases de données initiales (DRASTIC) ont été complétées.

III.4.1 Calcul de l'adimensionnel Af.

L'objectif est ici de suivre le devenir des molécules phytosanitaires à partir d'équations simulant les phénomènes physiques se déroulant dans le sol. L'indice Af intègre les paramètres du site (recharge nette annuelle, épaisseur de la zone non saturée), la pédologie (teneur en carbone organique, capacité au champ, masse volumique du sol) et les caractéristiques du polluant.

La molécule est caractérisée à partir de sa durée de demi-vie dans la zone non saturée et de son coefficient de partage eau/carbone (K_{oc}).

Le coefficient de partition octanol/eau ou K_{ow} est défini comme le rapport de la concentration du produit dans la phase octanol à sa concentration dans l'eau. Les composés hydrophiles ont de faibles K_{ow} (inférieurs à 10). Cette valeur contribue à la compréhension des phénomènes de lessivage et d'adsorption des molécules dans le sol. Combinée à la teneur en matières organiques, elle permet de quantifier la part adsorbée et la part lessivée vers l'aquifère. Le K_{oc} peut être déterminé à partir de la formule de Van der Meijden (1986) :

$$log K_{oc} = 0.989.log K_{ow} - 0.346.$$

Face à la variabilité des données caractéristiques des produits phytosanitaires fréquemment employés (DT_{50} et K_{oc}) [Murray, 1996; Ramos *et al.*, 2003;], nous avons fait le choix d'évaluer la vulnérabilité globale liée à deux substances théoriques représentatives :

- Substance S1 : molécule à durée de demi-vie de 50 jours et K_{oc} de 50 dm³.kg⁻¹. Il s'agit d'un composé de persistance moyenne peu adsorbé, donc mobile.

<u>- Substance S2</u>: molécule à durée de demi-vie de 20 jours et K_{oc} de 100 dm³.kg⁻¹. Il s'agit d'un composé peu persistant et moyennement adsorbé, donc peu mobile.

Bien que ne couvrant pas l'ensemble des cas de figures potentiels, ces deux molécules nous ont permis d'établir des cartes de vulnérabilité globale de la nappe de Strouanne dans le cadre d'hypothèses « pessimiste » (S1) et « optimiste » (S2) pour les aquifères crayeux. Ces résultats sont analysés et comparés dans la quatrième partie. Lors de l'étude du bassin de Guînes, ces caractéristiques ont été modifiées afin de mieux discrétiser la vulnérabilité.

Les molécules phytosanitaires se déplacent, même pour de faibles solubilités, et peuvent ainsi atteindre les couches profondes du sol. Gustafson (1989) a introduit le coefficient GUS ou Groundwater Ubiquity Score établi à partir de la durée de demi-vie $T_{1/2}$ et du K_{oc} exprimé en dm³.kg⁻¹.

$$GUS = log (T_{1/2}).[4-log(K_{oc})]$$

Si le coefficient GUS est supérieur à 2,8, la molécule est considérée comme très mobile et pourra migrer rapidement vers la nappe. Par contre si cette valeur est comprise entre 1,8 et 2,8, ces molécules ont une mobilité intermédiaire [Barriuso et al., 1996; Koreta, 1996; Rat et al., 2004].

La substance S1 (GUS = 3,9) est donc mobile et sera représentative d'un produit phytosanitaire pouvant potentiellement migrer rapidement vers la nappe (hypothèse pessimiste) alors que le composé S2 (GUS = 2,6), moins mobile, sera mieux adsorbé dans le sol (hypothèse optimiste).

Le K_{oc} peut également être déterminé à partir du K_{d} et de la teneur en carbone organique du sol :

$$K_{oc} = (K_d.100)/\%$$
 CO

Dans le sol, il n'est possible de mesurer directement que la teneur en matières organiques (MO). Maison (2000) l'estime par : %MO = 1,724.%CO.

Soit %CO: teneur en carbone organique du sol estimée par 58% de la teneur en matière organique.

Kd est le coefficient de partage de la molécule entre la phase solide et la phase liquide du sol.

$$K_d = C_{tot}/C - \theta_m/\rho_{eau}$$
 en dm³.Kg⁻¹ [Koreta, 1996]

 C_{tot}/C : rapport entre la concentration totale de la molécule mesurée analytiquement lors de l'extraction des échantillons prélevés au champs au temps t et la concentration de la phase liquide du sol.

 θ_m/ρ_{eau} : rapport entre la teneur massique en eau et la masse volumique de l'eau.

Koreta (1996) a étudié et calculé le K_d de plusieurs matières actives (atrazine et simazine) et de leurs métabolites. K_d présente une variabilité dans le temps et en fonction de la profondeur du sol. Il a observé la disparition des molécules mères dans le sol du fait des différentes transformations chimiques et biologiques, ainsi qu'un accroissement du K_d , donc de l'adsorption de ces herbicides. Pignatello et Huang (1991) avaient également relevé, dans des conditions différentes, une augmentation du Kd de l'atrazine dans le temps.

Le K_{oc} est donc par définition une variable spatiale et temporelle. Lui affecter une valeur constante [Tableau N°II.3] est délicat et éloigne le modèle de la réalité du terrain. Vanclooster et al. (2000) insistent sur les incertitudes liées au K_{oc} et à la DT_{50} ainsi que sur la méconnaissance de la zone non saturée qui accroît cette variabilité.

Le modèle A_f suppose que :

- l'équilibre d'adsorption de la molécule est instantané et réversible,
- la cinétique de dégradation est de premier ordre,
- le transport convectif de la molécule est le fait de la recharge nette,
- les caractéristiques pédologiques (capacité au champ, masse volumique du sol et teneur en carbone organique) sont uniformes.

A_f est alors déterminé à partir de l'équation:

$$A_f = e^{-tr.k}$$

K est une fonction de la demi-vie dans le sol (t_{1/2} exprimée en jours, T) par le rapport :

$$k = 0.693 / t_{1/2}$$

Ainsi pour nos deux molécules : $K_{s1} = 0.01386$ et $K_{s2} = 0.03465$ j⁻¹

Le coefficient t_r est déterminé à partir de l'épaisseur de la zone non saturée d (L), de la recharge nette annuelle q (L/T), de la capacité au champs θ_{fc} (L³.L⁻³) et du facteur de retard Rf [Spadotto *et al.*, 2001 ; Kajewski I, 2005].

$$t_r = (d.\theta_{fc}.R_f)/q$$

Le paramètre d est extrait du MNT par la différence entre la topographie et la piézométrie moyenne krigée exprimée en mètre [L].

La recharge annuelle moyenne est considéré comme constante sur les surfaces étudiées. La valeur retenue (257,66 mmCE/an) est déduite des calculs réalisés par El Naghi (2006) et Serhal (2007), à partir des données météoFrance entre 1960 et 2005.

La capacité au champs du sol $[L^3.L^{-3}]$ est estimée par la régression de Rawls et Brakensiek (1989) en fonction des pourcentages (%) de sable (S), de matière organique (MO), d'argiles (A) et du point de flétrissement (θ_{flet}).

$$\theta_{fc} = 0.2391\text{-}0.0019.\%S + 0.021.\%MO + 0.72.~\theta_{fle}$$

$$\theta_{fle} = 0.026 + 0.005.\%A + 0.0158.\%MO~[Rawls~et~Brakensiek,~1989]$$

Rf représente le facteur de retard dû aux phénomènes d'adsorption, de désorption et de volatilisation de la molécule.

$$R_f = 1 + [(\rho_{sol}.f_{oc}.K_{oc}) + (n_a.K_H)] / \theta_{fc} - K_H$$

Avec ρ_{sol} pour la masse volumique du sol sec en kg.m⁻³ (M/L³), f_{oc} pour la fraction massique en carbone organique [-], k_{oc} pour le coefficient de partage eau/carbone organique en m³.kg⁻¹ (L³/M), n_a la fraction volumique d'air dans le sol et K_H la constante adimensionnelle de Henry.

Cette dernière est dans la majorité des cas négligeable car les molécules phytosanitaires sont généralement peu volatiles [Tableau N°II.3]. Elle exprime la partition entre l'air et l'eau à l'équilibre. Plus cette constante est élevée (supérieure à 160), plus le composé est volatil et peut être éliminé de la solution.

L'équation de R_f a donc été réduite comme suit:

Pesticida	t‰ (dias)	Koc (mL/g)	К н*
Aldicarb	30	30	1.0E-04
Captan	2.5	200	4.9E-05
Carbofuran	50	22	3.1E-07
Clorotalonil	30	1380	9.1E-05
Clorpirif s	30	6070	1.8E-04
Dicofol	45	5000	1.0E-04
Diuron	90	480	5.4E-08
Endosulfan	50	12400	1.2E-04
lprodione	14	700	1.3E-06
λ-Cyhalothrin	30	180000	
Mańcozeb	70	2000	2.4E-06
Maneb	70	2000	
Metalaxil	70	50	1.0E-07
Metamidof s	6	5	1.2E-09
Metil Paration	5	5100	3.9E-06
Metolacior	90	200	1.0E-05
Monocrotof s	30	1	2.7E-10
Tiram	15	670	
Trifluralin	60	8000	6.7E-03

 $R_f = 1 + [(\rho_{sol}.f_{oc}.K_{oc}) / \theta_{fc}]$

Tableau N°II.3: Propriétés de quelques molécules phytosanitaires. [Spadotto et al., 2001].

Les valeurs A_f ainsi calculées sont comprises entre 0 et 1 [tableau II.4] et sont proportionnelles au risque de lixiviation de la molécule étudiée vers l'aquifère.

Valeurs de Af	Probabilité de contamination de la nappe		
0 - 1.10 ⁻⁴	Très peu probable		
$1.10^{-4} - 1.10^{-2}$	Peu probable		
$1.10^{-2} - 1.10^{-1}$	Moyennement probable		
$1.10^{-1} - 2,5.10^{-1}$	Probable		
2,5.10 ⁻¹ - 1	Très probable		

TableauN°II.4: Classification des cinq désignations qualitatives du facteur d'atténuation (A_f) [Kajewski I., 2005; Rubin *et al.*, 1998, Ministère de la région Wallone, 2004].

Les cartes de répartition du facteur Af ont été dans un premier temps krigées sous Surfer puis comparées à celles obtenues après couplage avec l'indice DRASTIC.

III.4.2. Indice DRASTIC modifié.

Dans le cadre du programme SCALDIT [Ministère de la région Wallone, 2004], l'évaluation de la vulnérabilité a été abordée en modifiant la méthode DRASTIC par incorporation du facteur A_f . Ainsi la matière active et les phénomènes qui affectent son devenir dans le sol sont intégrés. Afin d'éviter toute redondance, les paramètres S (sol) et R (recharge) sont fusionnés en un paramètre dépendant du modèles A_f . L'équation DRASTIC modifié devient alors :

$$\begin{aligned} & \text{Pp = Potential pollution} = D_{\text{p}}.D_{\text{c}} + A_{\text{p}}.A_{\text{c}} + T_{\text{p}}.T_{\text{c}} + I_{\text{p}}.I_{\text{c}} + C_{\text{p}}.C_{\text{c}} + AF_{\text{p}}.AF_{\text{c}} \\ & = 0,2174.(D_{\text{c}}/10) + 0,1304.(A_{\text{c}}/10) + 0,0435.(T_{\text{c}}/10) + 0,2174.(I_{\text{c}}/10) + 0,1304.(C_{\text{c}}/10) + 0,2609.AF_{\text{c}} \end{aligned}$$

Les coefficients de pondération des facteurs ont également été modifiés afin d'obtenir une valeur de l'indice comprise entre 0 et 1

Les nouveaux indices « pollution potentielle » sont repartis selon de nouvelles classes de vulnérabilité (tableau $N^{\circ}II.5$) et krigés pour chaque zone d'étude afin d'obtenir une répartition spatiale du risque.

Indice Pp	Vulnérabilité		
<0,4425	Faible vulnérabilité		
0,4425 - 0,6637	Vulnérabilité moyenne		
> 0,6637	Forte vulnérabilité		

Tableau N°II.5 : Classe de vulnérabilité selon la méthode DRASTIC modifiée.

III.5 Discussions.

Le modèle GOD est simple d'utilisation et donne une image de la vulnérabilité intrinsèque de la nappe mais s'appuie principalement sur l'épaisseur de la zone non saturée. Les deux bassins étudiés présentent des vallées sèches dans lesquelles l'effet fissural prend le dessus sur l'écoulement par effet piston lors de forts cumuls de précipitations [Maillot H., com. pers.]. Le modèle GOD n'intègre pas ces facteurs.

La méthode DRASTIC, développée aux Etats Unis en 1987 par la Natural Water Well Association –NWWA- a permis d'identifier les secteurs présentant un risque de contamination en intégrant non plus trois variables mais sept. Sur les bassins versants de

Hames Boucres et de Saint Tricat, les zones sensibles recoupent les préconisations de la DUP pour ces champs captants (\S IV). Cette méthode permet d'évaluer, indépendamment du type de polluant, la vulnérabilité de la nappe, à partir d'une base de données géoréférencées. Cependant, les caractéristiques de la molécule polluante ne sont pas prises en compte. Qu'elle soit pérenne et hydrophile ou fugace et hydrophobe ne modifie en rien l'indice alors que sur le terrain le risque est variable. Pour cela, l'adjonction du facteur A_f permet d'affiner davantage la sensibilité du modèle aux produits étudiés. On note une atténuation de la vulnérabilité globale qui peut expliquer en partie l'absence de certaines molécules dans les analyses réalisées in situ.

IV Modélisation de la sensibilité à l'érosion.

Deux éléments sont à l'origine des pertes de sol : le vent et l'eau. Ils transfèrent d'une parcelle agricole à une autre des particules minérales ou organiques. Ces dernières atterrissent dans des zones d'accumulation particulières, avant d'être reprises et exportées vers d'autres milieux. Ce processus, à l'origine naturel, est souvent accentué par l'action de l'homme. Tous les sols ne présentent bien sûr pas la même sensibilité à l'érosion. On estime à plus d'un million d'hectares les surfaces affectées par ces phénomènes en France [Syngeta-agro, 2003].

Le programme agri-environnemental de la PAC (politique agricole commune) a intégré, parmi ses objectifs, la réduction des sources agricoles de pollution et la maîtrise de l'érosion des sols. L'érodibilité d'un sol, phénomène largement répandu en Europe, est définie comme son aptitude à être détaché et transporté sous l'action de la pluie et/ou du vent. Dans le cadre de notre étude, nous nous sommes uniquement attaché au volet hydrique de ce phénomène. En effet, l'érosion par ruissellement génère des nuisances et fait l'objet d'un intérêt croissant, en relation avec la montée des préoccupations environnementales, plus particulièrement celles relatives à la pollution des eaux superficielles.

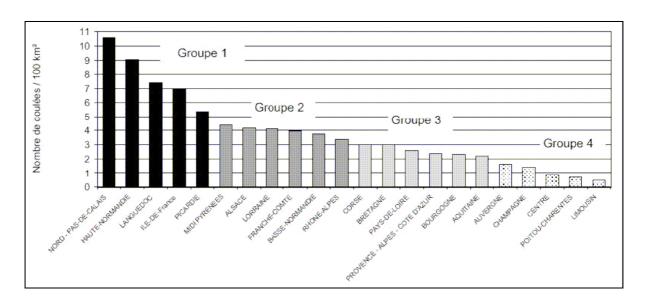
L'une des conséquences majeures pour les espaces agricoles est la perte de la partie supérieure du sol de manière aiguë (coulées boueuses) ou chronique. Les dégâts dans les parcelles sont alors de plusieurs ordres : arrachement et destruction ou recouvrement des semis, formations de ravines qui gênent par la suite le travail du sol, pertes de matière organique et d'éléments fins qui accroissent la battance ou encore modifications des réserves utiles et de l'infiltration avec une amplification des phénomènes de ruissellement ...

Wicherek [La recherche N°268] annonce des pertes moyennes en régions de grandes cultures de 20 T/ha/an avec une fourchette allant de 11 à 100 T/ha/an.

Ainsi différents phénomènes d'érosion sont observés dans les régions de grandes culture :

- une érosion diffuse,
- une érosion de thalweg.

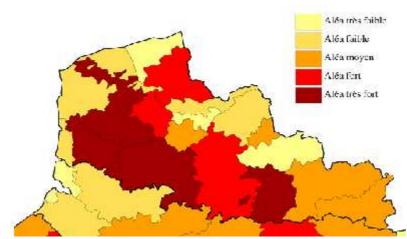
Le Bissonnais et *al.* (2002) distinguent plusieurs familles de régions en fonction du nombre de coulées boueuses [Graphique N°II.2]. Le groupe 1 (plus de 5 coulées par 100 km²) comporte majoritairement des régions du Nord Ouest de la France : Nord Pas de Calais, Picardie et Haute Normandie. Le Nord-Pas–de-Calais est la région française la plus touchée par les « coulées de boues » (plus de dix coulées par 100 km²) du fait de la sensibilité chronique de ses sols à la battance et la présence d'une agriculture intensive. Elle devance ainsi la Haute Normandie et le Languedoc (5 à 10 coulées par 100 km²) [Carte N°II.3].



Graphique N°II.2: Histogramme des densités de coulées de boues (dossiers de demande d'indemnisation) par région de 1985 à 2001. [Le Bissonnais et *al.*, 2002]

Les bassins étudiés présentent une sensibilité accrue durant l'automne et l'hiver. La topographie, la nature du sol et la prédominance de formations lithologiques marno-calcaires friables amplifient ces phénomènes. La fréquence des écoulements boueux est en augmentation depuis les années 1990 et des études sont en cours. Nous pouvons citer celle engagée à l'automne 2005 par le parc naturel régional des caps et marais d'opale sur le bassin de la Slack et le site du Blanc nez (Derancourt F., Com. perso.).

Nous avons réalisé une cartographie à l'échelle du bassin de Strouanne, dans un premier temps, afin de choisir un modèle adapté aux caractéristiques de ces bassins ruraux recevant les précipitations d'ouest. L'aléa érosif est fort sur les terres littorales, aux pentes importantes, où le substrat est très limoneux. Des textures limoneuses, limono-argileuses ou limono-sableuses caractérisent la plupart des sols cultivés.



Carte N°II.3: Aléa d'érosion des sols annuel par régions agricoles du bassin Artois Picardie [GIS SOL, 2004].

Ludwig et *al*. (1996) ont observé des volumes de rigoles sur des bassins versants élémentaires cultivés du Nord de la France pouvant atteindre près de 12 m³/ha. Remembrement, suppression des haies, défrichement, compactage par les engins agricoles, croûte de battance,

surengraissement en azote ou en phosphore, baisse de la matière organique et de l'humus, biodiversité amoindrie du fait de l'utilisation des produits phytosanitaires font partie des dégradations auxquelles sont exposés ces sols [Bourgoin-Bareilles, 2000 ; Joannon A., 2004].

Avec un faible taux de régénération, toute perte de sol de plus d'une tonne par hectare et par an peut être considérée comme irréversible sur une période de cinquante à cent ans [Van der Knijff et *al.*, 2000]. Les sols couvrant les bassins hydrogéologiques de Strouanne et de Guînes, outre leur faible épaisseur, sont soumis à la plupart de ces aléas. Les risques d'érosion sont importants et les pentes observées nécessitent certaines techniques telles que la travail du sol selon les courbes de niveau, la présence de diguettes, de bandes enherbées, de haies ou encore le maintien d'une couverture végétale en période de forte pluviométrie [Delahaye et al., 2003].

IV.1. Principales caractéristiques de l'érosion des sols.

Les sols se caractérisent par leur texture, leur teneur en matières organiques, argiles, carbonate de calcium, cations et oxydes de fer et d'aluminium [Wischmeier et Mannering, 1969]. Parmi ces paramètres, la texture (plus particulièrement la teneur en argile), et la matière organique sont des paramètres déterminants pour la stabilité de la majorité des sols de grande culture des régions tempérées de l'Europe de l'Ouest [Le Bissonnais et Le Souder, 1995].

La sensibilité des sols à l'érosion résulte principalement de la désagrégation des mottes de terre et du détachement de particules sous l'action des pluies.

Quatre mécanismes principaux sont à l'origine de cette désagrégation : l'éclatement, la désagrégation mécanique, la microfissuration et la dispersion physico-chimique [Le Bissonnais et *al.*, 1995].

Mécanisme	Eclatement	Désagrégation	Microfissuration	Dispersion
		mécanique		physico-chimique
Forces en jeu	Compression de l'air		Gonflement	Forces d'attraction
	piégé lors d'une	Impact de la pluie.	différentiel des	entre les particules
	humectation rapide.	Fragmentation.	argiles.	colloïdales.
Intensité	Totale	Cumulative	Partielle	Totale
Propriétés	Porosité,	Cohésion humide	Cohésion, gonflement	Statut ionique,
modifiées	mouillabilité,	(argile, matière	potentiel et conditions	minéralogie de l'argile
	cohésion	organique, oxydes)	d'humectation.	
Résultats	Microagrégats	Microagrégats ou	Macro et	Particules
	< 500 µm	particules	microagrégats.	élémentaires.
		élémentaires <100 µm		
Sols moins	Sols argileux du fait	Sols saturés du fait de	Sols argileux soumis à	Sols où le calcium
sensibles	de l'humidité retenue	la diminution de la	des cycles	divalent est remplacé
	et de la porosité	résistance mécanique	d'humectation-	par le sodium
	réduite.	des agrégats.	dessiccation.	monovalent.

<u>Tableau N°II.6 : Caractéristiques des principaux mécanismes de désagrégation adapté de Le Bissonnais et Le Souder, 1995.</u>

La baisse progressive de l'infiltrabilité qui peut passer de quelques centimètres par heure à des valeurs proches de 1 mm/h se traduit par un accroissement du ruissellement aux dépens de l'infiltration. La fraction des particules de taille inférieure à 100 µm joue un rôle important. On assiste alors à la formation de croûtes structurales (réorganisation des fragments et particules sans déplacements) et de croûtes sédimentaires (dépôts et tri granulométrique).

L'érosion en rigole est caractéristique des zones géographiques étudiées du fait de la structure limoneuse, des pentes, de la pluviométrie et des pratiques culturales.

Au delà du risque pour les populations, cette érosion a de lourdes conséquences à la fois sur la productivité des sols agricoles mais aussi sur les écosystèmes aquatiques.

L'érosion des sols :

- diminue la fertilité des sols en entraînant les éléments nutritifs, la matière organique et des microorganismes du sol, [Angéliaume, 1996]
- modifie les textures des sols sur des épaisseurs non négligeables,
- appauvrit le sol en matières organiques,
- augmente les coûts de production (apports d'engrais supplémentaires, pertes de productivité, resemage),
- ensevelit ou déplace les graines ou jeunes plants, expose les racines aux aléas climatiques (gel, sécheresse...),
- envase et comble les retenues collinaires, cours d'eau et autres plans d'eau,
 - réduit la durée de vie de ces retenues,
- véhicule des molécules indésirables adsorbées ou non sur les matières en suspension (MES),
- colmate des frayères et limite les potentialités reproductives des nos cours d'eau. La disparition des esturgeons (*Acipenser sturio*) dans la Garonne a conduit à un programme piscicole de repeuplement et de production [Cemagref, 1984],
 - limite la production aquacole sur certains cours d'eau [Vincent, 2008],
- génère des coulées de boues s'accompagnant de dégradations sur les infrastructures routières et urbaines,
- représentent un risque pour la sécurité des personnes et des biens ...

Face à cet ensemble de conséquences, l'estimation ou la quantification de l'aléa érosif est un outil préalable et nécessaire à toute prise de décision concernant la compréhension ou la mise en place de techniques visant à limiter les pertes de sol.

Le risque érosif peut être évalué selon différentes approches basées sur l'expertise ou sur la modélisation. Parmi les méthodes s'appuyant sur l'expertise, je citerai pour mémoire celle du score factoriel en fonction de l'érodibilité, de l'érosivité et de la pente. Cette technique a été utilisée en région méditerranéenne (CORINE). Il existe de nombreux modèles d'estimation de l'aléa érosif [Delahaye et al., 2003]. Ils peuvent être subdivisés en fonction de l'échelle de temps (annuelle, mensuelle, épisodique), de l'échelle spatiale (parcelle, bassin versant, région) ou encore du caractère empirique ou physique du modèle. « Le choix d'un modèle particulier dépend largement du but recherché et des données, du temps et de l'argent disponibles... C'est la disponibilité des données-sources qui est probablement la plus importante à prendre en considération. » [Van der Knijff et *al.*, 2000].

L'unité spatiale retenue ici est le bassin hydrogéologique. Les caractéristiques pluviométriques, pédologiques, topographiques et agraires d'un ensemble de points géoréférencés ont été enregistrées et complétées par des études de terrain.

Pour chaque sous-bassin, diverses cartographies ont été réalisées : la topographie avec calcul des pentes, la ligne de partage des eaux et les thalwegs, l'activité agricole avec le découpage

parcellaire obtenu à partir de photographies aériennes et de relevés de terrain, la répartition des textures issue de l'extrapolation des relevés disponibles ou mesurés par krigeage.

Dans le cadre de l'étude, trois méthodes ont été employées afin d'estimer le risque érosif :

- le modèle expert arborescent dans un premier temps [Le Bissonnais et *al.*, 2004],
- l'Universal Soil Loss Equation (USLE) [Wischmeier et Smith, 1978],
- le modèle de processus WEPP (Water erosion prediction project) [Flanagan et Nearing, 1995].

Les modèles USLE et WEPP correspondent à des approches et des échelles de temps et d'espace très différentes. Une comparaison des valeurs des pertes de sol reste délicate, cependant une cartographie des écarts entre ces deux modèles a été réalisée sur le bassin de Strouanne afin de montrer les similitudes entre les délimitations des zones sensibles obtenues.

IV.2 Approche qualitative : le modèle expert arborescent.

Le Bissonnais a combiné les principaux paramètres explicatifs de l'érosion des sols dans un système d'information géographique à l'aide d'un modèle de type système expert. Appliqué à l'ensemble du territoire français puis à l'échelle régionale et départementale [Le Bissonnais *et al.*, 2002 et 2004], ce modèle permet de cartographier et de faire un état des lieux de l'aléa érosion en chaque saison.

Le modèle arborescent proposé par Le Bissonnais a permis la réalisation d'une cartographie précise de l'aléa. Pour chaque type d'occupation du sol (neuf catégories), la sensibilité du sol à la battance et à l'érodobilité ainsi que la pente sont déterminées [Annexe 6].

Pour chaque combinaison, un niveau de sensibilité du terrain à l'érosion est établi à partir d'un indice combinant l'intensité et la hauteur des précipitations. Nous avons retenu ici les quintiles Q3 et Q5. L'aléa est ainsi classé en niveaux faibles (0) à très forts (5) puis krigé sous Surfer. Ce modèle nous a permis d'affiner la carte de l'aléa érosif (Carte N°II.3) et de travailler à l'échelle de petits bassins versants ruraux. Les résultats et les cartes sont analysés dans la quatrième partie. Ces cartes ont été recoupées avec les observations de terrain et les photographies aériennes.

IV.3 Approche quantitative.

L'approche qualitative dresse la répartition géographique du risque érosif à partir de données simples et facilement accessibles. Mais elle ne renseigne pas sur les pertes quantitatives potentielles en sols. Afin de pouvoir répondre à un questionnement plus « terre à terre » des exploitants agricoles quant aux pertes en T/ha, nous avons testés deux autres modèles complémentaires : l'USLE et le logiciel WEPP.

IV.3.1. Universal Soil Loss Equation: (USLE).

Mise au point en 1957 par Wischmeier et ses collaborateurs afin d'évaluer les risques d'érosion en nappe, une des références classiques les plus utilisées est l'équation universelle des pertes en sol (1) ou USLE (Universal Soil Loss Equation) [Wischmeier et Smith, 1978;

Arnoldus, 1977]. Cette équation a été adoptée par le service de la conservation des sols (SCS) aux Etats Unis pour ses recherches sur l'érosion parcellaire.

C'est une fonction multiplicative de cinq facteurs quantitatifs qui contrôlent l'érosion hydrique : agressivité climatique, érodibilité des sols, inclinaison et longueur de pente, occupation des sols et pratiques anti-érosives [Sadiki et *al.*, 2004]. Il s'agit d'un modèle empirique basé sur des analyses de régression des pertes de sols.

Il concerne les érosions de type diffuses ou rigole-interrigole qui se caractérisent par la forte influence de l'impact de la pluie et par le fait que le ruissellement et les sédiments sont émis par les mêmes surfaces [Ludwig et al., 1996].

Elle nécessite une connaissance précise des conditions de pluviosité journalière, de couverture végétale et des conditions de sol. Etablie à l'origine dans le système p.f.s. (pound-foot-second), elle a été ramenée dans le système métrique [Arnoldus, 1977]. Combiné au coefficient de transportabilité (Dr), ce modèle permet d'estimer les quantités de sédiments qui seront transportées aux cours d'eau [Talbi et *al.*, 2002].

L'équation fondamentale est :

A = R.K.LS.C.P

Avec:

A : la perte en sol annuelle calculée par unité de surface (t/ha/an). En l'absence de données réelles, il n'a pas été possible de corréler les estimations réalisées sur le bassin de Strouanne.

R: indice de pluie qui caractérise l'agressivité d'une pluie exprimée en nombre d'unités d'indice d'érosion (EI) sur la période considérée ;

K : indice de sol ou facteur d'érodibilité qui correspond au taux d'érosion par unité EI d'un sol en jachère continuellement travaillée de pente 9% et de longueur 22,1 m ;

L : indice de longueur de pente qui est le rapport des pertes en terre d'un champ de longueur donnée à celle d'un champ de 22,1 m ayant les mêmes inclinaison et conditions de sol ;

S : indice d'inclinaison de la pente ou rapport entre les pertes en terre d'un champ d'inclinaison donnée et celles d'un champ à pente de 9%, de mêmes longueur et conditions de sol ;

C : indice de culture ou rapport entre les pertes en terre d'un champ caractérisé par ses techniques culturales et celles de la jachère utilisée pour la facteur K ;

P : indice de conservation de l'eau et du sol (CES) ou rapport entre les pertes de terre sur une parcelle recevant des pratiques de conservation et celles observées sur une parcelle cultivée suivant la ligne de plus grande pente en sillons droits [Arnoldus, 1977].

De nombreuses variantes de cette équation existent (Revised USLE, USLE modified). Ici, les recommandations émises lors de la cartographie des sols italiens par le bureau européen des sols ont été en partie retenues [Van der Knijff et *al.*, 2000]. Chaque facteur présente une variabilité spatiale. Il a été nécessaire de discrétiser et cartographier ces valeurs afin d'appliquer les équations mathématiques à l'aide du système d'information géographique (SIG).

IV.3.1.1 Le facteur R ou érosivité des pluies.

L'USLE s'appuie en premier lieu sur les conditions climatiques responsables de l'érosion. Mais il est difficile d'extrapoler les résultats américains à un bassin rural européen.

La détermination du facteur R s'appuie sur l'énergie cinétique des pluies et l'intensité maximale des pluies durant 30 minutes. Ces données n'étant que très rarement disponibles, l'estimation de ce facteur se fait souvent à partir des précipitations mensuelles et annuelles. Plusieurs auteurs ont donc développé ou utilisé des formules alternatives corrélées avec ces précipitations mensuelles et annuelles [Ateshian, 1974; Arnoldus, 1978; European Soil Bureau, 2000; Morschel et Fox, 2004].

Compte tenu de la superficie des zones d'étude et de l'homogénéité des précipitations, l'effet érosif de la pluie peut être considéré comme constant sur une période donnée.

D'autre part, nous recherchons ici une cartographie de la sensibilité des sols à l'aléa érosif et non à prédire de manière plus ou moins précise les pertes de sol.

Cependant, il existe une variabilité temporelle de l'aléa érosif lié à la pluie sur la période 1960-2005. Pour cela, la pluviométrie annuelle moyenne enregistrée sur les quarante dernières années par la station météorologique de Boulogne sur mer a servi de référence dans la détermination du facteur d'érosivité des pluies.

Trois formules ont retenu notre attention:

```
- R = 0.04830.P^{1.610} = 2094 \text{ MJ.mm.ha}^{-1}.h^{-1}
avec P pour la moyenne de trente années d'observations [Morschel et Fox, 2004];
```

```
- R = 0,417.P<sup>2.17</sup> = 913 MJ.mm.ha<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup> où P est une averse normale de six heures de récurrence deux ans. Cette dernière a été calculée selon la formule de Montana : I = a.t^b soit I=5,77 mm.h<sup>-1</sup> [Van Liet et al., 2001].
```

```
- R = \alpha.P = 1028 MJ.mm.ha<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup> où P est la pluviométrie moyenne décennale [Van der Lnijff et al., 2000 ; Mirco et al., 2003]. Nous avons retenu ici \alpha=1,26.
```

Nous citerons pour mémoire les travaux de Talbi et *al.* (2002) et de Sadiki et *al.* (2004) dans la zone Nord Africaine qui font appel à des équations logarithmiques des pluviométries mensuelles, annuelles et maximales de 24 heures avec une période de retour de 10 ans.

Chiffrer le facteur R est donc une étape délicate. Pour le bassin hydrogéologique de Strouanne, nous avons retenu les recommandations de la commission européenne [Mirco et *al.*, 2003] dans le cadre de l'étude de l'aléa érosif en Italie, soit une valeur de R s'appuyant sur la pluviométrie annuelle décennale et égale à 1028 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.

Cette dernière est proche de celle obtenue par la formule préconisée par Van Liet (2001) dans son supplément technique sur les indicateurs agri-environnementaux.

Les changements observés ces deux dernières décennies sur les caractéristiques de la pluviométrie (intensité, fréquence et durée) invite à délaisser les équations basées sur des pluies de projet ou des moyennes basées sur plusieurs décennies ou, à défaut, de les actualiser auprès des stations météorologiques locales.

IV.3.1.2 Le facteur K ou facteur d'érodibilité.

Ce facteur correspond aux taux d'érosion déterminés expérimentalement sous des conditions standards. C'est une mesure de la résistance inhérente à un sol ou de la sensibilité à l'érosion basée uniquement sur ses caractéristiques.

Exprimée en fonction du taux moyen de pertes de sol, elle est fonction de la texture du sol (pourcentage de limon et de sables très fins ; pourcentage de sables), de la teneur en matières organiques, de la structure du profil pour les couches superficielles (15-20 cm) et de la perméabilité sur l'ensemble du profil (Tableau N°II.7).

Facteur structure		Facteur texture	С
Granulaire et grumeleux très fin (<1mm)	1	Rapide à très rapide	1
Granulaire et grumeleux fin (1 à 2 mm)	2	Modérément rapide	2
Granulaire moyen et grossier (2 à 10 mm)	3	Modérée	3
Lamellaire, prismatique, colomnaire,	4	Modérément lente	4
polyédrique et granulaire très grossier.		Lente	5
	•	Très lente	6

Tableau N°II.7 : Codification de la structure et de la perméabilité [Arnoldus H.M.J., 1977].

K est habituellement estimé en utilisant les nomographes appropriés pour la plus grande partie des Etats Unis [Arnoldus, 1977 et Wischmeier et Smith, 1978]. Ils produisent des résultats peu fiables sur certains sols ou textures et ne sont pas validés dans les conditions européennes [Van der Knijff et *al.*, 2000] ou sur des sols calcaires. Pour chaque sol défini sur le bassin de Strouanne, les indices d'érodibilité ont été calculés à partir de l'équation de Römkens et al. (1986) révisée par Renard et *al.* (1997).

$$K = 0,0034 + 0,0405.e^{\left[-0,5.(log\ D_{_g} + 1,659/0,7101)^2\right]}$$

Où Dg est le diamètre géométrique moyen des particules du sol primaire :

$$Dg = e^{-(f_i \cdot ln(d_i + d_{i-1})/2)}$$

Morschel et Fox (2004) détermine ce facteur à partir de la texture du sol (M), de la teneur en matières organiques (MO), de la structure du profil (b) et de la capacité d'infiltration (c) [Tableau N°II.7].

$$K = 2.8.10^{-7}.M^{1.14}.(12-MO) + 4.3.10^{-3}.(b-2) + 3.3.10^{-3}.(c-3)$$

Avec: $M=(\% limons + \% sables).(100 - \% argiles)$

Certains secteurs de la zone d'étude (Strouanne) présentent d'importantes teneurs en éléments grossiers qui ralentissent les phénomènes d'érosion par inhibition de l'effet « splash » ou désagrégation des mottes par l'impact des gouttes de pluie.

K est ajusté en fonction du pourcentage d'éléments grossiers X (>2 mm) par l'équation suivante :

$$K_{aiust\acute{e}} = K.(0.903-0.0189.X + 0.0000973.X^2)$$
 [Sadiki et al., 2004]

L'influence topographique est caractérisée par la valeur L.S, combinaison de la longueur de pente (L) et de son inclinaison (S). Pour de faibles pentes (inférieures à 2%), l'érosion est principalement due à l'énergie cinétique de la pluie. Par contre, au delà de 2%, l'accroissement est exponentiel du fait de la formation des rigoles et de la vitesse de ruissellement [Morschel et Fox, 2004].

- La longueur de pente.

Elle est définie comme « la distance depuis le point d'origine du ruissellement de surface jusqu'à l'un des points suivants, selon que la majeure partie de la zone étudiée est limitée par l'un ou l'autre : le point où la pente diminue et où commence la sédimentation ou le point où le ruissellement pénètre dans un chenal bien défini, qui peut être soit un élément de réseau de drainage, soit un ouvrage de diversion » [Arnoldus H.M.J., 1977].

Pour chaque point de référence de notre zone d'étude, les longueurs d'écoulement sont déterminées à partir d'une longueur unitaire de cinquante mètres λ .

En effet, certaines pentes de ce bassin englobent plusieurs points. Lors de l'estimation des pertes par le logiciel WEPP, l'unité de référence est également de 50 mètres sur deux mètres de large soit un are.

Le paramètre (L) peut également être calculé à l'aide d'un programme tel que Estimel avec un SIG [Talbi et *al.*, 2002].

$$L = (\lambda/22, 13)^{m}$$

avec λ =100 mètres. m est un exposant déterminé en fonction des propriétés du sol, de la végétation et de l'angle d'inclinaison de la pente.

m =
$$\xi$$
. $\beta/(1+\beta)$ [Cochrane, 1999; Morschel et Fox, 2004]
avec $\beta = (\sin\theta/0.0896)/[3.(\sin\theta)^{0.8}+0.56)]$

Du fait de la variabilité temporelle de la rugosité (ξ), cette dernière est fixée à 1. Sur le bassin de Strouanne, le facteur L évolue entre 1 et 1,52. Il ne tient pas compte des accidents hydrauliques tels que les fourrières, fossés, retenues collinaires, chemins et routes susceptibles d'intercepter le ruissellement. Une nouvelle campagne d'acquisition de données permettrait d'affiner cette information.

Lors de l'estimation du risque d'érosion en Italie, l'European Soil Bureau [Van der Knijff et al., 2000] a utilisé les équations de Moore (1993) qui prennent en compte la surface de contribution spécifique et l'angle de pente en utilisant un modèle numérique de terrain (MNT) mais ils ont fixé une valeur « arbitraire, sans aucune signification représentative ou typique des conditions italiennes ».

La méthode de segmentation du relief décrite par Mac Millan et Pettapiece (2002) consistant à diviser le relief dominant d'un polygone en quatre segments est recommandée par Van Liet

(2001) dans son supplément technique sur l'érosion hydrique. Elle n'a pas été appliquée sur Strouanne.

- La pente :

Pour la détermination du facteur S, la carte des pentes est convertie à partir de deux régressions :

- S= $10.8 \cdot \sin\theta + 0.03$ pour des pentes inférieures à 9%,
- S= $16.8 \cdot \sin\theta 0.5$ pour des pentes supérieures [Morschel et Fox, 2004].

Nearing (1997) propose une équation statistiquement représentative des équations du RUSLE [Cochrane T.A., 1999] et des valeurs obtenues par les équations employées par Morschel et Fox sur les collines du Terrefort Lauragais.

Cette équation s'appuie uniquement sur l'angle de la pente θ .

$$S = -1.5 + 17/[1 + e^{(2.3 - 6.1.\sin\theta)}]$$

Les facteurs LS obtenus sur le bassin de Strouanne sont compris entre 0,05 et 5.85 (champs très pentus sur sol argileux). Pour plus de 80% de la surface, cette valeur reste inférieure à 2 (Chap. IV).

IV.3.1.4 Le facteur couvert végétal (C).

L'USLE prend également en compte l'effet protecteur du couvert végétal (C) : cultures, résidus conservés... La valeur de cet indice n'est pas par définition constante dans le temps. Des tables permettent de déterminer des valeurs moyennes annuelles de C.

Afin de comparer les résultats obtenus avec le modèle WEPP, la valeur du facteur C est estimée à partir d'une succession culturale de trois années (Colza-Blé-Escourgeon) pour les parcelles agricoles, le reste de la surface se répartissant en forêts et bois, pâtures, zones naturelles enherbées et zones urbanisées (tableau N°II.8).

Le calcul de C reprend cinq facteurs : l'utilisation antérieure du terrain, le couvert de la canopée, le couvert et la rugosité de surface et l'humidité du sol. Il dépend principalement du pourcentage de couverture et de la phase de croissance du végétal.

Couvert végétal	Sol nu, plage	Céréaliculture	Pâture	Buissons, arbustes	Forêt et bois
Valeur de C	1	0.7*	0.31	0.38	0.13

<u>Tableau N°II.8</u>: Principales valeurs moyennes du facteur C appliquées au bassin de Strouanne adapté des travaux de Arnoldus, 1997; Morschel et Fox, 2004; Sadiki et *al.*, 2004.

Dans le cadre de la détermination du risque d'érosion en Italie, l'ESB utilise l'analyse d'images satellites (imagerie NOAA AVHRR) pour obtenir les valeurs approximées du facteur C [Van der Knijff et al., 2000].

^{*} Pour les espaces agricoles, Morschel et Fox (2004) donne une valeur de 0,5 à C. Pour prendre en compte, les périodes d'absence de couvert végétal, la valeur 0,7 a été retenue.

IV.3.1.5 Le facteur des pratiques de conservation (P).

Ce facteur caractérise l'influence des pratiques anti-érosives et culturales sur l'érosion : cultures en pentes transversales, en courbes de niveau, diguettes, reboisement, bandes enherbées, voies d'eau engazonnées...

En l'absence de mesures anti-érosives, ce facteur est généralement considéré comme constant et égal en 1 [Talbi et *al.*, 2002, Van Liet, 2001].

Quelques aménagements existent sur les bassins hydrogéologiques de Strouanne et de Guînes (photographie N°II.3). Les travaux actuellement engagés modifient ce paramètre. Ils risquent de se généraliser dans les années à venir à d'autres bassin versants



Suite à un épisode
pluvieux
intense
(orage en
août 2006),
ces
ouvrages
ont montré
leurs
limites en
plusieurs
points.
Le ruissellement s'est

Photographie N°II.3 : Exemple d'aménagement anti-érosif appliqué sur les collines guînoises.

La valeur 1 est attribuée pour les terrains sur lesquels aucune des pratiques précédemment citées n'a été mise en place.

Pour les quelques cas isolés d'aménagement, nous avons retenu les indices P affectés pour les courbes de niveau en fonction de la pente (tableau N°II.9).

Pente en %	1 à 7%	8 à 12%	13 à 18%	19 à 24%
Indice P	0.5	0.6	0.8	0.9

<u>Tableau N°II.9: Valeurs du facteur P retenues pour les cultures en courbe de niveau en fonction de la pente. [Arnoldus H.M.J., 1977].</u>

Sur le bassin de Strouanne, les agriculteurs n'ont pratiquement pas recours aux pratiques culturales anti-érosives : les cultures sont principalement céréalières et les labours se font généralement suivant la pente.

Bien que souvent négligé, le facteur P permet de chiffrer l'impact d'un aménagement sur une surface soumise à l'érosion et ainsi d'estimer l'abattement obtenu sur l'aléa érosif.

Afin d'évaluer les pertes potentielles en sol tout en intégrant l'activité agronomique de surface, nous avons exploité un autre modèle (WEPP) et créé une succession culturale basée sur un motif de blé de trois ans. Ce motif a également été exploité sur les hauteurs de Guînes pour ne pas biaiser une comparaison avec les observations de Strouanne. Cependant, la mise en place d'un motif sur une base de pomme de terre et de betterave serait plus représentatif des itinéraires culturaux des collines guînoises pour les zones où les sols sont plus épais et les pentes adéquates.

IV.3.2. Water Erosion Prediction Project (Hillslope Watershed Model).

IV.3.2.1. Généralités.

Lors du choix d'un modèle, il est impératif de fixer des critères de sélection. Outre les aspects purement financiers, ce choix est défini en fonction de l'échelle temporelle et/ou spatiale ainsi que de facteurs tels que la pluviométrie, la pente, la nature du sol et des horizons sous-jacents, les pratiques culturales...

Le tableau N°II.10 regroupe les principaux critères que nous avons retenus et qui ont abouti au choix de WEPP.

Ecl	nelle	Facteurs pris en compte
Spatiale Temporelle		- Climat : pluviométrie, ETP, températures
Bassin versant Sous bassin versant Parcelle Point	Evénement pluvieux Jour Décade Mois Année	 - Pédologie : granulométrie, horizons, CEC - Topographie : pente, longueur, profil - Pratiques culturales : type, sole,
		couverture

Tableau N°II.10 : Principaux critères de choix du modèle érosif retenus pour l'étude.

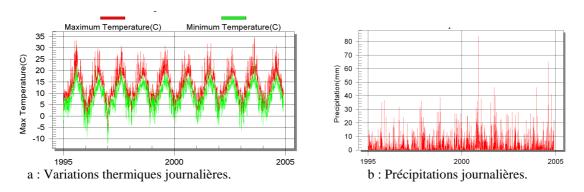
Cet état des lieux nous a donc permis de tester le logiciel WEPP (Water Erosion Prediction Project) qui, bien que limité au niveau de l'échelle spatiale, peut être finement paramétré sous réserve de disposer de l'ensemble des données nécessaires. L'estimation des pertes en sol est annuelle mais le cycle cultural ainsi que le climat appliqué sur la surface unitaire (1 are dans le cadre de notre étude) se font journellement. De plus, un module de ruissellement partiel est intégré au modèle. WEPP a nécessité la création de plusieurs bases de données nouvelles pour chaque bassin.

IV.3.2.2. Construction des bases de données.

- Le fichier Climat.

Afin de générer le fichier de simulation de climat sous CLIGEN (version 4.3), la base de données météorologiques 1995-2005 [DIREN et MéteoFrance] et les coordonnées du site ont été entrées et calées sur les observations interpolées des stations de l'état de Washington sur la côte Ouest. L'effet du courant du Labrador sur la côte Est ne permet pas *a priori* d'obtenir de moyennes annuelles ou mensuelles (précipitations, températures maximale et minimale) proches de celles observées sur notre zone d'étude (Thuillier T., communication personnelle).

Les corrélations obtenues entre les valeurs relevées sur Strouanne (Graphique N°II.3 a et b) et les valeurs simulées sur dix ans par le logiciel sont significatives (moyennes mensuelles) et nous autorisent à les utiliser pour la simulation des pertes de sol.



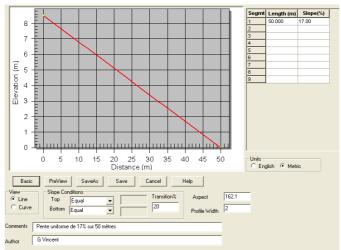
Graphique N°II.3: Fluctuations des températures minimales, maximales (a) et des précipitations (b) sur le bassin de Strouanne entre 1995 et 2005.

Bien que l'estimation des pertes soit réalisée sur un pas de temps annuel, l'influence des données climatiques est journalière dans le modèle. Ce fichier a été utilisé pour Strouanne et Guînes.

- Le fichier des pentes (Slope).

Les fichiers pentes ont été établis en prenant en compte la pente (de 0% à 25%) et son orientation comprise entre 1 et 360° par rapport au Nord à partir du MNT.

Pour chacun des points retenus sur le modèle de vulnérabilité DRASTIC, une pente linéaire uniforme est appliquée sur une distance de 50 mètres et une largeur de 2 mètres (profile width), soit sur des surfaces unitaires d'un are (Graphique N°II.4). Le point géoréférencé est le barycentre de ces surfaces unitaires.



<u>Graphique N°II.4 : Paramétrage de la pente (slope) sous WEPP. Pente de 17% orientée à 162,1°.</u>

A l'échelle de la parcelle ou dans le cadre d'une étude plus précise, il est possible d'affiner les caractéristiques de la pente et plus particulièrement sa morphologie.

Pour l'établissement d'une carte de sensibilité des sols à l'érosion, nous avons estimé comme suffisante l'approximation de cette pente par une fonction linéaire. Cependant, nous avons

observé que le passage sur un tracé en forme de S s'accompagne de modifications significatives des pertes en sol potentielles calculées à l'échelle de cette étude.

- Les fichiers sols (Soil).

Les sols sont généralement le reflet de la nature du substratum. Les formations du crétacé (Cénomanien, Turonien, Santonien et Coniacien) sont recouvertes par des calcosols, rendosols et brunisols qui ont été caractérisés dans le référentiel pédo-géochimique du Nord Pas de Calais [Sterckeman T. et *al.*, 2002].

A partir de ces données, d'observations et de mesures de terrain, cinq classes de sols distinctes ont été définies et paramétrées sous WEPP en fonction :

- du pourcentage de sables, d'argiles, de matières organiques.
- de la capacité d'échange cationique (CEC),
- de la profondeur des horizons.

Remarque: L'albédo choisi est la moyenne annuelle des albédos calculés lors de la détermination des ETP Penman (Chapitre I) et la saturation en eau initiale du sol en début de simulation est de 75%. Les autres paramètres sont calculés par défaut par le logiciel.

- Le fichier d'activité agricole.

La sensibilité d'un sol à l'érosion dépend d'un ensemble de paramètres tels que l'activité anthropique, la nature de la couverture ou encore le passé cultural.

Pour les sols cultivés de ces bassins, deux types de cultures se distinguent en fonction de leur fréquence, des délais de retour et des exigences :

- les cultures peu exigeantes à faible délai de retour et plusieurs précédents culturaux : blé, maïs, colza, betterave.
- les cultures exigeantes à délais de retour plus longs et faibles nombres de précédents culturaux : escourgeon, pomme de terre, lin, pois.

Dans le cadre de l'estimation des pertes de sol liées à l'érosion, nous avons appliqué un motif de base de trois cultures annuelles représentatives de l'activité agricole du bassin :

COLZA / BLE / ESCOURGEON.

Ces cultures répondent à la majorité des contraintes parcellaires de la zone étudiée (accès, forme,...), topographiques (pente, cailloux,...) et agronomiques (azote, pédologie,...).

Afin de placer dans ces conditions de culture l'ensemble des points étudiés, nous avons simulé ce motif de blé sur trois années.

L'objectif étant ici d'établir une cartographie de la sensibilité du bassin hydrogéologique aux phénomènes érosifs, cette rotation virtuelle est appliquée à la surface totale en champs. Les prairies et autres zones non cultivées (zone naturelle, jachère) sont assimilées à des pâtures sur ray grass. Dans le cadre d'une analyse plus fine des pertes liées au passé cultural ou lors d'une démarche davantage prospective, il est possible d'affiner les pratiques agricoles sur l'entité géographique retenue à l'aide du module « agriculture » du logiciel.

IV.3.2.3. Cartographie des pertes potentielles en sol.

Pour chacun de ces points géoréférencés, les données sont entrées dans le modèle WEPP. La perte moyenne obtenue sur les trois années de simulation est entrée dans un tableur puis transférée vers le SIG. Le krigeage des différents points est ensuite réalisé afin de cartographier la répartition spatiale des pertes potentielles en sol.

Les principales zones sensibles apparaissent, combinaison de la topographie, du climat et de la pédologie. L'activité agricole simulée étant constante, les variations générées sont supposées minime mais il est évident que des mesures conservatrices doivent être prises sur ces secteurs.

Ce modèle informatique est basé sur l'interaction des processus climatiques, agronomiques et hydrologiques de la zone étudiée. Il prend en compte les variabilités temporelle et spatiale. Tiwari et *al.* (2000) ont observé une corrélation de 0,71 entre les prédictions de WEPP et les mesures de pertes de sol *in situ* alors que ces valeurs étaient respectivement de 0,72 et 0,8 pour les équations R-USLE et USLE.

IV.4 Analyse.

L'approche qualitative par le modèle expert arborescent a été appliquée aux deux bassins étudiés. Elle est corroborée par les relevés de terrain et les observations des agriculteurs. Ce modèle permet une première visualisation du risque érosif. Simple d'utilisation, il requiert un nombre limité d'informations facilement accessibles. Les cartes ainsi obtenues sont présentées en quatrième partie.

Par contre, l'USLE n'a été utilisée que sur le bassin de Strouanne. Ce modèle quantitatif nécessite un ensemble de données rarement disponibles et son application à des sols limoneux sur substratum calcaire est soumis à discussion. D'autre part, nous avons observé que les résultats obtenus avec le modèle WEPP restent globalement inférieurs à ceux obtenus avec l'équation USLE. Le coefficient de corrélation linéaire (0,738) est statistiquement significatif pour les 320 points de référence du bassin de Strouanne et correspond aux valeurs citées en bibliographie [Tiwari et al., 2000]. Il s'agit ici d'une comparaison entre les résultats de deux modèles. Il serait délicat de tirer une conclusion quant à la réalité des pertes observées. Cela permet néanmoins d'obtenir une cartographie à 1/25.000 précise de la sensibilité des sols à l'aléa érosif en affinant la prise en compte des paramètres agronomiques propres à ce bassin. L'absence de cours d'eau permanent sur ces bassins versants n'a pas permis d'établir de coefficient de transportabilité ou d'estimer les quantités de sédiments délivrés à un éventuel exutoire mais cela implique la présence de secteurs de décantation et d'infiltration.

Les répartitions de l'aléa érosif ainsi obtenues sont similaires :

- une sensibilité accrue pour les versants, amplifiée par leur exposition au sud-ouest,
- des valeurs moins élevées dans les vallées et sur les replats sommitaux.

Contrairement aux sommets, les concavités aval sont souvent des zones de dépôts et d'accumulation de sédiments et d'éléments connexes (produits phytosanitaires, éléments minéraux et organiques) et non des zones d'érosion.

Morschel et Fox (2004) suggèrent « des valeurs négatives de l'érosion » pour ces accumulations.

TROISIEME PARTIE.

LES ZONES D'ETUDE.

- I.
- Bassin hydrogéologique de Strouanne. Bassins de Guînes, Hames Boucres et Saint Tricat. II.

Troisième partie : Les zones d'étude.

Introduction:

Les deux zones d'étude sont situées dans le département du Pas de Calais (Nord de la France). Elles appartiennent au massif crayeux du bassin Artois Picardie qui assure à plus de 95% l'approvisionnement en eau potable de la région Nord Pas de Calais. Ces aquifères exploités, souvent en régime libre, sont vulnérables et font l'objet de toutes les attentions [SDAGE, 1995]. Plusieurs couches géologiques sont productrices. Parmi elles, nous retiendrons celles du Séno-Turonien (forages de Guînes) et du Cénomanien (galerie captante de Strouanne). Elles assurent de bons débits et une qualité souvent conforme à la réglementation (Figure N°III.1).

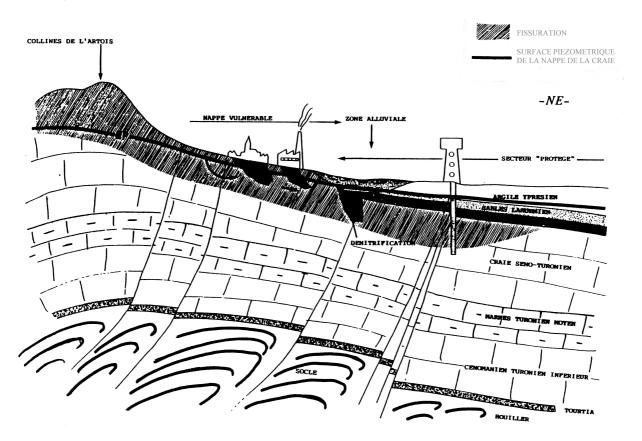


Figure N°III.1 : Coupe schématique SW-NE du contexte aquifère de la craie dans le Nord Pas de Calais. [Bernard et Caulier, 1989]

Ces aquifères sont fortement fissurés, plus particulièrement au niveau de la zone de contact entre le pays argileux et la craie à l'affleurement [Bernard et Caulier, 1989].

On observe deux types d'infiltrations :

- une infiltration lente par effet piston,
- une infiltration rapide par effet fissural dans des zones quasi karstiques, accompagnée de transferts rapides de pollution.

A cela s'ajoute l'action chimique de l'eau de pluie qui, en s'attaquant au carbonate de calcium (CaCO₃), agrandit les diaclases et génère des eaux très entartrantes (dureté totale et carbonatée).

Lors du passage en régime captif, la nappe n'est plus oxygénée, le milieu devient réducteur et des phénomènes de dénitrification peuvent apparaître. Cela s'accompagne d'autres modifications physico-chimiques telle que la solubilisation du Fer [Vallée, 1999].

Du fait des basses altitudes de ces secteurs et des recouvrements argileux, l'artésianisme est également présent et est exploité dans le secteur du marais de Guînes (Tourne puits).

Avant d'aborder l'étude proprement dite de la vulnérabilité de ces aquifères et des phénomènes érosifs qui les affectent, nous avons réalisé une analyse in situ de ces bassins au travers des composantes topographiques, climatiques, géologiques, pédologiques, hydrogéologiques et agronomiques.

I. Le bassin hydrogéologique de Strouanne.

Situé au nord de la boutonnière jurassique du Boulonnais, le site classé du cap Blanc Nez domine la mer du Nord et fait face aux falaises de Douvres. Il culmine à 132 mètres [Carte IGN 1/25 000ème], entre Wissant et Sangatte.

Sur le flanc Sud de ce cap, une profonde entaille (le cran d'Escalles) sépare le grand Blanc Nez du petit Blanc Nez. Au pied de ce dernier se trouve le hameau de Strouanne et ses sources dont une partie est captée dans le Cénomanien pour alimenter en eau le village de Wissant, bien connu du monde véliplanchistique.

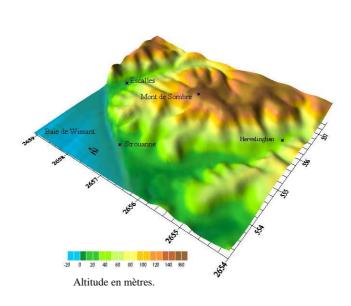
Ces eaux souterraines sont principalement soumises à l'impact des activités agricoles intensives : cultures avec assolement, absence de bocage et utilisation de fertilisants et de produits phytosanitaires divers. Les pressions liées aux collectivités et industries sont quasi inexistantes sur cette zone.

I.1 Contexte topographique.

Les relevés d'altitude et de coordonnées Lambert II étendu ont permis d'établir une base de données initiale et de dresser le modèle numérique de terrain de ce bassin (Figure N°III.2).

b.

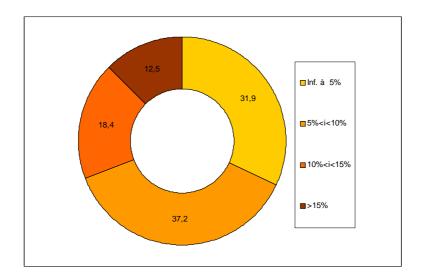




<u>Figure N°III.2 : Topographie du bassin des Sources de Strouanne</u>. a. Calage de la topographie sur Photoexplorer [IGN ©]. b. Modélisation sous SIG du relief avec amplification des altitudes.

La modélisation des courbes de niveau a été calée sur la carte IGN -1/25000 ET- à partir des mesures GPS obtenues et de relevés cartographiques. Les mesures d'altitude réalisées in situ n'ont pas été prises en compte du fait du biais introduit par le GPS (système WGS284) s'appuyant sur une surface elliptique et non plane comme la côte NGF des cartes IGN.

La zone d'étude est limitée au NE et au SW par deux vallées sèches profondes drainant les eaux de ruissellement issues d'un grand nombre de sous bassins versants. Ces derniers présentent de fortes pentes (Graphique N°III.1) suivant deux orientations distinctes. Elles oscillent entre 0 et 25 % pour une moyenne de 7,43% ($\sigma = 5,31$ %). Sur les 320 points étudiés, 68,1% ont une pente supérieure à 5%.



Graphique N°III.1 : Répartition des pentes (pourcentages) sur le bassin de Strouanne (320 points).

Le flanc Sud Ouest de ce bassin est exposé aux vents dominants d'ouest (Graphique N°III.2) et reçoit les précipitations issues des dépressions nord Atlantiques. Ils est également exposé aux embruns salés lors de ces tempêtes.

Ce relief accentué et diversifié influence directement la vulnérabilité de la nappe ainsi que la sensibilité des sols à l'aléa érosif. En effet, les fortes pentes favorisent le ruissellement au dépend de l'infiltration et limite ainsi le risque de migration verticale. Par contre, elles accentuent les risques d'inondation et de coulées boueuses à l'aval de ces bassins versants. A l'inverse, les ruptures de pente observées à la base du massif favorisent les phénomènes de sédimentation et de transfert vers la nappe.

I.2 Contexte climatique.

La région Nord Pas de Calais passe souvent pour une région pluvieuse. Cela est en partie vrai si on se réfère à la fréquence des pluies et non au cumul des précipitations. Nous remarquons cependant que la répartition sur le bassin n'est pas homogène. La majeure partie reçoit en moyenne 600 à 800 mm/an. Par contre, les collines de l'Artois bénéficient de précipitations plus abondantes (900 à 1200 mm/an) dont une bonne partie participe à la recharge des nappes sous-jacentes [Castany G., 1962]. Il est à noter que la répartition de ces pluies sur un grand nombre de jours favorise l'infiltration au dépend du ruissellement.

La pluviométrie annuelle moyenne enregistrée ces 44 dernières années (1960-2004) est de 721 mm CE dans le boulonnais pour une température moyenne de 10,2°C et une pluie efficace moyenne de 257 mm CE. Ces valeurs correspondent aux observations retenues par Castany [Carte N°II.1] pour la boutonnière du Boulonnais. Elles sous-estiment les conditions qui règnent sur les massifs de Strouanne et de Guînes.

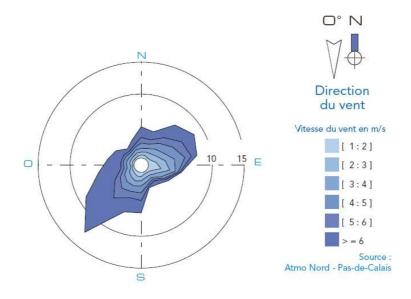
Nous constatons dans les deux cas que les pluviométries de l'automne 2000 ont été exceptionnelles et ont générées de fortes pluies efficaces. Elles ont provoqué d'importantes inondations sur l'ensemble du territoire du Sud ouest du Calaisis ainsi qu'une excellente recharge de la nappe corrélée, pour le bassin de Strouanne, avec un pic de nitrates (NO₃⁻) au delà de la norme réglementaire des 50 ppm [Graphique N°II.1].

Les collines de l'Artois bénéficient donc de précipitations plus abondantes (900 à 1200 mm) qui participent à l'alimentation des réserves naturelles. Ces dernières s'écoulent généralement vers le nord-est, moins agricole.

La pluie annuelle calculée sur une période de quatorze années (1990-2004) s'établit à 842,54 mm +/- 148,64 mm. La valeur minimale sur cette période fut de 574,7 mm en 1996 alors que le maximum fut de 1152,8 mm en 2000. Ce cumul exceptionnel a montré la prédominance de l'infiltration fissurale sur l'effet piston lors de forts épisodes pluvieux [Bastin, 2005; El Naghi, 2006].

La réactivité aux impulsions pluviométriques de ce système hydrogéologique se caractérise à la fois par des temps de transfert rapides des eaux depuis la surface vers la zone saturée (système à caractère transmissif fort) et de faibles temps de séjour, mais aussi par des temps de transfert et de séjours plus longs, conséquence de systèmes capacitifs forts.

La pluie efficace dépend directement de l'ETP. En l'absence de haies ou de bocage, les sols des bassins de Strouanne et de Guînes sont exposés aux vents dominants d'ouest (44 jours cumulés soit 13% de l'année) et aux précipitations qui les accompagnent (Graphique N°III.2).



Graphique N°III.2: Rose des vents 2007 de la station de Boulogne sur mer [www.atmonpdc.fr].

Ces vents sont généralement chargés d'humidité ce qui limite l'évaporation et l'ETP. A l'opposé, les vents d'Est et surtout de Nord Est s'accompagnent rarement de précipitations et présentent des hygrométries plus faibles. Cet air sec qui vient du continent favorise l'évapotranspiration et amoindrit les pluies efficaces.

L'érosion éolienne reste très limitée sur les bassins de Strouanne et de Guînes. Elle n'affecte que les massifs dunaires du littoral.

I.3 Contexte géologique.

« Il ne peut être fait de bonne hydrologie sans avoir recours à la géologie » [Dupont A., 1978].

Le nom de « Crétacé » vient de la craie, roche calcaire blanche et tendre. Situé entre le Jurassique et le Paléogène, il marque la fin de l'ère secondaire ou Mésozoïque. Sa base chronologique (- 141 millions d'années) est naturellement définie par l'émersion qui eut lieu en Europe à la fin du Jurassique [Gignoux M., 1943], qui affleure au sud dans le boulonnais. Les transgressions successives du Crétacé de la région nord se sont accompagnées de dépôts calcaires [Lallahem S., 2002]. Quant à sa limite supérieure (- 65 millions d'années), elle correspond à une nouvelle régression et le début de l'ère tertiaire ou cénozoïque.

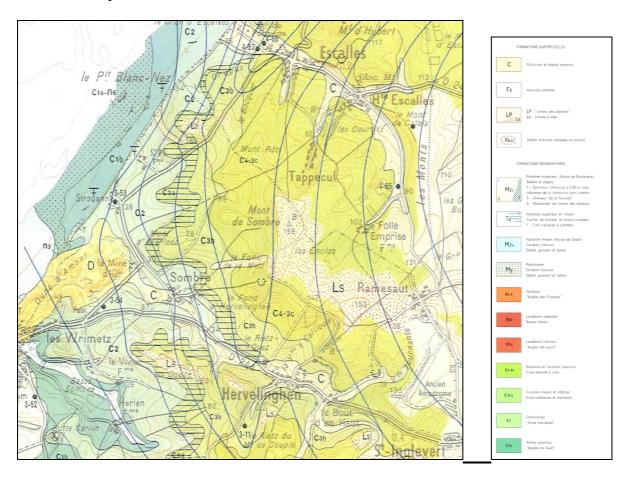
Age	Pé	riode	et	Etages	Description lithologique	Zone d'étude.			
m.a.	E	poqu	es		Macropaléontologie.	Pierre G. et Lahousse P., 2005			
- 65				Maestrichtien	Craie-tuffeau de Maestricht. Belemnitella mucronata	Stage Groundwater Lithology Outcrops			
		ır	nien	Campanien	Craie blanche de Champagne* Belemnitella quadrata	white chalk with flints and hardgrounds chalk with a few flints			
		périeu	Sénonien	Santinien	Craie de Saintonge. Micraster coranguinum	marly chalk with green might			
- 88		Crétacé supérieur		Coniacien	Craie de Cognac. Micraster testudinarum				
		Crét		Turonien	Craie-tuffeau marneuse de Touraine Mammites nodosoides	Actinocamax plenus level			
-100	CRETACE			Cénomanien « Tourtia »	Sables du Maine, craie glauconieuse Acanthoceras mantelli	Jukes-Browne bed			
	CRE			Albien « Gault »	Sables verts et argiles bleues. Hoplites dentatus	Cenomanian middle middle shared spannoabpared spannoabpare			
		ar		Aptien	Calcaires et marnes d'Apt. Oppelia nisus	chalk and blue mari bedding let be			
-118		Crétacé inférieur		Barrémien	Calcaires marneux de Barrême Macroscaphites yvani	glauconitic tourtia glauconitic tourtia Tourtia JOUNTIAN JOUNT			
		étacé	ien	Hauterivien	Marno-calcaires d'Hauterive. Crioceras duvali	with phosphated levels green glauconitic sandstone green glauconitic sandstone sand			
		C_{Γ}	Néocomien	Valanginien	Marno-calcaires de Valangin Hoplites neocomiensis				
-141			Né	Berriasien	Hoplites boissieri				

^{*} Côteaux situés près de Cognac.

<u>Figure N°III.3</u>: <u>Etages stratigraphiques du Crétacé et leurs caractéristiques, adapté de Pierre</u> G. et al., 2005 et Caulier, 1976. m.a. :millions d'années.

Découpé en crétacé inférieur que dominent l'Aptien et l'Albien (- 100 millions d'années) et crétacé supérieur, du Cénomanien au Maestrichtien, il se caractérise dans notre région par un cycle sédimentaire dans une mer épicontinentale peu profonde.

Différentes strates calcaires du milieu du crétacé allant de l'Albien au Turonien sont observables de l'estran. Sur le flanc oriental, le tunnel sous la Manche a été creusé dans la craie bleue imperméable.

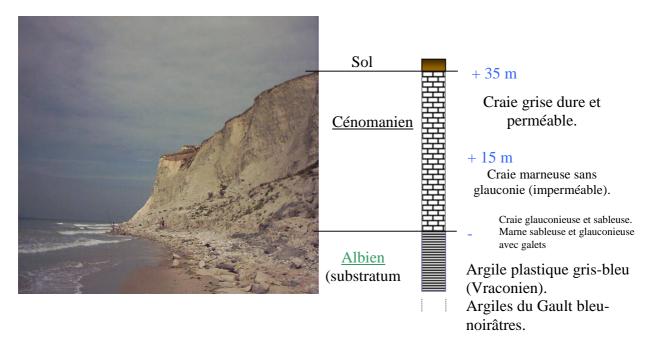


<u>Carte N°III. 1 : Géologie du bassin de Strouanne. Extrait de la carte géologique de Marquise $1/50000^{\text{\'eme}}$ [BRGM ©].</u>

Délimité entre deux vallées, le petit Blanc Nez repose sur une base lithologique de l'Albien. Il est constitué de Cénomanien dans sa partie haute. Le Turonien n'apparaît que sur la partie Nord du Blanc Nez et l'est de la zone d'étude [photographie N°III.1]. La craie présente une zone fortement fracturée au sud du cran d'Escalles et à Strouanne.

En s'appuyant sur l'histoire des faunes et plus particulièrement celle des ammonites, Gignoux a utilisé le terme de « crétacé moyen » (Albien – Turonien), formations caractéristiques du massif du Blanc Nez. Ces formations du Crétacé sont en partie recouvertes par des dépôts quaternaires.

L'érosion marine a mis à nu les diverses strates du Cénomanien constitutives du petit Blanc Nez (Photographie N°III.1). Le pendage est dirigé vers le sud ouest.



Photographie N°III.1 : Falaise du Petit Blanc Nez et analyse stratigraphique.

En allant des formations les plus anciennes au plus récentes, nous rencontrons:

L'Aptien et l'Albien. Ils forment une base imperméable constituée de sédiments meubles à caractère transgressif avec des argiles gris-noires riches en fossiles.

- les argiles à huîtres de l'Aptien supérieur et les grès verts de l'Albien inférieur sont situés relativement bas sur l'Estran,
- les argiles albiennes grises (formation de St Pô comportant quelques niveaux phosphatés) qui reposent sur un à deux mètres de sables glauconieux de l'Albien inférieur. Leur épaisseur est estimée à onze mètres.

Le Cénomanien inférieur.

- le Tourtia à faciès transgressif, conglomératique et glauconnieux de couleur verdâtre,
- la craie bleue imperméable qui présente une alternance de craies et de marnes parfois très fracturées,
- la craie grise plus perméable et aquifère.

A ce niveau, de nombreuses résurgences de nappes sont visibles à la base de la falaise du fait de l'affleurement des argiles du Gault [Bastin, 2002].

Le Cénomanien a une épaisseur variable et repose sur le mur constitué des argiles imperméables du Gault. Ces dernières ont un pendage orienté vers l'est.

Une dépression de direction Nord Sud, parallèle au trait de côte, existe à l'aplomb du bassin hydrogéologique. Le plan de charge de la nappe étant supérieur au niveau marin, les résurgences d'eau douce limitent les risques d'intrusion marine à la base de la nappe.

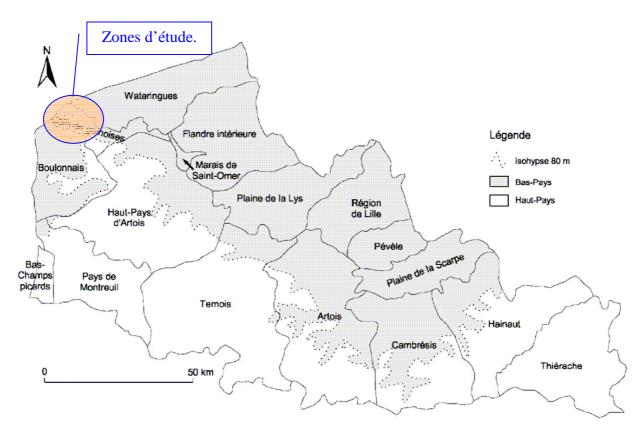
A l'est de la formation du petit Blanc Nez, les couvertures du Turonien inférieur, moyen et supérieur réapparaissent. Elles sont constituées respectivement de craie noduleuse (16-18 m), de craie marneuse (36 à 60 m), et de craie blanche à silex (15 à 30 m). Le haut du bassin hydrogéologique est recouvert par des couches du Coniacien et du Santonien (craie blanche à silex). Des lœss et argiles à silex du Pléistocène ainsi que des dépôts limoneux du Flandrien complètent cette couverture. La majorité des sols du bassin est apparentée à des calco-sols

plus ou moins épais. Dans le cadre de l'étude des phénomènes érosifs qui affectent le bassin de Strouanne, une cartographie des sols a été réalisée à partir du référentiel géochimique.

L'ensemble des caractéristiques pédologiques est exploité par la suite à l'aide des modèles de vulnérabilité, de ruissellement et d'érosion.

I.4 Contexte pédologique.

Les sols qui couvrent la zone d'étude appartiennent à l'ensemble géomorphologique des collines guînoises et font partie à la fois des Hauts et Bas-pays (Carte N°III.2).



Carte N°III.2: Les grands ensembles géomorphologiques de la région Nord-Pas de Calais.[Sterckeman et al., 2002]]

Nous avons vu précédemment que la base géologique du bassin de Strouanne est étagée depuis les sables verts et argiles de l'Albien (crétacé inférieur) à la craie blanche du sénonien (Coniacien et Santonien) auxquels s'ajoutent les dépôts du Pléistocène sous forme d'argiles à silex et de lœss d'origine éolienne.

D'un point de vue pédologique, il est possible de distinguer une première dichotomie des sols en fonction de la nature du substrat géologique de la zone d'étude :

- les sols issus des faciès marneux et crayeux du crétacé moyen et supérieur,
- les sols issus des formations argileuses et des dépôts éoliens de lœss du pléistocène.

A partir de cette division, un ensemble de sols a été défini et appliqué à chaque point géoréférencé, en y intégrant les observations et les mesures de terrain (Chapitre II).

I.4.1 Sols issus des faciès marneux et crayeux du Crétacé (figure N°III.4).

Faciès marneux.

Ces roches affleurent sur les parties basses du bassin hydrogéologique de Strouanne. Plusieurs types de roches se distinguent selon le pourcentage de carbonate de calcium (CaCO₃) : craie marneuse, marne, marne argileuse, argile marneuse. Les sols qui couvrent ces formations sont généralement profonds (plus d'un mètre), de texture à dominante limono-argileuse et à charge variable en graviers et cailloux de craie marneuse [Sterckeman et *al.*, 2002].

Ils se rattachent aux calcosols limoneux (Figure III.4.a). Le drainage naturel est généralement favorable mais devient faible quand le substratum est une marne argileuse ou une argile marneuse.

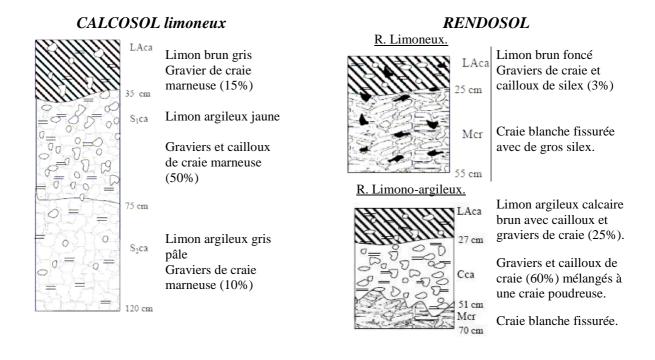


Figure III.4 : Principaux sols de faciès marneux et crayeux du bassin hydrogéologique de Strouanne. Adapté du référentiel pédo-géochimique du Nord Pas de Calais (2002).

b : Faciès crayeux du crétacé supérieur.

• Faciès crayeux.

LAca: horizon de surface labouré.

a : Faciès marneux du crétacé moyen.

Ce substrat géologique reçoit une couverture limoneuse plus ou moins épaisse avec, par endroit, des affleurements de la craie sur les versants des vallées. Ces sols, issus de la craie, sont carbonatés et contiennent une charge variable de graviers et cailloux. Superficiels et peu profonds, ils présentent un bon drainage naturel (de favorable à excessif).

Ce sont principalement des Rendosols avec une surface labourée reposant plus ou moins directement sur la craie fissurée (Figure III.4.b). Ces rendosols présentent des variantes de texture, de limono-argileuse à limoneuse.

I.4.2 Sols issus des formations argileuses et des lœss du Pléistocène.

• Formations résiduelles à silex sur substrat crayeux.

Il s'agit de formations superficielles résultant de l'altération de la craie et du remaniement d'anciens de matériaux argileux et sableux de l'ère tertiaire. De nature argileuse ou argilosableuse, de couleur brun-rougeâtre à rouge, elles renferment une proportion très variable en silex (0 à 70%) et affleurent en position de plateau et de haut de versant sur le bassin de Strouanne [Joannon A., 2004].

• Formations læssiques.

Les loess sont des dépôts d'origine éolienne datant de la dernière période glaciaire (-25000/-13000 ans) qui se sont déposés aussi bien dans les vallées que sur les collines [Gignoux M., 1943].

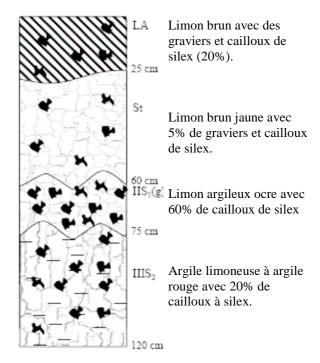
Leur texture est généralement limoneuse voire sablo-limoneuse avec une charge faible à modérée en silex (5 à 15%). Il s'agit de brunisols saturés, de faibles épaisseurs (moins d'un mètre). Le drainage est variable et la pente favorise l'évacuation latérale des eaux d'infiltration [Sterckeman T., 2002].

BRUNISOL saturé limono-argileux

Limon argilo-sableux brun gris avec graviers et cailloux de silex (10%) 22 cmSable argileux ocre avec 15% de graviers et cailloux de silex 40 cm Argile sableuse ocre IIS₂ 15% de Graviers et cailloux de silex 68 cm Sable argileux ocre IIIS: 15% de Graviers et cailloux de silex 88 cm Sable jaune 5% de Graviers et cailloux de silex 105 cm VMcr Craie altérée blanchâtre 130 cm

a : Argiles à silex.

BRUNISOL saturé limoneux

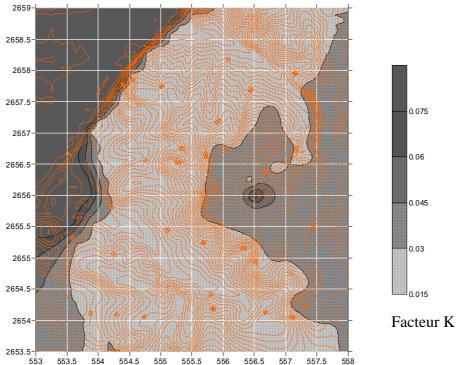


b : .Lœss du Pléistocène.

Figure N°III.5: Principaux brunisols argileux et lœssiques du bassin hydrogéologique de Strouanne. Adapté du référentiel pédo-géochimique du Nord Pas de Calais (2002).

Nous avons utilisé l'ensemble des caractéristiques de ces sols pour paramétrer les divers modèles exploités lors de cette étude (GOD, DRASTIC, USLE, WEPP). Sept fichiers de types de sol ont été créés sous Excel.

La discrétisation de ces sols peut sembler aléatoire mais, pour chaque paramètre, un krigeage est réalisé sous Surfer, à partir d'observations et de relevés de terrain. A titre d'exemple, lors de la détermination quantitative des pertes en sol (chap.IV), nous utilisons le facteur K de l'USLE modifié par Morschel (carte N°III.3). Chaque point de référence est donc caractérisé à partir de ces fichiers.



<u>Carte N°III.3</u>: <u>Topographie et répartition du facteur K ajusté pour les sols du bassin de Strouanne.</u>

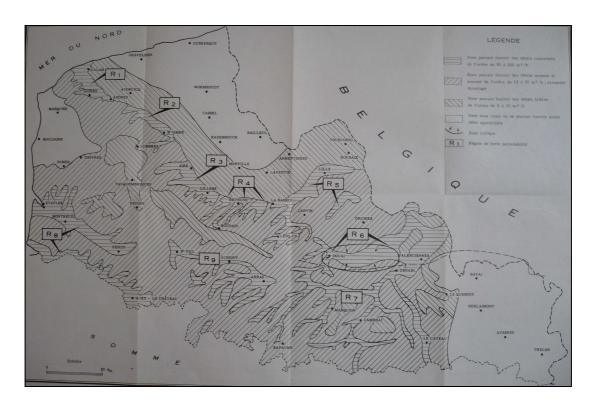
Les plus faibles valeurs du facteur K sont ici observées sur les formations du secondaire alors qu'elles sont plus élevées pour les formations tertiaires et quaternaires, plus sensibles à l'érosion hydrique (sables et limons loessiques). Ces sols reposent sur le substratum crayeux aquifère dont l'épaisseur varie. La combinaison de l'étude géologique et de la piézométrie a permis de définir pour chaque point l'épaisseur de la zone non saturée [Carte N°III.6], paramètre prépondérant dans la détermination de la vulnérabilité intrinsèque de la nappe.

I.5 Contexte hydrogéologique.

Le sous-sol du Nord Pas de Calais, en dehors de quelques secteurs particuliers tels que le Boulonnais, comporte toujours au moins une nappe, parfois deux ou trois comme la région de Lille-Roubaix-Tourcoing [Carte N°III.4, BRGM 1962].

Les principales nappes exploitées sont :

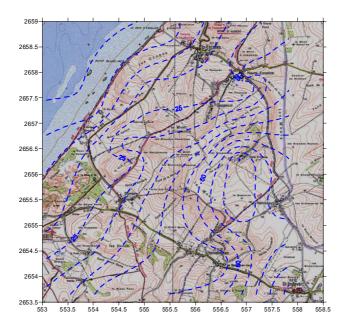
- la nappe du quaternaire (nappes alluviales et nappes des dunes),
- la nappe des sables tertiaires généralement captive,
- la nappe de la craie qui est libre sur la majeure partie du Pas de Calais et représente la principale ressource du bassin (Strouanne, collines guînoises),
- la nappe du calcaire carbonifère située au nord-est du bassin et qui s'étend en Belgique.



<u>Carte N°III.4 : Carte des valeurs de la perméabilité de la craie du Nord de la France [Castany, 1962].</u>

Les deux zones d'étude sont situées dans des régions à forte perméabilité pouvant fournir des débits moyens de 10 à 50 m³.h¹¹ (Strouanne) ou plus importants, de l'ordre de 50 à 300 m³.h¹¹ pour les bassins d'Hames Boucres, Saint Tricat et Guînes.

A partir d'une série de relevés de terrain sur les puits, piézomètres, forages et résurgences de cette nappe, une estimation cartographique des niveaux piézométriques moyens a été krigée (Carte N°III.5). Cette piézométrie est très proche de celle retenue par Pierre (2005) lors de l'étude de l'instabilité de la falaise et des phénomènes érosifs qui affectent le trait de côte.



<u>Carte N°III.5 : Piézométrie estimée du bassin hydrogéologique de Strouanne. Pas de Calais, France. Carte IGN, 1/25000ème.</u>

Exutoires naturels de la nappe du Cénomanien qui affleure, les sources de Strouanne (Photographies III.2) sont captées pour l'alimentation en eau potable de la commune de Wissant. Ce captage est constitué de cinq sources drainées par une galerie.

La nappe est en régime libre aux environs de Strouanne et son écoulement a une direction Est Sud Est / Ouest Nord Ouest (Carte N°III.5).

Elle est alimentée par les pluies efficaces et en partie par les migrations latérales d'eaux souterraines en provenance de l'Est qui étaient en régime captif sous les marnes du Turonien inférieur [Bastin, 2002].



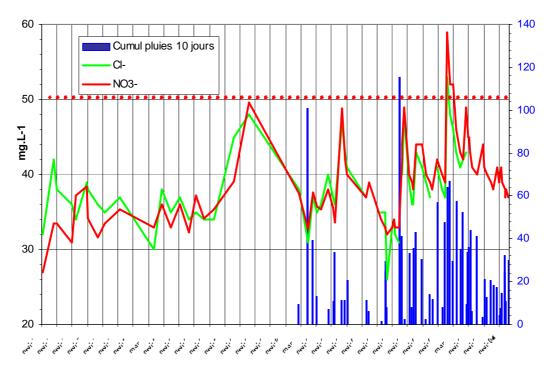


a. Vue aérienne de la baie.

b. Résurgence en aval de la galerie.

Photographies III.2 : Hameau de Strouanne et résurgence de la nappe du cénomanien.

Cet aquifère est très vulnérable à la pollution agricole en bordure littorale et en fonds de vallons. En effet, le suivi des teneurs en nitrates (NO₃⁻) des sources de Strouanne montre une augmentation significative et constante, ces dernières années [graphique N°III.3].

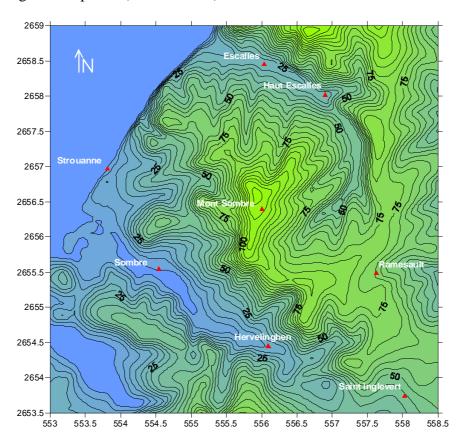


Graphique N°III.3: Evolution des taux de nitrates et de chlorure dans la galerie captante de Strouanne en fonction des précipitations cumulées sur dix jours. 1974-2004.

Le seuil des 50 mg.L⁻¹ a été dépassé lors de forts cumuls de pluies au cours des périodes hivernales 2000 et 2001. Ces concentrations sont corrélées avec les taux de chlorures.

Nous avons cherché la relation pouvant exister entre la pluviométrie cumulée à 30, 60, 90 et 120 jours. Le nuage de points obtenus avec un cumul de pluie à 120 jours est homogène et indique une relation de type proportionnelle. La contamination de cette nappe par les nitrates répond donc à la pression des précipitations.

Cette vulnérabilité s'explique en grande partie par la faible épaisseur de la zone non saturée à l'amont de la galerie captante (Carte N°III.6).



Carte N°III.6: Répartition de l'épaisseur de la zone non saturée sur la zone d'étude.

L'épaisseur de la zone non saturée est très variable. Globalement, elle assure une bonne couverture de la nappe au Nord Est et à l'Est.

Au Sud ouest, deux axes parallèles (Ruisseau de Herlen et vallée de Sombre à Hervelinghen) présentent des épaisseurs quasi nulles. Des résurgences donnent d'ailleurs naissance au ruisseau de Herlen.

Ces données sont intégrées dans les différents indices nécessaires à l'étude de la vulnérabilité de la nappe ainsi qu'au facteur d'atténuation (A_f) exploité lors de l'étude de la vulnérabilité aux produits phytosanitaires.

I.6 Contexte agronomique.

Aucun site industriel n'est identifié sur ce bassin hydrogéologique. Les deux seules sources potentielles de pollution diffuse sont l'assainissement individuel rural et l'agriculture.

L'étude de la ligne de partage des eaux de la nappe montre que les hameaux présents sur ce dôme n'affecte pas la qualité de l'exutoire de Strouanne.

Par contre, l'activité agricole est la principale source de pollution, en l'absence de systèmes d'assainissement en amont. Les cultures sont intensives (blé, orge, colza, lin...) et s'accompagnent d'apports d'engrais et de produits phytosanitaires sur des sols peu profonds par endroits. Cette agriculture intensive est la cause des pics de nitrates observés et pose le problème connexe de contamination de l'eau par des molécules phytopharmaceutiques. Du fait de la proximité de la mer, l'interprétation de la concentration en Bore est délicate.

Les caractéristiques géomorphologiques (fortes pentes, sols peu profonds, présence de craie...) limitent la diversité des cultures sur la majeure partie du bassin (blé, colza, escourgeon...)

En fond de vallons, quand les sols sont plus profonds, on observe d'autres cultures plus exigeantes : betterave, pomme de terre, maïs...

	Nombre		Terres	Surface en	
	d'exploitations	SAU totale	labourables en	herbe en	Nombre
Commune	(chiffres 1988)	en hectare	ha	ha	de vaches
Escalles	8 (10)	602	573	30	-
Hervelinghen	8 (14)	371	325	46	91
Saint Inglevert	6 (13)	567	439	129	259
Wissant	9 (14)	909	829	79	136

SAU: surface agricole utilisée

<u>Tableau N°III.1</u>: Occupation agricole des communes du bassin hydrogéologique (source RGA 2000).

Lors de la détermination de la vulnérabilité de la nappe du cénomanien et de la sensibilité à l'érosion, l'occupation du bassin de Strouanne a été répartie en plusieurs zones:

- la zone de culture avec un motif de blé sur trois ans,
- la zone naturelle avec une prairie calcicole,
- la zone boisée ou forestière.
- la zone urbanisée.

I.7 Synthèse intermédiaire :

Le bassin de Strouanne a conservé son caractère naturel avec la présence de prairies calcicoles et de bois.

La pression anthropique est principalement liée à l'activité agricole qui recouvre la plus grande partie de la zone d'étude. La nappe sous-jacente est protégée par l'épaisseur de la zone non saturée crayeuse et des horizons marneux. Mais le suivi des taux de nitrates indique en période de fort cumuls pluviométriques, des transferts rapides vers la galerie captante. Ces taux ont dépassé en 2001 la norme de potabilité, rendant ces eaux impropres à la consommation.

Afin de mieux cibler les zones vulnérables et les transferts potentiels de molécules indésirables vers cette ressource, nous avons cartographié l'aléa érosif et la vulnérabilité de la nappe. Les résultats sont présentés dans le chapitre IV. Ils expliquent en partie les observations et hypothèses précédemment formulées.

II Les bassins de Guînes, Hames Boucres et Saint Tricat.

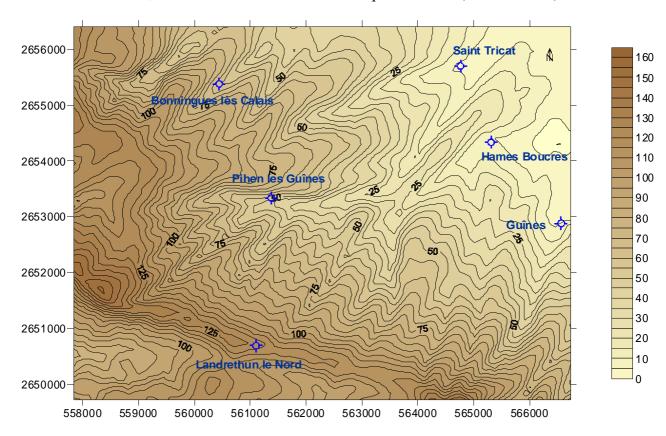
Introduction

Les champs captants de Guînes sont classés irremplaçables par le SDAGE Artois Picardie. Alimentant l'agglomération calaisienne, ils ont fait l'objet de plusieurs modélisations hydrogéologique [Maillot H., com. pers.], lors de la mise en place des périmètres de protection et de la DUP [Annexe 7]. Le bassin versant crayeux se caractérise par la présence de vallées sèches ou « fonds » où des phénomènes de ruissellement et d'infiltrations le long des axes fracturés peuvent induire des pollutions concentrées à transit rapide. Les bassins versants élémentaires appartiennent à une région agricole hétérogène par la topographie, la nature des sols et le mode d'exploitation agricole. On note la présence de nombreuses cultures de printemps érosives (Pomme de terre, betterave) et une densité bocagère faible malgré de fortes pentes.

La nouvelle modélisation du secteur de Guînes, et plus particulièrement les vallées de Hames Boucres et Saint Tricat en 2007-2009, prend en compte l'impact des ruissellements et de l'érosion des sols agricoles sur les captages AEP dans la zone des fonds [Eaux et Forces, 2007].

II.1 Contexte topographique.

Une nouvelle base de données a été créée, prenant en compte les coordonnées Lambert II étendue et l'altitude, afin de réaliser le modèle numérique de terrain (Carte N° III.7).

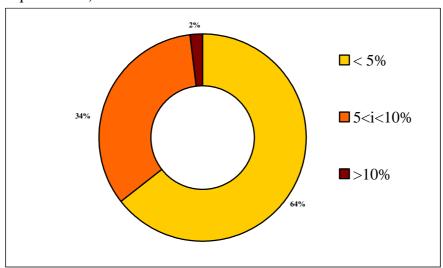


<u>Carte N°III.7 : Topographie des collines guînoises. Bassins d'Hames Boucres, de Saint Tricat et de Guînes.</u>

Le bassin est délimité au Sud ouest par une ligne de crêtes allant de Landrethun le nord au mont de Fienne. Les deux points culminants qui limitent cette ligne sont Le Mont (157 mètres) à l'ouest et le mont de Fienne (159 mètres) à l'Est.

Cette ligne marque le passage des formations géologiques du crétacé au Nord Est à celles du Jurassique au Sud Ouest. C'est le point de départ des écoulement vers le Nord Est en direction des champs captants de Guînes et du marais. Dans la partie amont, les pentes sont élevées et génèrent des thalwegs en fonds de vallons. Ces pentes décroissent progressivement vers le Nord Est pour finir par s'annuler. Pour chacun des 460 points étudiés, nous avons relevé la pente sur une distance de 100 mètres ainsi que son orientation.

On dénombre un grand nombre de sous bassins versants dont l'orientation est comprise entre 20 et 60° par rapport au nord. Ces bassins portent les marques de phénomènes érosifs parfois intenses (photographie N°IV.2). Ce relief est moins marqué que celui de Strouanne : 64% des pentes sont inférieures à 5%. Comprises entre 0 et 13,6%, leur moyenne varie de 4,21% +/-2,41% (Graphique N°III.4).



Graphique N°III.4: Répartition des pentes (i) sur le bassin de Guînes (460 points).

Les fortes pentes situées en amont provoquent la concentration du ruissellement dans les vallées et génèrent des coulées boueuses sur les parties hautes du bassin. Dans le cas de Guînes, elles affectent certaines rues de la ville (présence de boue et de pommes de terre en aval de la « Bien Assise »). L'origine et les terrains affectés par ces phénomènes ne laissent aucun doute.

Comme nous le verrons par la suite (Figure IV.1), les lignes de concentrations sont souvent importantes et se mettent en charge lors d'épisodes pluvieux intenses (orages) et/ou longs et peuvent générer des inondations préjudiciables aux populations des villages situés aux exutoires.

II.2 Contexte climatique.

Cette zone d'étude fait partie du massif des collines guînoises. Elle est soumise aux mêmes phénomènes climatiques que la bassin de Strouanne. Cependant, elle est moins exposée aux vents de Sud Ouest et aux embruns issus de la Manche. Les données météorologiques et la modélisation du climat restent identiques à ceux utilisés pour l'étude du bassin de Strouanne (§I.2).

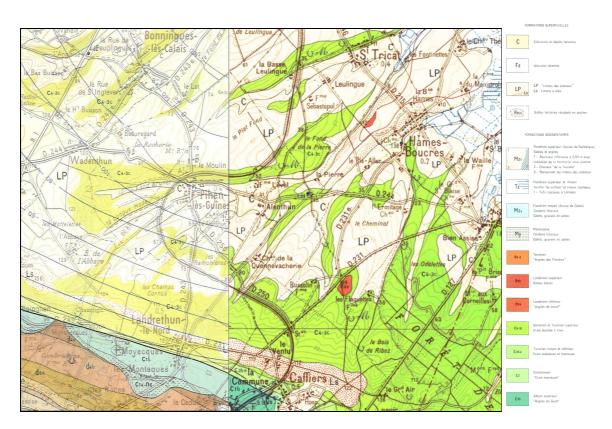
II.3 Contexte géologique.

La zone d'étude recouvre plusieurs régions géologiques distinctes mais caractéristiques des collines de l'Artois [Carte N°III.8]. Elle est délimitée au Sud Ouest par la boutonnière du Boulonnais où les terrains jurassiques et paléozoïques sont subaffleurants.

La ligne de partage des eaux dans sa partie sud sud ouest traduit le recouvrement de ces formations jurassiques par les dépôts du crétacé (du Cénomanien au Turonien).

Ce massif crayeux constitue un aquifère remarquable et la craie séno-turonienne est exploitée dans sa partie basse par une ligne de forages constituant les champs captants de Guînes.

Elle est en partie recouverte de limons des plateaux pléistocènes. Leur épaisseur varie de quelques décimètres à plusieurs mètres. Les diverses vallées sèches qui entaillent ce massif sont tapissées de colluvions et de dépôts remaniés de nature limono-argileuse [BRGM, 2004].



<u>Carte N°III.8</u>: Extraits fusionnés des cartes géologiques N°5 et N°6 à 1/50000^{ème} [BRGM ©, 2004]. Bassin hydrogéologique des collines guînoises

Au Nord Est, la « plaine maritime » et ses dépôts tertiaires et quaternaires recouvrent la craie productive qui passe alors en régime captif. Les argiles du Landénien et de l'Yprésien assurent une bonne protection de la nappe sous-jacente qui est exploitée par artésianisme dans le secteur de Tourne-Puits (forages F1 à F5 et TP1 à TP7).

La qualité globale de ces eaux souterraines est bonne mais, comme cela a déjà été observé sur d'autres aquifères [Bastin, 2005], on relève baisse du taux de nitrates lors de ce passage sous les argiles (Graphique N°III.5).

Les formations superficielles sont constituées par :

- des colluvions (C) et des dépôts remaniés qui tapissent les vallons secs et recouvrent la craie et les limons des plateaux,
- des limons des plateaux (LP) qui couvrent la majeure partie de la zone d'étude. Leur épaisseur varie de quelques décimètres à plusieurs mètres (photographie N°III.3) avec une moyenne de deux à quatre mètres,
- des limons à silex (LS) en haut de bassin (Landrethun-Caffiers) et sur les flancs des coteaux crayeux d'Hames Boucres (un à deux mètres d'épaisseur). Les silex proviennent des assises crayeuses,
- des limons tourbeux (Tz) qui marquent le passage en régime captif de la nappe phréatique au Nord Est de la zone d'étude. Leur épaisseur est généralement de l'ordre du mètre.

On note également sur la zone d'étude quelques affleurements du landénien inférieur (e2a) qui reposent sur la craie sénonienne (Les Flaquettes et Hames Boucres). La majeure partie du Landénien est recouverte par les formations superficielles. L'épaisseur de l'assise varie de quinze à trente mètres. La nappe du crétacé passe en régime captif sous cette couverture argileuse et présente une dénitrification liée à la chute des pressions partielles en oxygène.

La plus grande surface de la zone d'étude est représentée par le crétacé supérieur. On retrouve les formations supérieures du bassin de Strouanne :

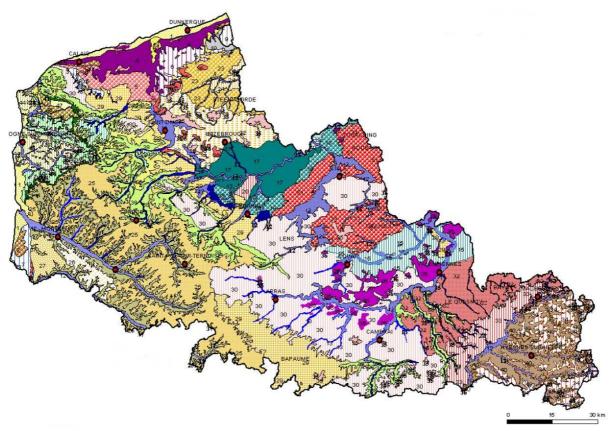
- le sénonien et le turonien supérieur (C4-3c) constitués de craie à silex d'une épaisseur très variable qui dépasse par endroit cent mètres. Elle correspond à l'aquifère. La campagne géophysique réalisée par SAFEGE à l'automne 2007 a mis en évidence une fracturation importante de la craie sénonienne en fonds de vallées (figure IV.7).
- Ils reposent sur le Turonien inférieur (C3b-a) marneux qui marque la limite avec le cénomanien.
- Le cénomanien (C2) à craie marneuse à plus de 80% de carbonate de calcium de 48 à 65 mètres d'épaisseur. Il repose comme à Strouanne sur les argiles du Gault (Albien). C'est également une ressource en eau profonde de très bonne qualité qui n'est pas surexploitée à l'heure actuelle.

Au sud ouest du bassin, les terrains jurassiques et primaires apparaissent. Nous ne les étudierons pas ici car ils sont situés en dehors de la zone d'étude. Le lecteur pourra se reporter à la carte $N^{\circ}6$ à 1/50000 et sa notice explicative [BRGM ©, 2004].

A partir de la carte géologique des collines guînoises et du référentiel pédologique du Nord Pas de Calais, nous avons établi des ensembles pédologiques homogènes, en respectant la dichotomie établie pour Strouanne (§I.4).

II.4 Contexte pédologique.

Les pédopaysages rencontrés sur le bassin de Guînes, Hames Boucres et Saint Tricat sont plus diversifiés que ceux de Strouanne (Carte N°III.9). Comme nous l'avons vu précédemment, les pentes sont plus faibles, ce qui a favorisé l'accumulation de colluvions et de dépôts remaniés en fonds de vallons. La présence de formations jurassiques au Sud Ouest ainsi que tertiaires et quaternaires au NE fait apparaître de nouveaux sols.



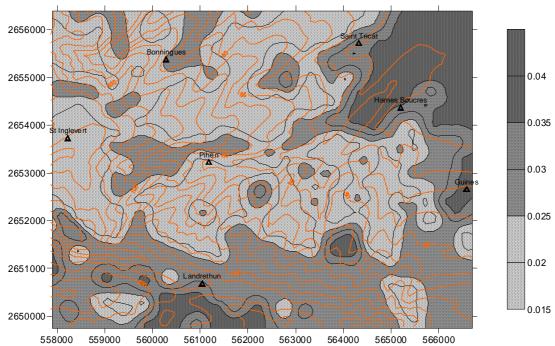
Carte N°III.9: Carte synthétique des pédopaysages à 1/250000ème. Démarche IGCS en Nord Pas de Calais. [Masson, 2000. DRAF Nord Pas de Calais].

La zone d'étude présente quatre pédopaysages distincts :

- des sols bruns faiblement lessivés limoneux des plateaux déchiquetés de l'avant pays d'artois (28) : brunisols calciques et néoluvisols de limons éoliens sur craie,
- des sols bruns faiblement lessivés à granules de craie, de limons éoliens sur substrat crayeux peu profond du Cambrésis (30) : brunisols, calcisols, néoluvisols et luvisols de limons éoliens,
- des sols bruns calcaires sur craie et sols colluviaux limoneux loessiques (38) : rendosols, calcosols, calcisols colluviques issus de limons et de craie,
- des sols bruns calcaires superficiels de la bordure du Boulonnais (41) : rendosols épais ou fins.

Cette première approche de la pédologie du bassin de Guînes a été complétée à l'aide du référentiel employé pour Strouanne [Sterckeman, 2002]. Les sols précédemment définis ont permis de compléter la base de données nécessaire à l'étude de la vulnérabilité et de l'aléa érosif.

La répartition du facteur d'érodibilité K permet une première approche de la sensibilité des sols du bassin à l'érosion. On note l'influence de la nature géologique du substratum sur la répartition de cette valeur. Les sols peu profonds reposant sur le massif calcaire ainsi que ceux reposant sur les formations quaternaires présentent des érodibilités supérieures à celles issues des limons des plateaux (Carte N°III.10). La partie haute de la zone d'étude présente des valeurs supérieures du facteur, et plus particulièrement pour le Sud de Guînes où l'on enregistre des dysfonctionnement érosifs récurrents (coulées boueuses dans la ville).



<u>Carte N°III.10</u>: <u>Topographie et répartition du facteur K ajusté selon Morschel, pour les sols du bassin de Guînes.</u>

Cette première carte pédologique émane d'ajustements obtenus à partir de bases de données antérieures et de relevés de terrain. Du fait de l'importance de la variabilité spatiale des caractéristiques des sols (profondeur, texture, matières organiques...) et du krigeage, ces valeurs doivent être étudiées avec toutes les réserves qui s'imposent. Cependant, comme nous le verrons par la suite (Chap.IV), elles sont corrélées avec les observations de terrain. Le facteur K est l'un des paramètres qui permet de cartographier le risque érosif. Il sera combiné à d'autres valeurs telles que la pente ou la pluviométrie.

II.5 Contexte hydrogéologique.

Il existe plusieurs niveaux aquifères dans la région de Guînes :

- les sables flandriens et pléistocènes de la région des Wateringues au nord,
- les sables landéniens,
- les craies du sénonien et du turonien supérieur qui constituent le principal réservoir exploité [BRGM, 2004],
- la craie du cénomanien qui n'est pas officiellement exploitée dans le zone qui nous intéresse ici.

Les craies du sénonien et du turonien supérieur sont très productives dans les zones d'affleurement, spécialement dans les vallées. Ces nappes alimentent l'agglomération et les industries de Calais.

Les limons pléistocènes reposent ici directement sur la craie avec des épaisseurs qui fluctuent en fonction de la topographie. Une campagne de sondage à la tarière a été menée par SAFEGE afin d'améliorer la connaissance du transfert des nitrates dans la zone non saturée. Ces sondages ont été effectués depuis la surface jusqu'à la nappe (Photographie III.3). Les prélèvements sont en cours d'analyse. En plus d'un relevé piézométrique, ces sondages permettront de dresser le profil des éléments analysés ainsi qu'une coupe géologique.



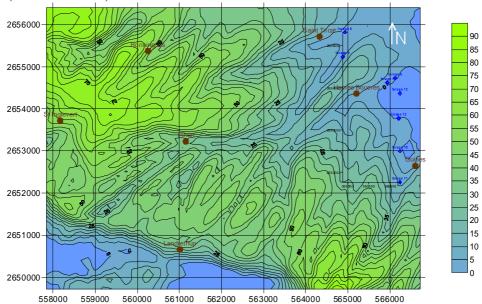


a. Passage du sol à la craie non saturée.

b. Arrivée à la nappe (craie saturée).

Photographies N°III.3: Sondage à la tarière hélicoïdale jusqu'à la nappe à l'amont du forage F9. Leulingue, commune de Saint Tricat. Limons des plateaux et craie blanche à silex du sénonien et turonien supérieur.

La craie à silex du Sénonien et du turonien supérieur assure une bonne couverture des parties hautes des collines guînoises, avec des épaisseurs de la zone non saturée comprises entre 40 et 90 mètres (Carte N°III.11).

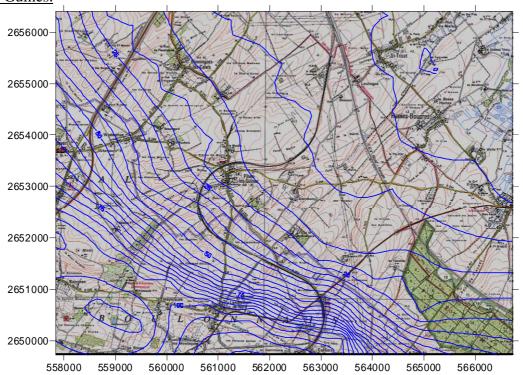


Carte N°III.11 : Répartition de l'épaisseur de la zone non saturée sur le massif de Guînes.

Du fait du pendage des couches et de leur passage sous les argiles au Nord Est du bassin, l'épaisseur de la zone saturée diminue. Ce phénomène est amplifié au niveau des fonds de vallons. Il en résulte, comme nous le verrons par la suite, un accroissement de la vulnérabilité de la nappe exploitée. Nous pouvons observer également que le ruissellement se concentre dans ces zones d'épaisseur moindre et aboutit au marais sur la couverture argileuse.

Pour chaque point géoréférencé, l'épaisseur de la zone non saturée est calculée et utilisée pour la détermination des différents indices. Elle résulte de la différence entre la MNT et la carte pièzométrique moyenne (Carte N°III.12).

<u>L'écoulement de la nappe sénonienne présente une direction générale Sud Ouest – Nord Est.</u>
<u>Elle alimente un ensemble de station de pompage parmi lesquels les forages de la ligne Saint Tricat-Guînes.</u>



Carte N°III.12 : Piézométrie de la nappe séno-turnienne sur fond de carte IGN au 1/25000ème [Cartoexplorer 62 ouest ©].

Sur le Cambrésis, en période sèche, Bastin (2005) a relevé des écoulements verticaux par effet piston à 85% au sein de la matrice poreuse crayeuse à raison de 0,5 m.an⁻¹ dans la zone non saturée pour les nitrates. Sous recouvrement argileux de plus de cinq mètres, les vitesses sont de l'ordre de 0,6 m.an⁻¹ alors qu'elles sont de 0,6 et 1,25 m.an⁻¹ sous recouvrement limoneux et sableux.

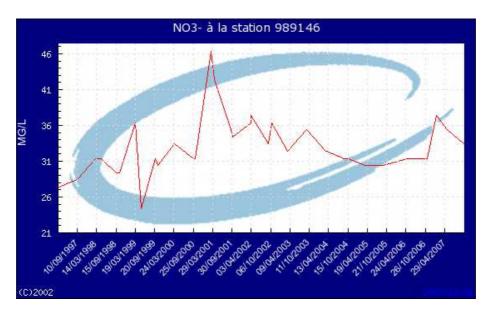
Lors de forts cumuls pluviométriques, elle a noté dans le Cambrésis un décalage de l'ordre de cinq mètres du front de pollution par l'intermédiaire des fissures. Il est probable que la nappe de Guînes présente des caractéristiques similaires.

Des stations de pompage sont situées en fonds de vallons, dans des zones où la craie est fracturée

Sur le forage F8, nous avons observé un pic de nitrates à la fin de l'année 2000 caractéristique des forts cumuls pluviométriques enregistrés (Graphique N°III.5). Les valeurs enregistrées sont restées inférieures à la norme de 50 mg.L⁻¹ mais montre la vulnérabilité de ce forage et des temps de réponse très courts.

Ce même pic avait été enregistré sur Strouanne et semble donc indiquer le passage d'une infiltration par effet piston à une infiltration par effet fissural.

De plus, les profils géophysiques réalisés par SAFEGE dans des vallons similaires indiquent la présence de diaclases importantes. Il est à noter que les temps de réponses dans ces cas de figures sont rapides. La cartographie de la vulnérabilité de ces forages (Chap.IV) confirme cette hypothèse. Des modifications de la turbidité ont également été observées sur le forage F9 lors d'épisodes pluvieux intenses (M. Médine, com. pers.).

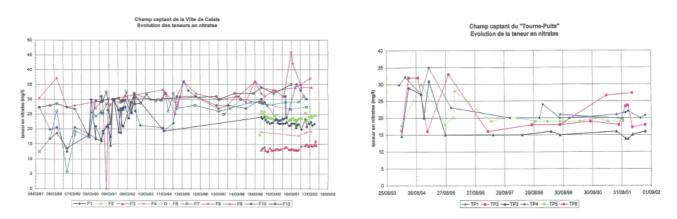


Graphique N°III.5 : Evolution du taux de nitrates (NO₃-) sur le forage F8 (Saint Tricat, France). www.eau-artois-picardie.fr

A l'ouest de la zone d'étude, la nappe passe en régime captif sous les argiles. On observe alors une chute significative du taux de nitrates sur les forages F1 à F5 et TP1 à TP7 (Graphiques $N^{\circ}III.6$).

Les taux passent de 25 à 35 ppm pour la nappe libre à 15 à 25 ppm pour le régime captif. Cette chute d'une dizaine de milligrammes par litre s'explique par le passage en régime captif de la nappe et par la présence d'une zone de dénitrification. Ce phénomène est régulièrement observé sur les nappe captive du bassin Artois Picardie [Bastin, 2005 ; El Naghi, 2006].

Graphique N°III.6: Suivi des taux de nitrates sur les forages exploités de Guînes [Velut, 2008].



Les forages les plus vulnérables sont donc ceux de la nappe libre, situés en aval des principales vallées sèches.

II.6 Contexte agronomique:

Les travaux réalisés dans le cadre de l'étude « diagnostic » vont permettre d'établir un recensement de l'ensemble des produits phytosanitaires utilisés à l'échelle des collines guînoises [Velut F, Travaux en cours]. Mais il apparaît déjà que le milieu agricole contribue dans une large mesure à la contamination en qualité (nature de la molécule) et en quantité sur l'intégralité du bassin.

Les principales pressions anthropiques relevées sur le bassin étudié résultent de l'assainissement individuel et de l'agriculture. Dans le cadre de l'étude des phénomènes érosifs et de la vulnérabilité de la nappe, nous n'avons intégré que le volet Agriculture. Les défauts d'assainissement des communes (Pihen les Guînes, Saint Tricat, Hames Boucres et Guînes) ont été repris par SAFEGE lors de la modélisation de la nappe.

L'activité agricole couvre la majeure partie du bassin, à peine concurrencée par la couverture de la forêt domaniale de Guînes au Sud Est. L'élevage reste minoritaire (Tableau N°III.2).

Commune	Nombre d'exploitations (1988)	S.A.U. en ha	Terres labourables en ha	Surface en herbe (ha) (% de la SAU)	Nombre de vaches	
Guînes	21	40=0		59	0.0	
	(37)	1053	994	(5.6)	23	
Hames Boucres	16			249		
	(26)	1183	933	(21.1)	363	
Saint Tricat	7			26		
	(13)	409	383	(6.4)	Conf.	
Pihen Les Guînes	12			40		
	(18)	839	798	(4.8)	81	
Saint Inglevert	6			129		
	(13)	567	439	(22.8)	259	
Bonningues les Calais	7			27		
	(9)	623	596	(4.3)	Conf.	
Caffiers	5			38		
	(11)	338	299	(11.2)	74	
Landrethun le Nord	9			170		
	(13)	562	390	(30.2)	248	

SAU : surface agricole utilisée. Conf. : confidentiel

<u>Tableau N°III.2</u>: Occupation agricole des principales communes couvrant le bassin hydrogéologique de Guînes [RGA 2000, www.agreste.agriculture.gouv.fr].

Le bassin est une zone de grandes cultures. Les productions végétales sont diversifiées (blé, escourgeon, colza, pois, pomme de terre, betterave, maïs, ...).

La nature des sols, leur profondeur et les pentes permettent de produire un très grand nombre d'espèces végétales. Parmi les itinéraires culturaux possibles, nous avons donc maintenu celui précédemment défini pour Strouanne pour les calculs de pertes en sol (WEPP) : un motif de blé sur trois ans.

La part de la SAU en surface en herbe fluctue en fonction des communes :

- de l'ordre de 5% pour Guînes, Saint Tricat, Pihen, et Bonningues,
- comprise entre 11 et 30% pour les autres communes.

Mais ces surfaces communales s'étendent au delà des bassins versants étudiés. A partir du logiciel Photoexplorer (IGN ©), nous avons donc déterminé les surfaces en culture, en prairie, en bois ou urbanisées afin d'affiner notre connaissance de la zone d'étude. Ces résultats exprimés en pourcentage de la surface totale des bassins versants, sont présentés dans le tableau III.3.

B.V. %	Saint Tricat	Pihen les Guînes			Guînes
Routes	1,4	1,1	1,1	1	1,3
Villages	2,7	1,6	1,5	0,3	0,1
Bois/pâtures	9,6	9	10,8	35,1	47,8
Cultures	86,3	88,3	86,6	63,6	50,8
Total	100%	100%	100%	100%	100%

<u>Tableau N°III.3 : Répartition de l'occupation des cinq bassins versants délimités pour l'étude de la vulnérabilité des forages de Guînes.</u>

Les trois premiers bassins versants sont majoritairement exploités par l'agriculture. Les deux derniers sont en partie recouverts par la forêt domaniale de Guînes. Ces valeurs conjuguées aux coefficients de ruissellement nous ont permis de calculer les débits potentiels générés par ces unités hydrologiques.

II.7 Synthèse intermédiaire :

Le bassin et la nappe de Guînes diffèrent de ceux de Strouanne. L'empreinte de l'homme y est davantage marquée du fait de l'agriculture. Les enjeux liés à l'exploitation de la nappe du Sénonien (production d'eau potable et irrigation) sont plus importants en termes de population concernée.

Il ressort de cette étude que le bassin de Guînes est particulièrement exposé au risque de ruissellements issus des hauteurs de la zone. Ces ruissellements se concentrent et s'accompagnent de phénomènes érosifs qui dégradent la qualité des eaux superficielles et souterraines. Des pertes en sol et des transferts de molécules connexes se font en direction de zones d'atterrissement privilégiées. Dans ces secteurs qui correspondent globalement aux fonds de vallons, la fracturation de la craie sous-jacente se traduit par des transferts hydriques rapides par effet fissural. La vulnérabilité intrinsèque de la nappe s'accroît.

Cette troisième partie peut sembler au premier abord très descriptive mais elle est la base des dimensionnements à venir. Elle permet de mieux appréhender et analyser les résultats concernant les phénomènes érosifs et la vulnérabilité de cette ressource.

QUATRIEME PARTIE.

CARTOGRAPHIE ET ANALYSE DE L'EROSION HYDRIQUE ET DES TRANSFERTS VERS LA NAPPE.

- I. Bassin de Strouanne
- II. Collines guînoises.

<u>Quatrième partie : Cartographie et analyse de l'érosion hydrique et des transferts vers la nappe.</u>

Introduction.

Nous avons décrit dans la troisième partie les caractéristiques des deux zones d'étude ainsi que l'ensemble des paramètres et variables qui seront utilisés au sein des différents modèles de ruissellement, d'érosion et de vulnérabilité de la nappe.

Cela a abouti à la construction des bases de données nécessaires au fonctionnement des modèles.

La présentation des résultats se fera en deux parties : une par zone, ce qui implique certaines redondances liées aux similitudes existant entre ces deux bassins. Chaque composante étudiée est analysée individuellement :

- le ruissellement,
- la vulnérabilité,
- l'érosion.
- les infiltrations préférentielles.

I Le bassin de Strouanne (Commune de Wissant, Pas de Calais, France).

La nappe exploitée par la galerie captante de Strouanne provient des formations du Cénomanien mais la majeure partie du massif est d'origine Turonnienne.

La présence de zones naturelles et de prairies calcicoles limite la pression anthropique sur les secteurs les plus pentus du bassin L'agriculture, dominante en terme de surface, est intensive et exploite dans la plupart des cas des limons battants.

De nombreuses coulées boueuses et ravines sont observées en période de fortes précipitations au printemps et à l'automne. L'étude de l'écoulement de surface, des phénomènes érosifs et de la vulnérabilité de la nappe a mis en évidence le risque lié aux transferts de sols et de molécules connexes vers les vallées sèches.

I.1 Le ruissellement :

Lorsque l'intensité de la pluie dépasse la capacité d'infiltration du sol, l'eau commence à ruisseler. L'énergie cinétique et le débit qui en découlent dépendent principalement de la surface exposée, de sa couverture et de la pente.

Comme nous l'avons vu précédemment, le massif de Strouanne est exposé aux dépressions Nord Atlantiques. Les vents de Sud Ouest amènent des précipitations d'intensités et de durées très variables.

Sur le terrain, les ruissellements importants apparaissent généralement dans le cas :

- d'événements orageux violents en période estivale qui se caractérisent par une intensité élevée sur une courte période (les débits sont fonction principalement de l'intensité dans ce cas),
- de longues pluies d'hiver au cours desquelles l'ensemble du bassin se met en charge.

Les lames d'eau générées sont alors drainées par un ensemble de vallons alimentant deux crans perpendiculaires qui débouchent sur la plage. Les principales arrivées d'eau observées sur la plage sont constituées par les résurgences de la nappe de la craie soit au niveau de la

falaise de craie soit directement par le sable de l'estran (Photographie N°II.2). Les volumes ruisselés sont donc absorbés en amont de ces exutoires.

Les pentes observées sur l'ensemble du bassin sont importantes mais hétérogènes (7,36% +/-5,32% en moyenne pour l'ensemble des 320 points géoréférencés) [Carte N°IV.1]. La pente moyenne des longueurs de cheminement des bassins est quant à elle de 5,3% +/- 1,2%.

Pour les besoins de l'étude, le massif a été découpé en treize unités hydrologiques caractérisées à partir de mesures de terrain et du logiciel Photoexplorer (IGN). Ces bassins individuels présentent un temps de concentration moyen de 54 minutes (σ = 23 minutes, n = 13) pour un coefficient de ruissellement global instantané de 0,47 (σ = 0,09). Ce dernier a été établi à partir des recommandations du ministère des transports pour l'assainissement routier et prend en compte la pente. Les fortes dénivellations ainsi que la présence de couches géologiques marneuses accroissent cette valeur qui reste cependant homogène sur l'ensemble du bassin [Tableau N°IV.1].

Le but de notre étude n'étant pas le dimensionnement d'ouvrages de lutte contre les inondations, nous avons retenu des coefficients de ruissellement supérieurs à d'autres études (V2R, 2005; Delahaye et al., 2003] mais les abaques employées ici présentaient l'avantage d'intégrer la nature du terrain, sa couverture et son inclinaison et permettaient une discrétisation plus fine des débits.

Réf.	Bassin versant	Surface	Pente	Lc	Cr g	Тс	Q rat.	Q Soc.	Q an.
	unité	ha	%	Km		min.	L.s ⁻¹ .ha ⁻¹	L.s ⁻¹ .ha ⁻¹	L.s ⁻¹ .ha ⁻¹
BV1	Strouanne	93	3,7	2,6	0,33	102	16.45	11.08	7.42
BV2	Grandes chambres	136	5,1	2,7	0,39	84	22.13	8.75	9.93
BV3	Sombres	124	5,7	2,3	0,49	69	33.15	8.63	14.92
BV4	Fond d'Hervelinghen	111	5,8	2,2	0,51	66	35.14	9.10	15.86
BV5	Hervelinghen	75	7,3	1,4	0,59	27	84.4	9.73	38
BV6	Escalles	74	5,8	2,1	0,61	65	42.84	11.49	19.19
BV7	Bout d'en haut	117	5,9	1,6	0,52	33	62.56	7.69	28.12
BV8	Les Cruppes	125	5,6	1,7	0,54	71	35.28	7.76	15.92
BV9	Tappecul	88	6,1	1,8	0,55	49	47.84	9.77	21.59
BV10	Ramesault	45	4	1,1	0,48	29	62.89	12.44	28.22
BV11	Folle Emprise	172	3,1	2,5	0,31	53	25.23	7.09	11.34
BV12	Fond Pichon	88	4,2	2,1	0,49	37	53.86	10.34	24.2
BV13	Petit Blanc Nez	52	6,5	1,3	0,51	25	75	12.12	33.85
Moyenne	-	100	5,3	1,95	0,47	54	41.38	9.69	18.62

Lc : longueur de concentration, Cr g : coefficient de ruissellement global, Tc : temps de concentration. Les valeurs moyennes des coefficients de ruissellement et débits indiquées sont pondérées par les surfaces.

<u>Tableau IV.1 : Caractéristiques intrinsèques des treize sous bassins versants du massif crétacé du Petit Blanc Nez et débits estimés par les méthodes rationnelle (Q rat.) et Socose (Q soc.)</u>

Les écoulements superficiels se concentrent en thalwegs et forment un réseau uniforme sur l'ensemble du bassin. Deux directions principales repartissent les eaux vers ces deux vallées sèches :

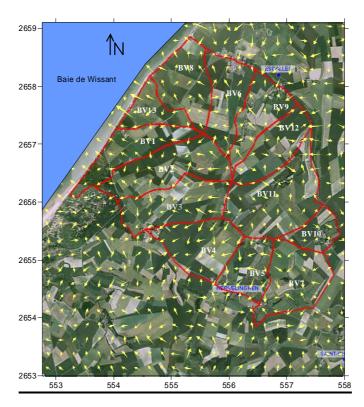
- un écoulement vers le Nord Est (vallée d'Escalles),
- un écoulement vers le Sud Ouest (vallée d'Hervelinghen).

Les pluies décennales de projet génèrent des débits aux exutoires supérieurs à 500 L.s⁻¹ (Graphique N°IV.1). Conjuguées à des sols limoneux battants, elles s'accompagnent de phénomènes érosifs importants décrits par les agriculteurs (Mr Hamy, com. Pers.).

L'absence de bocage ou de barrières hydrauliques majeures favorise la formation de coulées boueuses et des transferts de masses d'eau et de terres à l'aval des bassins versants individuels. Du fait d'une urbanisation parcellaire et d'une occupation essentiellement agricole du bassin, la plupart des enjeux restent de nature agronomique.

Cependant, une part des molécules phytosanitaires sont potentiellement transportées sous forme dissoute ou directement adsorbées aux particules de sol érodées (matières en suspension), à l'aval des terres traitées.

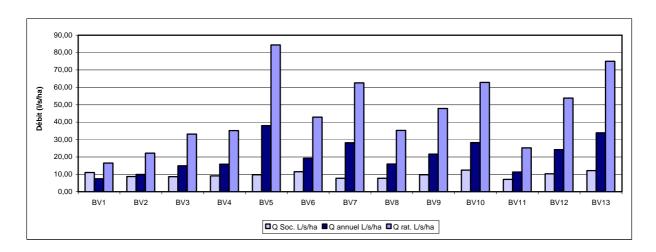
Le krigeage des pentes a également permis de cartographier les principales lignes d'écoulement (Carte N°IV.1). Il fait apparaître le rôle tampon joué par les deux vallées sèches d'Hervelinghen et d'Escalles. L'eau et les sédiments issus des deux flancs y aboutissent.



<u>Carte N°IV.1: Répartition des unités hydrologiques retenues (BV) et du ruissellement de surface sur le Bassin de Strouanne [Wissant, Pas de Calais].</u>

Pour des pluies décennales, les débits simulés (7,09 à 84,4 l.s⁻¹.ha⁻¹) restent importants du fait des fortes pentes. L'absence de mesures anti-érosive majeures (fascines, bandes enherbées, bocage...) qui freineraient le ruissellement tout en augmentant les temps de concentration contribue également à ces valeurs. Ces flux transversaux plus ou moins chargés de matières en suspension limitent, dans les zones sensibles à l'érosion, les flux verticaux de molécules « mobiles » mais accroissent leur accumulation en les concentrant dans les zones de plus faible pente (Figure I.3).

On note également une différence significative entre la méthode Socose (9,7 l.s⁻¹.ha⁻¹) et la méthode rationnelle (41,4 l.s⁻¹.ha⁻¹) qui tend à surestimer le débit à l'exutoire [Graphique N°IV.1]. Ces valeurs élevées sont corrélées à la topographie du site. Une étude complémentaire et des jaugeages sont en cours sur le bassin de Guînes afin d'établir une comparaison entre les valeurs théoriques et les flux réels mesurés [F. Velut, à paraître].



<u>Graphique N°IV.1 : Débits théoriques des divers sous bassins versants du massif de Strouanne</u> (BV1 à BV13) exprimés en L.s⁻¹.ha⁻¹

Dans ce contexte, il est délicat pour l'aménageur de proposer des moyens de lutte efficaces contre les inondations ou coulées boueuses. En effet, l'implantation d'ouvrages lourds tels que des fossés ou bassins de rétention et/ou d'infiltration représente un risque pour les ressources aquifères sous jacentes. En l'absence d'une couverture marneuse, il est plus judicieux d'intervenir sur les temps de concentration en ralentissant l'écoulement donc en diminuant le coefficient de ruissellement afin de limiter les départs de terre : maintien des bandes enherbées, création de fascines, plantation de haies, pratiques agronomiques adaptées (labour, cultures intermédiaires...). L'établissement des cartes de vulnérabilité de la nappe du Cénomanien a permis de démontrer que les zones d'atterrissements sont très vulnérables.

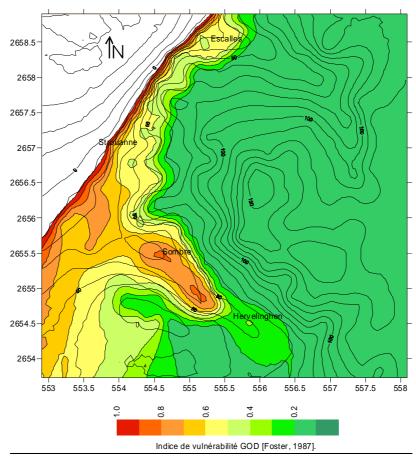
I.2 La vulnérabilité de l'aquifère du Cénomanien.

I.2.1 Le modèle GOD [Foster, 1987].

Cet indice représente la sensibilité d'une nappe vis à vis de la percolation verticale du contaminant (§ III.2, Méthodologie). Les six classes de vulnérabilité sont déterminées à partir du type de nappe (groundwater occurrence), de la géologie (overall aquifer class) et de la profondeur de la nappe (depth to groundwater table).

La nappe du Cénomanien alimentant les sources de Strouanne a un sens d'écoulement Sud-Nord Nord Ouest [Bastin, 2002]. Elle présente une vulnérabilité accrue sur le flanc Nord Ouest du bassin à proximité de l'estran [Carte N°IV.2]. La méthode utilisée marque bien le passage en régime libre de la nappe sous les marnes du Turonien et ses conséquences en termes de vulnérabilité. Cette méthode met également en exergue l'effet de fond de vallée sur l'indice.

En effet, une sensibilité accrue marque la vallée d'Hervelinghen. Nous verrons par la suite qu'elle correspond également à une zone d'accumulation des pertes de sol liées à l'érosion hydrique et des molécules connexes (engrais et produits de traitement). Ceci nous a incité à affiner la modélisation de l'activité agricole dans ce secteur par une estimation des pertes en sols et des transferts par ruissellement. Par contre, à l'est, la nappe passe en régime captif sous une couverture Turonienne dont le mur marneux limite la vulnérabilité.



<u>Carte N°IV.2 : Vulnérabilité de la nappe du Cénomanien alimentant la galerie captante de Strouanne selon la méthode GOD [Wissant, Pas de Calais] krigée sous Surfer.</u>

Cette première approche indique une vulnérabilité accrue à l'amont de la galerie captante ainsi que dans la vallée sèche d'Hervelinghen, zones où l'activité agricole prédomine. L'analyse réalisée précédemment sur les phénomènes de ruissellement (BV N°1 à 7) a mis en évidence des transferts par ruissellement rapides en cas de fortes précipitations en termes d'intensité ou de durée. Ces observations sont corroborées par les fluctuations du taux de nitrates enregistrées sur le captage de Strouanne (Graphique N°III.2).

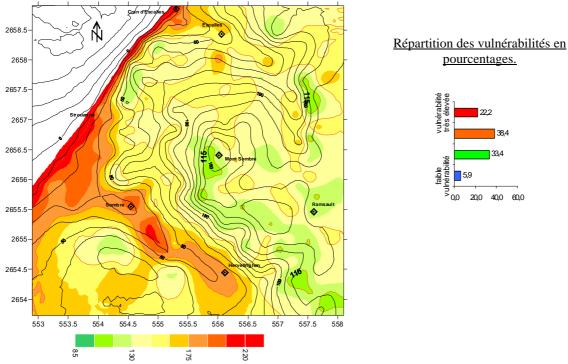
Une seconde carte a été établie selon la méthode DRASTIC, afin d'affiner cette cartographie de la vulnérabilité et prendre ainsi en compte d'autres critères tels que la pente ou la pression de l'activité anthropique en surface.

I.2.2. Le modèle DRASTIC [Aller et al., 1987].

Le modèle DRASTIC est très souvent utilisé lors de l'étude de la vulnérabilité d'une nappe. Dans le cadre de l'étude du bassin de Strouanne, nous avons complété la base de données précédente (GOD) afin d'établir un indice pour chaque point géoréférencé.

Les valeurs DRASTIC obtenues sur le bassin de Strouanne sont comprises entre 99 et 230 avec une moyenne de 156 soit une vulnérabilité globale élevée qui cache d'importantes disparités ($\sigma = 32$) [carte N°IV.3].

72 % de la surface du bassin présente une vulnérabilité moyenne à élevée et 22% a une vulnérabilité très élevée (teintes rouges de la carte) selon la classification de Aller (1987).



<u>Carte N°IV.3: Topographie et vulnérabilité de la nappe du cénomanien établie par krigeage selon le modèle DRASTIC. Strouanne, Pas de Calais (France).</u>

Les faibles valeurs de vulnérabilité sont localisées sur la zone de couverture du Turonien qui se caractérise également par de fortes pentes et épaisseurs de la zone non saturée. Une étude de la sensibilité des niveaux aquifères du Turonien affinerait ces observations.

L'indice DRASTIC permet une meilleure discrétisation de la vulnérabilité de la nappe que GOD. Le cran d'Escalles, les vallées de Sombre et d'Hervelinghen ainsi que la partie amont du bassin hydrogéologique de Strouanne présentent des vulnérabilités élevées à très élevées. Celles ci sont corrélées avec nos précédentes observations. Il a permis de mettre en évidence une sensibilité moyenne sur les vallées de Tappecul et Folle Emprise où l'agriculture est prédominante.

Ces valeurs importantes s'expliquent par :

- la nature fracturée de ces secteurs (présence de diaclases),
- une faible épaisseur de la zone non saturée,
- une couverture plus perméable,
- des pentes plus faibles.

Elles confirment également l'importance de ces vallées sèches ou fonds sur les migrations de molécules indésirables vers la nappe et l'importance d'une gestion rationnelle de l'érosion agricole, en amont de ces secteurs.

Bien que souvent critiquée pour l'emploi de critères redondants tels que la pente et le type de sol ou l'absence de prise en compte des phénomènes de dilution dans la nappe [Kajewski, 2005], la méthode DRASTIC s'adapte à de nombreuses situations et reste simple d'utilisation, sous réserve d'avoir accès aux données nécessaires.

Cependant, certains auteurs n'utilisent pas la totalité des paramètres ou les remplacent par d'autres variables. Pour l'élaboration de la carte de vulnérabilité, Ricour lors d'une étude similaire dans le secteur de Guînes, à l'est de notre première zone d'étude, propose de prendre en compte la nature du recouvrement, la topographie et la profondeur de la nappe sous le sol [Ricour J., 1988].

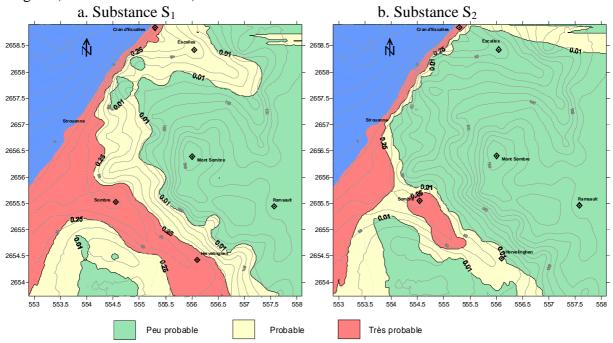
Les résultats et le krigeage réalisé dépendent également de la définition des points géoréférencés. Ici, les 320 points retenus ont été placés afin d'obtenir une répartition spatiale homogène représentative de la plupart des cas rencontrés sur ce bassin hydrogéologique : pente, sol, aquifère... On note également que la classification des données-sources et l'affectation d'un index se traduisent par une perte d'informations, même si dans le cas de la méthode DRASTIC le nombre de classes reste important.

I.2.3 Le modèle DRASTIC modifié.

Le modèle DRASTIC établit la vulnérabilité intrinsèque d'un aquifère mais ne prend pas en compte les caractéristiques du polluant susceptible de l'affecter. L'intégration du facteur d'atténuation A_f (Chap. II) modifie le modèle initial et apporte une dimension supplémentaire et complémentaire à la carte de vulnérabilité intrinsèque.

I.2.3.1 Répartition du facteur A_f.

Sur le bassin de Strouanne, le devenir des deux substances (S1 et S2) a été simulé et cartographié. Les probabilités de contamination de la nappe du cénomanien ont ainsi été krigées (Cartes N°IV.4 a et b).



Carte N°IV.4 a. et b. : Répartition de la probabilité de contamination de la nappe de Strouanne par les molécules S_1 et S_2 .

37% (S₁) et 16% (S₂) des points des points étudiés ont une probabilité de contamination de la nappe supérieure à 0,25 alors que la méthode DRASTIC fait ressortir une vulnérabilité élevée dans plus de 60% des cas.

On note également que le passage d'un GUS de 2,6 à un GUS de 3,9 apporte peu d'informations supplémentaires quant à la vulnérabilité de la nappe. Par contre, l'hypothèse pessimiste d'un point de vue chimique de la molécule S₁ est confirmée par la cartographie.

Les conclusions sont quasi identiques à celles de l'indice DRASTIC classique :

- l'analyse de ces cartes montre de nouveau une répartition très hétérogène de la probabilité de contamination de la nappe,
- la vallée d'Hervelinghen à Strouanne ainsi que la frange littorale présentent une vulnérabilité extrinsèque, cette fois-ci, aux deux molécules mais la vallée d'Escalles est plus sensible à la molécule S₂.

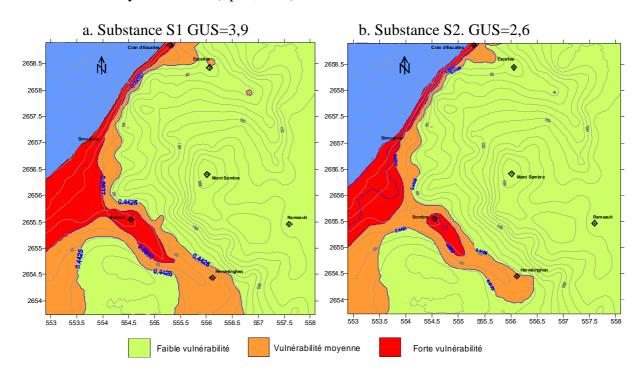
I.2.3.2 Répartition de l'indice DRASTIC modifié.

La combinaison de l'indice DRASTIC et du facteur Af donne une répartition géographique de la vulnérabilité à une molécule donnée (S_1 ou S_2). Force est de constater que le gain d'informations par rapport aux précédentes cartographies reste minime (carte N°IV.5).

L'accroissement de la durée de demi vie et un Koc moindre se traduisent par une augmentation de la surface vulnérable. L'indice DRASTIC modifié répond donc bien aux modifications des caractéristiques propres de l'agent étudié.

De plus, on remarque que ces zones correspondent de nouveau aux fonds de vallons ainsi qu'au massif dunaire de Wissant où la nappe affleure.

Tous les exutoires des bassins Ouest de la zone d'étude débouchent sur des surfaces de vulnérabilité moyenne à forte (Pp>0,4425).



<u>Carte IV.5</u>: Vulnérabilité du massif de Strouanne aux molécules S_1 (DT₅₀= 50 j et K_{oc} = 50 dm³.kg⁻¹) et S_2 (DT₅₀= 20 j et K_{oc} = 100 dm³.kg⁻¹). Indice DRASTIC modifié.

L'indice modifié atténue la vulnérabilité de la nappe par rapport à l'indice DRASTIC. En effet, 16 et 14% des points sont très vulnérables aux molécules S₁ et S₂. 29 et 25% de ces points présentent une vulnérabilité moyenne à très forte contre 72% avec l'indice DRASTIC.

Il n'y a pas de différence significative (α =0.05) entre l'indice moyen obtenu avec la substance S_1 (0,45 +/- 0,20) et celui de la substance S_2 (0,43 +/- 0,19). Ceci nous a anmené, dans le cadre de l'étude du secteur de Guînes, à modifier les caractéristiques des molécules afin d'accroître l'écart entre les GUS et se rapprocher de la réalité du terrain.

A partir de la base de donnée européenne FOOTPRINT PPDB, nous avons retenu deux herbicides :

- le prosulfuron ou S'₁ à faible K_{oc} et durée de vie moyenne ($K_{oc} = 23 \text{ dm}^3 \text{.kg}^{-1}, T_{1/2} = 16 \text{ jours et GUS} = 3,18$).
- un métabolite du glyphosate, l'AMPA ou S'₂ à fort Koc (8027 dm³.kg⁻¹) et durée de demi-vie moyenne (151 jours) pour un GUS de 0,21.

I.2.4 Bilan et discussion.

Le calcul de ces indices a mis en évidence la vulnérabilité de la nappe du Cénomanien au niveau de la vallée ouest du massif (ligne allant d'Hervelinghen à Strouanne) et du bassin versant situé en amont de la galerie captante.

Bien que très proches, les répartitions du facteur A_f et de l'indice DRASTIC apportent un éclairage nouveau sur le problème épineux de la délimitation des périmètres de protection. En effet, le facteur A_f tend à atténuer la vulnérabilité matérialisée par l'indice DRASTIC. Mais il amène également une réflexion quant à la mobilité potentielle en surface des composés indésirables dans l'eau.

D'importants phénomènes érosifs signalés dans ces secteurs par les agriculteurs et l'absence d'exutoire majeur indiquent la présence de zones d'infiltrations privilégiées, potentiellement corrélées avec les secteurs d'accumulations des sédiments et les parties diaclasiques du massif crétacé. D'autre part, il est intéressant de noter que, sur ce secteur, les fortes pluviométries se traduisent par des pics de nitrates, dépassant parfois la norme des 50 mg.L⁻¹ (hiver 2001) pour des cumuls de pluie sur 10 jours supérieurs à 100 mm CE.

Pour cela, notre étude prend en compte un autre volet du cycle rural de l'eau : les phénomènes d'érosion hydrique et de transferts de molécules connexes.

I.3 Le risque érosif.

Les phénomènes érosifs d'origine hydrique se développent lorsque le sol n'absorbe plus l'eau précipitée du fait de l'intensité de la pluie elle-même (ruissellement « Hortonien ») ou d'une saturation partielle ou totale du sol (ruissellement par saturation) [Le Bissonnais et *al.*, 2004]. L'infiltration en sols limoneux est élevée (30 à 50 mm/h) [Eimberck, 1989] mais passe très rapidement à des valeurs inférieures à 5 mm/h du fait de la formation de la croûte structurale [Boiffin, 1984] ou de compactage plus ou moins profond du terrain par le passage d'engins agricoles.

Ce ruissellement peut alors avoir lieu pour de faibles intensités pluviométriques (hauteurs totales inférieures à 10 mm). Eimberck (1989) précise qu'il reste non érosif tant que les pentes demeurent inférieures à un certain seuil, 3 à 5% pour les sols limoneux. Elle insiste également sur l'influence positive de la matrice organique sur la stabilité structurale pour des teneurs élevées de 3 à 4%.

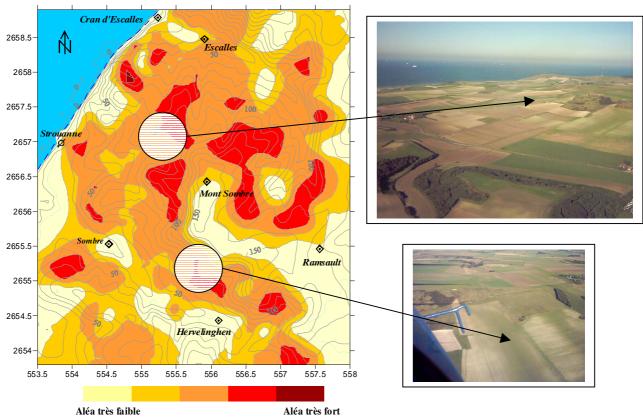
Le bassin de Strouanne se caractérise par de fortes pentes, une couverture majoritairement limoneuse et des épaisseurs de sol faibles sur les coteaux, ensemble de caractéristiques qui favorisent les phénomènes érosifs.

Nous avons donc spatialisé ces phénomènes selon deux approches complémentaires :

- une approche qualitative,
- une approche quantitative.

I.3.1 Approche qualitative :

Le modèle expert développé par Le Bissonnais et al. (2002) a été appliqué à chacun des points de la zone d'étude puis krigé sous Surfer (Carte N°IV.6).



<u>Carte N°IV.6: Cartographie de l'aléa érosif par le modèle expert. Bassin de Strouanne (Pas de Calais, France).</u>

Près de 69% des points étudiés ont un niveau d'aléa de moyen à très fort. Les terres arables constituées de limons et de lœss présentent une sensibilité accrue à l'érosion du fait de la topographie accentuée par endroits et des sols de faible épaisseur. Mais la présence de prairies et de zones naturelles atténue cet aléa.

Les plateaux, bien que battants et érodibles, restent peu sensibles à l'érosion car le relief est peu marqué et repose sur des formations argileuses à silex du Pléistocène. La conjugaison de terres exploitées, de lœss du pléistocène avec de fortes déclivités met en évidence les secteurs particulièrement sensibles aux pertes de sol : flanc sud-ouest et nord-est du Mont Sombre.

Qu'elle soit chronique ou aiguë, l'érosion hydrique qui affecte ce bassin reste géographiquement localisée et se traduit par un décapage superficiel de la couche arable, visible lors des reconnaissances aériennes (carte IV.6). Ces observations recoupent la carte des aléas obtenue par le modèle qualitatif de type expert. Sur le bassin de Guînes, le

référencement des dysfonctionnements érosifs sera comparé à la cartographique de ce risque (§ II.3).

A l'échelle du 1/25000ème, ce modèle a ainsi permis d'évaluer le risque érosif pour un pas de temps annuel et des intensités et hauteurs de précipitations moyennes (quintile Q3). Il peut être affiné et utilisé à l'échelle de la saison et ainsi prendre en compte les modifications de la couverture végétale, de l'activité agronomique et de la répartition de la pluviométrie annuelle. Le bassin montre une sensibilité à l'érosion dès le quintile Q3. Strouanne est donc rapidement soumis à l'aléa érosif : une pluviométrie moyenne sur un longue période ou intense sur une courte période s'accompagnera dans les secteurs délimités d'une perte de sol et de molécules connexes.

Etablie à partir de données facilement accessibles, cette analyse qualitative fournit une première approche de l'aléa érosif et peut être utilisée dans le cadre d'un programme de limitation des pertes en sols ou lors de projets d'aménagement de moyens de luttes contre l'aléa érosif à l'échelle 1/25000ème.

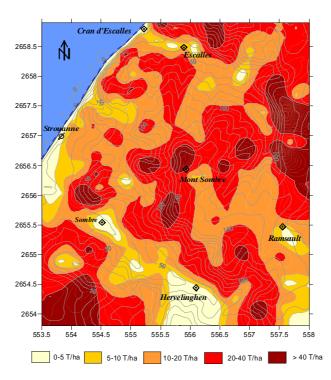
Nous avons également observé une corrélation linéaire significative entre les valeurs de cet aléa et les estimations quantitatives établies par la suite avec les modèles USLE et WEPP.

I.3.2. Approche quantitative :

I.3.2.1 USLE

Les pertes moyennes obtenues par l'équation universelle modifiée (carte N°IV.7) sont en moyenne de 18 t/ha/an. 76% des points géoréférencés présentent une sensibilité supérieure à 5 t/ha/an et représentent près de 98% de la masse totale des pertes.

La répartition des tonnages annuellement perdus est conforme à la typologie obtenue avec le modèle expert.



Carte N°IV.7 : Cartographie des pertes annuelles en sols, estimées à partir de l'équation universelle modifiée (USLE). Valeurs exprimées en tonnes par hectare.

Ces pertes sont principalement concentrées sur les flancs ouest du massif du Mont Sombre et les vallées de Folle Emprise et de Le Platon, en amont d'Escalles ainsi que sur le Flanc Sud du Grand Blanc Nez.

Les valeurs importantes observées aux extrémités Sud Ouest et Est de la zone d'étude sont à la limite du bassin et le krigeage réalisé sur ces secteurs s'appuie sur peu de données. Elles peuvent être le reflet d'un aléa élevé mais nécessiterait une campagne de mesures supplémentaires.

Bien que l'utilisation en Europe de l'équation USLE fasse l'objet de discussions, les valeurs obtenues restent corrélées avec WEPP (Graphique N°IV.2). Le coefficient de corrélation linéaire (0,623) est statistiquement significatif pour les 320 points de référence et correspond aux valeurs citées en bibliographie [Tiwari et al., 2000]. Cependant, les valeurs fournies par USLE restent significativement supérieures aux estimations de WEPP (α =0.05).

Pour l'étude du bassin de Guînes, nous n'avons pas utilisé l'USLE. L'estimation quantitative des pertes en sol a été réalisée à partir du Water Erosion Prediction Project (WEPP).

I.3.2.2 WEPP

Le bassin de Strouanne est principalement exploité par l'agriculture. Ses caractéristiques géomorphologiques limitent les itinéraires culturaux possibles. Nous avons donc modélisé (Chap.II) un itinéraire cultural de trois ans : Blé , Escourgeon, Colza. Ce motif a été appliqué dans le module agriculture. Il est basé sur l'interaction des processus climatiques, agronomiques et hydrologiques et prend en compte les variabilités spatio-temporelles. Les pertes en sol issues du USDA-WEPP (Water Erosion Prediction Project) sont en moyenne de 8 t/ha/an sur l'ensemble du bassin et font apparaître les principales zones sensibles (Carte N°IV.8). Les pertes indiquées sont ici les valeurs moyennes sur les trois années simulées.

41,6% de la zone d'étude présente un risque de pertes en sol supérieur à 5 t/ha/an et contribue à 89% de la perte totale (Tableau N°IV.2).

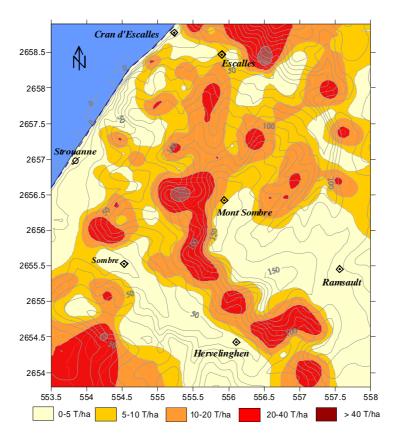
Classe d'érosion	% de la superficie
0-5 t/ha/an	58,4
5-10 t/ha/an	14,7
10-20 t/ha/an	12,5
20-40 t/ha/an	13,1
> 40 t/ha/an	1.3

<u>Tableau N°IV.2 : Classes d'érosion et répartition par superficie du bassin hydrogéologique de Strouanne.</u>

Cette érosion est localisée principalement en zone d'agriculture intensive. L'activité agricole simulée étant constante, les variations générées sont supposées minimes mais il est évident que des mesures conservatoires doivent être prises sur ces secteurs afin de limiter ces départs de sol.

WEPP a mis en évidence la vulnérabilité du flanc Sud Ouest du Mont Sombre dont les écoulements aboutissent dans la vallée d'Hervelinghen. Cette information a été recoupée avec l'analyse de la vulnérabilité de la nappe par la méthode DRASTIC modifiée. Ces transferts superficiels s'accumulent dans la vallée et montrent que les points d'épandage de telle ou telle

molécule ne sont pas obligatoirement les points d'infiltration. L'analyse des caractéristiques géomorphologiques du bassin de Strouanne indique une migration potentielle vers les fonds de vallons particulièrement sensibles aux phénomènes d'infiltration.



Carte N°IV.8 : Cartographie des pertes potentielles annuelles en sols estimées sur une rotation Colza/Blé/Escourgeon à l'aide du logiciel WEPP. Valeurs exprimées en tonnes par hectare.

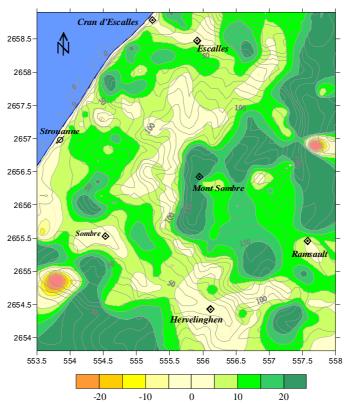
La cartographie obtenue est plus « optimiste » que le modèle USLE. Mais les zones sensibles restent les mêmes. Elle indique :

- une sensibilité accrue pour les versants, amplifiée par leur exposition au sud-ouest,
- des valeurs moins élevées dans les vallées et sur les replats sommitaux.

Ceci permet de visualiser les zones potentielles d'atterrissement des particules exportées par l'érosion hydrique. En effet, contrairement aux sommets, les concavités aval sont souvent des zones de dépôts et d'accumulation de sédiments et d'éléments connexes tels que les produits phytosanitaires, et non des zones d'érosion. Morschel et Fox (2004) suggèrent « des valeurs négatives de l'érosion » pour ces accumulations.

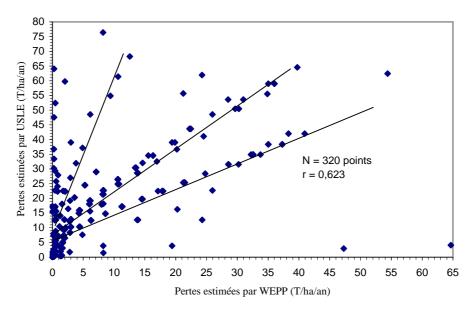
WEEP fournit des valeurs de pertes en sol inférieures à celles fournies par l'USLE. Mais les écarts mesurés présentent une répartition spatiale hétérogène (carte N°IV.8).

Pour comprendre ces différences, nous avons établi une régression linéaire (r=0,623) entre les mesures de WEPP et de l'USLE. L'hétérogénéité observée dans le nuage de points permet de distinguer trois sous populations (Graphique N°IV.2). Les écarts sont majoritairement liés à des formations du pléistocène supérieur et des colluvions limono-sableux. Mais ces différences n'ont pu être imputées à aucune variable aléatoire prédominante.



Carte N°IV.9 : Cartographie des écarts mesurés sur les pertes annuelles en sols estimées en T/ha entre le modèle USLE modifié et le logiciel WEPP.

Il s'agit ici d'une comparaison entre les résultats de deux modèles. Il serait délicat de tirer une conclusion quant à la réalité des pertes observées. Cela permet néanmoins d'obtenir une cartographie précise de la sensibilité des sols à l'aléa érosif en affinant la prise en compte des paramètres agronomiques propres à ce bassin.



<u>Graphique N°IV.2</u>: <u>Corrélation entre les pertes estimées par la formule USLE modifiée et les valeurs obtenues avec le programme WEPP.</u>

I.4 Synthèse.

L'érosion hydrique des sols représente un risque majeur pour les espaces agricoles du bassin de Strouanne (perte de la valeur agronomique et foncière) mais également pour les ressources en eau sous jacentes (nappe du Cénomanien). Dans le cadre d'une approche annuelle, l'utilisation du modèle de type système expert a permis d'établir un premier état des lieux de la sensibilité du bassin de Strouanne et pourra être extrapolée à d'autres bassins hydrologiques de la région. Cet outil de gestion de la protection des sols et de l'environnement est simple d'utilisation et permet à partir d'un nombre limité d'informations d'établir à l'aide d'un SIG la répartition spatiale du risque érosif et d'anticiper les évolutions et répercussions possibles de mesures conservatoires à l'échelle de petits bassins versants (quelques centaines ou milliers d'hectares).

La quantification de l'érosion hydrique à partir de l'USLE (18 t/ha/an) diffère significativement de celle observée à l'aide du logiciel WEPP (8 t/ha/an en moyenne). Ces valeurs moyennes cachent l'hétérogénéité de la répartition spatiale de ces pertes qui sont très localisées géographiquement. Elles ne prennent pas en compte les zones d'accumulation où ces pertes deviennent négatives. L'infiltration peut alors reprendre le dessus sur le ruissellement et les éléments connexes apportés tels que les produits de traitement peuvent alors s'accumuler puis migrer vers d'autres compartiments (zones saturées ou non) en fonction de caractéristiques intrinsèques du massif.

En l'absence d'exutoires superficiels majeurs, nous nous sommes intéressés aux risques d'infiltrations localisées, en recoupant cet aléa érosif avec la carte de vulnérabilité de la nappe du cénomanien à l'aide de l'indice DRASTIC modifié. La superposition de ces cartes avec la typologie de la vulnérabilité de la nappe du cénomanien met en évidence le risque lié à l'érosion hydrique des sols sur les ressources en eaux souterraines. La vallée sèche d'Hervelinghen à Strouanne ainsi que le bassin versant situé en amont de la galerie captante sont des zones d'accumulation et d'infiltration privilégiées entourées de coteaux crayeux particulièrement sensibles à l'aléa érosif (photographie N°IV.1).



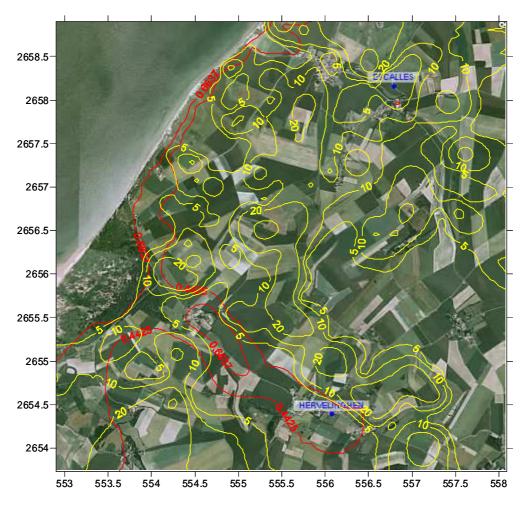
Photographie N°IV.1 : Exemple de labours dans le sens de la pente avec présence d'éléments calcaires grossiers témoins de la faible épaisseur du sol. [Amont de Strouanne, été 2007.]

Sur la zone d'étude, les agriculteurs n'ont pratiquement pas recours aux pratiques culturales anti-érosives. Les cultures sont principalement céréalières et les labours se font généralement dans le sens de la pente.

Des pratiques anti-érosives telles que la cultures en pentes transversales, en courbes de niveau, la mise en place de diguettes, de bandes enherbées, de voies d'eau engazonnées, le maintien d'un couvert végétal... devraient permettre, quand cela est possible, de limiter ces phénomènes. Quelques aménagements existent sur le bassin hydrologique de Strouanne et les travaux engagés par le parc naturel régional (PNR des Caps et marais d'Opale) devraient les généraliser dans les années à venir.

Ce travail montre l'importance de la prise en compte des paramètres géomorphologiques et pédologiques dans l'élaboration d'une stratégie de protection des nappes d'eau souterraine, notamment en ce qui concerne le positionnement des flux polluants dans les modèles mathématiques de simulation, outil d'aide à la décision en matière de gestion optimisée des nappes.

La carte IV.10 regroupe les informations liées aux pertes de sol selon WEPP et à la vulnérabilité de la nappe selon l'indice DRASTIC modifié pour la substance S₂. Les données sont superposées aux photographies aériennes du logiciel Photoexplorer (IGN).



Carte N°IV.10 : Répartition des pertes en sol (WEPP en jaune) et Vulnérabilité de la nappe du cénomanien (DRASTIC modifié S₂ en rouge). Bassin de Strouanne (IGN ©).

Il ressort de cette étude que :

- la galerie captante de Strouanne présente des vulnérabilités intrinsèque et extrinsèque très élevées (particulièrement pour des molécules à forts GUS),
- elle répond rapidement aux précipitations et écoulements de surface mais n'est pas une zone d'atterrissement et d'accumulation. Elle n'est donc pas directement affectée par les phénomènes érosifs
- la vallée d'Hervelinghen est également très vulnérable et constitue une zone majeure d'atterrissement et d'infiltration. L'implantation d'un forage devra prendre en compte ces migrations superficielles provenant également des flancs Sud du massif.

Après cette première phase, la méthodologie a été appliquée dans le cadre d'une étude pluridisciplinaire sur le massif crétacé alimentant les champs captants de Guînes (Pas de Calais, France) en collaboration avec Eaux et Force et le bureau d'étude SAFEGE.

II Les collines guînoises.

La nappe exploitée par les champs captants de Guînes provient du massif crayeux sénoturonien des collines guînoises. Il s'agit d'un aquifère très productif et de bonne qualité. Cependant il présente une vulnérabilité à la pression anthropique (agriculture et assainissement principalement).

Comme nous l'avons vu précédemment (Chap.III), la zone d'étude a une dominante agricole et exploite des sols majoritairement limoneux et de faible épaisseur sur les coteaux mais épais dans les fonds de vallons. De nombreux phénomènes érosifs ont été relevés sur les bassins étudiés et présentent un risque pour les forages situés à l'aval des principales vallées sèches. Nous reprendrons ici une démarche similaire à celle appliquée sur le bassin de Strouanne.

II.1. Le ruissellement.

Les écoulements de surface dans le secteur de Guînes ont fait l'objet de nombreuses études lors des aménagements de la voie TGV Nord, de la pénétrante de Guînes,... [Conseil Général, DDE, V2R ...]. Leur objectif principal est le dimensionnement et la mise en place de moyens de lutte contre le ruissellement et les inondations (bassins de rétention, bassins d'infiltration...).

Notre travail vise ici à la protection des champs captant. Dans ce contexte, nous avons donc délimité cinq bassins versants dont les exutoires correspondent aux cônes de rabattement des forages F6 à F12 [Figure N°IV.1].

L'agriculture intensive représente la principale activité. Elle exploite plus de 85% de la surface des bassins BV $N^{\circ}1$ à 3, et respectivement 64 et 51% des bassins 4 et 5, couverts en partie par la forêt domaniale.

Hormis leur surface, les bassins versants 1, 2 et 3 présentent des caractéristiques géomorphologiques, agronomiques et pédo-géologiques très proches (Chap.III).

Par contre du fait de la présence de la forêt domaniale de Guînes, les bassins 4 et 5 diffèrent. Cette dernière assure une excellente protection et limite les phénomènes de concentration des flux vers l'aval. On note également que tous ces vallons sont coupés par la voie TGV Nord/Eurostar.

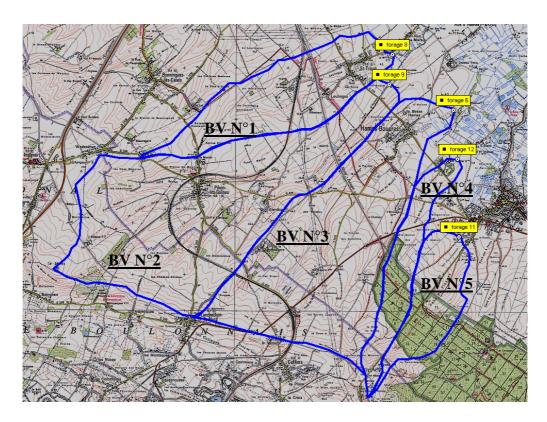


Figure N°IV.1 : Lignes de partage des eaux des bassins versants des exutoires F 6, 8, 9, 11 et 12. [Extrait de Cartoexplorer, IGN 1/25000 62 ouest].

Les lignes de concentration (Lc) ont des pentes comprises entre 0 dans la partie basse (zone des forages) et 5% en amont [Tableau N°IV.3]. La pente moyenne de ces lignes de concentration est de 2,2 % (moyenne pondérée par la surface). Elle est inférieure à celle observée sur le bassin de Strouanne. Par contre, ces longueurs de cheminement sont plus longues (5,64 km +/- 1,39 km).

Réf.	BV	Surface	Pente	Lc	Or.	Cr_g	Tc	Q rat.	Q Soc.	Q an.
unité	-	ha	%	km	°/N	-	min.	L.s ⁻¹ .ha ⁻¹	L.s ⁻¹ .ha ⁻¹	L.s ⁻¹ .ha ⁻¹
1	St Tricat	477	1.8	5.4	67°	0.49	188	15.12	5.28	6.79
2	Pihen	1263	1.9	7.9	61°	0.49	277	10.77	3.39	4.85
3	Hames	1077	2.2	6.2	18°	0.49	164	16.76	3.39	7.54
4	La Walle	223	3	5.1	20°	0.49	174	15.96	8.3	7.17
5	Guînes	239	3.8	3.6	29°	0.44	102	22.26	6.95	10
Moy.		656	2.2	5.6	-	0.49	181	14.56	4.26	6.55

Lc: longueur de concentration, Cr g: coefficient de ruissellement global, Tc: temps de concentration, Or: orientation moyenne de l'écoulement.

Les valeurs moyennes des pentes, coefficients de ruissellement et débits sont pondérées par les surfaces.

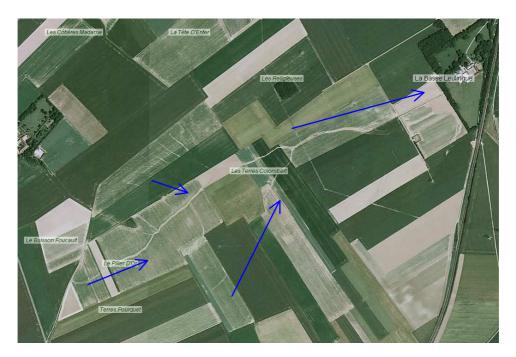
<u>Tableau N°IV.3 : Caractéristiques intrinsèques des cinq sous bassins versants du massif crétacé des collines guînoises et débits estimés par les méthodes rationnelle (Q rat) et Socose (Q soc) exprimés en L.s⁻¹.ha⁻¹.</u>

Ces lignes correspondent également à des zones d'accumulation des particules érodées avec parfois de fortes épaisseurs de limons reposant sur de la craie diaclasique [Figure IV.2]. Des études antérieures ont mis en exergue les phénomènes de comblement rapide des bassins de rétention et d'infiltration du fait de phénomènes érosifs importants en amont [V2R, 2005].

Les temps de concentration mesurés sont compris entre 102 minutes (BV N°5) et 277 minutes. Les pluies décennales qui en découlent sont comprises entre 7 et 19 mm.h⁻¹ (loi monôme et hyperbolique). Ces valeurs sont faibles à moyennes mais génèrent des débits très élevés en fond de bassin par la méthode rationnelle du fait de la surface des bassins et du coefficient de ruissellement moyen.

Peu de mesures anti-érosives « naturelles » ont été appliquées comme nous pouvons le voir sur la photographie IV.2 [Extrait de Photoexplorer, milieu du BV N°1]. Seules les prairies et haies de la Basse Leulingue limitent, dans cet exemple, la coulée boueuse en créant une zone d'atterrissement en amont de la voie SNCF.

L'absence de haies sur la majeure partie des cultures favorise les phénomènes de ruissellement et diminue le coefficient de rugosité global, favorisant ainsi un accroissement de l'énergie cinétique et une augmentation des débits décennaux. Les effets dévastateurs de la crue d'août 2006 sur Hames Boucres ont été limités en partie par la présence de haies en amont du village (B. Fouquenelle, Com. Pers.).



Photographie IV.2 : Ecoulements et transferts de sédiments en amont de Saint Tricat [Extrait de Photoexplorer, IGN].

La détermination des débits décennaux a permis de délimiter les lignes de concentration majeures de ces cinq bassins et ainsi de les corréler avec les observations de terrain et les cartographies du risque érosif. Ces travaux ont été menés en relation avec Mr Frédéric Velut de Eaux et Force [Velut F., 2008, à paraître].

En conclusion, on peut retenir que les écoulements affectant le massif turonien présentent deux direction majeures d'écoulement : Nord Nord Est (20°) et Est Nord Est (60°). Ils aboutissent dans le secteur des marais de Guînes (zone de captage) où les altitudes sont quasi nulles. Sédiments et molécules connexes peuvent alors s'accumuler. Des altérations ont été déjà observées sur le forage F12 avec des risques de submersion de la tête de forage [M. Medine, com. pers.]

Les pentes relevées pour les 460 points géoréférencés sont significativement (α =0,01) inférieures et plus homogènes que celles relevées sur Strouanne (4,21 +/- 2,41%). Par contre les lignes de concentration sont plus longues. Il en résulte que le risque de coulées boueuses et d'inondations est important à la fois pour de courtes pluviométries intenses mais également pour des épisodes plus longs (plus de 180 minutes) et d'intensité moyenne (supérieure à 10 mm.h⁻¹). Ces bassins sont donc sensibles aux phénomènes orageux (observations en août 2006 et juillet 2008) ainsi qu'aux épisodes pluvieux à fort cumul dans le temps (novembre 2000, Graphique N°II.1).

Si la durée de cette pluie dépasse le temps de concentration, l'ensemble du bassin se met en charge et génère des débits maximaux estimés ici par les méthodes rationnelle et Socose.

De nouveau, les débits générés par la méthode Socose sont inférieurs à ceux de la méthode rationnelle. Une étude complémentaire est en cours et des essais de jaugeage ont été réalisés sur la partie amont du bassin de Guînes [Velut F., à paraître].

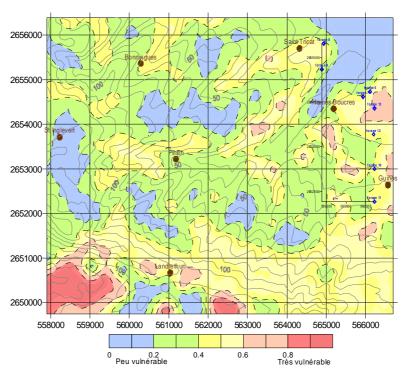
II.2 La vulnérabilité de l'aquifère du Turonien.

Les champs captants guînois (forages F1 à F12) alimentent en eau le Calaisis. L'aquifère exploité est constitué de craie turonienne, le cénomanien n'affleurant que dans la partie Sud ouest de la zone d'étude (Chapitre III). La partie Nord passe en régime captif sous les argiles et devient artésienne. Cette couverture imperméable limite la vulnérabilité de la nappe malgré la faible épaisseur de la zone non saturée.

II.2.1 Le modèle GOD [Foster, 1987].

La piézométrie [Carte N°III.3] indique un écoulement de la nappe de direction Sud ouest / Nord est vers la plaine des flandres. Ce dernier est conforme et suit la topographie.

L'indice GOD du bassin est de 0,38 (σ =0,21), ce qui traduit une vulnérabilité de la nappe séno-turonienne moyenne mais hétérogène [Carte N°IV.11].



Carte N°IV.11 : Vulnérabilité de la nappe séno-turonienne alimentant les champs captant de Guînes selon la méthode GOD [Pas de Calais, France].

Les valeurs observées au sud ouest de Landrethun le Nord ne concernent plus le bassin de Guînes mais le massif de Ferques. Ces points sont placés au delà des lignes de partage des eaux souterraines et superficielles.

Les couvertures argileuses du marais et le passage en régime captif compensent la diminution de l'épaisseur de la zone non saturée au Nord Est du bassin. L'indice de vulnérabilité reste moyen sur la majeure partie du bassin en dehors de quelques zones :

- Saint Tricat.
- l'Est d'Hames Boucres,
- Guînes.

La discrétisation de la vulnérabilité sur ce bassin n'apporte guère d'informations. On note cependant la présence des forages F6, F7, F8, F9, F10 et F12 (Annexe 7 et 9) dans des zones vulnérables selon cet indice et conformément à l'établissement des périmètres de protection [DUP, 2005].

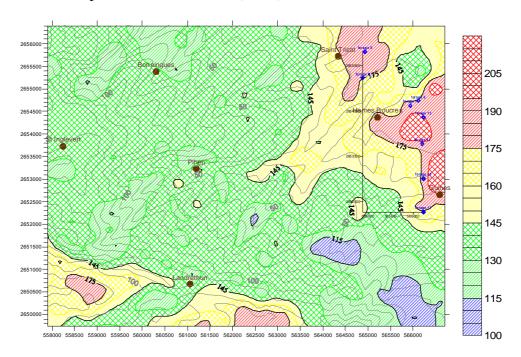
La craie du sénonien et du turonien supérieur n'est pas surexploitée et fournit une eau de très bonne qualité. Pour compléter l'étude de la vulnérabilité potentielle de cette nappe, la méthode DRASTIC a également été appliquée.

II.2.2. Le modèle DRASTIC.

L'indice DRASTIC (Carte N°IV.12) a été calculé pour chacun des 460 points géoréférencés. Il est compris entre 115 et 223 avec une valeur moyenne de 153,5 (σ =19,1). Les valeurs enregistrées sont identiques à celles du bassin de Strouanne malgré un écart type inférieur (les deux populations ont même moyenne pour α =0,05).

59,8 % de la surface présente une vulnérabilité élevée et 13,7 % une vulnérabilité très élevée mais localisée à l'aval du bassin hydrogéologique selon l'indice DRASTIC.

En dehors du secteur sud de Landrethun, la nappe reste très vulnérable au Nord Est de la zone du fait de la faible épaisseur de la zone non saturée et de la présence de sables du Landénien (conductivités élevées). Ces secteurs sensibles correspondent également aux exutoires des cinq bassins versants précédemment étudiés (§ II.1).



<u>Carte N°IV.12</u>: <u>Topographie et vulnérabilité de la nappe séno-turonienne du massif des collines guînoises selon l'indice DRASTIC (Pas de Calais, France).</u>

On note également que la présence de couches argileuses et de la forêt domaniale de Guînes à l'Est assurent une bonne protection de la nappe.

La vulnérabilité prend ses « sources » à la confluence du Fond Cossart et du Fond des bateaux en amont de Hames Boucres en s'accroissant et s'élargissant en direction de l'Est et du Nord Est.

La plupart des forages d'exploitation sont implantés dans cette zone très productive. Ils font l'objet de périmètres de protection [Annexe 7].

L'aménagement de bassins de rétention et d'infiltration dans le cadre du programme de maîtrise des eaux pluviales, de ruissellement et de défense contre les inondations soulève une nouvelle problématique. En effet, certains ouvrages réalisés dans la craie sont placés en amont des forages, en zone de très forte vulnérabilité.

Se pose alors la question d'une éventuelle accélération de la migration de substances indésirables à ce niveau. Gageons que l'accumulation de limons limite ces transferts vers la nappe qui est libre. Nous reviendrons sur cet aspect dans le cadre de l'étude des phénomènes érosifs qui affectent les collines guînoises, mais il faut noter que la craie du sénonien et du turonien supérieur est très perméable en ces endroits [Figure IV.1].

De nouveau, l'indice DRASTIC permet une bonne discrétisation de la vulnérabilité intrinsèque de la nappe Turonienne et respecte la logique de la topographie. Cependant il apparaît que le nombre de points géoréférencés est insuffisant pour que le krigeage intègre l'effet vallée au 1/25000ème. Une nouvelle campagne d'acquisition de données avec une diminution du maillage permettrait d'affiner cette première approche.

Afin d'intégrer les caractéristiques de produits phytosanitaires employés sur ce bassin, cet indice a été modifié et recalculé en prenant en compte les remarques liées à son utilisation sur le bassin de Strouanne.

II.2.3 : Répartition de l'indice DRASTIC modifié.

Nous avons vu précédemment que les caractéristiques des substances S_1 et S_2 donnaient des GUS trop proches pour distinguer les impacts de ces produits sur la vulnérabilité de la nappe. Les caractéristiques des molécules S_1 et S_2 ont donc été modifiées et identifiées à deux molécules aux comportements différents :

- le Prosulfuron ou S_1 (un herbicide) : $DT_{50}=16$ jours et $K_{oc}=23$ L.kg⁻¹,
- l'AMPA ou S₂ (métabolite du Glyphosate) DT₅₀= 151 jours et K_{oc}=8027 L.kg⁻¹.

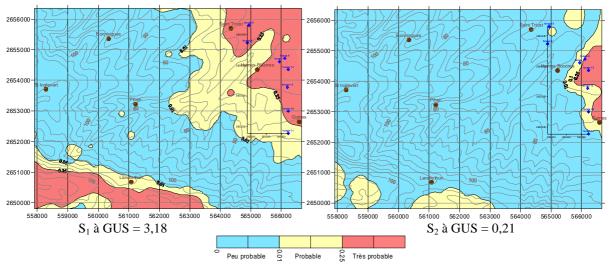
Les répartitions spatiales du facteur A_f et de l'indice DRASTIC modifié ont été établies pour ces molécules S_1 (GUS=3,18) et S_2 (GUS=0,21).

II.2.3.1 : Répartition du facteur Af.

Dans un premier temps, le facteur d'atténuation Af est déterminé à partir des caractéristiques des 460 points géoréférencés du bassin de Guînes puis krigé à l'aide du SIG [Carte N°IV.13]. 35,4% de la surface du bassin présente une probabilité de contamination de la nappe moyenne à forte par la substance S_1 contre 6,3% pour la substance S_2 .

La contamination de la nappe par la substance S_2 est peu probable (A_f moyen = 0,01). Par contre, elle est probable pour la substance S_1 (A_f moyen = 0,12).

Pour des molécules à fort GUS, le facteur A_f fournit une répartition de la vulnérabilité potentielle de la nappe très proche de celle obtenue grâce à l'indice DRASTIC. Mais pour de faibles GUS, l'indice DRASTIC surestime la vulnérabilité de la nappe vis à vis du composé étudié. Ce dernier migre donc difficilement vers la nappe. Ce résultats fait ressortir la nécessité de prendre en compte les caractéristiques intrinsèques de la molécule lors de l'établissement de la vulnérabilité potentielle d'une nappe telle que celle des collines guînoises.



Carte IV.13 : Répartitions géographiques du facteur d'atténuation A_f sur le massif des collines guînoises pour deux molécules phytosanitaires.

En dehors du forage F11, les captages d'eau potable sont placés dans des zones à forte probabilité de présence du produit S_1

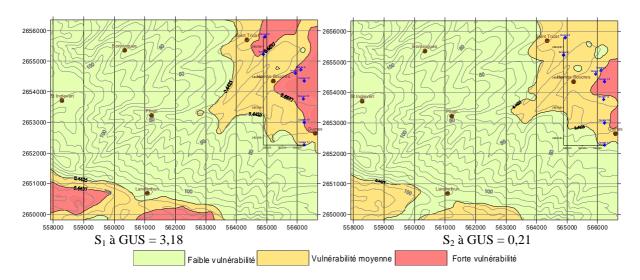
Par contre, seul le F13 (en arrêt actuellement) est très vulnérable pour la substance S_2 . Le facteur Af répond et reste donc sensible aux caractéristiques du produit. On note de nouveau que les potentialités de contamination de la nappe restent très localisées et sont fonction du K_{oc} et du DT_{50} .

II.2.3.2 : Répartition de l'indice DRASTIC modifié.

L'indice DRASTIC combiné au facteur Af permet de passer d'une probabilité de contamination à une vulnérabilité vis à vis d'un composé donné (Carte N°IV.14). L'indice moyen indique une faible vulnérabilité aux substances S₁ et S₂, respectivement 0,43

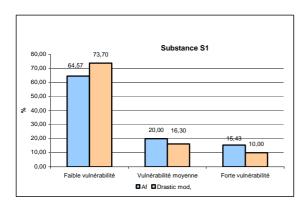
+/- 0,13 et 0,40 +/- 0,08. On ne peut cependant conclure à une égalité des moyennes (α =0,05).

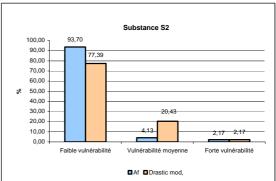
26,3% (S₁) et 22,6% (S₂) des points étudiés sont localisés dans les zones de vulnérabilité moyenne à forte. Ils correspondent aux exutoires des cinq bassins versants et on y retrouve également les principaux forages exploitant la nappe libre. La différence entre les composés est moindre si on la compare au facteur d'atténuation qui est, a priori, ici plus sensible.



Carte IV.14: Répartition géographique de l'indice DRASTIC modifié par le facteur d'atténuation A_f sur le massif des collines guînoises pour deux molécules phytosanitaires.

Nous avons donc comparé les classements des points obtenus en zone plus ou moins vulnérables en fonction des deux valeurs A_f et Drastic modifié pour les deux substances (Graphique N°IV.3).





Graphique N°IV.3: Pourcentage de la surface du bassin de Guînes exposée à une vulnérabilité donnée aux substances S_1 et S_2 à partir de l'indice Drastic modifié ou du facteur d'atténuation A_f .

Dans le cas d'une molécule à fort GUS, il n'y a pas de différence significative entre les deux indices. Par contre, pour une molécule à faible GUS, l'indice DRASTIC modifié semble plus « pessimiste » pour des vulnérabilités moyennes.

Comparé au facteur A_f, l'emploi de l'indice DRASTIC modifié n'apporte guère d'informations supplémentaires sur la vulnérabilité de la nappe du Turonien. Mais ces cartographies nous permettent d'aborder la zone d'étude avec un regard nouveau.

En effet, l'absence de certaines molécules dans les analyses d'eau des forages, alors qu'elles étaient employées en surface, soulève le problème des seuils et capacités de détection du laboratoire retenu. Une autre hypothèse peut être posée : un retard de migration accru voire un maintien en surface de ces composés du fait de leurs caractéristiques intrinsèques.

A ce titre, la campagne de recherche de produits phytosanitaires lancée en 2008 sur les forages n'a pas permis de détecter la présence des composés suivants :

- Glyphosate et AMPA (Aminométhyl Phosphonic Acid),
- Isoproturon et Diuron,
- Metamitrone.

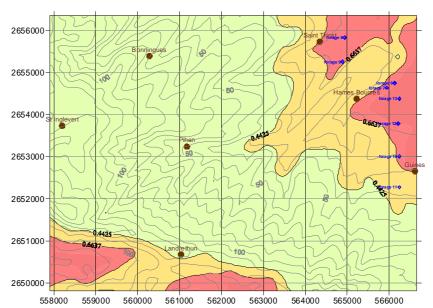
Par contre, des traces d'atrazine et de désethylatrazine ou DEA $(0.02~\mu g.L^{-1})$ et $0.06~\mu g.L^{-1}$) ont été relevées sur certains piézomètres.

Bien qu'interdite d'utilisation en France, l'atrazine persiste dans les analyses. A la demande de Eaux et Force, le modèle DRASTIC modifié a été appliqué sur le bassin de Guînes pour l'atrazine et la DEA. Les valeurs retenues de la DT_{50} et du K_{oc} sont extraites de la base de données Footprint [Tableau N°IV.4].

	Atrazine	DEA
DT ₅₀	75	45
Koc	100	72
GUS	3,75	3,54

<u>Tableau IV.4</u>: Caractéristiques de l'atrazine et de la DEA retenues pour le paramétrage du DRASTIC modifié [Footprint et Maison, 2000].

Ces deux molécules présentent des caractéristiques très proches. Peu de différences sont observées au niveau de la répartition de la vulnérabilité de la nappe du Turonien. On note cependant que les forages dans la nappe libre (F6 à F13) sont situés en zones de forte vulnérabilité (Carte N°IV.15).



<u>Carte N°IV.15</u>: Répartition de l'indice DRASTIC modifié par le facteur A_f sur le massif des collines guînoises pour l'Atrazine.

L'absence du glyphosate et de l'AMPA dans les analyses peut s'expliquer respectivement par la faible durée de demi-vie du premier et le fort K_{oc} du second. Cette observation est corroborée par la carte DRASTIC modifié pour l'AMPA.

La recherche des produits phytosanitaires dans les eaux de ruissellement [Velut F., 2008] n'a pas décelé de substances indésirables. Il faut cependant noter que les seuils de détection du laboratoire pour ces molécules étaient de 2 µg.L⁻¹. Il est donc impossible de statuer sur la présence ou non de ces molécules dans les eaux de ruissellement.

II.2.4. Analyse et discussion.

L'utilisation des différents indices montre une répartition hétérogène de la vulnérabilité de la nappe à une pollution. Le bassin hydrogéologique de Guînes présente sur la majeure partie de sa surface une faible vulnérabilité liée à l'épaisseur de la zone non saturée et la présence de recouvrements imperméables.

Mais il présente également des parties très vulnérables au Nord Est, dans la zone des captages. Qu'il soit adsorbé à la matière organique et aux matières en suspension, ou solubilisé dans la phase aqueuse, une part du produit phytosanitaire s'accumule en fond de vallons. Le facteur Af nous a permis de délimiter les zones potentiellement sensibles, en fonction des caractéristiques intrinsèques du composé étudié.

Les différences relevées au niveau du massif de Guînes ont mis en évidence l'influence du K_{oc} et de la durée de demi-vie sur la vulnérabilité de la nappe du Turonien. Le maintien en surface de composés indésirables, adsorbés sur la matière organique, limite la vulnérabilité de la nappe. Conjugué à l'érosion, il va se traduire par des transferts et accumulations dans les zones d'atterrissement. Nous avons donc étudié la sensibilité du bassin aux phénomènes érosifs et recoupé ces informations avec la vulnérabilité de la nappe.

II.3 Le risque érosif sur les collines guînoises.

Comme nous l'avons précisé dans le troisième chapitre, les collines guînoises sont très sensibles aux phénomènes de ruissellement et de coulées boueuses (observations de terrain et historiques). A l'inverse de Strouanne, il existe des enjeux autres qu'agronomiques. Des villages sont implantés aux exutoires des sous bassins décrits précédemment. D'autre part, on relève également la présence des principaux forages en eau potable de la ville de Calais.

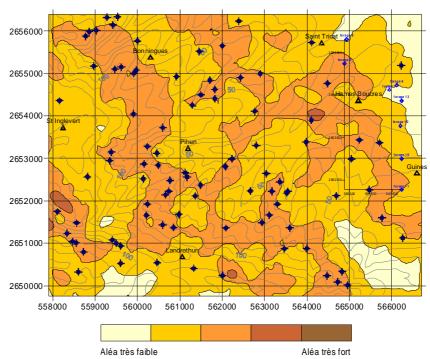
II.3.1 Approche qualitative.

Dans un premier temps, nous avons appliqué le modèle expert à chacun des points du bassin de Guînes pour un quintile pluviométrique Q3 [Carte N°IV.16].

Du fait de la présence de pentes plus faibles par rapport à Strouanne, la cartographie obtenue présente un aléa faible à moyen (1,77 +/- 0,58). Il permet d'identifier quelques zones particulièrement sensibles mais très localisées.

Pour valider cette cartographie, nous avons relevé à partir de photographies aériennes et d'observations de terrain un ensemble d'altérations pédologiques et hydrauliques. Chacune a été géoréférencée et cartographiée. Le calque obtenu est ensuite superposée à la cartographie de l'aléa érosif.

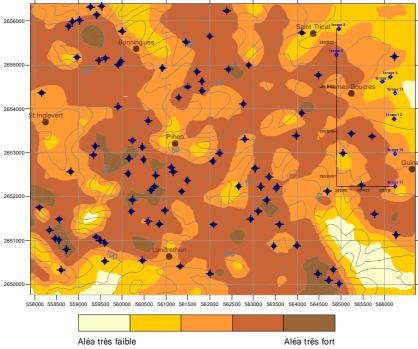
Parmi ces 93 points réels, 69 % des phénomènes érosifs enregistrés sont situés en zone d'aléa moyen. 55% des observations localisées en zone de faible aléa correspondent à des traces d'érosion en thalweg et donc à des zones de concentrations des ruissellements en fond de thalwegs.



<u>Carte N°IV.16</u>: Aléa érosif par le modèle expert pour le quintile Q3. Bassin de Guînes. Points rouges : zones d'érosion répertoriées par photographies aériennes ou relevés de terrain.

L'érosion est alors liée à la topographie et non aux caractéristiques intrinsèques du sol. On note également sur les photographies aériennes des cônes d'accumulation des sédiments sur certains fonds ou vallées sèches. Nous verrons par la suite que ces zones correspondent également à des fracturations plus prononcées de la craie.

Nous avons également cherché à mieux discrétiser l'aléa érosif dû à une pluviométrie plus intense ou un épisode orageux. Pour cela, une nouvelle base de données a été créée avec le quintile pluviométrique Q5 (Carte IV.17).



<u>Carte N°IV.17 : Cartographie de l'aléa érosif par le modèle expert pour le quintile Q5. Bassin de Guînes (Pas de Calais, France)</u>

Sur ce type de bassin, de faibles pluviométries (temps ou intensité) n'entraînent pas de risque érosif majeur. Par contre, lors d'épisodes longs ou intenses (quintile Q5), la mise en charge du bassin s'accompagne d'un accroissement de ce risque. L'indice de l'aléa augmente (2,87 +/-1,06) et devient significativement supérieur à l'aléa Q3. On note également que 77% des altérations observées sont situées en zone d'aléa fort à très fort.

Seuls 5,4% des points sont localisés en zone de faible aléa. On peut donc affirmer que cet indicateur reflète de manière significative l'aléa érosif.

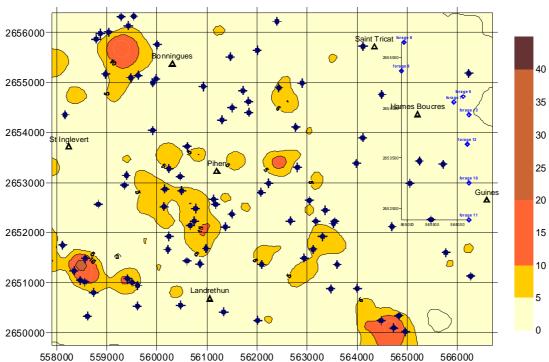
Pour ce quintile, cet aléa érosif est élevé et affecte la quasi totalité de la partie amont du bassin d'alimentation des forages.

II.3.2 Approche quantitative.

Dans le cadre de l'approche quantitative, nous n'avons pas réutilisé l'équation USLE. L'étude des pertes en sols a été réalisée uniquement avec WEPP. Nous avons appliqué le même modèle climatologique que Strouanne ainsi que le même itinéraire cultural (Colza, Blé et Escourgeon). La présence de prairies exploitées, de zones naturelles et de forêts et bois ont également été paramétrés sous WEPP. L'établissement des historiques parcellaires permettra de diversifier et d'affiner ces itinéraires culturaux pour chaque parcelle agricole [F. Velut, travaux en cours].

En effet, les caractéristiques géomorphologiques du bassin de Guînes autorisent une plus grande diversité de cultures que Strouanne (pommes de terre, betterave, maïs,...). L'itinéraire retenu ici n'est pas obligatoirement représentatif du point étudié mais permet de cartographier une sensibilité potentielle à l'érosion.

Les pertes en sol sur ce bassin sont significativement plus faibles que celles observées sur Strouanne [Carte IV.18]. La perte moyenne est de 2,73 t.ha⁻¹.an⁻¹ (σ =3,03 t.ha⁻¹.an⁻¹) et 12,8% des points testés ont une valeur supérieure à 5 t.ha⁻¹.an⁻¹.



<u>Carte N°IV.18 : Cartographie des pertes annuelles en sols estimées à l'aide du logiciel WEPP.</u>
Bassin de Guînes (Pas de Calais, France). Pas de 5 t.ha⁻¹.an⁻¹

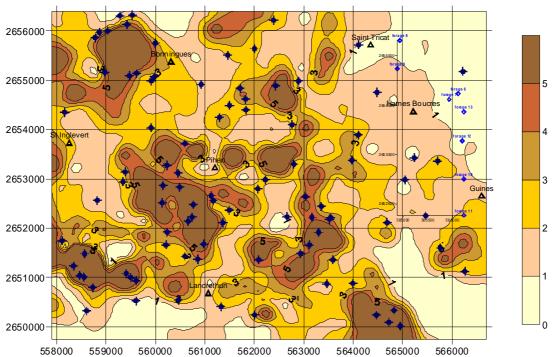
L'application d'une échelle avec un pas de 5 tonnes met en évidence ces quelques zones très sensibles. Il s'agit de points exploités par l'agriculture présentant de fortes pentes et/ou des sols très sensibles à la battance.

On note également que les points d'observation ne sont pas corrélés avec la cartographie des pertes de sol pour une échelle au pas de 5 t.ha⁻¹.an⁻¹. Seuls 27% des points se situent dans des zones où les pertes sont estimées supérieures à 5 tonnes par hectare et par an.

Cela peut s'expliquer par l'absence de relevés de terrain sur certains secteurs tels que l'ouest de Bonnigues les Calais.

A long terme, une perte est préjudiciable à la pérennité d'un sol lorsqu'elle dépasse une tonne par hectare et par an [Van der Knijff et al., 2000].

La répartition quantitative de l'érosion a été affinée en modifiant l'échelle de valeurs avec un pas de pertes de 1 t.ha⁻¹.an⁻¹ jusqu' à 5 t.ha⁻¹.an⁻¹ [Carte N°IV.19].



<u>Carte N°IV.19</u>: <u>Cartographie des pertes annuelles en sols estimées à l'aide du logiciel WEPP.</u> Bassin de Guînes (Pas de Calais, France). Pas de 1 t.ha⁻¹.an⁻¹

On observe alors que la quasi totalité des phénomènes érosifs relevés (95,6%) correspondent à des zones où les pertes en sol selon WEPP sont supérieures à une tonne par hectare et par an, valeur préjudiciable d'un point de vue agronomique.

Lors d'épisodes pluvieux intenses, le ruissellement s'accompagne de pertes en sol importantes mais localisées [Photographies N°IV.3]. Ces dernières illustrent le départ de la couche superficielle riche en matières organiques et produits connexes vers l'aval (Fonds). Lors d'un orage en 2006, ces parcelles ont été décapées jusqu'à la semelle de labour, emportant également la culture en place.

La perte pour l'agriculteur est alors double :

- perte de la valeur foncière et agronomique de la parcelle,
- perte de productivité et de rendement.

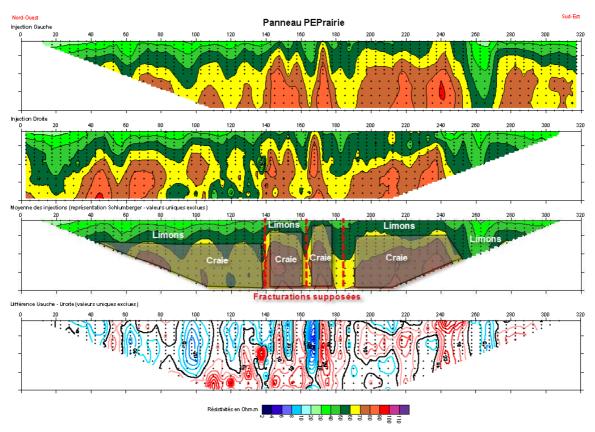
Malheureusement, ces aspects échappent souvent à l'exploitant qui ne voit là qu'un phénomène naturel.



<u>Photographies IV.3</u>: <u>Phénomènes d'érosion hydrique observés à l'aval du Fond de Caffiers en août 2006 suite à un orage. Zone de pertes supérieures à 3 t.ha⁻¹.an⁻¹.</u>

Les zones d'atterrissements sont alors éloignées des surfaces érodées. Elles sont particulièrement visibles lors des reconnaissances aériennes (photographie IV.2, P.100) et ne sont que très rarement reprises lors de la mise en culture suivante.

Une étude géophysique a été réalisée par SAFEGE en 2008 sur les fonds en amont des forages F9 et F12 (Annexe 8). Les profils (panneaux électriques par méthode électromagnétique EM31) obtenus sur ces fonds de vallée [Figure IV.1] montrent l'hétérogénéité du recouvrement de la craie par les limons aussi bien en nature qu'en épaisseur.



Figures IV.2: Profils géophysiques transversaux du fond de la Waille (amont du forage F12). [SAFEGE, 2008], (Annexe 8).

Sur les parties hautes des fonds, la faible épaisseur de ces limons rend, par endroits, la craie affleurante et donc très vulnérable. Du fait de la pente, le ruissellement limite l'infiltration (figure N°II.5) mais assure le transfert de sédiments vers les zones d'atterrissement.

La reconnaissance géophysique de SAFEGE localise également une vulnérabilité de l'aquifère dans l'axe des fonds en raison des fracturations plus prononcées de la craie.

La figure IV.2 obtenue sur le fond de la Waille laisse entrevoir une fracturation verticale en amont du forage F12. Le profil du Fond d'Hames présente les mêmes caractéristiques. Ces observations doivent être corrélées avec le suivi chronologique de la qualité des eaux des forages de la nappe libre.

II.4 Synthèse.

Le bassin de Guînes constitue la partie septentrionale du massif crétacé des collines de l'Artois. L'aquifère du Sénonien est exploité pour la production d'eau potable et fournit une eau de bonne qualité ne nécessitant pas de traitement particulier vis à vis des molécules phytosanitaires.

Les sols qui couvrent ces formations sont sensibles aux phénomènes érosifs et à la concentration du ruissellement dans les vallons. La cartographie, qualitative ou quantitative, de l'aléa érosif a mis en évidence des zones particulièrement sensibles sur les parties amont des bassins versants, observations confirmées par les relevés de terrain.

La charge en MES et molécules connexes colmate les fossés, ouvrages de rétention ou bassins d'infiltration et génère également des zones d'accumulation localisées visibles lors des reconnaissances aériennes.

Ces phénomènes érosifs sont de deux ordres :

- une érosion diffuse et chronique,
- une érosion aiguë et concentrée.

Dans le second cas, les départs de particules et de molécules phytosanitaires induisent des apports et dépôts en fond de vallons. En l'absence de mesures « prophylactiques » efficaces, ces fonds ou vallées sèches sont exposés au risque de transfert de pollution vers la nappe. Les panneaux électriques réalisés par SAFEGE ont confirmé la fracturation plus prononcée de la craie en partie centrale.

La conjugaison de surfaces agricoles soumises au ruissellement et à l'érosion avec des surfaces fracturées en fond de vallons conduit à des transits et des infiltrations rapides en amont des zones de captage. Les forages d'adduction d'eau potable sont sensibles à de nombreux facteurs (pollution urbaine, pollution agricole, pollution industrielle ...) et la détermination de leur vulnérabilité à un polluant doit intégrer les caractéristiques du bassin lui-même ainsi que les propriétés intrinsèques de la molécule.

Dans le cadre de notre étude, il apparaît que les forages (F6 à F13) sont vulnérables aux pollutions agricoles et que les transferts de sols en surface dus à l'érosion hydrique ne font qu'amplifier cette vulnérabilité. Des mesures préventives visant à bloquer ou du moins ralentir les flux superficiels en amont de ces ouvrages doivent être mises en place. L'objectif est ici de bloquer, à l'amont, ces transferts dans des zones où la probabilité de migration vers la nappe est faible ou nulle. L'implantation de bandes enherbées et/ou de haies sur un sol argileux ou marneux, l'apport de matières organiques afin d'accroître le pouvoir adsorbant du sol, le maintien des CIPAN ou d'un couvert végétal sont autant de mesures « douces » qui

limitent ces risques. Il est évident que la molécule indésirable ou ses métabolites ne sont pas éliminées. La ligne obtenue par l'indice DRASTIC modifié (Carte N°IV.20) marque la frontière à l'amont de laquelle ces mesures préventives doivent être prises. A l'aval, nous entrons davantage dans une politique curative.



Carte N°IV.20: Répartition des pertes en sol (WEPP en jaune) et de la vulnérabilité de la nappe sénonienne (DRASTIC modifié en rouge) à un produit phytosanitaire de GUS=3,18. [Extrait Photoexplorer IGN ©].

Au delà de cette analyse, on note que la méthodologie développée sur Strouanne a apporté un ensemble d'informations complémentaires sur la préservation de la nappe du sénonien. Bien que faisant l'objet de périmètres de protection, la ligne de forages étudiée est localisée dans une zone où se conjuguent à la fois le ruissellement, l'atterrissement des particules issues de l'érosion et une vulnérabilité intrinsèque élevée.

L'intégration du facteur Af a permis de montrer que cette sensibilité à la contamination fluctue en fonction des caractéristiques de la molécule étudiée. L'outil qui a été mis en place permet la cartographie de cette vulnérabilité à des molécules identifiées (exemples de l'atrazine ou de l'AMPA) et sera d'une aide précieuse dans le cadre de la mise en place d'un programme de maintien de la qualité de la nappe et de préservation des ressources en eau.

CONCLUSION.

De nombreuses nappes phréatiques du bassin Artois-Picardie sont classées comme irremplaçables. Elles assurent plus de 90% de la production d'eau potable et représentent à ce titre un véritable patrimoine.

Saint-Exupéry nous rappelle que nous ne faisons qu'emprunter les ressources de la terre aux générations futures. Les travaux menés par l'équipe du Laboratoire de génie de l'eau de Polytech'Lille sur la migration de molécules indésirables telles que les nitrates ou l'Atrazine (Bastin, Lefebvre, El Naghi, Serhal) montrent que nous devons gérer les erreurs de nos pères et que nos enfants seront confrontés aux nôtres.

Ces travaux nous permettent de mieux comprendre le fonctionnement de ces aquifères. Malheureusement, les temps de transferts sont parfois courts et inférieurs à une génération. L'arrivée de la molécule au niveau de la nappe, voire du forage est souvent rapide du fait de la fracturation de la roche mère et de l'effet fissural qui prend le dessus sur l'écoulement par effet piston lors d'épisodes pluvieux intenses ou longs.

Les processus de migration et de contamination d'une nappe par un polluant sont très complexes et relèvent d'un ensemble de phénomènes que seule l'hydrologie ne peut expliquer. L'utilisation de modèles intégrés s'appuyant sur des composantes agronomiques, pédologiques et géomorphologiques nous a permis d'affiner notre connaissance de la vulnérabilité des aquifères vis à vis de composés tels que les produits phytosanitaires.

Cette thèse a pour objectif une meilleure compréhension des phénomènes qui affectent le devenir d'une pollution potentielle à la surface de petits bassins versants ruraux du littoral du Pas de Calais et leur transfert vers d'autres compartiments hydriques, plus particulièrement les nappes phréatiques.

Elle a été menée sur deux bassins littoraux productifs et exploités :

- 1. la nappe du Cénomanien du bassin de Strouanne,
- 2. la nappe du Sénonien de Guînes.

Ces deux aquifères du Crétacé, caractéristiques du bassin Artois Picardie, alimentent en eau la commune de Wissant et la ville de Calais. Les pressions anthropiques sont majoritairement liées à l'activité agricole. Ce travail ne concernant que les aspects pertes de sol et migrations de polluant, nous n'avons pas pris en compte les pressions liées aux activités industrielles et aux défauts d'assainissement.

Les deux zones d'étude sont particulièrement exposées au ruissellement et aux phénomènes érosifs. En l'absence de milieux aquatiques jouant le rôle d'exutoire, l'écoulement superficiel se concentre dans les fonds de vallons avant de s'infiltrer plus ou moins rapidement.

Une première étape consistait à construire une base de données comportant les informations nécessaires au fonctionnement des différents modèles et indices testés. Sur un ensemble de points géoréférencés (320 points pour Strouanne et 460 pour Guînes), le krigeage de ces valeurs sous SIG nous a fourni un atlas de la répartition spatiale de ces paramètres, outil nécessaire à l'établissement des cartes de sensibilité à l'aléa érosif et de vulnérabilité des nappes sous-jacentes.

L'érosion hydrique des sols représente un risque majeur pour les espaces agricoles des bassins étudiés (perte de la valeur agronomique et foncière, nuisances et dégâts pour les propriétés situées à l'aval) mais également pour les ressources aquatiques du fait du transfert de molécules connexes.

Dans le cadre d'une approche annuelle, l'utilisation du modèle de type système expert a permis d'établir un premier état des lieux de la sensibilité et pourra être extrapolé à d'autres bassins hydrologiques de la région. Cet outil de gestion de la protection des sols et de l'environnement est simple d'utilisation et permet, à partir d'un nombre limité d'informations, d'établir la répartition spatiale du risque érosif à l'aide d'un SIG et d'anticiper les évolutions et les répercussions possibles de mesures conservatrices à l'échelle de petits bassins versants (quelques centaines ou milliers d'hectares).

La quantification de l'érosion hydrique à partir du logiciel WEPP nous a permis d'appréhender les pertes de sol annuelles potentielles (8 t/ha/an en moyenne pour Strouanne et 2,73 t/ha/an pour Guînes). Ces valeurs cachent l'hétérogénéité de la répartition spatiale de ces pertes qui sont très localisées géographiquement. Elles ne prennent pas en compte les zones d'accumulations où ces pertes deviennent négatives. L'infiltration peut alors reprendre le dessus sur le ruissellement et les éléments apportés tels que les produits de traitement s'accumulent puis migrent vers d'autres compartiments (zones saturées ou non).

En l'absence d'exutoire superficiel majeur sur nos zones d'étude, nous nous sommes intéressés aux risques d'infiltrations localisées en recoupant cet aléa érosif avec la carte de vulnérabilité de la nappe du cénomanien et du sénonien à l'aide de l'indice DRASTIC. La superposition de ces cartes avec la typologie de la vulnérabilité de la nappe met en évidence le risque lié à l'érosion hydrique des sols sur les ressources en eaux souterraines :

- La vallée sèche d'Hervelinghen à Strouanne ainsi que le bassin versant situé en amont de la galerie captante sont des zones d'accumulation et d'infiltration privilégiées, entourées de coteaux crayeux particulièrement sensibles à l'aléa érosif.
- Les vallons des fonds de Hames Boucres et Saint Tricat, au Nord Est de la zone de Guînes

Sur la zone d'étude, les agriculteurs n'ont pratiquement pas recours aux pratiques culturales anti-érosives. Les cultures sont principalement céréalières et les labours se font généralement dans le sens de la pente.

Des pratiques anti-érosives telles que la cultures en pentes transversales, en courbes de niveau, la mise en place de diguettes, de bandes enherbées, de voies d'eau engazonnées, le maintien d'un couvert végétal... devraient permettre de limiter ces phénomènes.

Ce travail montre également l'importance de la prise en compte des paramètres géomorphologiques et pédologiques dans l'élaboration d'une stratégie de protection des nappes d'eau souterraine, notamment en ce qui concerne le positionnement des flux polluants dans les modèles mathématiques de simulation, outil d'aide à la décision en matière de gestion optimisée des nappes.

L'indice DRASTIC est un indicateur du potentiel de contamination des aquifères et peut être adapté à de nombreuses situations. Il nous fournit une image de la vulnérabilité intrinsèque de la nappe à une pollution mais n'intègre pas les caractéristiques du polluant. Pour cette raison, la comparaison ne peut être faite qu'entre zones géographiques sensibles à un pesticide et non entre différents pesticides. Cette méthode montre la vulnérabilité de la nappe indépendamment du type de polluant, à partir d'une base de données géoréférencées. Pour

cela, l'adjonction du facteur A_f permet d'affiner la sensibilité du modèle aux produits phytosanitaires. On note alors une atténuation de la vulnérabilité globale.

La hausse du GUS de la molécule étudiée se traduit par un accroissement de la surface exposée à de fortes vulnérabilités. L'indice modifié répond donc aux caractéristiques de la molécule tout en conservant les propriétés intrinsèques de la nappe. Il nous a permis d'établir un premier diagnostic du risque de contamination de l'aquifère étudié par un produit phytosanitaire donné.

L'utilisation des différents indices aboutit à une répartition hétérogène de la vulnérabilité de la nappe à une pollution donnée. Le bassin hydrogéologique de Guînes présente sur la majeure partie de sa surface une faible vulnérabilité liée à l'épaisseur de la zone non saturée et la présence de recouvrements protecteurs (argiles, forêts, zones naturelles). Mais il montre également des parties très vulnérables au Nord Est, dans la zone des captages.

Les différences relevées au niveau de ce massif ont mis en évidence l'influence du K_{oc} et de la durée de demi-vie sur la vulnérabilité de la nappe du Sénonien. Le maintien en surface de composés indésirables, adsorbés sur la matière organique, limite la vulnérabilité de la nappe. Mais conjugué à l'érosion, il se traduira par des transferts et accumulations dans les zones d'atterrissement. Qu'il soit adsorbé aux matières en suspension ou solubilisé dans la phase aqueuse, une part du produit phytosanitaire s'accumule en fond de ces vallons, surfaces d'infiltration et de recharge de la nappe.

Les techniques visant à ralentir les écoulements et à privilégier le maintien des sédiments en amont des bassins versants limitent le risque de transfert rapide de molécules indésirables vers les zones de forte vulnérabilité. Les bandes enherbées, le maintien d'une couverture végétale en période hivernale, la création de haie illustrent cet aspect du problème. Dans le cas des produits phytosanitaires, une partie de la molécule active demeure sur la parcelle, ou du moins se transforme. Elle ne disparaît pas.

Dans le cadre de la mise en place de moyens de lutte contre les inondations, la création de bassin d'infiltration est à proscrire, surtout s'ils atteignent la craie. Leur colmatage par les limons limitera dans le temps cette infiltration mais se traduira par une accumulation de molécules indésirables dans ces zones fragiles. L'imperméabilisation du fond de ces ouvrages et un programme de curage adapté ou leur implantation dans des zones protégées (couverture argileuse) limitera cette pression.

Que ce soit pour la mise en place *de novo* de forages d'exploitation ou l'établissement des périmètres de protection, cette approche pluridisciplinaire apporte un nouveau regard sur la problématique de la migration des polluants vers les aquifères du Crétacé. La combinaison des pertes et transferts de sol en surface avec l'indice de vulnérabilité modifié par le facteur d'atténuation, met en exergue des zones particulièrement exposées à l'arrivée de la molécule dans la ressource. La méthodologie développée dans le cadre de cette thèse a généré un ensemble de cartes directement exploitables par les producteurs d'eau en premier ou à des fins de communication ou de sensibilisation à la protection des ressources en eau. La base de données pourra également être modifiée et/ou complétée pour l'étude d'autres molécules.

BIBLIOGRAPHIE.

BIBLIOGRAPHIE

Aller, L., T. Bennett, J. Lehr, R. Petty et G. Hackett. 1987. DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings. National Water Well Association. Rapport EPA-600/2-87-035. 622 p.

Angeliaume A., 1996. Ruissellement, érosion et qualité des eaux en terre de grande culture. Etudes de cas en Laonnois et en Soissonnais. Thèse de l'université de Lille I, 488 pages + annexes.

Arnoldus H.M.J., 1977. Prédiction des pertes de terre par érosion en nappe et en griffe. In Aménagement des bassins versants. Cahier FAO conservation des sols 1. Editions FAO.

Ateshian J.K.H., 1974. Estimation of rainfall erosion index. Proc. Paper 10817, J. irrig. And drain. Div., Am. Soc. Civ. Eng. Pp. 293-307.

Babut M., Flammarion P. et Garric J., 2001. Les conséquences biologiques des produits phytosanitaires dans les cours d'eau. Actes de colloques Cemagref. SIMA 2001. Pp. 9-26.

Baillon K., 2000. Impact des flux d'azotés de surface sur la nappe de la craie et modélisation de leur transfert dans la zone non saturée. Application à la zone vulnérable du Cambrésis (59). Rapport du mastère spécialisé en génie de l'eau. Polytech'Lille. 76 pages.

Baillon K., Lacherez S., Six P., Caulier P., Risbourg D. et Maillot H., 2001. Gestion de la nappe de la craie dans le nord de la France. Premiers résultats sur le transfert des nitrates d'origine agricole dans le non saturé de l'arrondissement de Cambrai. TSM N°4. Avril 2001. Pp. 33-47.

Barber D.J., 1989. Groundwater pollution potential of Lorain county, Ohio. Report N°2. Ohio department of natural resources. 35 p.

Barling R.D. et Moore I.D., 1994. Role of buffer strips in management of waterway pollution: a reviaw. Environnemental Management, 18. Pp. 543-558.

Barrusio E., Calvet R., Schiavon M., Soulas G., 1996. Les pesticides et les polluants organiques des sols. Etude et gestion des sols, 3,4. Pp. 279-296.

Bastin S, 2002. Diagnostic environnemental du captage d'eau potable de la commune de Wissant. Dossier R-02-0420, Soreg. 9 pages.

Bastin S, 2005. Contribution à l'étude de la migration des nitrates dans le sol et la zone non saturée de la nappe de la craie dans le Nord de la France. Modélisation intégrée des nitrates dans le bassin de l'Escrebieux. Thèse de doctorat de l'école Polytechnique de Lille. 191 pages.

Berdaï H., Soudi B. et Bellouti A., 2004. Contribution à l'étude de la pollution nitrique des eaux souterraines en zones irriguées : cas du Talda. Projet INCO-Wademed. Actes du séminaire Modernisation de l'agriculture irriguée. Rabat, avril 2004. 28 pages.

Bernard D., 1979. Contribution à l'étude hydrogéochimique de la nappe de la craie dans le Nord de la France : état et acquisition du chimisme de l'eau. Thèse de l'université des sciences et techniques de Lille, USTL. 179 pages.

Bernard D. et Caulier P., 1989. Exploitation d'eau souterraine potable dans la nappe de la craie en position captive dans le Nord Pas de Calais. Note du colloque de la Société Géologique du Nord. Avril 1989. 7 pages.

Bézèlgues S., des Garets E. avec la collaboration de Mardhel V. et Döerfliger N., 2002. Cartographie de la vulnérabilité des nappes de Grande-Terre et de Marie-Galante (Guadeloupe). Phase 1 : méthodologie de détermination de la vulnérabilité. Nov. 2002. BRGM/RP-51783-FR. 41 pages.

Bonicelli B. et Marchal P., 2001. La maîtrise des technologies de pulvérisation, facteur primordial pour la réduction de la pollution des milieux par les phytosanitaires. Actes de colloques SIMA : Comment préserver les cours d'eau tout en protégeant les cultures ? Pp.65-75

Bonneau M., Souchier B. et al., 1994. Pédologie, tome II : constituants et propriétés du sol. 2éme Ed. Masson. 692 pages.

Bourgoin-Bareilles A., 2000.Guide de l'environnement à l'usage des citoyens et des collectivités territoriales. Ed. Frison-Roche. CNFPT. 388 pages.

BRGM, 2004. Notice explicative de la carte géologique à 1/50000 de Guînes. XXII-3.

BRGM, 2008. BD Obj-Géol50. Cartes géologiques vectorisées à 1/50000. Carte N°5 et 6.

Burman R. et Pochop L.O., 1994. Evaporation, évapotranspiration and climatic data. Developpments in atmospheric science. Elsevier Ed.

Champagne L, Chapuis RP, 1993. Évaluation de la vulnérabilité à la pollution des formations aquifères de la MRC de Montcalm selon la méthode DRASTIC. *Sc. et Tech. eau N*°26. Pp. 169-176.

Castany G., 1962. Méthodes d'études et de recherches des nappes aquifères. Tome1. BRGM. Editions Publida, Paris. 158 p.

Caulier P., 1976. Etude des faciès de la craie et de leurs caractéristiques hydrauliques dans la région Nord. Thèse de l'université des sciences et techniques de Lille. Thèse de l'USTL, Lille. 156 pages.

Cochrane Thomas Arey, 1999. Methodologies for watreshed modeling with GIS and DEMS for the parameterzation of the Wepp Model. Thesis of Purdue University. 198 pages.

Colin F., 2000. Approche spatiale de la pollution chronique des eaux de surface par les produits phytosanitaires cas de l'atrazine dans le bassin versant du Sousson (Gers, France). Thèse de doctorat de l'ENGREF-Cemagref. 149 pages.

CORPEN, 2007. Les fonctions environnementales des zones tampons. Protection des eaux, annexes. Pp.78-187.

De Backer L.W. et Van Berwaer, 1994. Estimation de l'évapotranspiration à partir du lux de chaleur latente. In Agronomie moderne : bases physiologiques et agronomiques de la production végétale. Ed. Hatier-Aupelf-Uref. Pp. 67-84.

Degrémont, 1963. Mémento technique de l'eau. Tec. et Doc. Lavoisier. 643 pages.

Delahaye D., Langlois P. et Gaillard D, 2003. Cartographie, évaluation économique et dispositifs administratifs comme instruments d'une appropriation et d'une organisation collective du risque de ruissellement érosif. Programme EPR, Ministère de l'environnement et de l'aménagement du territoire. UMR 6063 CNRS. 238 pages.

Deletic A et Fletcher T.D., 2006. Performance of grass filters used for stormwater treatment. A field and modelling study. Journal of Hydrology, 317. Pp. 261-275.

Dienert F., 1918. Hydrologie agricole. Deuxième édition Baillière. 458 pages.

Djabri L., Hani A., Mania J., Mudry J. et Khatlabi H., 2004. Evaluation et cartographie de la vulnérabilité à la pollution d'une aquifère du Nord-Est algérien selon une nouvelle approche. Trib. Eau, Vol. 5, N°629. Pp.25-34.

Doerfliger N., 1996. Advences in karst groundwater protection strategy using artificial tracer tests analysis and multiattribute vulnerability mapping. Thèse de 3ème cycle, Univ. Neuchâtel, Suisse. 292 pages.

Ducharne A., 2002. Projet GICC-Seine: questions relatives à l'ETP. GICC-Seine. 10 pages.

Dupont A., 1978. Hydraulique urbaine. Tome I: Hydrologie, captage et traitement des eaux. Editions Eyrolles. 263 pages.

Dupont A., 1978. Hydraulique urbaine. Tome II: Ouvrages de transport, élévation et distribution des eaux. Editions Eyrolles. 484 pages.

Eimberck M., 1989. Facteurs d'érodibilité des sols limoneux : réflexions à partir du cas du pays de Caux. Cah. Orstom, sér. Pédol., vol. XXV, N°1-2. pp. 81-94.

El Naghi Fadi, 2006. Contribution à l'étude de la pollution par micro polluant (Atrazine, Benzène) de la nappe de la craie dans le nord de la France – Evaluation du risque de pollution des captages d'eau potable d'Etaples et de Blendecques (Pas de Calais). Thèse de doctorat, Polytech'Lille. Université des sciences et techniques de Lille.

Engel, B.A et Navulur, K.C.S. 1998. The role of geographical information systems in groundwater engineering. In J.W. Delleur (éd.), The handbook of groundwater engineering. Heidelberg: Springer Verlag: 21.1-21.16.

Foster S.S.D., 1987. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy-Vulnerability of soil groundwater to pollutants. RIVM. TNO comittee on hydrological research, pp. 69-86.

Gignoux M., 1943. Géologie stratigraphique. Troisième édition. Editions Masson. 667 pages.

Gomez E. et al., 2002. Dynamiques agricoles et pollution nitrique diffuse : modélisation intégrée du transfert des nitrates sur le bassin de la Seine. Rapport BRGM, 56 pages.

Gouy V., 1993. Contribution de la modélisation à la simulation du transfert des produits phytosanitaires de la parcelle agricole vers les eaux superficielles. Thèse de doctorat de l'université de Lyon. Cemagref.

Grimm M., Jones R.J.A., Rusco E. et Montanarella L., 2003. Soil Erosion Risk in Italy: a revised USLE approach. Eûropean Commission Joint Reseach centre. Eur 20677 EN. 23 pages.

Grunewald K, Schmidt W., Unger C. And Hanschmann G. 2001. Behavior of glyphosate and aminométhylphosphonic acid (AMPA) in soils and water of reservoir Radeburg II catchment (Germany). Journal of plat nutrition and soil science. Vol. 164. pp 65-70.

Gustafson D.I., 1989. Groudwater ubiquity score. A simple method for assessing pesticide leachability. Environ. Toxico. Chem. N°8. Pp. 339-357.

Harrison L.P., 1963. Fundamental concepts and definitions relating to humidity. Humidity and moisture. A. Wexler Reinhold Co. Ed., New York.

IFEN, 2006. Les pesticides dans les eaux : données 2003 et 2004. Les dossiers de l'Institut Français de l'Environnement. Numéro 05. 40 pages

IGN, 2005. Pas de Calais (62), partie Ouest. Photoexplorer, 1^{ère} édition. IGN Paris 2005 : Données photographiques et logiciel de navigation.

INSEE, 2002. Le recensement agricole 2000 : témoin d'une évolution rapide. Profils Nord Pas de Calais N°7. Août 2002. 4 pages.

Joannon A., 2004. Coordination spatiale des systèmes de culture par la maîtrise de processus écologiques : cas du ruissellement érosif dans les bassins versants agricoles du pays de Caux, Haute Normandie. Thèse de doctorat, INRA-INAPG. 393 pages.

Kajewski I. 2005. Assessment of groundawter vulnerability to pollution by pesticides in catchment scale. ICID 21st European Regional Conference 2005 - Frankfurt (Oder) and Slubice - Germany and Poland. 10 pages.

Kankou Mohamed Ould Sid'Ahmed Ould, 2004. Vulnérabilité des eaux et des sols de la rive droite du Fleuve Sénégal en Mauritanie. Etude en laboratoire du comportement de deux pesticides. Thèse de doctorat. Limoges. Pp. 41-54.

Koreta R., 1996. Sur le devenir des herbicides dans le sol :cas de l'atrazine et de la simazine en sol de Boulbènes, de la colonne de sol à la parcelle drainée. Thèse de doctorat de l'INP de Toulouse. 274 pages.

Lallahem S., 2002. Structure et modélisation hydrodynamique des eaux souterraines : application à l'aquifère crayeux de la bordure nord du bassin de Paris. Thèse de l'Université des Sciences et Techniques de Lille. 242 pages

Lallemand-Barrès, A. et J.-C. Roux. 1994. Périmètres de protection des captages d'eau souterraine destinée à la consommation humaine. Guide méthodologique et réglementaire. Manuels et méthodes, N°33, BRGM. 334 p.

Le Bissonnais Y. et Le souder C., 1995. Mesurer la stabilité structurale des sols pour évaluer leur sensibilité à la battance et à l'érosion. Etude et gestion des sols, 2, 1, 1995. pp.43-56.

Le Bissonnais Y., Dubreuil N., Daroussin J. et Gorce M., 2004. Modélisation et cartographie de l'aléa d'érosion des sols à l'échelle régionale : exemple du département de l'Aisne. Etude et gestion des sols, Volume 11, 3,2004. pp. 165-178.

Le Bissonnais Y., Thorette J., Bardet C., Daroussin J., 2002. L'érosion hydrique des sols en France. Rapp. Ifen-Inra, nov. 2002. 106 pages.

Leroux E., Ricour J. et Waterlot G., 1962. Mise au point sur les besoins et les ressources en eau de la région du Nord de la France. BRGM : Méthodes d'études et de recherches des nappes aquifères. Pp. 105-128.

Loague K. Et Green R.E., 1990. Criteria for evaluating pesticide leaching models. I Field scale water and shute flux in soils. Fluehler and Roth. Pp 175-208.

Lobo-Ferreira J.P., 2000. Gis and mathematical modelling for the assessment of groundwater vulnerability to pollution: application to two chinese case-study areas. International conference "Ecosystem and sustainable watershed management toward flood prevention, pollution control and socio-economic development in north China. 16 pages.

Ludwig B., Auzet A.V., Boiffin J., Papy F., King D. et Chadoeuf J., 1996. Etats de surface, structure hydrographique et érosion en rigole de bassins versants cultivés du Nord de la France. Etude et gestion des sols, 3, 1. Pp. 53-70.

Maison P., 2000. Un modèle hydrologique de suivi de la pollution diffuse en bassin versant. Thèse de doctorat de l'INP Toulouse. 249 pages.

Mamy, 2004. Comparaison des impacts environnementaux des herbicides à large spectre et des herbicides sélectifs : caractérisation de leur devenir dans le sol et modélisation. Thèse de doctorat. INA PG. 357 pages.

Mardhel V., Gravier A., Koch-Mathian J.Y., Nowack C, Terreyre J.L., Raguet M. et Garnier C., 2006. Cartographie de la vulnérabilité simplifiée des eaux souterraines du bassin Seine Normandie. Application aux sites BASOL. International symposium-Aquifers systems management, Dijon. 12 pages.

Menani Mohamed Redha, 2001. Evaluation et cartographie de la vulnérabilité à la pollution de l'aquifère alluvionnaire de la plaine d'El Madher, Nord Est algérien, selon la méthode Drastic. Sciences et changements planétaires. Vol.12 N°2. Pp.95-101

Meyer LD, Dabney S.M. et Harmon W.C., 1995.Sediment trapping effectiveness of stiff-grass hedges. Transactions, American Society of Agricultural Engineers, 38. Pp. 809-815.

Ministère de l'Agriculture (1980). La méthode SOCOSE : méthode sommaire d'estimation de la crue décennale sur un petit bassin versant non jaugé, 38 pages.

Ministère de la région Wallone, 2004. Etat des lieux des sous bassins hydrographiques. DGRNE, Observatoire des eaux de surface. Tomme III : méthodologie. 101 p.

Mirco Grimm, Robert J.A. Jones, Ezio Rusco and Luca Montanarella, 2003. Soil Erosion Risk in Italy: a revised USLE approach. European Soil Bureau Research Report No.11, EUR 20677 EN. 28p.

Monteith J.L., 1965. Evaporation and anvironment. The state and movement of water living organism. XIX symposium, Cambridge University press.

Morschel J. et Fox D., 2004. Une méthode de cartographie du risque érosif : application aux collines du Terrefort Lauragais. M@ppemonde N°76, UMR 6012, Nice. 11 pages.

Murray E. Close, 1996. Survey of pesticide in New zealand groundwaters. New zealand journal of marine and freshwaters. Vol. N°30. Pp. 455-461.

N Chiang C. et Soudi B., 1994. Biologie du sol et cycles biogéochimiques. In Agronomie moderne : bases physiologiques et agronomiques de la production végétale. Ed. Hatier-Aupelf-Uref. Pp. 85-118.

Oudin L., 2004. Recherche d'un modèle d'évapotranspiration potentielle comme entrée d'un modèle pluie-débit global. Thèse de doctorat de l'ENGREF. 495 pages

Penman H.L., 1948. Natural evaporation from open water, bare soil and grass. Ed. P.R.Soc., vol. A193, London. Traduction française in Oudin, 2004.

Pierre G. et Lahousse P., 2005. The role of groundwater in cliffg instability: an example at Cape Blanc –Nez (Pas-de-Calais, France). Earth Surf. Process. Landforms (in press).15 pages.

Pignatello J.J. et Huang L.Q., 1991. Sorptive reversibility of atrazine and metolachlor residues in field soil samples. J. Environ. Qual. 20. Pp. 222-228.

Poirée M. et Ollier Ch., 1957. Irrigation. Bib. de l'institut de topométrie, CNAM. Ed. Eyrolles, Paris. 291 pages.

Puech C., 2004. Télédétection et modélisation hydrologique : quelle vision, quelle échelle, quels processus ? FAO Water Report 16. 16 pages.

Rao P.S.C., Hornby A.G. and Jessup R.E., 1985. Indices for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater. Soil and Crop Science Society of Florida Proceeding 44. 1-8.

Ramos J.A. et Castillo R.R., 2003. Aquifer vulnerability mapping in the turbio river valley, Mexico: a validation study. Geofisica internacional Vol.42, Num.1. pp.141-156.

Rasmussen H., Rouleau A. et Chevalier S., 2006. Outils de détermination d'aires d'alimentation et de protection de captages d'eau souterraine. CERM, Québec. 2nd éd. 203 pages.

Rat A., Guignon E., Schott C., Blanchoud H., Mercier P;, Ledoux E., et Benoit M., 2004. Etude du transfert de pesticides sur le bassin de la Vesle : intrants agricoles et modélisation du transfert vers les eaux de surface et souterraines. 20 pages.

Rawls W.J. et Brakensiek D.L., 1989. Estimation of soil water retention and hydraulic properties. In Unsatured flow in hydrologic modeling theory and practice. Morel-Seytoux Ed. Kluwer academic publishers, Pays Bas. Pp. 275-300.

Recous S., Nicolardot B.et Simon J.C., 1997. Le cycle de l'azote dans les sols et la qualité des eaux souterraines. In L'eau dans l'espace rural, production végétale et qualité de l'eau. Coll. Mieux comprendre, INRA Editions. Pp. 193-215.

Renard, K.G., Foster, G.R., Weessies, G.A., McCool, D.K. et Yoder, D.C., 1997. Predicting Soil Erosion by Water: A guide to to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook 703.

Ricour J., 1988. Elaboration des cartes de vulnérabilité et de sensibilité à la pollution de la nappe de la craie dans le secteur de Guînes (Pas de Calais) à l'aide du logiciels SYNERGIE. Essai méthodologique. BRGM 88 NPC 101.

Rinado J.D. et al., 2005. Assessing the cost of groundwater pollution: the case of difuse agricultural pollution in the upper Rhine valley aquifer. BRGM, Water department. 9 pages.

Römkens, M.J.M, Prasad, S.N.et Poesen, J.W.A., 1986. Soil erodibility and properties. Trans. 13 congress of the Int. Soc. of Soil Sci., Hamburg, Germany. Pp. 492-504.

Rosnoblet J., 2002. Dynamique du bilan hydrique parcellaire au sein de l'espace rural: conséquences sur les transferts hydrologiques. Thèse de doctorat. INA Paris Grignon. 147 pages.

Rubin Y., Hubbard S., Wilson A. et Cushey M., 1998. Aquifer characterization. Handbook of groundwater engineering. Heidelberg. Springer Verlag. 10.1-10.68.

Sadiki A., Bouhlassa S., Auajjar J., Faleh A. et Macaire J.J., 2004. Utilisation d'un SIG pour l'évaluation et la cartographie des risiques d'érosion par l'équation universelle des pertes en sol dans le Rif oriental (Maroc) : cas du bassin versant de l'oued Boussouab. Bulletin de l'institut scientifique, Rabat, Sciences de la terre, N°26. Pp. 69-79.

Sehral H., 2006. Influence des pressions anthropiques sur l'évolution des concentrations en nitrates dans la nappe de la craie du Nord de la France. Applications au Cambrésis et au Nord de l'Audomarois. Thèse de doctorat de l'école Polytechnique de Lille, 201 pages.

Sellers, 1965. Physical climatology. Ed. Universitu of Chicago press. Dans Maison P., 2000.

Simon J.C., 1999. La pollution nitrique des eaux. In l'eau : usage et polluants, Coll. Un point sur l'eau, tome 2, INRA Editions, pp. 94-115.

Soltner, 1988. Les bases de la production: le sol, le climat et la plante. Tome I : le sol. $16^{\text{ème}}$ édition, Sciences et techniques agricoles.

Spadotto C. A., Filizola H. et Gomes M. A. F. 2001. Avaliação do potencial de lixiviação de pesticida em latossolo da região de Guaira, sp. Pesticidas: R.Ecotoxicol. e Meio Ambiente, Curitiba, v. 11. Pp. 127-136.

Sterckeman T., Douay F., Fourrier H. et Proix N., 2002. Référentiel pédologique du Nord Pas de Calais. Rapport final. 130 pages.

Syngeta-agro, 2003. Gestion des bords de champs cultivés : agriculture, faune sauvage et environnement. Brochure syngeta agro SAS. 22 pages.

Talbi O., Mendas A., Bensaid A. et Trache M.A. 2002. Mise en place d'un système d'information géographique pour le suivi et la quantification de l'érosion hydrique : application au bassin versant de l'Isser (Tlemcen). Science et changements planétaires. Vol.13. Num.3, 175-9.

Taylor A.W. et Spencer W.F., 1990. Volatilization and vapor transport processes. Pesticides in the Soil environment. ED. Chen, Madison. Pp. 213-270

Thornthwaite C.W., 1948. A approach toward a rational classification of climate. Geograph. Rev., pp.28-55.

Tissut M., Nurit F. et Ravanel P., 1992. Le transfert des herbicides dans les plantes et dans l'eau du sol. Coll. Phyt'eau. Versaille 1992.

Tiwari A.K., Risse L.M., Nearing M.A., 2000. Evaluation of WEPP and its comparaison with USLE and RUSLE. American Society of Agricultural and Biological Engineers. Vol. 43(5). Pp.1129-1135.

V2R, 2005. Aménagements de maîtrise des eaux pluviales et de ruissellement, défense contre les inondations en application du code de l'environnement (article 211-7) : sous bassin d'Hames Boucres. Dossier de Déclaration d'Intérêt Général, mai 2005. 32 pages.

Vallée K., 1999. Le nickel dans les eaux alimentaires : application à des champs captants du bassin Artois-Picardie. Thèse de troisième cycle de l'université des sciences et techniques de Lille I. 268 pages.

Van der Lnijff J.M., Jones R.J.A. et Montanarella L., 2000. Estimation du risque d'érosion en Italie. Rapp. European Soil Bureau, EUR. 19022 FR. 47 pages.

Van Vliet L.J.P., 2001. Supplément technique sur les indicateurs agroenvironnementaux. Erosion hydrique : méthodologie.

Velut F., 2007. Etat des lieux de l'utilisation des herbicides et impacts sur l'environnement. Mémoire bibliographique. Polytech'Lille, génie de l'eau. 27 pages.

Vernoux J.-F., Amraoui N., Baran N., Gutierrez A., et Darsy C., 2005. Transport de masse en zone non saturée. Technique Sciences et Méthodes N°4. pp. 73-87.

Vilain M., 1987. La production végétale: les composantes de la production. Ed. Tec. et Doc. Lavoisier. Volume I. 416 pages

Vincent G., 2008. Chap. 6 : Evaluation de la qualité d'une eau en aquaculture. Dans Manuel d'aquaculture. Ed. Vuibert. 1250 pages.

Voigt H.J., Heinkele T., Jahnke C. et Wolter R., 2004. Characterisation of groundwater vulnerability to fulfill requirements of the water framework directive of the European union. Geofisica international, Vol. 43, Num.4. Pp.567-574.

Voltz M. et Louchart X., 2001. Les facteurs clés de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface. Actes de colloques CEMAGREF : Comment préserver les cours d'eau tout en protégeant les cultures. SIMA 2001.Pp. 27-48.

Wauchope R.D., 1978. The pesticide content of surface water drainage from agricultural fields. J. Environ. Qual. N° 7. Pp. 459-472.

Wellings S.R. et Bell J.F., 1980. Movement of water and nitrate in the unsaturated zone of the upper chalk near Winchester, Hants, England. J. of Hydrol., 48. Pp. 119-136.

Weiss, 1977. Algorithms for the calculation of moist air properties on a hand calculator. Trans ASAE, 20 (6). Pp. 1133-1136.

Wicherek S., 1994. L'érosion des grandes plaines agricoles, La recherche N°268, Pp. 880-888.

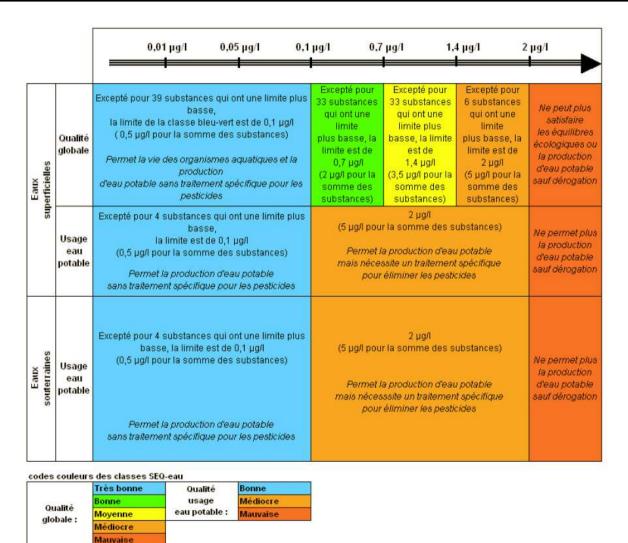
Wicherek S, Veyret Y. et Bernard Cl., 1994. L'utilisation du césium 137 pour la connaissance de la dégradation des sols. Mém. Soc. Géol. France. N°162. Pp.261-268.

Wischmeier W.H. et Mannering L.V., 1969. Relation of soil properties to its erodibility. Soil Science Society of America Proceedings, 33. pp.131-137.

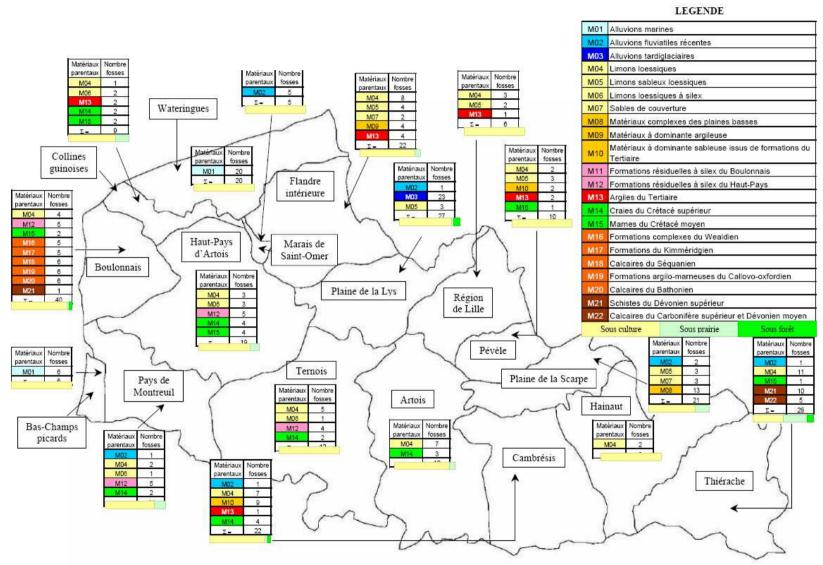
Wischmeier, W.H. et Smith, D.D., 1978. Predicting rainfall erosion losses –a guide for coconservation planning. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook.

ANNEXES.

Annexe 1 : Limites et significations des classes de qualité du SEQ-eau utilisées pour le bilan pesticides. [IFEN, 2006].



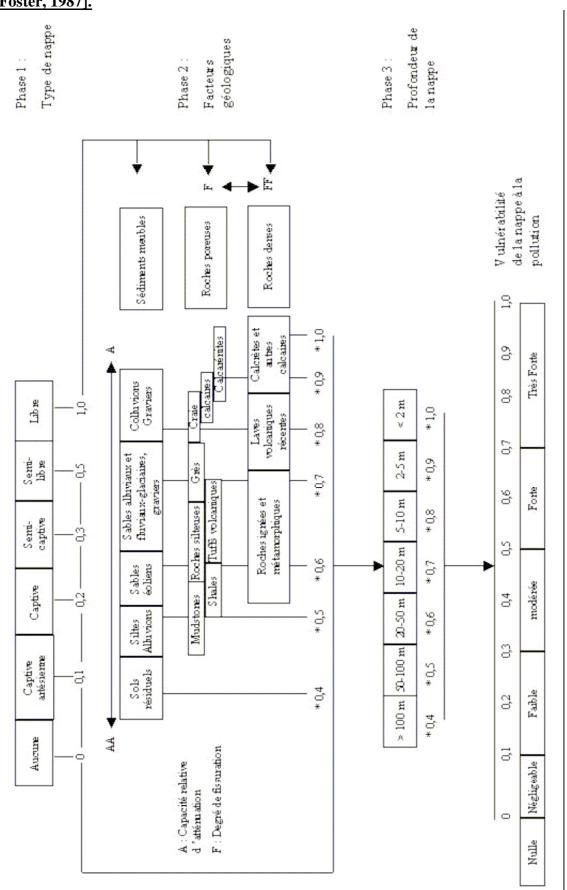
Annexe 2 : Répartition des fosses analysées selon la nature des matériaux parentaux et l'occupation du sol [Sterckeman, 2002].



Annexe 3 : Principaux critères de vulnérabilité intrinsèques et spécifiques d'une nappe. [Bézèlgues et al., 2002].

	VULNERABILITE SPECIFIQUE		
Sol	Zone non saturée (ZNS)	Zone saturée]
Ruissellement – infiltration	Profondeur de la nappe libre ou épaisseur de la ZNS	Type de nappe ; libre ou captive	Occupation du sol : forêt/espaces naturels, agriculture/culture (l'irrigation augmente la percolation, le drainage la diminue), urbanisation/tissu industriel
Pédologie ; perméabilité verticale des sols, nature et texture des sols	Temps de transfert ; perméabilité verticale	Temps de résidence dépend des paramètres hydrodynamiques des formations aquifères Présence ou non d'un horizon moins perméable et position de celui-ci	Présence ou non de biseau salé
	Structure de la ZNS ; variation de faciès, épaisseur des discontinuités de faciès, position dans le profil vertical, texture, teneur en m.o. et argile	Relation eaux souterraines/eaux superficielles	Points sensibles ; surfaces agricoles, décharges, rejets des établissements classés, densité des voies de circulation, prélèvements dans la nappe
		Piézométrie : évolution des sens et direction d'écoulement selon la période du cycle hydrologique	Capacités dispersives et épuratoires des sols face à un polluant spécifique
		Epaisseur de l'aquifère (quantité de réserve)	Comportement du polluant potentiel (milieu fixe) ; soluble, insoluble, miscible, non miscible, plus dense, plus léger que l'eau, réactivité avec le milieu traversé
		Type de système hydrogéologiques : caractères plus ou moins capacitif et transmissif	Réseau hydrographique ; extension et vulnérabilité (qualité des cours d'eau)
		Direction et sens d'écoulement	
Recharge : quantité d'ea]		

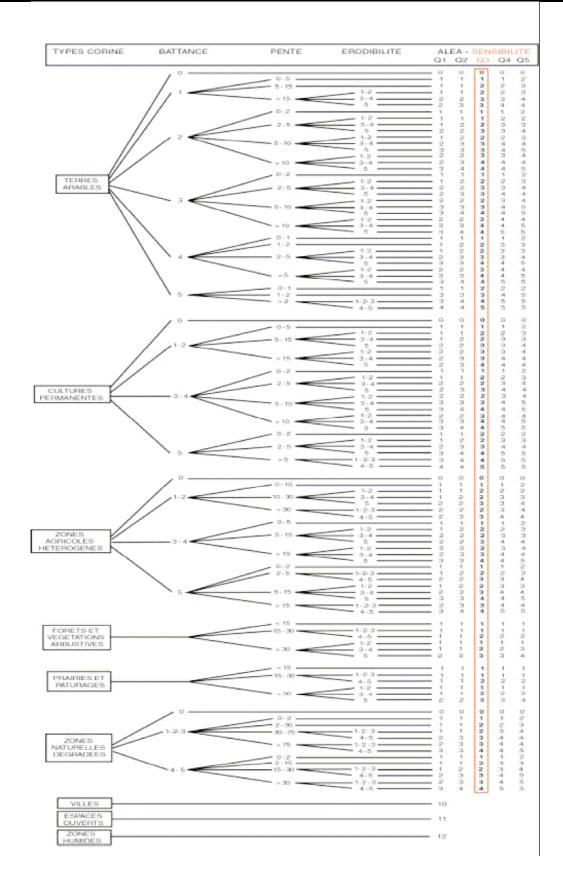
Annexe 4 : Système empirique d'estimation rapide de la vulnérabilité d'un aquifère [Foster, 1987].



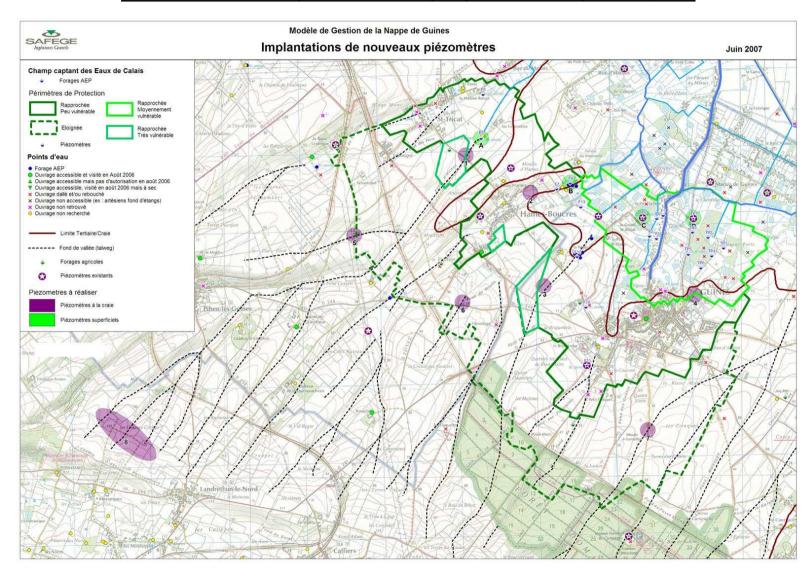
Annexe 5 : Détermination des paramètres de calcul de la méthode d'estimation de la vulnérabilité de la nappe DRASTIC. [Bélzègues et al., 2002 et Rasmussen et al., 2006].

Paramètre	Valeur	Notation
D : Epaisseur de la zone non saturée	0-1.5 m	10
en mètres	1.5-4.5 m	9
	4.5-9 m	7
	9-15 m	5
	15-22.5 m	3
	22.5-30 m	2
D 1 1 1 1 ' CC'	> 30 m	1
R : recharge de la nappe ou pluie efficace annuelle en cm	> 25.5 17.5-25.5	9
annuene en cm	17.3-23.3	
	5-10	6 3
	0-5	1
A : Nature de la zone saturée	- Calcaire Karstique	10
A. Nature de la Lone Saturee	- Basalte	9
	- Sable et gravier	8
	- Calcaire massif	6
	- Grès massif	6
	- Argiles en séquence	6
	- Métamorphique altéré, grès lités,	4
	calcaires.	3
	- Métamorphique	2
	- Argile massive	
S: Nature du sol	- Peu épais ou absent	10
	- Gravier	10
	- Sable	9
	- Tourbe	8
	- Argile, agrégats	7
	- Limons sableux	6
	- Limons	5 4
	- Limons silteux	3
	- Limons argileux	1
T: topographie	- Argiles non agrégée et non fissurée 0-2	10
Valeur de la pente en %	2-6	9
valeur de la pente en 70	6-12	5
	12-18	3
	> 18	1
I : Nature de la zone non saturée (zone	- Calcaire Karstique	10
vadose)	- Basalte	9
	- Sable et gravier	8
	- Sable et gravier avec silt et argile	6
	- Calcaire lité, grès	6
	- Grès	6
	- Calcaires.	6
	- Argiles	3
	- Couche imperméable	1
C : Perméabilité exprimée en m.j ⁻¹	0,04-4	1
	4-12	2
	12-29	4
	29-41	6
	41-82	8 10
		10
	> 82	

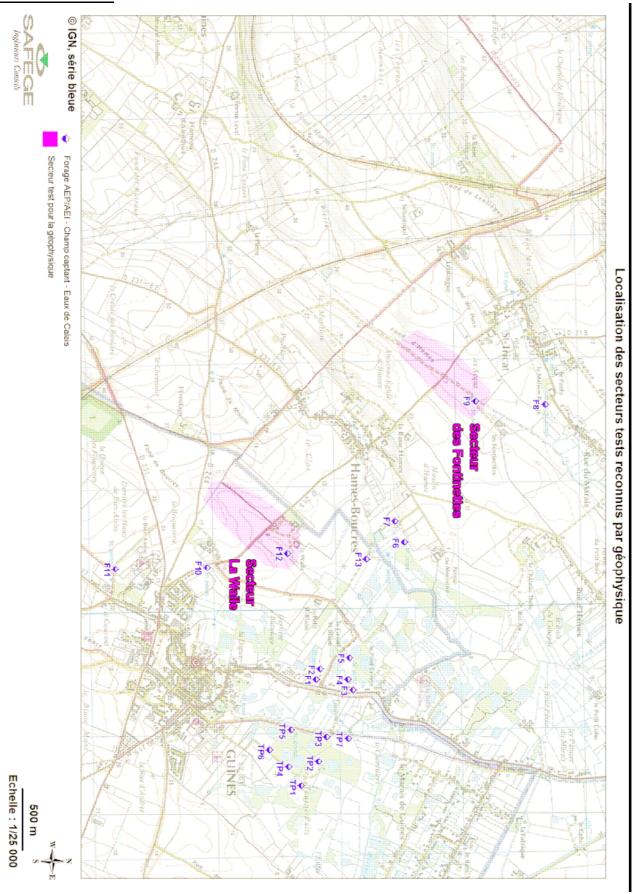
Annexe 6 : Modèle arborescent pour le calcul de l'aléa érosif. [Le Bissonnais et al., 2002]



Annexe 7 : Périmètres de protection du champs captant de Guînes. [SAFEGE, 2007]



<u>Annexe 8 : Localisation des profils géophysiques en fonds de thalweg : Fond d'Hames et fond de la Walle.</u>



Annexe 9 : Informations générales sur le forages F6 à F12. Guînes, Pas de Calais (France). Source : www.BRGM.fr, Eaux et Force.

Forage	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12
Date de création	1956	1960	1967	1967	1967	1970	1974
Statut 2008	actif	actif	actif	actif	actif	arrêt	actif
Code BRGM	00061X0077F6	00061X0078F7	00061X0118F8	00061X0119F9	00061X0120F10	00061X0182F11	00061X024F12
Commune	Hames Boucres	Hames Boucres	Saint Tricat	Hames Boucres	Guînes	Guînes	Guînes
X LTIIE	566061.69	565871.27	564948.8	564918.88	566252.55	566242.72	566041.9
Y LTIIE	2654636.9	2654556.66	2655809.31	2655258.03	2653006.19	2652271.51	2653644.61
Profondeur en m	40		28.5	35.5	30	30	25
Régime	libre	artésianisme	libre	libre	libre	libre	libre

Point de prélèvement	Date prélèvement	Paramètre	Valeur	Unite
F6	18/09/2002	DESETHYL ATRAZINE	0,03	μg/litre
F6	28/05/2003	DESETHYL ATRAZINE	0,01	μg/litre
F6	17/09/2003	DESETHYL ATRAZINE	0,01	μg/litre
F6	24/03/2004	DESETHYL ATRAZINE	0,01	μg/litre
F6	09/09/2004	DESETHYL ATRAZINE	0,01	μg/litre
F6	21/10/2004	DESETHYL ATRAZINE	0,01	μg/litre
F6	15/03/2005	SIMAZINE	0,03	μg/litre
F7	05/11/2003	ATRAZINE	0,02	μg/litre
F7	05/11/2003	DESETHYL ATRAZINE	0,01	μg/litre
F7	04/11/2004	ATRAZINE	0,02	μg/litre
F7	28/11/2005	ATRAZINE	0,02	μg/litre
F7	28/11/2005	DESETHYL ATRAZINE	0,02	μg/litre
F8	17/10/2000	ATRAZINE	0,02	μg/litre
F8	17/10/2000	DESETHYL ATRAZINE	0,01	μg/litre
F8	13/04/2001	ATRAZINE	0,02	μg/litre
F8	13/04/2001	DESETHYL ATRAZINE	0,03	μg/litre

F8	29/03/2002	DESETHYL ATRAZINE	0,01 µg/litre
F8	18/09/2002	DESETHYL ATRAZINE	0,01 µg/litre
F8	05/10/2005	DESETHYL ATRAZINE	0,01 µg/litre
F9	30/04/2003	ATRAZINE	0,02 µg/litre
F9	30/04/2003	DESETHYL ATRAZINE	0,02 µg/litre
F9	30/04/2003	ISOPROTURON	0,04 µg/litre
F9	28/04/2004	ATRAZINE	0,02 µg/litre
F9	28/04/2004	DESETHYL ATRAZINE	0,02 µg/litre
F9	19/04/2005	DESETHYL ATRAZINE	0,03 µg/litre
F10	18/09/2002	DESETHYL ATRAZINE	0,04 µg/litre
F10	17/09/2003	ATRAZINE	0,03 µg/litre
F10	17/09/2003	DESETHYL ATRAZINE	0,01 µg/litre
F10	22/09/2004	ATRAZINE	0,03 µg/litre
F10	22/09/2004	DESETHYL ATRAZINE	0,01 µg/litre
F10	26/09/2006	DESETHYL ATRAZINE	0,01 µg/litre
F12	11/02/2003	DESETHYL ATRAZINE	0,01 µg/litre
F12	24/03/2004	DESETHYL ATRAZINE	0,02 µg/litre
F12	14/02/2006	DESETHYL ATRAZINE	0,02 µg/litre