

PROGRAMME D' ACTIONS POUR LA
PROTECTION DES CAPTAGES CONTRE
LES CONTAMINATIONS D'ORIGINE
AGRICOLE

BASSINS PILOTES D'ARQUENNES



RAPPORT D'ACTIVITÉS FINAL

OCTOBRE 2010

PARTIE GRENERA



partenaire scientifique de



Ce rapport doit être cité de la manière suivante :

Deneufbourg M.¹, Vandenberghe C.¹, Marcoen J.M.¹ (2010). *Programme d'actions pour la protection des captages contre les contaminations d'origine agricole. Bassins pilotes d'Arquennes*. Rapport d'activités final. Partie GRENeRA. Convention S.P.G.E. – Nitrawal a.s.b.l., 113p.

1 : Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech – Unité de Science du Sol – Groupe de Recherche ENvironnement et Ressources Azotées (GRENeRA) (www.grenera.be)

Animateur du Programme d'actions : Prof. J.M. Marcoen (ULg, GxABT – GRENeRA)

Equipe de recherche :

- Ir Christophe Vandenberghe (2004 – 2010)
- Ir Mathieu Deneufbourg (2008 – 2010)
- Ir Céline Fripiat (2005 - 2006)
- Ir Grégory Robette (2009)
- Adrien Hulpiau (2005 – 2007)
- Jérémie Benoît (2007 - 2010)
- Florent Bachelart (2009 - 2010)

Table des matières

	LISTE DES FIGURES, TABLEAUX ET PHOTOS.....	5
1	SUIVI DU NITRATE DANS LES EAUX SOUTERRAINES.....	10
1.1	AUX PRISES D'EAU.....	10
1.1.1	<i>Période 1996 – 2006 : historique de l'évolution de la qualité de l'eau</i>	10
1.1.2	<i>Période 2006 - 2010</i>	10
1.2	AUX PIÉZOMÈTRES	11
2	MODÉLISATION DES ÉCOULEMENTS ET DU TRANSPORT EN ZONE RACINAIRE	15
2.1	MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE DE MODÉLISATION DES FLUX ET TRANSPORTS	15
2.2	LE MODÈLE SWAT.....	15
2.2.1	<i>Description du modèle</i>	15
2.2.2	<i>Développement de SWAT</i>	16
2.2.3	<i>Exigences du modèle</i>	17
2.2.4	<i>Intérêt d'utiliser SWAT à Arquennes</i>	17
2.2.5	<i>Description des modules de SWAT utilisés à Arquennes</i>	18
2.2.6	<i>Couplage de SWAT avec un S.I.G.</i>	21
2.3	MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE DE CALIBRATION ET DE VALIDATION DE SWAT	23
2.4	DONNÉES NÉCESSAIRES À LA MODÉLISATION UTILISÉES À ARQUENNES	25
2.4.1	<i>La topographie</i>	25
2.4.2	<i>Le sol</i>	27
2.4.3	<i>L'occupation du sol et les pratiques de gestion</i>	28
2.4.4	<i>La météorologie</i>	29
2.5	PARAMÈTRES ET VARIABLES UTILISÉS SUR LES BASSINS D'ARQUENNES.....	29
2.5.1	<i>Données sol</i>	29
2.5.2	<i>Curve number</i>	31
2.5.3	<i>Données plantes</i>	33
2.5.4	<i>Initialisation des niveaux d'azote</i>	34
2.5.5	<i>Paramètres généraux</i>	35
2.6	RÉSULTATS DU CALIBRAGE ET VALIDATION	35
2.6.1	<i>Bilan hydrique</i>	35
2.6.2	<i>Rendements des cultures</i>	40
2.6.3	<i>Bilan d'azote</i>	44
2.7	SORTIES DU MODÈLE SWAT : CARTOGRAPHIE DES FLUX D'AZOTE SOUS LA ZONE RACINAIRE	46
2.8	TESTS DE SCÉNARIOS.....	51

2.8.1	Scénario 1 : réduction de la fertilisation minérale de 50%.....	52
2.8.2	Scénario 2 : suppression de tous les apports d'effluents d'élevage	56
2.8.3	Scénario 3 : suppression de tous les apports d'effluents d'élevage et compensation par apport d'azote minéral	60
2.8.4	Scénario 4 : suppression des légumineuses dans la rotation	64
2.8.5	Scénario 5 : mise en prairie "extensive" de l'ensemble de la superficie des bassins	65
2.8.6	Scénario 6 : mise en prairie "intensive" de l'ensemble de la superficie des bassins.....	67
2.9	RÉCAPITULATIF DES TESTS DE SCÉNARIOS	68
2.10	CONCLUSION	69
3	ETUDE COÛT-EFFICACITÉ DES ACTIONS MISES EN PLACE À ARQUENNES.....	71
3.1	PRÉAMBULE	71
3.2	ANALYSE ÉCONOMIQUE APPLIQUÉE AUX BASSINS VERSANTS D'ARQUENNES.....	72
3.2.1	Analyse coûts-bénéfices pour les agriculteurs.....	72
3.2.2	Bilan de l'analyse coûts-bénéfices.....	82
3.2.3	Analyse des bénéfices pour la société.....	83
3.3	CONCLUSION DE L'ÉTUDE ÉCONOMIQUE.....	83
4	BILAN D'AZOTE À L'ÉCHELLE DES BASSINS PILOTES.....	85
4.1	ÉTABLISSEMENT DES DIFFÉRENTS TERMES DU BILAN D'AZOTE SUR LES BASSINS D'ARQUENNES .	85
4.1.1	Apport d'azote par les effluents d'élevage.....	85
4.1.2	Apport d'azote par d'autres fertilisants organiques.....	86
4.1.3	Apports d'engrais minéraux	86
4.1.4	Dépôts atmosphériques d'azote	86
4.1.5	Fixation biologique.....	87
4.1.6	Apport par les semences et le matériel végétal.....	88
4.1.7	Exportation d'azote via la production végétale.....	88
4.1.8	Emissions atmosphériques d'ammoniac	88
4.2	COMPARAISON DU BILAN D'AZOTE À ARQUENNES AVEC LES BILANS D'AZOTE EN RÉGION WALLONE ET DANS LE DISTRICT DE NIVELLES	89
4.3	COMPARAISON DU BILAN D'AZOTE ÉTABLI A ARQUENNES AVEC LE BILAN SWAT.....	90
4.4	CONCLUSIONS	92
5	BIBLIOGRAPHIE	93
6	ANNEXES.....	96
6.1	ANNEXE 6. EQUATIONS GOUVERNANT LE MODÈLE SWAT.....	96
6.1.1	Module croissance des plantes	96
6.1.2	Module cycle hydrologique.....	97
6.1.3	Module cycle de l'azote	99
6.2	ANNEXE 2. PARAMÈTRES « SOL » UTILISÉS DANS SWAT	103
6.3	ANNEXE 3. COEFFICIENTS D'EXPORTATION DES PRINCIPALES CULTURES (COPREN).....	111

6.4	ANNEXE 4. BILAN D'AZOTE À L'ÉCHELLE DES BASSINS VERSANTS D'ARQUENNES.....	112
6.5	ANNEXE 5. BILAN D'AZOTE À L'ÉCHELLE DU DISTRICT DE NIVELLES.....	112
6.6	ANNEXE 6. BILAN D'AZOTE À L'ÉCHELLE DE LA RÉGION WALLONNE.....	113
6.7	ANNEXE 7. BILAN D'AZOTE À L'ÉCHELLE DES BASSINS D'ARQUENNES ET ÉTABLI PAR SWAT ..	113

Liste des figures

Figure 1. Concentrations en nitrate dans les prises d'eau d'Arquennes (période 1996 – 2006)	10
Figure 2. Concentration en nitrate dans les prises d'eau d'Arquennes (période 2006 - 2010).....	11
Figure 3. Concentrations en nitrate dans les piézomètres et prises d'eau (bassin pilote Ouest)	12
Figure 4. Localisation des piézomètres sur les bassins d'Arquennes.....	13
Figure 5. Concentrations en nitrate dans les piézomètres et prise d'eau (bassin pilote Est)	13
Figure 6. Modules inclus dans le modèle SWAT (d'après Romanowicz et al. 2005).....	16
Figure 7. Ligne du temps de la modélisation hydrologique Nord-Américaine	16
Figure 8. Représentation schématique du cycle hydrologique décrit dans SWAT	20
Figure 9. Cycle de l'azote décrit dans SWAT	20
Figure 10. Interface spécifique pour l'application de SWAT dans AVSWAT-X	22
Figure 11. Fonctionnement général en modules d'AVSWAT-X.....	23
Figure 12. Méthodologie de validation du modèle SWAT	25
Figure 13 : Points levés au DGPS sur les bassins d'Arquennes.....	26
Figure 14 : Modèle Numérique de Terrain des deux petits bassins versants d'Arquennes (exagération 7x).....	27
Figure 15. Extrait des planchettes 128 E et 129 W de la carte des sols de Belgique	27
Figure 16. Carte Numérique des Sols introduite dans SWAT, bassin Ouest	28
Figure 17. Parcellaire du bassin Ouest, géoréférencé dans SWAT	28
Figure 18. Evapotranspirations mensuelles calculées par la méthode « type » région wallonne et par le modèle SWAT sur les bassins Ouest et Est	37
Figure 19. Ruissellements de surface mensuels calculés par la méthode « type » région wallonne et par le modèle SWAT sur les bassins Ouest et Est	38
Figure 20. Percolations mensuelles calculées par la méthode "type" en région wallonne et par le modèle SWAT sur les bassins Ouest et Est	39
Figure 21. Percolation calculée par SWAT à 2m de profondeur entre 2000 et 2006.....	40
Figure 22. Débit à la prise d'eau G3 entre 2001 et 2006	40
Figure 23. Rendements observés et simulés en froment sur le bassin Est.....	41
Figure 24. Rendements observés et simulés en froment sur le bassin Ouest	42
Figure 25. Rendements observés et simulés en betterave sur le bassin Est.....	43
Figure 26. Rendements observés et simulés en betterave sur le bassin Ouest	43
Figure 27. Carte des résultats APL 2005.....	45

Figure 28. Carte des résultats APL 2006.....	46
Figure 29. Carte des teneurs en nitrate simulées dans l'eau de percolation par HRU (valeur moyenne - année 2000).....	47
Figure 30. Carte des teneurs en nitrate simulées dans l'eau de percolation par HRU (valeur moyenne - année 2001).....	47
Figure 31. Carte des teneurs en nitrate simulées dans l'eau de percolation par HRU (valeur moyenne - année 2002).....	48
Figure 32. Carte des teneurs en nitrate simulées dans l'eau de percolation par HRU (valeur moyenne - année 2003).....	48
Figure 33. Carte des teneurs en nitrate simulées dans l'eau de percolation par HRU (valeur moyenne - année 2004).....	49
Figure 34. Carte des teneurs en nitrate simulées dans l'eau de percolation par HRU (valeur moyenne - année 2005).....	49
Figure 35. Carte des teneurs en nitrate simulées dans l'eau de percolation par HRU (valeur moyenne - année 2006).....	50
Figure 36. Carte des teneurs en nitrate simulées dans l'eau de percolation par HRU (valeur moyenne - année 2007).....	50
Figure 37. Impact sur les rendements en froment de la réduction de la fertilisation azotée - bassin Est	52
Figure 38. Impact sur les rendements en froment de la réduction de la fertilisation azotée - bassin Ouest.....	52
Figure 39. Impact sur les rendements en betterave de la réduction de la fertilisation azotée - bassin Est	53
Figure 40. Impact sur les rendements en betterave de la réduction de la fertilisation azotée - bassin Ouest.....	53
Figure 41. Impact sur les rendements en maïs de la réduction de la fertilisation azotée - bassin Est ...	54
Figure 42. Impact sur les rendements en maïs de la réduction de la fertilisation azotée - bassin Ouest	54
Figure 43. Impact de la réduction de fertilisation minérale sur la concentration en nitrate dans l'eau de percolation – bassin Est	55
Figure 44. Impact de la réduction de fertilisation minérale sur la concentration en nitrate dans l'eau de percolation – bassin Ouest.....	55
Figure 45. Impact sur les rendements en froment de la suppression des apports d'effluents organiques - bassin Est.....	56
Figure 46. Impact sur les rendements en froment de la suppression des apports d'effluents organiques - bassin Ouest.....	56
Figure 47. Impact sur les rendements en betterave de la suppression des apports d'effluents organiques - bassin Est.....	57
Figure 48. Impact sur les rendements en betterave de la suppression des apports d'effluents organiques - bassin Ouest.....	57
Figure 49. Impact sur les rendements en maïs de la suppression des apports d'effluents organiques - bassin Est.....	58
Figure 50. Impact sur les rendements en maïs de la suppression des apports d'effluents organiques - bassin Ouest.....	58

Figure 51. Impact de la suppression des apports organiques sur la concentration en nitrate dans l'eau de percolation – bassin Est	59
Figure 52. Impact de la suppression des apports organiques sur la concentration en nitrate dans l'eau de percolation – bassin Ouest	59
Figure 53. Impact sur les rendements en froment de la suppression des apports d'effluents organiques avec compensation minérale- bassin Est	60
Figure 54. Impact sur les rendements en froment de la suppression des apports d'effluents organiques avec compensation minérale- bassin Ouest	60
Figure 55. Impact sur les rendements en betterave de la suppression des apports d'effluents organiques avec compensation minérale- bassin Est	61
Figure 56. Impact sur les rendements en betterave de la suppression des apports d'effluents organiques avec compensation minérale- bassin Ouest	61
Figure 57. Impact sur les rendements en maïs de la suppression des apports d'effluents organiques avec compensation minérale- bassin Est	62
Figure 58. Impact sur les rendements en maïs de la suppression des apports d'effluents organiques avec compensation minérale- bassin Ouest	62
Figure 59. Impact de la suppression des apports organiques avec compensation minérale sur la concentration en nitrate dans l'eau de percolation – bassin Est	63
Figure 60. Impact de la suppression des apports organiques avec compensation minérale sur la concentration en nitrate dans l'eau de percolation – bassin Ouest	63
Figure 61. Impact du remplacement des légumineuses par une betterave sur la quantité d'azote lessivé – bassin Ouest	64
Figure 62. Impact du remplacement des légumineuses par une betterave sur la concentration en nitrate dans l'eau de percolation – bassin Ouest	65
Figure 63. Impact de la mise en prairie "extensive" du bassin Est sur la concentration en nitrate dans l'eau de percolation	66
Figure 64. Impact de la mise en prairie "extensive" du bassin Ouest sur la concentration en nitrate dans l'eau de percolation	66
Figure 65. Impact de la mise en prairie "intensive" du bassin Est sur la concentration en nitrate dans l'eau de percolation	67
Figure 66. Impact de la mise en prairie "intensive" du bassin Ouest sur la concentration en nitrate dans l'eau de percolation	68
Figure 67. Récapitulatif des tests de scénarios : impact sur la qualité de l'eau de percolation – bassin Est	69
Figure 68. Récapitulatif des tests de scénarios : impact sur la qualité de l'eau de percolation – bassin Ouest	69
Figure 69. Evolution des superficies couvertes par des CIPAN	75
Figure 70. Evolution des pratiques de fertilisation par agriculteur sur les bassins d'Arquennes : betterave	79
Figure 71. Evolution des pratiques de fertilisation par agriculteur sur les bassins d'Arquennes : pomme de terre	79
Figure 72. Evolution des pratiques de fertilisation par agriculteur sur les bassins d'Arquennes : maïs	80
Figure 73. Retombées sèches et humides d'azote sur les terres agricoles par maille EMEP	87

Figure 74. Excédents d'azote dans les sols agricoles	90
Figure 75. Comparaison du bilan d'azote établi sur les bassins d'Arquennes avec le bilan d'azote établi par SWAT.....	91

Liste des tableaux

Tableau 1. Les 9 outils de quantification comparés dans EuroHarp	18
Tableau 2. Définition des termes du bilan hydrique dans SWAT	24
Tableau 3. Classes de sols rencontrés à Arquennes et leur proportion sur les bassins.....	31
Tableau 4. Curve Number valables pour les terres cultivées	32
Tableau 5. Curve Number valables pour les terres cultivées (suite)	32
Tableau 6. Curve Number valables pour d'autres terres agricoles.....	33
Tableau 7. Paramètres culturaux calibrés pour les bassins d'Arquennes	33
Tableau 8. Concentrations initiales en azote organique dans la 1ère couche de sol	34
Tableau 9. Paramètres généraux calibrés utilisés dans la modélisation SWAT	35
Tableau 10. Bilan hydrique calculé par SWAT sur le bassin Ouest.....	35
Tableau 11. Bilan hydrique calculé par SWAT sur le bassin Est.....	36
Tableau 12. Valeurs « type » du bilan hydrique en RW adaptées aux bassins pilotes d'Arquennes	36
Tableau 13. Quantités d'azote nitrique lixiviées (kg N-NO ₃ ⁻ /ha) et concentrations en nitrate dans les eaux de percolation (mg NO ₃ ⁻ /l) calculées par SWAT sur le bassin Ouest	44
Tableau 14. Quantités d'azote nitrique lixiviées (kg N-NO ₃ ⁻ /ha) et concentrations en nitrate dans les eaux de percolation (mg NO ₃ ⁻ /l) calculées par SWAT sur le bassin Est	44
Tableau 15. Capacité imposée par le PGDA et coûts correspondants pour la mise aux normes des infrastructures de stockage des effluents	73
Tableau 16. Coût de mise au norme rapporté au volume de chaque infrastructure.....	73
Tableau 17. Coûts de mise aux normes rapportés à la surface des bassins d'Arquennes.....	73
Tableau 18. Calcul des coûts des conseils de fumure sur les bassins d'Arquennes	74
Tableau 19. Valeurs utilisées par défaut par le logiciel Mecacost pour le coût de semis des CIPAN ..	76
Tableau 20. Surcoût de semis engendré par l'augmentation de la surface de CIPAN	76
Tableau 21. Coût des semences (source : classeur Eau-Nitrate de Nitrawal).....	77
Tableau 22. Valeurs utilisées par défaut par le logiciel Mecacost pour le coût de destruction des CIPAN	77
Tableau 23. Surcoût de destruction engendré par l'augmentation de la surface de CIPAN	77
Tableau 24. Surcoût total engendré par l'implantation de CIPAN, exprimé en €/ha de CIPAN	78
Tableau 25. Surcoût total engendré par l'implantation de CIPAN, rapporté à la superficie des bassins	78
Tableau 26. Evolution des pratiques de fertilisation par agriculteur sur les bassins d'Arquennes	81
Tableau 27. Evolution de l'épandage total d'azote minéral en tenant compte des superficies occupées par chaque culture.....	82

Tableau 28. Bilan de l'analyse coûts - bénéfiques	82
Tableau 29. Apport d'azote par les effluents d'élevage sur les bassins d'Arquennes.....	86
Tableau 30. Apport d'azote par d'autres fertilisants organiques que les effluents d'élevage sur les bassins d'Arquennes	86
Tableau 31. Quantités d'azote minéral épandues sur les bassins d'Arquennes	86
Tableau 32. Retombées sèches et humides d'azote atmosphérique sur les bassins d'Arquennes (période 2000 – 2008).....	87
Tableau 33. Fixation d'azote par les légumineuses sur les bassins d'Arquennes.....	88
Tableau 34. Apport d'azote par les semences et le matériel végétal sur les bassins d'Arquennes.....	88
Tableau 35. Exportation d'azote lors de la récolte sur les bassins d'Arquennes.....	88
Tableau 36. Coefficients de volatilisation utilisés sur les bassins d'Arquennes	89
Tableau 37. Emissions atmosphériques d'ammoniac sur les bassins d'Arquennes.....	89
Tableau 38. Différence entre le bilan d'azote SWAT et le bilan d'azote calculé sur les bassins d'Arquennes.....	91

1 SUIVI DU NITRATE DANS LES EAUX SOUTERRAINES.

1.1 Aux prises d'eau

1.1.1 Période 1996 – 2006 : historique de l'évolution de la qualité de l'eau

Des analyses d'eau ont été réalisées aux captages d'Arquennes depuis 1996 par la SWDE.

Les résultats indiquent que la situation s'est clairement dégradée en 1998 en ce qui concerne la galerie G6 (bassin pilote Est) et en 2002 en ce qui concerne la galerie G3 (bassin pilote Ouest) (Figure 1).

La qualité de l'eau à l'émergence E2 (bassin pilote Ouest) est restée relativement stable au cours de la période 1996 – 2006, se situant aux environs de 50 mg NO₃⁻/l.

L'émergence E1 (bassin pilote Ouest) a connu une légère amélioration de sa qualité en 2002-2003. A partir de 2004, la concentration en nitrate est régulièrement passée au dessus de 50 mg NO₃⁻/l.

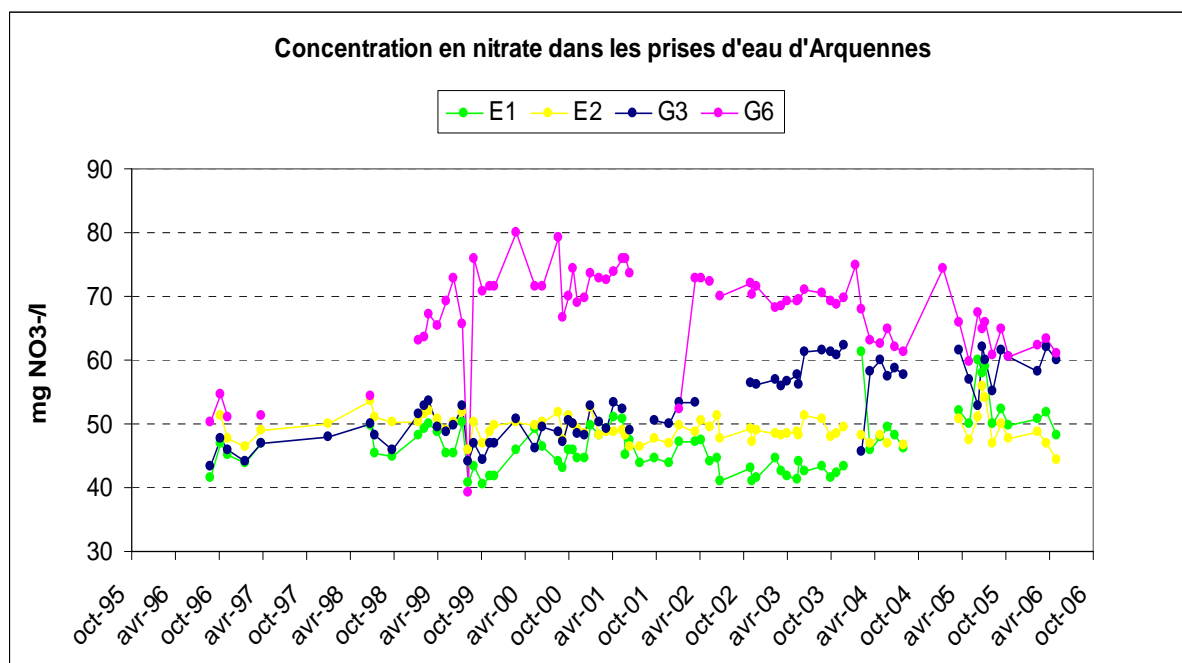


Figure 1. Concentrations en nitrate dans les prises d'eau d'Arquennes (période 1996 – 2006)

1.1.2 Période 2006 - 2010

Depuis juin 2006, un échantillonnage mensuel est réalisé dans les 4 prises d'eau situées sur le site d'Arquennes dans le cadre de cette étude.

Au cours de la période de recherche (juin 2006 – septembre 2010), on observe (Figure 2) ce qui suit.

- A la galerie G6 (bassin pilote Est) : dans un premier temps, de mi-2006 jusque fin 2008, une augmentation continue des teneurs en nitrate dans l'eau captée jusqu'à dépasser la valeur de 70 mg NO₃⁻/l. Depuis la fin de l'année 2008, on observe une diminution de la concentration qui se situe en septembre 2010 sous les 60 mg NO₃⁻/l ;
- A la galerie G3 (bassin pilote Ouest) : après une première phase d'augmentation progressive des teneurs en nitrate dans l'eau captée jusque fin 2008, une diminution de ces teneurs jusque

fin 2009. Au cours de l'année 2010, les concentrations sont restées entre 55 et 60 mg NO₃/l, avec une diminution sous les 55 mg NO₃/l lors des dernières mesures;

- A l'émergence E1 (bassin pilote Ouest) : après une augmentation des concentrations jusque fin 2006, une diminution progressive de ces concentrations jusque fin 2009 ; au cours de l'année 2010, les teneurs en nitrate dans l'eau captée ont légèrement augmenté et se situent en septembre 2010 aux alentours de 50 mg NO₃/l ;
- A l'émergence E2 (bassin pilote Ouest) : une diminution constante des teneurs en nitrate dans l'eau captée ; depuis 2007, les concentrations se situent sous les 50 mg NO₃/l et varient actuellement entre 35 et 40 mg NO₃/l.

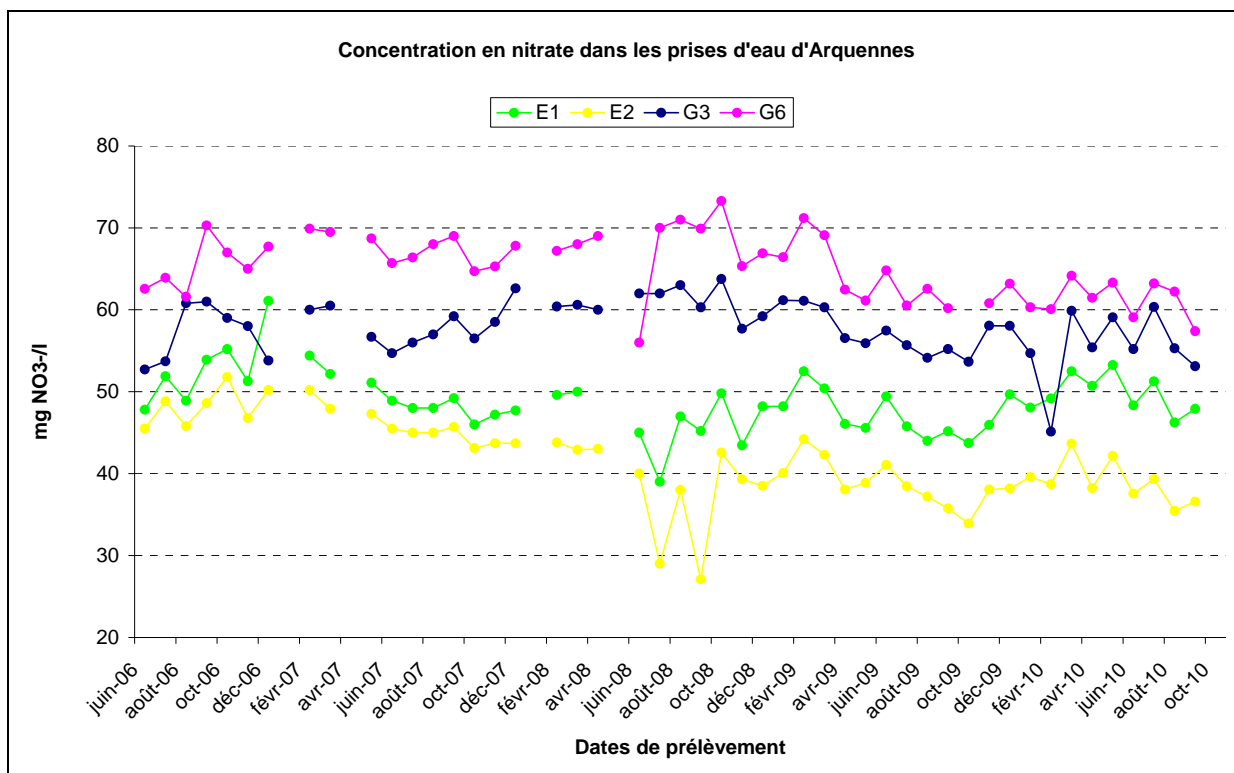


Figure 2. Concentration en nitrate dans les prises d'eau d'Arquennes (période 2006 - 2010)

En résumé, une nette amélioration de la situation en terme de qualité de l'eau captée s'observe dans les galeries G3 et G6 depuis la fin de l'année 2008, reflétant les premiers effets de la mise en application du PGDA sur les bassins d'Arquennes depuis 2005; cette amélioration s'était déjà observée dans les émergences E1 et E2 un peu plus tôt, au cours de l'année 2007, avant une stabilisation des concentrations dans ces prises d'eau au cours des mois suivants.

1.2 Aux piézomètres

Depuis juin 2006, un échantillonnage mensuel dans les piézomètres est réalisé pour évaluer la concentration en nitrate dans la frange superficielle de l'aquifère. La Figure 3 et la Figure 5 présentent les résultats de ces mesures.

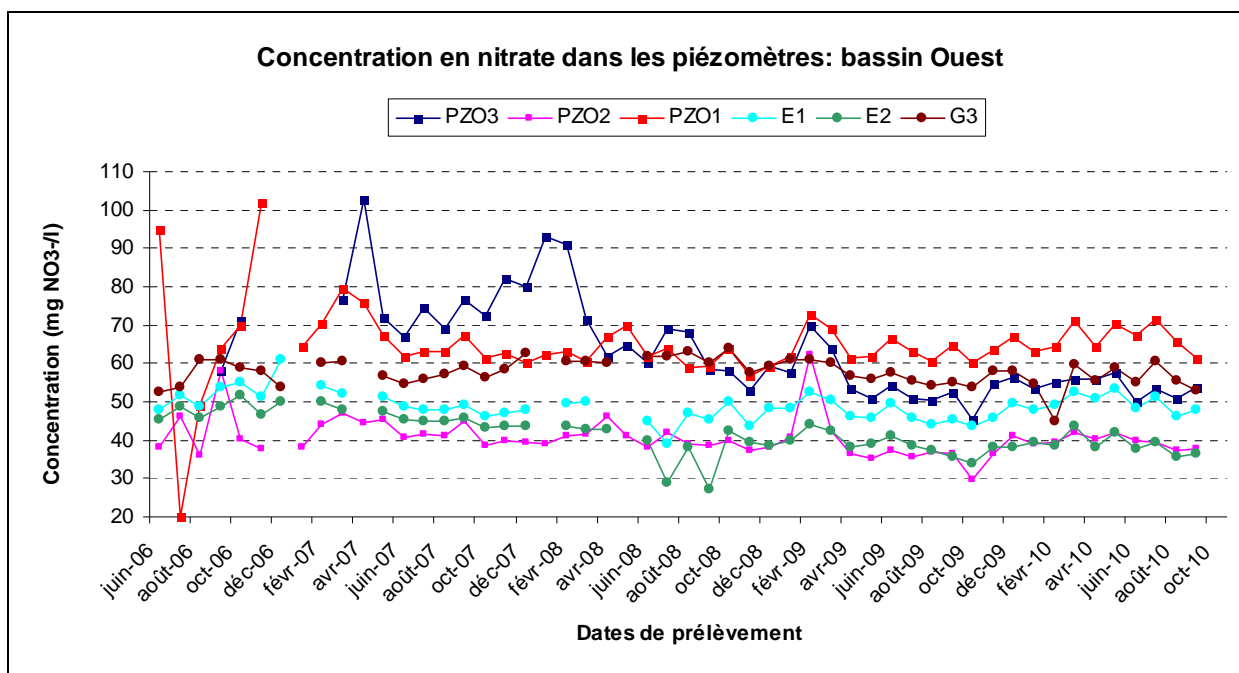


Figure 3. Concentrations en nitrate dans les piézomètres et prises d'eau (bassin pilote Ouest)

Dans le bassin Ouest, les observations en matière de teneur en nitrate dans les piézomètres sont décrites ci-dessous (Figure 3).

- Le piézomètre **PZ O1**, situé dans l'axe du talweg (Figure 5) montre un comportement erratique de ses teneurs en nitrate au cours des premiers mois d'échantillonnage (juin 2006 – novembre 2006). Par la suite, après un pic observé durant les premiers mois de l'année 2007, les concentrations se sont stabilisées autour de 60 mg NO₃⁻/l, suivant ainsi les concentrations observées dans la galerie G3. Depuis le début de l'année 2009, les concentrations observées dans le PZ O1 sont cependant restées constamment supérieures aux concentrations observées à la G3. En octobre 2010, les concentrations observées dans ce piézomètres sont les plus élevées parmi celles observées dans les piézomètres du bassin Ouest et se situent entre 60 et 70 mg NO₃⁻/l. Compte tenu du gradient d'écoulement de la nappe au droit du piézomètre, les eaux passant au droit ou à proximité de ce dernier se retrouveront, *in fine*, dans la galerie G3 (cf partie Aqualé du rapport d'activités - § 9.6).
- Le piézomètre **PZ O2**, situé à l'amont hydrogéologique de la source à l'émergence E2, présente historiquement des concentrations du même ordre de grandeur que celles rencontrées dans l'émergence E2 entre 40 et 50 mg NO₃⁻/l). Les teneurs en nitrate dans ce piézomètre sont relativement stables et inférieures à 40 mg NO₃⁻/l en septembre 2010.
- Le piézomètre **PZ O3**, situé sur le plateau du bassin pilote Ouest, présente des concentrations élevées au cours de l'année 2007 et au début de l'année 2008 : entre 70 et 100 mg NO₃⁻/l. Par la suite, une diminution progressive des teneurs en nitrate est observée dans ce piézomètre ; celles-ci se situent aux alentours de 50 mg NO₃⁻/l en septembre 2010.

En résumé, il apparaît clairement que l'évolution des teneurs en nitrate dans le piézomètre PZ O2 donne une bonne indication de la situation à l'émergence E2, située directement en aval. En revanche, il est plus difficile d'établir un lien direct entre les autres prises d'eau et un piézomètre en particulier: si l'évolution de la qualité de l'eau à la galerie G3 pouvait être corrélée à celle du PZ O1 jusque début 2009, ce n'est plus le cas maintenant, les teneurs en nitrate étant systématiquement supérieures dans le PZ O1 par rapport à la G3. Compte tenu de l'écoulement des flux au droit de PZ O3 (cf partie Aqualé du rapport d'activités - § 9.6), il est probable que l'eau s'écoulant au droit ou à proximité de celui-ci ne contribue que faiblement au débit capté à la galerie ou aux émergences.

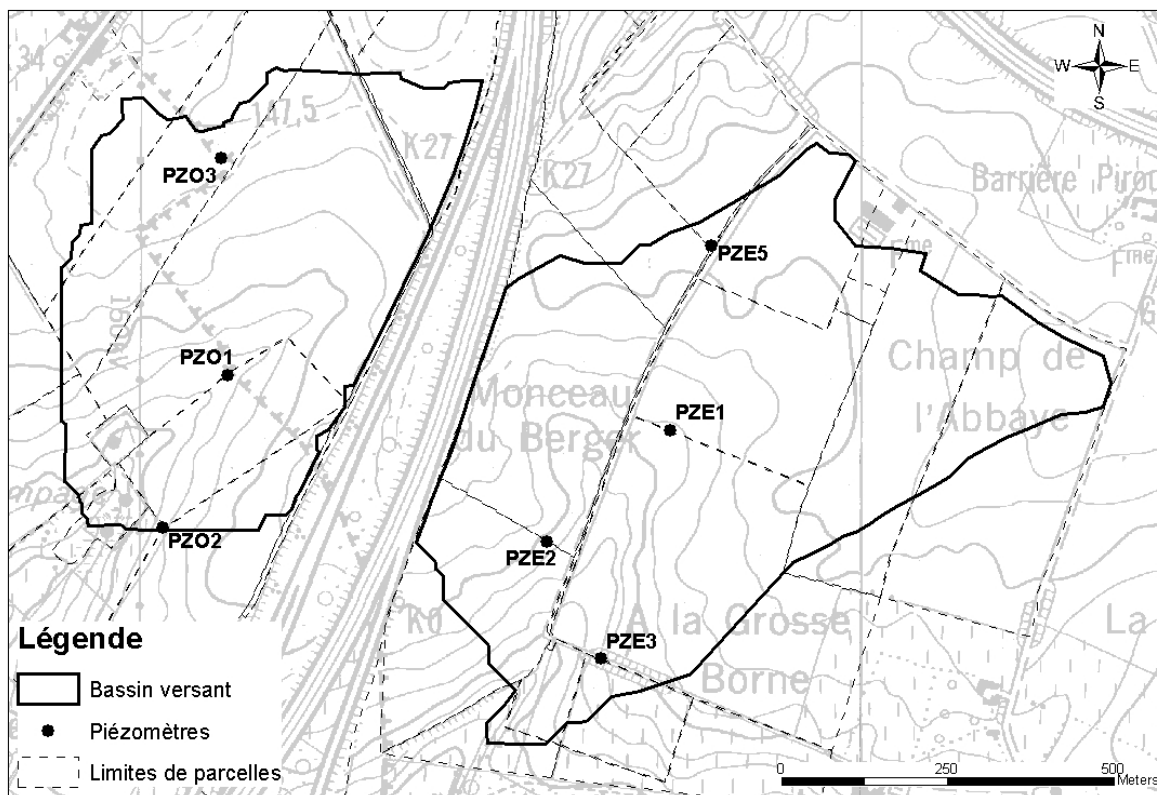


Figure 4. Localisation des piézomètres sur les bassins d'Arquenthes

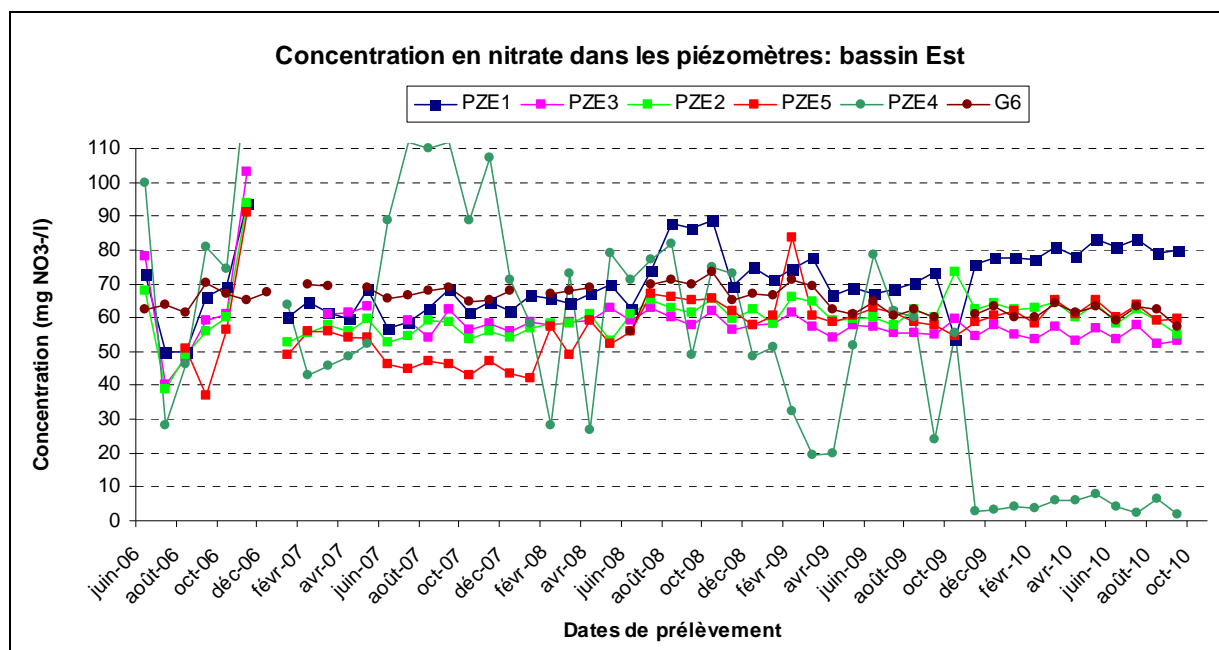


Figure 5. Concentrations en nitrate dans les piézomètres et prise d'eau (bassin pilote Est)

Dans le bassin Ouest, les observations en matière de teneur en nitrate dans les piézomètres (Figure 5) sont décrites ci-après.

- Au piézomètre **PZ E3** situé en amont de la galerie G6, l'eau présente depuis le début de l'échantillonnage des concentrations systématiquement inférieures de quelques mg NO₃/l aux concentrations observées dans la galerie G6. Compte tenu de son gradient d'écoulement, une partie de l'eau qui s'écoule au droit ou à proximité du PZ E3 sera captée à la galerie G6 (cf

essai de traçage en milieu saturée – partie Aqualé du rapport d’activités - § 7.2). Les teneurs en nitrate au droit de ce piézomètre ont diminué au cours de l’année 2009 et se chiffrent actuellement entre 50 et 55 mg NO₃⁻/l, ce qui permet d’espérer que la baisse des concentrations observée dans l’eau captée à la galerie G6 se poursuive dans les prochains mois.

- Au piézomètre **PZ E2**, l’eau montre des concentrations relativement stables, de l’ordre de 60 mg NO₃⁻/l, depuis le début de l’échantillonnage. Compte tenu du gradient d’écoulement de la nappe au droit de ce piézomètre (cf partie Aqualé du rapport d’activités - § 9.6), les eaux passant à proximité de ce dernier ne sont pas ou très peu interceptées aux prises d’eau et s’écoulent vers le ruisseau des Trieux.
- Au piézomètre **PZ E1** situé sur le plateau du bassin pilote Est, les concentrations en nitrate sont historiquement les plus élevées sur ce bassin. Un pic à 90 mg NO₃⁻/l a ainsi été observé en 2008. Une augmentation des teneurs en nitrate se remarque dans l’eau échantillonnée à ce piézomètre en 2009 et 2010, se démarquant ainsi du comportement des autres piézomètres. Les teneurs en nitrate s’y chiffrent actuellement à 80 mg NO₃⁻/l. Compte tenu du gradient d’écoulement de la nappe au droit de ce piézomètre (cf partie Aqualé du rapport d’activités - § 9.6), les eaux passant au droit ou à proximité de ce dernier ne sont pas interceptées aux prises d’eau et s’écoulent vers le ruisseau des Trieux.
- Au piézomètre **PZ E5** situé sur le plateau du bassin pilote Est, l’eau a connu une hausse importante de sa teneur en nitrate durant la première partie de l’année 2008, se stabilisant par après aux environs de 60 mg NO₃⁻/l. Compte tenu du gradient d’écoulement de la nappe au droit de ce piézomètre (cf partie Aqualé du rapport d’activités - § 9.6), les eaux passant ou à proximité de ce dernier se retrouveront, *in fine*, dans la galerie G3.
- Au piézomètre **PZ E4** situé 200m au Nord du bassin Ouest, l’eau présente un comportement totalement différent de celui des autres piézomètres. Il faut rappeler qu’il est situé en dehors du bassin hydrographique et son comportement ne peut donc être comparé aux observations faites dans la galerie G6. A ce titre, il joue un rôle de témoin (sans encadrement des agriculteurs). Depuis le début du projet, le comportement de ce piézomètre est extrêmement volatile, avec des concentrations observées s’étalant étonnamment entre 2 et 132 mg NO₃⁻/l. Les teneurs en nitrate dans ce piézomètre sont stabilisées depuis la fin de l’année 2009 et sont particulièrement faibles (sous les 10 mg NO₃⁻/l). L’explication de ces faibles concentrations en nitrate reste à trouver.

En résumé, la diminution des concentrations au piézomètre PZ E3, situé à l’amont hydrogéologique de la galerie G6, permet d’espérer une poursuite de la diminution des concentrations à la galerie G6 dans les prochains mois. Compte tenu du gradient d’écoulement de la nappe à cet endroit, la hausse des concentrations en nitrate dans le piézomètre PZ E1 ne se fera probablement pas ressentir dans les prises d’eau dans le futur.

2 MODÉLISATION DES ÉCOULEMENTS ET DU TRANSPORT EN ZONE RACINAIRE

2.1 Méthodologie générale de modélisation des flux et transports

Les bassins versants sont découpés verticalement en deux zones : une zone non saturée et une zone saturée. Dans la zone non saturée, le mouvement de l'eau dans le sol est principalement gravitaire (vertical par percolation). Au sein de la zone saturée, domine la composante horizontale vers l'exutoire (captages et cours d'eau). L'eau peut également s'écouler par ruissellement soit de surface soit hypodermique suivant le profil topographique avant d'atteindre la zone non saturée ou le cours d'eau ou encore avant d'être évaporée.

Outre ces différences en terme de flux, la zone non saturée et plus spécifiquement la couche superficielle (ou labourée) est le siège de nombreux processus de transformation de l'azote (minéralisation, organisation, dénitrification...); processus qui fixent ou libèrent de l'azote nitrique ammoniacal. La cinétique de ceux-ci est principalement influencée par la teneur en humus et les conditions de sol (température, humidité).

Pratiquement, les écoulements (eau) et transferts (nitrate) dans la zone non saturée superficielle (zone racinaire) sont modélisés à l'aide du logiciel SWAT par l'équipe GRENeRA (ULg, Gembloux Agro-Bio Tech – Unité de Science du Sol). Ce logiciel simule également les processus de transformation de l'azote évoqués ci-dessus.

Les écoulements et transferts dans la zone vadose et dans la zone saturée jusqu'à l'exutoire sont modélisés à l'aide du logiciel FEFLOW (cf partie Aquale du rapport d'activités – annexe 8) par les hydrogéologues du bureau d'études Aquale sprl, partenaire du projet.

Cette association entre les deux modèles permet :

- de valider la percolation sous la zone racinaire (pour GRENeRA) et
- d'évaluer la quantité de nitrate qui quitte cette zone (GRENeRA) en vue de modéliser son transfert en zone saturée vers les prises d'eau (Aquale sprl).

Pratiquement, les sorties de SWAT (percolation d'eau et lixiviation du nitrate) constituent les entrées de FEFLOW.

2.2 Le modèle SWAT

2.2.1 Description du modèle

Le modèle SWAT (Soil and Water Assessment Tool) a été développé aux Etats-Unis dans le but de prédire les impacts de la gestion du territoire sur l'eau, les sédiments et les rendements agricoles dans des bassins versants dont l'occupation des sols, ainsi que les pratiques de gestion, varient au cours des années (Arnold et al. 2005).

SWAT est un modèle qui satisfait aux objectifs suivants:

- il repose sur des bases physiques;
- il utilise des variables d'entrée facilement disponibles pour l'utilisateur dans la majorité des cas ;
- il peut s'appliquer à de petites surfaces (quelques hectares) comme à de grandes superficies (plusieurs milliers de km²);

- il permet d'envisager des impacts à long terme (plusieurs dizaines d'années).

SWAT est un modèle continu dans le temps, à pas de temps journalier et à trois dimensions. SWAT peut être classé dans la catégorie des modèles déterministes (les variables d'entrée et les paramètres du système sont parfaitement déterminés et déterminables) et semi-distribués (le modèle prend en compte la variabilité spatiale des caractéristiques du bassin versant ou des variables d'entrée mais certaines de ces caractéristiques ou variables d'entrée (exemple : les données météorologiques) peuvent être globalisées à l'ensemble du bassin versant).

Horizontalement, l'unité spatiale de base est la HRU (Hydrological Response Unit) qui est le résultat de la combinaison unique d'un type de sol, d'une classe d'occupation de sol et d'une série climatique. Chaque HRU est supposée représenter un comportement agro-hydrologique homogène. Verticalement, le modèle autorise la division de la zone racinaire en un maximum de 10 couches.

SWAT permet la modélisation, à l'échelle du bassin versant, de différents processus: les termes du bilan hydrique, la croissance végétale, l'érosion, la mobilité des nutriments (azote et phosphore) et des pesticides. Cependant quel que soit le processus étudié, la "force motrice" du modèle est l'équilibre hydrique du système.

SWAT peut être utilisé pour la modélisation de l'impact de pesticides comme pour la simulation de scénarios liés au changement climatique. Il peut s'appliquer à la simulation des flux d'un bassin unique ou d'un grand nombre de sous-bassins connectés hydrologiquement (un exemple est donné par l'estimation des ressources en eau de la Sardaigne (Cau et al., 2004)).

SWAT intègre aussi bien des considérations qualitatives que quantitatives dans différents domaines tel qu'il est illustré à la Figure 6.

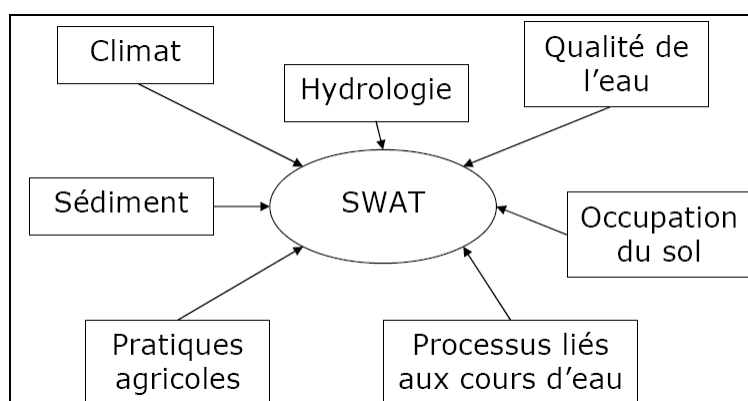


Figure 6. Modules inclus dans le modèle SWAT (d'après Romanowicz et al. 2005)

2.2.2 Développement de SWAT

SWAT est le résultat de trente années de modélisation américaine (Figure 7). Plusieurs modèles spécifiques ont contribué significativement à son développement, tels que USLE (Universal Soil Loss Equation), CREAMS (Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems), GLEAMS (Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems), SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basins), WEPP (Water Erosion Prediction Project) et EPIC (Erosion-Productivity Impact Calculator). Cela souligne le caractère intégré du modèle SWAT.

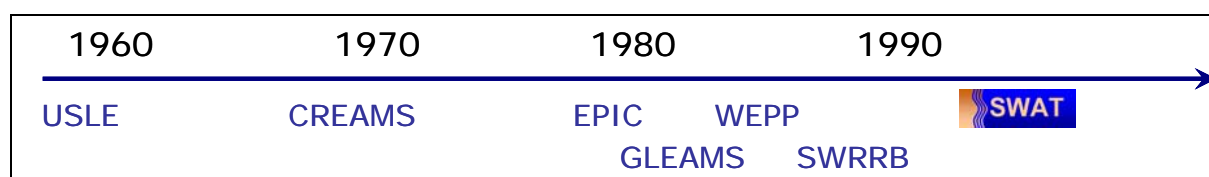


Figure 7. Ligne du temps de la modélisation hydrologique Nord-Américaine

Depuis la première version sortie en 1994, 7 autres versions du modèle ont été développées, apportant chacune son lot d'innovations et d'améliorations par rapport au modèle initial :

- SWAT96.2
- SWAT98.1
- SWAT99.2
- SWAT2000
- SWAT2003
- SWAT2005
- SWAT2009

La version utilisée pour modéliser les flux et transport sur les bassins d'Arquennes est SWAT2003, la version disponible la plus récente au début du projet.

2.2.3 Exigences du modèle

SWAT exige au minimum quatre types de données pour fonctionner correctement:

- la topographie,
- le sol,
- l'occupation du sol, de même que les pratiques liées à sa gestion,
- la météorologie.

SWAT, couplé au système d'information géographique ArcView, exige donc que ces informations soient géoréférencées. Il faut disposer, au minimum, d'un modèle numérique de terrain, d'une carte des sols numérisée, d'une carte de l'occupation du sol numérisée ainsi que la localisation des stations météorologiques dont les données sont utilisées.

L'objectif de tout modèle étant de se rapprocher le plus possible de la réalité, la qualité des données est donc primordiale et garantit l'intérêt des résultats.

2.2.4 Intérêt d'utiliser SWAT à Arquennes

SWAT est un modèle utilisé internationalement, entièrement et librement disponible sur Internet¹. Il fait l'objet de nombreuses publications dans tous ses domaines d'application (Gassman et al, 2007). De plus, des conférences internationales lui sont exclusivement consacrées tous les ans². Cette philosophie d'ouverture totale et son utilisation mondiale contribuent à sa continuelle amélioration.

L'implémentation de la Directive cadre sur l'eau appelle à une harmonisation des méthodologies ainsi que des outils utilisés pour la quantification des processus liés à la pollution diffuse. Un projet européen appelé EUROHARP a comparé à travers une évaluation scientifique les performances de neuf outils de quantification (Tableau 1), dont SWAT, en les appliquant à 17 grands bassins hydrographiques européens. Bien qu'aucun de ces neuf modèles ne s'impose indiscutablement pour l'ensemble des bassins européens, SWAT se révèle être le modèle le plus intéressant à de nombreux points de vue (Schoumans et Silgram, 2003).

¹ url : <http://swatmodel.tamu.edu/software/swat-model>

² url : <http://swatmodel.tamu.edu/conferences/>

Tableau 1. Les 9 outils de quantification comparés dans EuroHarp

1	NL-CAT
2	REALTA
3	N-LES CAT
4	MONERIS
5	TRK
6	SWAT
7	EveNFlow
8	NOPOLU
9	Source Apportionment

L'échelle de ce modèle, le bassin versant, est la plus intéressante pour envisager les transferts de polluants dans l'environnement ainsi que les conséquences des pratiques agricoles sur la qualité de l'eau. De plus, c'est l'échelle de travail recommandée par la Directive cadre sur l'eau.

L'interface conviviale et facilement utilisable de SWAT dans ArcView permet son utilisation sans devoir maîtriser un langage de programmation. Afin de pouvoir exploiter au mieux ses résultats, il est essentiel que l'utilisateur maîtrise les nombreux processus de ce modèle.

Les données requises pour mettre en oeuvre le modèle sont accessibles pour les deux bassins pilotes d'Arquennes. SWAT permet par ailleurs d'intégrer dans la modélisation l'impact de sources ponctuelles de contamination.

Les raisons du développement de SWAT sont assez similaires à celles qui ont précisément entraîné l'élaboration de la démarche de recherche concernant les deux bassins d'Arquennes. Les résultats issus de SWAT permettent donc de répondre aux questions posées à Arquennes.

2.2.5 Description des modules de SWAT utilisés à Arquennes

Remarque préliminaire : les différentes équations régissant les modules présentés ci-après se trouvent en annexe 6.1. Une description complète de tous les modules utilisés dans SWAT se trouve dans Arnold et al, 2005³.

2.2.5.1 Description du module croissance des plantes

Ce module va simuler les divers processus qui régissent la croissance des plantes. La notion d'unités de chaleur est au centre de ce processus. Cette théorie fut décrite (Boswell, 1926 ; Magoon et Culpepper, 1932) puis révisée et appliquée avec succès par après (Barnard, 1948 ; Phillips, 1950). La théorie des unités de chaleur postule que les plantes ont des besoins en terme de chaleur qui peuvent être quantifiés et reliés à la durée nécessaire pour atteindre la maturité. Ainsi, chaque jour, la plante accumulera une certaine quantité d'unités de chaleur égale à la différence entre la température journalière moyenne de l'air et la température de base de la plante (Equation 1 – Annexe 6.1). Connaissant le nombre de jours nécessaires à la plante pour atteindre la maturité, la température de base de la plante et la température journalière moyenne de l'air, il est donc possible de calculer le nombre total d'unités de chaleur requis pour atteindre la maturité de la plante. En sommant les unités de chaleur accumulées par la plante jusqu'au jour considéré et en divisant cette valeur par le nombre total d'unités de chaleur requis pour atteindre la maturité de la plante, on obtient ainsi un indice de maturité de la plante.

La croissance potentielle de la plante est ensuite calculée, correspondant à une croissance sous des conditions idéales, c'est-à-dire avec un accès à l'eau et aux nutriments suffisant et un climat favorable. L'accroissement potentiel journalier de la biomasse est fonction de la quantité de rayonnement photosynthétiquement actif interceptée par la plante et de l'efficacité de conversion de l'énergie en

³ url : <http://swatmodel.tamu.edu/media/1292/SWAT2005theory.pdf>

biomasse par la plante (Équation 2). La quantité de rayonnement photosynthétiquement actif interceptée par la plante est estimée en utilisant la loi de Beer (Monsi et Saeki, 1953) et dépend du rayonnement solaire incident et de l'indice de couverture foliaire (Équation 3). La croissance potentielle de la plante ne tient pas compte de certaines contraintes que la plante va rencontrer au cours de sa croissance. Ces contraintes sont au nombre de quatre dans SWAT : le stress hydrique, le stress en azote, le stress en phosphore et le stress dû à la température.

La croissance réelle de la plante, contrairement à la croissance potentielle, tient compte de ces contraintes par l'intermédiaire d'un facteur de croissance. En multipliant ce facteur par l'accroissement potentiel de la biomasse, on obtient l'accroissement réel de la biomasse pour un jour donné (Équation 4, Équation 5). Finalement, en sommant l'ensemble des accroissements réels journaliers de la biomasse, on obtient la biomasse totale présente sur la parcelle.

Enfin, la récolte obtenue sur la parcelle est calculée en utilisant un indice de récolte. L'indice de récolte est défini comme la fraction de la biomasse aérienne de la plante extraite en tant que récolte. La récolte est obtenue en multipliant l'indice de récolte par la biomasse aérienne présente sur la parcelle le jour de la récolte (Équation 6, Équation 7). On remarque également que la différence entre la biomasse et la récolte est convertie en résidus restitués au sol.

2.2.5.2 Description du cycle hydrologique

Le cycle hydrologique tel que décrit dans SWAT est représenté à la Figure 8. Dans SWAT, les précipitations fournissent l'énergie nécessaire au mouvement de l'eau dans le sol et en surface ainsi qu'au transport des nutriments et sédiments. Les précipitations atteignant le sol sont divisées en deux composantes : l'eau qui s'infiltré dans le sol et l'eau qui ruisselle en surface. Cette division s'opère sur base de la méthode SCS – Curve Number (USDA Soil Conservation Service, 1972). L'équation SCS (Équation 8, Équation 9) est une relation empirique qui a été développée aux Etats-Unis dans le but de fournir une base pour l'estimation des hauteurs d'eau ruisselées en relation avec le type de sol ainsi que son utilisation. Cette méthode attribue à chaque HRU⁴ un numéro de courbe (Curve Number CN), fonction de la perméabilité du sol, de son utilisation ainsi que des pratiques agricoles. Le Curve Number est aussi ajusté selon la pente du terrain et les conditions antérieures d'humidité du sol.

L'eau qui s'infiltré dans le sol percole, de couche en couche, jusque la limite inférieure de la zone racinaire. La percolation va apparaître quand le contenu en eau de la couche dépassera sa capacité au champ et que la couche sous-jacente ne sera pas saturée (Équation 17, Équation 18). L'eau infiltrée peut également être entraînée dans les écoulements latéraux de subsurface. Ces flux sont calculés dans SWAT à l'aide de la méthode développée par Sloan et al. (1983). SWAT modélise également l'évapotranspiration en provenance du sol et du couvert végétal (Équation 11 à Équation 16). La méthode utilisée est similaire à celle utilisée par Ritchie (1972).

Quand l'eau qui percole atteint la limite supérieure de la nappe, elle contribue à la recharge de l'aquifère. L'eau souterraine comprise dans la zone saturée peut être divisée dans SWAT en deux composantes : une nappe libre et une nappe captive. La recharge de l'aquifère est donc divisée entre recharge de la nappe libre et recharge de la nappe captive. Il existe un décalage entre le moment où l'eau quitte la zone racinaire et celui où elle atteint la nappe. Sur une plus longue période, percolation et recharge de l'aquifère deviennent cependant sensiblement égales.

SWAT modélise également les remontées capillaires depuis la nappe libre jusqu'à la zone racinaire en réponse à un déficit hydrique. Enfin, la recharge des cours d'eau depuis la nappe libre, ou flux de base, est aussi simulée par le modèle.

⁴ Hydrological Response Unit : surface homogène d'un point de vue sol, sous-sol, occupation du sol et climat

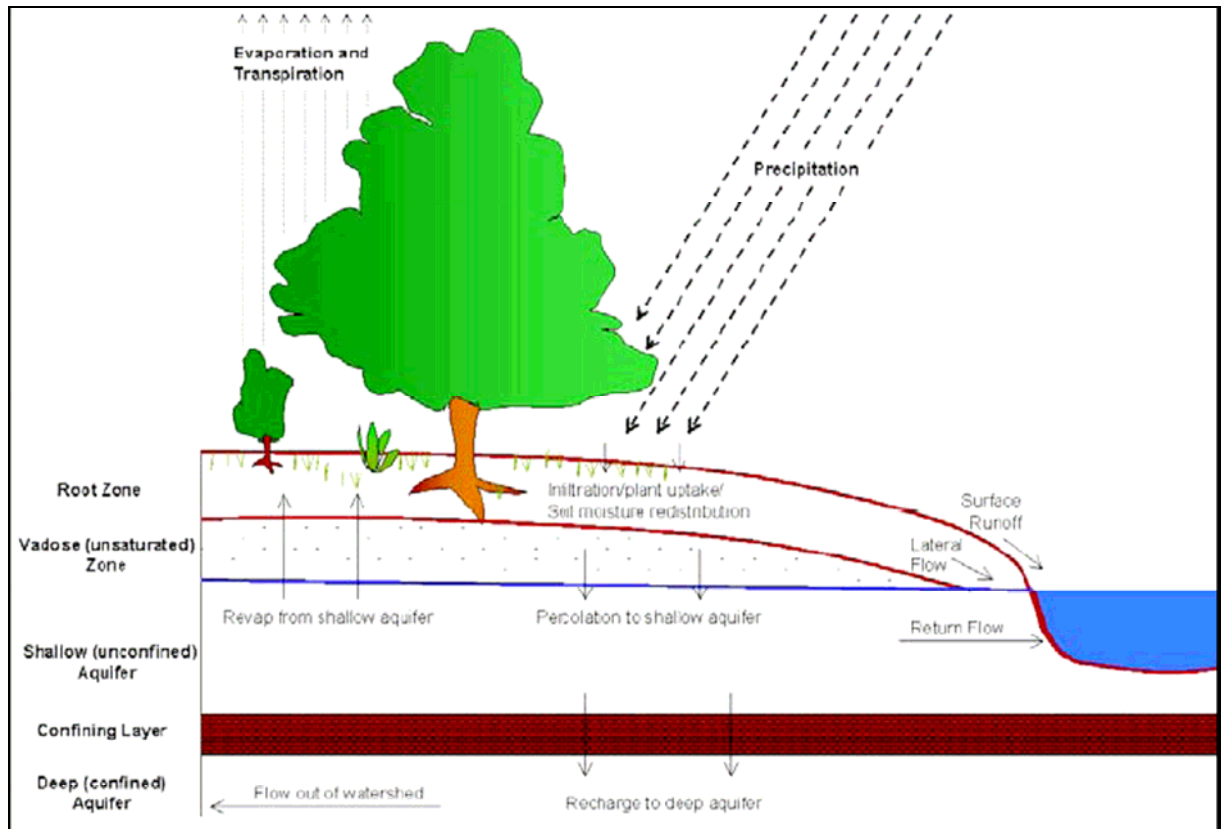


Figure 8. Représentation schématique du cycle hydrologique décrit dans SWAT

2.2.5.3 Description du cycle de l'azote

Le cycle de l'azote décrit dans SWAT est représenté à la Figure 9.

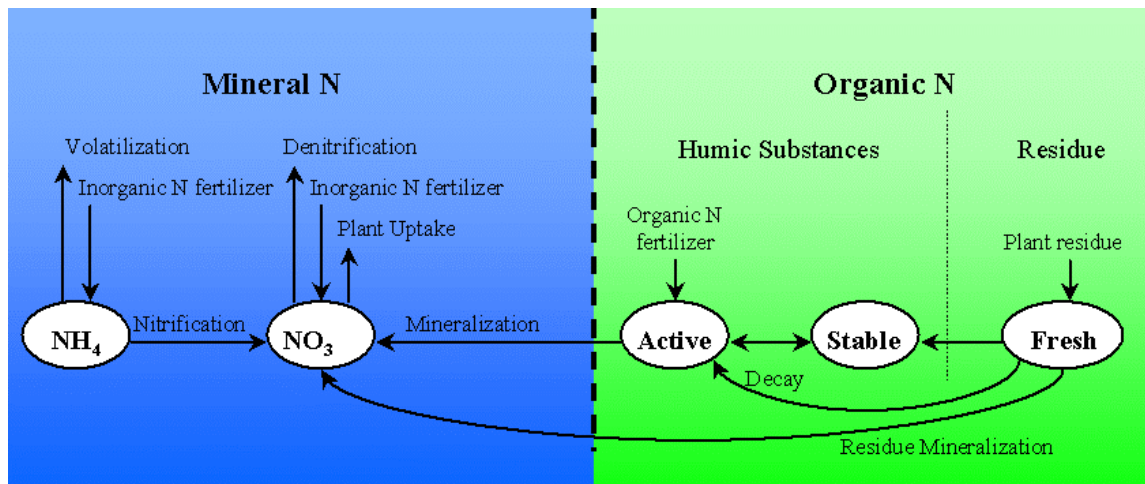


Figure 9. Cycle de l'azote décrit dans SWAT

L'azote peut se trouver sous forme minérale (NH_4^+ ou NO_3^-) ou sous forme organique (active, stable ou fraîche).

Les entrées d'azote dans le cycle proviennent de l'engrais, de la fixation atmosphérique et de la fixation symbiotique. Les pertes en azote sont représentées par la dénitrification, la volatilisation et les pertes par lixiviation et ruissellement. Des transformations de l'azote peuvent également avoir lieu au sein du système ; c'est le cas de la nitrification et de la minéralisation/immobilisation.

- Apport d’engrais : peut se faire sous forme minérale ou organique. L’utilisateur peut définir la quantité d’azote apportée à la couche de surface (correspondant aux 10 premiers mm de sol), le solde étant ajouté à la 1ère couche de sol.
- Fixation atmosphérique : l’azote nitrique apporté par les précipitations est ajouté au stock d’azote de la couche de surface du sol. La fixation atmosphérique correspond aux retombées atmosphériques humides.
- Fixation symbiotique : le calcul de la fixation symbiotique se fait sur base d’une équation empirique (Équation 37) tenant compte du stade de croissance de la plante, du contenu en eau du sol et de la teneur en nitrate du sol.
- Dénitrification : la dénitrification se calcule sur base d’une équation empirique (Équation 24, Équation 25) dans laquelle intervient le contenu en eau du sol, la température du sol, la présence d’une source de carbone et la quantité de nitrate présente dans le sol.
- Volatilisation & nitrification : SWAT modélise la volatilisation du NH_4^+ et la nitrification en utilisant une combinaison des méthodes développées par Reddy et al.(1979) et Godwin et al.(1984). La quantité totale cumulée de volatilisation et de nitrification est d’abord calculée (Équation 28) et est ensuite fractionnée entre ces deux processus (Équation 26 et Équation 27). La nitrification est une fonction de la température du sol et du contenu en eau du sol (Équation 31) alors que la volatilisation du NH_4^+ est une fonction de la température du sol, de la profondeur et de la capacité d’échange cationique (Équation 32).
- Pertes par lixiviation et ruissellement : sont obtenues en combinant la concentration en nitrate dans l’eau mobile (= eau de percolation et ruissellement) (Thomas et McMahon, 1972) et le volume d’eau qui percole ou ruisselle (Équation 38, Équation 39).
- Minéralisation : la modélisation de la minéralisation dans SWAT fait intervenir une minéralisation nette, c’est-à-dire une minéralisation dans laquelle l’immobilisation est incorporée. Les algorithmes ont été adaptés du modèle de minéralisation PAPRAN (Seligman et Van Keulen, 1981). Deux sources sont considérées pour la minéralisation : l’azote organique associé à l’humus du sol (minéralisation de l’humus) (Équation 19 à Équation 21) et l’azote organique associé aux résidus de culture et à la biomasse microbienne (minéralisation des résidus) (Équation 22 et Équation 23).

2.2.6 Couplage de SWAT avec un S.I.G.

Sur les bassins d’Arquennes, la modélisation des flux d’eau et du transport de nitrate dans la zone racinaire a été assurée par le modèle SWAT, version 2003, couplé à un système d’information géographique (SIG) : ArcView, version 3.2a. Le logiciel ainsi couplé (ArcView + SWAT) est appelé AVSWAT-X.

AVSWAT-X est une extension d’ArcView et est aussi l’interface graphique de SWAT (Di Luzio et al, 2002). Les fonctionnalités les plus importantes d’AVSWAT-X sont :

- la délimitation des bassins versants à partir d’un modèle numérique de terrain ;
- la délimitation et la définition des HRU ;
- une interface spécifique pour l’application de SWAT (Figure 10).

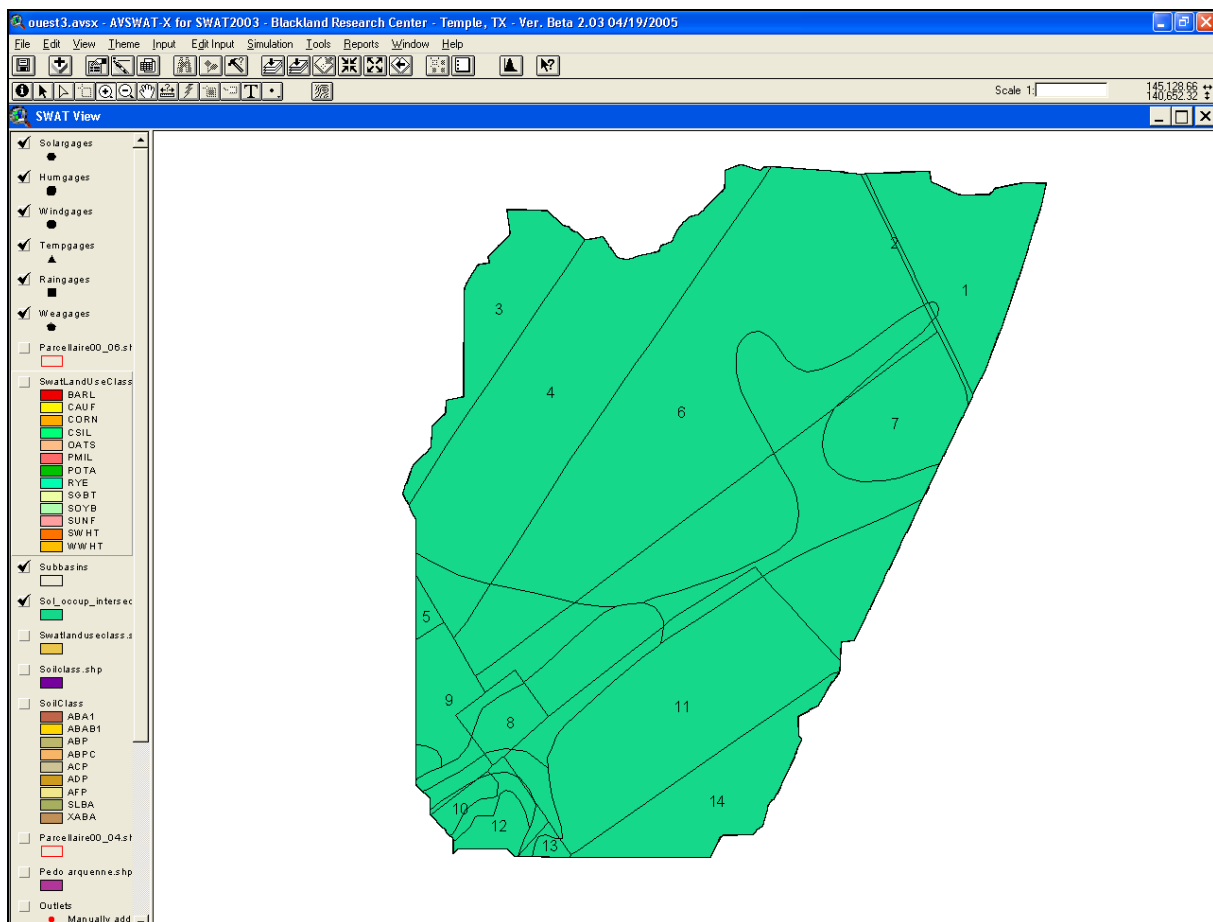


Figure 10. Interface spécifique pour l'application de SWAT dans AVSWAT-X

AVSWAT-X est organisé en une série d'outils interconnectés, groupés dans les huit modules suivants (Figure 11) :

- délimitation du bassin versant ;
- définition des HRU ;
- localisation et définition des stations météo ;
- gestion de bases de données ;
- gestion des paramètres d'entrée et des scénarios cultureux ;
- outil de calibration ;
- exécution de SWAT ;
- lecture et traitement des résultats.

Signalons que le couplage de SWAT avec d'autres SIG, tels que ArcGis ou MapWindow, est également possible.

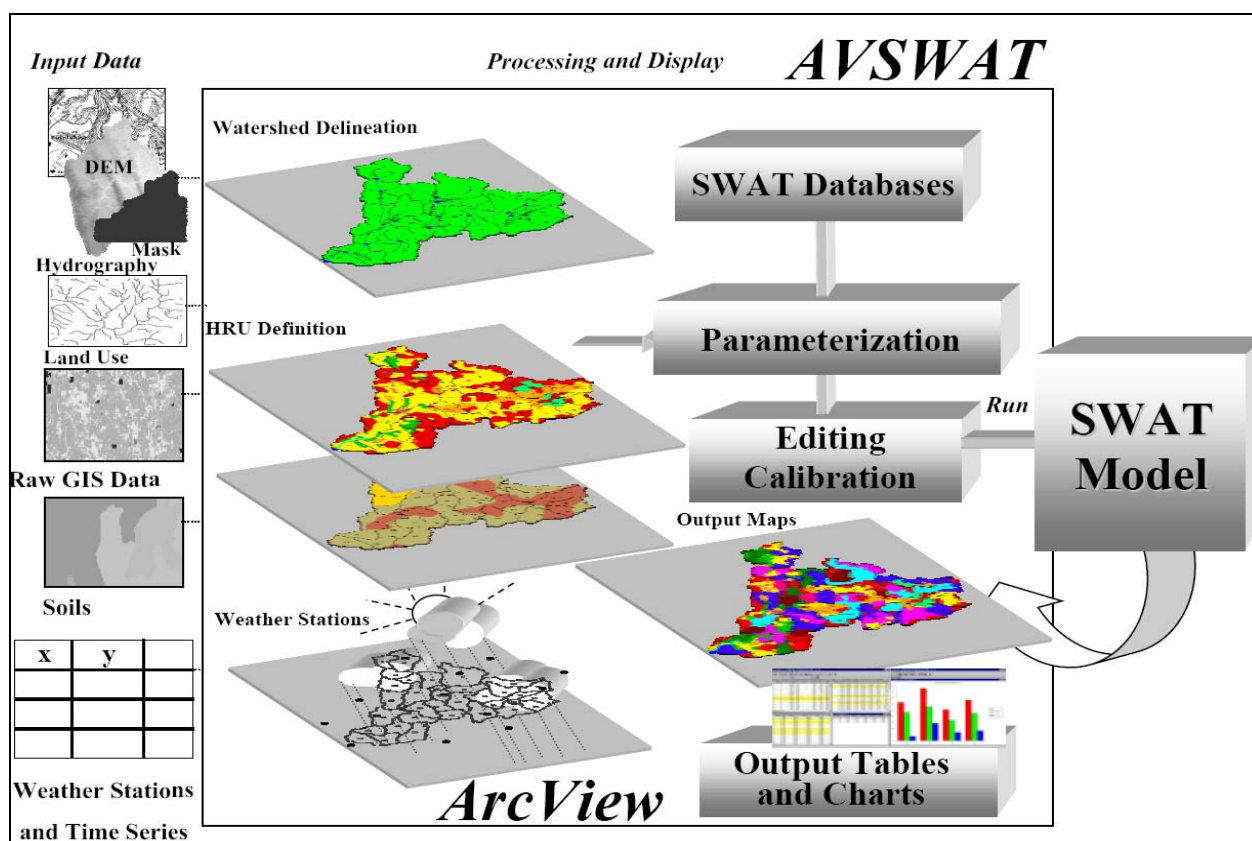


Figure 11. Fonctionnement général en modules d'AVSWAT-X

2.3 Méthodologie générale de calibration et de validation de SWAT

Le but de la modélisation dans le cadre de cette étude est

- de contribuer à l'évaluation du temps de réponse des bassins versants aux pratiques agricoles et
- de quantifier l'impact de telle ou telle (modification de) pratique.

La première étape du processus de modélisation consiste à calibrer le modèle pour simuler les aspects quantitatifs (percolation de l'eau). La deuxième étape consiste à calibrer le modèle pour simuler les aspects qualitatifs (lixiviation du nitrate). Les « outputs » de ces simulations servent alors d'entrées de données au logiciel FEFLOW (cf partie Aquale du rapport d'activités - §10.1) pour, entre autres, évaluer le temps de transfert jusqu'aux prises d'eau.

Le calibrage de SWAT se fait sur les années 2000 à 2005 sur le bassin pilote Est. Pour chacune de ces années, le logiciel a calculé quotidiennement les évapotranspirations potentielle et réelle, la percolation, le ruissellement et la variation de stock d'eau dans la zone racinaire (Tableau 2). Il simule également la lixiviation du nitrate ainsi que la croissance des végétaux.

Tableau 2. Définition des termes du bilan hydrique dans SWAT

Précipitations	Hauteur d'eau précipitée sur la période considérée
Evapotranspiration potentielle	Hauteur d'eau consommée par une végétation de référence en phase active de croissance recouvrant totalement un sol assurant une alimentation hydrique optimale
Evapotranspiration réelle	Hauteur d'eau correspondant à la transpiration des plantes et l'évaporation directe de l'eau du sol et des surfaces d'eau libres sur la période considérée
Ruissellement de surface	Hauteur d'eau s'écoulant à la surface du sol jusqu'au cours d'eau le plus proche sur la période considérée
Percolation	Hauteur d'eau qui s'écoule sous la zone racinaire sur la période considérée
Écoulements latéraux de subsurface ou ruissellement hypodermique	Hauteur d'eau s'écoulant latéralement dans le profil de sol jusqu'au cours d'eau sur la période considérée

La validation du calibrage du modèle est effectuée en comparant les résultats des simulations aux observations réalisées sur le terrain et en adaptant les paramètres du modèles en conséquence (Figure 12). La validation s'effectue en deux temps :

- tout d'abord une validation "spatiale" : le modèle calibré sur le bassin Est est utilisé sur le bassin Ouest pour les années 2000 à 2005 ; les résultats de ces simulations sont comparés aux valeurs observées sur le bassin Ouest ;
- ensuite une validation "temporelle" : le modèle calibré sur les années 2000 à 2005 est utilisé pour les années 2006 et 2007 sur les deux bassins; les résultats de ces simulations étant comparés aux valeurs observées sur le terrain.

Une fois que les résultats des simulations se rapprochent des valeurs observées sur le terrain avec un degré de précision suffisant, le modèle est considéré comme validé et des tests de scénarios intégrant des modifications de pratiques culturales peuvent être envisagés.

La comparaison des sorties du modèle avec les mesures de terrain s'effectue tel que décrit ci dessous.

- Pour les rendements : les rendements calculés sur chaque parcelle par le modèle sont comparés avec les rendements renseignés par les agriculteurs aux conseillers agricoles de Nitrawal a.s.b.l.
- Pour le bilan hydrique : les différents termes du bilan hydrique sont comparés à des valeurs utilisées en région wallonne et adaptées aux conditions météorologiques d'Arquennes. Le calcul de ces valeurs se base sur la formule de Thornthwaite pour estimer l'eau utile. Cette formule est une relation empirique qui permet d'estimer l'évapotranspiration potentielle mensuelle en fonction de la température moyenne mensuelle uniquement, sans tenir compte de l'occupation du sol. L'eau utile est calculée en soustrayant l'évapotranspiration des précipitations. Cette eau utile est alors divisée en deux fractions : un tiers d'infiltration et deux tiers de ruissellement, ce qui correspond en moyenne aux valeurs observées en région wallonne (source : <http://environnement.wallonie.be/de/eso/atlas/>). Par ailleurs, les valeurs de percolation calculées par le modèle ont été mises en relation avec le débit mesuré à la galerie G3.
- Pour le lessivage du nitrate : à l'échelle du bassin versant, les concentrations en nitrate simulées dans l'eau de percolation ont été comparées aux concentrations observées aux prises

d'eau. A l'échelle parcellaire, les concentrations en nitrate simulées dans l'eau de percolation ont été comparées aux APL mesurés dans les parcelles à l'automne précédent. En effet, selon une étude menée sur des lysimètres installés en plein champ (Fonder et al, 2007), et dans des conditions (pédologique, climatique,...) comparables à celles rencontrées à Arquennes, l'ordre de grandeur de la concentration en nitrate dans l'eau de percolation (en mg NO₃⁻/l) à 2m de profondeur peut être comparé aux APL⁵ mesurés à l'automne (en kg N-NO₃⁻/ha), avec un décalage d'environ 12 mois, en fonction de la pluviométrie et des conditions culturales.

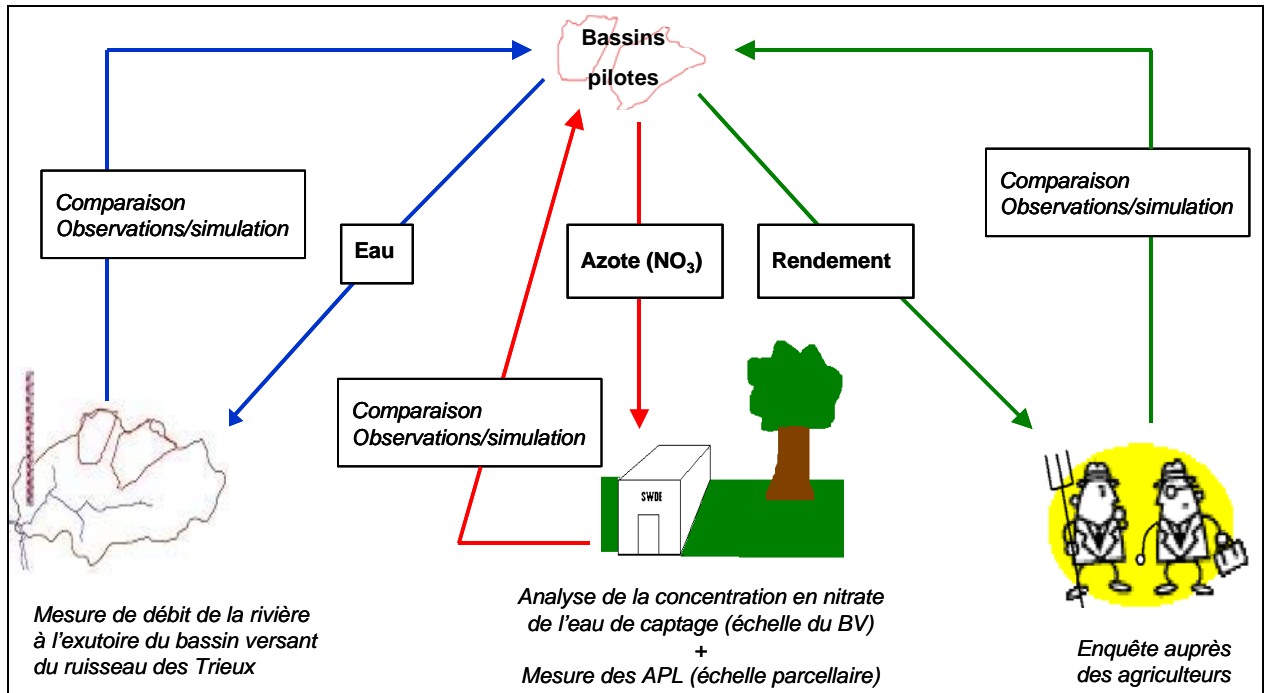


Figure 12. Méthodologie de validation du modèle SWAT

2.4 Données nécessaires à la modélisation utilisées à Arquennes

Quatre type de données spatialisées sont nécessaires au bon fonctionnement de SWAT (cf § 2.2.3). L'acquisition de ces données sur les bassins d'Arquennes est décrite ci-dessous.

2.4.1 La topographie

La première donnée d'entrée nécessaire pour faire tourner le modèle est la topographie. La qualité du MNT a une forte influence sur les résultats finaux de la modélisation hydrologique (Widayati et al. 2000). Après un état des lieux des données topographiques existantes, il a été décidé de réaliser un MNT avec un GPS différentiel de précision décimétrique (système 500 Leica).

L'Institut Géographique National fournit deux types de MNT pour l'ensemble de la Belgique : le DTED-WGS et le DTM 1 :10000. L'altitude du DTED présente une précision absolue de 3,8m en Basse Belgique, 7,8m en Moyenne Belgique et 10,2m en Haute Belgique, avec une fiabilité de 90%. Tandis que la précision du DTM-1 :10000 varie d'après la méthode utilisée, mais reste supérieure au mètre dans les trois directions. Ces MNT, très précieux pour des études sur des territoires très larges, ne présentent pas une précision suffisante pour une étude telle que menée sur les prises d'eau à Arquennes et les bassins versants de faible superficie qui y sont associés.

⁵ Azote Potentiellement Lessivable mesuré jusqu'à 90 cm

La solution adoptée, pour générer un MNT de plus grande précision pour les deux bassins versant pilotes à Arquennes, est :

- un levé de points avec un DGPS et
- la génération à l'aide du logiciel Arcview 3.2a d'un TIN (Triangulated Irregular Network) pour modéliser le relief, à partir des points levés.

Le GPS System 500 Leica sert à capter des signaux émis par les satellites GPS qui, une fois traités, fournissent une position sur la surface terrestre dont la précision est décimétrique. Il peut être utilisé dans de nombreuses applications dont les principales sont constituées par les levés topographiques et hydrographiques.

Les TIN prennent en compte la variabilité des phénomènes, notamment l'altitude, avec un nombre minimal de points, densifié aux endroits nécessaires. Des points d'échantillonnage irrégulièrement répartis peuvent en effet être adaptés à un relief irrégulier:

- terrain accidenté - plus de points,
- terrain plat - peu de points.

La représentation d'une surface est donc plus efficace en utilisant un échantillonnage irrégulier. Dans le modèle TIN, ces points échantillonnés sont reliés par des droites de manière à former des triangles. Dans chaque triangle, la surface est généralement modélisée par un plan défini par les altitudes des trois points délimitant ce triangle

Ce recours à des triangles assure que la surface "mosaïque" ainsi créée sera la mieux ajustée possible, chaque triangle ayant pour but d'être le meilleur ajustement local possible au relief.

On reproduit ainsi au mieux les ruptures de pente, les talwegs et les interfluves. Rapides à calculer, les TIN donnent par contre un aspect caractéristique et peu esthétique aux représentations en trois dimensions qu'ils servent à préparer.

2.4.1.1 Levé de terrain et modèle numérique de terrain

3600 points ont été levés sur le terrain à l'aide du DGPS. (Figure 13).

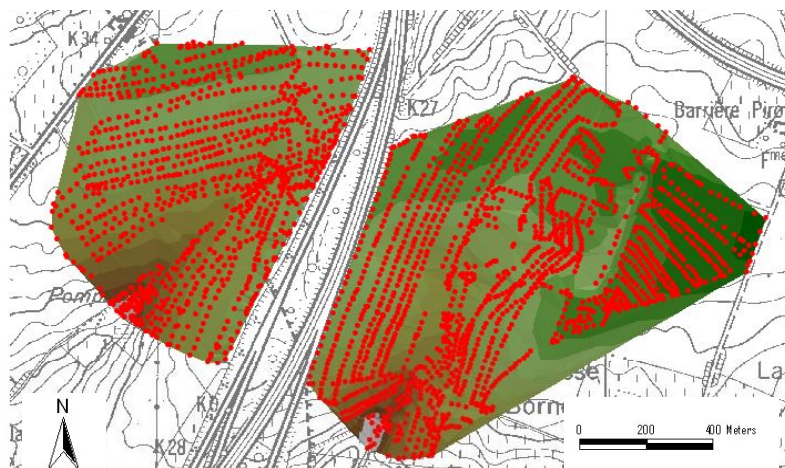


Figure 13 : Points levés au DGPS sur les bassins d'Arquennes

La génération du MNT (Figure 14) a été réalisée à l'aide des logiciels ArcView 3.2 et Surfer 8.

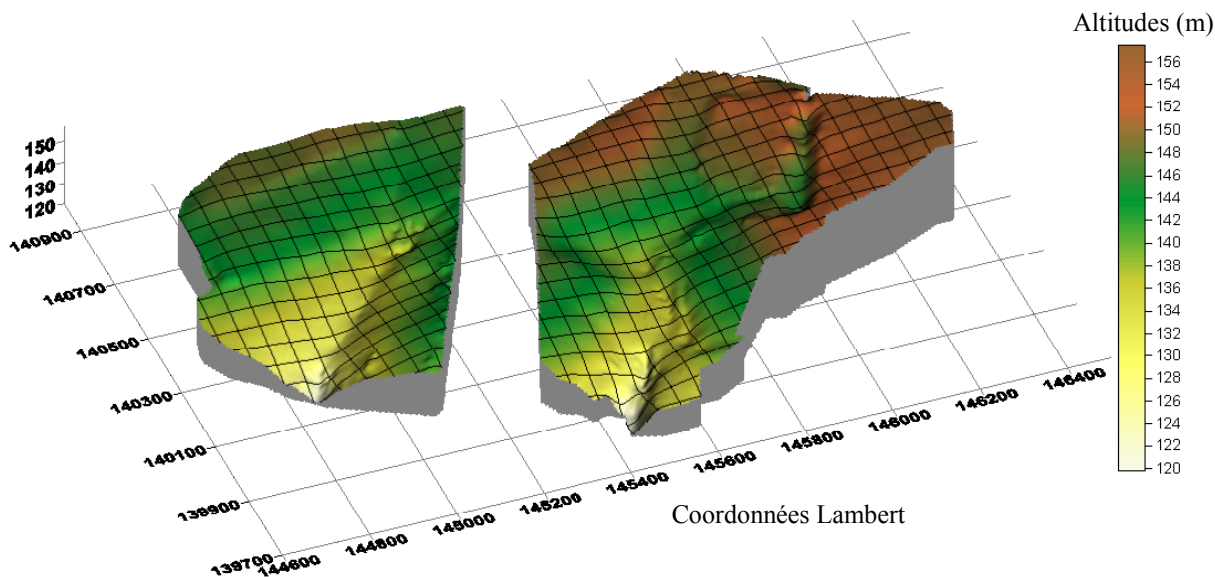
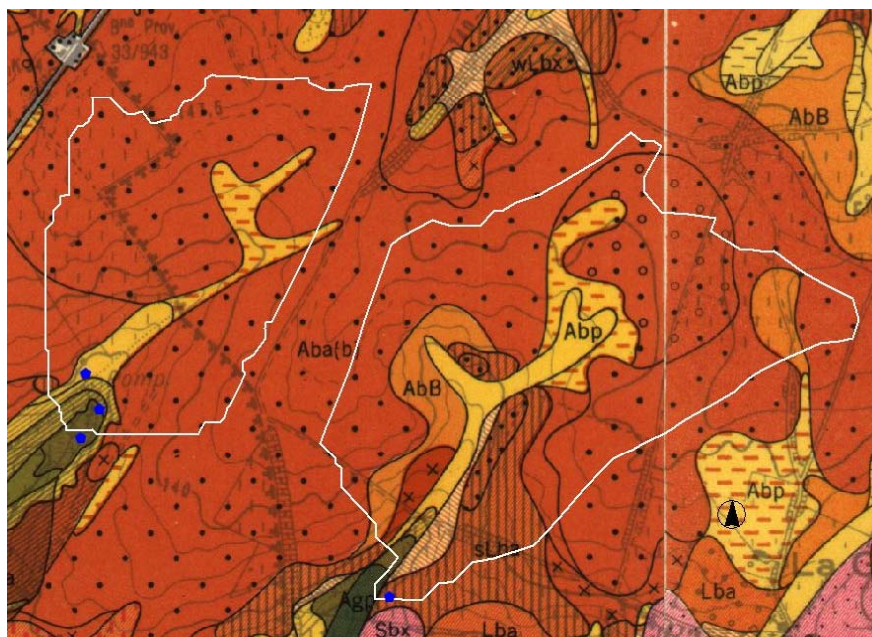


Figure 14 : Modèle Numérique de Terrain des deux petits bassins versants d'Arquennes (exagération 7x)

2.4.2 Le sol

Les données relatives aux sols sont issues de la Carte des Sols de Belgique. Ce document, réalisé entre 1947 et 1991, est une carte de nature géomorphopédologique, c'est-à-dire une carte qui exprime les relations existant entre la roche, le relief et le sol (Figure 15).



Aba(b) – Sol limoneux, à bon drainage naturel, à horizon textural tacheté
AbB – Sol limoneux, à bon drainage naturel, à horizon B textural ou structural
Abp – Sol limoneux, à bon drainage naturel, sans développement de profil
sLba – Sol sablo-limoneux à horizon B textural ; substrat sableux

Figure 15. Extrait des planchettes 128 E et 129 W de la carte des sols de Belgique

La version numérisée (Carte Numérique des Sols de Belgique – CNSW) pour la région d'Arquennes a ainsi été introduite sous forme de shapefile dans AVSWAT-X (Figure 16), préalable indispensable à la définition des HRU.

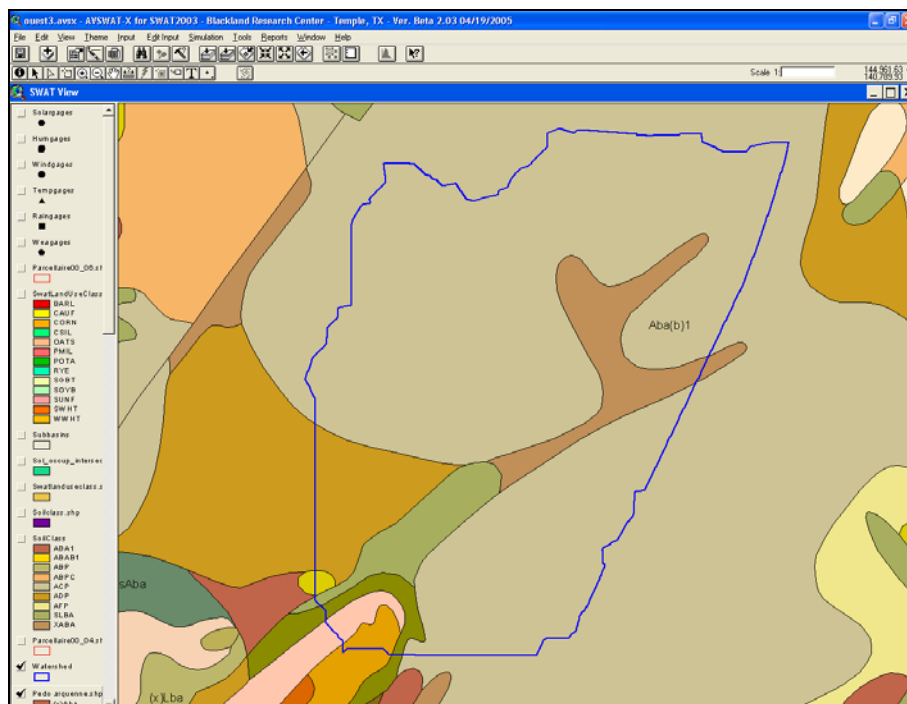


Figure 16. Carte Numérique des Sols introduite dans SWAT, bassin Ouest

2.4.3 L'occupation du sol et les pratiques de gestion

L'occupation du sol est géoréférencée sur base des déclarations PAC⁶ des agriculteurs (Figure 17).

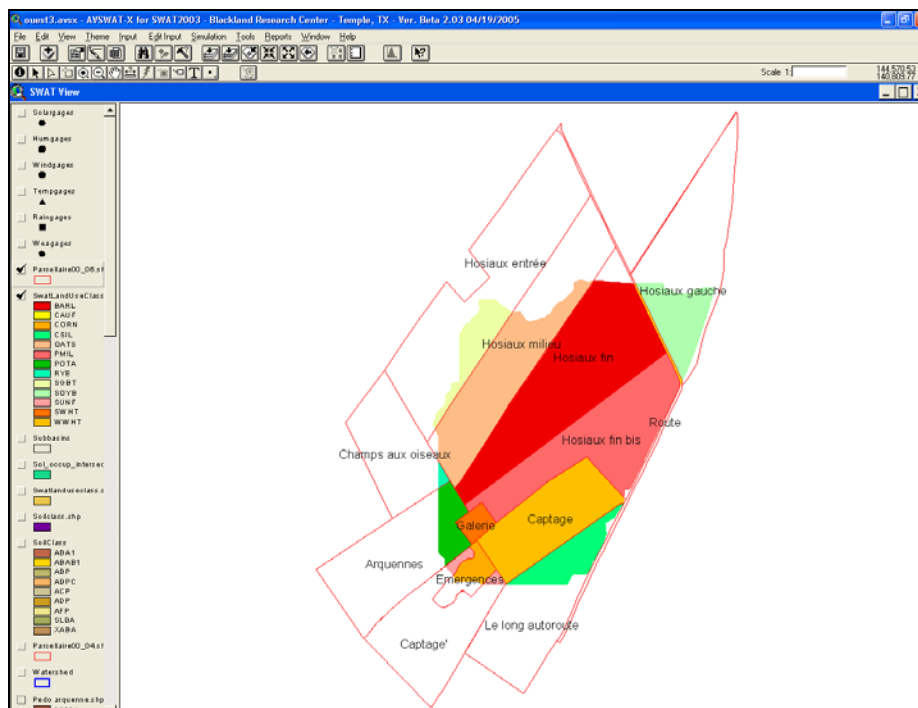


Figure 17. Parcellaire du bassin Ouest, géoréférencé dans SWAT

⁶ document cartographique mis à jour chaque année par les agriculteurs et numérisée par la DGARNE dans le cadre de la Politique Agricole Commune (PAC)

En ce qui concerne les informations relatives aux pratiques culturales, celles-ci sont obtenues annuellement par le biais d'un suivi des agriculteurs réalisé par les techniciens de Nitrawal a.s.b.l. Ce relevé renseigne le travail du sol, les dates de semis et de récolte, les apports (date, quantité, type) d'engrais. Pour la modélisation, ces pratiques sont renseignées par parcelle.

La qualité des données de pratiques agricoles dépend fortement de la collaboration entretenue avec l'agriculteur et de son habitude à consigner ses pratiques. En 2004, l'enquête a porté sur les années culturales de 2000 à 2004. Une enquête annuelle a été menée les années suivantes. Ces enquêtes ont été complétées par des analyses d'azote nitrique du sol réalisées chaque année dans chaque parcelle.

Les pratiques agricoles et rendements (matière fraîche – estimés ou mesurés) sont ainsi répertoriés de façon continue au cours de la période 2000 - 2007.

2.4.4 La météorologie

Les données météorologiques sur les bassins d'Arquennes ont été obtenues auprès de l'Institut Royal Météorologique (IRM). Elles ont un pas de temps journalier et renseignent les précipitations, les températures minimales et maximales, l'humidité relative, l'insolation et la vitesse du vent. Ce sont les cinq catégories de données climatiques utilisables pour la modélisation SWAT. Elles couvrent la période allant du 1er janvier 2000 au 31 décembre 2007.

Les données météo proviennent de la station IRM d'Arquennes pour les précipitations, de la station IRM de Gosselies (≈ 25 km des bassins d'Arquennes) pour l'humidité relative, la vitesse du vent et l'insolation et de la station IRM d'Ecaussinnes (≈ 10 km des bassins d'Arquennes) pour les températures minimales et maximales.

Les données reçues de l'IRM ont dû être formatées (transformation d'un format .xls en format .dbf) pour pouvoir être utilisées dans SWAT.

2.5 Paramètres et variables utilisés sur les bassins d'Arquennes

2.5.1 Données sol

Les données sol (analyse granulométrique, horizons et leur épaisseur) sont issues de la base de données des profils de la Carte des Sols de la Belgique connue sous le nom de Aardewerk. Ces informations proviennent de profils proches d'Arquennes et ont été traités avec la rigueur nécessaire à l'utilisation de cette base de données (Legrain et al., 2005). Des analyses de sol ont également été réalisées ponctuellement (texture, pH, nitrate) dans la couche superficielle pour confirmer les valeurs de la base de données Aardewerk. De plus, les échantillons de terre issus du forage de piézomètres sur les bassins ont été également analysés. Ils proviennent de différentes profondeurs. De cette manière, les caractéristiques des sols sont connues sur une épaisseur de sol plus importante que les 125 cm de surface (épaisseur sondée pour la réalisation de la Carte des Sols de Belgique).

Concernant le pourcentage de carbone dans les différentes couches de sol, les données sont issues d'analyses de sol de parcelles de la zone d'étude pour la couche arable. Pour les couches sous-jacentes, la valeur dépend du développement de profil : pour les sols de colluvions, une valeur de 0,1 % est fixée sous 60 cm ; pour les autres sols, cette même valeur de 0,1% est fixée à partir de 30 cm (Genot V.⁷, communication personnelle).

La profondeur maximale d'enracinement est fonction de l'épaisseur de sol, avec un maximum de 2m.

Pour les propriétés des sols (conductivité hydraulique, densité apparente, contenu en eau disponible et facteur K d'érodibilité), des fonctions de pédo-transfert ont été utilisées. Ces fonctions sont les mêmes

⁷ Gembloux Agro Bio-Tech, Unité de Science du Sol et laboratoire de référence de la chaîne minérale sol de Réquasud

que celles utilisées pour la modélisation du bassin de la Dyle, proche de ceux d'Arquennes (Romanowicz, 2005). Elles sont décrites ci-dessous.

La densité apparente (Bulk Density BD) est calculée avec la fonction de pédo-transfert adaptée par van Orshoven (1993):

$$BD = 100 * \frac{1}{\left(\frac{MO}{\rho_{MO}}\right) + \left(\frac{100 - MO}{\rho_{MM}}\right)}$$

où MO est le pourcentage de matière organique; ρ_{MO} , densité de la matière organique = 0,224g/cm³; ρ_{MM} , densité de la fraction minérale d'après la classe texturale belge (classes Z, S – sable : 1,55 g/cm³; classes P, A, E – sableux léger, limoneux, argile légère : 1,41 g/cm³ ; classe L - limon sableux : 1,3 g/cm³ ; class U – argile : 1,35g/cm³).

Le contenu en eau disponible est calculé à partir de la fonction de pédo-transfert développée par Van Genuchten (1980) :

$$\theta(h) = \theta(r) + \frac{\theta(s) - \theta(r)}{\left(1 + (\alpha h)^n\right)^m}$$

où $\theta(h)$ est le contenu en eau du sol (cm³/cm³) à la pression h (cm) ; $\theta(r)$ le contenu en eau résiduelle du sol (cm³/cm³) ; $\theta(s)$ le contenu en eau du sol à saturation (cm³/cm³) ; α (cm⁻¹), n, m des paramètres de forme.

La conductivité hydraulique est calculée à partir de la fonction de pédo-transfert développée par Vereecken (1990) :

$$K_s = \exp(20,62 - 0,96 \ln(C) - 0,66 \ln(s) - 0,46 \ln(m) - 8,43BD)$$

où K_s est la conductivité saturée (cm/jour) ; c le contenu en argile (%) ; s le contenu en sable (%) ; m le contenu en matière organique (%) ; BD la densité apparente (g/cm³).

Le facteur d'érosion K, utilisé dans le modèle empirique de perte en terre (équation USLE) établi par Wischmeier, est calculé à partir de la formule de Wischmeier (1971) :

$$K_{usle} = \frac{0,00021 \times M^{1,14} \times (12 - MO) + 3,25 \times (c_{soilstr} - 2) + 2,5 \times (c_{perm} - 3)}{100}$$

où K_{usle} est le facteur d'érosion, M est un facteur de granulométrie, MO est le pourcentage de matière organique (%), $c_{soilstr}$ est un code de structure du sol et c_{perm} est une classe de perméabilité.

Quatorze types de sol, classés d'après la Carte des Sols de Belgique, sont répertoriés sur les bassins d'Arquennes. Le Tableau 3 répertorie ces types de sols et leur proportion sur les bassins. On peut voir que les sols limoneux sont majoritaires sur les bassins (92% de la surface des bassins), contre 8% pour les sols sablo-limoneux.

Tableau 3. Classes de sols rencontrés à Arquennes et leur proportion sur les bassins

Sol	% sur le BV
Aba(b)1	56,4%
Aba(b)0	9,7%
Abp(c)	6,6%
Abb	6,1%
Abp	5,9%
(s)Lba	5,2%
Aba(1)	4,3%
Lbp	1,4%
(s)Lbx	1,4%
(x)Aba	1,1%
Acp	0,7%
Afp	0,6%
Adp	0,4%
Agp	0,03%

L'annexe 6.2 reprend l'ensemble des paramètres, couche par couche, pour les différents types de sol.

2.5.2 Curve number

Le calcul du ruissellement de surface se fait dans SWAT par l'intermédiaire de la méthode SCS – Curve Number (cf §2.2.5.2). Cette méthode classe chaque type de sol dans un groupe hydrologique (A, B, C ou D) en fonction de son caractère drainant. Les différents groupes hydrologiques sont décrits ci-après (Dautrebande, 1982).

- Classe A : cette classe est caractérisée par des sols qui ont un faible potentiel de ruissellement. Elle comprend des sols sableux contenant une faible fraction de limon et d'argile (moins de 15%) et des loess profonds (de 75 à 150 cm), à vitesse d'infiltration de base élevée (de 7,5 à 12 mm/h) et à drainage excellent à bon.
- Classe B : cette classe est caractérisée par des sols ayant un potentiel de ruissellement relativement faible. Elle comprend les sols sablo-limoneux et les loess moins profonds (50 à 125 cm), de texture moyennement grossière à moyennement fine (donc moins bien structurés que dans la classe A) , à vitesse d'infiltration de base modérée (de 4 à 7,5 mm/h) et bien à moyennement drainés.
- Classe C : les sols de cette classe sont caractérisés par un potentiel de ruissellement assez élevé. La classe comprend les sols sablo-limoneux superficiels (de 15 à 75 cm) ainsi que les limons argileux, à faible teneur en matières organiques et à haute teneur en argile et colloïdes, de texture moyennement fine à fine. Ils contiennent souvent une couche imperméable à faible profondeur. La vitesse d'infiltration de base est relativement faible (de 1 à 4 mm/h) et le drainage est modéré.
- Classe D : cette classe comprend les sols caractérisés par un potentiel de ruissellement très élevé. Ce sont les sols à teneur élevée en argile gonflante, ou superficiels (moins de 75 cm) reposant sur une couche imperméable enfouie à faible profondeur. Elle inclut également certains sols salins. Ces sols sont à très faible capacité d'infiltration (moins de 1 mm/h) et à drainage très médiocre (nappe permanente à faible profondeur).

Dans le cadre de la modélisation d'Arquennes, et sur base de la classification proposée ci-dessus en fonction des vitesses d'infiltration, les sols sablo-limoneux ont été classés dans le groupe hydrologique « B » tandis que les sols limoneux ont été classés dans le groupe hydrologique « C ».

Une fois le sol classé dans un groupe hydrologique, il ne reste plus qu'à désigner, pour chaque HRU et chaque année, une valeur de Curve Number en fonction de l'occupation du sol (Tableau 4 à Tableau 6).

Tableau 4. Curve Number valables pour les terres cultivées

Cover		Hydrologic condition	Hydrologic Soil Group			
Land Use	Treatment or practice		A	B	C	D
Fallow	Bare soil	----	77	86	91	94
	Crop residue cover*	Poor	76	85	90	93
		Good	74	83	88	90
Row crops	Straight row	Poor	72	81	88	91
		Good	67	78	85	89
	Straight row w/ residue	Poor	71	80	87	90
		Good	64	75	82	85
	Contoured	Poor	70	79	84	88
		Good	65	75	82	86
	Contoured w/ residue	Poor	69	78	83	87
		Good	64	74	81	85
	Contoured & terraced	Poor	66	74	80	82
		Good	62	71	78	81
	Contoured & terraced w/ residue	Poor	65	73	79	81
		Good	61	70	77	80
Small grains	Straight row	Poor	65	76	84	88
		Good	63	75	83	87
	Straight row w/ residue	Poor	64	75	83	86

Tableau 5. Curve Number valables pour les terres cultivées (suite)

Cover		Hydrologic condition	Hydrologic Soil Group				
Land Use	Treatment or practice		A	B	C	D	
	Contoured	Good	60	72	80	84	
		Poor	63	74	82	85	
	Contoured w/ residue	Good	61	73	81	84	
		Poor	62	73	81	84	
	Contoured & terraced	Good	60	72	80	83	
		Poor	61	72	79	82	
	Contoured & terraced w/ residue	Good	59	70	78	81	
		Poor	60	71	78	81	
	Close-seeded or broadcast legumes or rotation	Straight row	Good	58	69	77	80
			Poor	66	77	85	89
		Contoured	Good	58	72	81	85
			Poor	64	75	83	85
Contoured & terraced		Good	55	69	78	83	
		Poor	63	73	80	83	
			Good	51	67	76	80

Tableau 6. Curve Number valables pour d'autres terres agricoles

Cover Type	Hydrologic condition	Hydrologic Soil Group			
		A	B	C	D
Pasture, grassland, or range—continuous forage for grazing ¹	Poor	68	79	86	89
	Fair	49	69	79	84
	Good	39	61	74	80
Meadow—continuous grass, protected from grazing and generally mowed for hay	----	30	58	71	78
Brush—brush-weed-grass mixture with brush the major element ²	Poor	48	67	77	83
	Fair	35	56	70	77
	Good	30	48	65	73
Woods—grass combination (orchard or tree farm)	Poor	57	73	82	86
	Fair	43	65	76	82
	Good	32	58	72	79
Woods ³	Poor	45	66	77	83
	Fair	36	60	73	79
	Good	30	55	70	77
Farmsteads—buildings, lanes, driveways, and surrounding lots.	----	59	74	82	86

2.5.3 Données plantes

Le modèle SWAT comporte une base de données « cultures », comprenant 100 types de cultures ainsi que les paramètres de croissance qui y sont associés. Les paramètres des cultures rencontrées sur les bassins d'Arquennes ont fait l'objet d'un calibrage (par essais et erreurs) en ce qui concerne certains facteurs influant sur le prélèvement d'eau et d'azote par ces cultures. Le but de ce calibrage était d'ajuster au mieux les prélèvements d'eau et d'azote et in extenso les rendements aux valeurs observées sur le terrain.

Le Tableau 7 reprend ces valeurs calibrées pour les cultures rencontrées à Arquennes.

Tableau 7. Paramètres culturaux calibrés pour les bassins d'Arquennes

	Froment	Betterave	Maïs	Pomme de terre	Escourgeon	Pois
Bio_E ((kg/ha)/(MJ/m ²))	55	39	53	25	35	37,5
RDMX (m)	1,5	2	2	0,6	1,3	0,9
Tbase (°C)	0	3	8	7	0	1
Topt (°C)	18	15	25	22	25	15
BN1 (kg N/kg de biomasse)	0,0700	0,0550	0,0263	0,0700	0,0590	0,0223
BN2 (kg N/kg de biomasse)	0,0456	0,0200	0,0099	0,0200	0,0226	0,0145
BN3 (kg N/kg de biomasse)	0,0264	0,0120	0,0076	0,0120	0,0131	0,0123
RSDCO_PL (sans dimension)	0,05	0,065	0,05	0,1	0,05	0,1

- Bio_E: rapport de transformation de l'énergie en biomasse
- RDMX : profondeur maximum de développement racinaire
- Tbase : température sous laquelle la croissance s'arrête
- Topt : température optimale de croissance

- BN1 : fraction d'azote dans la plante à l'émergence
- BN2 : fraction d'azote dans la plante en période de croissance
- BN3 : fraction d'azote dans la plante à maturité
- RSDCO_PL : coefficient de décomposition des résidus

2.5.4 Initialisation des niveaux d'azote

Un des modules de SWAT permet de définir un état initial du sol en ce qui concerne :

- la concentration en nitrate et
- la concentration en azote organique.

Ne disposant pas de ces mesures au 1^{er} janvier 2000 (date de début de la calibration), nous avons utilisé la formule proposée par SWAT (Arnold, 2005) pour initialiser les concentrations en nitrate dans les différentes couches de sol :

$$NO_{3conc} = 7 \times \exp\left(\frac{-z}{1000}\right)$$

où NO_{3conc} est la concentration en nitrate à la profondeur z (mg/kg) et z est la profondeur de la couche considérée (mm).

En ce qui concerne la détermination de la concentration en azote organique du sol pour la 1^{ère} couche de sol, celle-ci s'est basée sur des mesures réalisées plus tard (en 2004 et 2006) dans la zone d'étude, compte tenu de la plus grande stabilité de cette forme d'azote dans le temps. Les valeurs de concentrations initiales en azote organique dans la 1^{ère} couche de sol prises en compte dans SWAT sont reprises dans le Tableau 8.

Tableau 8. Concentrations initiales en azote organique dans la 1ère couche de sol

Parcelle	N _{org} (mg/kg)
Hosiau gauche	1088
Hosiau entrée	1132
Hosiau milieu	1132
Hosiau fin	1000
Hosiau fin bis	1128
Captage Derideau	1161
Autoroute ouest	1154
Captage Vandemale	1019
Arquennes	913
Moto	909
La Guenette	1224
Autoroute (est)	1036
Au bois	1193
Le long du bois	1204
Chambille	1058
Derrière ferme	1100
Obin1	909
Près de chez Obin	1058
Cabine	1058

2.5.5 Paramètres généraux

Certains paramètres généraux, valables sur l'ensemble des bassins versant, ont été calibrés de manière à ajuster au mieux les résultats des simulations aux valeurs observées sur le terrain en termes de bilan d'azote et de bilan hydrique. Ces paramètres calibrés, ainsi que leurs significations, sont repris dans le Tableau 9.

Tableau 9. Paramètres généraux calibrés utilisés dans la modélisation SWAT

Paramètre	Signification	Valeur calibrée
FFCB	Contenu initial en eau du sol (% de la capacité au champ)	0,95
RCN	Concentration en azote de la pluie (mg N/l)	1,8
NUPDIS	Coefficient de distribution du prélèvement d'azote (SD)	20
NPERCO	Coefficient de percolation de l'azote (SD)	0,2
CMN	Coefficient de minéralisation de l'humus (SD)	0,015

2.6 Résultats du calibrage et validation

2.6.1 Bilan hydrique

2.6.1.1 Comparaison à la méthode « type » en région wallonne

Ce paragraphe reprend, pour les années 2000 à 2007, les résultats du modèle calibré en terme de bilan hydrique. Les valeurs calculées par SWAT sur le bassin Ouest et sur le bassin Est ont été comparées à des valeurs « type » utilisées en région wallonne et adaptées aux conditions météorologiques rencontrées à Arquennes (cf §2.3).

Insistons sur le fait que cette comparaison des résultats obtenus à l'aide de deux méthodes conceptuellement différentes ne constitue pas une validation intrinsèque des résultats du modèle mais constitue simplement une base de comparaison.

Le Tableau 10 et le Tableau 11 présentent les résultats de SWAT en terme de bilan hydrique pour le bassin Ouest et le bassin Est respectivement. Le Tableau 12 présente les valeurs « type » utilisées pour la région wallonne et adaptées aux conditions météorologiques d'Arquennes.

Tableau 10. Bilan hydrique calculé par SWAT sur le bassin Ouest

Méthode	Région	Années	Précip. (mm)	ET (mm)	Ruiss. surface (mm)	Perco (mm)
SWAT	Bassin Ouest d'Arquennes	2000	984	520,9	206,1	210,2
		2001	1120	446,6	410,1	252,9
		2002	1173	472,7	447,7	242,4
		2003	735	391,3	251,4	110,3
		2004	789	458,8	264,9	97,2
		2005	772	464,2	191,6	95,2
		2006	801	471,3	235,4	96,6
		2007	861	447,1	271,1	149,4
		Moyenne 2000-2007	904,4	459,1	284,8	156,8
	% de la pluvio		51%	32%	17%	

Tableau 11. Bilan hydrique calculé par SWAT sur le bassin Est

Méthode	Région	Années	Précip. (mm)	ET (mm)	Ruiss. surface (mm)	Perco (mm)
SWAT	Bassin Est d'Arquennes	2000	984	498,2	212,5	226,1
		2001	1120	425,4	375,2	313,8
		2002	1173	460,8	463,7	239,1
		2003	735	454,1	219,5	105,2
		2004	789	471,3	200,2	100,5
		2005	772	507,3	149,5	121,9
		2006	801	448,5	215,7	136,7
		2007	861	453,0	237,4	166,8
		Moyenne 2000-2007	904,4	464,8	259,2	176,3
% de la pluvio		51%	29%	20%		

Tableau 12. Valeurs « type » du bilan hydrique en RW adaptées aux bassins pilotes d'Arquennes

Méthode	Région	Années	Précip. (mm)	ET (mm)	Ruiss. surface (mm)	Perco (mm)
Standard	RW adapté aux bassins pilotes d'Arquennes	2000	1083,6	482,8	400,5	200,3
		2001	1129,7	470,6	439,4	219,7
		2002	1223,5	487,4	490,7	245,4
		2003	730,2	467,7	175,0	87,5
		2004	827,6	473,7	235,9	118,0
		2005	796,8	475,6	214,1	107,1
		2006	832,8	472,1	240,5	120,2
		2007	919,9	487,6	288,2	144,1
		Moyenne 2000-2007	943,0	439,7	310,5	155,3
% de la pluvio		47%	33%	17%		

Les valeurs de précipitation utilisées dans SWAT proviennent de la station IRM d'Arquennes, alors que celles utilisées dans la méthode « type » région wallonne proviennent de la station d'Ecaussinnes (~ 10 km d'Arquennes) ; ceci explique les différences observées pour les précipitations.

SWAT permet le calcul de l'évapotranspiration potentielle selon trois formules : Penman-Monteith, Priestley-Taylor ou Hargreaves. La formule utilisée dans nos simulations est la formule de Penman-Monteith tandis que celle utilisée dans la méthode « type » région wallonne est la formule de Thornthwaite. L'évapotranspiration calculée par SWAT représente 51% de la pluviométrie totale sur le bassin Ouest et sur le bassin Est, contre 47% pour le calcul par la méthode « type » région wallonne. On peut donc dire que l'évapotranspiration calculée par SWAT est légèrement supérieure à celle calculée par l'équation de Thornthwaite, aussi bien pour le bassin Ouest que pour le bassin Est. Cet écart s'explique en partie par les différences conceptuelles entre les deux approches : alors que l'occupation du sol et l'intensité du rayonnement solaire sont prises en compte dans la formule Penman-Monteith utilisée dans SWAT, seule les températures mensuelles sont considérées dans la formule de Thornthwaite.

En ce qui concerne le ruissellement de surface, les valeurs calculées par SWAT sur le bassin Ouest et sur le bassin Est représentent respectivement 32% et 29% des précipitations totales. Le ruissellement de surface s'élève en moyenne à 33% de la pluviométrie totale par le calcul « type » région wallonne. En valeur absolue, le ruissellement de surface annuel calculé par SWAT sur le bassin Ouest est inférieur en moyenne de 25 mm par rapport au ruissellement de surface obtenu par la méthode « type » région wallonne ; cette écart se chiffre à 51 mm sur le bassin Est. Le modèle SWAT permet donc d'obtenir des valeurs de ruissellement de surface quelque peu inférieures aux standards utilisés en Région wallonne et adaptés aux conditions météorologiques d'Arquennes, et ceci sur les deux bassins considérés.

Enfin, en ce qui concerne la percolation calculée sur les bassins Ouest et Est, celle-ci représente respectivement 17 et 20% de la pluviométrie totale dans la modélisation SWAT et 17% dans la méthode « type » utilisée en région wallonne. Les valeurs de percolation calculées par SWAT et par la méthode « type » sont donc relativement similaires.

La Figure 18 présente les évapotranspirations mensuelles calculées par la méthode « type » utilisée en région wallonne et par SWAT sur les bassins Ouest et Est. On peut y voir que les évapotranspirations mensuelles calculées par SWAT se rapprochent globalement des valeurs « type » région wallonne. On peut cependant observer que les valeurs calculées par SWAT sur le bassin Ouest sont régulièrement supérieures aux valeurs « type » pour les mois d'avril à juin (pleine période de croissance de la végétation dans SWAT). Les différences entre les évapotranspirations calculées par les deux méthodes restent toutefois globalement faibles.

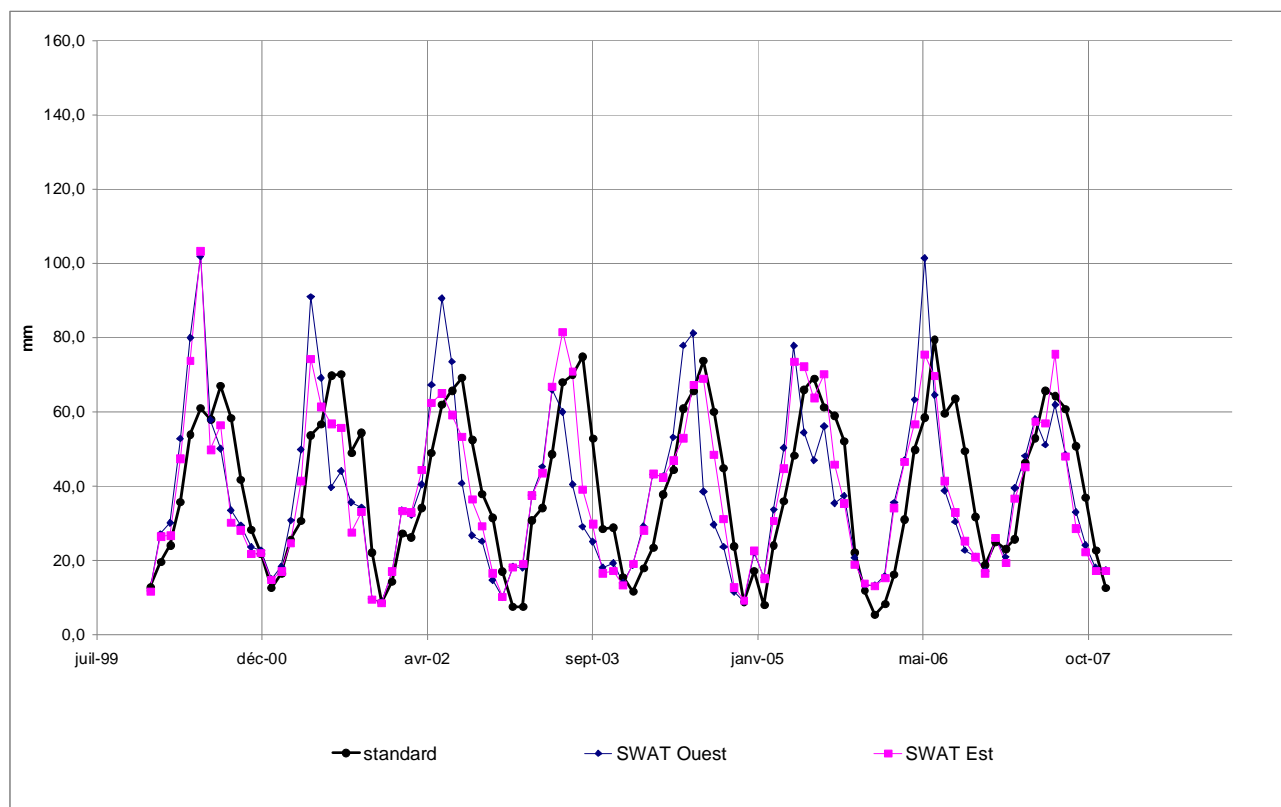


Figure 18. Evapotranspirations mensuelles calculées par la méthode « type » région wallonne et par le modèle SWAT sur les bassins Ouest et Est

La Figure 19 présente les ruissellements de surface mensuels calculés par la méthode « type » utilisée en région wallonne et par le modèle SWAT sur les bassins Ouest et Est. On peut voir que, globalement, les ruissellements de surface calculés par SWAT sont proches de ceux calculés par la méthode « type ». De manière générale, les pics de ruissellement prédits par la méthode « type » sont également prédits par le modèle, à quelques exceptions près. Les différences de ruissellement de surface mensuel entre les deux méthodes restent cependant assez faibles, à l'exception de la première année de simulation (année de mise en régime du modèle).

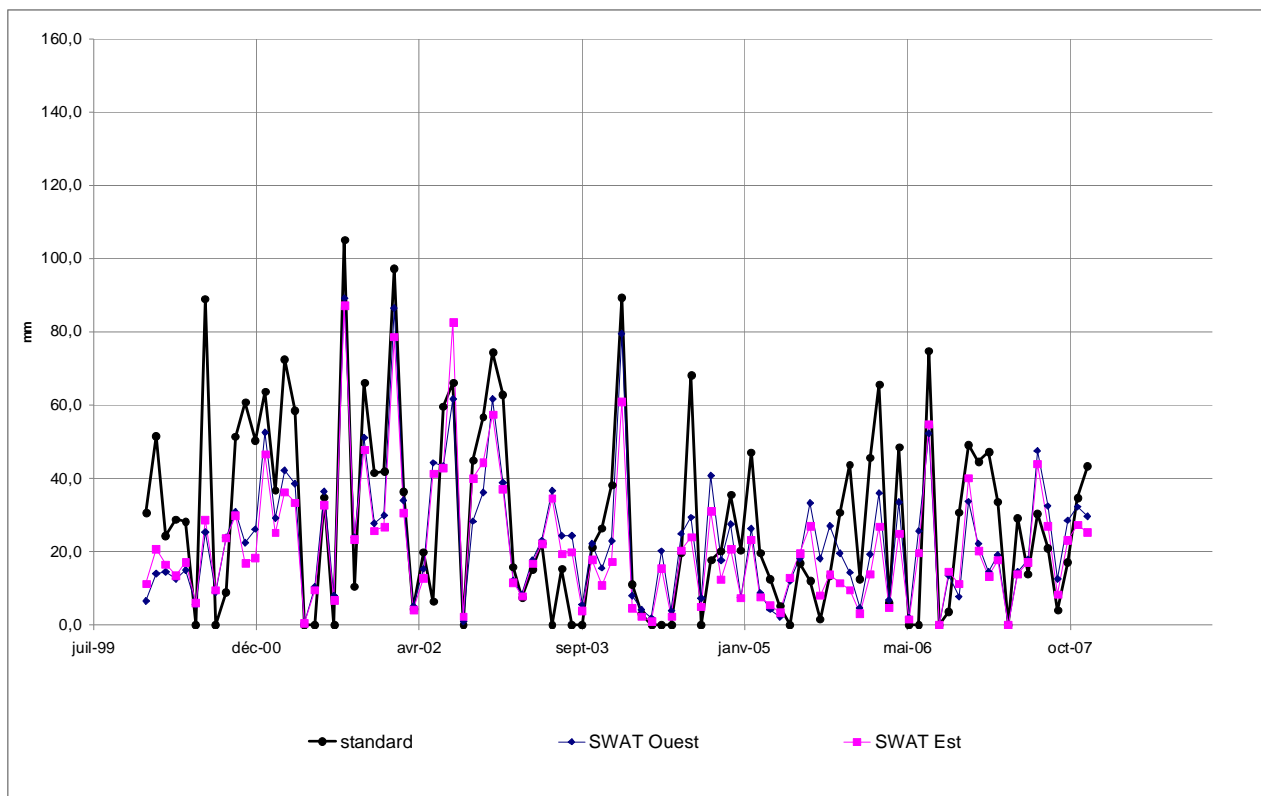


Figure 19. Ruissellements de surface mensuels calculés par la méthode « type » région wallonne et par le modèle SWAT sur les bassins Ouest et Est

La Figure 20 présente les percolations mensuelles calculées par la méthode « type » utilisée en région wallonne et par le modèle SWAT sur les bassins Ouest et Est. Les ordres de grandeur des percolations mensuelles calculées par SWAT se rapprochent des valeurs « type ». Cependant, certains pics de percolation prédits par la méthode « type » en été ne sont pas reproduits par le modèle SWAT. Ceci peut s'expliquer par le fait que la méthode « type » ne prend pas en compte les variations de stock d'eau dans le sol tandis que le modèle SWAT prend bien en compte ces phases d'assèchement et d'humidification du sol. Lors des pluies d'été, lorsque le sol est sec, SWAT tiendra compte d'une période d'humidification du sol jusqu'à la saturation avant de simuler la percolation. Pour le reste, les différences de percolation mensuelles restent globalement faibles.

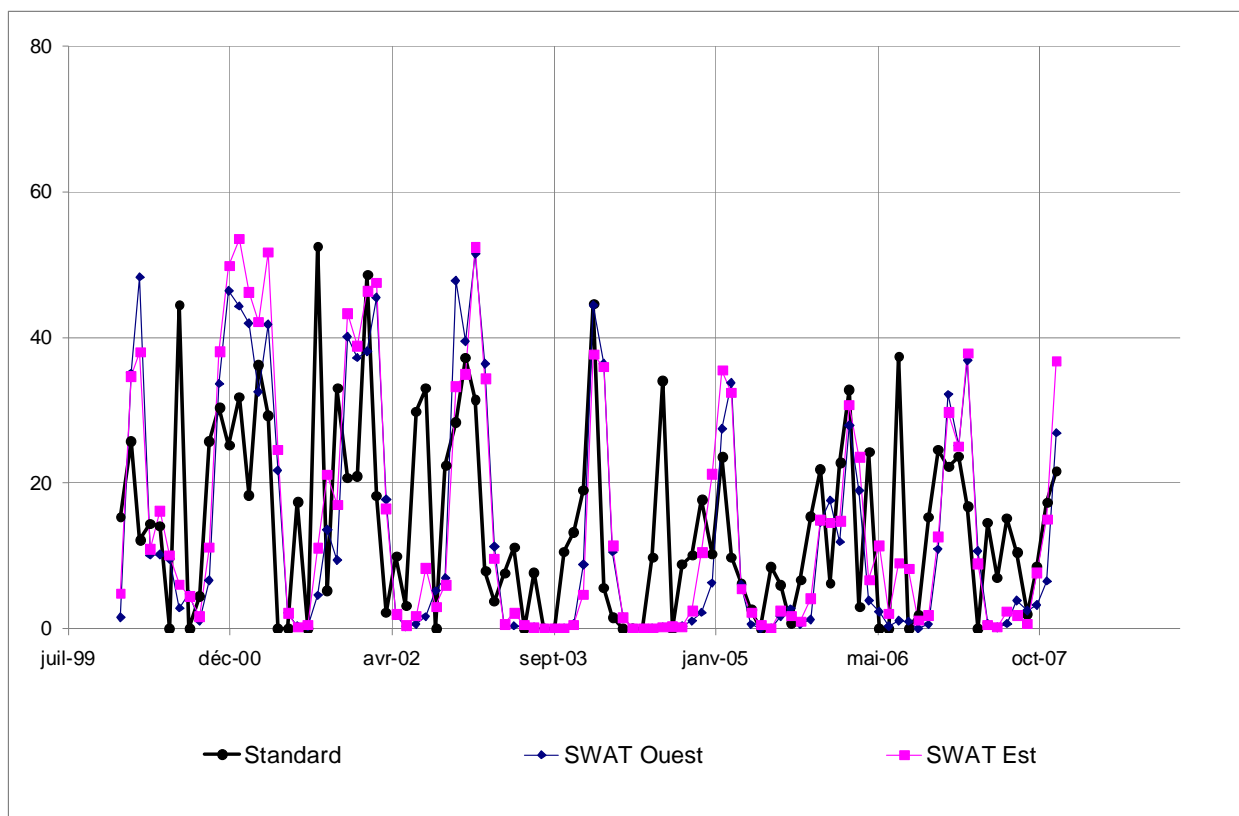


Figure 20. Percolations mensuelles calculées par la méthode "type" en région wallonne et par le modèle SWAT sur les bassins Ouest et Est

2.6.1.2 Débit de la galerie G3

La comparaison de la percolation calculée par SWAT sous la zone racinaire sur le bassin Ouest (Figure 21) avec le débit mesuré à la galerie G3 (Figure 22) montre une allure similaire entre les deux courbes, avec un décalage de l'ordre d'un an correspondant au décalage remplissage/vidange de l'aquifère. Ces conclusions concordent avec celles tirées des observations piézométriques (cf. partie Aqualé du rapport d'activités - §3).

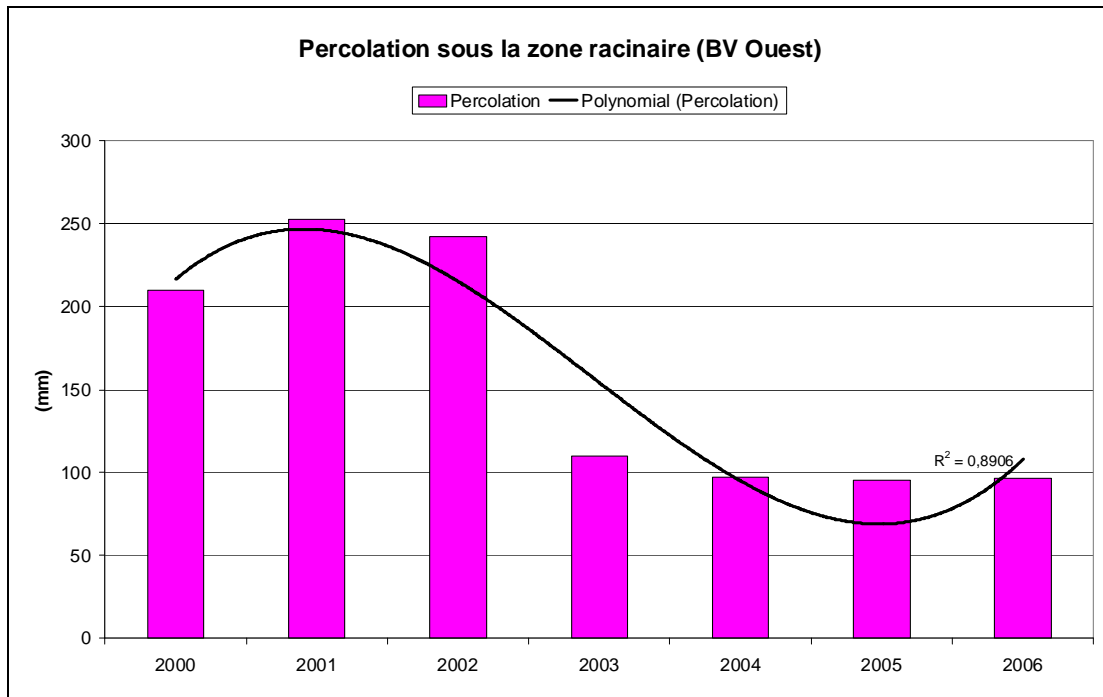


Figure 21. Percolation calculée par SWAT à 2m de profondeur entre 2000 et 2006

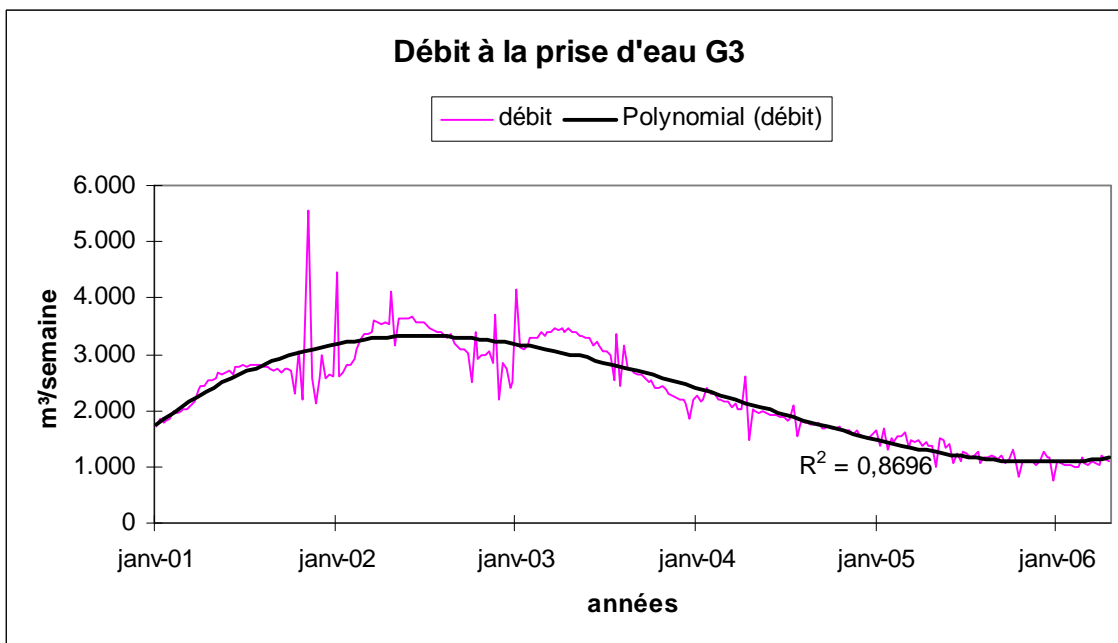


Figure 22. Débit à la prise d'eau G3 entre 2001 et 2006

2.6.2 Rendements des cultures

La calibration du rendement des cultures s'est effectuée en comparant les résultats des simulations SWAT sur les bassins d'Arquennes avec les rendements renseignés par les agriculteurs lors des relevés de terrain réalisés par Nitrawal a.s.b.l. Les efforts de calibration des rendements se sont limités à deux cultures, la betterave et le froment, ces deux cultures représentant chaque année entre 47% et 77% de la superficie des bassins versants. Les rendements des autres cultures ne présentaient pas une fiabilité des mesures suffisante (cas du maïs et de la pomme de terre) ou n'étaient pas suffisamment présentes dans les rotations pour pouvoir effectuer des comparaisons fiables (cas du pois).

Les Figure 23 et Figure 24 montrent les rendements observés et simulés en froment sur les bassins Est et Ouest. On peut voir que des tendances similaires se dégagent sur les deux bassins, à savoir :

- des valeurs de rendements en froment qui décrochent pour les deux premières années (années de mise en régime du modèle). Ceci peut s'expliquer par le fait que la simulation commence au 1^{er} janvier 2000 et ne tient pas compte des conditions antérieures à cette date. La croissance du froment d'hiver débute donc au 1er janvier de la première année, ce qui fausse complètement les rendements calculés en froment au cours de cette première année de simulation;
- des rendements quelque peu surestimés par SWAT pour les années 2002 et 2003 ;
- des rendements correctement simulés en 2005 et 2007 (deux années où le froment était majoritaire dans l'emblavement) ;
- un pic de rendement prédit par SWAT en 2006 qui ne se s'observe pas sur le terrain.

De manière générale, hormis pour les deux premières années de simulation et pour l'année 2006, où le pic de rendement prédit par SWAT ne s'observe pas sur le terrain, les rendements en froment sont correctement simulés avec des différences moyennes annuelles inférieures à 15% de la valeur observée.

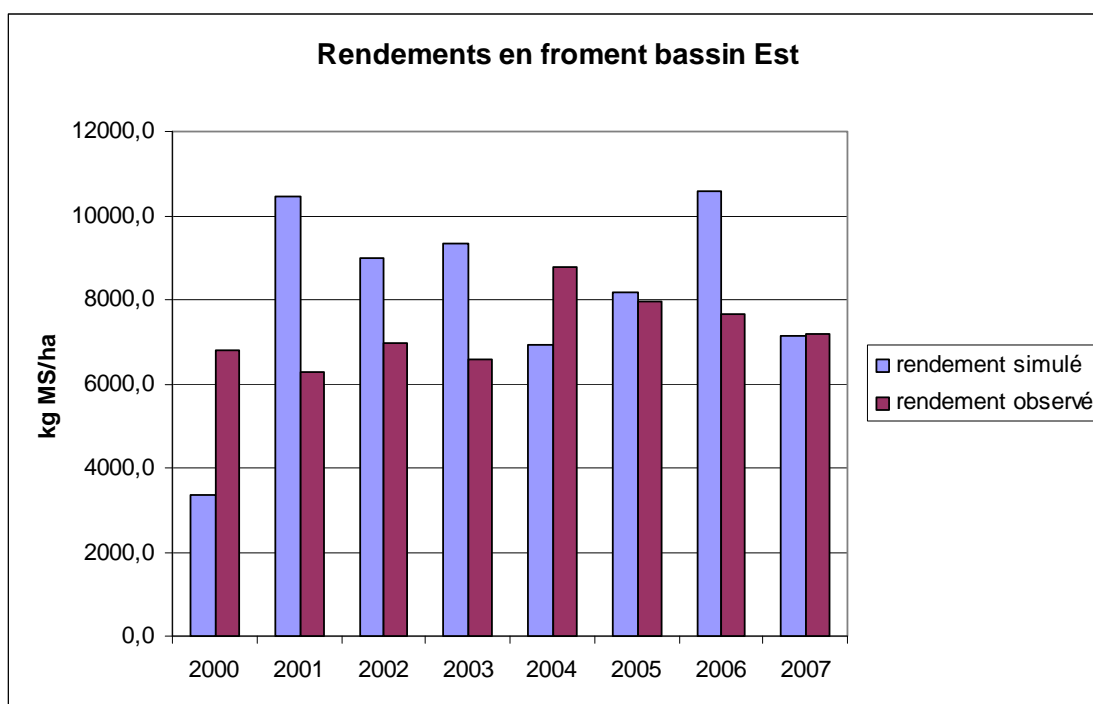


Figure 23. Rendements observés et simulés en froment sur le bassin Est

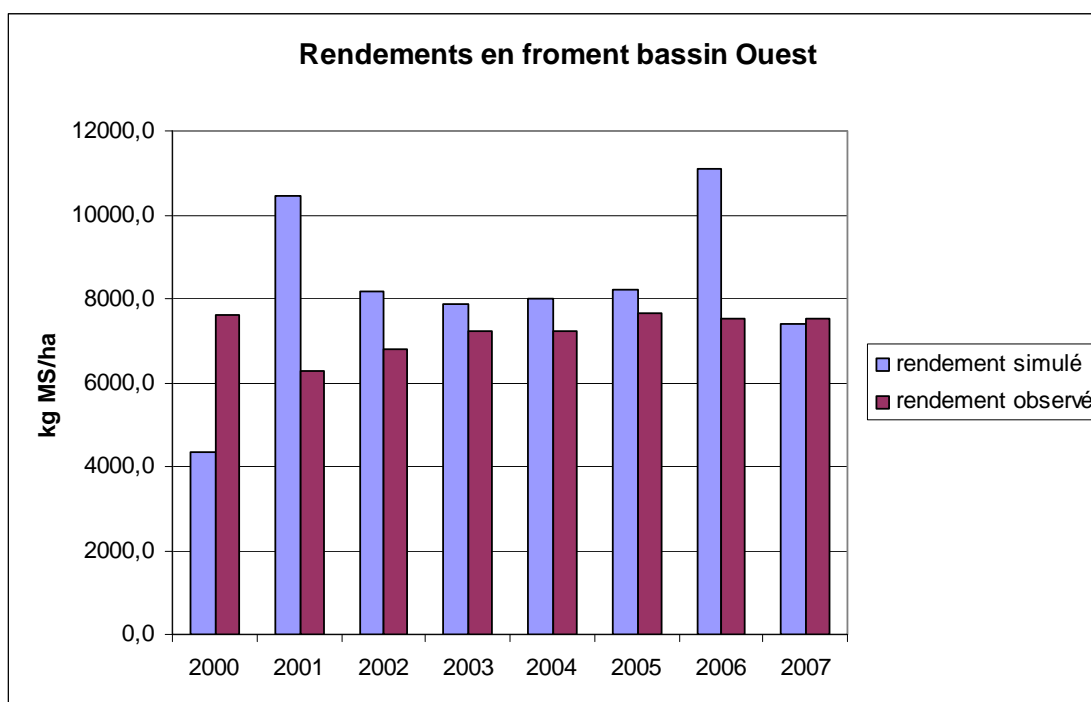


Figure 24. Rendements observés et simulés en froment sur le bassin Ouest

Les Figure 25 et Figure 26 montrent les rendements observés et simulés en betterave sur les bassins Est et Ouest. Signalons que les rendements en betterave renseignés par les agriculteurs sont ramenés à une richesse en sucre de 16%. Compte tenu du fait que les rendements calculés par SWAT ne sont pas ramenés à une richesse en sucre de 16%, et que ces richesses ne sont pas connues sur les parcelles des bassins d'Arquennes, les Figure 25 et Figure 26 présentent des rendements observés en betterave qui sont ramenés aux richesses moyenne observées en Région wallonne (IRBAB, 2010⁸). On peut voir :

- sur le bassin Est (Figure 25), les rendements en betterave sont surestimés les deux premières années de simulation (années de mise en régime du modèle). Ensuite, les années suivantes, les rendements semblent globalement bien estimés par le modèle avec des différences inférieures à 15% des rendements observés, à l'exception de l'année 2006, pour laquelle les rendements estimés par SWAT sont sous-évalués avec une différence de -32% par rapport aux rendements mesurés ;
- sur le bassin Ouest (Figure 26), les rendements estimés par SWAT pour les années 2000 (année de mise en régime du modèle) à 2003 sont surévalués. Pour le reste, les rendements estimés par SWAT sont proches des valeurs observées sur le terrain (moins de 15% de différence).

De manière générale, les rendements en betterave sont correctement simulés sur les deux bassins pour la plupart des années avec des différences moyennes annuelles maximales de 35% de la valeur initiale.

⁸ url : http://www.irbab-kbivb.be/nl/publications/overview/beet_crop/verslag_onderz_vulg_09.pdf

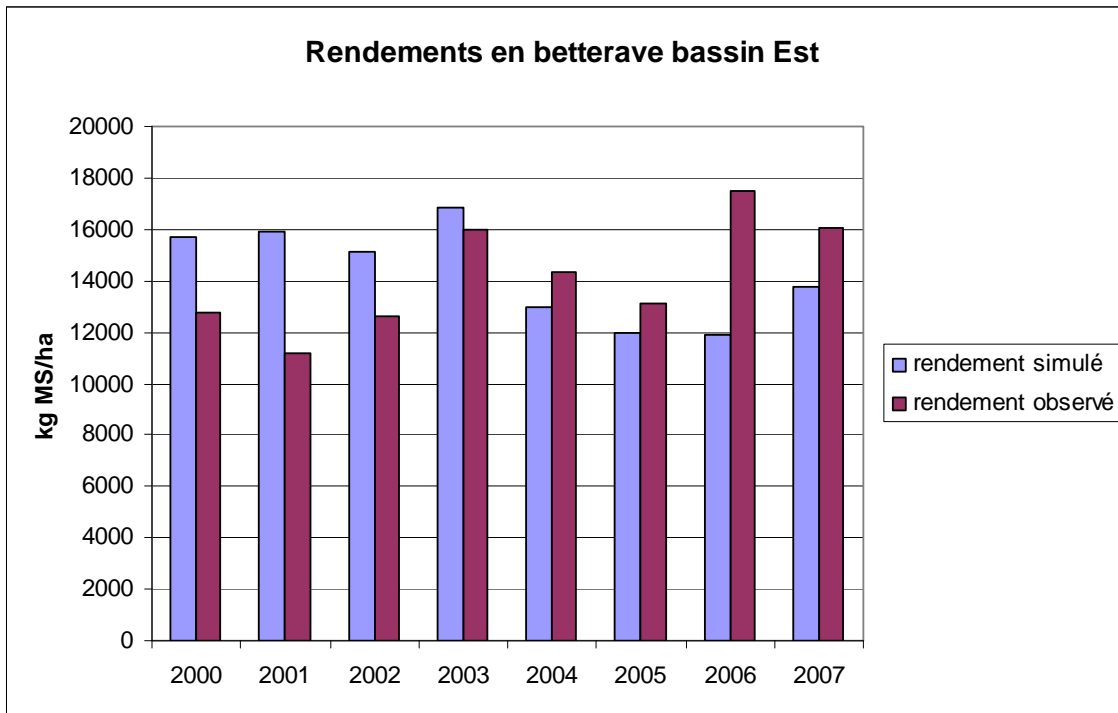


Figure 25. Rendements observés et simulés en betterave sur le bassin Est

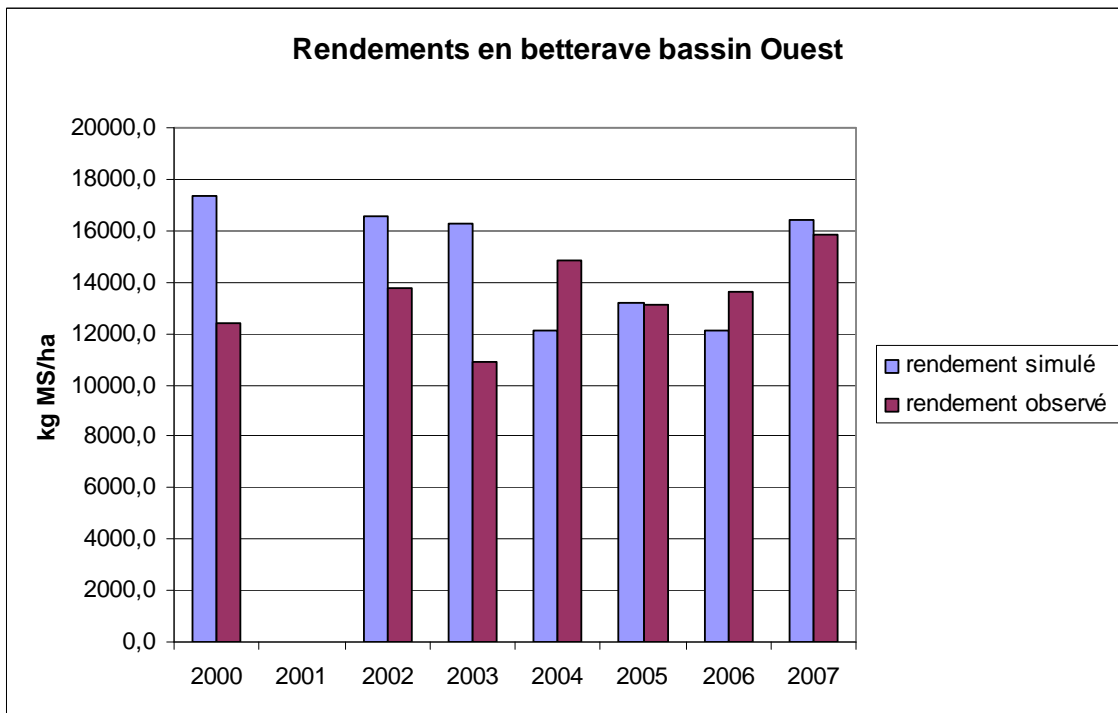


Figure 26. Rendements observés et simulés en betterave sur le bassin Ouest

Par ailleurs, les rendements simulés par SWAT en maïs se chiffrent en moyenne sur huit années à 16 t MS/ha (écart-type égal à 4 t MS/ha) sur le bassin Ouest et à 17 t MS/ha (écart-type égal à 3 t MS/ha) sur le bassin Est. Ces rendements sont conformes aux rendements renseignés par les agriculteurs exploitant sur les bassins d'Arquennes (16,5 t MS/ha en moyenne sur les huit années sur le bassin Ouest et 17 t MS/ha sur le bassin Est) et aux rendements moyens observés dans la région (de l'ordre

de 17 à 19 t MS/ha - source : Centre pilote Maïs a.s.b.l. cité dans classeur eau – nitrate, 2^{ème} édition, Nitrawal). L'ordre de grandeur des rendements simulés en maïs est donc conforme.

Les rendements simulés par SWAT en pomme de terre se chiffrent en moyenne sur huit années à 7,1 t MS/ha sur les deux bassins versants (une seule parcelle a été emblavée en pomme de terre une année sur le bassin Ouest entre 2000 et 2007). Cette valeur est un peu sous-évaluée par rapport aux rendements renseignés par les agriculteurs (10,5 t/ha en moyenne sur les huit années sur les bassins d'Arquennes) et aux moyennes régionales, qui se chiffrent à 11 t MS/ha⁹. Etant donné la faible proportion de la culture de pomme de terre sur les bassins d'Arquennes (maximum 9% de la superficie des bassins entre 2000 et 2007), le biais engendré par cette sous-estimation des rendements peut être considéré comme négligeable.

2.6.3 Bilan d'azote

Les quantités d'azote nitrique lixivié (kg N-NO₃⁻/ha) et les concentrations en nitrate (mg NO₃⁻/l) calculées par SWAT dans l'eau de percolation sont présentées dans les Tableau 13 et Tableau 14. La comparaison des concentrations en nitrate simulées par SWAT dans l'eau de percolation à 2m de profondeur avec les concentrations observées dans les prises d'eau ne peut être entreprise qu'en tenant compte du temps de transfert de l'azote dans la zone vadose et dans la zone saturée ; l'estimation de ce temps de transfert est décrite dans la partie Aqualé du rapport d'activités (§ 7, 8, 9 et 10).

Tableau 13. Quantités d'azote nitrique lixiviées (kg N-NO₃⁻/ha) et concentrations en nitrate dans les eaux de percolation (mg NO₃⁻/l) calculées par SWAT sur le bassin Ouest

Année	Quantité d'azote lixivié SWAT (kg N-NO ₃ ⁻ /ha)	Concentration en nitrate SWAT (mg NO ₃ ⁻ /l)
2000	24,1	50,7
2001	48,8	85,5
2002	59,0	107,7
2003	18,9	75,7
2004	13,9	63,5
2005	12,5	58,1
2006	14,1	64,8
2007	19,6	58,0
moyenne	26,4	70,5

Tableau 14. Quantités d'azote nitrique lixiviées (kg N-NO₃⁻/ha) et concentrations en nitrate dans les eaux de percolation (mg NO₃⁻/l) calculées par SWAT sur le bassin Est

Année	Quantité d'azote lixivié SWAT (kg N-NO ₃ ⁻ /ha)	Concentration en nitrate SWAT (mg NO ₃ ⁻ /l)
2000	23,2	45,4
2001	55,6	78,4
2002	39,3	72,7
2003	16,7	70,3
2004	19,9	87,6
2005	18,9	68,5
2006	16,2	52,5
2007	20,7	55,0
moyenne	26,3	66,3

⁹ source : http://statbel.fgov.be/fr/binaries/crp2008_fr%5B1%5D_tcm326-34177.xls

Une comparaison des concentrations en nitrate dans l'eau de percolation avec l'indicateur environnemental APL peut être entreprise. Selon une étude menée sur des lysimètres installés en plein champ (Fonder *et al*, 2007), l'ordre de grandeur de la concentration en nitrate dans l'eau de percolation (en mg NO₃/l) à 2m de profondeur peut être comparé à l'APL mesuré à l'automne (en kg N-NO₃/ha), avec un décalage de plus ou moins 12 mois, en fonction de la pluviométrie et des conditions culturales.

Des campagnes systématiques de mesure des APL ont débuté sur les bassins d'Arquennes en 2005. La carte des APL en 2005 est présentée à la Figure 27 et celle de 2006 est présentée à la Figure 28.

L'APL moyen calculé en fonction de la superficie de chaque parcelle des bassins pilotes s'élève en 2005 à 74 kg N-NO₃/ha. Cette valeur est à comparer avec la teneur en nitrate calculée par SWAT dans l'eau de percolation durant l'année 2006 (en raison du décalage d'un an). Il apparaît donc que la valeur de 57,3 mg NO₃/l calculée par SWAT en moyenne sur les deux bassins (Tableau 13 et Tableau 14) est quelque peu sous-évaluée. L'ordre de grandeur de cette différence reste cependant acceptable.

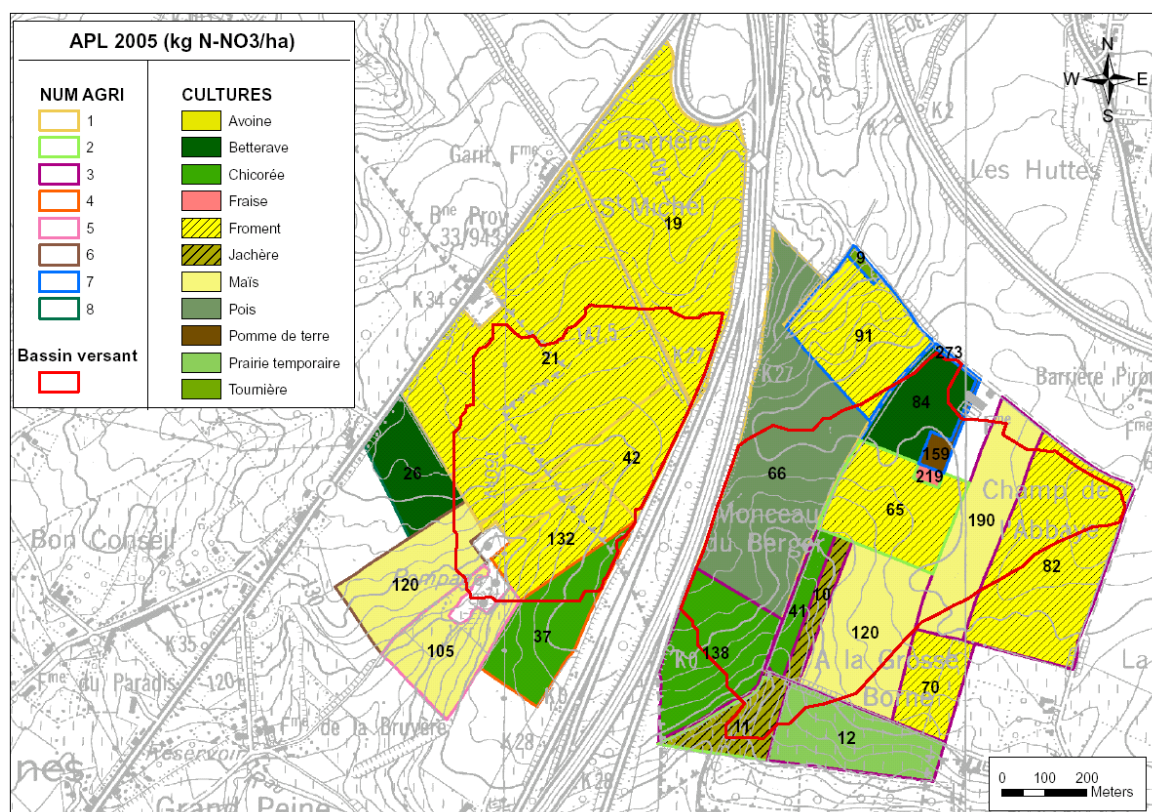


Figure 27. Carte des résultats APL 2005

L'APL moyen calculé en fonction de la superficie de chaque parcelle des bassins pilotes s'élève en 2006 à 62 kg N-NO₃/ha. Cette valeur est à comparer avec la teneur en nitrate calculée par SWAT dans l'eau de percolation durant l'année 2006 (en raison du décalage d'un an). Il apparaît donc que la valeur de 56,2 mg NO₃/l calculée par SWAT en moyenne sur les deux bassins (Tableau 13 et Tableau 14) est du même ordre de grandeur que l'APL moyen mesuré à l'automne précédent.

La comparaison de la teneur moyenne en nitrate calculée par SWAT dans l'eau de percolation avec l'APL moyen mesuré à l'automne précédent sur les deux bassins permet donc de valider cette valeur moyenne de teneur en nitrate dans l'eau de percolation calculée par le modèle SWAT.

La présence de lysimètres dans les bassins versants permettrait certainement d'améliorer le calibrage du modèle.

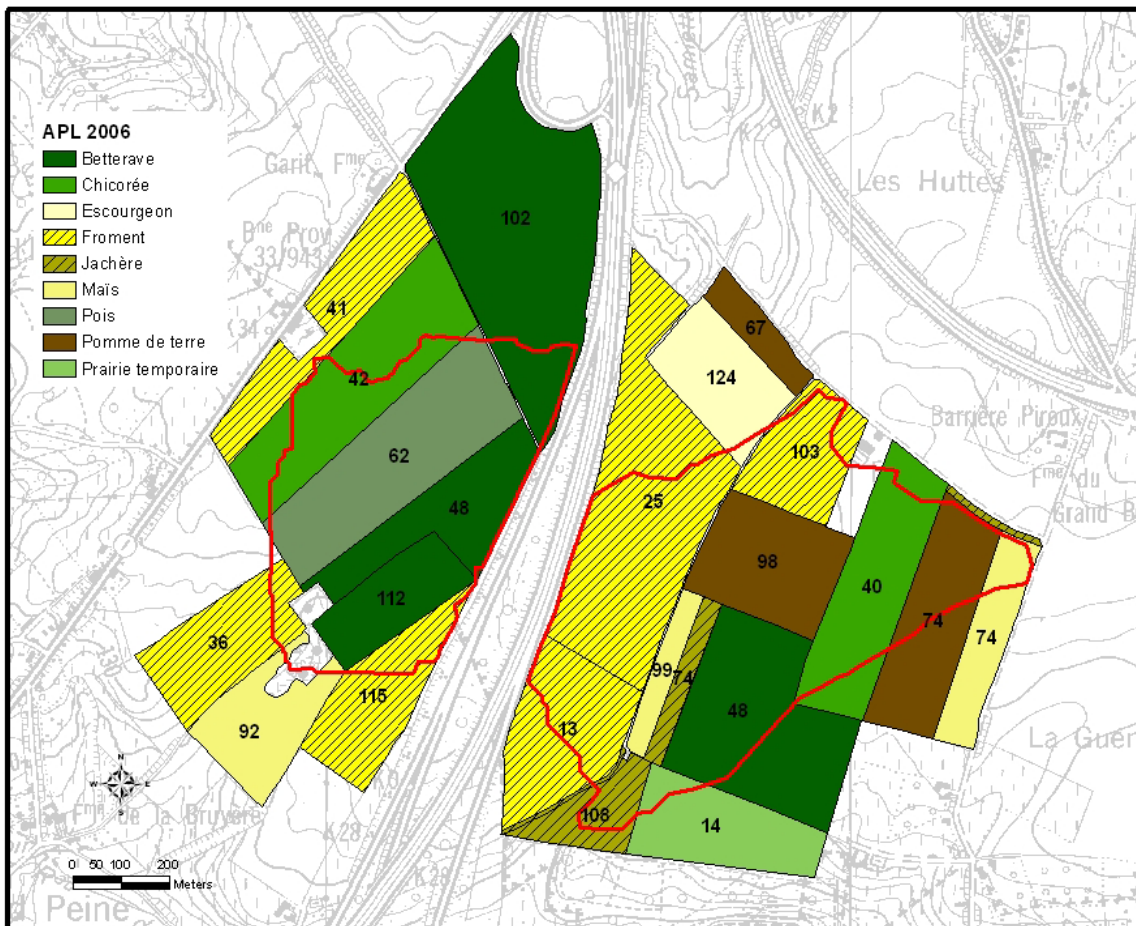


Figure 28. Carte des résultats APL 2006

2.7 Sorties du modèle SWAT : cartographie des flux d'azote sous la zone racinaire

Les résultats de SWAT par HRU, en terme de concentration en nitrate dans l'eau de percolation sous la zone racinaire, sont présentés de la Figure 29 à la Figure 36 pour les années 2000 à 2007.

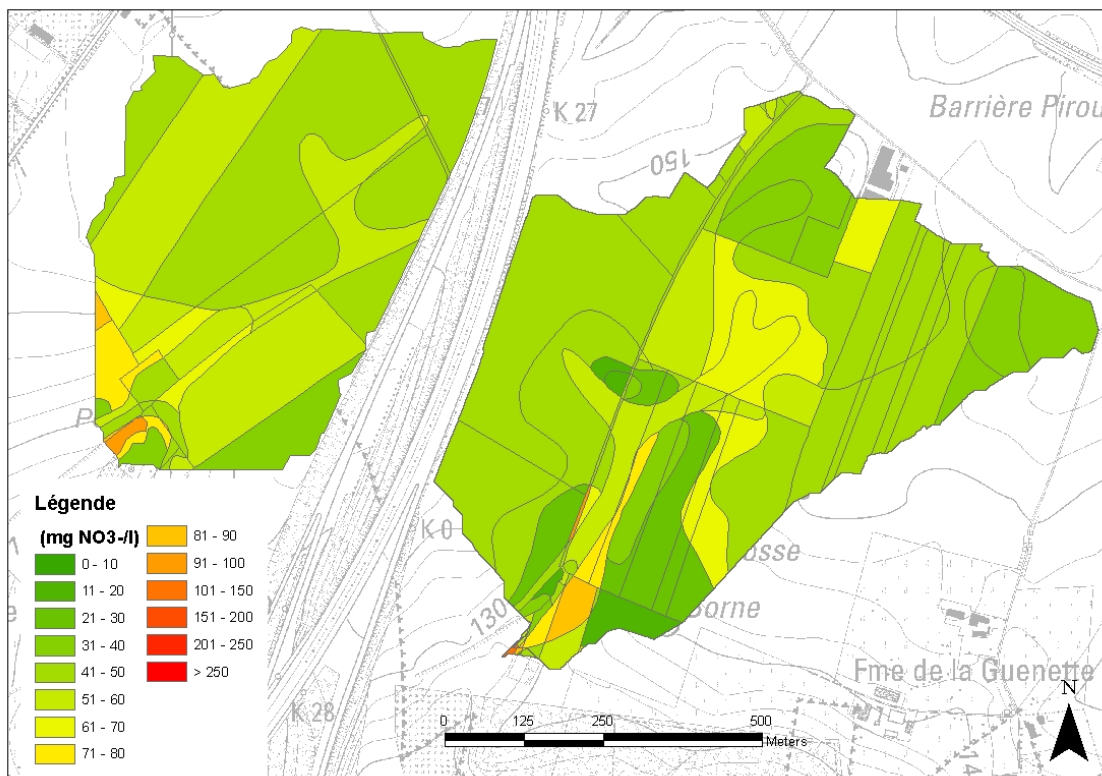


Figure 29. Carte des teneurs en nitrate simulées dans l'eau de percolation par HRU (valeur moyenne - année 2000)

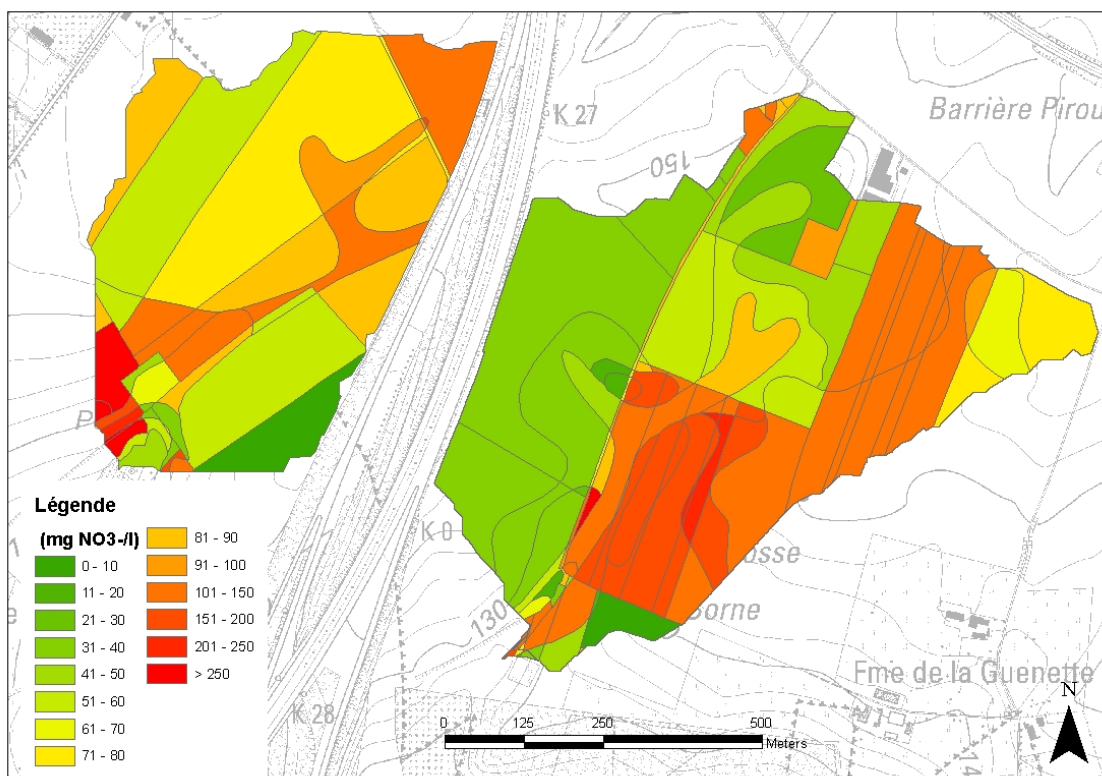


Figure 30. Carte des teneurs en nitrate simulées dans l'eau de percolation par HRU (valeur moyenne - année 2001)

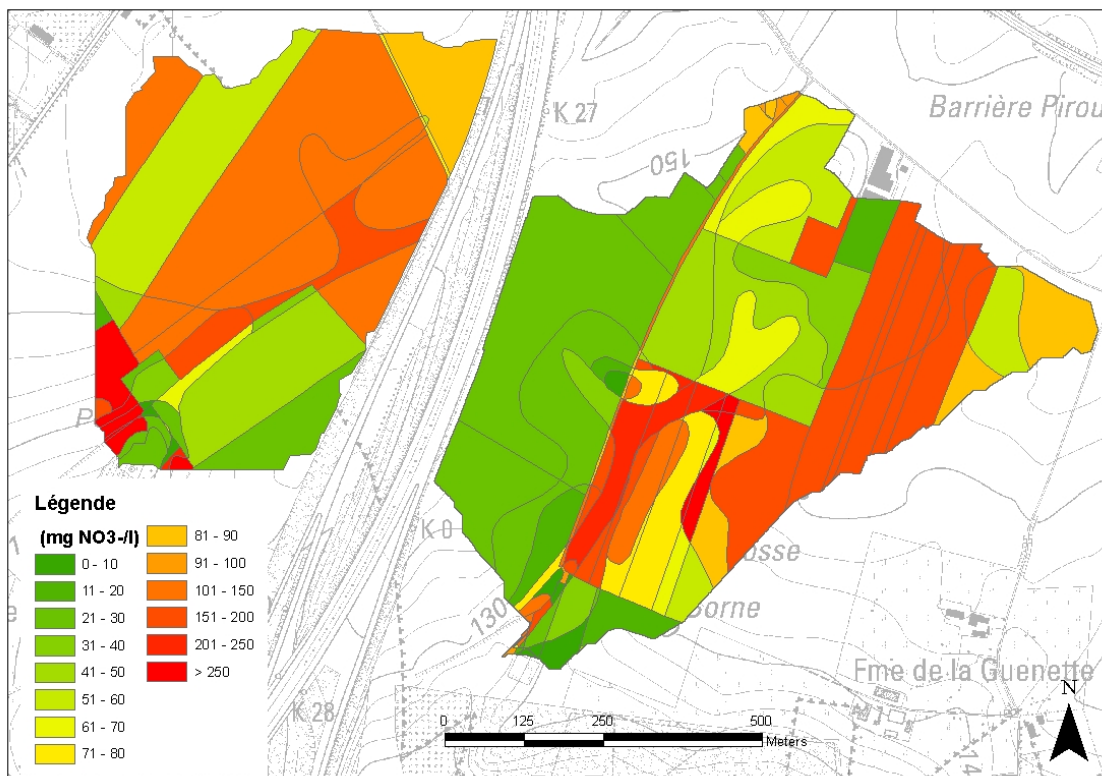


Figure 31. Carte des teneurs en nitrate simulées dans l'eau de percolation par HRU (valeur moyenne - année 2002)

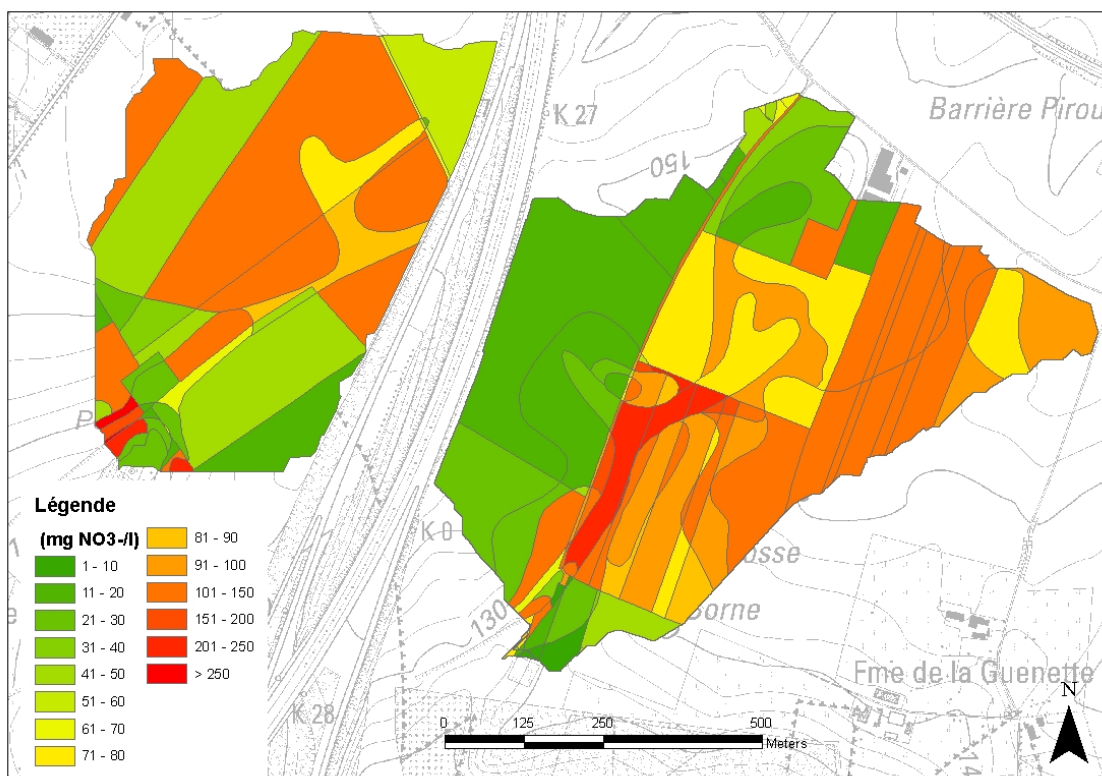


Figure 32. Carte des teneurs en nitrate simulées dans l'eau de percolation par HRU (valeur moyenne - année 2003)

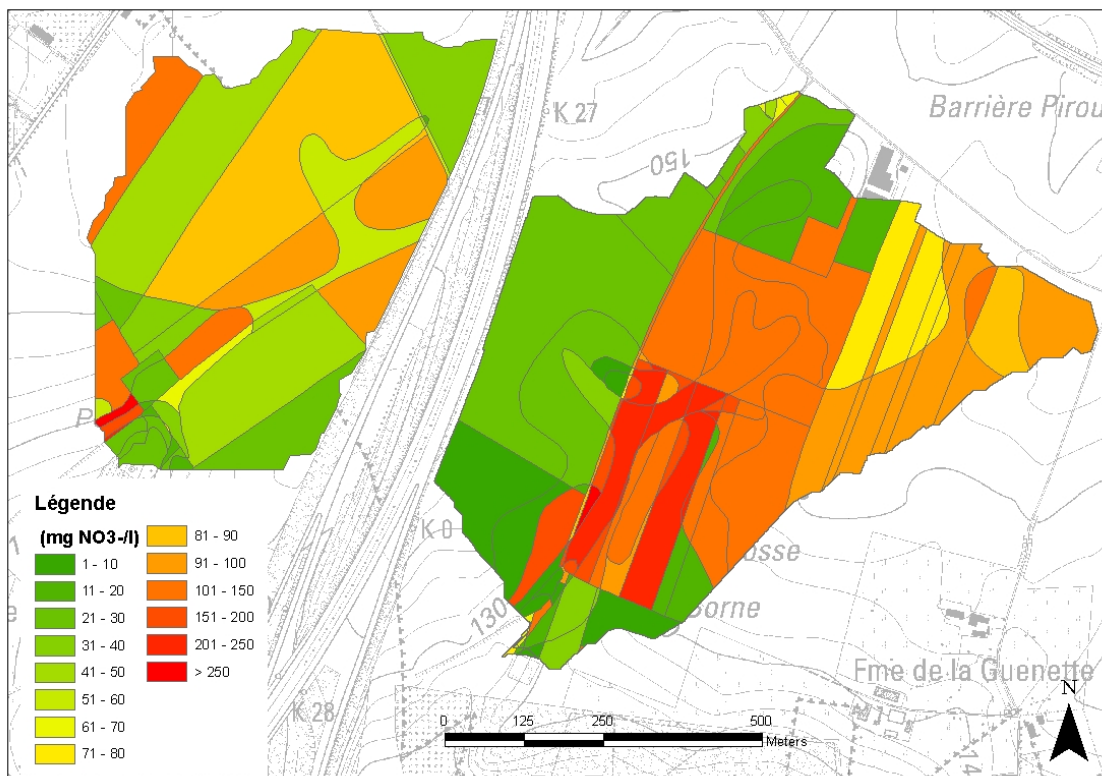


Figure 33. Carte des teneurs en nitrate simulées dans l'eau de percolation par HRU (valeur moyenne - année 2004)

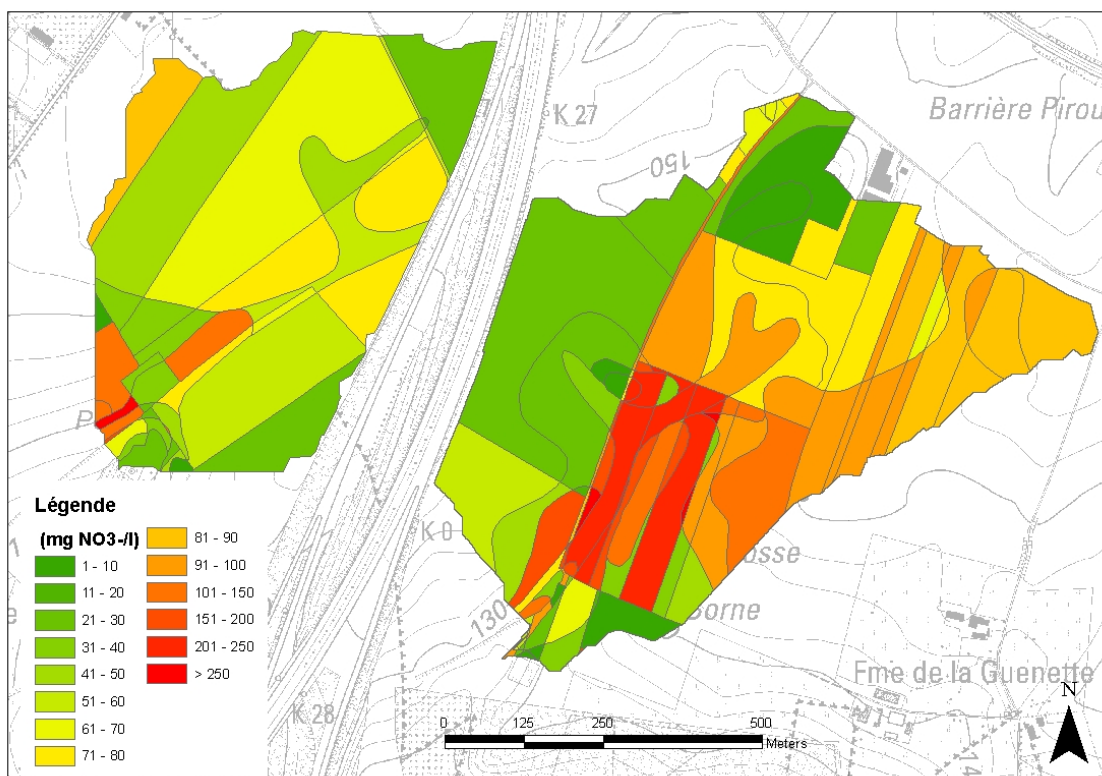


Figure 34. Carte des teneurs en nitrate simulées dans l'eau de percolation par HRU (valeur moyenne - année 2005)

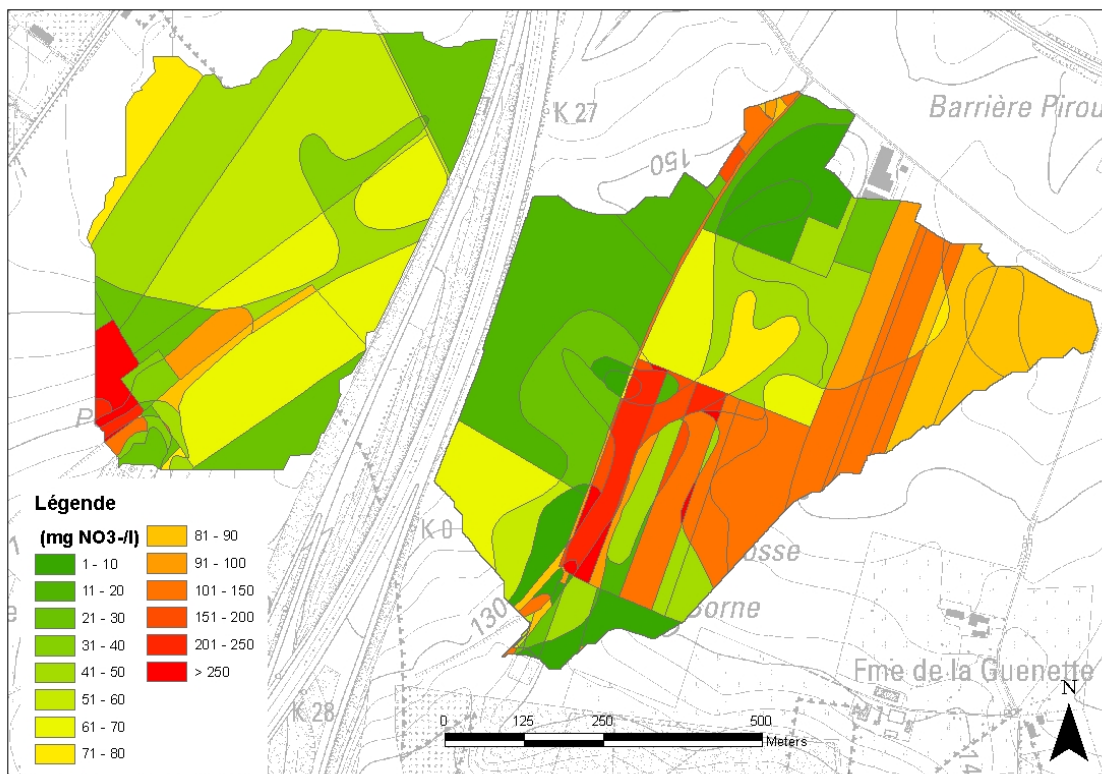


Figure 35. Carte des teneurs en nitrate simulées dans l'eau de percolation par HRU (valeur moyenne - année 2006)

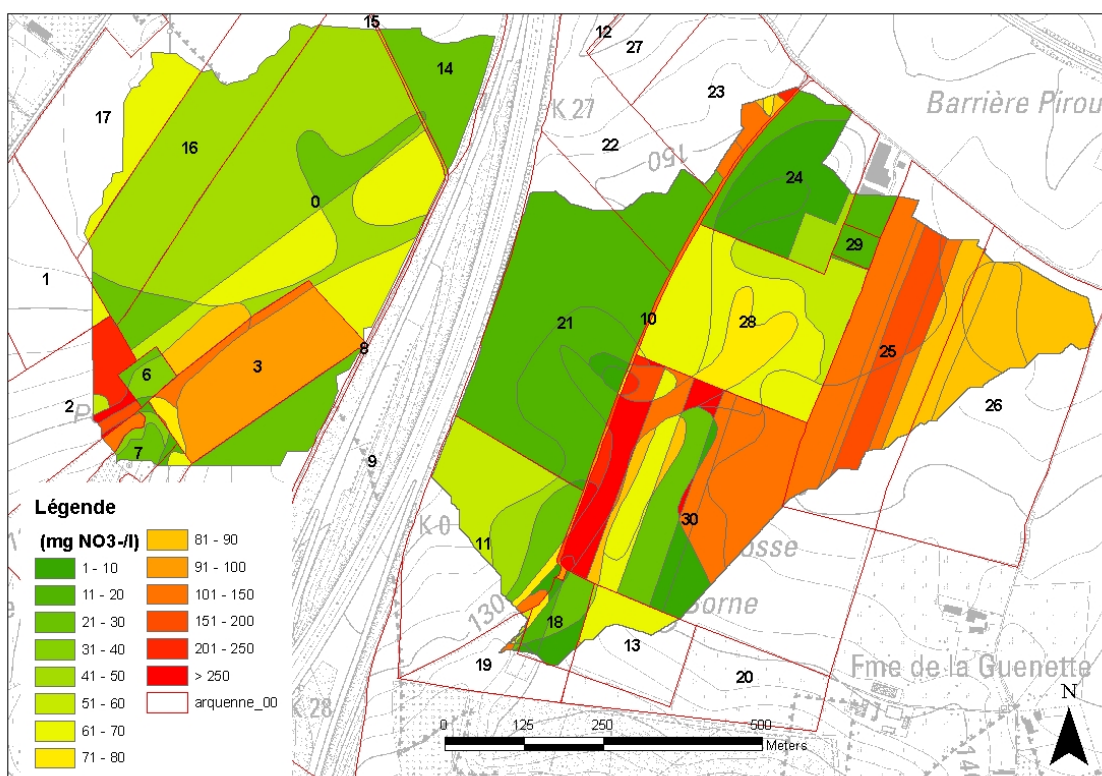


Figure 36. Carte des teneurs en nitrate simulées dans l'eau de percolation par HRU (valeur moyenne - année 2007)

L'examen de ces cartes et de l'évolution simulée de la qualité de l'eau de percolation sous la zone racinaire amène certaines réflexions :

- de manière générale, les parcelles sur lesquelles les apports d'effluents d'élevage sont les plus fréquents (au moins tous les deux ans) sont celles pour lesquelles les concentrations en nitrate simulées sont régulièrement les plus élevées (parcelles 25, 26, 30 - Figure 36) ;
- les parcelles pour lesquelles la betterave et les céréales en association avec des CIPAN sont majoritaire dans la rotation présentent des teneurs en nitrate simulées dans l'eau de percolation souvent assez faibles ($> 50 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$) (parcelles 16, 21, 24). Cette observation est en adéquation avec les conclusions de l'étude menée sur des lysimètres en plein champ dans la région limoneuse de Hesbaye (Deneufbourg et al, 2010) selon laquelle les teneurs en nitrate dans l'eau de percolation observées durant une succession céréale – CIPAN – betterave (avec une fertilisation raisonnée) sont inférieures à $50 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$.
- l'introduction de maïs ou de pomme de terre dans la rotation a pour conséquence une augmentation des concentrations en nitrate dans l'eau de percolation (parcelles 25, 28, 30) ;
- la parcelle n°2 présente des teneurs en nitrate simulées particulièrement importantes ($> 150 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$ au minimum) tout au long de la période de simulation. Ceci est à mettre en relation avec deux apports de 600 kg N/ha sous forme de fumier à l'automne 2000 et à l'automne 2004. On voit que l'effet de ces apports se marque par une forte augmentation des teneurs en nitrate simulées sur plusieurs années. Cette observation est en adéquation avec les conclusions de l'étude menée sur des lysimètres en plein champ dans la région limoneuse de Hesbaye (Deneufbourg et al, 2010) ; au cours de cette étude, l'effet d'un apport de 640 kg N/ha s'était fait ressentir par une augmentation importante des concentrations en nitrate observées dans l'eau de percolation à 2m de profondeur (jusqu'à $400 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$) durant au moins 4 ans ;
- de manière générale, on n'observe pas de différences importantes des teneurs en nitrate simulées au sein d'une même parcelle en fonction du type de sol. Les différences les plus importantes sont observées dans les parcelles où la transition entre un sol limoneux et un sol sablo-limoneux se marque (ex : parcelle 30) ;
- sur une majorité de parcelles, l'ordre de grandeur des concentrations en nitrate simulées dans l'eau de percolation en 2006 et 2007 (Figure 35 et Figure 36) est comparable avec l'ordre de grandeur des APL mesurés sur ces mêmes parcelles en 2005 et 2006 respectivement (Figure 27 et Figure 28). Cette observation est en adéquation avec les conclusions de l'étude menée sur des lysimètres en plein champ dans la région limoneuse de Hesbaye (Deneufbourg et al, 2010) selon laquelle l'ordre de grandeur de la concentration en nitrate dans l'eau de percolation (en $\text{mg NO}_3^-/\text{l}$) à 2m de profondeur peut être comparé aux APL mesurés à l'automne (en $\text{kg N-NO}_3^-/\text{ha}$), avec un décalage de plus ou moins 12 mois, en fonction de la pluviométrie et des conditions culturales.

2.8 Tests de scénarios

Une fois le modèle SWAT calibré, il est possible de l'utiliser dans un but prédictif. SWAT a ainsi été employé sur les bassins d'Arquennes pour évaluer l'impact d'une modification de pratique culturale particulière par rapport au scénario de base (modèle calibré sur les bassins d'Arquennes pour les années 2000 à 2007). Les conditions météorologiques prises en compte dans les différents scénarios sont celles de 2000 à 2007. Six scénarios ont été testés :

- réduction de la fertilisation minérale de 50% ;
- suppression de tous les apports d'effluents d'élevage ;
- suppression de tous les apports d'effluents d'élevage et compensation par apport d'azote minéral ;

- remplacement de toutes les légumineuses dans la rotation ;
- mise en prairie "extensive" de l'ensemble de la superficie du bassin (sans apport d'azote);
- mise en prairie "intensive" de l'ensemble de la superficie du bassin (avec apport d'azote).

Le but de ces tests de scénarios est de prédire, à l'aide du modèle SWAT, l'impact de modifications de pratiques culturales sur les rendements et la concentration en nitrate dans l'eau de percolation sous la zone racinaire.

2.8.1 Scénario 1 : réduction de la fertilisation minérale de 50%

Pour ce scénario, tous les apports d'azote minéral renseignés sur les bassins d'Arquennes entre 2000 et 2007 ont été réduits de moitié. Afin d'avoir une base de comparaison, toutes les autres conditions (météo, sol,...) et pratiques culturales sont restées inchangées. Les effets de cette réduction sur les rendements sont présentés dans les Figure 37 à Figure 42.

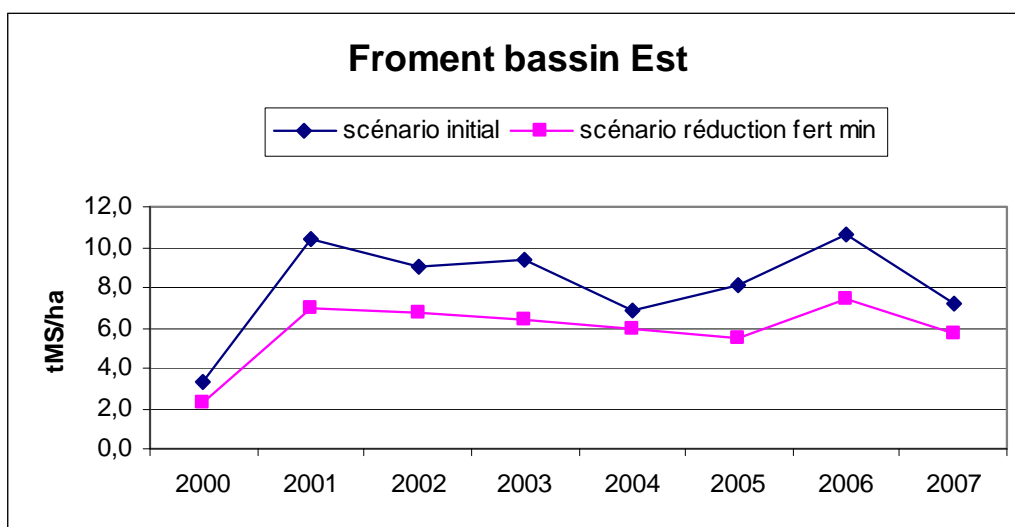


Figure 37. Impact sur les rendements en froment de la réduction de la fertilisation azotée - bassin Est

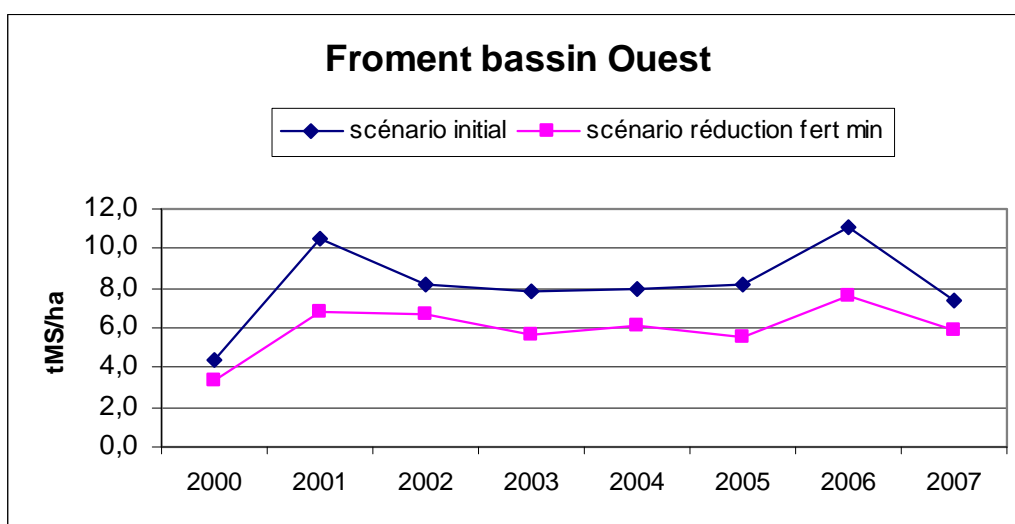


Figure 38. Impact sur les rendements en froment de la réduction de la fertilisation azotée - bassin Ouest

On peut voir que SWAT prédit une baisse des rendements en froment sur les deux bassins (Figure 37 et Figure 38). Cette baisse prévue des rendements se chiffre en moyenne à 27% des rendements initiaux sur le bassin Est et à 26% sur le bassin Ouest. En valeur absolue, la baisse de rendement

prévue s'élève à 2,2 t MS/ha sur le bassin Est et à 2,3 t MS/ha sur le bassin Ouest. Le froment est la culture qui souffrirait le plus d'une réduction de la fertilisation azotée sur les bassins d'Arquennes.

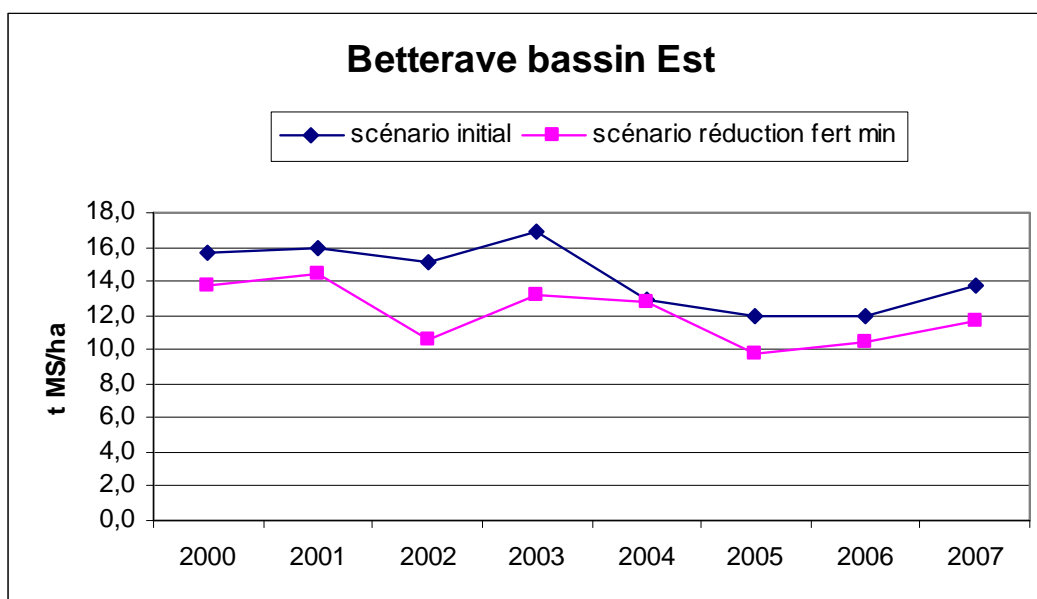


Figure 39. Impact sur les rendements en betterave de la réduction de la fertilisation azotée - bassin Est

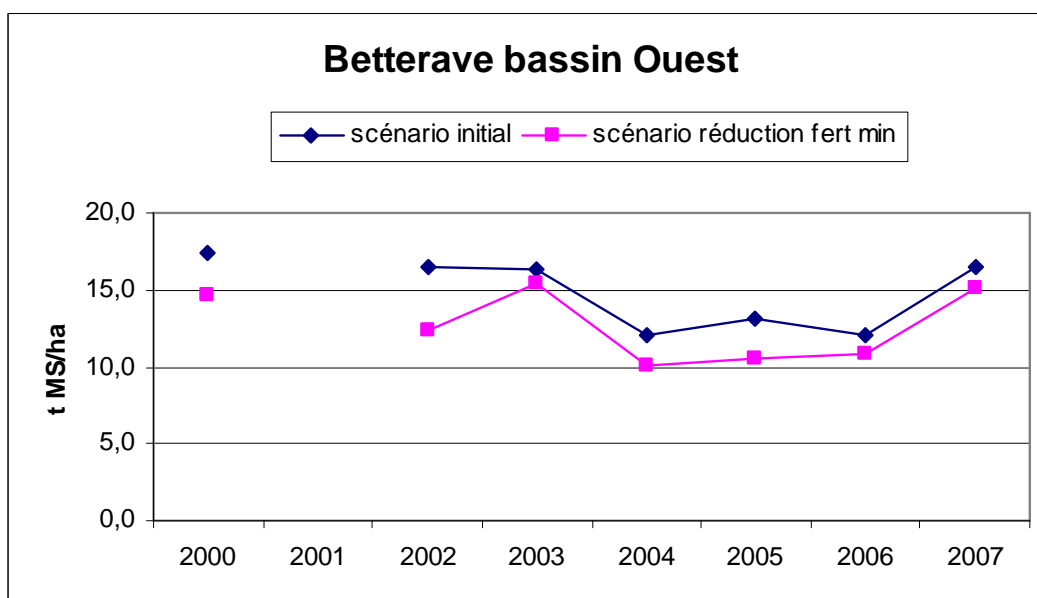


Figure 40. Impact sur les rendements en betterave de la réduction de la fertilisation azotée - bassin Ouest

On peut voir que SWAT prédit une baisse des rendements en betterave sur les deux bassins (Figure 39 et Figure 40). Cette baisse prévue des rendements se chiffre en moyenne à 16% des rendements initiaux sur le bassin Est et à 14% sur le bassin Ouest. En valeur absolue, la baisse de rendement prévue s'élève à 2,3 t MS/ha sur le bassin Est et à 2,1 t MS/ha sur le bassin Ouest. La betterave souffrirait moins d'une réduction des apports azotés minéraux que le froment ; ceci peut s'expliquer par les apports relativement réguliers d'effluents d'élevage avant la culture de la betterave. La betterave valoriserait donc plutôt bien les effluents organiques et l'impact d'une réduction de la fertilisation azotée serait donc réduit. Ceci est d'ailleurs confirmé par une expérimentation menée en plein champ dans la région de Hesbaye (Deneufbourg et al, 2010), selon laquelle une réduction de la fertilisation minérale en betterave n'a qu'un impact limité sur leurs rendements.

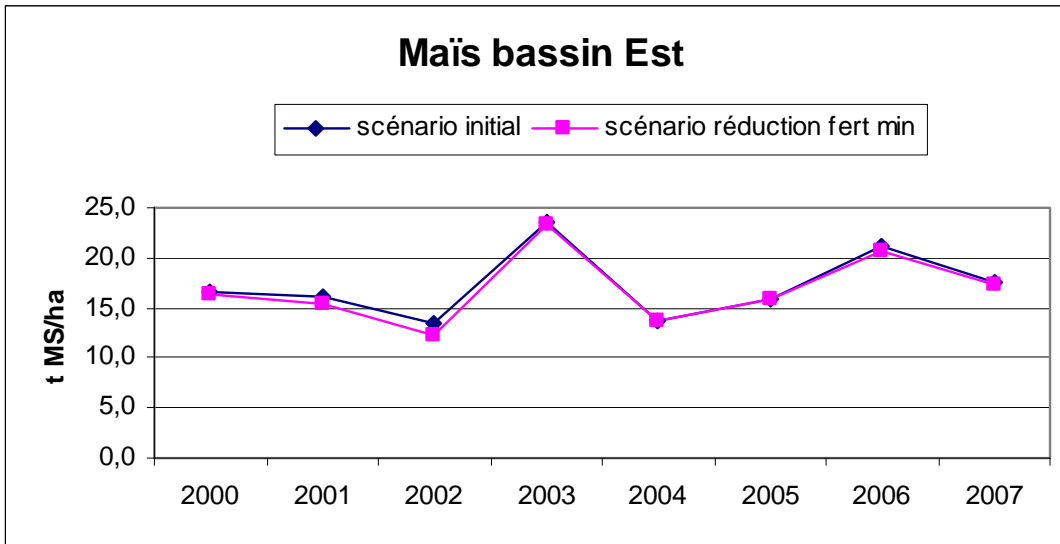


Figure 41. Impact sur les rendements en maïs de la réduction de la fertilisation azotée - bassin Est

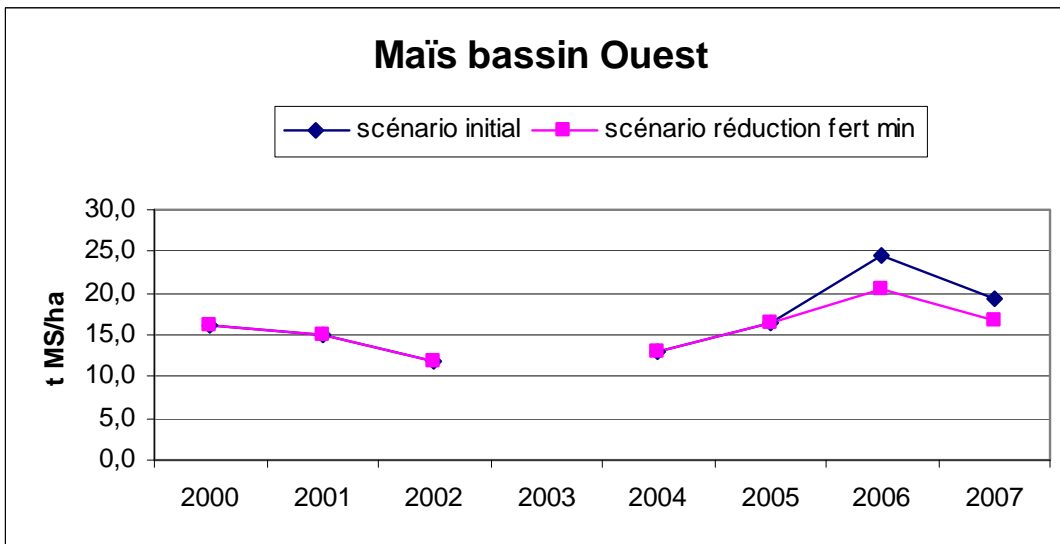


Figure 42. Impact sur les rendements en maïs de la réduction de la fertilisation azotée - bassin Ouest

On peut voir que SWAT ne prédit pas de baisse des rendements significative en maïs sur les deux bassins (Figure 41 et Figure 42). Une légère baisse des rendements en maïs est tout de même prédite par le modèle (2,4% sur le bassin Est et 4,5% sur le bassin Ouest en moyenne). Le maïs est donc la culture qui souffrirait le moins d'une baisse des apports d'azote minéral. Tout comme la betterave, le maïs valoriserait donc bien les apports organiques avant la culture (à l'automne ou au printemps).

Au niveau de la lixiviation du nitrate sous la zone racinaire, la Figure 43 et la Figure 44 illustrent l'impact d'une diminution de la fertilisation azotée sur la teneur en nitrate dans l'eau de percolation.

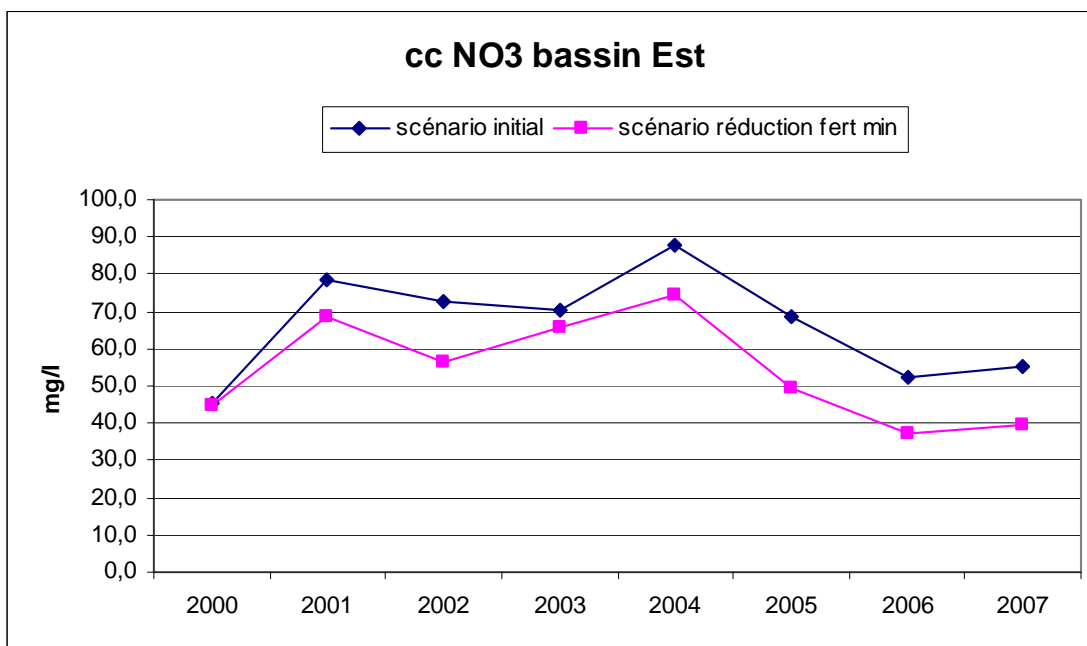


Figure 43. Impact de la réduction de fertilisation minérale sur la concentration en nitrate dans l'eau de percolation – bassin Est

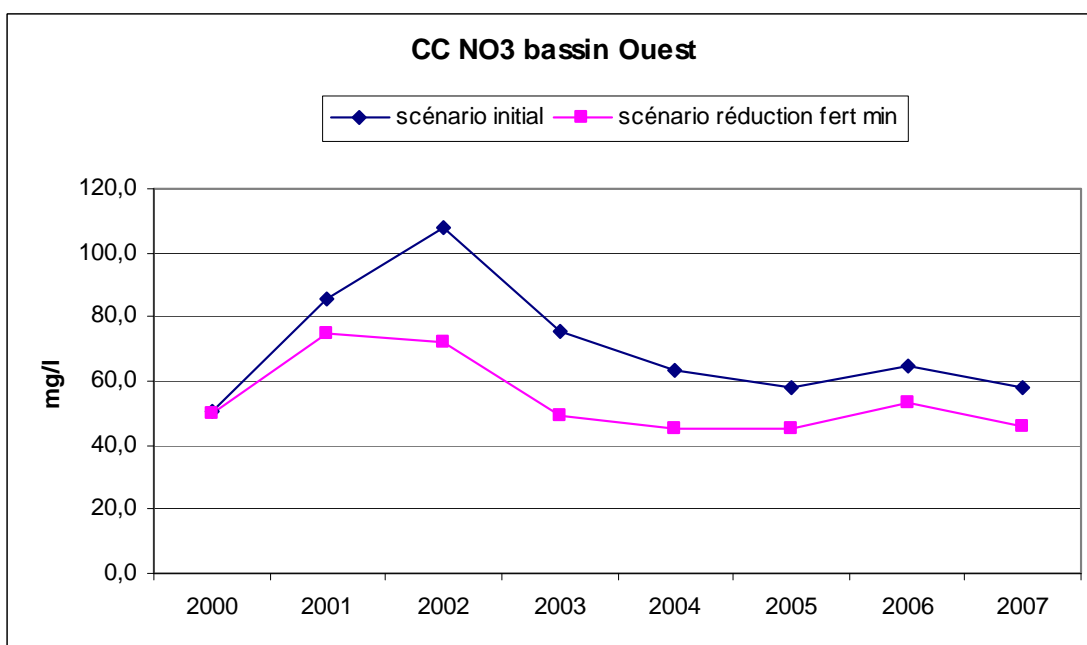


Figure 44. Impact de la réduction de fertilisation minérale sur la concentration en nitrate dans l'eau de percolation – bassin Ouest

A l'exception de l'année 2000 (année de mise en régime du modèle), les concentrations en nitrate diminuent sensiblement par rapport au scénario de base sur les deux bassins. Une diminution moyenne de 18% de la concentration initiale est prédite par le modèle sur le bassin Est ; cette diminution moyenne se chiffre à 22% sur le bassin Ouest. En valeur absolue, la diminution moyenne dans la concentration en nitrate s'élève à 12 mg NO₃/l sur le bassin Est et à 16 mg NO₃/l sur le bassin Ouest. On peut cependant remarquer que cette diminution dans la concentration ne permet pas de passer, en moyenne sur les huit années de simulation, sous la valeur de 50 mg NO₃/ha (55 mg NO₃/ha en moyenne sur le bassin Est et 54 mg NO₃/ha en moyenne sur le bassin Ouest). D'après les prédictions du modèle pour ce scénario, la concentration en nitrate dans l'eau de percolation se stabiliserait aux

environs de 40 mg NO₃⁻/ha sur le bassin Est pour les dernières années (2006 et 2007) tandis qu'elle se stabiliserait aux environs de 45 mg NO₃⁻/ha sur le bassin Ouest.

2.8.2 Scénario 2 : suppression de tous les apports d'effluents d'élevage

Pour ce scénario théorique, tous les apports d'effluents d'élevage renseignés sur les bassins d'Arquennes entre 2000 et 2007 ont été supprimés. Afin d'avoir une base de comparaison, toutes les autres conditions (météo, sol,...) et pratiques culturales sont restées inchangées. Les effets de cette suppression sur les rendements sont présentés dans les Figure 45 à Figure 50.

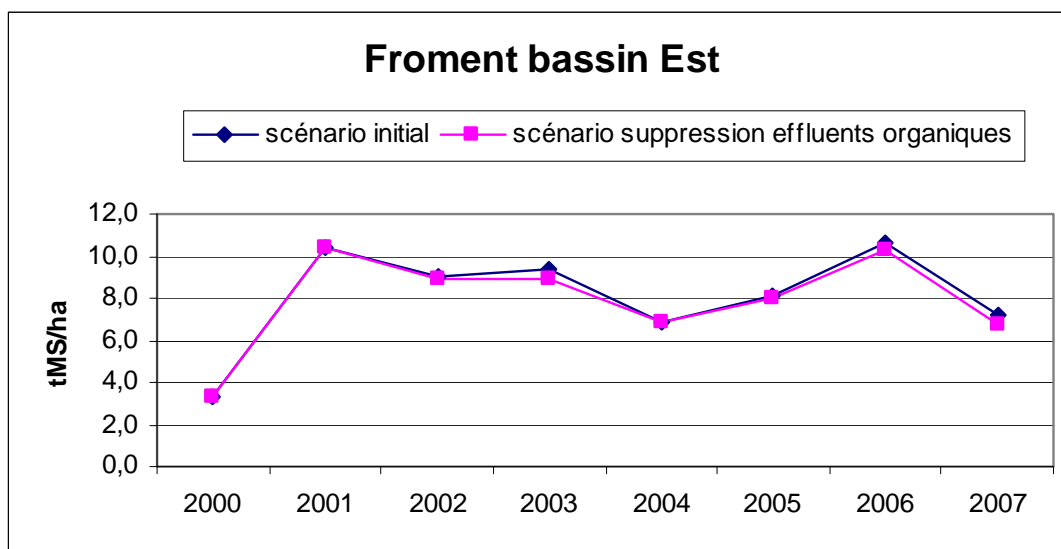


Figure 45. Impact sur les rendements en froment de la suppression des apports d'effluents organiques - bassin Est

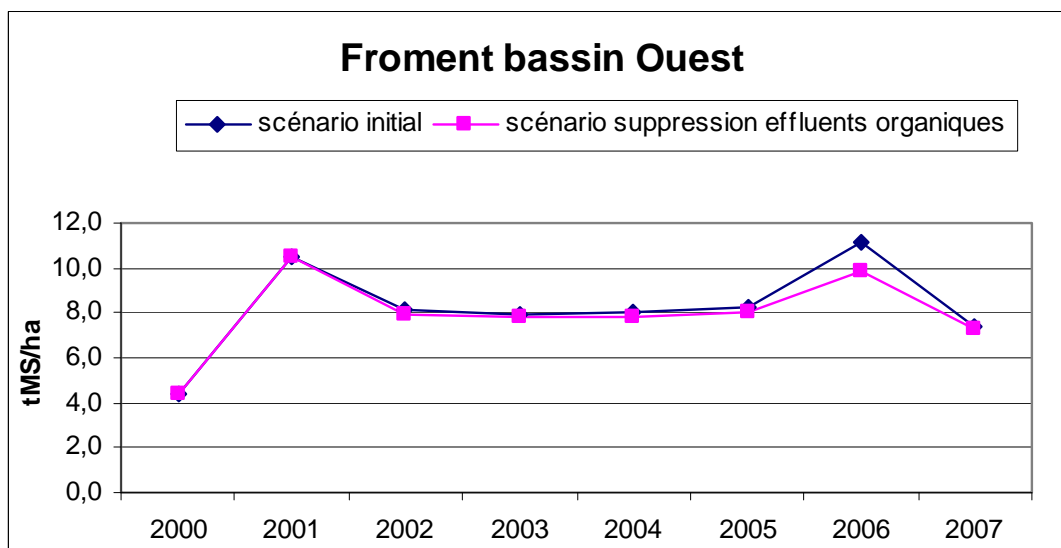


Figure 46. Impact sur les rendements en froment de la suppression des apports d'effluents organiques - bassin Ouest

On peut voir que SWAT prédit une très légère baisse des rendements en froment sur les deux bassins (Figure 45 et Figure 46). Cette légère baisse prévue des rendements en froment se chiffre en moyenne à 2% des rendements initiaux sur le bassin Est et sur le bassin Ouest. La baisse de rendement en froment serait donc plus faible avec une suppression des apports organiques qu'avec une réduction des

apports minéraux (cf §2.8.1). Les rendements en froment seraient donc plus sensibles à l'apport d'azote minéral qu'à l'apport d'azote organique.

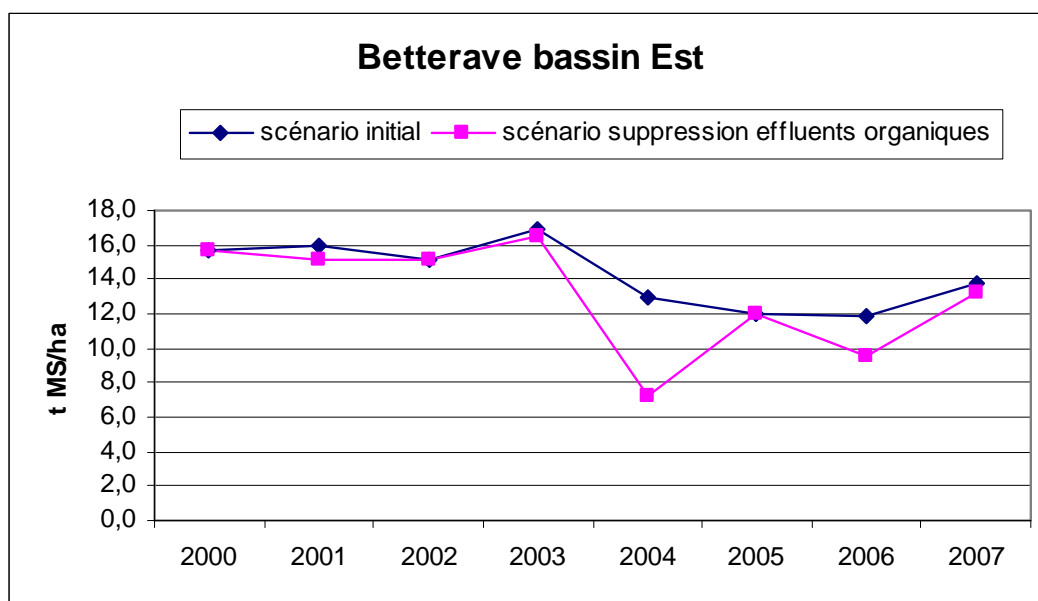


Figure 47. Impact sur les rendements en betterave de la suppression des apports d'effluents organiques - bassin Est

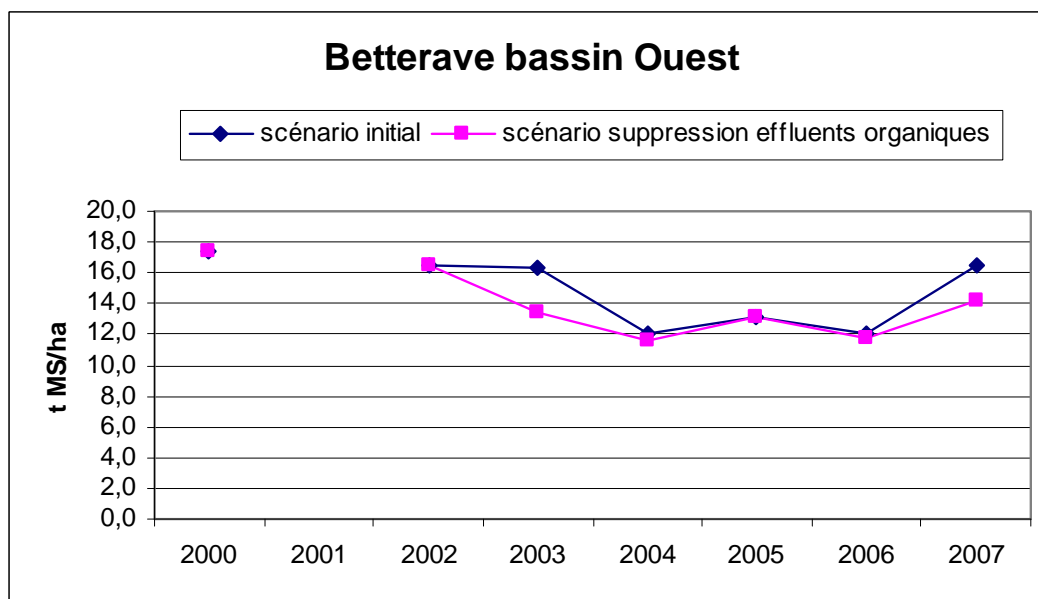


Figure 48. Impact sur les rendements en betterave de la suppression des apports d'effluents organiques - bassin Ouest

On peut voir que SWAT prédit une légère baisse des rendements en betterave sur les deux bassins (Figure 47 et Figure 48). Cette légère baisse prévue des rendements en betterave se chiffre en moyenne à 10% des rendements initiaux sur le bassin Est et 5 % sur le bassin Ouest. Cette diminution des rendements est cependant assez variable d'une année à l'autre, les pratiques en matière d'apport d'effluents organiques l'étant aussi. Comme pour le froment, les rendements en betterave sont plus sensibles à une réduction des apports d'azote sous forme minérale qu'à une suppression des apports d'azote sous forme organique.

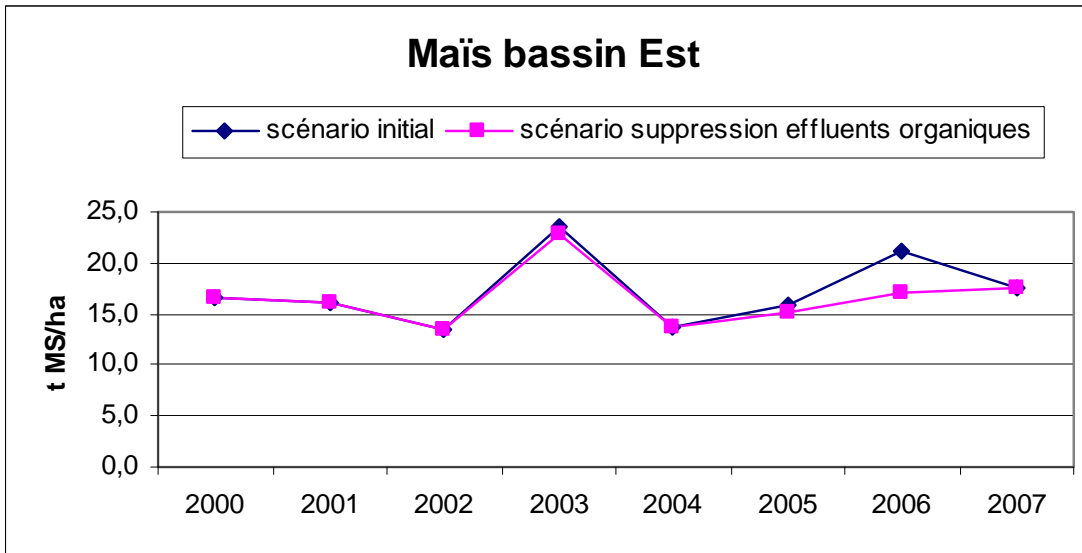


Figure 49. Impact sur les rendements en maïs de la suppression des apports d'effluents organiques - bassin Est

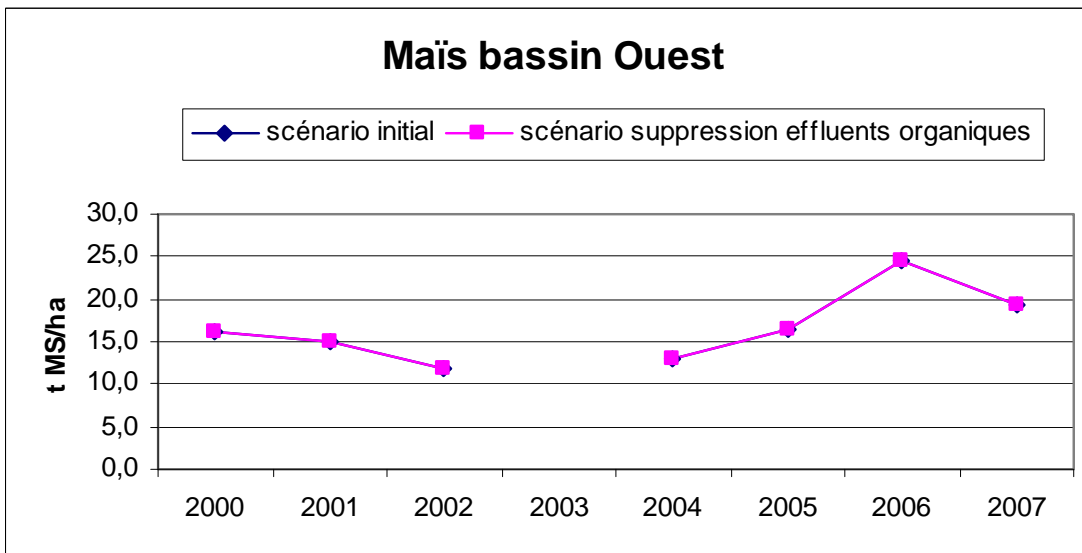


Figure 50. Impact sur les rendements en maïs de la suppression des apports d'effluents organiques - bassin Ouest

On peut voir que SWAT ne prédit pas de baisse du rendement moyen en maïs sur le bassin Ouest (Figure 50) et une très légère baisse du rendement moyen sur le bassin Est (Figure 49). Cette baisse de rendement sur le bassin Est se chiffre à 2%. A nouveau, le maïs serait la culture qui souffrirait le moins d'une suppression des apports d'azote organique. D'après le modèle, il aurait donc été possible de diminuer la fertilisation azotée en maïs sans perte de rendement.

Au niveau de la lixiviation du nitrate sous la zone racinaire, la Figure 51 et la Figure 52 illustrent l'impact d'une suppression de la fertilisation azotée sous forme organique sur la teneur en nitrate dans l'eau de percolation.

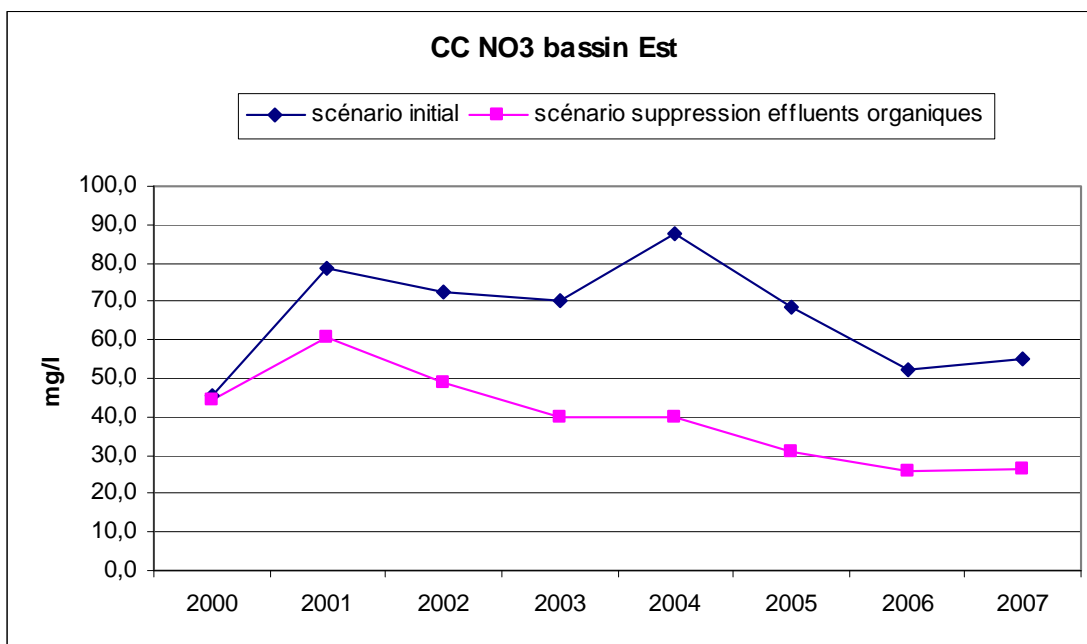


Figure 51. Impact de la suppression des apports organiques sur la concentration en nitrate dans l'eau de percolation – bassin Est

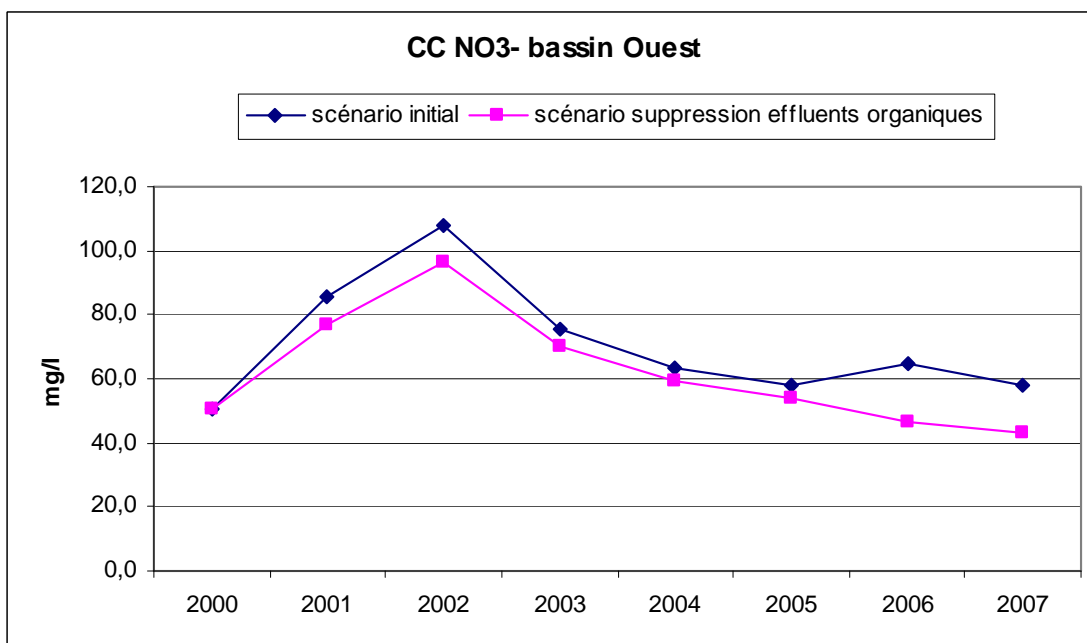


Figure 52. Impact de la suppression des apports organiques sur la concentration en nitrate dans l'eau de percolation – bassin Ouest

A l'exception de l'année 2000 (année de mise en régime du modèle), les concentrations en nitrate diminuent sensiblement par rapport au scénario de base sur les deux bassins. Une diminution moyenne de 39% de la concentration initiale est prédite par le modèle sur le bassin Est ; cette diminution moyenne se chiffre à 12% sur le bassin Ouest. En valeur absolue, la diminution moyenne dans la concentration en nitrate s'élève à 27 mg NO₃⁻/ha sur le bassin Est et à 8 mg NO₃⁻/ha sur le bassin Ouest. Cette différence dans les diminutions prévues de concentration en nitrate peut s'expliquer par l'utilisation moindre d'effluents d'élevage sur le bassin Ouest. Une suppression de l'apport de ces apports d'effluents s'y ferait donc moins sentir.

Au final, d'après les prédictions du modèle pour ce scénario, la concentration en nitrate dans l'eau de percolation se stabiliserait aux environs de 30 mg NO₃⁻/ha sur le bassin Est tandis qu'elle se stabiliserait aux environs de 40 mg NO₃⁻/ha sur le bassin Ouest.

2.8.3 Scénario 3 : suppression de tous les apports d'effluents d'élevage et compensation par apport d'azote minéral

Pour ce scénario, tous les apports d'effluents d'élevage renseignés sur les bassins d'Arquennes entre 2000 et 2007 ont été supprimés mais une quantité d'azote équivalente a été apportée sous forme minérale. Afin d'avoir une base de comparaison, toutes les autres conditions (météo, sol,...) et pratiques culturales sont restées inchangées. Les effets de cette suppression sur les rendements sont présentés dans les Figure 53 à Figure 58.

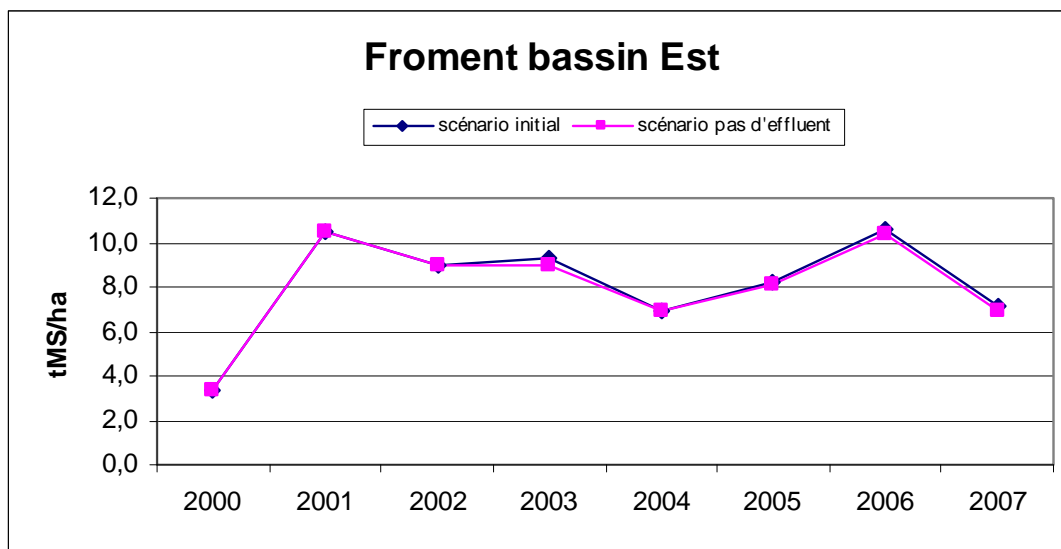


Figure 53. Impact sur les rendements en froment de la suppression des apports d'effluents organiques avec compensation minérale- bassin Est

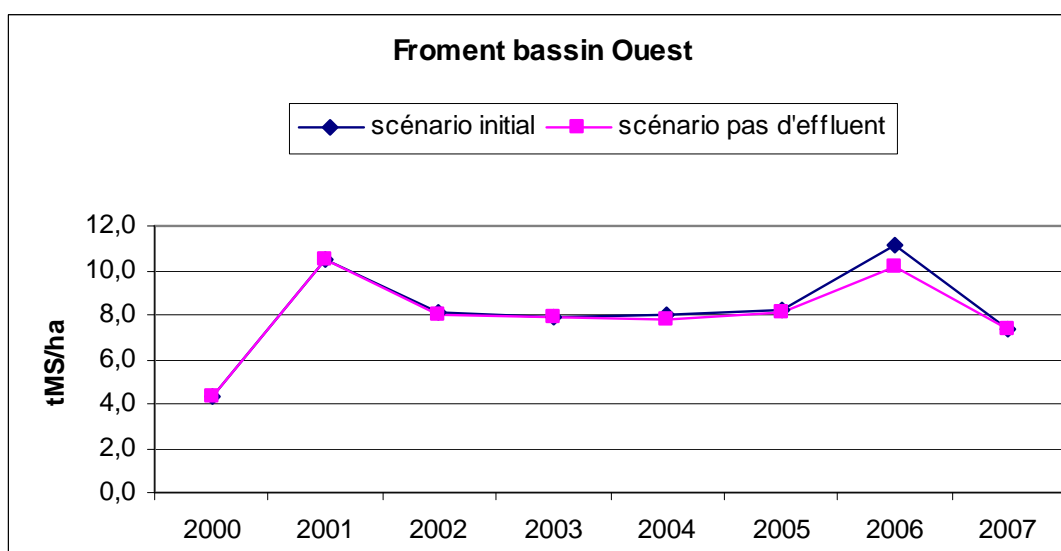


Figure 54. Impact sur les rendements en froment de la suppression des apports d'effluents organiques avec compensation minérale- bassin Ouest

On peut voir que SWAT prédit une très légère baisse des rendements en froment sur les deux bassins (Figure 53 et Figure 54). Cette légère baisse prévue des rendements en froment se chiffre en moyenne

à 1% et 2% des rendements initiaux sur le bassin Est et sur le bassin Ouest respectivement. La compensation de la suppression des apports d'azote organique par des apports d'azote minéral se fait donc légèrement ressentir sur les rendements en froment (cf §2.8.2).

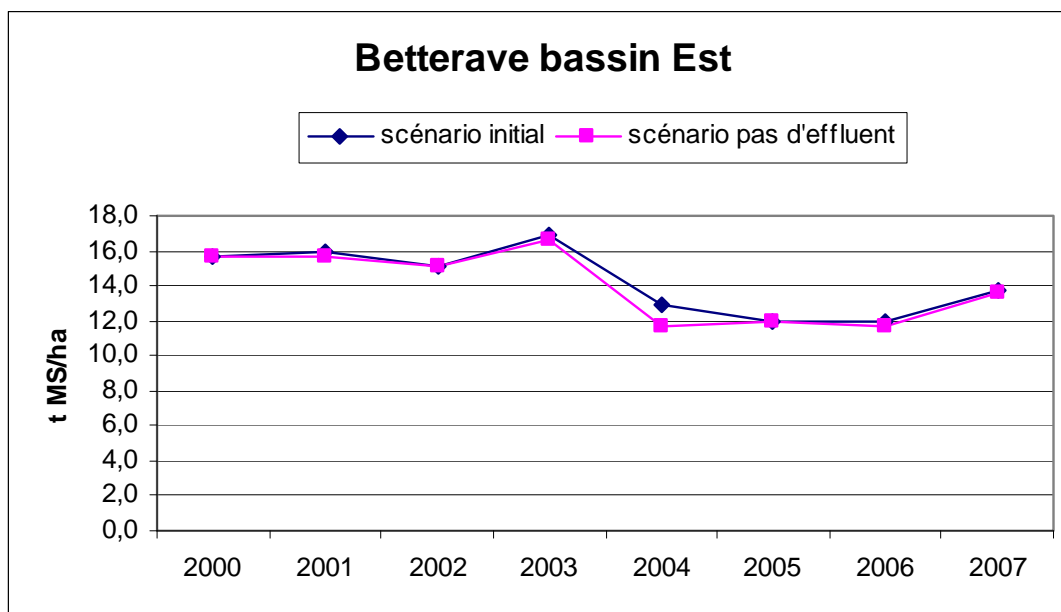


Figure 55. Impact sur les rendements en betterave de la suppression des apports d'effluents organiques avec compensation minérale- bassin Est

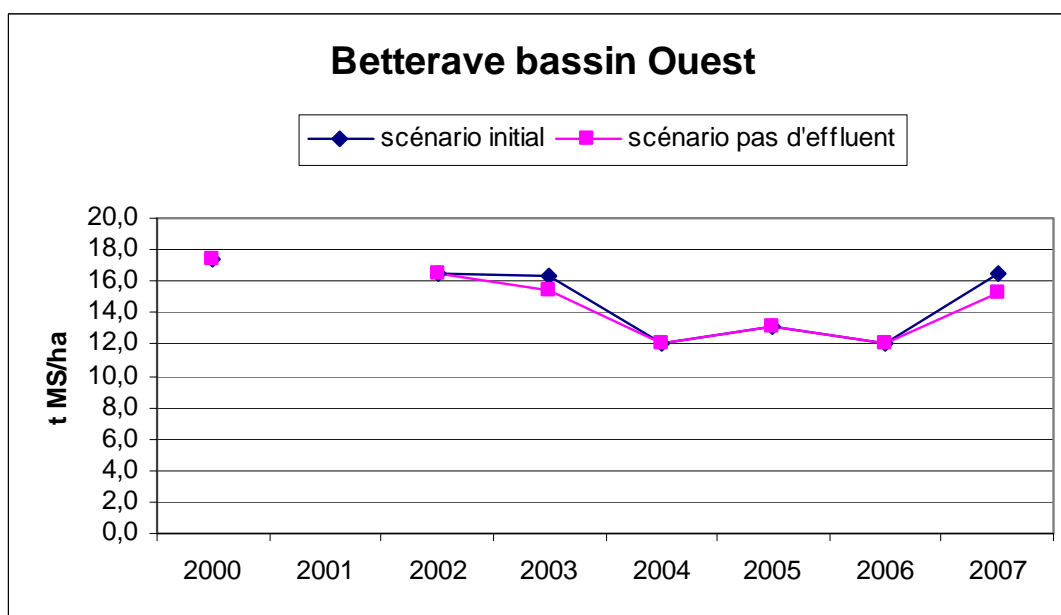


Figure 56. Impact sur les rendements en betterave de la suppression des apports d'effluents organiques avec compensation minérale- bassin Ouest

On peut voir que SWAT prédit une légère baisse des rendements en betterave sur les deux bassins (Figure 55 et Figure 56). Cette légère baisse prévue des rendements en betterave se chiffre en moyenne à 2% des rendements initiaux sur le bassin Est et sur le bassin Ouest. Comme pour le froment, la betterave a quelque peu valorisé l'apport d'azote minéral en compensation de la suppression des apports organiques.

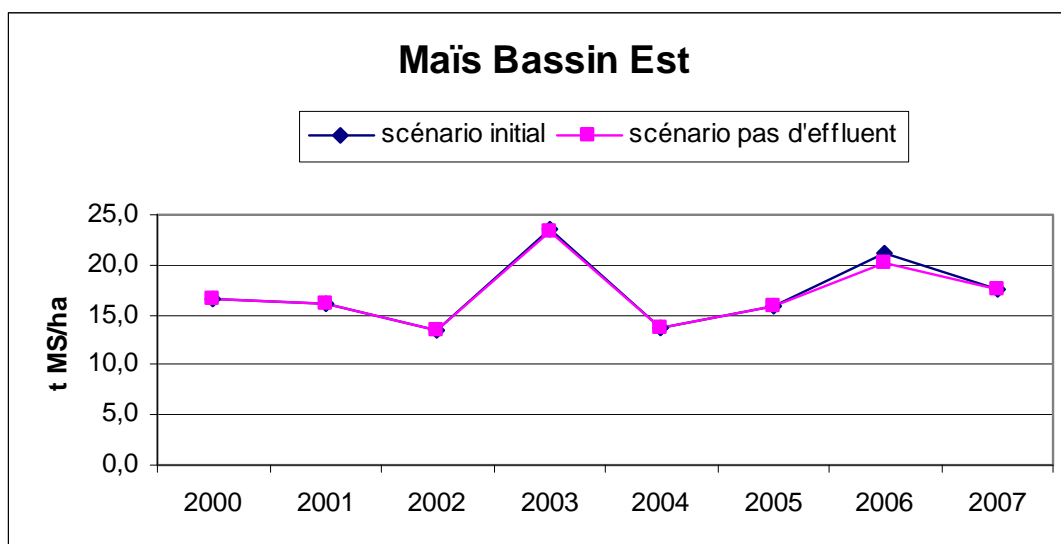


Figure 57. Impact sur les rendements en maïs de la suppression des apports d'effluents organiques avec compensation minérale- bassin Est

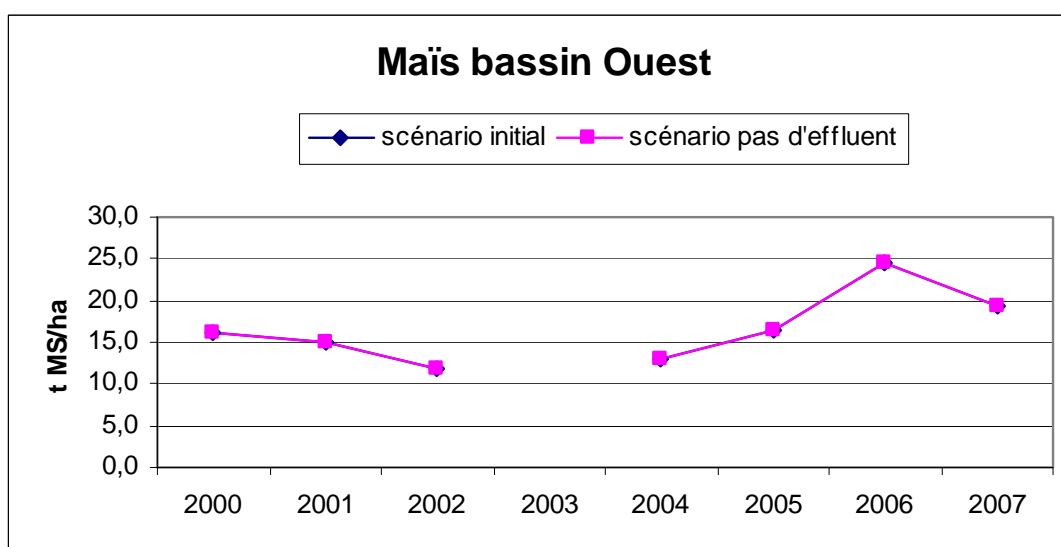


Figure 58. Impact sur les rendements en maïs de la suppression des apports d'effluents organiques avec compensation minérale- bassin Ouest

On peut voir que SWAT ne prédit pas de baisse significative du rendement moyen en maïs sur les deux bassins (Figure 57 et Figure 58). A nouveau, le maïs semble peu sensible à une diminution des apports d'azote.

Au niveau de la lixiviation du nitrate sous la zone racinaire, la Figure 59 et la Figure 60 illustrent l'impact d'une diminution de la fertilisation azotée sur la teneur en nitrate dans l'eau de percolation.

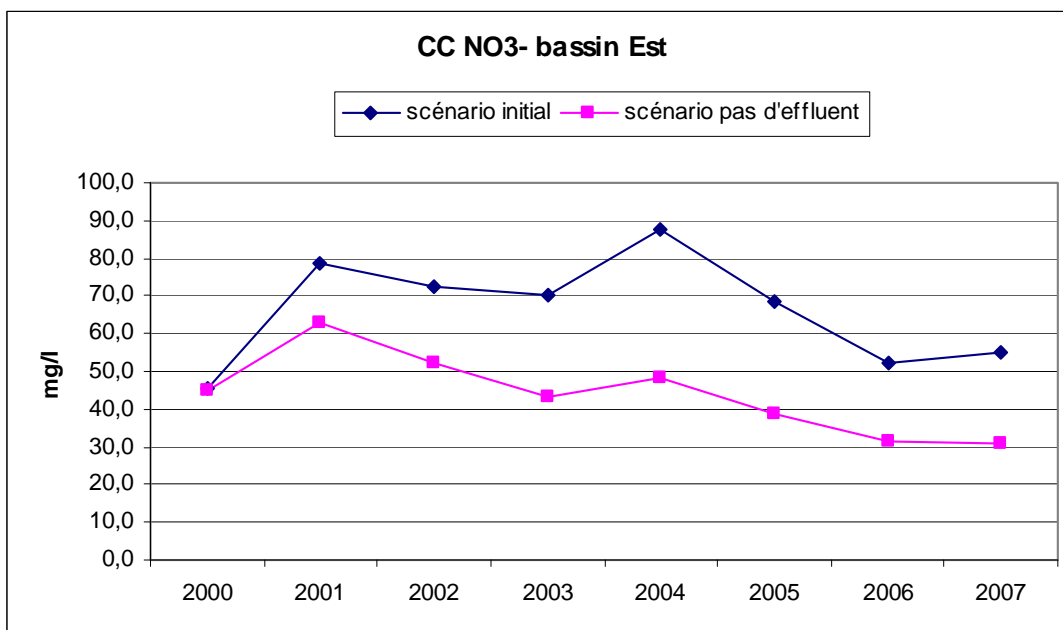


Figure 59. Impact de la suppression des apports organiques avec compensation minérale sur la concentration en nitrate dans l'eau de percolation – bassin Est

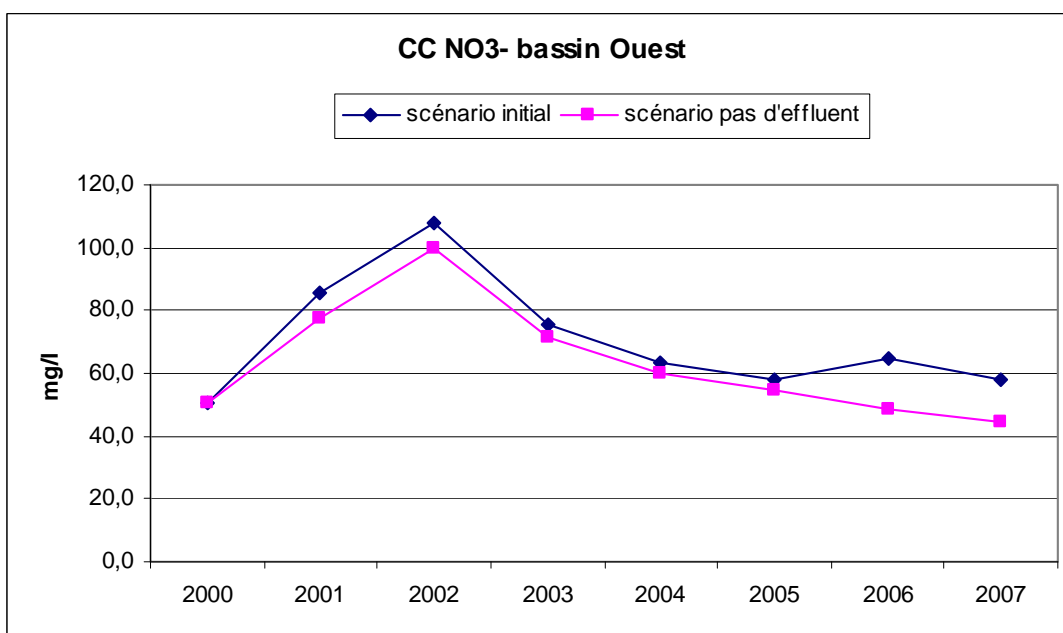


Figure 60. Impact de la suppression des apports organiques avec compensation minérale sur la concentration en nitrate dans l'eau de percolation – bassin Ouest

A l'exception de l'année 2000 (année de mise en régime du modèle), les concentrations en nitrate diminuent sensiblement par rapport au scénario de base sur les deux bassins. Une diminution moyenne de 33% de la concentration initiale est prédite par le modèle sur le bassin Est ; cette diminution moyenne se chiffre à 10% sur le bassin Ouest. En valeur absolue, la diminution moyenne dans la concentration en nitrate s'élève à 22 mg NO₃⁻/ha sur le bassin Est et à 7 mg NO₃⁻/ha sur le bassin Ouest. Cette différence dans les diminutions prévues de concentration en nitrate peut à nouveau s'expliquer par la moindre utilisation des effluents d'élevage sur le bassin Ouest. Une suppression de l'apport de ces apports d'effluents s'y ferait donc moins sentir.

Au final, d'après les prédictions du modèle pour ce scénario, la concentration en nitrate dans l'eau de percolation se stabiliserait aux environs de 30 mg NO₃⁻/ha sur le bassin Est tandis qu'elle se stabiliserait aux environs de 45 mg NO₃⁻/ha sur le bassin Ouest.

2.8.4 Scénario 4 : suppression des légumineuses dans la rotation

Pour ce scénario, les légumineuses (du pois uniquement) rencontrées sur le bassin Ouest (le seul bassin où le pois est suffisamment représenté dans la rotation) ont été supprimées et remplacées dans la rotation par une betterave. Afin d'avoir une base de comparaison, toutes les autres conditions (météo, sol,...) et pratiques culturales sont restées inchangées. Ce remplacement s'observe sur des parcelles du bassin Ouest en 2002, 2004 et 2006. On n'observe pas d'effet de ce remplacement sur les rendements des différentes cultures rencontrées sur le bassin Ouest.

Au niveau de la lixiviation du nitrate sous la zone racinaire, la Figure 61 et la Figure 62 illustrent l'impact du remplacement des légumineuses par une betterave sur la quantité d'azote lixivié et sur la teneur en nitrate dans l'eau de percolation. On peut voir qu'en 2002 (première année où le remplacement du pois dans la rotation est rencontré sur le bassin Ouest), aussi bien la quantité d'azote lixivié que la concentration en nitrate diminueraient par rapport au scénario initial. Par la suite, de 2003 à 2007, SWAT prédit une légère augmentation dans les teneurs en nitrate dans l'eau de percolation (de l'ordre de 15%).

Au niveau de la quantité d'azote nitrique lixivié, la hausse est peu sensible pour ces années. Ceci peut s'expliquer par le fait que le bilan hydrique est modifié sur les parcelles concernées par le remplacement pois – betterave. En effet, une diminution de la percolation est également observée sur ces parcelles, ce qui explique la hausse des teneurs en nitrate dans l'eau de percolation alors que les quantités d'azote nitrique lixivié varient peu.

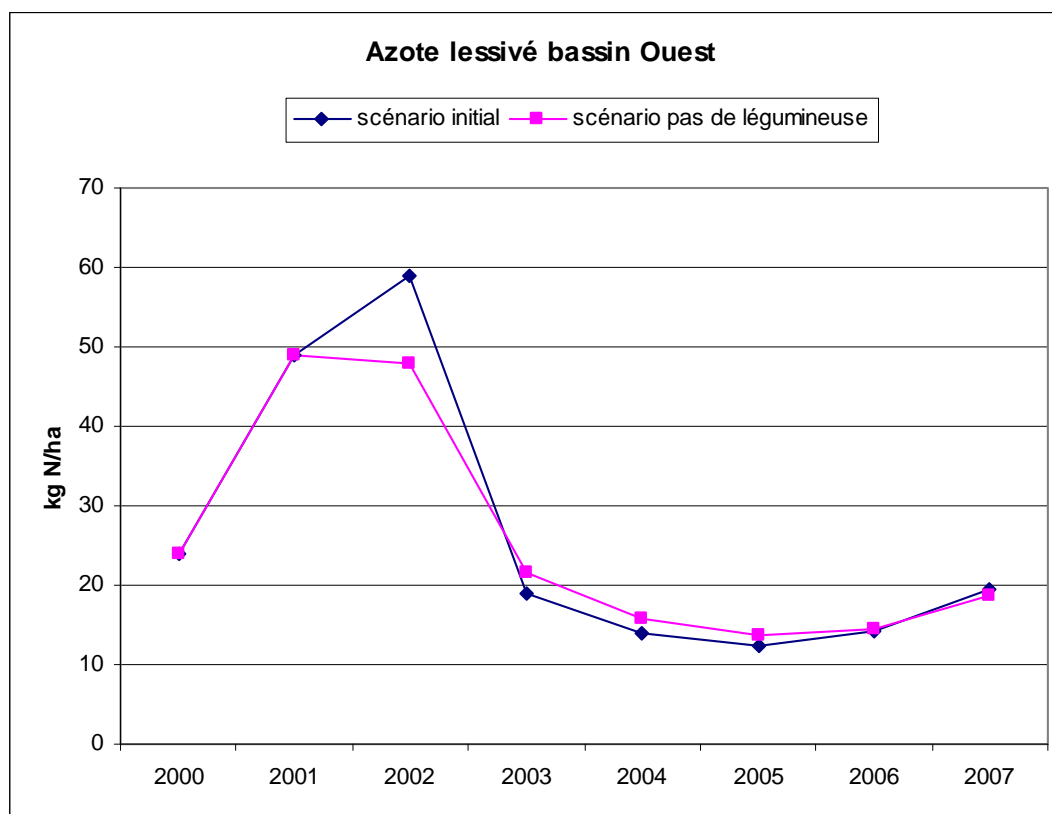


Figure 61. Impact du remplacement des légumineuses par une betterave sur la quantité d'azote lessivé – bassin Ouest

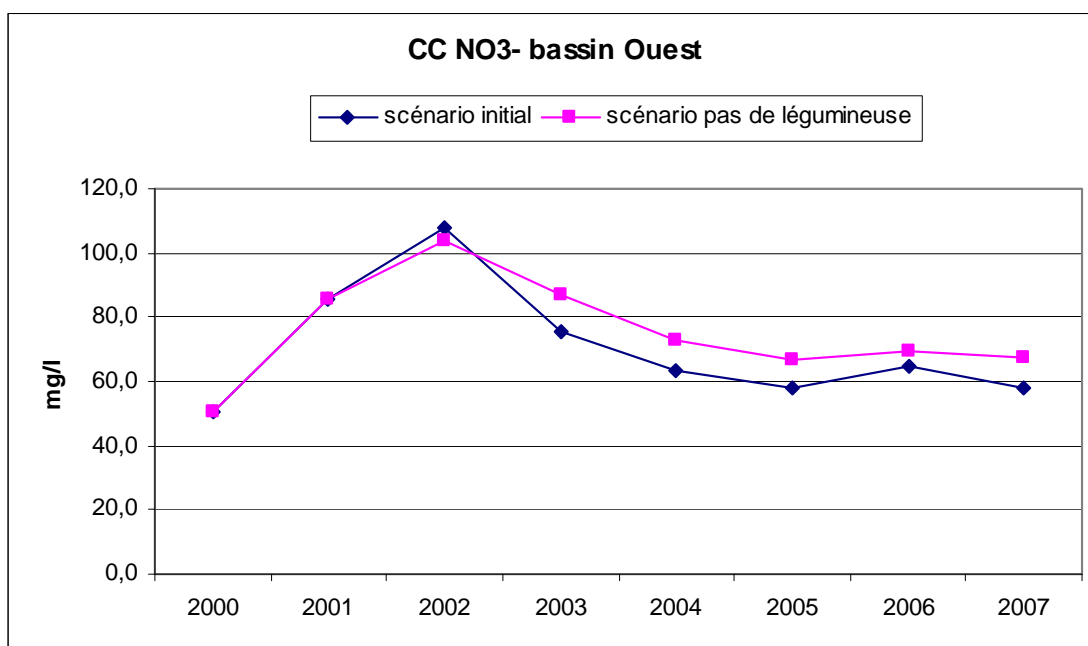


Figure 62. Impact du remplacement des légumineuses par une betterave sur la concentration en nitrate dans l'eau de percolation – bassin Ouest

2.8.5 Scénario 5 : mise en prairie "extensive" de l'ensemble de la superficie des bassins

Pour ce scénario, la superficie totale des bassins d'Arquennes a été emblavé en prairie "extensive". Aucun apport d'azote n'est effectué et une coupe est réalisée en juillet. Les rendements moyens prédits par SWAT se chiffrent à 3 t MS/ha. Cette moyenne est conforme au potentiel de production dans un tel contexte (moyenne Belgique, pas d'apport d'azote) (Knoden et al, 2007).

L'impact prédit par SWAT de la mise en prairie des bassins d'Arquennes sur la concentration en nitrate dans l'eau de percolation est présenté dans les Figure 63 et Figure 64.

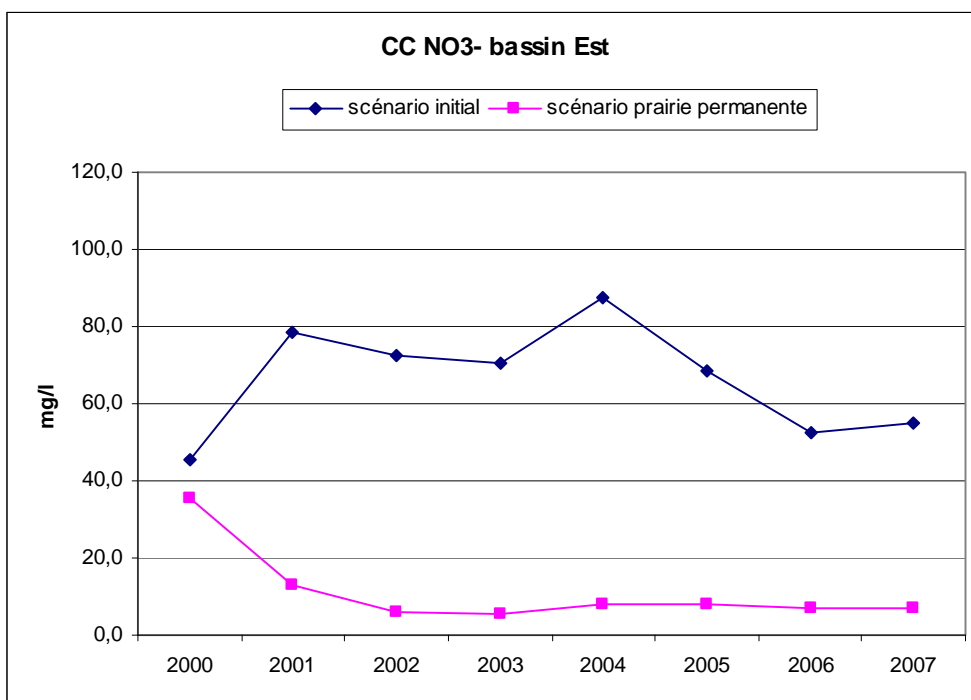


Figure 63. Impact de la mise en prairie "extensive" du bassin Est sur la concentration en nitrate dans l'eau de percolation

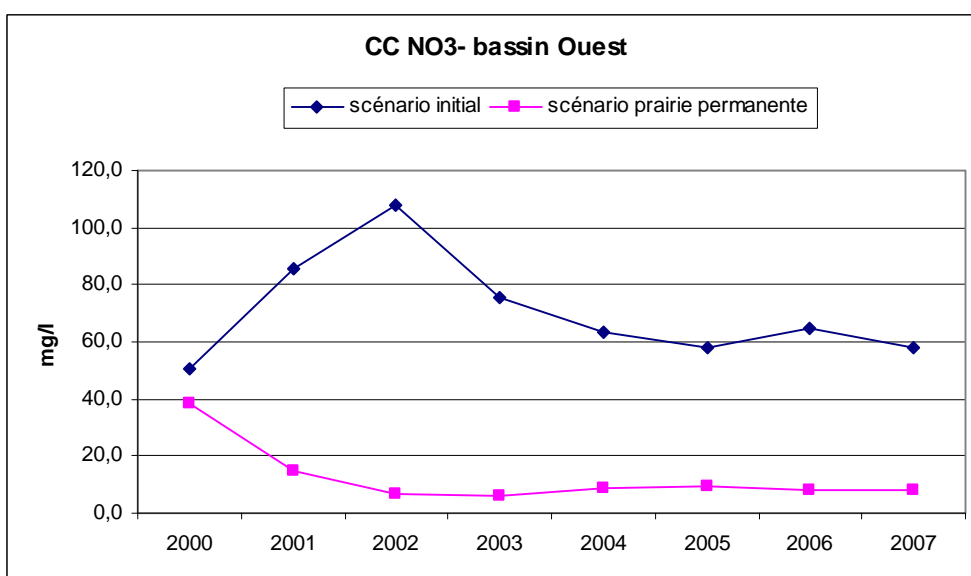


Figure 64. Impact de la mise en prairie "extensive" du bassin Ouest sur la concentration en nitrate dans l'eau de percolation

Les concentrations en nitrate diminuent nettement par rapport au scénario de base sur les deux bassins. Une diminution moyenne de 80% de la concentration initiale est prédite par le modèle sur le bassin Est ; cette diminution moyenne se chiffre à 79% sur le bassin Ouest. En valeur absolue, la diminution moyenne de la concentration en nitrate s'élève à 55 mg NO₃⁻/l sur le bassin Est et 58 mg NO₃⁻/l. On peut également observer une augmentation importante de la percolation moyenne sur les deux bassins (+ 125% sur le bassin Est et + 140% sur le bassin Ouest), ce qui participe aussi à la diminution des teneurs en nitrate dans l'eau de percolation.

Au final, d'après les prédictions du modèle pour ce scénario, la concentration en nitrate dans l'eau de percolation à 2m de profondeur se stabiliserait sous les 10 mg NO₃⁻/ha, aussi bien sur le bassin Est que sur le bassin Ouest.

2.8.6 Scénario 6 : mise en prairie "intensive" de l'ensemble de la superficie des bassins

Pour ce scénario, la superficie totale des bassins d'Arquennes a été emblavé en prairie "intensive". Une fertilisation minérale (200 UN) est apportée chaque année en quatre fractions (de mi-février à mi-août). Quatre fauches sont effectuées entre mi-avril et mi-octobre. Les rendements moyens prédits par SWAT se chiffrent à 11 t MS/ha. Cette moyenne est conforme au potentiel de production dans un tel contexte (moyenne Belgique, apport de 200 kg N/ha) (Knoden et al, 2007).

L'impact prédit par SWAT de la mise en prairie des bassins d'Arquennes sur la concentration en nitrate dans l'eau de percolation est présenté dans les Figure 65 et Figure 66.

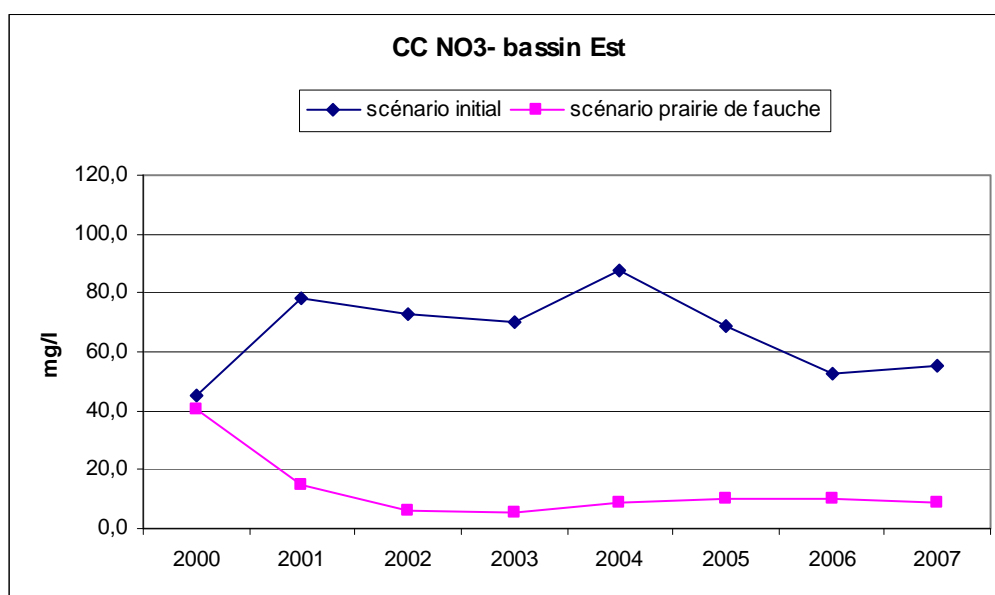


Figure 65. Impact de la mise en prairie "intensive" du bassin Est sur la concentration en nitrate dans l'eau de percolation

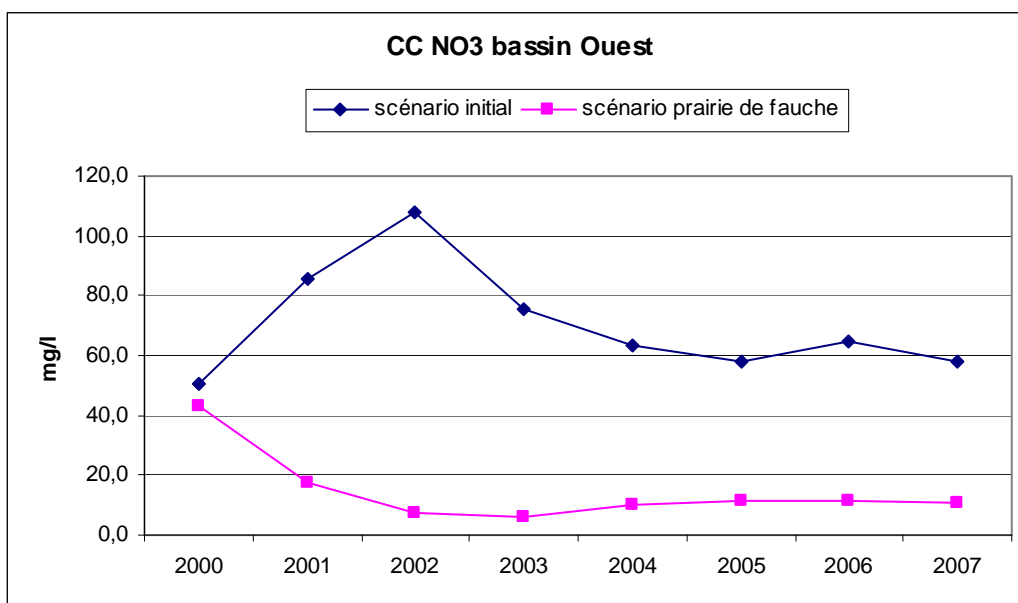


Figure 66. Impact de la mise en prairie "intensive" du bassin Ouest sur la concentration en nitrate dans l'eau de percolation

Comme pour le scénario précédent (prairie "extensive"), les concentrations en nitrate diminuent nettement par rapport au scénario de base sur les deux bassins. Une diminution moyenne de 77% de la concentration initiale est prédite par le modèle sur le bassin Est ; cette diminution moyenne se chiffre à 76% sur le bassin Ouest. En valeur absolue, la diminution moyenne de la concentration en nitrate s'élève à 53 mg NO₃/l sur le bassin Est et 56 mg NO₃/l sur le bassin Ouest. Par rapport au scénario précédent, la hausse de percolation sur les deux bassins est moins sensible en raison de l'évapotranspiration plus importante. On peut donc dire pour ce scénario que la diminution des concentrations en nitrate dans l'eau de percolation est à mettre en relation avec une diminution des quantités d'azote lessivé plutôt qu'avec une augmentation de la percolation.

Au final, d'après les prédictions du modèle pour ce scénario, la concentration en nitrate dans l'eau de percolation à 2m de profondeur se stabiliserait aux environs de 10 mg NO₃/ha, aussi bien sur le bassin Est que sur le bassin Ouest.

2.9 Récapitulatif des tests de scénarios

La Figure 67 et la Figure 68 présentent un récapitulatif des tests de scénarios en terme de qualité de l'eau de percolation. On peut voir que les scénarios les plus favorables à une restauration rapide de la qualité de l'eau sont la mise en prairie des bassins, avec des teneurs en nitrate qui se stabiliseraient aux environs de 10 mg NO₃/l. Une réduction de la fertilisation minérale de moitié impliquerait une réduction des concentrations de l'ordre de 10 à 15 mg NO₃/l sur les deux bassins, avec des concentrations finales qui se situeraient entre 40 et 50 mg NO₃/l.

Une suppression des apports d'azote sous forme d'effluents d'élevage aurait un impact différent sur les deux bassins : sur le bassin Est, où les apports d'effluents d'élevage sont plus fréquents, les teneurs en nitrate diminueraient assez fort et assez régulièrement, pour se stabiliser aux environs de 30 mg NO₃/l, tandis que sur le bassin Ouest, où les apports organiques sont plus rares, la diminution des teneurs en nitrate dans l'eau de percolation serait moins marquée, avec une stabilisation aux environs de 45 mg NO₃/l.

Enfin, le remplacement des légumineuses par une betterave dans la rotation sur le bassin Ouest n'aurait pas d'impact positif sur la qualité de l'eau de percolation, avec une légère augmentation des concentrations, à mettre également en relation avec une diminution de la percolation.

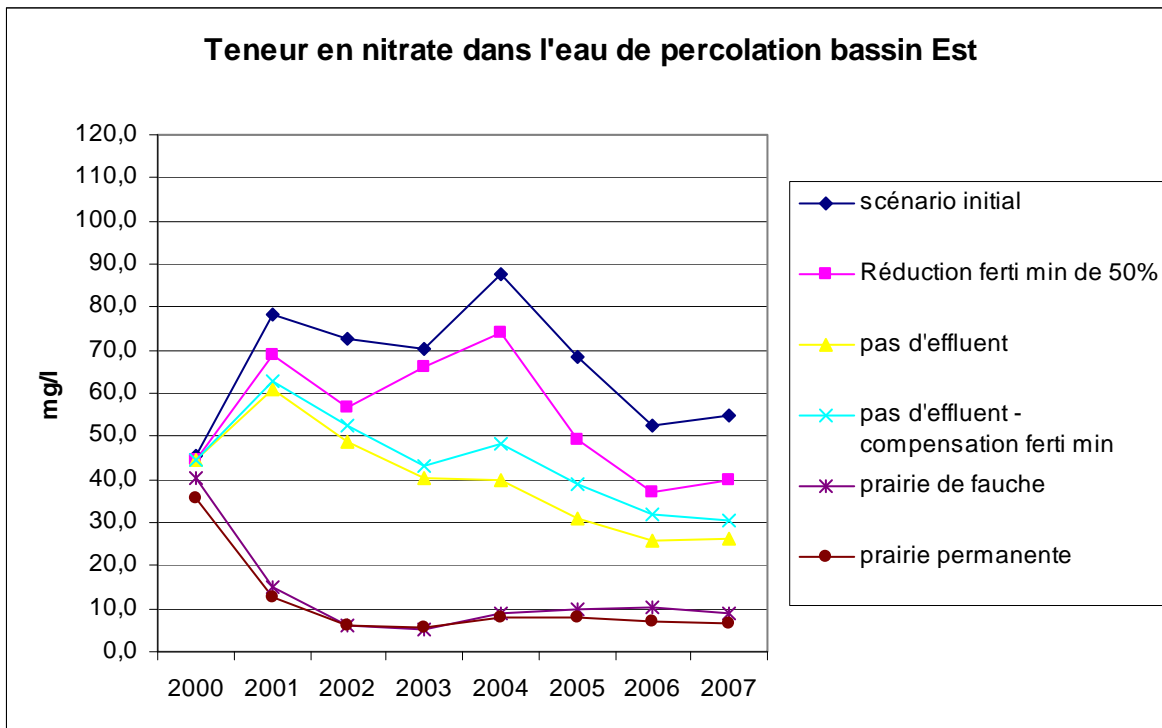


Figure 67. Récapitulatif des tests de scénarios : impact sur la qualité de l'eau de percolation – bassin Est

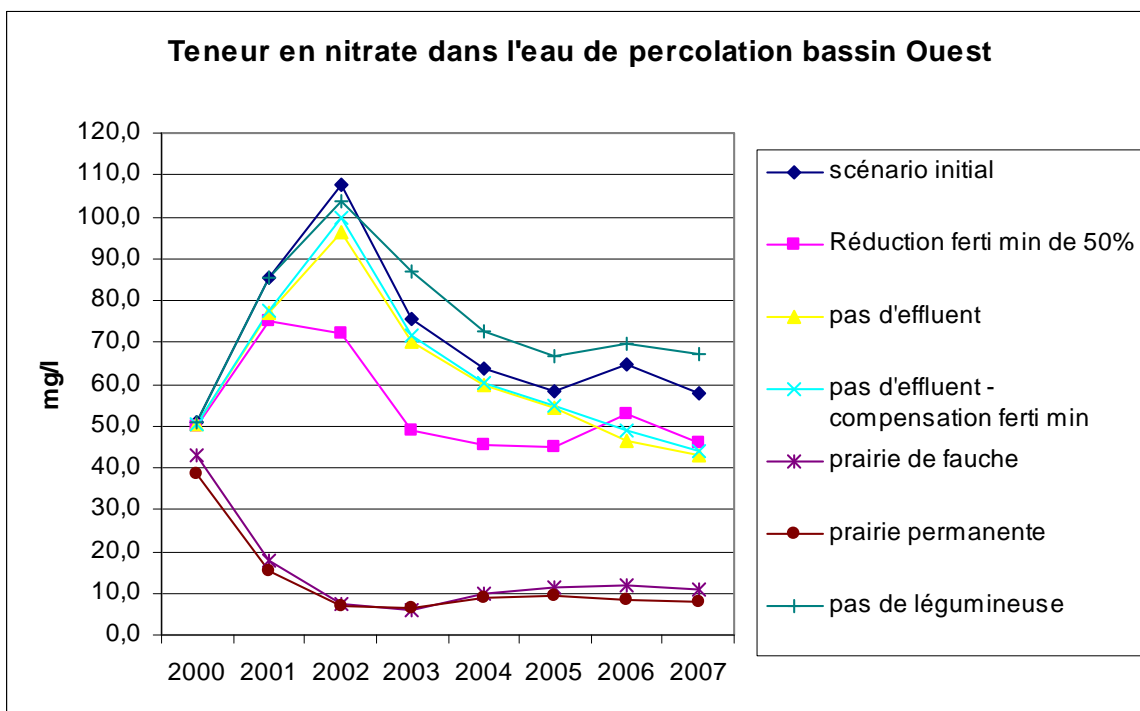


Figure 68. Récapitulatif des tests de scénarios : impact sur la qualité de l'eau de percolation – bassin Ouest

2.10 Conclusion

Après cinq années de travaux, la comparaison des sorties de SWAT aux valeurs observées sur le terrain indiquent que le modèle est calibré à l'échelle des bassins versants. SWAT a dès lors pu être

utilisé comme outil prospectif pour évaluer l'impact d'une modification de pratique culturale sur la qualité de l'eau de percolation sous la zone racinaire.

Les simulations réalisées à l'aide du modèle SWAT calibré indiquent que l'application stricte du PGDA dans le contexte des bassins d'Arquennes (cultures intensives avec une très faible proportion de prairie) ne permet pas d'obtenir une concentration en nitrate dans l'eau qui percole sous la zone racinaire inférieure à 50 mg NO₃/l.

Les simulations prospectives réalisés à l'échelle de ce bassin versant indiquent que les mesures les plus efficaces pour diminuer les teneurs en nitrate dans l'eau de percolation sont :

- la diminution des superficies de cultures "intensives" et le remplacement de ces surfaces par des prairies ;
- une diminution des apports d'azote sous forme organique (dans un contexte d'apport régulier d'effluents d'élevage).

3 ETUDE COÛT-EFFICACITÉ DES ACTIONS MISES EN PLACE À ARQUENNES

Un des objectifs de la recherche est l'étude des impacts financiers des actions mises en place sur les bassins pilotes d'Arquennes dans le cadre du Programme de Gestion Durable de l'Azote en agriculture (PGDA). L'évaluation économique s'est articulée sous forme d'une analyse coûts-bénéfices du point de vue des agriculteurs mais également de la collectivité.

3.1 Préambule

Lorsque l'on cherche à évaluer économiquement un programme de mesures, deux notions théoriques sont généralement évoquées : l'analyse coûts-bénéfices (ACB), et l'analyse coûts-efficacité (ACE). Parfois différemment perçues selon les auteurs qui les emploient, il est important de préciser et de distinguer ces deux concepts.

L'ACB compare des coûts engendrés par une action (ou un programme de mesures) et les bénéfices qui y sont associés. Elle permet ainsi d'évaluer si le bénéfice généré est supérieur au coût, ou du moins si le coût n'est pas disproportionné par rapport au changement attendu, et de répondre à la question : « le programme est-il financièrement pertinent ? ».

L'analyse coûts-efficacité compare quant à elle différentes actions (ou programmes de mesures). Elle est censée inviter le décideur à réaliser le meilleur choix parmi un certain nombre d'alternatives et permet de répondre aux questions : « quel programme d'actions permet d'atteindre les objectifs souhaités au moindre coût ? », « quelle est la solution optimale ? ».

Remarquons que, dans l'ACB, un programme est toujours évalué par rapport à la non-application de ce programme. Dans le cas de l'ACE, on compare les coûts et l'efficacité de plusieurs programmes de mesures.

En théorie, une analyse aboutie permet de comparer directement les bénéfices aux coûts, ceux-ci devant tous être convertis en unités monétaires. Cependant, cette opération de conversion monétaire pose problème (d'ordre éthique notamment), étant donné que cela suggère que des éléments relatifs à l'environnement puissent être « monétarisés », ce qui, dans la réalité, n'est que très rarement le cas. A notre connaissance, il n'existe aucune étude permettant de transcrire en termes monétaires des biens tels que la tonne de terre agricole, la qualité d'une masse d'eau, etc.

La plupart des activités économiques affectent l'environnement, par l'utilisation des ressources naturelles ou par les diverses pollutions. Les coûts environnementaux engendrés par ce type de pratiques sont appelés "externalités". Ce sont des effets secondaires résultant d'une activité économique ; leurs coûts ne sont pas intégrés dans ceux payés par les producteurs ou les consommateurs.

Une externalité est une action qui affecte le bien-être d'un individu ou d'un groupe d'individus sans compensation directe. Elle peut être positive ou négative. Dans le secteur agricole, les différents types d'externalités produites comportent généralement cinq caractéristiques (Pretty et al., 2000) : leurs coûts sont souvent négligés, ils apparaissent généralement avec un temps de retard, ils nuisent souvent aux groupes dont les intérêts ne sont pas représentés, l'identité du producteur de l'externalité n'est pas toujours connue, les solutions économiques et politiques qui en résultent ne sont optimales.

Les objectifs de cette étude sont donc l'évaluation du bilan économique pour les agriculteurs présents sur les bassins pilotes d'Arquennes et l'estimation de la valeur de l'externalité résultante de la fertilisation azotée.

3.2 Analyse économique appliquée aux bassins versants d'Arquennes

Dans le cadre de ce projet, l'étude économique réalisée comporte deux parties :

- une analyse coûts-bénéfices non-exhaustive, pour les agriculteurs, au sein de laquelle les coûts et les bénéfices du PGDA sont comparés ;
- une analyse des bénéfices économiques engendrés pour la société par la réduction de la contamination par le nitrate dans la nappe sous-jacente aux bassins d'Arquennes.

L'ensemble des coûts sont déterminés en les rapportant à la superficie du bassin versant. L'objectif est donc d'obtenir des coûts et bénéfices exprimés en « €/ha.an ».

3.2.1 Analyse coûts-bénéfices pour les agriculteurs

L'analyse coûts-bénéfices est réalisée sur une durée de huit ans. En effet, les données sont disponibles pour les années 2000 à 2008. Sachant que le PGDA a été mis en application par les agriculteurs à partir de 2005, deux périodes ont été comparées : 2001 à 2004 (absence de programme), et 2005 à 2008 (PGDA), permettant ainsi de travailler sur deux rotations culturales complètes.

En réalité, les coûts calculés consistent en l'évaluation des surcoûts entre les deux périodes :

- coûts d'investissement relatifs à la mise aux normes des bâtiments d'élevage;
- coûts des services (conseils de fumure) ;
- coûts d'implantation des CIPAN.

Quant aux bénéfices, ils sont uniquement calculés en fonction de la réduction des apports azotés engendrée entre les deux périodes. D'autres bénéfices interviennent mais, leur détermination étant limitée, ne se justifiant pas ou sortant du cadre de cette étude, ils ne seront pas évalués :

- coûts des amendes évitées : celles-ci jouent un rôle contraignant pour l'agriculteur et leur montant a été choisi à un niveau tel qu'il serait absurde de les prendre en compte comme un bénéfice pour l'agriculteur ;
- protection contre l'érosion : l'introduction d'une culture intermédiaire couvrante offre une protection efficace contre l'érosion du sol agricole et permet d'éviter des pertes en terre ;
- apport de matière organique et gains en structure du sol : les CIPAN offrent de tels avantages mais leur traduction en terme monétaire sort du cadre de ce projet ;
- production de fourrage : selon les choix et les pratiques de l'agriculteur, la culture intermédiaire insérée durant l'automne peut être valorisée sous forme de fourrage ;
- etc.

3.2.1.1 Coûts d'investissement relatifs à la mise aux normes des bâtiments d'élevage

La mise aux normes concerne cinq agriculteurs sur le site d'Arquennes. Les coûts réels assumés par ceux-ci sont connus (Tableau 15). Remarquons que certains d'entre eux ont saisi l'opportunité de cette obligation de mise aux normes pour intensifier leur exploitation, un autre, par contre, a décidé de la modifier. Ainsi, les agriculteurs 2 et 3, qui avaient pour obligation de créer, respectivement, des citernes de 600 et 400 m³, ont créé des citernes de 1000 et 950 m³. L'agriculteur 5 a, quant à lui, décidé d'arrêter son activité laitière.

Les coûts qui seront utilisés dans cette étude économique ne prendront en compte que les coûts relatifs aux obligations imposées par le PGDA et non les coûts réels supportés par les agriculteurs exploitant sur les bassins d'Arquennes, le but de cette étude étant, pour rappel, l'évaluation des surcoûts

engendrés par l'application stricte du PGDA par rapport à une situation de départ sans application de celui-ci.

Dans le Tableau 15, sont présentés le type d'infrastructure de stockage des effluents, la capacité telle qu'imposée par le PGDA, et les coûts correspondants (dont est déduit le subside de 40 %). Le Tableau 16 indique le coût (hors subside) rapporté au volume de chaque infrastructure.

Tableau 15. Capacité imposée par le PGDA et coûts correspondants pour la mise aux normes des infrastructures de stockage des effluents

Agriculteur	Type de mise aux normes "imposée"	Coûts réels (1)	Coûts de la M.A.N. (2)
1	pas concerné	-	- €
2	citerne coulée 600m ³ + bâche de couverture	38.254,15 € + 5.421 € pour 1000m ³	15.723,1 €
3	citerne à lisier 400m ³ citerne lisier + fumière 370m ²	62,745 € pour 950m ³	19.325,1 €
4	aucune - dérogation	-	- €
5	citerne 200 m ³	0 € car abandon de l'activité laitière	28.414,2 €
6	2 citèrenes préfabriquées (2x20m ³)	8.299,39 €	4.979,6 €
7	pas concerné	-	- €

(1) Coûts de mise aux normes réellement supportés par les agriculteurs, y compris le subside de 40 %

(2) Coûts de mise aux normes, subside de 40% déduit, calculé en fonction des obligations du PGDA

Tableau 16. Coût de mise au norme rapporté au volume de chaque infrastructure

Agriculteur	Coûts au m ³
1	-
2	43,7 €
3	55,5 €
4	- €
5	236,8 €
6	207,5 €
7	- €

Le Tableau 17 présente, pour chaque agriculteur, la proportion de leur surface agricole utile sur les bassins versants d'Arquennes, ainsi que les coûts de mise aux normes qui peuvent être affectés aux bassins d'Arquennes en fonction de cette proportion.

Tableau 17. Coûts de mise aux normes rapportés à la surface des bassins d'Arquennes

Agriculteur	Coûts de mise aux normes	Part de l'exploitation sur le BV	Coûts rapportés au BV
1	- €	23,3%	/
2	15.723,05 €	9,8%	1.540,9 €
3	19.325,05 €	18,4%	3.549,1 €
4	- €	5,5%	/
5	28.414,20 €	1,5%	439,1 €
6	4.979,63 €	5,2%	256,5 €
7	- €	0,4%	/
	68.441,94 €		5.785,6 €

Le coût total pour la mise aux normes des infrastructures de stockage des effluents s'élève, pour les bassins d'Arquennes, à 5875,6 €, soit 76,1 €/ha (superficie des bassins versants égale à 76 ha), soit **3,8 €/ha.an** (en considérant 20 ans d'amortissement).

3.2.1.2 Coûts des conseils de fumure

Toutes les parcelles ne font pas l'objet d'un conseil de fumure avec analyse de sol préalable. Ainsi, dans le cas de deux parcelles au contexte (sol) et passé (pratiques agricoles) semblables, une seule analyse peut être suffisante pour les deux parcelles.

Par ailleurs, la fertilisation des céréales peut être raisonnée à l'aide du "Livre Blanc", méthode développée par Gembloux Agro-Bio Tech et le Centre wallon de Recherches Agronomiques et qui se base sur le contexte et le passé de la parcelle ainsi que sur le développement de la culture pour établir le conseil.

Le coût moyen d'un conseil de fumure avec analyse de sol est de l'ordre de 50 € par parcelle. Afin de déterminer le coût total des conseils pour le bassin versant, le nombre moyen de parcelles conseillées par an a été déterminé, ainsi que la proportion de ces parcelles par rapport à l'ensemble du bassin versant (en terme de superficie). Le Tableau 18 présente ces résultats.

Tableau 18. Calcul des coûts des conseils de fumure sur les bassins d'Arquennes

	nb parcelles ayant fait l'objet d'un conseil de fumure	cout total	Superficie (%) du BV couverte par un conseil de fumure	Coût rapporté au BV
2006	11	550 €	55%	302,2 €
2007	8	400 €	42%	168,1 €
2008	6	300 €	51%	153,5 €
Moy.	8,3		49%	

On peut donc calculer le coût annuel moyen par an pour les conseils en fumure :

$8,3 \text{ parcelles} * 50 \text{ €/parcelle} * 0,49 = 206\text{€}$, ce qui représente **2,7 €/ha.an**.

3.2.1.3 Coûts d'implantation des CIPAN

Le PGDA impose le semis de Cultures Intermédiaires Piège à Nitrate (CIPAN) sur 75% des superficies récoltées avant le 1^{er} septembre et non-couvertes par une culture d'hiver.

Le coût engendré par l'implantation de ces CIPAN est calculé selon la méthode décrite ci-dessous.

En premier lieu, l'augmentation des surfaces couvertes par les CIPAN entre les deux périodes 2001-04 et 2005-08 a été calculée. La Figure 69 présente cette évolution à l'échelle des bassins versants d'Arquennes et indique que les années précédant la mise en place du PGDA, les agriculteurs recouvraient 37 % des superficies disponibles de CIPAN et recouvrent depuis 2005 en moyenne 96 % des superficies disponibles (récoltées avant le 1^{er} septembre).

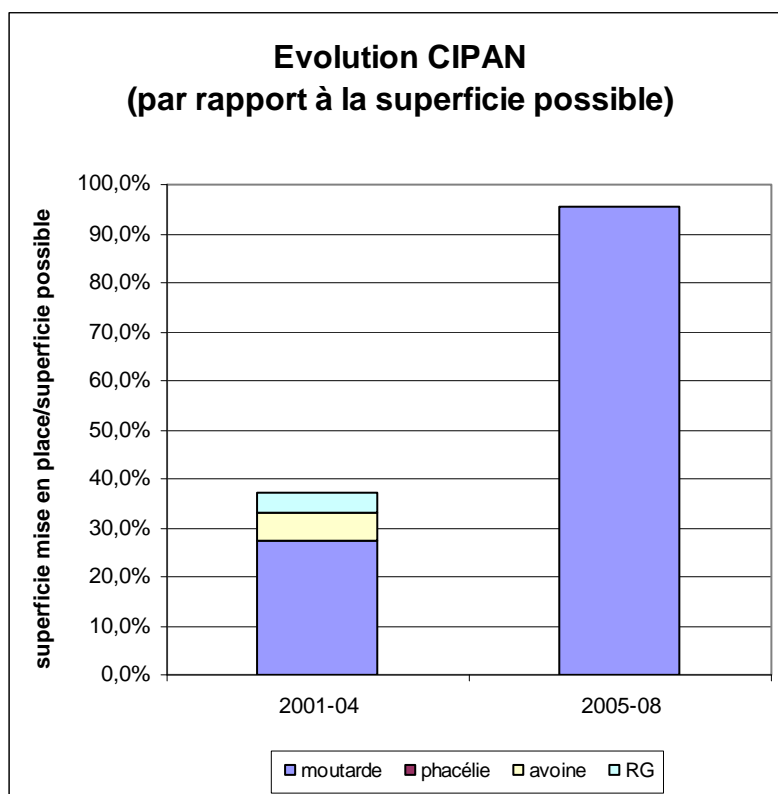


Figure 69. Evolution des superficies couvertes par des CIPAN

Afin de déterminer le surcoût engendré par les obligations du PGDA en termes d'implantation de CIPAN (75% de recouvrement), les coûts engendrés avant 2005 par le recouvrement de 37 % de la superficie du bassin versant ont été comparés avec les coûts engendrés après 2005 par le recouvrement obligatoire de 75% de la superficie du bassin versant.

Sur le bassin versant, la surface moyenne récoltée avant le 1^{er} septembre et suivie d'une culture de printemps (et qui est donc concernée par l'obligation de 75% de recouvrement) représente 38 %. Etant donné que la surface agricole utile moyenne des agriculteurs d'Arquennes s'élève à 85 ha, la surface moyenne concernée par l'obligation de 75% de recouvrement représente, à l'échelle de l'exploitation, 32,3 ha (38% de 85 ha). L'évolution de la surface recouverte par des CIPAN est donc la suivante : 12 ha (37 % de 32,3 ha) avant 2005 , contre 24,2 ha (75 % de 32,3 ha) après 2005, ce qui représente une augmentation moyenne de 12,2 ha de CIPAN par exploitation.

Les coûts d'implantation des CIPAN prennent en compte :

- le coût du semis ;
- le coût des semences ;
- le coût de destruction du couvert.

Pour le semis et la destruction du couvert, les coûts ont été estimés à partir du logiciel « Mecacost » développé au Centre wallon de Recherches Agronomiques et disponible à l'URL : <http://mecacost.cra.wallonie.be/index.php>. Celui-ci permet de prendre en compte les coûts fixes (amortissement de la machine, intérêt du capital et taxes, assurances) et variables (frais d'entretien, frais de réparation, consommation) de l'utilisation de tracteurs et de machines agricoles. A l'exception de certains chiffres qui ont été affinés pour mieux intégrer le contexte des exploitations concernées, les valeurs standard telles que précisées dans le logiciel ont été conservées.

- **Coût du semis :**

Le coût du semis est évalué sur base de certaines hypothèses.

On considère une exploitation moyenne de 85 ha de SAU totale (cas des exploitations représentées sur les bassins d'Arquennes), et dont la surface pouvant être couverte par des CIPAN est de 38 %, soit 32,3 ha.

Le tracteur employé est un 4 roues motrices de 130 chevaux effectuant 700 heures par an, et est équipé du maximum d'options disponibles (relevage frontal, variation continue, suspension pont avant, ...). L'outil utilisé pour le semis est une herse rotative de 3 mètres de large, travaillant à 1,5 ha par heure, et possédant certaines options (rouleau packer, attelage hydraulique).

Les autres hypothèses sont celles qui sont fournies par défaut par le logiciel « Mecacost » (Tableau 19).

Tableau 19. Valeurs utilisées par défaut par le logiciel Mecacost pour le coût de semis des CIPAN

	tracteur	herse rotative
Hypothèses Mecacost par défaut :	Prix : 107.100 €	Prix : 16.800 €
	Valeur résiduelle : 14 %	Valeur résiduelle : 20 %
	Taux intérêt : 2,5 %	Taux intérêt : 2,5 %
	Taux d'assurance : 0,15 %	Taux d'assurance : 0,15 %
	Taxes : 200 €/an	Entretien : 4,62 €/ha
	Taux d'util. moteur : 24,62	Réparation : 0,21 €/h
	Prix carburant : 0,6 €/l	
	Entretien : 4,49 €/h	
	Réparation : 1,28 €/h	

Le Tableau 20 présente les résultats calculés à l'aide du logiciel. Le surcoût engendré par l'augmentation de la superficie couverte de CIPAN est estimée à **30,8 €/ha de CIPAN**.

Tableau 20. Surcoût de semis engendré par l'augmentation de la surface de CIPAN

	Avant l'application du PGDA	Depuis l'application du PGDA
Surface couverte par CIPAN :	37 % ou 12 ha	75 % oblig. ou 24,2 ha
Utilisation annuelle herse :	87 ha/an	99,2 ha/an
Coût semis:	31,12 €/ha semé	30,98 €/ha semé
Coût du semis par exploitation :	= 31,12 * 12 = 373,4 €	= 30,98 * 24,2 = 749,7 €
Surcoût entraîné :	= (749,7 - 373,4) / (24,2 - 12) = 30,8 €/ha de CIPAN	

- **Coût des semences :**

Les coûts de semences renseignés par Nitrawal a.s.b.l. sont présentés au Tableau 21. On retrouve sur les bassins d'Arquennes essentiellement de la moutarde, et dans une moindre mesure de la phacélie. En conséquence, deux valeurs "extrêmes" de coût sont considérées: **10 et 20 €/ha de CIPAN**.

Tableau 21. Coût des semences (source : classeur Eau-Nitrate de Nitrawal)

	Avoine de printemps	Seigle / triticale	Moutarde	Phacélie	Ray grass italien	Repousses de céréales
Coût des semences :	6 à 16 €/ha	16 à 20 €/ha	6,5 à 10 €/ha	19 à 23 €/ha	25 à 74 €/ha	0 €/ha

▪ **Coût de la destruction du couvert :**

Le coût de la destruction du couvert est évalué sur base de certaines hypothèses.

On considère la même exploitation moyenne de 85 ha de SAU totale et une surface potentiellement couverte par des CIPAN de 32,3 ha.

Le tracteur employé est un 4 roues motrices de 130 chevaux effectuant 700 heures par an, et est équipé du maximum d'options disponibles. La machine permettant la destruction du couvert est un broyeur polyvalent possédant un axe horizontal de 3,2 mètres, et travaillant à 1,5 ha par heure.

Les autres hypothèses sont celles qui sont fournies par défaut par le logiciel « Mecacost » (Tableau 22).

Tableau 22. Valeurs utilisées par défaut par le logiciel Mecacost pour le coût de destruction des CIPAN

	tracteur	Broyeur polyvalent
Hypothèses Mecacost par défaut :	Prix : 107.100 €	Prix : 16.800 €
	Valeur résiduelle : 14 %	Valeur résiduelle : 30 %
	Taux intérêt : 2,5 %	Taux intérêt : 2,5 %
	Taux d'assurance : 0,15 %	Taux d'assurance : 0,15 %
	Taxes : 200 €/an	Entretien : 2,34 €/ha
	Taux d'util. moteur : 24,62 %	Réparation : 0,21 €/h
	Prix carburant : 0,6 €/l	
	Entretien : 4,24 €/h	
	Réparation : 1,21 €/h	

Le Tableau 23 présente les résultats calculés à l'aide du logiciel. Le surcoût engendré par l'augmentation de la superficie couverte de CIPAN est estimée à **19,1 €/ha de CIPAN**.

Tableau 23. Surcoût de destruction engendré par l'augmentation de la surface de CIPAN

	Avant l'application du PGDA	Depuis l'application du PGDA
Surface couverte par CIPAN :	37 % ou 12 ha	75 % oblig. ou 24,2 ha
Utilisation annuelle herse :	50 ha/an	62,2 ha/an
Coût broyage :	21,61 €/ha	20,36 €/ha
Coût du broyage par exploitation :	= 21,61 * 12 = 259,3 €	= 20,36 * 24,2 = 492,7 €
Surcoût entraîné :	= (492,7 - 259,3) / (24,2 - 12) = 19,1 €/ha de CIPAN	

▪ **Coût total de la mise en place des CIPAN :**

Le surcoût total engendré par l'implantation des CIPAN est obtenu en sommant le surcoût de semis, le surcoût des semences et le surcoût de destruction et est exprimé en €/ha de CIPAN(Tableau 24).

Tableau 24. Surcoût total engendré par l'implantation de CIPAN, exprimé en €/ha de CIPAN

	Min.	Max.
Coût semis :	30,8 €/ha	30,8 €/ha
Coût semences :	10 €/ha	20 €/ha
Coût destruction :	19,1 €/ha	19,1 €/ha
Coût total par ha de CIPAN	59,9 €/ha de CIPAN	69,9 €/ha de CIPAN

Les chiffres présentés au Tableau 24 sont conformes aux données que l'on retrouve dans la littérature (AERM, 2005 *in* Hérivaux, 2005 : 67 €/ha de moutarde ; Martin, 1996 *in* Viavattene, 2006 : 75 €/ha de CIPAN).

On peut maintenant rapporter ce coût à l'hectare de bassin versant (Tableau 25).

Tableau 25. Surcoût total engendré par l'implantation de CIPAN, rapporté à la superficie des bassins

	Min.	Max.
SAU_{tot} du BV :	76	ha
Part SAU_{tot} concernée par des CIPAN (75% de 38 % de SAU tot)	22	ha
Coût rapporté à l'ha de BV :	17,1	19,9 €/ha de BV

En définitive, les CIPAN coûtent entre **17,1 et 19,9 €/ha (de BV).an**.

3.2.1.4 Bénéfices engendrés par la réduction des quantités d'engrais appliquées

La mise en place du PGDA a pour objectif de favoriser une meilleure gestion des épandages de matière organique. Par ailleurs, les agriculteurs présents à Arquennes reçoivent des conseils de fertilisation minérale. Par conséquent, on s'attend logiquement à constater une réduction de la quantité d'azote minéral épandu avec l'application du PGDA.

L'évolution des apports minéraux et organiques effectués sur les cultures de printemps les plus couramment cultivées sur les bassins versants, à savoir la betterave, le maïs et la pomme de terre, a été mise en graphique pour chaque agriculteur (Figure 70 à Figure 72). D'autres assolements sont relativement souvent pratiqués sur Arquennes, tels que les céréales (froment, escourgeon, ...), la chicorée ou le pois, cependant, soit aucune évolution de pratique n'a été constatée (froment), soit il s'agit de cultures qui n'étaient pas (ou très peu) présentes avant le PGDA (aucune évolution n'a donc pu être constatée), soit il s'agit d'une culture ne demandant aucune fertilisation (pois).

Les graphiques suivants renseignent la fertilisation minérale appliquée et la fertilisation organique « assimilable ». Cette dernière tient compte de la quantité d'azote apportée et de la période d'apport (automne ou printemps, précédant la culture).

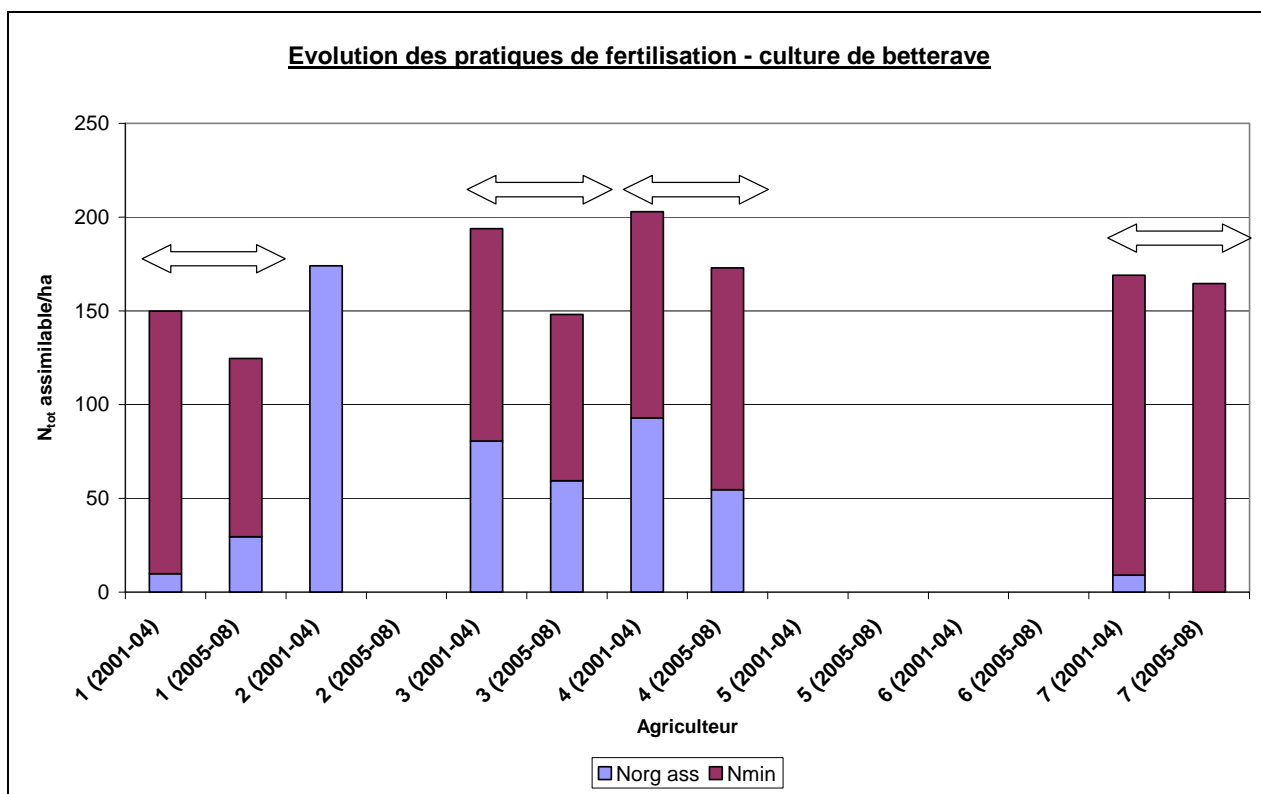


Figure 70. Evolution des pratiques de fertilisation par agriculteur sur les bassins d'Arquennes : betterave

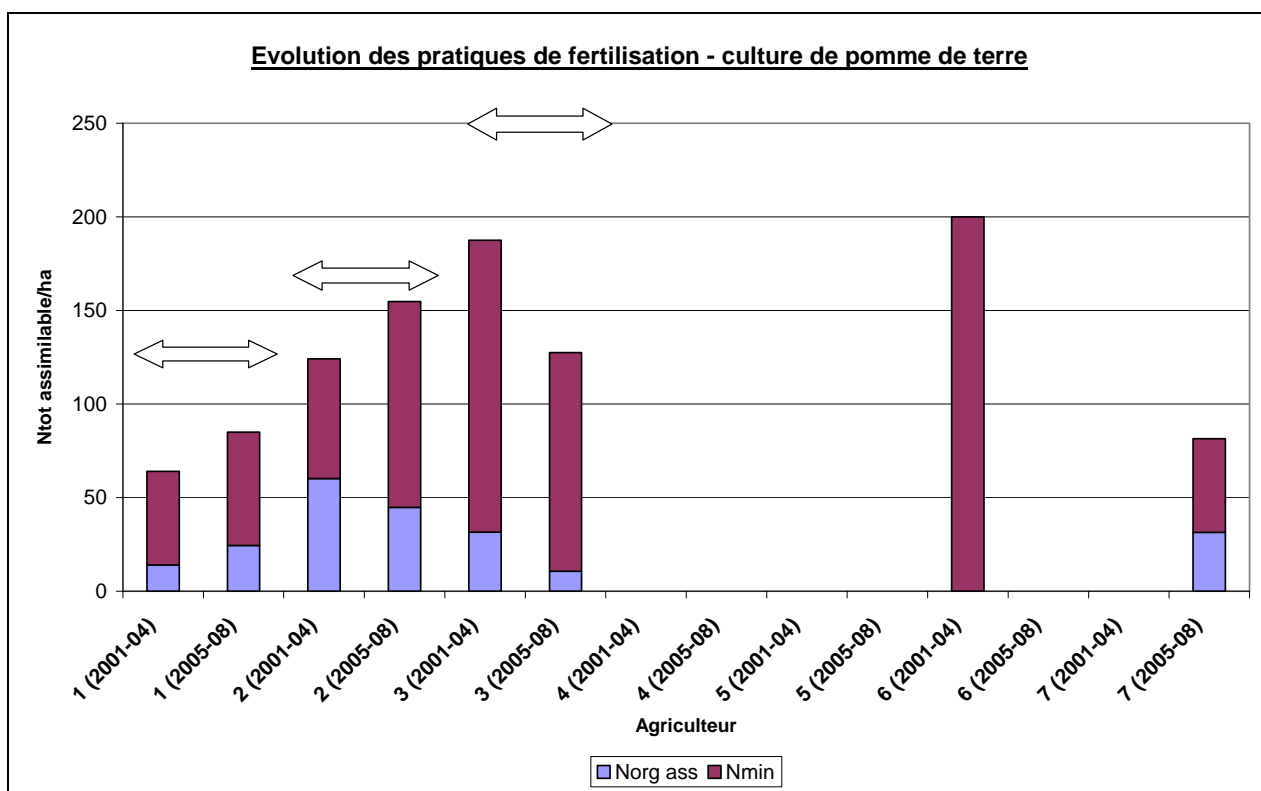


Figure 71. Evolution des pratiques de fertilisation par agriculteur sur les bassins d'Arquennes : pomme de terre

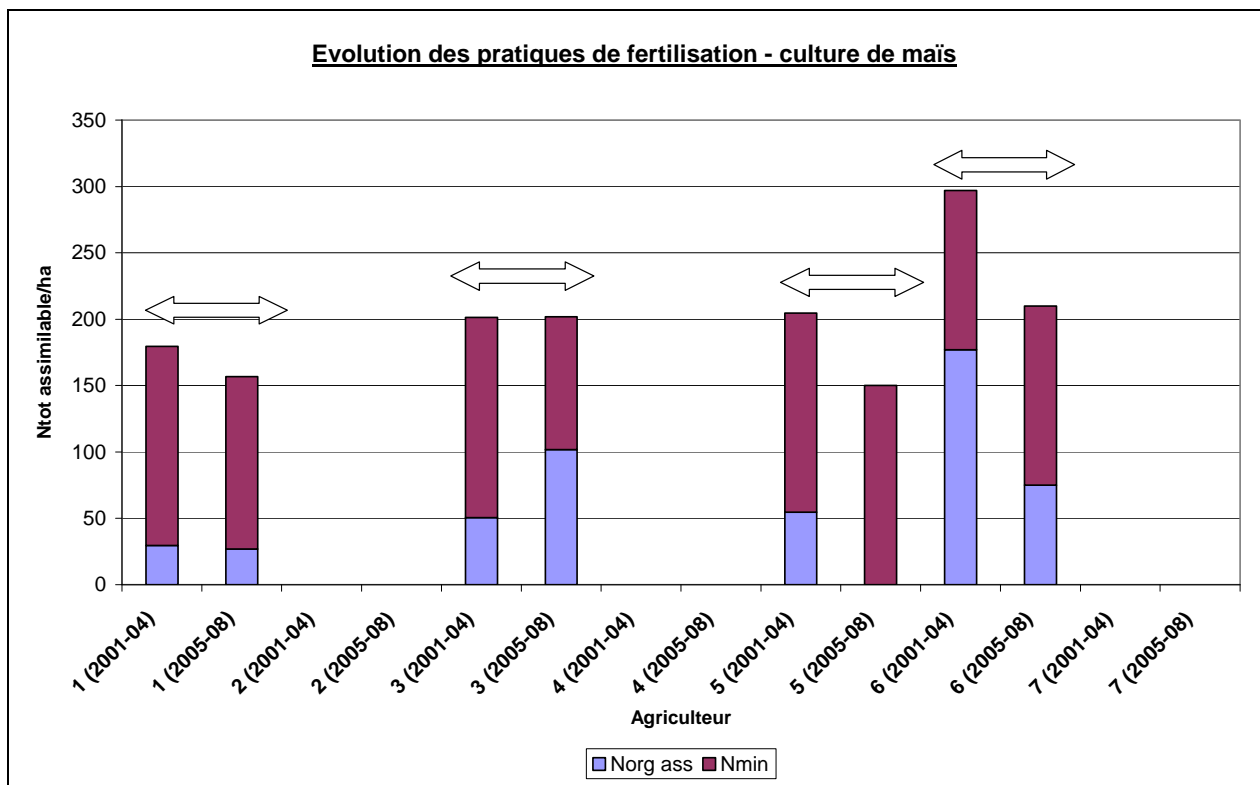


Figure 72. Evolution des pratiques de fertilisation par agriculteur sur les bassins d'Arquennes : maïs

Ces graphiques indiquent que les pratiques de fertilisation ont globalement évolué à la baisse, excepté pour la pomme de terre où les résultats sont plus nuancés. Ils appellent également d'autres commentaires.

Concernant la culture de la betterave :

- l'agriculteur 4 a très légèrement augmenté son épandage d'azote minéral mais a diminué significativement l'épandage organique.

Concernant la culture de la pomme de terre :

- la question de la fiabilité des données de fertilisation avant 2004 communiquées par les agriculteurs 1 et 2 se pose;
- l'agriculteur 2 a augmenté son épandage d'azote minéral mais a diminué l'épandage organique. Cela est provoqué par la donnée « 2004 » qui tronque les résultats étant donné que l'agriculteur n'a épandu que de l'azote organique. Si cette donnée est enlevée, on remarque que les pratiques sont équivalentes entre les deux périodes (2001-04 et 2005-08).

Concernant la culture du maïs :

- l'agriculteur 6 a systématiquement épandu 100 tonnes de fumier de bovin entre une céréale et le maïs qui lui succédait à l'exception de la succession 2007-2008. Si nous enlevons cette donnée, nous constatons que les pratiques sont équivalentes entre les deux périodes (2001-04 et 2005-08).

Ces résultats graphiques sont synthétisés ci-dessous (Tableau 26).

Tableau 26. Evolution des pratiques de fertilisation par agriculteur sur les bassins d'Arquennes

Agriculteur	Type de culture	Evolution apports N _{min} [kg N/ha]	Evolution N _{org assim} [kg N/ha]	Evolution N _{tot} [kg N/ha]
1	Betterave	-45	20	-25
	pdt	11	10	21
	mais	-20	-3	-23
2	Betterave	0	0	0
	pdt	46	-15	31
	mais	0	0	0
3	Betterave	-24	-21	-45
	pdt	-39	-21	-60
	mais	-51	51	0
4	Betterave	8	-38	-30
	pdt	0	0	0
	mais	0	0	0
5	Betterave	0	0	0
	pdt	0	0	0
	mais	0	-55	-55
6	Betterave	0	0	0
	pdt	0	0	0
	mais	15	-102	-87
7	Betterave	5	-9	-4
	pdt	0	0	0
	mais	0	0	0

Afin d'évaluer le gain en azote minéral épandu par an, il faut connaître l'assolement des années futures. Nous considérons par conséquent que, durant les années futures, les surfaces consacrées aux différents types de culture seront comparables aux surfaces moyennes observées lors des trois dernières années (2006 à 2008). Il suffit alors de multiplier les gains observés en quantité épandue d'azote minéral par les surfaces correspondantes, tel que présenté au Tableau 27.

Prenons par exemple le cas de l'agriculteur 1. Durant les années 2006 à 2008, celui-ci a mis en moyenne sur ses parcelles disposées sur le bassin versant 11 % de betterave, 13 % de pomme de terre et 14 % de maïs. Sur une année type, cela représente respectivement 3,46, 4,34 et 4,64 ha (la superficie totale de cet agriculteur sur le bassin versant est égale à 32,7 ha). On multiplie ensuite ces valeurs par l'évolution des apports moyens d'azote minéral, soit -45, +11 et -20 kg N/ha, on obtient donc -155, +47,8 et -92,8 kg N/an.

Tableau 27. Evolution de l'épandage total d'azote minéral en tenant compte des superficies occupées par chaque culture

Agriculteur	Type de culture	Superficies correspondantes [ha/an]	Evolution des apports N _{min} [kg N/an]
1	Betterave	3,46	-155,5
	pdt	4,34	47,8
	mais	4,64	-92,8
2	Betterave	0,00	0,0
	pdt	1,76	81,0
	mais	0,56	0,0
3	Betterave	3,15	-75,6
	pdt	9,35	-364,7
	mais	1,63	-83,0
4	Betterave	2,77	22,1
	pdt	0,00	0,0
	mais	0,00	0,0
5	Betterave	0,00	0,0
	pdt	0,00	0,0
	mais	0,10	0,0
6	Betterave	0,00	0,0
	pdt	0,00	0,0
	mais	0,28	4,3
7	Betterave	1,06	5,3
	pdt	0,10	0,0
	mais	0,00	0,0
			-611,2

En définitive, sur l'ensemble du bassin versant, l'évolution des pratiques de fertilisation a permis un gain de 611,2 kg d'azote par an, soit 8 kg d'azote par hectare et par an. En considérant deux valeurs extrêmes de coût de l'azote minéral (0,5 et 1 €/kg), cela représente une **économie de 4 à 8 €/ha.an**.

3.2.2 Bilan de l'analyse coûts-bénéfices

Le bilan des coûts et bénéfices estimés, pour les agriculteurs, à l'échelle des bassins versants étudiés est présenté au Tableau 28.

Tableau 28. Bilan de l'analyse coûts - bénéfices

Analyse de l'ACB réalisée à l'échelle du bassin versant			
Coûts [€/ha.an]		Bénéfices [€/ha.an]	
Mise aux normes	3,8	N _{min} (min. et max.)	4
Conseils en fumure	2,7		8
CIPAN (min. et max.)	17,1		
	19,9		
Total	23,6	Total	4,0
	26,4		8,0
Coût (min. et max.) [€/ha.an]	22,4		
	15,6		

Le PGDA devrait donc coûter entre **15,6 et 22,4 €/ha.an** (en moyenne) aux agriculteurs selon les hypothèses choisies (coût des semences, prix de l'engrais minéral). Cependant, il est important de relativiser ces chiffres. Les bénéfices calculés sont fortement dépendants des valeurs de fertilisation minérale avant 2004. Or, ces données n'ont pas été rigoureusement contrôlées étant donné qu'à l'époque, il n'y avait pas de suivi des agriculteurs quant à leur pratiques, leurs apports azotés, etc. Ces

données n'ont été fournies par les agriculteurs à Nitrawal a.s.b.l. qu'au démarrage du projet, en 2005, soit 5 ans après l'application de l'azote dans certains cas ! Par conséquent, la question de la fiabilité des certaines données de fertilisation entre 2000 et 2004 se pose.

3.2.3 Analyse des bénéfices pour la société

Le PGDA a pour conséquence, pour la société, divers bénéfices économiques et environnementaux. Ne sont considérés dans cette étude que les bénéfices engendrés par la réduction de la contamination par le nitrate dans les eaux souterraines des bassins d'Arquennes. Ils sont évalués comme des coûts de traitement évités.

Notons que d'autres coûts et bénéfices, qui ne seront pas évalués dans ce travail, interviennent pour la collectivité :

- coûts des subsides octroyés pour la mise aux normes ;
- bénéfices des éventuelles amendes ;
- bénéfices environnementaux : protection à long terme des ressources en eau potable, réduction des risques d'érosion, d'eutrophisation, préservation des écosystèmes, amélioration des fonctions paysagères, ...
- bénéfices économiques : réduction des achats d'eau en bouteille par les ménages ;
- etc...

3.2.3.1 Coût évité du traitement du nitrate dans l'eau

Afin d'appliquer la méthode d'évitement des coûts, il faut connaître le volume qu'il est possible de prélever dans la nappe sous-jacente aux bassins d'Arquennes, ainsi que le coût pour traiter l'eau dans le but de la rendre potable. Evidemment, le coût évité ne pourra être effectif que lorsque l'eau dans la nappe retrouvera une concentration en nitrate respectant les normes de potabilité.

Quatre ouvrages sont actuellement susceptibles d'être en activité et de fournir de l'eau. Sur le bassin Est, se trouve la galerie « G6 » qui peut fournir approximativement un débit de 8 m³/h ; sur le bassin Ouest, se trouvent la galerie « G3 » et les émergences « E1 » et « E2 » qui peuvent fournir, respectivement, 6, 1 et 4 m³/h. Il est donc théoriquement possible de prélever entre **150.000** et **175.000 m³/an**.

Selon une étude réalisée par le Centre d'Etudes Economiques et Sociales de l'Environnement (CEESE-ULB) en 2007 (convention avec la DGRNE concernant l'évaluation des bénéfices marchands liés à l'usage eau potable), le volume d'eau disponible à Arquennes est de **168.630 m³/an**.

Le coût du traitement du nitrate dans l'eau que l'on retrouve dans la littérature est généralement compris entre 0,2 et 0,4 €/m³ (Legrand et al, 2007; AEAG, 2003). Les calculs réalisés dans l'étude réalisée par le CEESE (2007) permettent d'évaluer le coût du traitement de l'eau à Arquennes à **0,32 €/m³**.

Les différentes données disponibles nous permettent d'estimer grossièrement le bénéfice pour la société si l'eau de la nappe d'Arquennes recouvrait une qualité suffisante. Ce coût évité est compris entre **30.000** et **70.000 €/an** (**53.315 €/an** d'après le CEESE).

3.3 Conclusion de l'étude économique

Cette étude a permis de donner une dimension monétaire à l'application du PGDA sur les bassins versants agricoles d'Arquennes. Elle est indicative plutôt que rigoureusement exhaustive puisqu'elle se base, pour certains aspects, sur des hypothèses simplificatrices et que des bénéfices environnementaux, difficilement évaluables d'un point de vue monétaire, n'ont pu être pris en considération dans le bilan.

L'analyse coûts-bénéfices réalisée nous indique, que pour les agriculteurs des bassins d'Arquennes, l'application du PGDA coûte entre 16 et 22 € par an et par hectare de bassin versant.

L'analyse des bénéfices pour la société de l'application du PGDA conduit a un coût évité de traitement de l'eau pour le nitrate qui s'élève à environ 50.000 € par an, à partir du moment où l'eau de la nappe aura recouvert une qualité suffisante pour être considérée comme potable.

4 BILAN D'AZOTE À L'ÉCHELLE DES BASSINS PILOTES

Une des missions de ce programme d'actions est l'établissement d'un bilan (input – output – solde) de l'azote à l'échelle des bassins versants. Ce bilan a été comparé à deux bilans établis par le SPF Economie (Direction Générale Statistique et Information économique) à l'échelle de la Région wallonne et à l'échelle du district de Nivelles¹⁰ où se situent les bassins d'Arquennes. Le but de cette comparaison est de situer la gestion de l'azote par les agriculteurs exploitant sur les bassins d'Arquennes par rapport à la situation générale en Région wallonne grâce à la méthode du bilan d'azote. La période de travail pour l'établissement de ce bilan est la période 2000 - 2006, pour laquelle les données (fertilisation minérale et organique, rendements) sont entièrement connues sur les bassins versants.

Le bilan d'azote établi à partir des données récoltées auprès des agriculteurs d'Arquennes a ensuite été comparé au bilan d'azote établi, pour la période 2000 – 2007, à partir des résultats des simulations du modèle SWAT ; il a ainsi été possible d'estimer la qualité de la modélisation des différents postes entrant en jeu pour établir le bilan d'azote.

4.1 Etablissement des différents termes du bilan d'azote sur les bassins d'Arquennes

Le bilan d'azote est établi en comparant les entrées et les sorties d'azotes sur les bassins d'Arquennes et en calculant ainsi l'excédent (ou solde) d'azote (en kg N/ha). Les entrées d'azote prises en compte sur les bassins sont les suivantes :

- apport par effluent d'élevage ;
- apport par d'autres fertilisants organiques ;
- utilisation d'engrais minéraux ;
- dépôts atmosphériques ;
- fixation biologique ;
- apport par semences et matériel végétal.

Les sorties d'azote prises en compte sont les suivantes :

- retrait d'azote via la production végétale ;
- émissions atmosphériques d'ammoniac.

4.1.1 Apport d'azote par les effluents d'élevage

Ces apports sont connus pour la période 2000 – 2008 grâce à l'enquête de terrain réalisée par Nitrawal a.s.b.l. Connaissant les quantités épandues et les surfaces d'épandage, il est possible de calculer les quantités totales d'azote organique épandues sur l'ensemble des bassins versants (Tableau 29). On peut remarquer que la quantité d'azote organique apporté par l'intermédiaire des effluents d'élevage diminue sensiblement à partir de 2006.

¹⁰url : <http://www.statbel.fgov.be/pub/d0/p009n022.pdf>

Tableau 29. Apport d'azote par les effluents d'élevage sur les bassins d'Arquennes

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
quantités épandues (kg N)	3624	2449	3533	3386	4061	3439	1952	2074	1510
quantités épandues (kg N/ha)	47,3	32,0	46,1	44,2	53,0	44,9	25,5	27,1	19,7

4.1.2 Apport d'azote par d'autres fertilisants organiques

L'apport d'azote organique par d'autres fertilisants organiques que les effluents d'élevage correspond à l'apport d'azote organique par l'intermédiaire d'écumes de brasserie, de boues de station d'épuration, de compost de déchets verts,... Sur les bassins d'Arquennes, seuls deux apports de ce type sont répertoriés pour la période 2000 – 2008 ; il s'agit d'écumes de brasserie apportées en 2002 et 2004 sur une parcelle (Tableau 30). En valeur absolue, ces apports sont insignifiants en comparaison des autres sources d'azote.

Tableau 30. Apport d'azote par d'autres fertilisants organiques que les effluents d'élevage sur les bassins d'Arquennes

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
quantités épandues (kg N)	0	0	374,4	0	60	0	0	0	0
quantités épandues (kg N/ha)	0	0	4,9	0	0,8	0	0	0	0

4.1.3 Apports d'engrais minéraux

Les quantités d'azote minéral appliquées sur chaque parcelle des bassins d'Arquennes sont connues pour la période 2000 – 2008 grâce à l'enquête de terrain réalisée par Nitrawal a.s.b.l. auprès des agriculteurs. Ces données sont synthétisées dans le Tableau 31. On peut voir qu'un effet année se marque sur les quantités d'azote minéral appliquées ; c'est ainsi que les quantités d'azote minéral appliquées sont particulièrement importantes en 2003 et 2007, années pour lesquelles le froment était dominant dans l'emblavement.

Tableau 31. Quantités d'azote minéral épandues sur les bassins d'Arquennes

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
quantités épandues (kg N)	10481	10916	8895	11278	8787	9652	8705	12104	9014
quantités épandues (kg N/ha)	136,9	142,6	116,2	147,3	114,8	126,1	113,7	158,1	117,7

4.1.4 Dépôts atmosphériques d'azote

Les dépôts atmosphériques correspondent aux retombées sèches et humides (via la pluie) de composés azotés sur les sols agricoles. Etant donné que les dépôts atmosphériques d'azote ne sont pas mesurés sur les bassins d'Arquennes, une recherche bibliographique a été réalisée pour estimer ceux-ci.

Les données utilisées pour l'estimation des dépôts atmosphériques sur les bassins d'Arquennes sont issues du rapport du bureau d'études Siterem S.A. concernant l'analyse spatio-temporelle du dépassement des charges critiques en polluants acidifiants en Région wallonne (Siterem, 1996¹¹). Le modèle de transport des polluants EMEP y est utilisé. Celui-ci intègre les données d'émissions de différents pays et calcule les retombées transfrontalières par maille de 50 X 50 km sur le territoire de la Région wallonne. Le modèle EMEP a estimé les retombées en d'azote et de soufre depuis 1880.

¹¹url : http://etat.environnement.wallonie.be/download.php?file=uploads/rapports/parties/chapitres/fiches/etudes/charges_critiques.pdf, consulté le 12/10/2010

La Figure 73 illustre les dépôts secs et humides d'azote atmosphérique sur les terres agricoles pour les différentes mailles du modèle EMEP qui couvrent le territoire de la Région wallonne. La maille concernée par les bassins d'Arquennes est la 58-41. Au final, sur base des valeurs renseignées dans cette Figure 73, et en les rapportant à la surface des bassins d'Arquennes, il est possible de calculer la quantité des dépôts atmosphériques sur ces bassins. Cette quantité est reprise dans le Tableau 32. Notons que les dépôts atmosphériques estimés par le modèle diminuent régulièrement pour les années 2000 à 2008.

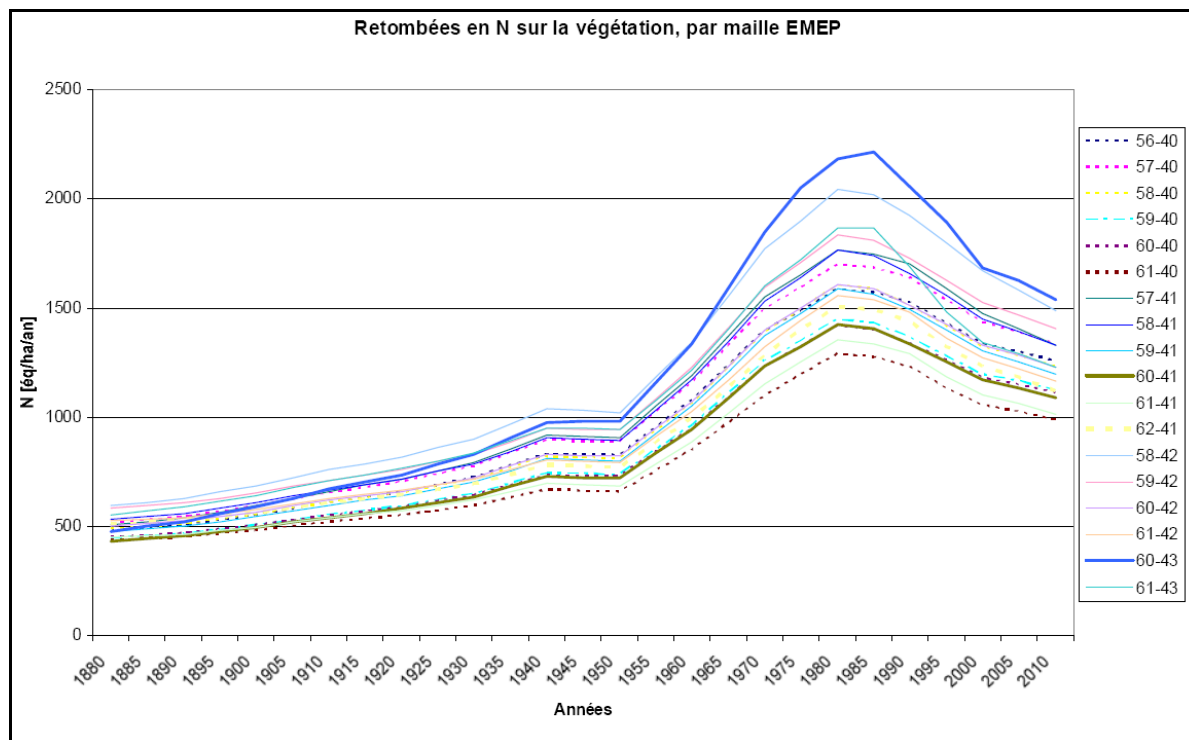


Figure 73. Retombées sèches et humides d'azote sur les terres agricoles par maille EMEP

Tableau 32. Retombées sèches et humides d'azote atmosphérique sur les bassins d'Arquennes (période 2000 – 2008)

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Retombées N_{atm} (kg N)	1609	1582	1556	1556	1529	1529	1502	1502	1475
Retombées N_{atm} (kg N/ha)	21,0	20,7	20,3	20,3	20,0	20,0	19,6	19,6	19,3

4.1.5 Fixation biologique

La fixation biologique correspond à la fixation d'azote par les nodosités des racines des légumineuses. Sur les bassins d'Arquennes, la seule légumineuse rencontrée dans l'emblavement entre 2000 et 2008 est le pois.

Pour un rendement optimum, les besoins du pois se chiffrent à 250 kg N/ha (source : CPL Végémar cité dans classeur eau – nitrate, 2^{ème} édition, Nitrawal). Parmi ces 250 kg N/ha, de l'ordre de 70% sont fournis par la fixation symbiotique (sources : CPL Végémar *in* classeur eau – nitrate, 2^{ème} édition, Nitrawal ; Unilet¹²), soit 175 kg N/ha. Il est dès lors possible de calculer les quantités d'azote fixées par le pois sur les bassins d'Arquennes en tenant compte des superficies emblavées en pois chaque année et des rendements obtenus sur ces parcelles. Les résultats sont repris dans le Tableau 33.

¹²<http://www.unilet.fr/cultures/pois/pois.php?page=Fertilisation&PHPSESSID=8ec9b7206bde3a5ecfc7bb3aa05a8e3e>, consulté le 12/10/2010

Tableau 33. Fixation d'azote par les légumineuses sur les bassins d'Arquennes

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Fixation N (kg N)	1062	0	2538	0	350	1170	1221	0	1414
Fixation N (kg N/ha)	13,9	0	33,1	0	4,6	15,3	16,0	0	18,5

4.1.6 Apport par les semences et le matériel végétal

L'apport d'azote par les semences et le matériel végétal n'est pas connu à Arquennes. Les valeurs utilisées par le SPF Economie pour l'établissement du bilan d'azote en Région wallonne ont donc été transposées sur les bassins pilotes d'Arquennes. Ces valeurs sont reprises dans le Tableau 34. En valeur absolue, ces apports sont insignifiants en comparaison des autres sources d'azote.

Tableau 34. Apport d'azote par les semences et le matériel végétal sur les bassins d'Arquennes

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Fixation N (kg N)	92	87	88	88	92	92	92	92
Fixation N (kg N/ha)	1,2	1,1	1,1	1,1	1,2	1,2	1,2	1,2

4.1.7 Exportation d'azote via la production végétale

Le retrait d'azote via la production végétale correspond à la part d'azote dans la plante qui est exportée hors du bassin versant lors de la récolte.

Les rendements sur les bassins d'Arquennes sont connus pour la période 2000 – 2008 par l'intermédiaire de l'enquête de terrain réalisée par Nitrawal a.s.b.l. auprès des agriculteurs. Pour estimer l'exportation d'azote hors du bassin versant lors de la récolte, les rendements mesurés ont été multipliés par un coefficient d'exportation propre à chaque culture. Ces coefficients d'exportation ont été publiés par le Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates (CORPEN) (cf annexe 6.3).

Les résultats sont repris dans le Tableau 35.

Tableau 35. Exportation d'azote lors de la récolte sur les bassins d'Arquennes

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Exportation N (kg N)	12710	10493	12991	13293	13675	13187	12539	14040
Exportation N (kg N/ha)	166,0	137,1	169,7	173,6	178,6	172,3	163,8	183,4

4.1.8 Emissions atmosphériques d'ammoniac

Lors de l'application d'effluent d'élevage (lisier, fumier,...) ou même d'engrais minéral (ammonitrate), une partie parfois importante de l'azote appliqué peut être perdue sous forme d'ammoniac (NH_3); c'est le processus de volatilisation. En l'absence de mesure directe de la volatilisation sur les bassins d'Arquennes, et compte tenu de la forte variabilité de la volatilisation en fonction des conditions météorologiques, des coefficients moyens de pertes d'azote en fonction de la quantité d'engrais épandue ont été utilisés. Ces coefficients sont repris dans le Tableau 36.

Pour fixer la valeur des coefficients de volatilisation des effluents d'élevage, nous avons pris l'hypothèse que la moitié de l'azote minéral contenu dans chaque effluent pouvait être volatilisée. Les quantités d'azote minéral contenues dans chaque effluent d'élevage ont été trouvées dans le classeur eau – nitrate édité par Nitrawal.

La valeur du coefficient de volatilisation pour l'ammonitrate a été tirée de l'inventaire des émissions EMEP - CORINAIR¹³ (European Environment Agency, 2007).

Tableau 36. Coefficients de volatilisation utilisés sur les bassins d'Arquennes

Type d'engrais	Fumier de bovin	Lisier de bovin	Lisier de porcin	Ammonitrate
Coefficient de volatilisation	0,05	0,2	0,3	0,02

Connaissant les quantités d'engrais épandues sur les bassins et les coefficients de volatilisation, il a été possible de calculer les quantités d'azote volatilisées pour chaque année à Arquennes (Tableau 37).

Tableau 37. Emissions atmosphériques d'ammoniac sur les bassins d'Arquennes

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Volatilisation (kg N)	384	448	477	605	673	597	418	554
Volatilisation (kg N/ha)	5,0	5,8	6,2	7,9	8,8	7,8	5,5	7,2

4.2 Comparaison du bilan d'azote à Arquennes avec les bilans d'azote en Région wallonne et dans le district de Nivelles

Les différents termes du bilan d'azote tels que décrits ci-dessus ont été sommés afin d'obtenir le solde d'azote dans les sols agricoles des bassins d'Arquennes (Annexe 6.4).

Ce bilan d'azote à Arquennes a été comparé (Figure 74) aux bilans d'azote établis par le SPF Economie à l'échelle du district de Nivelles (cf annexe 6.5), où se situent les bassins d'Arquennes, et à l'échelle de la Région wallonne (annexe 6.6).

On constate que la gestion de l'azote par les agriculteurs sur les bassins d'Arquennes est meilleure que celle dans le district de Nivelles et en Région Wallonne, puisque les excédents d'azote dans le sol sont inférieurs pour l'ensemble de la période envisagée (2000 – 2006). Le bilan d'azote dans le district de Nivelles (qui correspond à la province du Brabant Wallon) est intermédiaire entre celui des bassins d'Arquennes et celui de la Région wallonne. On peut également remarquer que les bilans d'azote évoluent favorablement dans le temps, avec une tendance marquée à la décroissance pour les trois échelles considérées. Un effet "année" se marque cependant, et particulièrement sur les bassins d'Arquennes : l'année 2005, où l'emblavement était dominé par les céréales (avec apport d'effluent organique après récolte) et, dans une moindre mesure, par des légumineuses, présente un excédent d'azote plus élevé qu'en 2004 et 2006.

Remarquons également que le bilan d'azote est favorable pour les années 2006 et 2007 sur les bassins d'Arquennes, soulignant aussi le travail d'encadrement réalisé par Nitrawal a.s.b.l. auprès des agriculteurs y exploitant.

¹³ url : <http://www.eea.europa.eu/publications/EMEP-CORINAIR5/B1010vs4.0.pdf>, consulté le 12/10/2010

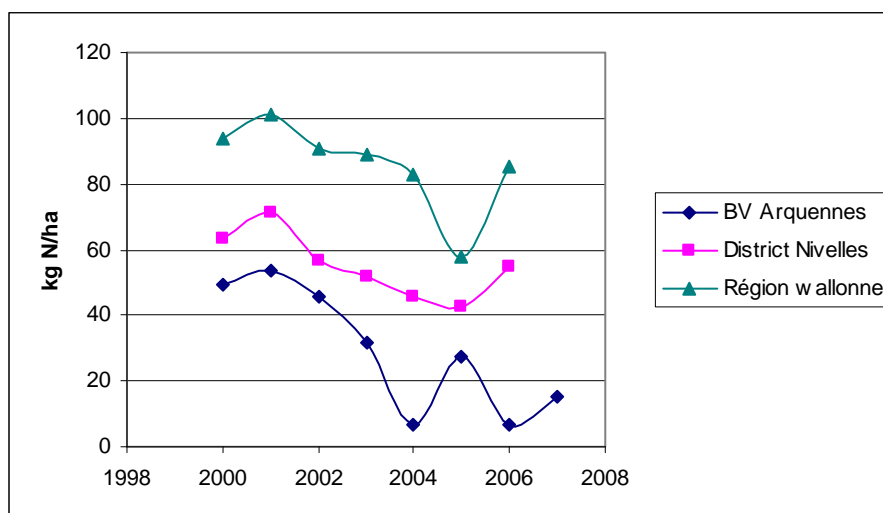


Figure 74. Excédents d'azote dans les sols agricoles

4.3 Comparaison du bilan d'azote établi à Arquennes avec le bilan SWAT

Le bilan d'azote établi sur les bassins d'Arquennes sur base des données renseignées par les agriculteurs, mesurées sur le terrain ou issues de la littérature a été comparé au bilan d'azote établi par le modèle SWAT calibré (cf annexe 6.7).

Le but de cette comparaison était de pouvoir détecter les postes du bilan SWAT dont la modélisation pouvait être affinée. La Figure 75 illustre cette comparaison.

Les données de fertilisation (organique et minérale) prises en compte pour l'établissement du bilan SWAT sont celles renseignées par les agriculteurs et utilisées pour la modélisation. Les données de retombées atmosphériques d'azote, de fixation biologique, de rendements et de volatilisation ont été estimées par le modèle. Signalons que les retombées d'azote prises en compte dans SWAT concernent uniquement les retombées humides et non les retombées sèches, avec pour conséquence une légère sous-estimation des excédents d'azote dans le sol avec le bilan SWAT.

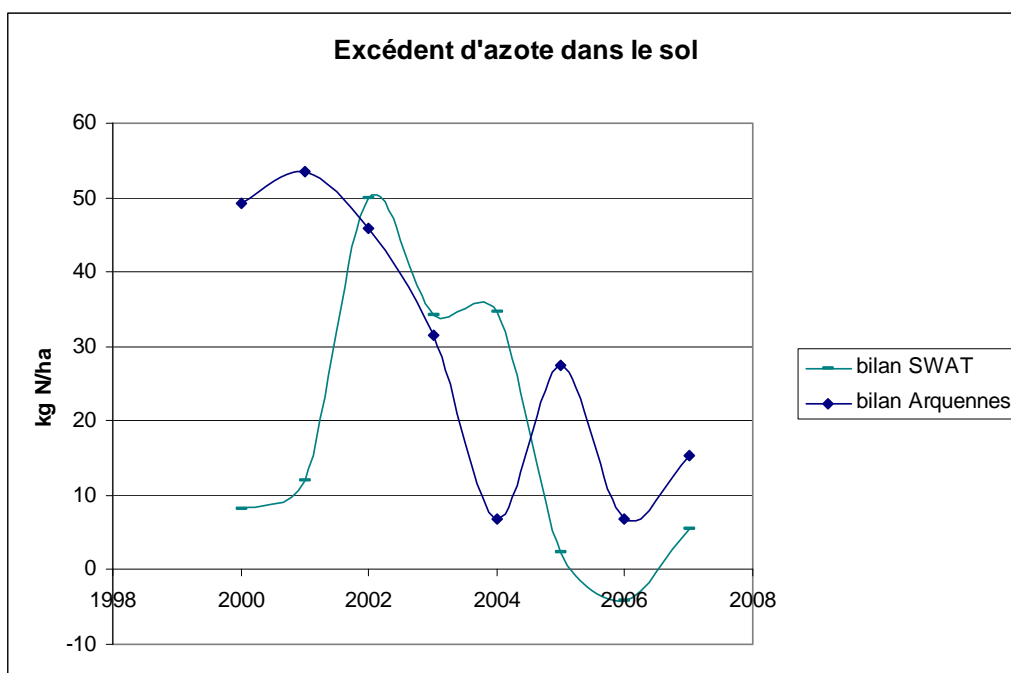


Figure 75. Comparaison du bilan d'azote établi sur les bassins d'Arquennes avec le bilan d'azote établi par SWAT

On peut voir que les deux premières années décrochent dans le bilan SWAT. Cela s'explique par la "mise en régime" du modèle. Les exportations d'azote lors de la récolte sont alors incorrectement estimées, faussant le bilan total. Pour les autres années (2002 à 2007), la différence entre le bilan SWAT et le bilan calculé sur les bassins d'Arquennes se chiffre, en valeur absolue, entre 3 et 28 kg N/ha (Tableau 38).

Pour les années 2002 et 2003, le bilan SWAT se rapproche du bilan calculé avec des différences respectivement de +4 et +3 kg N/ha. Le modèle a donc simulé correctement les différents termes intervenant dans l'établissement du bilan d'azote pour ces deux années.

En revanche, pour les années 2004 et 2005, le bilan SWAT s'éloigne quelque peu du bilan calculé sur les bassins d'Arquennes, avec des différences respectivement de +28 et -25 kg N/ha. La différence en 2004 peut s'expliquer par une sous-estimation par SWAT des rendements et donc de l'exportation d'azote hors des bassins versants lors de la récolte. En 2005, une sous-estimation par SWAT des dépôts atmosphériques d'azote et de la fixation d'azote par les légumineuses peut expliquer la sous-estimation du bilan SWAT.

Pour les années 2006 et 2007, le bilan SWAT sous-estime le bilan calculé d'une dizaine d'unités. La sous-estimation par SWAT des retombées d'azote sur les sols agricoles (cf ci-dessus) peut expliquer en partie cette différence (-4 kg N/ha au lieu de +7 kg N/ha attendus en 2006 et +5 kg N/ha au lieu de +15 kg N/ha attendus en 2007)..

Tableau 38. Différence entre le bilan d'azote SWAT et le bilan d'azote calculé sur les bassins d'Arquennes

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Différence bilan SWAT – bilan observé (kg N/ha)	-41	-42	4	3	28	-25	-11	-10

4.4 Conclusions

La bilan d'azote établi comme étant la différence entre les entrées d'azote (fertilisation, ...) et sorties d'azote (exportation par les cultures principalement) indique que les excédents d'azote sont plus faibles sur les bassins versants d'Arquennes que dans le district de Nivelles ou ailleurs en région wallonne. Cette différence est particulièrement remarquable à partir de 2004 et illustre certainement l'impact de l'encadrement prodigué par Nitrawal a.s.b.l.

La comparaison de ce bilan avec les simulations réalisées à l'aide de SWAT met également en évidence les similarités en terme d'ordre de grandeur et de tendance, ce qui, d'une certaine façon, participe à la validation du calibrage de ce modèle.

5 BIBLIOGRAPHIE

Agence de l'Eau Adour – Garonne, 2003. *Surcoûts supportés par les usagers domestiques du fait des pollutions par les nitrates et les pesticides*. Synthèse des données disponibles version 3. 7p.

Arnold J.G., Kiniry J.R., Neitsch S.L., Williams J.R., 2005. *Soil and Water Assessment tool. Theoretical documentation – Version 2005*. USDA Agricultural Research Service, Temple, 476p.

Barnard J.D., 1948. *Heat units as a measure of canning crop maturity*. The Canner 106:28.

Boswell V.G., 1926. *The influence of temperature upon the growth and yield of garden peas*. Proc. Amer. Soc. Hort. Sci. 23:162-168

Cau P., Cadeddu A., Gallo C., Lecca G., Maroccu M. 2003. *Estimating Available Water Ressources of the Sardinian Island Using the SWAT Model*. Proceedings of 2nd International SWAT conference 2003, Bari – Italy

Corswarem I, Frippiat C., Hulpiau A., Hupin F., Marcoen J. M., Triolet N., Vandenberghe C., 2005. *Programme d'actions pour la protection des captages contre les contaminations d'origine agricole. Bassins pilotes d'Arquennes. Rapport d'activités annuel intermédiaire 2005*. Convention S.P.G.E. – Nitrawal, 34p + Annexes 34p.

Dautrebande S., 1992. *Hydrologie générale*. Notes de cours, Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux, Unité d'Hydraulique Agricole. 113p.

Deneufbourg M., Vandenberghe C., Fonder N., Heens B., Xanthoulis D., Marcoen J.M., 2010. *Adaptation des pratiques agricoles en fonction des exigences de la Directive Nitrates et validation des résultats via le suivi lysimétrique de la lixiviation de l'azote nitrique*. Rapport final, période du 1er janvier 2008 au 30 juin 2010. Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech. 92p + annexes.

Di Luzio M., Srinivasan R., Arnold J.G., and Neitsch S.L., 2002. *Soil and Water Assessment Tool. ArcView GIS Interface Manual: Version 2000*. GSWRL Report 02-03, BRC Report 02-07, Published by Texas Water Resources Institute TR-193, College Station, TX. 346p.

European Environment Agency, 2007. *EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook Technical report N° 16/2007*. European Environment Agency. Copenhagen.

Fonder N., Debauche O., Vandenberghe C., Xanthoulis D., Marcoen J.M., 2007. *Suivi lysimétrique de l'azote nitrique dans le cadre du Programme de Gestion Durable de l'Azote (PGDA) en Agriculture. Rapport final*. Convention Région wallonne DGA n°3523/2. Période du 1^{er} mars 2005 au 31 mai 2007. Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux. Belgique. 88p.

Gassman P.W., Reyes M.R., Green C.H., Arnold J.G., 2007. *The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications and Future Research Directions*. Transactions of the ASABE. Vol. 50(4): 1211 – 1250.

Godwin D.C., Jones C.A., Ritchie J.T., Vlek P.L.G., Youngdahl L.G., 1984. *The water and nitrogen components of the CERES models*. p. 95-100. In Proc. Intl. Symp. on Minimum Data Sets for Agrotechnology Transfer, March 1983, Patancheru, India. Intl. Crops Research Institute for the Semi-Arid Tropics

Hérivaux C., Rinaudo J.D., Nicolai S., Biscuit A., 2005. *Développement d'un cadre méthodologique pour évaluer le coût d'atteinte du bon état des masses d'eau du bassin Rhin-Meuse. Volume I : Typologie et coût de référence des mesures*. Rapport final BRGM/RP-54003-FR., BRGM: 140 p.

IRBAB, 2010. *Compte-rendu recherche et vulgarisation en 2009*. 243p.

Knoden D., Lambert R., Nihoul P., Stilmant D., Pochet P., Crémer S., Luxen P., 2007. *Fertilisation raisonnée des prairies*. Les livrets de l'Agriculture n° 15. Ministère de la Région wallonne, Direction Générale de l'Agriculture. 45 p.

Legrain X., Bock L., Rondeux J., Lejeune P., 2005. *Etude de faisabilité de la phase «révision partielle» du Projet de Cartographie Numérique des Sols de Wallonie (PCNSW) - Evaluation de la base de données AARDEWERK*. Note de la réunion du Comité d'Accompagnement du 14 septembre 2005. Gembloux: Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, 36 p.

Legrand A., Heck W., Prevedello C., 2007. *Développement du volet économique de la Directive Cadre 2000/60/CE sur l'eau : Evaluation des bénéfices marchands liés à l'usage eau potable*. Rapport final. Mai 2007. Centre d'Etudes Economiques et Sociales de l'Environnement. Convention – ULB et Ministère de la Région Wallonne, DGRNE, DCENN. 122 p.

Magoon C.A., Culpepper C.W., 1932. *Response of sweet corn to varying temperatures from time of planting to canning maturity*. U.S.D.A. Tech. Bull. 312

Marcoen J. M., Vandenberghe C., Bolly P.-Y., Gaule D., Corswarem I., Hulpiau A., Fripiat C., Triolet N., Hupin F., 2006. *Programme d'actions pour la protection des captages contre les contaminations d'origine agricole. Bassins pilotes d'Arquennes. Rapport d'activités annuel intermédiaire 2006. Deuxième année*. Convention S.P.G.E. – Nitrawal, 38 p. + Annexes.

Marcoen J. M., Vandenberghe C., Bolly P.-Y., Gaule D., Peret J., Corswarem I., Hulpiau A., Benoit J., Triolet N., Hupin F., 2007. *Programme d'actions pour la protection des captages contre les contaminations d'origine agricole. Bassins pilotes d'Arquennes. Rapport d'activités annuel intermédiaire 2007. Troisième année*. Convention S.P.G.E. – Nitrawal, 59 p.

Monsi M., Saeki T., 1953. *Über den Lichtfaktor in den Pflanzengesellschaften und sein Bedeutung für die Stoffproduktion*. Japan J. Bot. 14:22-52

Nitrawal, 2009. *Rapport d'évaluation des actions de la Structure d'encadrement Nitrawal*. 13 p.

Phillips E.E., 1950. *Heat summation theory as applied to canning crops*. The Canner 27:13-15

Pretty J.N., Brett C., Gee D., Hine E., Mason C.F., Morison J.I.L., Raven H., Rayment M.D., Van Der Bijl G., 2000. *An assessment of the total external costs of UK agriculture*. Agric. Syst 65, 113-136.

Reddy K.R., Khaleel L., Overcash M.R., Westerman P.W., 1979. *A nonpoint source model for land areas receiving animal wastes: II. Ammonia Volatilization*. Trans. ASAE 22: 1398-1404

Ritchie J.T., 1972. *Model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover*. Water Resour. Res. 8: 1204-1213

Romanowicz A. A., Vanclooster M., Rounsevell M. et La Jeunesse I., 2005. *Sensitivity of the SWAT model to the soil and land use data parametrisation: a case study in the Thyle catchment, Belgium*. Ecological Modelling, In Press, Corrected Proof.

Schoumans O. F. et Silgram M., 2003. *Review and Literature Evaluation of Quantification Tools of Nutrient Losses*. EUROHARP report 1-2003. Oslo, Norwegian Institute for Water Research.

Seligmand N.G., Van Keulen H., 1981. *PAPRAN: a simulation model of annual pasture production limited by rainfall and nitrogen*. p. 192-221. In Frissel M.J., van Veedes J.A. (eds) Simulation of nitrogen behaviour of soil-plants system, Proc. Workshop. Wageningen, Jan-Feb. 1980

Siterem S.A., 2006. *Analyse spatio-temporelle du dépassement des charges critiques en polluants acidifiants en Région Wallonne*. Rapport final. Convention DGRNE. 193p.

Sloan P.J., Morre I.D., Coltharp G.B., Eigel J.D., 1983. *Modeling surface and subsurface stormflow on steeply-sloping forested watersheds*. Water Resources Inst. Report 142. Univ. Kentucky, Lexington

Soil conservation service, 1972. *Section 4 : Hydrology In National Engineering Handbook*. SCS

Thomas G.W., Macmahon M., 1972. *The relation between soil characteristics, water movement and nitrate concentration of ground water*. Univ. of Kentucky Water Resources Institute Research Report No 52, Lexington, KY

- Vandenberghé C., Deneufbourg M., Benoit J., Gaule D., Bolly P.-Y., Corswarem I., Triolet N., Hupin F., Marcoen J.M., 2008. *Programme d'actions pour la protection des captages contre les contaminations d'origine agricole. Bassin pilote d'Arquennes. Rapport d'activités annuel intermédiaire 2008. Quatrième année.* Convention S.P.G.E. – Nitrawal, 61 p.
- Van Genuchten M. T., Leij F. J., Yates S. R., 1991. *The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils.* Riverside, U.S. Salinity Laboratory, U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service
- Van Orshoven J., 1993. *Assessing hydrodynamic land qualities from the soil survey data.* Katholiek Universiteit Leuven, 263 p.
- Vereecken H., Maes J., Feyen J., 1990. *Estimating unsaturated hydraulic conductivity from easily measured soil properties.* Soil Sci. 149 (1990), pp. 1–12
- Viavattene C., 2006. *Exploitation socio-économique de la modélisation souterraine du transfert des nitrates à l'échelle du bassin de la Seine.* Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, ParisTech. Thèse, 309 p.
- Widayati A., Lusiana, B. Suyamto D., Verbist B., 2000. *Uncertainty and effects of resolution of digital elevation model and its derived features: case study of Sumberjaya, Sumatera, Indonesia.* Bogor, ICRAF, World Agroforestry Centre.
- Wischmeier W.H., Johnson C.B., Cross B.V., 1971. *A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites.* Journal of Soil and Water Conservation 26: 189 –193.

6 ANNEXES

6.1 Annexe 6. Equations gouvernant le modèle SWAT

6.1.1 Module croissance des plantes

Unités de chaleur

$$\text{Equation 1 : } HU = \bar{T}_{av} - T_{base}$$

HU = unités de chaleur accumulés pour un jour donné

T_{av} = température moyenne pour un jour donné

T_{base} = température de base de la plante

Croissance potentielle des plantes

$$\text{Équation 2: } \Delta bio = RUE \times H_{phosyn}$$

Δbio = accroissement potentiel de la biomasse végétale pour un jour donné

RUE = efficacité de conversion de l'énergie en biomasse par la plante

H_{phosyn} = quantité de rayonnement photosynthétiquement actif intercepté par la plante

$$\text{Équation 3: } H_{phosyn} = 0,5 \times H_{day} \times (1 - \exp(-k_l \times lai))$$

H_{day} = rayonnement solaire incident total pour un jour donné

k_l = coefficient d'extinction de la luminosité

lai = indice de couverture foliaire

Croissance réelle des plantes

$$\text{Équation 4: } \Delta bio_{act} = \Delta bio \times \gamma_{reg}$$

Δbio_{act} = accroissement réel de la biomasse pour un jour donné

Δbio = accroissement réel de la biomasse pour un jour donné

γ_{reg} = facteur de croissance de la plante

$$\text{Équation 5: } \gamma_{reg} = 1 - \max(tstrs, wstrs, nstrs, pstrs)$$

$tstrs$ = facteur de stress de température pour un jour donné

$wstrs$ = facteur de stress de température pour un jour donné

nstrs = facteur de stress en azote pour un jour donné
 pstrs = facteur de stress en phosphore pour un jour donné

Récolte

$$\text{Équation 6: } \boxed{yld = bio_{ag} \times HI} \text{ si } HI \leq 1$$

$$\text{Équation 7: } \boxed{yld = bio \times \left(1 - \frac{1}{1 + HI}\right)} \text{ si } HI > 1$$

yld = récolte obtenue
 bio_{ag} = biomasse aérienne le jour de la récolte
 HI = indice de récolte
 bio = biomasse totale le jour de la récolte

6.1.2 Module cycle hydrologique

Ruissèlement de surface

$$\text{Équation 8: } \boxed{Q_{surf} = \frac{(R_{day} - 0,2 \times S)^2}{(R_{day} + 0,8 \times S)}}$$

Q_{surf} = ruissèlement de surface
 R_{day} = précipitations journalières
 S = paramètre de rétention

$$\text{Équation 9: } \boxed{S = 25,4 \times \left(\frac{1000}{CN} - 10\right)}$$

CN = Curve Number (fonction de la perméabilité du sol, de son utilisation ainsi que des pratiques agricoles)

Evapotranspiration potentielle (méthode de Penman-Monteith)

$$\text{Équation 10: } \lambda E = \frac{\Delta \times (H_{net} - G) + \frac{\rho_{air} \times c_p \times (e_z^0 - e_z)}{r_a}}{\Delta + \gamma \times \left(1 + \frac{r_c}{r_a}\right)}$$

E = évapotranspiration potentielle
 λ = chaleur latente de vaporisation
 Δ = pente de la relation pression de vapeur saturante – température
 H_{net} = rayonnement solaire net
 G = flux de chaleur vers le sol
 ρ_{air} = densité de l'air à pression constante
 c_p = chaleur spécifique de l'air à pression constante
 e_z^0 = pression de vapeur saturante de l'air à l'altitude z
 e_z = pression de vapeur de l'air à l'altitude z
 γ = constante psychrométrique
 r_c = résistance de surface de la plante
 r_a = résistance aérodynamique

Evapotranspiration réelle

$$\text{Équation 11: } E_{t,act} = \sum_{ly=1}^n \min[w_{up,ly}, (SW_{ly} - WP_{ly})]$$

$E_{t,act}$ = transpiration réelle de la végétation pour un jour donné
 ly = numéro de la couche de sol considérée
 n = nombre total de couches de sol
 $w_{up,ly}$ = prélèvement potentiel d'eau par la plante dans la couche considérée
 SW_{ly} = contenu en eau du sol de la couche considérée
 WP_{ly} = point de flétrissement de la couche considérée

$$\text{Équation 12: } w_{up,ly} = w_{up,zl} - w_{up,zu}$$

$w_{up,zl}$ = prélèvement potentiel d'eau par la plante depuis la surface jusqu'à la limite inférieure de la couche considérée
 $w_{up,zu}$ = prélèvement potentiel d'eau par la plante depuis la surface jusqu'à la limite supérieure de la couche considérée

$$\text{Équation 13: } w_{up,z} = \frac{E_t}{[1 - \exp(-\beta_w)]} \left[1 - \exp\left(-\beta_w \times \frac{z}{z_{root}}\right) \right]$$

$w_{up,z}$ = prélèvement potentiel d'eau par la plante depuis la surface jusqu'à la profondeur z
 E_t = transpiration maximale de la végétation pour un jour donné
 β_w = paramètre de forme de l'utilisation de l'eau
 z_{root} = profondeur racinaire

$$\text{Équation 14: } E_{s,act} = \sum_{ly=1}^n \min[E_{soil,ly}, 0,8 \times (SW_{ly} - WP_{ly})]$$

$E_{s,act}$ = évaporation réelle du sol pour un jour donné
 ly = numéro de la couche de sol considérée
 n = nombre total de couches de sol
 $E_{soil,ly}$ = évaporation potentielle de l'eau du sol pour la couche considérée
 SW_{ly} = contenu en eau du sol de la couche considérée
 WP_{ly} = point de flétrissement de la couche considérée

$$\text{Équation 15: } E_{soil,ly} = E_{soil,zl} - E_{soil,zu}$$

$E_{soil,zl}$ = évaporation potentielle de l'eau du sol jusqu'à la limite inférieure de la couche considérée
 $E_{soil,zu}$ = évaporation potentielle de l'eau du sol jusqu'à la limite supérieure de la couche considérée

$$\text{Équation 16: } E_{soil,z} = E_s \times \frac{z}{z + \exp(2,374 - 0,00713 \times z)}$$

$E_{soil,z}$ = évaporation potentielle de l'eau du sol jusqu'à la profondeur z
 E_s = évaporation maximale de l'eau du sol pour un jour donné

Percolation

$$\text{Équation 17: } w_{perc,ly} = (SW_{ly} - FC_{ly}) \times \left(1 - \exp\left[\frac{-\Delta t}{TT_{perc}}\right] \right)$$

$w_{perc,ly}$ = quantité d'eau qui percole vers la couche de sol sous-jacente pour un jour donné
 SW_{ly} = contenu en eau du sol dans la couche considérée
 FC_{ly} = capacité au champ dans la couche considérée
 Δt = durée du pas de temps
 TT_{perc} = temps nécessaire pour traverser la couche considérée

$$\text{Équation 18: } TT_{perc} = \frac{SAT_{ly} - FC_{ly}}{K_{sat}}$$

SAT_{ly} = teneur en eau de la couche considérée à saturation
 K_{sat} = conductivité hydraulique saturée

6.1.3 Module cycle de l'azote

Minéralisation de l'humus

$$\text{Équation 19: } N_{\min a,ly} = \beta_{\min} \times (\gamma_{\text{temp},ly} \times \gamma_{\text{sw},ly})^{1/2} \times \text{org}N_{\text{act},ly}$$

$N_{\min a,ly}$ = azote minéralisé à partir du pool d'humus du sol

β_{\min} = coefficient de minéralisation de l'humus

$\text{org}N_{\text{act},ly}$ = quantité d'azote qui se trouve dans le pool d'humus du sol

$\gamma_{\text{temp},ly}$ = facteur de température

$\gamma_{\text{sw},ly}$ = facteur de contenu en eau du sol

$$\text{Équation 20: } \gamma_{\text{temp},ly} = 0,9 \times \frac{T_{\text{soil},ly}}{T_{\text{soil},ly} + \exp(9,93 - 0,312 \times T_{\text{soil},ly})} + 0,1$$

$T_{\text{soil},ly}$ = température de la couche de sol considérée

$$\text{Équation 21: } \gamma_{\text{sw},ly} = \frac{SW_{ly}}{FC_{ly}}$$

SW_{ly} = contenu en eau du sol de la couche considérée

FC_{ly} = capacité au champ de la couche considérée

Minéralisation des résidus de récolte

$$\text{Équation 22: } N_{\min f,ly} = 0,8 \times \beta_{\text{rsd}} \times \gamma_{\text{ntr},ly} \times (\gamma_{\text{temp},ly} \times \gamma_{\text{sw},ly})^{1/2} \times \text{org}N_{\text{frsh},ly}$$

$N_{\min f,ly}$ = azote minéralisé à partir des résidus de récolte

β_{rsd} = coefficient de minéralisation des résidus de récolte

$\gamma_{\text{temp},ly}$ = facteur de température

$\gamma_{\text{sw},ly}$ = facteur de contenu en eau du sol

$\text{org}N_{\text{frsh},ly}$ = quantité d'azote qui se trouve dans la matière organique des résidus de récolte

$\gamma_{\text{ntr},ly}$ = facteur de composition des résidus

$$\text{Équation 23: } \gamma_{\text{tr},ly} = \min \left[\exp \left(-0,693 \times \frac{(\varepsilon_{c:n} - 25)}{25} \right), \exp \left(-0,693 \times \frac{(\varepsilon_{c:p} - 200)}{200} \right), 1 \right]$$

$\varepsilon_{c:n}$ = paramètre tenant compte du rapport C/N dans les résidus de récolte

$\varepsilon_{c:p}$ = paramètre tenant compte du rapport C/P dans les résidus de récolte

Dénitrification

Équation 24:
$$N_{denit,ly} = NO_{3,ly} \times \left(1 - \exp\left[-\beta_{denit} \times \gamma_{temp,ly} \times orgC_{ly}\right]\right) \text{ si } \gamma_{sw,ly} > \gamma_{sw,thr}$$

Équation 25:
$$N_{denit,ly} = 0 \text{ si } \gamma_{sw,ly} > \gamma_{sw,thr}$$

$N_{denit,ly}$ = quantité d'azote nitrique perdu par dénitrification dans la couche considérée

$NO_{3,ly}$ = quantité d'azote nitrique dans la couche considérée

β_{denit} = coefficient de dénitrification

$orgC_{ly}$ = quantité de carbone organique dans la couche considérée

$\gamma_{temp,ly}$ = facteur de température

$\gamma_{sw,ly}$ = facteur de contenu en eau du sol

$\gamma_{sw,thr}$ = limite du facteur de contenu en eau du sol en dessous duquel la dénitrification n'a pas lieu

Nitrification-Volatilisation

Équation 26:
$$N_{nit,ly} = \frac{fr_{nit,ly}}{fr_{nit,ly} + fr_{vol,ly}} \times N_{nit/vol,ly}$$

Équation 27:
$$N_{vol,ly} = \frac{fr_{vol,ly}}{fr_{nit,ly} + fr_{vol,ly}} \times N_{nit/vol,ly}$$

$N_{nit,ly}$ = quantité d'azote ammoniacal perdu par nitrification dans la couche considérée

$N_{vol,ly}$ = quantité d'azote ammoniacal perdu par volatilisation dans la couche considérée

$fr_{nit,ly}$ = fraction d'azote ammoniacal perdu par nitrification dans la couche considérée

$fr_{vol,ly}$ = fraction d'azote ammoniacal perdu par volatilisation dans la couche considérée

$N_{nit/vol,ly}$ = quantité d'azote ammoniacal perdu par nitrification et volatilisation dans la couche considérée

Équation 28:
$$N_{nit/vol,ly} = NH_{4,ly} \times \left(1 - \exp\left[-\eta_{nit,ly} - \eta_{vol,ly}\right]\right)$$

Équation 29:
$$fr_{nit,ly} = 1 - \exp\left(-\eta_{nit,ly}\right)$$

Équation 30:
$$fr_{vol,ly} = 1 - \exp\left(-\eta_{vol,ly}\right)$$

$NH_{4,ly}$ = quantité d'ions ammonium dans la couche considérée

$\eta_{nit,ly}$ = facteur régulant la nitrification

$\eta_{vol,ly}$ = facteur régulant la volatilisation

$$\text{Équation 31: } \eta_{nit,ly} = \eta_{temp,ly} \times \eta_{sw,ly}$$

$\eta_{temp,ly}$ = facteur de température pour la nitrification / volatilisation
 $\eta_{sw,ly}$ = facteur de contenu en eau du sol pour la nitrification / volatilisation

$$\text{Équation 32: } \eta_{vol,ly} = 0,15 \times \eta_{temp,ly} \times \eta_{midz,ly}$$

$\eta_{midz,ly}$ = facteur de profondeur de la couche considérée

Prélèvement d'azote par la plante

$$\text{Équation 33: } N_{actualup,ly} = \min(N_{up,ly}, NO_{3,ly})$$

$N_{actualup,ly}$ = prélèvement d'azote par la plante dans la couche considérée
 $N_{up,ly}$ = prélèvement potentiel d'azote par la plante dans la couche considérée
 $NO_{3,ly}$ = quantité d'azote nitrique dans la couche considérée

$$\text{Équation 34: } N_{up,ly} = N_{up,zl} - N_{up,zu}$$

$N_{up,zl}$ = prélèvement potentiel d'azote par la plante depuis la surface du sol jusqu'à la limite inférieure de la couche considérée
 $N_{up,zu}$ = prélèvement potentiel d'azote par la plante depuis la surface du sol jusqu'à la limite supérieure de la couche considérée

$$\text{Équation 35: } N_{up,z} = \frac{N_{up}}{1 - \exp(-\beta_n)} \times \left[1 - \exp\left(-\beta_n \times \frac{z}{z_{root}}\right) \right]$$

$N_{up,z}$ = prélèvement potentiel d'azote par la plante depuis la surface du sol jusqu'à la profondeur z
 N_{up} = prélèvement potentiel total d'azote par la plante
 β_n = paramètre de distribution du prélèvement d'azote par la plante
 z_{root} = profondeur racinaire

$$\text{Équation 36: } N_{up} = \min(bio_{N,opt} - bio_N, 4 \times fr_{n,3} \times \Delta bio)$$

$bio_{N,opt}$ = quantité optimale d'azote stockée dans la plante pour le stade de croissance considérée
 bio_N = quantité réelle d'azote stockée dans la plante
 $fr_{n,3}$ = fraction normale d'azote dans la plante à maturité
 Δbio = accroissement potentiel de la biomasse pour un jour donné

Fixation d'azote par la plante

$$\text{Équation 37: } N_{\text{fix}} = N_{\text{demand}} \times f_{\text{gr}} \times \min(f_{\text{sw}}, f_{\text{no3}}, 1)$$

N_{fix} = quantité d'azote fixé par les légumineuses

N_{demand} = besoin en azote de la plante non-prélevé dans le sol

f_{gr} = facteur de stade de croissance

f_{sw} = facteur de contenu en eau du sol

f_{no3} = facteur de contenu en nitrate du sol

Lessivage de l'azote

$$\text{Équation 38: } NO3_{\text{perc,ly}} = \text{conc}_{NO3,\text{mobile}} \times w_{\text{perc,ly}}$$

$NO3_{\text{perc,ly}}$ = quantité d'azote nitrique percolé vers la couche sous-jacente

$\text{conc}_{NO3,\text{mobile}}$ = concentration en azote nitrique dans l'eau de percolation

$w_{\text{perc,ly}}$ = quantité d'eau qui percole vers la couche sous-jacente

$$\text{Équation 39: } \text{conc}_{NO3,\text{mobile}} = \frac{NO3_{\text{ly}} \times \left(1 - \exp \left[\frac{-w_{\text{perc,ly}}}{(1 - \theta_e) \times SAT_{\text{ly}}} \right] \right)}{w_{\text{perc,ly}}}$$

$NO3_{\text{ly}}$ = quantité d'azote nitrique dans la couche considérée

θ_e = fraction de la porosité de laquelle les anions sont exclus

SAT_{ly} = teneur en eau à saturation de la couche considérée

6.2 Annexe 2. Paramètres « sol » utilisés dans SWAT

<u>Aba(b)1</u>	Couche 1	Couche 2	Couche 3	Couche 4	Couche 5
Profondeur de la couche (mm)	300	600	1100	1600	2100
Densité apparente (g/cm³)	1,31	1,37	1,40	1,40	1,40
Teneur en eau au point de flétrissement (mm/mm)	0,073	0,148	0,146	0,112	0,106
Teneur en eau à la capacité au champ (mm/mm)	0,265	0,296	0,290	0,271	0,268
Eau utile (mm/mm)	0,19	0,15	0,14	0,16	0,16

Conductivité saturée (mm/h)	2,18	0,59	0,43	0,56	0,57
Teneur en C organique (%)	0,8	0,3	0,1	0,1	0,1
Teneur en argile (%)	14	27	26	20	19
Teneur en limon (%)	74	70	72	75	78
Teneur en sable (%)	12	3	2	5	3
Teneur en éléments grossiers (%)	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Albédo	0,1	0	0	0	0
Facteur d'érodibilité	0,55	0	0	0	0

<u>Aba(b)0</u>	Couche 1	Couche 2	Couche 3	Couche 4	Couche 5	Couche 6
Profondeur de la couche (mm)	300	500	800	1100	1600	1900
Densité apparente (g/cm³)	1,27	1,37	1,40	1,40	1,41	1,41
Teneur en eau au point de flétrissement (mm/mm)	0,086	0,082	0,123	0,129	0,124	0,113
Teneur en eau à la capacité au champ (mm/mm)	0,279	0,260	0,277	0,281	0,276	0,270
Eau utile (mm/mm)	0,19	0,18	0,15	0,15	0,15	0,16
Conductivité saturée (mm/h)	2,73	1,02	0,5	0,48	0,45	1,46
Teneur en C organique (%)	1,2	0,3	0,1	0,1	0,05	0,05
Teneur en argile (%)	17	15	21	23	21	20
Teneur en limon (%)	73	78	76	75	76	75
Teneur en sable (%)	10	7	3	2	3	5
Teneur en éléments grossiers (%)	0,01	0,01	0,01	0,01	0,001	0,01
Albédo	0,1	0	0	0	0	0
Facteur d'érodibilité	0,48	0	0	0	0	0

<u>Abp(c)</u>	Couche 1	Couche 2	Couche 3	Couche 4	Couche 5	Couche 6
Profondeur de la couche (mm)	300	600	900	1200	1500	1700
Densité apparente (g/cm³)	1,30	1,37	1,38	1,40	1,40	1,40
Teneur en eau au point de flétrissement (mm/mm)	0,078	0,148	0,149	0,140	0,106	0,095
Teneur en eau à la capacité au champ (mm/mm)	0,269	0,296	0,295	0,287	0,268	0,262
Eau utile (mm/mm)	0,19	0,15	0,15	0,15	0,16	0,17
Conductivité saturée (mm/h)	2,32	0,59	0,53	0,45	0,58	2,22

(mm/h)						
Teneur en C organique (%)	0,9	0,3	0,2	0,1	0,1	0,1
Teneur en argile (%)	15	27	27	25	19	17
Teneur en limon (%)	71	70	70	73	77	78
Teneur en sable (%)	14	3	3	2	4	5
Teneur en éléments grossiers (%)	0,01	0,01	0,01	0,01	0,001	0,01
Albédo	0,1	0	0	0	0	0
Facteur d'érodibilité	0,52	0	0	0	0	0

<u>Abb</u>	Couche 1	Couche 2	Couche 3	Couche 4	Couche 5	Couche 6
Profondeur de la couche (mm)	200	700	1200	1500	1800	2300
Densité apparente (g/cm ³)	1,29	1,40	1,40	1,40	1,40	1,40
Teneur en eau au point de flétrissement (mm/mm)	0,098	0,129	0,112	0,101	0,112	0,146
Teneur en eau à la capacité au champ (mm/mm)	0,282	0,281	0,271	0,265	0,271	0,290
Eau utile (mm/mm)	0,18	0,15	0,16	0,16	0,16	0,14
Conductivité saturée (mm/h)	1,95	0,48	0,56	0,61	0,55	0,99
Teneur en C organique (%)	1,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Teneur en argile (%)	19	22	20	18	20	26
Teneur en limon (%)	73	75	76	78	77	65
Teneur en sable (%)	8	3	4	4	3	9
Teneur en éléments grossiers (%)	0,01	0,01	0,01	0,01	0,001	0,01
Albédo	0,1	0	0	0	0	0
Facteur d'érodibilité	0,48	0	0	0	0	0

<u>Abp</u>	Couche 1	Couche 2	Couche 3	Couche 4	Couche 5
Profondeur de la couche (mm)	500	800	1300	1800	2100
Densité apparente (g/cm ³)	1,29	1,36	1,37	1,38	1,40
Teneur en eau au point de flétrissement (mm/mm)	0,077	0,076	0,071	0,088	0,056
Teneur en eau à la capacité au champ (mm/mm)	0,270	0,258	0,253	0,261	0,240

Eau utile (mm/mm)	0,19	0,18	0,18	0,17	0,18
Conductivité saturée (mm/h)	2,53	1,25	1,18	0,89	1,08
Teneur en C organique (%)	1,0	0,4	0,3	0,2	0,1
Teneur en argile (%)	15	14	13	16	10
Teneur en limon (%)	73	76	79	74	84
Teneur en sable (%)	12	10	8	10	6
Teneur en éléments grossiers (%)	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Albédo	0,1	0	0	0	0
Facteur d'érodibilité	0,52	0	0	0	0

(s)Lba	Couche 1	Couche 2	Couche 3	Couche 4
Profondeur de la couche (mm)	300	500	800	1300
Densité apparente (g/cm ³)	1,24	1,28	1,29	1,30
Teneur en eau au point de flétrissement (mm/mm)	0,040	0,036	0,036	0,062
Teneur en eau à la capacité au champ (mm/mm)	0,197	0,190	0,189	0,192
Eau utile (mm/mm)	0,16	0,15	0,15	0,13
Conductivité saturée (mm/h)	12,67	11,2	14,29	3,29
Teneur en C organique (%)	0,6	0,2	0,1	0,05
Teneur en argile (%)	8	7	7	12
Teneur en limon (%)	45	37	24	3
Teneur en sable (%)	47	56	69	85
Teneur en éléments grossiers (%)	0,01	0,01	0,01	0,01
Albédo	0,1	0	0	0
Facteur d'érodibilité	0,49	0	0	0

Aba(1)	Couche 1	Couche 2	Couche 3	Couche 4	Couche 5
Profondeur de la couche (mm)	300	400	700	1000	1300
Densité apparente (g/cm ³)	1,23	1,29	1,37	1,38	1,40
Teneur en eau au point de flétrissement (mm/mm)	0,074	0,083	0,132	0,127	0,118
Teneur en eau à la capacité au champ (mm/mm)	0,278	0,273	0,287	0,283	0,274
Eau utile (mm/mm)	0,20	0,19	0,16	0,16	0,16

Conductivité saturée (mm/h)	4,86	2,38	0,68	0,63	0,52
Teneur en C organique (%)	1,5	1,0	0,3	0,2	0,1
Teneur en argile (%)	15	16	24	23	21
Teneur en limon (%)	72	72	68	70	76
Teneur en sable (%)	13	12	8	7	3
Teneur en éléments grossiers (%)	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Albédo	0,1	0	0	0	0
Facteur d'érodibilité	0,47	0	0	0	0

<u>Lbp</u>	Couche 1	Couche 2	Couche 3	Couche 4	Couche 5
Profondeur de la couche (mm)	500	700	1000	1500	1800
Densité apparente (g/cm³)	1,21	1,25	1,27	1,27	1,27
Teneur en eau au point de flétrissement (mm/mm)	0,068	0,080	0,086	0,071	0,071
Teneur en eau à la capacité au champ (mm/mm)	0,220	0,224	0,226	0,215	0,215
Eau utile (mm/mm)	0,15	0,14	0,14	0,14	0,14
Conductivité saturée (mm/h)	8,18	4,12	2,96	3,75	3,53
Teneur en C organique (%)	0,9	0,5	0,3	0,3	0,3
Teneur en argile (%)	14	16	17	14	14
Teneur en limon (%)	54	62	66	64	69
Teneur en sable (%)	32	22	17	22	17
Teneur en éléments grossiers (%)	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Albédo	0,1	0	0	0	0
Facteur d'érodibilité	0,44	0	0	0	0

<u>(s)Lbx</u>	Couche 1	Couche 2	Couche 3	Couche 4
Profondeur de la couche (mm)	300	600	900	1400
Densité apparente (g/cm³)	1,21	1,27	1,30	1,27
Teneur en eau au point de flétrissement (mm/mm)	0,034	0,025	0,021	0,072
Teneur en eau à la capacité au champ (mm/mm)	0,197	0,184	0,177	0,200
Eau utile (mm/mm)	0,16	0,16	0,16	0,13

Conductivité saturée (mm/h)	26,61	22,54	34,59	14,86
Teneur en C organique (%)	0,9	0,3	0,05	0,1
Teneur en argile (%)	7	5	4	14
Teneur en limon (%)	31	28	15	9
Teneur en sable (%)	62	67	81	77
Teneur en éléments grossiers (%)	0,01	0,01	0,01	0,01
Albédo	0,1	0	0	0
Facteur d'érodibilité	0,43	0	0	0

(x)Aba	Couche 1	Couche 2	Couche 3	Couche 4	Couche 5
Profondeur de la couche (mm)	300	400	700	900	1100
Densité apparente (g/cm³)	1,30	1,37	1,38	1,40	1,40
Teneur en eau au point de flétrissement (mm/mm)	0,068	0,121	0,127	0,123	0,196
Teneur en eau à la capacité au champ (mm/mm)	0,263	0,281	0,283	0,277	0,284
Eau utile (mm/mm)	0,2	0,16	0,16	0,15	0,09
Conductivité saturée (mm/h)	2,6	0,73	0,64	0,69	0,69
Teneur en C organique (%)	0,9	0,3	0,2	0,1	0,1
Teneur en argile (%)	13	22	23	22	35
Teneur en limon (%)	75	70	69	67	27
Teneur en sable (%)	12	8	8	11	38
Teneur en éléments grossiers (%)	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Albédo	0,1	0	0	0	0
Facteur d'érodibilité	0,56	0	0	0	0

Acp	Couche 1	Couche 2	Couche 3	Couche 4
Profondeur de la couche (mm)	200	500	1000	1500
Densité apparente (g/cm³)	1,21	1,38	1,40	1,40
Teneur en eau au point de flétrissement (mm/mm)	0,024	0,055	0,039	0,034
Teneur en eau à la capacité au champ (mm/mm)	0,254	0,243	0,231	0,227
Eau utile (mm/mm)	0,23	0,19	0,19	0,19

Conductivité saturée (mm/h)	17,57	1,40	1,61	1,91
Teneur en C organique (%)	1,7	0,2	0,1	0,1
Teneur en argile (%)	5	10	7	6
Teneur en limon (%)	84	80	83	83
Teneur en sable (%)	11	10	10	11
Teneur en éléments grossiers (%)	0,01	0,01	0,01	0,01
Albédo	0,1	0	0	0
Facteur d'érodibilité	0,59	0	0	0

<u>Afp</u>	Couche 1	Couche 2	Couche 3	Couche 4	Couche 5
Profondeur de la couche (mm)	800	1300	1800	2100	2400
Densité apparente (g/cm³)	1,36	1,37	1,38	1,40	1,27
Teneur en eau au point de flétrissement (mm/mm)	0,076	0,071	0,088	0,056	0,076
Teneur en eau à la capacité au champ (mm/mm)	0,258	0,253	0,261	0,240	0,219
Eau utile (mm/mm)	0,18	0,18	0,17	0,18	0,14
Conductivité saturée (mm/h)	1,25	1,18	0,89	1,08	3,57
Teneur en C organique (%)	0,4	0,3	0,2	0,1	0,1
Teneur en argile (%)	14	13	16	10	15
Teneur en limon (%)	76	79	74	84	62
Teneur en sable (%)	10	8	10	6	23
Teneur en éléments grossiers (%)	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Albédo	0,1	0	0	0	0
Facteur d'érodibilité	0,59	0	0	0	0

<u>Adp</u>	Couche 1	Couche 2	Couche 3	Couche 4	Couche 5
Profondeur de la couche (mm)	300	600	900	1400	1700
Densité apparente (g/cm³)	1,27	1,31	1,33	1,38	1,4
Teneur en eau au point de flétrissement (mm/mm)	0,076	0,115	0,117	0,171	0,151
Teneur en eau à la capacité au champ (mm/mm)	0,219	0,240	0,239	0,307	0,293
Eau utile (mm/mm)	0,14	0,13	0,12	0,14	0,14

Conductivité saturée (mm/h)	3,57	1,60	1,30	0,50	0,50
Teneur en C organique (%)	1,2	0,8	0,6	0,2	0,1
Teneur en argile (%)	15	22	22	30	27
Teneur en limon (%)	62	58	61	63	64
Teneur en sable (%)	23	20	17	7	9
Teneur en éléments grossiers (%)	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Albédo	0,46	0	0	0	0
Facteur d'érodibilité	0,10	0	0	0	0

Agp	Couche 1	Couche 2	Couche 3	Couche 4	Couche 5
Profondeur de la couche (mm)	200	500	800	1300	1800
Densité apparente (g/cm³)	0,92	1,38	1,31	1,32	1,35
Teneur en eau au point de flétrissement (mm/mm)	0,118	0,105	0,183	0,148	0,059
Teneur en eau à la capacité au champ (mm/mm)	0,371	0,271	0,326	0,305	0,198
Eau utile (mm/mm)	0,25	0,17	0,14	0,16	0,14
Conductivité saturée (mm/h)	1,00	0,80	0,90	0,94	2,19
Teneur en C organique (%)	5,7	0,2	0,8	0,7	0,5
Teneur en argile (%)	21	19	35	28	11
Teneur en limon (%)	71	68	65	72	60
Teneur en sable (%)	8	13	0	0	29
Teneur en éléments grossiers (%)	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Albédo	0,1	0	0	0	0
Facteur d'érodibilité	0,10	0	0	0	0

6.3 Annexe 3. Coefficients d'exportation des principales cultures (COPREN)

CULTURE	Rendement Unité	Exportations N (kg/Qx ou T récolté)	
		Résidus enfouie	Résidus exporté
Avoine	Qx	1.9	2.5
Betteraves fourragères	T	1.5	1.9
Betteraves sucrières	T	1.9	1.9
Blé dur	Qx	1.9	2.5
Blé tendre d'hiver	Qx	1.9	2.5
Colza Hiver	Qx	3.5	7
Colza Printemps	Qx	3.5	7
Endive	T	2.5	2.5
Escourgeon	Qx	1.5	2.1
Féveroles hiver	Qx	3.8	4.9
Féveroles printemps	Qx	3.6	5.1
Haricots verts	T	3.4	
Lin fibre	T/MS		5.3
Lin Graines	Qx	3	
Lupin hiver	Qx	5.1	6.1
Lupin printemps	Qx	5.3	6.2
Luzerne	T/MS		
Maïs ens + RGA	T/MS		12.5
Maïs ensilage	T/MS		12.5
Maïs grain	Qx	1.5	2.2
Oignons	Qx	2	
Orge de printemps	Qx	1.5	2.1
Orge d'hiver	Qx	1.5	2.1
P. D. T. consommation	T	3.5	3.5
P.D.T. Fécule	T	3.5	3.5
Pois Protéagineux	Qx	3.7	5
Prairie fauchée	T/MS		15
Prairie pâturée	T/MS		25
Prairie pâturée-fauchée	T/MS		35
Seigle	Qx	1.4	2
Soja	Qx	6.1	7.1
Tournesol	Qx	1.9	3.7
Triticale	Qx	1.9	2.5

6.4 Annexe 4. Bilan d'azote à l'échelle des bassins versants d'Arquennes

Bilan d'azote (kg N)	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Déjections animales	3.624	2.449	3.533	3.386	4.061	3.439	1.952	2.074
Autres fertilisants organiques	0	0	374	0	60	0	0	0
Utilisation d'engrais minéraux	10.481	10.916	8.895	11.278	8.787	9.652	8.705	12.104
Dépôts atmosphériques	1.609	1.582	1.556	1.556	1.529	1.529	1.502	1.502
Fixation biologique	1.062	0	2.538	0	350	1.170	1.221	0
Apport d'azote par sèances et matériel végétal	92	87	88	88	92	92	92	92
Apport total d'azote	16.868	15.035	16.983	16.308	14.879	15.882	13.472	15.773
Retrait d'azote via la production végétale	12.710	10.493	12.991	13.293	13.675	13.187	12.539	14.040
Emissions atmosphériques d'ammoniac	384	448	477	605	673	597	418	554
Excédent d'azote dans les sols agricoles	3.774	4.094	3.515	2.411	531	2.098	516	1.179
Excédent d'azote dans les sols agricoles (kg N par ha)	49	53	46	31	7	27	7	15

6.5 Annexe 5. Bilan d'azote à l'échelle du district de Nivelles

Bilan d'azote (kg N)	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Déjections animales	4.867.000	5.093.000	4.795.000	4.570.000	4.596.000	4.444.000	4.385.000
Autres fertilisants organiques	197.000	197.000	202.000	207.000	207.000	203.000	202.000
Utilisation d'engrais minéraux	8.810.000	7.804.000	8.153.000	7.768.000	8.129.000	7.670.000	7.590.000
Dépôts atmosphériques	1.514.000	1.846.000	1.574.000	1.473.000	1.311.000	1.615.000	1.617.000
Fixation biologique	455.400	423.900	425.600	441.100	432.700	439.800	456.400
Apport d'azote par sèances et matériel végétal	121.100	114.200	115.400	115.900	120.100	120.300	120.600
Apport total d'azote	15.964.500	15.478.100	15.265.000	14.575.000	14.795.800	14.492.100	14.371.000
Retrait d'azote via la production végétale	10.004.000	8.958.000	9.758.000	9.434.000	10.080.000	9.955.000	9.036.000
Emissions atmosphériques d'ammoniac	1.817.000	1.852.000	1.810.000	1.765.000	1.752.000	1.741.000	1.744.000
Excédent d'azote dans les sols agricoles	4.143.500	4.668.100	3.697.000	3.376.000	2.963.800	2.796.100	3.591.000
Excédent d'azote dans les sols agricoles (kg N par ha)	63	72	57	52	45	43	55

6.6 Annexe 6. Bilan d'azote à l'échelle de la Région wallonne

Bilan d'azote (tonnes N)	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Déjections animales	98.638	102.111	98.278	94.712	94.432	93.680	92.549
Utilisation d'engrais minéraux	87.076	82.194	87.564	79.517	82.243	75.764	76.302
Autres fertilisants organiques	2.269	2.267	2.324	2.380	2.375	2.334	2.322
Dépôts atmosphériques	19.225	21.219	18.082	16.925	17.929	18.555	18.586
Fixation biologique	4.310	4.572	4.545	4.760	4.718	4.726	4.790
Apport d'azote par sèances et matériel végétal	899	852	860	863	900	896	902
Apport total d'azote	212.417	213.214	211.652	199.157	202.597	195.955	195.452
Retrait d'azote via la production végétale	120.346	115.989	122.219	111.307	119.316	132.429	111.255
Emissions atmosphériques d'ammoniac	20.879	21.278	20.793	20.285	20.130	20.010	20.041
Excédent d'azote dans les sols agricoles	71.191	75.946	68.640	67.565	63.151	43.517	64.156
Excédent d'azote dans les sols agricoles (kg N par ha)	94	101	91	89	83	58	85

6.7 Annexe 7. Bilan d'azote à l'échelle des bassins d'Arquennes et établi par SWAT

Bilan d'azote (kg N)	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Déjections animales	3.624	2.449	3.533	3.386	4.061	3.439	1.952	2.074
Importation, exportation et traitement du lisier	0	0	0	0	0	0	0	0
Utilisation d'engrais minéraux	0	0	374	0	60	0	0	0
Autres fertilisants organiques	10.481	10.916	8.895	11.278	8.787	9.652	8.705	12.104
Dépôts atmosphériques	754	858	896	563	604	591	613	660
Fixation biologique	597	0	1.769	0	120	320	688	0
Apport d'azote par sèances et matériel végétal	0	0	0	0	0	0	0	0
Apport total d'azote	15.455	14.223	15.466	15.227	13.633	14.002	11.958	14.838
Retrait d'azote via la production végétale	14.786	13.274	11.603	12.574	10.935	13.779	12.231	14.385
Emissions atmosphériques d'ammoniac	38	38	38	38	38	38	38	38
Excédent d'azote dans les sols agricoles	631	911	3.825	2.615	2.660	186	-311	415
Excédent d'azote dans les sols agricoles (kg N par ha)	8	12	50	34	35	2	-4	5

