



F18

PROFIL DE Baignade – L'AMBLÈVE À COO



Juin 2011

PROTECTIS S.A.

Agents traitants : Claude FAUVILLE et Benoît HECQ

En collaboration avec le Service public de Wallonie

Direction générale Opérationnelle de l'Agriculture, des Ressources naturelles et de l'Environnement

Table des matières

Table des matières	2
1 Localisation et données administratives.....	4
1.1 Localisation générale	4
1.2 Données administratives.....	6
1.3 Données techniques	7
2 Description de la zone de baignade et de la plage	8
2.1 Zone de baignade.....	8
2.2 Plage	11
3 Etat de la masse d'eau.....	13
4 Utilisation des données historiques.....	18
4.1 Introduction	18
4.2 Paramètres bactériologiques	19
4.3 Présentation des données	20
4.3.1 Historique de conformité des zones de baignade et tendance générale	20
4.3.2 Données relatives à la saison balnéaire 2010.....	22
4.3.3 Evolution quantitative annuelle des paramètres bactériologiques.....	22
4.4 Analyse des contaminations	25
4.5 Températures estivales	27
5 Caractéristiques hydrologiques de la zone de baignade.....	28
5.1 Réseau hydrographique	28
5.2 Pluviométrie.....	29
5.2.1 Localisation du pluviomètre et régime des précipitations.....	29
5.2.2 Influences éventuelles des pluies sur la qualité bactériologique.....	30
5.3 Débits.....	35
5.3.1 Localisation des limnimètres et caractérisation des débits	35
5.3.2 Influence éventuelle des débits sur la qualité bactériologique.....	35
6 Zone amont de la zone de baignade.....	37
6.1 Présentation	37
6.2 Occupation du sol	38
6.3 Assainissement collectif	40
Contrôle des rejets de STEP.....	42
Déversoirs d'orage.....	50
6.4 Assainissement autonome.....	52
• Etudes de zone.....	52
Rejets	53

6.5	Agriculture.....	60
	<i>Cultures</i>	61
	<i>Elevage</i>	62
6.6	Tourisme.....	66
6.7	Industries	70
7	Profil longitudinal de la qualité bactériologique de la zone amont	71
8	Potentiel de prolifération des cyanobactéries, macro-algues et présence de déchets	79
8.1	Potentiel de prolifération des cyanobactéries, macro-algues.....	79
	8.1.1 <i>Potentiel de prolifération</i>	79
	8.1.2 <i>Macro-algues</i>	80
	8.1.3 <i>Apports en nutriments</i>	80
8.2	Déchets	82
9	Synthèse et hiérarchisation des pressions	83
9.1	Synthèse.....	83
9.2	Hiérarchisation.....	83
10	Conclusion	85
	Bibliographie.....	86
	Sources des données	88
	Sources cartographiques.....	89
	Annexes.....	90

1 Localisation et données administratives

1.1 Localisation générale

La zone de baignade F18 se situe dans le sous-bassin hydrographique de l'Amblève qui fait partie intégrante du District Hydrographique International de la Meuse (cf. figure n°1). Cette zone et sa zone amont¹ sont localisées à l'intérieur de trois masses d'eau : AM10R (Salm II), AM11R (le ruisseau de Bodeux) et AM14R (masse d'eau de la zone de baignade – Amblève III), cette dernière appartenant à la famille des rivières ardennaises à pente moyenne (typologie physique des rivières wallonnes).

Les états écologiques ainsi que les risques potentiels chimiques qui subsistent à l'horizon 2015 sont repris au point 2.3 (Etats de la masse d'eau).

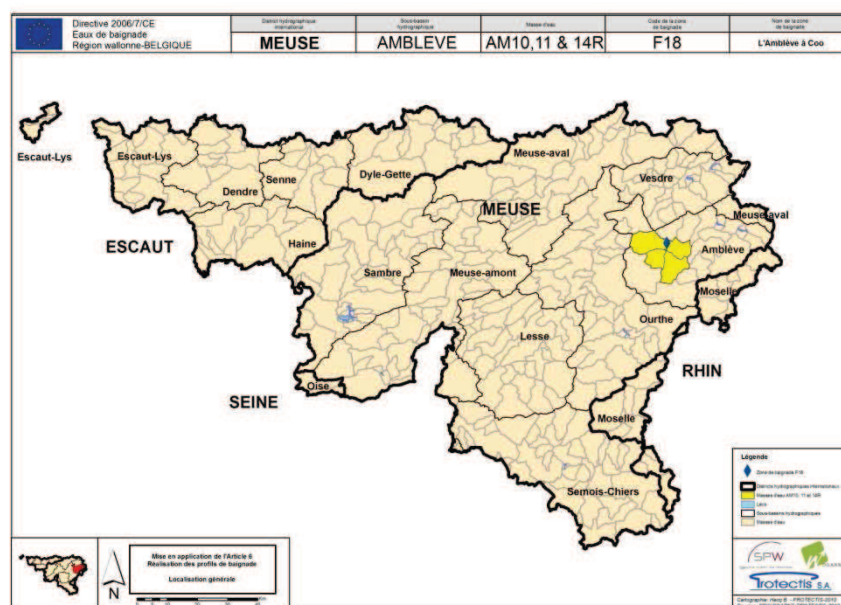


Figure 1: situation géographique générale de la zone de baignade F18 de l'Amblève à Coö.
Source des données : SPW

L'activité de baignade proprement dite se pratique sur l'Amblève à hauteur du village de Coö et ses coordonnées Lambert sont les suivantes :

X : 257275
Y : 121725

Une localisation plus précise de la zone (sur fond de plan IGN©) ainsi que de ses environs proches est présentée à la figure n°2.

¹ Partie du réseau hydrographique située à l'amont de la zone de baignade, définie par Arrêté royal.



Figure 2 : localisation précise de la zone de baignade F18 sur fond de plan IGN©. Source: SPW, DGARNE.

A titre informatif, la figure n°3 présente la localisation des principaux axes de communication qui sont présents à proximité de la zone de baignade F18.

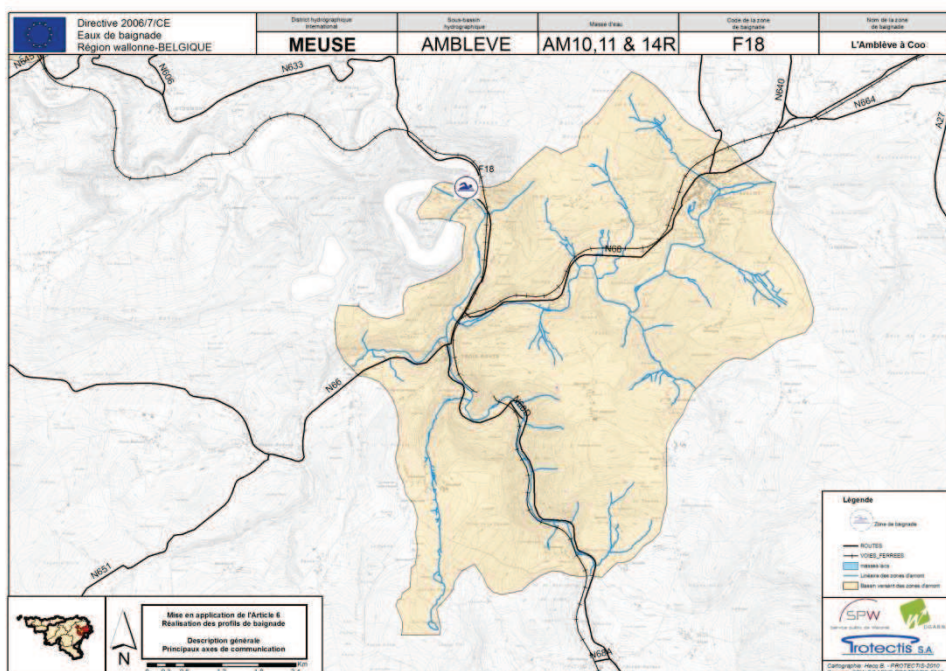


Figure 3 : localisation géographique des principaux axes de communication. Source des données : SPW

1.2 Données administratives

- **Gestionnaire de la zone de baignade**

Le gestionnaire de la zone de baignade F18 est la commune de Stavelot. Actuellement, la personne de contact à l'administration communale de Stavelot est Monsieur Yves GERRIENNE, dont les coordonnées sont données ci-dessous (tableau n°1).

Tableau 1 : coordonnées du gestionnaire de la zone de baignade I20

Adresse	Administration communale de Stavelot Place Saint Remacle 32 à 4970 STAVELOT
Téléphone	+32 (0) 80 28.24 33
Courriel	urbanisme@stavelot.be

- **Gestionnaire de la qualité de la zone de baignade**

La gestion de la qualité des eaux de baignade est assurée par la Direction Générale Agriculture, Ressources naturelles et Environnement (D.G.A.R.N.E.) et plus précisément la Direction des eaux de surface au sein du Département de l'Environnement et de l'Eau. Cette direction prend en compte les observations pertinentes des citoyens dans le cadre de la rédaction du rapport annuel sur les zones de baignade wallonnes ; rapport que le Gouvernement prend en considération dans l'élaboration de sa politique en matière de gestion de la qualité des eaux de baignade.

La personne de contact au sein de cette direction est Monsieur David SAMOY, dont les coordonnées sont présentées dans le tableau n°3.

Tableau 2 : coordonnées du gestionnaire de la qualité des eaux de baignade

Adresse	Direction Générale opérationnelle Agriculture, Ressources naturelles et Environnement Direction des eaux de surface Avenue Prince de Liège, 15 B-5100 NAMUR
Téléphone	+32 (0) 81 33 63 43
Courriel	david.Samoy@spw.wallonie.be

1.3 Données techniques

Les principaux éléments descriptifs et techniques de la zone de baignade F18 sont repris dans le tableau qui figure ci-dessous.

Tableau 3 : éléments descriptifs de la zone de baignade.

Code de la zone de baignade	F18
Nom de la zone de baignade	L'AMBLEVE A COO
Nom du District hydrographique International	MEUSE
Nom du sous-bassin	AMBLEVE
Code de la masse d'eau	AM 14R (+ AM10R & 11R)
Nom de la masse d'eau	AMBLEVE III (+SALM II & RUISSEAU DE BODEUX)
Code ORI de la rivière (de la zone de baignade)	535120
Code européen	524300020000000F18
Catégorie du cours d'eau	01

2 Description de la zone de baignade et de la plage

2.1 Zone de baignade

La zone de baignade de l'Amblève à Coo (F18 ; code européen : 524300020000000F18) a été désignée officiellement comme zone de baignade le 24 juillet 2003. Elle est située à la rue du Petit-Coo à 4970 Stavelot (altitude de 240 m) et ses caractéristiques principales sont les suivantes :

- Longueur de la plage : 50 mètres ;
- Largeur moyenne du cours d'eau : 20 mètres ;
- Profondeur minimale : 0,1 mètre ;
- Profondeur maximale : 1 mètre (mesure prise en période d'étiage).

La nature du fond est assez homogène et se caractérise par la présence d'une couverture de type « caillouteuse ». A proximité, les berges sont naturelles et caractérisées par une ripisylve clairsemée.

Un panneau, placé sur la zone depuis 2008, par la DGARNE, informe le baigneur de l'autorisation de baignade. La description et la caractérisation de la zone de baignade sont également reprises sur le panneau et ces informations sont déclinées en trois langues (cf. figure n°4). Une petite fenêtre servant à renseigner le public de la qualité bactériologique est également présente.



**Figure 4: photographie de la zone de baignade de l'Amblève à Coo – F18.
(Photographie prise le 22/06/2010).**

- **Limites de la zone et localisation du point de prélèvement**

La figure n°5 présente une vue aérienne des limites de la zone de baignade (limites observées de la zone de baignade) ainsi que de la localisation du point de prélèvement à l'extérieur de la zone. Au niveau européen, la localisation du point de surveillance² est représentative, soit de l'endroit où le plus grand nombre de baigneurs est attendu, soit de l'endroit où le risque de pollution est le plus attendu d'après les profils de baignade (article 3-3 de la Directive 2006/7/CE).

Sur le terrain, on observe que la localisation du point de prélèvement ne correspond pas à l'endroit où le plus grand nombre de baigneurs est attendu. En effet, le point de prélèvement se situe plusieurs dizaines de mètres à l'aval de la zone de baignade, au niveau du parking, là où d'autres personnes se baignent également mais où aucun aménagement n'est à disposition des baigneurs.

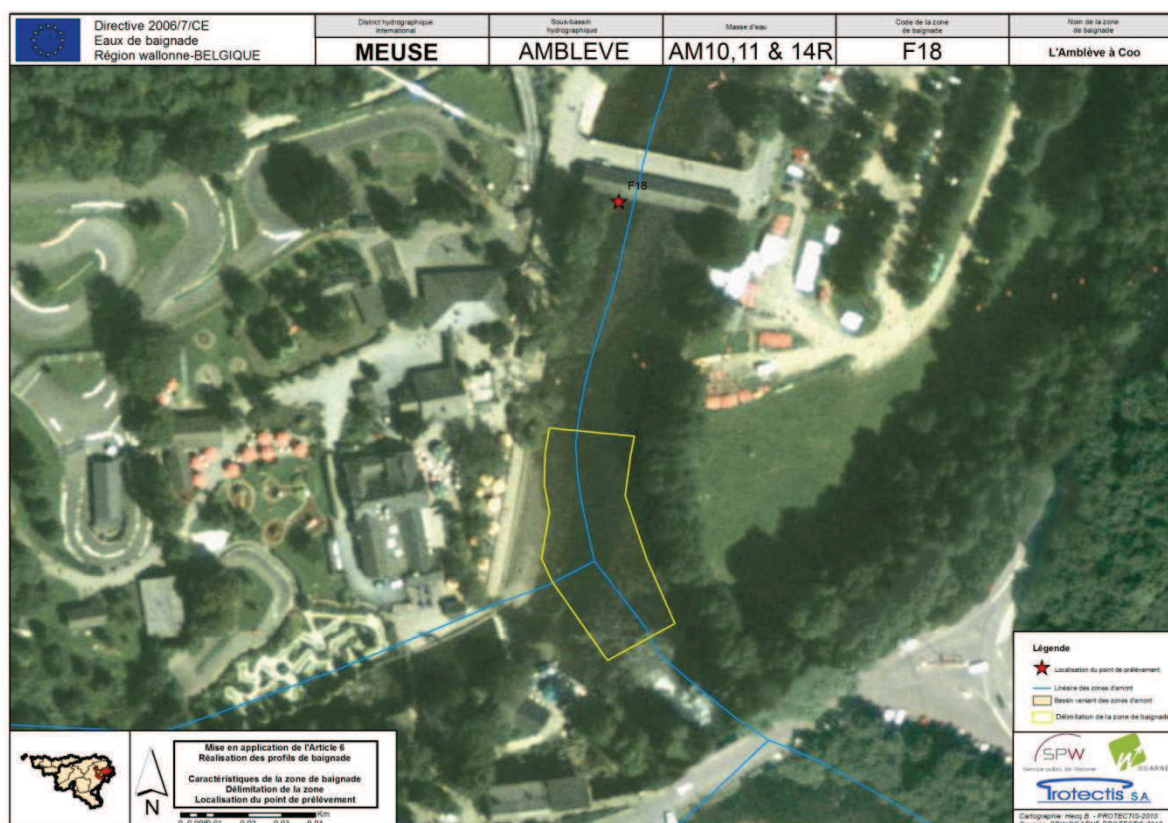


Figure 5 : délimitation de la zone de baignade et point de prélèvement des échantillons.
Source des données: SPW/DGARNE, 2010

² Ce point correspond à la localisation géographique du prélèvement qui fera l'objet des analyses bactériologiques recommandées par la Directive 2006/7/CE.

- **Commodités**

L'accès à la zone de baignade F18 est payant car celle-ci est située sur le domaine « Plopsa-Coo ». Par contre, on relève l'absence de douches, toilettes et vestiaires sur la zone ainsi que des infrastructures adaptées à l'accueil des personnes handicapées. Le tableau n°4 présente de manière exhaustive les infrastructures et les activités liées à la zone de baignade. La présence d'une petite plaine de jeux et de terrains de pétanque à proximité de la plage offre d'autres loisirs à côté de la baignade.

Tableau 4 : Infrastructures et activités liées à la zone de baignade

La zone de baignade de l'Amblève à Coo	
Accès gratuit ou payant	Payant
Nombre de poubelles	15
Nombre de toilettes	Inconnu
Nombre de douches	Inconnu
Nombre de vestiaires	Inconnu
Présence d'un maître nageur	Non
Aire de jeux	Domaine de « Plopsa-Coo »
Présence d'un panneau	Panneau du SPW
Présence d'une zone de restauration (tables, barbecue, ...)	Non
Petite restauration ou restaurant	Oui
Parking voiture	Oui
Parking vélo	Oui
Arrêt de bus à proximité	Non
Accès à la plage aux personnes handicapées	Non
Accès à l'eau aux personnes handicapées	Non
Nombre de toilettes pour handicapés	Inconnu
Accès aux animaux	Oui
Présence de sports nautiques	Non
Présence d'un centre sportif (ADEPS, club nautique, ...)	Non
Navigation	Non
Autres activités	Néant

- **Fréquentation de la zone de baignade**

Afin d'appréhender correctement la fréquentation des zones de baignade, soit des visites de terrain ont été menées les week-ends et la semaine par temps chaud et ensoleillé (conditions fortement corrélées à la présence de baigneurs potentiels), soit l'information a été donnée par le gestionnaire de la zone de baignade.

Pour la zone de baignade F18, les comptages réalisés en 2001 et 2010 ont permis de récolter les données qui figurent dans le tableau ci-dessous.

Tableau 5 : fréquentations de la zone de baignade observées au cours de trois inventaires distincts réalisés en 2001 et 2010.

Source : FUSAGx [2001] et Protectis [2010]

Zone de baignade F18	2001	2010
Nombre de baigneurs dans l'eau	57	6
Nombre de personnes sur la plage	26	21

Les méthodologies de comptages utilisées en 2001 et 2010³, peuvent induire une différence dans les résultats présentés. Cependant, vu le choix des périodes choisies dans les deux cas (après midi au cours d'un week-end chaud et ensoleillé), seuls certains évènements particuliers peuvent expliquer d'importantes différences (présence de mouvements de jeunesse ou groupes notamment).

En moyenne, on observe que la fréquentation de la zone de baignade tourne autour de la dizaine de baigneurs. Par rapport à 2001, le niveau de fréquentation est en nette diminution et peut s'expliquer pour les raisons suivantes :

- Très mauvaise qualité bactériologique de l'eau de baignade ;
- Absence d'infrastructures.

En effet, lorsque l'on compare les chiffres de fréquentation pour l'ensemble des zones de baignade wallonnes, on remarque que les zones qui présentent une fréquentation importante sont souvent celles qui disposent de commodités et d'une excellente qualité d'eau.

En dehors de la baignade, aucune autre activité, en lien avec le cours d'eau, n'est pratiquée sur la zone.

2.2 Plage

Le « *Guide d'élaboration des profils de vulnérabilité des eaux de baignade* » (Agence de l'Eau Seine-Normandie, 2009) définit la plage comme étant « *la bande de terrain bordant l'eau de baignade, lieu où les gens demeurent lorsqu'ils ne sont pas en train de se baigner* ».

La plage de la zone de baignade F18 se situe en rive gauche de l'Amblève, sur une distance de 100 mètres à compter à partir de 20 mètres en aval de la cascade de Coö. Sur cette rive, la berge présente une pente douce qui facilite l'accès des baigneurs à la zone de baignade proprement dite.

Du lit mineur de la rivière vers la partie supérieure de la berge, la plage présente deux compositions distinctes :

- Sédiments fins composés de graviers et sables fins à proximité immédiate de la rivière (1) ;
- Sable fin en limite extérieure (2) ;

La figure n°6 illustre la succession de ces deux types de sols et présente une vue globale de la plage.

³ En 2010, le comptage sur place a été réalisé en dénombrant toutes les demi-heures, le nombre de baigneurs et le nombre de personnes sur la plage. Ensuite une moyenne a été calculée.



**Figure 6: photographie de la plage de la zone de baignade de l'Amblève à Coo – F18
(Photographie prise le 22/06/2010).**

3 Etat de la masse d'eau

Comme énoncé précédemment, la zone de baignade et sa zone amont sont localisées à l'intérieur de trois masses d'eau : AM10R (la Salm II), AM11R (le Ruisseau de Bodeux) et AM14R (l'Amblève III).

Sur la base des données récoltées auprès du Service Public de Wallonie (SPW), les états écologiques ainsi que les risques potentiels chimiques qui subsistent à l'horizon 2015 sont repris au tableau n°6.

Tableau 6 : états écologiques et risques à l'horizon 2015 pour les masses d'eau comprises dans la zone d'amont de la zone de baignade F18
Source : SPW

Code de la masse d'eau	Nom de la masse d'eau	Etat Ecologique	Risque à l'horizon 2015
AM10R	LA SALM II	BON	AUCUN
AM11R	LE RUISSEAU DE BODEUX	MAUVAIS	RISQUE ECOLOGIQUE RISQUE CHIMIQUE POSSIBLE ➔ RISQUE GLOBAL
AM14R	L'AMBLEVE III	MAUVAIS	RISQUE CHIMIQUE POSSIBLE ➔ RISQUE GLOBAL

En Région wallonne, un réseau de surveillance de 440 stations assure le contrôle de la qualité physico-chimique des masses d'eau réparties dans les 15 sous-bassins hydrographiques wallons. Le nombre de paramètres contrôlé varie entre 20 et 100 parmi lesquels se distinguent plusieurs grandes familles : substances inorganiques, substances eutrophisantes, métaux et métalloïdes, etc.

La station physico-chimique de référence de la zone de baignade F18, est la station de Stavelot (station n°4390 située à plus de 9 kilomètres en amont de la zone de baignade) dont les coordonnées Lambert sont les suivantes (localisation à la figure n°7):

- X : 261 150 ;
- Y : 121 265.

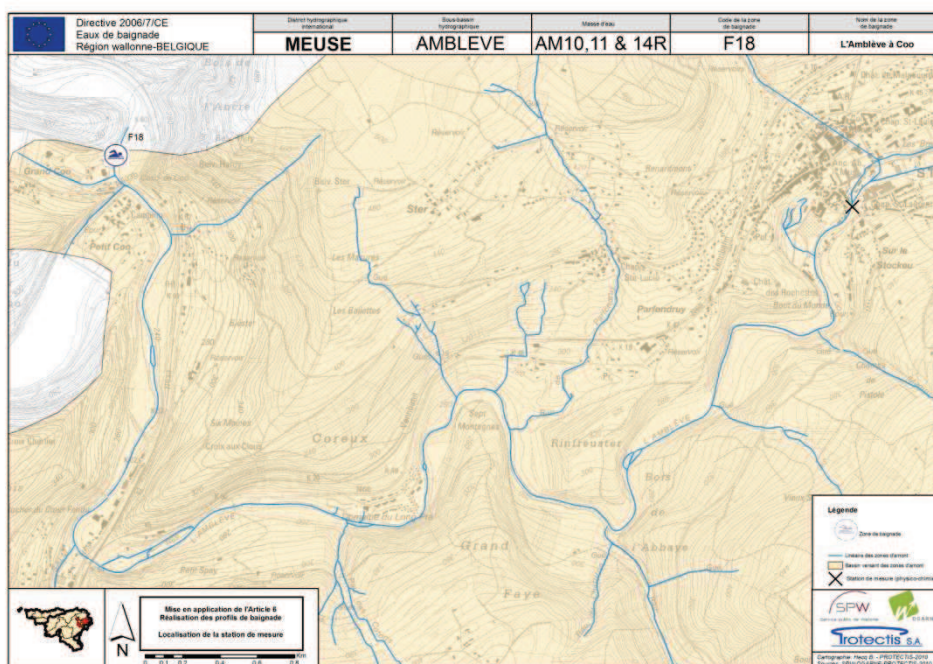


Figure 7 : localisation géographique de la station physico-chimique de référence de la zone de baignade F18. Source des données : SPW, 2009

Sur la base des données récoltées entre 2003 et 2008, l'évolution de certains paramètres intéressants est présentée ci-dessous.

Acidification

Depuis 2003, on observe que la masse d'eau AM14R a subi une légère acidification (cf. figure n°8), ce qui est contraire à la tendance générale observée au niveau wallon (augmentation des valeurs du pH).

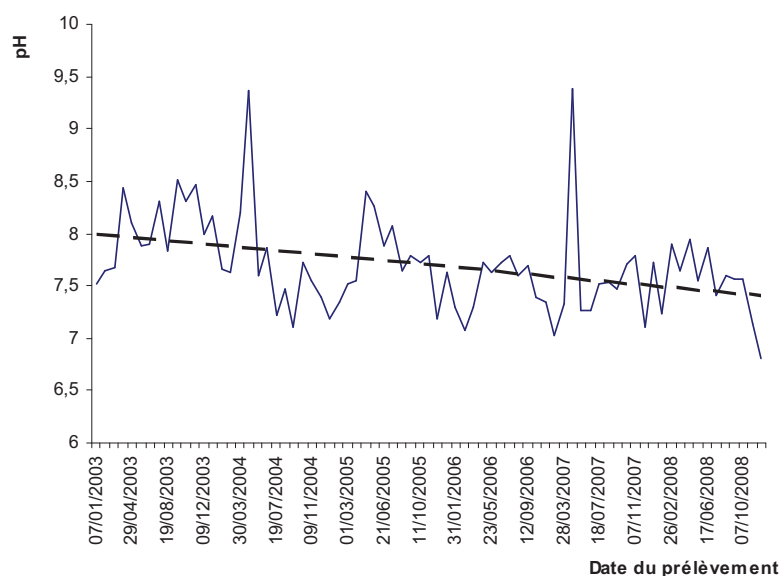


Figure 8: évolution du pH entre 2003 et 2008 pour la masse d'eau AM14R. Source des données : SPW/DGARNE, 2009

Nitrates

Parmi les autres paramètres contrôlés, on observe une stabilisation des concentrations en nitrates (cf. figure n°9) entre 2003 et 2008. Même si les sols contiennent naturellement des nitrates (en faible quantité), l'origine principale reste domestique et/ou agricole. Sur cette figure, on observe également quelques pics saisonniers (concentration importante en nitrates) qui interviennent tous à la sortie de l'hiver (mars en général). Ces pics sont fortement liés aux précipitations qui sont importantes à ce moment de l'année. Le lessivage « intense » des terres à cette période est à l'origine des ces pics saisonniers.

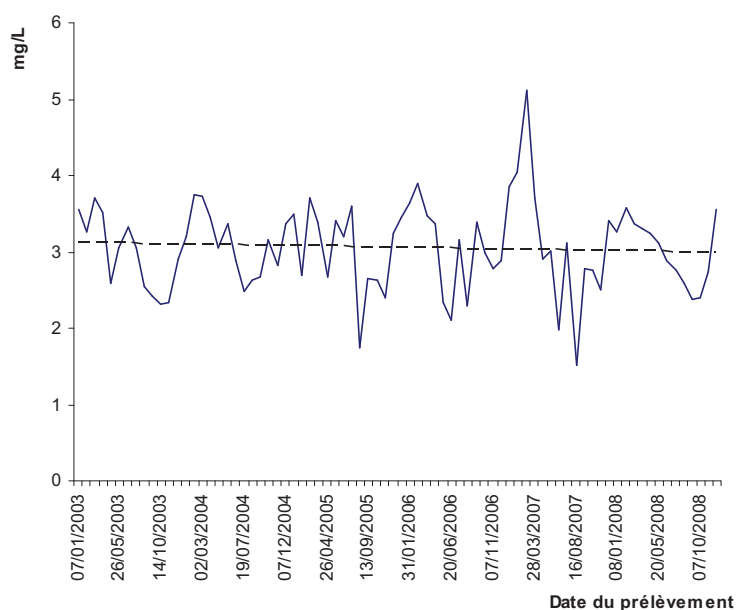


Figure 9 : évolution des concentrations en nitrates (NO_3^-) entre 2003 et 2008 pour la masse d'eau AM14R.

Source des données : SPW/DGARNE, 2009

Phosphore

La figure n°10 présente l'évolution des concentrations en phosphore relevées à Stavelot entre 2003 et 2008. Sur cette figure, on observe une légère augmentation des concentrations en phosphore, surtout depuis 2007.

Théoriquement les pics de concentration en phosphore sont observés à la fin de l'hiver et au début du printemps, en lien avec les phénomènes de ruissellement de forte intensité. Dans notre cas (en dehors des pics « extrêmes »), les pics de concentration sont surtout présents durant la période estivale, période au cours de laquelle la pression touristique est la plus forte.

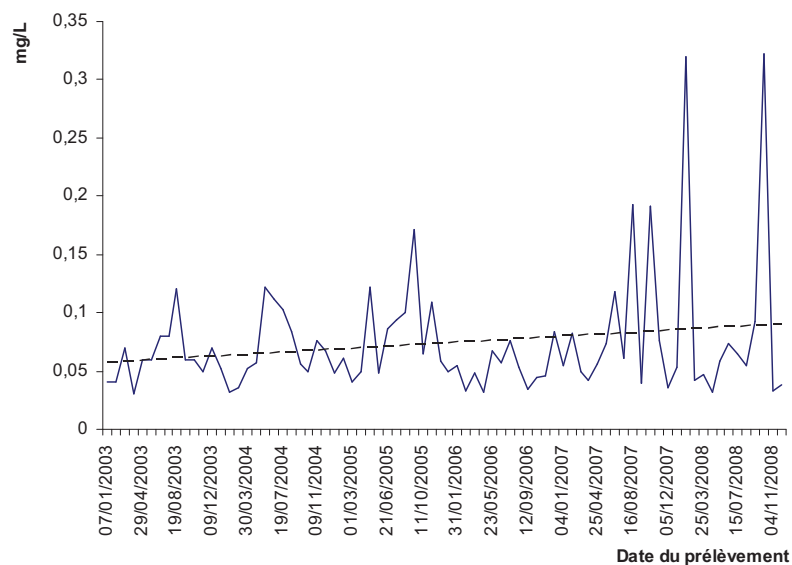


Figure 10 : évolution des concentrations en phosphore (P) entre 2003 et 2008 pour la masse d'eau AM14R. Source des données : SPW/DGARNE, 2009

Le phosphore est l'élément chimique limitant des milieux naturels d'eau douce, souvent responsable du déclenchement des processus d'eutrophisation qui interviennent régulièrement en période estivale.

Sulfates

En ce qui concerne l'évolution des sulfates, on observe que la masse d'eau suit la tendance générale observée au niveau wallon (légère diminution, cf. figure n°11).

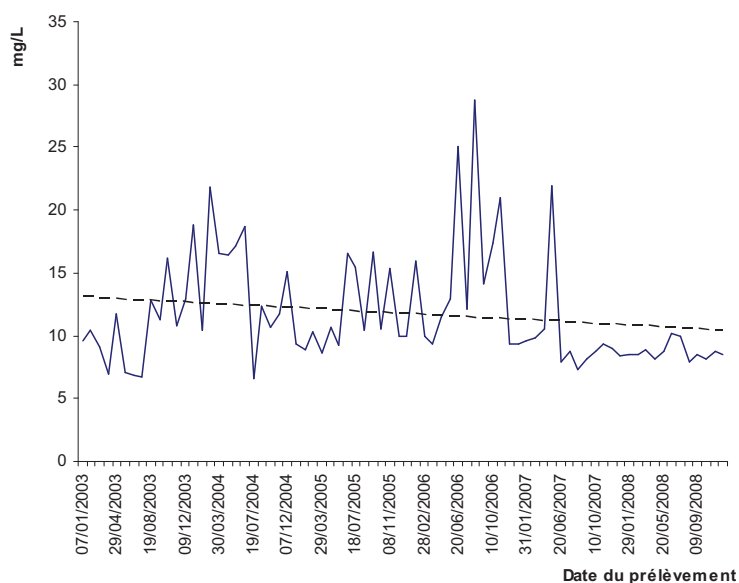


Figure 11: évolution des concentrations en sulfates (SO_4^{2-}) entre 2003 et 2008 pour la masse d'eau AM14R. Source des données : SPW/DGARNE, 2009

Températures

La figure n°12 présente l'évolution mensuelle de la température de l'eau en amont de la zone de Stavelot entre 2003 et 2008. Sur cette figure, on observe qu'en été (période de fréquentation maximale), la température moyenne de l'eau varie entre 15 et 19°C.

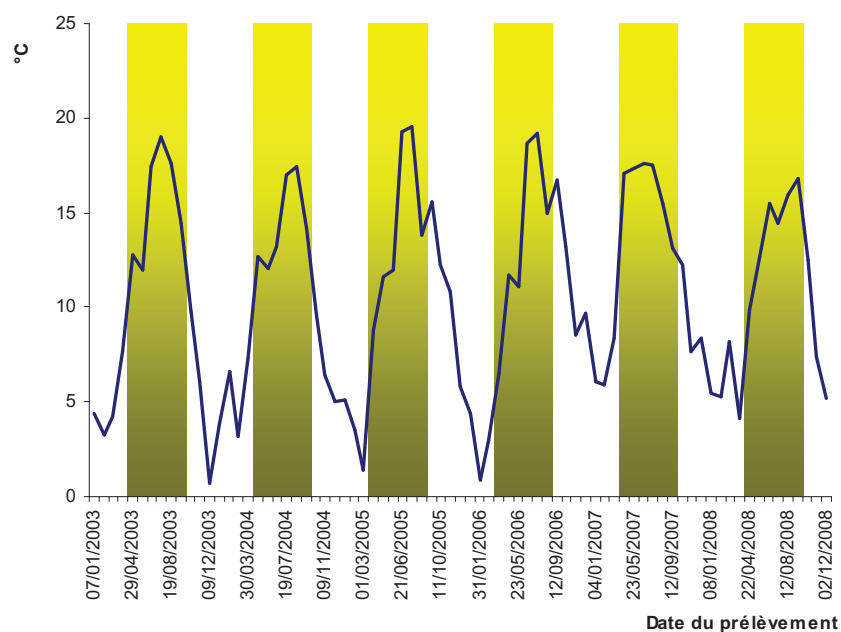


Figure 12: variations mensuelles des températures de l'eau pour la zone de baignade de l'Amblève à Stavelot entre 2003 et 2008. Les périodes jaunes correspondent à la période théorique de baignade. Source : SPW/DGARNE, 2009

4 Utilisation des données historiques

4.1 Introduction

L'analyse et l'interprétation des données bactériologiques historiques apportent des éléments explicatifs supplémentaires quant à l'évolution de la qualité des zones de baignade au fil du temps. Comparées à d'autres paramètres, ces données bactériologiques permettent d'identifier certains éléments spatiaux et/ou temporels expliquant toute amélioration ou dégradation de la qualité bactériologique de la zone de baignade (événements météorologiques, dysfonctionnement du réseau d'assainissement, fréquentation touristique, intensification des pratiques agricoles, etc.).

En général, l'analyse des données récoltées au cours des dix dernières années suffit à identifier les tendances évolutives de la zone de baignade même si l'utilisation de données plus anciennes permet d'observer l'impact des facteurs climatiques d'occurrence rare (AESN, 2009).

Cette partie descriptive répond aux exigences de la Directive 2006/7/CE qui recommande « *de décrire les caractéristiques physiques, géographiques et hydrologiques des eaux de baignade et des autres eaux de surface du bassin versant des eaux de baignade concernées, qui pourraient être sources de pollutions, pertinentes aux fins de l'objectifs de la Directive concernant la gestion de la qualité des eaux de baignade⁴ et tel que prévu par la Directive cadre sur l'eau⁵* » (point « a », article 1^{er} de l'Annexe III de la Directive 2006/7/CE). De même, en identifiant certaines causes de pollution qui pourraient affecter les eaux de baignade et la santé des baigneurs, l'utilisation des données historiques permet également de répondre positivement au point « b » de ce même article (identification et évaluation des sources de pollution).

Au niveau régional wallon, c'est l'administration⁶ qui s'occupe de centraliser, d'analyser et de diffuser les données bactériologiques qui sont récoltées chaque année, au cours de la saison balnéaire (prélèvements hebdomadaires), sur chaque zone de baignade officiellement désignée.

⁴ 2006/7/CE du 15 février 2006.

⁵ 2000/60/CE du 23 octobre 2000.

⁶ Service Public de Wallonie-Direction Générale opérationnelle Agriculture, Ressources naturelles et environnement – Département de l'Environnement et de l'Eau – Direction des Eaux de surface.

4.2 Paramètres bactériologiques

L'évaluation de la qualité bactériologique des eaux de surface (analyse microbiologique), s'appuie sur la présence de bactéries indicatrices qui révèlent l'existence d'une contamination fécale de l'eau analysée. L'abondance des bactéries constituant une indication fiable du niveau de risque de présence de micro-organismes pathogènes (Garcia-Armisen, ULB, 2006).

Utilisés depuis plusieurs dizaines d'années en tant qu'indicateurs de contamination fécale, les coliformes fécaux ainsi que les coliformes totaux sont peu à peu abandonnés pour être remplacés par *E. coli* et les entérocoques intestinaux, qui sont des indicateurs de contamination fécale bien plus spécifiques.

En cas de contamination fécale récente, on constate généralement une concentration en coliformes totaux 5 fois plus élevée que *E. coli* dont la concentration reste tout de même 2 à 3 fois plus élevée que celle des entérocoques intestinaux dans les mêmes conditions. De plus, la résistance légèrement plus importante des entérocoques intestinaux, par rapport aux *E. coli*, permet d'identifier des contaminations fécales plus anciennes.

Au niveau taxonomique, les coliformes fécaux sont majoritairement constitués des *E. coli* mais comprennent aussi des *Klebsiella*, des *Enterobacter* et des *Citrobacter* (Garcia-Armisen, ULB, 2006).

Une étude de corrélation basée sur un total de plus de 1500 prélèvements réalisés en Région wallonne (principalement entre 2006 et 2008) permet d'illustrer cette observation. Le pourcentage de corrélation entre les 4 paramètres bactériologiques mesurés lors de ces 1500 prélèvements a également été calculé. Les résultats sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 7 : coefficients de corrélation entre les différents paramètres bactériologiques relevés dans les cours d'eau et plans d'eau wallons entre 2006 et 2008.
Source des données: SPW/DGARNE, 2010

	<i>Coliformes fécaux</i>	<i>Coliformes totaux</i>	<i>E. coli</i>	<i>Entérocoques intestinaux</i>
<i>Coliformes fécaux</i>	1	0,7047	0,8944	0,4906
<i>Coliformes totaux</i>	0,7047	1	0,6767	0,365
<i>E. coli</i>	0,8944	0,6767	1	0,4913
<i>Entérocoques intestinaux</i>	0,4906	0,365	0,4913	1

A titre d'exemple, la figure n°13 montre la forte corrélation (89,4%) qui existe entre *E. coli* et les *Coliformes fécaux*.

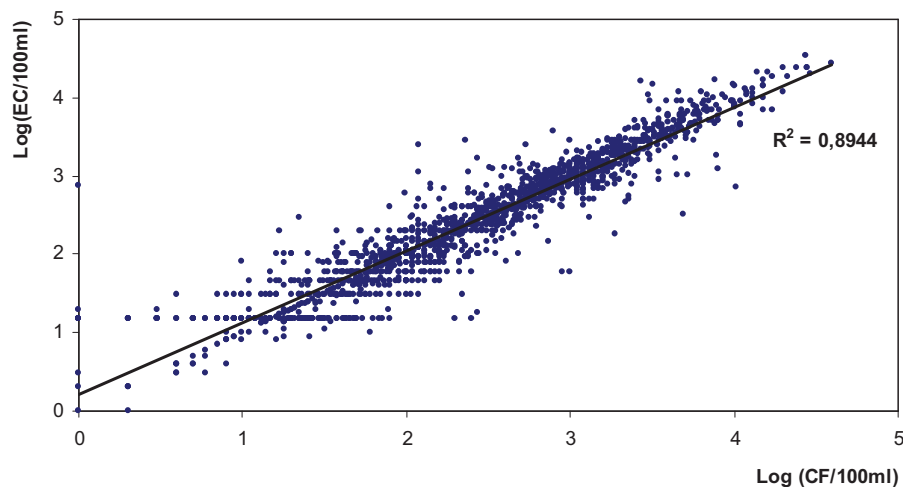


Figure 13: corrélation entre le nombre de coliformes fécaux (logarithme du nombre de CFU/100ml) et le nombre d'*E. coli* (logarithme du nombre de CFU/100ml) dans les rivières et plans d'eau wallons entre 2006 et 2008.

Source des données: SPW/DGARNE, 2010

Historiquement, le rapport entre les coliformes fécaux et les entérocoques intestinaux était utilisé pour déterminer l'origine animale ou humaine d'une pollution fécale. Actuellement, ce rapport n'est plus utilisé car plusieurs études ont démontré son manque de spécificité dans diverses situations. A terme, le développement et l'utilisation d'une méthodologie analytique spécifique qui détermine avec certitude l'origine des bactéries permettra d'affiner l'identification des sources de contamination de la zone de baignade (Pourcher, 2009).

4.3 Présentation des données

4.3.1 Historique de conformité des zones de baignade et tendance générale

Une zone de baignade est déclarée non-conforme lorsque certains de ses paramètres bactériologiques dépassent des valeurs seuils définies au niveau européen (tableaux n° 8 et 9). La nouvelle Directive (2006/7/CE) se base uniquement sur les entérocoques intestinaux et les *E. coli* dont les valeurs seuils reposent sur une étude épidémiologique de l'Organisation Mondiale de la Santé (tableau n°9).

Tableau 8 : valeurs seuils pour les paramètres bactériologiques concernés par l'ancienne Directive (76/160/CE).

PARAMETRES	NORME GUIDE (CFU/100ml)	NORME IMPERATIVE (CFU/100ml)
<i>Coliformes totaux</i>	500	10000
<i>Coliformes fécaux</i>	100	2000
<i>Streptocoques fécaux</i>	100	-

La norme guide correspond à la valeur seuil du niveau de bonne qualité des eaux de baignade. Quant à la norme impérative, elle correspond à la limite à ne pas dépasser pour éviter le classement d'une eau de baignade dans la catégorie « non-conforme ».

Tableau 9 : valeurs seuils pour les paramètres bactériologiques concernés par la nouvelle Directive (2006/7/CE, annexe II) (* : évaluation au 95^e percentile ; ** : évaluation au 90^e percentile).

PARAMETRES	EXCELLENTE QUALITE (CFU/100ml)	BONNE QUALITE (CFU/100ml)	QUALITE SUFFISANTE (CFU/100ml)
<i>Entérocoques intestinaux</i> (=SF)	200	400*	330**
<i>Escherichia coli</i>	500	1 000*	900**

Suite à la mise en application de la nouvelle Directive, une zone est désormais non-conforme (qualité « insuffisante ») si, sur la base de l'ensemble des résultats des paramètres bactériologiques, les valeurs du percentile 90 dépassent les valeurs seuils déterminées pour le niveau de qualité « suffisant » (cf. annexe II de la Directive 2006/7/CE). De plus, selon l'article 4 de la Directive 2006/7/CE, les évaluations de la qualité des eaux de baignade seront en général, déterminées sur la base de l'ensemble des données relatives à la qualité des eaux récoltées sur la période de baignade et sur celles des trois saisons précédentes.

Le tableau n°10 présente l'évolution de la conformité de la zone de baignade F18 de 1990 à 2009 sur la base des paramètres de la Directive 76/160/CE⁷. Au cours de ces 20 années, on remarque que la zone de baignade n'a **jamais** été déclarée conforme. Cette zone est donc sujette à de gros problèmes de contamination permanents et récurrents qui doivent être identifiés dans le cadre de la réalisation des profils de baignade et des inventaires de terrain. A l'échelle wallonne, c'est l'une des zones qui, actuellement, pose le plus de problèmes.

Tableau 10: historique de conformité des zones de baignade wallonnes.
(Rouge = non conforme - vert = zone respectant les normes impératives - bleu = zone respectant les normes guides).

Source : SPW/DGARNE, 2009

Stations	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	2000	01	02	03	04	05	06	07	08	09	NOM DES STATIONS
F18																					L'AMBLEVE A COO

⁷ En effet, en Région wallonne, la nouvelle Directive sur les eaux de baignade est entrée en application courant 2010.

4.3.2 Données relatives à la saison balnéaire 2010

Le tableau n°11 présente le résultat des échantillons relevés sur la zone de baignade F18, au cours de la saison balnéaire 2010.

Tableau 11 : résultats bactériologiques des échantillons prélevés en 2010 sur la zone de baignade F18.
Source : SPW/DGARNE, 2010

Date du prélèvement	Entérocoques intestinaux (CFU)	E. coli (CFU)
08/06/2010	442	3806
15/06/2010	350	4277
22/06/2010	442	6581
29/06/2010	485	7101
06/07/2010	442	6581
13/07/2010	1544	2469
20/07/2010	1315	5035
27/07/2010	809	4753
03/08/2010	534	5598
10/08/2010	485	4753
17/08/2010	2172	15198
24/08/2010	2708	15198
31/08/2010	627	4753
07/09/2010	3020	127081
14/09/2010	554	3093

En 2010, tous les prélèvements ont présenté des concentrations en *E. coli* supérieures à la limite imposée de 1000 CFU/100 ml. En ce qui concerne les entérocoques, seul un prélèvement a quant à lui présenté une concentration inférieure à 400 CFU/100ml, qui correspond à la limite autorisée.

Globalement, vu l'exécrable qualité bactériologique des eaux de la zone F18, la zone a été interdite à la baignade tout au long de l'année 2010.

4.3.3 Evolution quantitative annuelle des paramètres bactériologiques

Sur la base de l'analyse des résultats des prélèvements relevés depuis 1990 dans la zone F18, l'évolution quantitative de deux paramètres bactériologiques a pu être réalisée (les *E. coli* et les entérocoques intestinaux). Les figures n°14 et 15 présentent respectivement l'historique de l'évolution des concentrations en *E. coli* et entérocoques intestinaux. En ce qui concerne les *E. coli*, l'historique des données disponibles ne permet pas de déterminer une tendance nette même si cette dernière augmente légèrement au cours des dernières années (2006 à 2009). La présence des trois *minima* à la figure n°14 est liée à la concentration exceptionnellement faible en *E. coli* présente dans trois échantillons.

Par contre, en ce qui concerne l'évolution des entérocoques intestinaux à la figure n°15, on observe une tendance baissière. De même, on peut observer que les extrêmes (*maxima*) diminuent, ce qui pourrait s'expliquer par la mise en place d'infrastructures qui atténuent la présence de concentrations élevées en entérocoques intestinaux dans les prélèvements.

En effet, la réalisation de plusieurs travaux d'assainissement et de collecte des eaux usées, (depuis le début des années 2000), permet d'expliquer la nette diminution des concentrations en entérocoques relevées dans les échantillons prélevés sur la zone de baignade F18.

Les différents travaux réalisés ainsi que la nature de ces derniers sont présentés au tableau n°12.

Tableau 12 : chantiers réalisés depuis 2000 en vue d'améliorer la qualité de la zone de baignade F18
(PI = programme d'investissement et PT = programme triennal).
Source : SPGE, 2010

OAA	Code de la STEP	Type Chantier	Chantier	Etat Chantier	Programme
AIDE	63073/11	égout	Egouttage du bras mort aval de l'Amblève	Existant	hors PT
AIDE	63073/11	collecte	Collecteurs de Coo	Existant	PI 00-04
AIDE	63073/11	step	Station d'épuration - Raccordements électrique, de distribution d'eau et téléphonique	Existant	PI 00-04
AIDE	63073/08	step	Mise en place d'un système de désinfection et système anti-retour	Existant	PI 00-04
AIDE	63073/08	step	Construction de la station d'épuration de Stavelot	Existant	PI 00-04
AIDE	63073/08	égout	2001/01 - AVENUE CONSTANT GRANDPREZ;	Existant	PT 01-03
AIDE	63073/08	égout	2002/01 - RUE NEUVE ET ALENTOURS;	Existant	PT 01-03
AIDE	63073/11	égout	2004/01 - EGOUTTAGE SEPARATIF A COO;	Existant	PT 04-06
AIDE	63073/02	égout	2006/02 - AVENUE JOSEPH LEJEUNE - partie haute	Existant	PT 04-06

Malgré la diminution des concentrations en entérocoques intestinaux observée à la figure n°15, les concentrations bactériologiques dépassent toujours les valeurs seuils qui permettraient à la zone de baignade F18 de devenir conforme.

Sur le graphique relatif à l'évolution des entérocoques intestinaux, on observe également la présence de plusieurs cycles d'une durée approximative de 5 ans :

- Diminution globale des concentrations entre 1992 et 1997 ;
- Augmentation globale des concentrations entre 1997 et 2001 ;
- Diminution globale des concentrations entre 2001 et 2004 ;
- Stabilisation globale des concentrations entre 2005 et 2009.

A ce stade de l'analyse, rien ne permet d'expliquer cette observation qui pourrait faire l'objet d'une recherche spécifique en complément de la réalisation des profils.

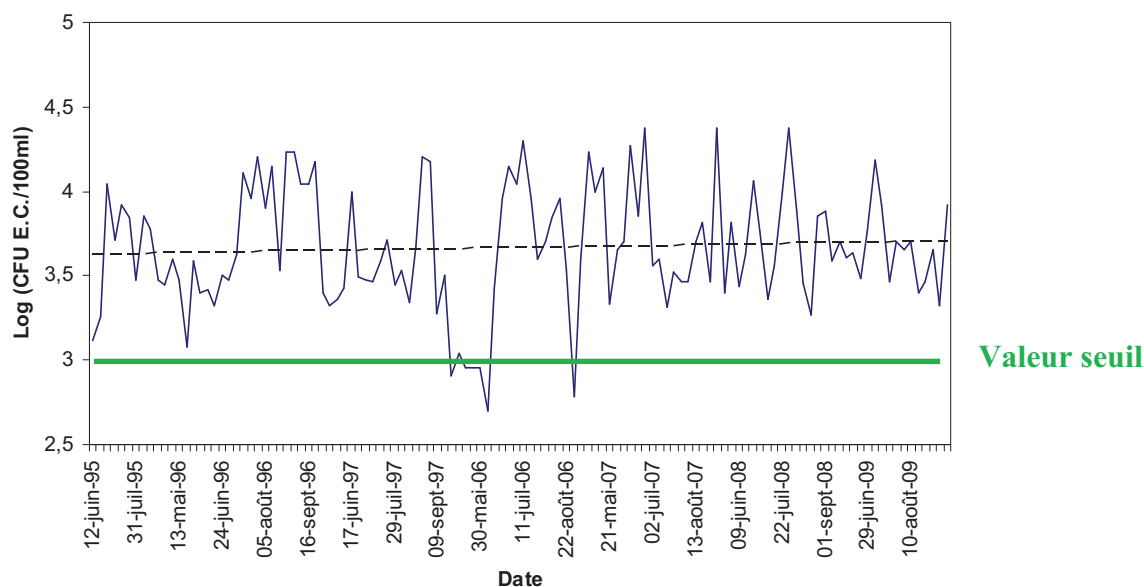


Figure 14: évolution des concentrations en E. coli (Log) sur la zone de baignade F18 entre 1995 et 1997 ainsi qu'entre 2006 et 2009 (n=120). Source des données: SPW/DGARNE, 2010

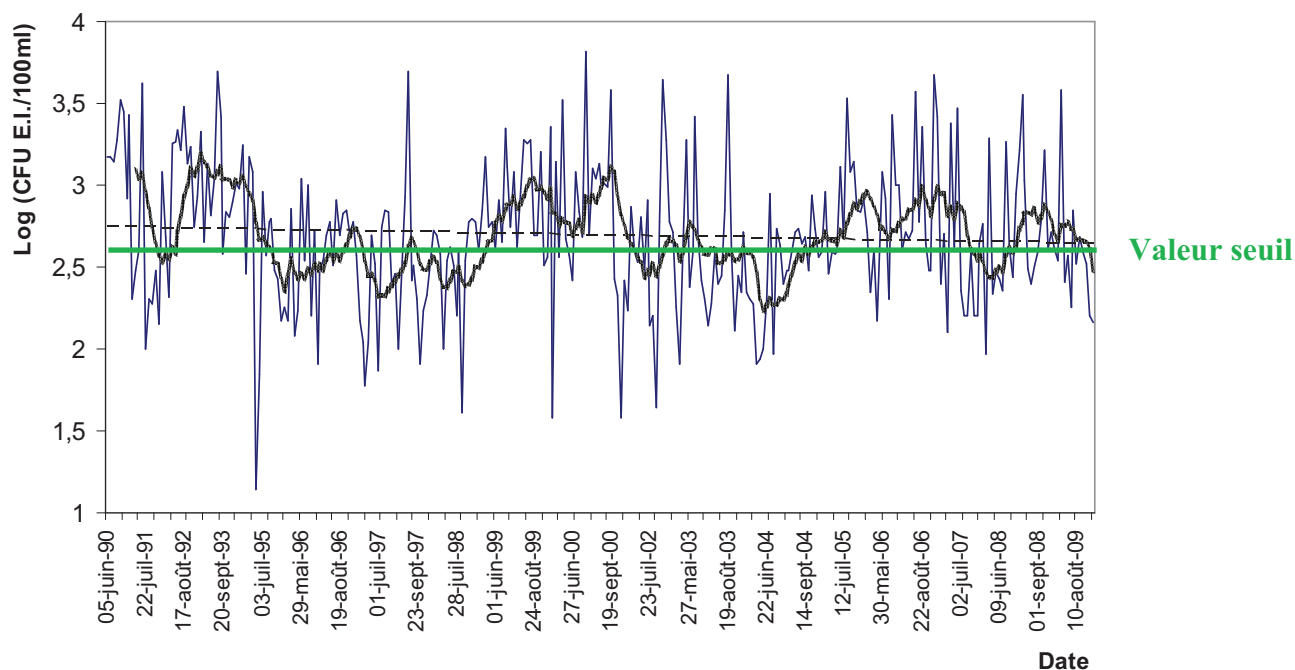


Figure 15: évolution des concentrations en Entérocoques intestinaux (Log) sur la zone de baignade F18 entre 1990 et 2009 (n=306). Source des données: SPW/DGARNE, 2010

4.4 Analyse des contaminations

La saison balnéaire s'étend du 15 juin au 15 septembre, soit 4 mois consécutifs au cours desquels certaines activités peuvent être plus intenses à un moment qu'à un autre et engendrer une augmentation des contaminations bactériologiques dans la zone de baignade.

Pour chaque zone de baignade, sur la base des données historiques disponibles, une analyse mois par mois a été réalisée afin d'observer s'il existe un éventuel lien entre la contamination et la période au cours de laquelle sont prélevés les échantillons.

Dans cette analyse, seuls les entérocoques intestinaux ont été pris en compte. En effet, l'historique des données bactériologiques relatives à la concentration en *E. coli* n'était pas aussi important et n'aurait pas permis d'obtenir un panel d'échantillons suffisamment grand, ce qui aurait compromis l'interprétation des résultats. Le seuil de non-conformité étant fixé à 400 CFU/100ml pour les entérocoques, c'est cette limite qui a été retenue pour sélectionner l'ensemble des données historiques relatives aux prélèvements en zone de baignade.

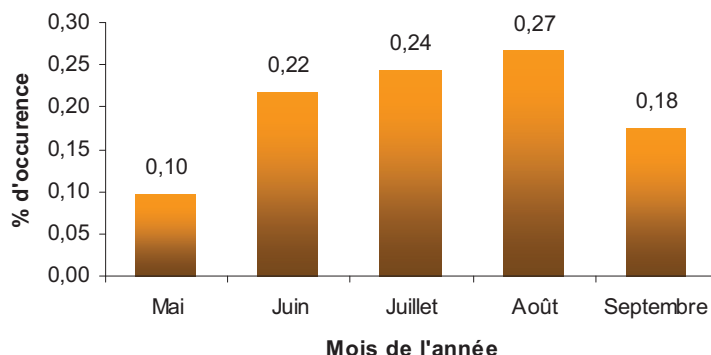
Le tableau ci-dessous présente, pour la zone de baignade F18, et pour chaque mois, entre mai et septembre, le pourcentage des contaminations imputable à chacun de ces mois.

Tableau 13 : historique de la répartition (en pourcent) des contaminations au cours d'une saison balnéaire
Historique des données : du début des données disponibles (différent pour chaque zone) jusqu'à 2009
(N=nombre d'échantillons où la concentration en Entérocoques intestinaux est >400 CFU/100ml)
Source des données: SPW/DGARNE, 2019.

CODE	NOM	n	MAI	JUIN	JUILLET	AOÛT	SEPTEMBRE
F18	L'AMBLEVE A COO	165	0,10	0,22	0,24	0,27	0,18

Graphiquement, l'interprétation de ces résultats est encore plus évidente (cf. figure n°16). Sur ce graphique, on observe que la majorité des contaminations sont intervenues au cours des mois de juillet et d'août (augmentation graduelle des contaminations de mai à août) et que les contaminations qui sont intervenues durant le mois de mai sont peu fréquentes (seulement 10% de la répartition totale des contaminations).

**Répartition de la contamination par mois pour la zone de baignade F18
(entérocoques intestinaux)
N=165**



**Figure 16 : Répartition de la contamination par mois pour la zone de baignade F18
(Entérocoques intestinaux ; N=165).
Source des données: SPW/DGARNE, 2009.**

Plusieurs éléments permettent d'expliquer cette situation :

- d'une part la fréquentation touristique⁸ est maximale au cours de ces deux mois (vacances estivales) ;
- d'autre part, les régimes hydrologiques sont faibles au cours de cette même période⁹. A débit constant, la contamination bactériologique est d'autant plus élevée que les apports sont importants (ce qui est le cas en période estivale suite aux apports touristiques supplémentaires). Si en plus, les volumes diminuent, dès lors les concentrations bactériologiques augmentent irrémédiablement¹⁰.

Les orages saisonniers qui sont fréquents à cette période peuvent également expliquer cette situation. Ces événements, qui correspondent souvent à des extrêmes pluviaux sont loin de la situation « normale » généralement observée sur le terrain. Ce point, relatif à l'existence d'un éventuel lien entre la contamination de la zone de baignade et le régime des précipitations est abordé dans le chapitre suivant relatif aux caractéristiques hydrologiques de la zone de baignade. D'autres facteurs, souvent non-naturels, peuvent également expliquer cette répartition des contaminations sur la zone de baignade F18. La présence d'autres facteurs, ainsi que l'existence potentielle de certaines tendances (historiques ou non), nécessitent la réalisation d'un travail complémentaire dans ce domaine.

⁸ D'autant plus que la localisation des hébergements et des attractions touristiques est liée à la présence d'un cours d'eau et/ou d'un plan d'eau.

⁹ En effet, la période estivale est propice aux étiages des cours d'eau (températures élevées et précipitations peu importantes).

¹⁰ Lorsque l'on combine ces deux éléments, le résultat est détonnant car la concentration du contenu augmente dans un volume de contenant qui lui diminue, ce qui permet d'expliquer pourquoi de nombreux prélèvements sont non conformes au cours de ces deux mois.

4.5 Températures estivales

Comme le montre la figure n°12, la température de l'eau en amont de la zone de baignade présente des valeurs maximales au cours des mois de juillet et d'août. Au cours de cette période estivale, la température de l'eau varie de 15 à 19°C en fonction des années.

Cette observation pourrait signifier que les températures estivales favorisent la contamination de la zone de baignade.

Même si d'un point de vue touristique, les afflux sont fortement corrélés aux températures, cette observation n'est pas du tout valable au niveau physico-chimique. En effet, la décroissance des bactéries dans l'eau augmente quand la température augmente également.

Les températures estivales ne permettent donc pas d'expliquer la hausse de contamination observée au cours des mois de juillet et d'août. L'évolution de ce paramètre physico-chimique n'est donc pas en lien avec les éventuelles contaminations de la zone de baignade.

5 Caractéristiques hydrologiques de la zone de baignade

5.1 Réseau hydrographique

A hauteur de Trois-Ponts, l'Amblève reçoit les eaux de la Salm, affluent majeur, qui elle-même reçoit à quelques centaines de mètres plus en amont les eaux du ruisseau de Bodeux et celles du ruisseau de la Venne. A l'amont de la confluence de la Salm et de l'Amblève, cette dernière reçoit encore les eaux des ruisseaux de Parfondruy, Bouen, Mageruy et Hottonruy.

Ces nombreux petits affluents, repris à la figure n°17, drainent des bassins versant de plusieurs dizaines de kilomètres carrés.

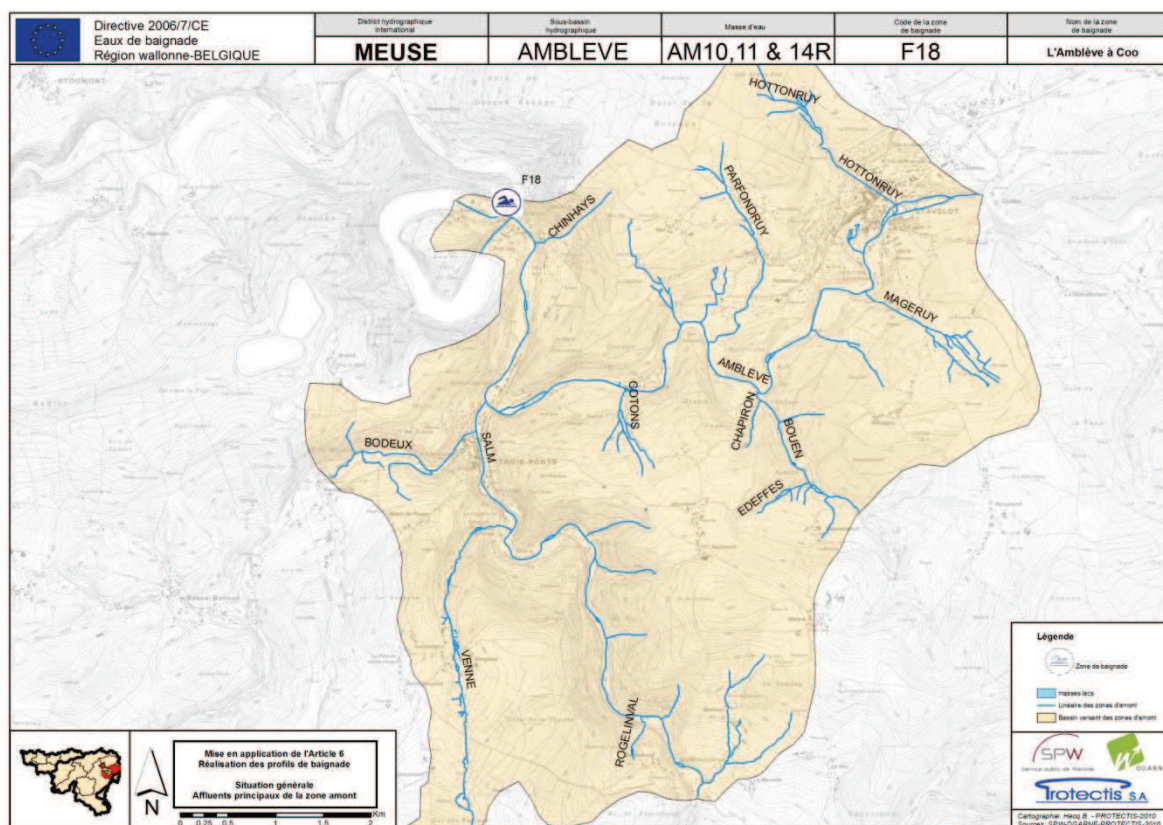


Figure 17: cartographie générale de la zone de baignade F18.

Source des données : SPW

Pour quantifier le débit de l'Amblève à Coë, ce sont les données du réseau des limnimètres du Service d'études hydrologiques du Service Public de Wallonie (SETHY) qui ont servi de référence. A Coë, un limnimètre du réseau est présent. A cet endroit, le débit moyen de la rivière est de 10,83 m³/sec et son débit maximum est de 145,10 m³/sec (données statistiques du SETHY, consultées sur le site internet du SETHY en octobre 2010).

5.2 Pluviométrie

5.2.1 Localisation du pluviomètre et régime des précipitations

Le réseau de mesure du SPW (Service d'Etudes Hydrologiques – SETHY) dispose d'une série de 91 pluviomètres automatiques qui sont répartis au sein de la Wallonie. De manière générale, aucun pluviomètre n'est localisé à proximité immédiate des 36 zones de baignade wallonnes. Pour estimer correctement les quantités de précipitations relatives à ces zones de baignade, les données moyennées de plusieurs pluviomètres, distants de quelques kilomètres, ont été utilisées. En ce qui concerne les alentours de la zone de baignade F18, ceux-ci ne jouissent pas d'une couverture suffisante en pluviomètres, raison pour laquelle les pluviomètres sont relativement éloignés de la zone de baignade. Les pluviomètres de Balmoral (13km), Robertville (18km) et Vielsalm (13km) ont servi de référence (cf. figure n°18). Malgré l'existence de variations climatiques locales, l'application de cette méthodologie permet d'atténuer ces variations.

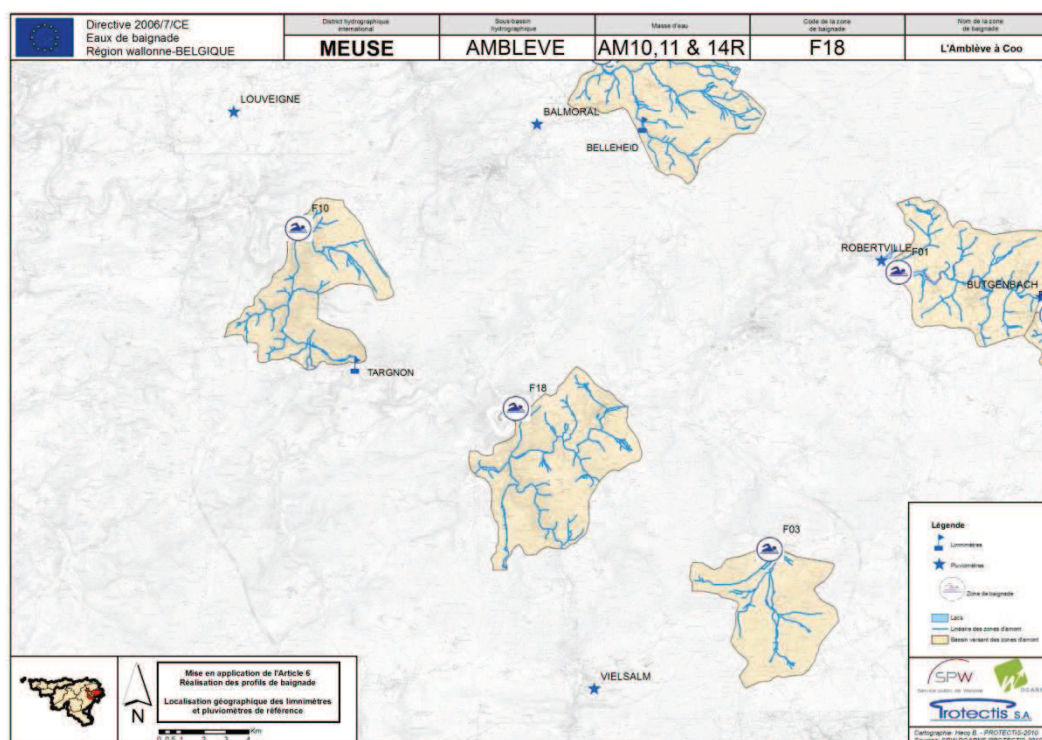


Figure 18: localisation géographique des pluviomètres de référence relatifs à la zone de baignade F18.
Source des données: SPW/SETHY, 2010

5.2.2 Influences éventuelles des pluies sur la qualité bactériologique

Certains évènements climatiques particuliers conditionnent la qualité bactériologique des zones de baignade. Le régime des pluies joue souvent en défaveur de la qualité des zones de baignade :

- Lorsque les précipitations sont déficitaires (plusieurs jours de suite), le débit des cours d'eau diminue. A pollution bactériologique constante, ce phénomène entraîne une augmentation de la contamination bactérienne. En période estivale, ce phénomène est d'autant plus important qu'il est lié à un niveau de fréquentation touristique très important;
- Lorsque les précipitations sont relativement importantes (plusieurs jours consécutifs), le débit des cours d'eau augmente. Malheureusement, dans ce cas, la pollution bactérienne n'est pas constante, ce qui conduirait à une diminution de la concentration bactérienne par temps de pluie. Non seulement les terres sont lessivées (ruissellements contaminés par les épandages, stockage de lisier, origine tellurique, etc.), mais il arrive également que les déversoirs d'orage rejettent de l'eau non épurée via leur by-pass, lorsque les stations d'épuration reçoivent trop d'intrants (ce qui arrive souvent en cas de fortes pluies). De plus, les sédiments contaminés présents dans le fond du cours d'eau sont remis en suspension.

En Région wallonne, les précipitations jouent un rôle non négligeable dans le processus de contamination des zones de baignade. En effet, il y pleut en moyenne 200 jours par an, ce qui correspond à une quantité annuelle de plus ou moins 800 mm d'eau.

Les données pluviométriques de trois villes représentatives des trois principales régions géographiques wallonnes (Basse-Belgique, Moyenne-Belgique et Haute-Belgique) sont présentées aux figures n°19, 20 et 21. Sur ces figures, on observe bien le « pic pluviométrique » qui intervient au cours des mois de juillet et d'août.

On note également la présence d'un pic pluviométrique similaire au mois de mai. Cependant, peu de contamination survient durant le mois de mai dans les zones de baignade wallonnes alors qu'il n'en est pas de même pour les mois de juillet et d'août au cours desquels la fréquence de contamination est bien plus importante.

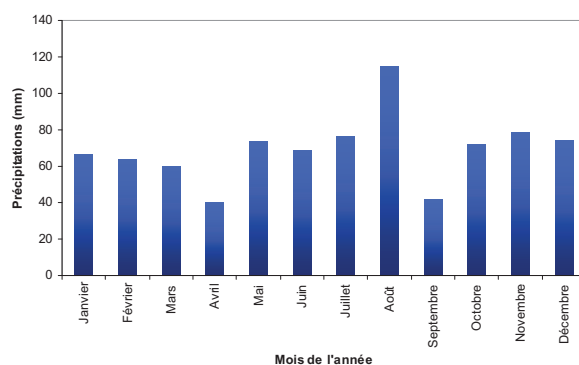


Figure 19: pluviométrie annuelle moyenne en Basse-Belgique (Chièvres/altitude de 52m) entre 2002 et 2009.

Source : site internet des voies hydrauliques

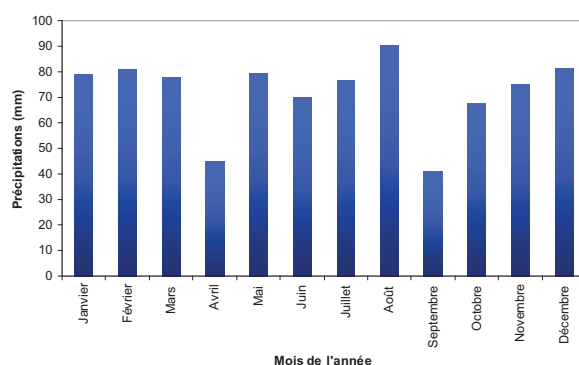


Figure 20: pluviométrie annuelle moyenne en Moyenne-Belgique (Monceau-sur-Sambre/altitude:130m) entre 2002 et 2009.

Source : site internet des voies hydrauliques

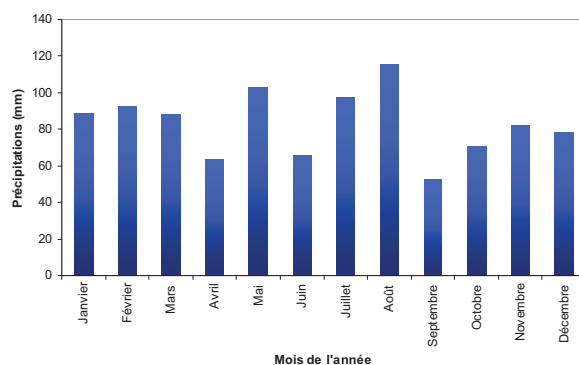


Figure 21: pluviométrie annuelle moyenne en Haute-Belgique (Erezée /altitude:320m) entre 2002 et 2009.

Source : site internet des voies hydrauliques

Sur la base des éléments exposés au point 4.4 et au chapitre 5, deux éléments peuvent expliquer la contamination des zones de baignade au cours des mois de juillet et d'août :

- une augmentation de la fréquentation touristique ;
- une influence du régime pluviométrique.

Seul le régime pluviométrique sera abordé dans cette section. Le secteur du tourisme et son impact sur la qualité des zones de baignade sera pris en compte dans le chapitre 6 au point 6.6.

Pour tenter d'établir un éventuel lien entre la contamination de certaines zones de baignade et la pluviométrie, l'Institut Royal Météorologique (IRM) a réalisé en 2008, une étude pour le compte de la Direction des Eaux de Surface (SPW-IRM, 2008). Le but de cette étude était de déterminer si la « non-conformité » de certains échantillons prélevés sur le terrain pouvait être attribuée à des précipitations cumulées jugées « anormales », tombées dans la région du prélèvement au cours des trois derniers jours.

Par précipitations « anormales », l'IRM entend : « *la valeur des précipitations sur une des trois durées considérées ici (1h, 2h et 24 h avec une période de retour d'un an), pour laquelle l'estimation maximale obtenue dépasse la valeur statistique de Namur* » (SPW-IRM, 2008). Ce sont donc des précipitations qui sont caractérisées par une période de retour moyenne d'au moins une année.

Sur les 36 zones de baignade étudiées, plusieurs zones présentant des échantillons « non-conformes » étaient caractérisées par des précipitations « anormales » au cours des trois derniers jours. Cependant, en 2008, aucun échantillon non-conforme n'a été relevé sur la zone F18 qui n'a dès lors pas fait l'objet de l'étude de l'IRM.

Pour compléter cette information, une analyse détaillée, propre à chaque zone de baignade, a été réalisée sur la base de données pluviométriques (pluviomètres du SPW) et de données bactériologiques (données des prélèvements hebdomadaires) récoltées entre le mois de mai 2005 et le mois de septembre 2008 (en complément de l'étude de l'IRM qui se basait sur une seule année).

Pour chaque zone de baignade, des graphiques annuels ont été réalisés. Ces graphiques, présentés à l'annexe n°1 permettent de suivre l'évolution des paramètres bactériologiques (résultats des analyses hebdomadaires) en fonction du régime pluviométrique spécifique à la zone de baignade (pluviométrie relevée par le(s) pluviomètre(s) de référence).

Sur ces graphiques, l'évolution des paramètres bactériologiques (*E. coli* principalement) ne suit pas vraiment l'évolution de la pluviométrie. En effet, lorsque le régime pluviométrique cumulé sur 3 jours (pics bleus plus ou moins larges) est relativement important sur une période de quelques jours précédant les prélèvements bactériologiques, on n'observe pas de pics correspondants pour les paramètres bactériologiques analysés. De même, les pics de concentration en *E. coli* et entérocoques font rarement suite à des événements pluviométriques importants.

Pour établir un éventuel lien entre le régime **global** des pluies et la contamination de la zone de baignade (2005 à 2008), un calcul de corrélation a été réalisé pour l'ensemble des données disponibles au cours de ces 4 années entre deux paramètres bactériologiques (les entérocoques intestinaux et les *E. coli*) et le régime des précipitations. Le tableau ci-dessous présente le résultat des corrélations obtenues pour les entérocoques intestinaux et les *E. coli*, en se basant, soit sur une période pluviométrique de 24h ou soit sur une période de 72h (régime pluviométrique cumulé sur 3 jours).

Dans ce tableau, on observe que la contamination en *E. coli* de la zone F18 n'est pas du tout liée aux régimes pluviométriques, qu'ils soient pris en compte sur 24h ou sur 72h (2006 notamment). Par contre, l'évolution des concentrations en entérocoques semble plus sensible aux régimes pluviométriques (cf. situation de 2006).

Tableau 14 : corrélation entre les événements pluviométriques et les paramètres bactériologiques pour les 36 zones de baignade de la région wallonne.

[C.C. = Coefficient de corrélation, 24h = régime pluviométrique mesuré sur une période de 24h et 72h = régime pluviométrique mesuré sur une période de 72h]

Source des données : SPW/DGO2 et SPW/DGARNE, 2009

Code	Nom	C.C. (24h-EC)	C.C. (72h-EC)	C.C. (24h-EI)	C.C. (72h-EI)
B04	PLAGE DE RENIPONT	-0,024	0,412	-0,024	0,315
E01	LAC DE FERONVAL	0,074	0,106	0,130	0,037
E02	LAC DE CLAIRE FONTAINE	0,104	0,390	-0,083	0,019
E03	GRAND LARGE A NIMY	-0,080	-0,095	-0,023	-0,040
E04	GRAND LARGE A PERONNES	0,208	0,180	0,111	0,182
E05	PLAN D'EAU DE LA MARLETTE (ADEPS)	0,054	0,552	0,233	0,216
F01	LAC DE ROBERTVILLE	0,057	0,273	-0,023	-0,037
F02	LAC DE BUTGENBACH	-0,001	0,087	0,223	0,117
F03	ETANG DE RECHT	0,149	0,400	0,250	0,395
F05	LA HOEGNE A ROYOMPRES	0,379	0,218	0,135	0,156
F06	L'OUR A OUREN	0,278	0,488	0,343	0,535
F10	L'AMBLEVE A NONCEVEUX	0,134	0,408	0,276	0,336
F18	L'AMBLEVE A COO	0,132	0,070	0,335	0,317
H01	VALLEE DE RABAIS	0,077	0,261	0,020	0,050
H02	ETANG DU CENTRE SPORTIF DE SAINT-LEGER	0,057	0,153	0,112	0,027
H03	LAC DE NEUFCHATEAU	0,107	0,473	0,166	0,591
H05	ETANG DU COMPLEXE SPORTIF DE LIBRAMONT	-0,125	0,093	-0,105	0,109
H06	LAC DE CHERAPONT	0,153	0,159	-0,063	-0,020
H07	LA SEMOIS A CHINY	0,451	0,479	0,262	0,496
H10	LA SEMOIS A LACUISINE	0,415	0,459	0,316	0,304
H16	LA SEMOIS A HERBEUMONT	0,516	0,654	0,311	0,440
H19	LA SEMOIS A BOUILLON	0,819	0,403	0,613	0,326
H23	L'OURTHE A MABOGE	0,468	0,292	0,447	0,315
H34	LA SEMOIS A BOUILLON	0,207	0,285	0,431	0,210
H35	L'OURTHE A HOTTON (CENTRE)	-0,003	0,047	0,133	-0,031
I01	LAC DE FALEMPISE	-0,030	0,097	-0,0539	0,047
I02	LAC DU RY JAUNE A CERFONTAINE	-0,081	0,048	0,038	0,240
I03	LAC DE LA PLATE TAILLE	-0,101	-0,176	-0,058	0,030
I04	LAC DE BAMBOIS	0,014	-0,039	0,229	0,071
I11	LA SEMOIS A ALLE-SUR-SEMOIS	0,421	0,293	0,414	0,358
I12	LA SEMOIS A VRESSE-SUR-SEMOIS	0,063	0,277	0,393	0,282
I13	L'OURTHE A NOISEUX	0,233	0,235	0,196	0,206
I14	LA LESSE A PONT-A-LESSE	0,588	0,637	0,469	0,528
I15	LA LESSE A HULSONNIAUX	0,312	0,531	0,455	0,546
I16	LA LESSE A HOUYET	0,348	0,524	0,262	0,486
I20	LA LESSE A BELVAUX	-0,021	0,035	-0,019	0,151

Il est généralement admis que ce sont souvent les phénomènes pluvieux remarquables qui peuvent expliquer la contamination de certaines zones de baignade. A l'inverse, en l'absence de pluies, des contaminations importantes liées à d'autres paramètres (rejets par exemple) peuvent survenir, ce qui pourrait fausser la relation entre la pluviométrie et la contamination de certaines zones de baignade.

Dans cette optique, trois valeurs pluviométriques seuils ont été définies : deux se réfèrent à des périodes de retour théoriques (1 an et 6 mois) et une a été choisie arbitrairement (10 mm).

Les résultats de cette analyse figurent dans le tableau n°15. A la différence de l'IRM, nous ne disposons pas du même réseau de pluviomètres que l'IRM, ni des données issues du radar pluviométrique ce qui explique certaines différences dans le nombre d'échantillons « non-conformes » caractérisés par des précipitations « anormales » au cours des trois derniers jours.

**Tableau 15 : concentrations en *E. coli* et entérocoques supérieures aux valeurs seuils pour des pluviométries cumulées sur 72h (46,5 mm, 38,8 mm et 10 mm) et 24h (33,9 mm, 27,9mm et 10 mm).
Source des données : SPW/DGO2 et SPW/DGARNE, 2009**

Période de retour		72h	24h
1 an (46,5 ou 33,9 mm)	Nombre de prélèvements pour lesquels la valeur des relevés pluviométriques sur les 72 (24) dernières heures était supérieure à 46,5 (33,9) mm	<u>1</u>	0
	Nombre de ces prélèvements dont les concentrations en <i>E. coli</i> étaient supérieures à la valeur seuil (>1000 CFU/100ml)	0	0
	Nombre de ces prélèvements dont les concentrations en entérocoques intestinaux étaient supérieures à la valeur seuil (>400 CFU/100ml)	1	0
6 mois (38,8 ou 27,9 mm)	Nombre de prélèvements pour lesquels la valeur des relevés pluviométriques sur les 72 (24) dernières heures était supérieure à 38,8 (27,9) mm	<u>3</u>	0
	Nombre de ces prélèvements dont les concentrations en <i>E. coli</i> étaient supérieures à la valeur seuil (>1000 CFU/100ml)	1	0
	Nombre de ces prélèvements dont les concentrations en entérocoques intestinaux étaient supérieures à la valeur seuil (>400 CFU/100ml)	3	0
Inconnue (10 mm)	Nombre de prélèvements pour lesquels la valeur des relevés pluviométriques sur les 72 (24) dernières heures était supérieure à 10 mm	<u>20</u>	6
	Nombre de ces prélèvements dont les concentrations en <i>E. coli</i> étaient supérieures à la valeur seuil (>1000 CFU/100ml)	11	3
	Nombre de ces prélèvements dont les concentrations en entérocoques intestinaux étaient supérieures à la valeur seuil (>400 CFU/100ml)	18	6

Globalement, les constatations sont les mêmes que celles liées au tableau n°14 ; la contamination en *E. coli* de la zone F18 est peu sensible aux phénomènes pluvieux remarquables pris en compte sur une durée de 24h et 72h. Par contre, les contaminations en entérocoques sont liées à la présence de phénomènes pluvieux remarquables lorsque ces derniers sont pris en compte sur 72h (100% des contaminations).

Dans cette optique, un travail complémentaire spécifique devrait être réalisé pour confirmer cette observation.

5.3 Débits

Comme expliqué au point 5.2.2, la variation des débits peut expliquer la contamination de certaines zones de baignade.

5.3.1 Localisation des limnimètres et caractérisation des débits

Comme précisé au point 5.1 relatif aux caractéristiques hydrologiques de la zone d'amont, le limnimètre de référence de la zone de baignade est celui de Stavelot.

5.3.2 Influence éventuelle des débits sur la qualité bactériologique

Là où des données de débits étaient disponibles, une analyse prospective a été réalisée afin de détecter un éventuel lien entre la contamination des zones de baignade (augmentation et/ou diminution de la contamination) et l'évolution des débits.

Tant pour les données de débits que pour les données bactériologiques (*E. coli* et entérocoques intestinaux), une moyenne mensuelle calculée sur une période de trois ans a été réalisée (2006, 2007 et 2008) afin d'observer l'évolution globale des débits mais également la moyenne des concentrations bactériologiques, mois par mois.

Théoriquement, à quantité égale de charges polluantes générées, la contamination devrait être plus forte lorsque les débits diminuent. Ce phénomène s'accroissant d'autant plus au cours des mois de juillet et août (étiages estivaux) qui correspondent aux pics de fréquentation touristique.

En ce qui concerne la zone F18, l'évolution de la contamination bactérienne en fonction des débits est présentée à la figure n°22. Seuls les mois de mai à septembre sont représentés dans ce graphique vu qu'ils correspondent à la saison balnéaire.

Sur cette figure, on observe :

- Une diminution des débits entre mai et juillet qui s'accompagne d'une augmentation des concentrations en *E. coli* ;
- Une augmentation des débits de juillet à d'août qui s'accompagne d'une diminution des concentrations en *E. coli* ;
- Une diminution des débits entre mai et juillet qui s'accompagne d'une augmentation des concentrations en *E. coli* .

D'après l'évolution des concentrations en *E. coli* entre 2006 et 2008, il semble que les débits n'expliquent donc pas l'évolution des paramètres bactériologiques ce qui confirme l'existence d'une autre source contaminante. Cette interprétation est d'ailleurs d'autant plus délicate que les concentrations en entérocoques évoluent dans le sens inverse.

Qualité bactériologique de la zone F18 et débits correspondant entre 2006 et 2008

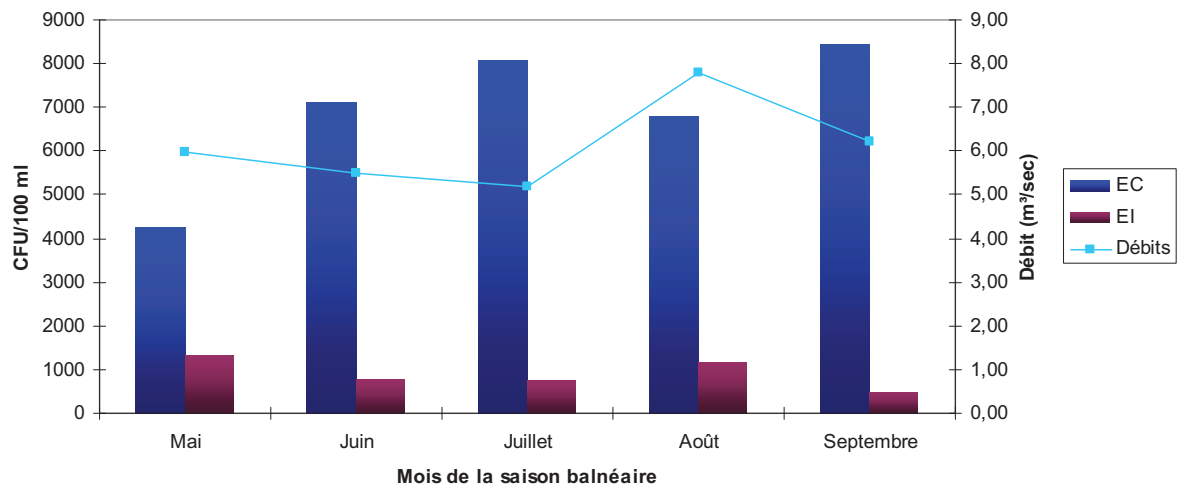


Figure 22 : évolution mensuelle des paramètres bactériologiques et limnimétriques relevés entre 2006 et 2008.

[EC = Escherichia Coli et EI= entérocoques intestinaux]

Source des données: SPW/DGARNE, 2009

En raison de l'existence d'autres facteurs (souvent non-naturels) qui peuvent amplifier ou atténuer l'impact des variations de débits (souvent naturelles) sur la qualité bactériologique de la zone de baignade, ces observations sont difficilement interprétables.

6 Zone amont de la zone de baignade

6.1 Présentation

Au niveau régional wallon, l'article R.107 de la partie Réglementaire du Code de l'Eau désignant les normes générales d'immission des eaux de baignade et des zones de baignade, définit une zone d'amont comme « *tout ou une partie du réseau hydrographique situé à l'amont d'une zone de baignade* » qui doit faire l'objet d'une attention particulière¹¹. De même, toutes ces zones sont également reprises à l'annexe IX, point b) de ce même arrêté.

Située sur la commune de Stavelot, la zone de baignade présente une zone d'amont (bassin versant de la zone d'amont calculé à partir du point correspondant à la zone de baignade) qui s'étend non seulement sur cette même commune mais également sur les communes de Trois-Ponts (partie sud de la zone amont) et Vielsalm (petit morceau situé à la pointe sud de la zone amont).

Pour la zone de baignade F18, le tableau ci-dessous identifie les cours d'eau, désignés par l'Arrêté, qui font partie de la zone amont et font l'objet d'une surveillance accrue.

Tableau 16: cours d'eau de la zone d'amont, tels que définis dans le code de l'Eau
Source des données : Service Public de Wallonie (SPW)

Nom	Extension
L'Amblève et ses affluents	<i>De la zone de baignade de Coë à Stavelot, à la confluence du ruisseau de l'Eau Rouge.</i>
Le ruisseau de la Salm et ses affluents	<i>Depuis sa confluence avec l'Amblève, à la confluence du ruisseau de Mont le Soye</i>
Le ruisseau de Bodeux et ses affluents	<i>Depuis sa confluence avec le ruisseau de la Salm à la confluence du ruisseau du Ris de Me.</i>
Le ruisseau de la Venne et ses affluents	<i>De sa confluence avec la Salm jusqu'à son point d'origine.</i>
Le ruisseau de Parfondruey et ses affluents	<i>De sa confluence avec l'Amblève jusqu'à son point d'origine.</i>
Le ruisseau de Bouen et ses affluents	<i>De sa confluence avec l'Amblève à la confluence du ruisseau Ry du Chêne</i>
Le ruisseau de Margeruy et ses affluents	<i>De sa confluence avec l'Amblève jusqu'à son point d'origine.</i>

Reportée à l'échelle du bassin hydrographique, la zone amont correspondante s'étend sur 3720 hectares et représente un réseau hydrographique long de 62,5 kilomètres. Cette zone est reprise à la figure n°17 où l'on observe qu'elle englobe une partie de l'Amblève, ainsi que plusieurs petits affluents qui sont susceptibles d'influencer la qualité de la zone de baignade.

¹¹ Pour cinq zones de baignade wallonnes (B04-H02-H05-H06-I03), aucune zone d'amont n'a été définie au niveau Régional. En général cela s'explique par l'absence d'alimentation extérieure de la zone de baignade (lac sur source en général) ou la très faible importance du réseau hydrographique situé à l'amont.

En fonction des résultats de la campagne d'inventaire, les limites de la zone d'amont définie au niveau régional wallon, feront peut-être l'objet d'une modification (extension ou réduction de zone) si certaines sources de contamination, qui peuvent jouer sur la qualité de la zone de baignade, sont présentes à l'extérieur de cette zone d'amont.

Les sections qui suivent, présentent une description détaillée de la zone amont. Cette description s'intéresse à des thématiques importantes qui peuvent être responsables de la contamination de la zone de baignade. Les thématiques abordées sont les suivantes : occupation du sol, urbanisation et assainissement, tourisme et agriculture.

6.2 Occupation du sol

Comme le précise « *Best Practise and Guidance for Bathing Water Profiles* » (Commission européenne, 2009), la carte d'occupation des sols au sein de la zone amont permet d'identifier la répartition et l'importance des activités qui peuvent dégrader la qualité de la zone de baignade.

En complément d'une image globale de l'utilisation des sols au sein de la zone amont, cette carte permet d'identifier les secteurs les plus à risques qui sont susceptibles d'exercer une forte pression sur la qualité de la zone de baignade.

La figure n°23 présente la carte d'occupation des sols de la zone amont. Les données utilisées proviennent de la Carte d'Occupation du Sol en Wallonie (COSW), réalisée par la Direction Générale de l'Agriculture en 2006 (SPW/DGA, 2006).

Comme on l'observe sur cette figure, l'occupation du sol de la zone amont de la zone de baignade F18 présente des zones bien distinctes.

Les prairies et les forêts occupent la majorité de la zone amont même si ces dernières sont surtout dominantes dans la partie sud de la zone. Les cultures sont absentes, ce qui élimine les risques de ruissellement liés aux pratiques culturales qui pourraient dégrader la qualité bactériologique de la zone de baignade.

Plusieurs zones urbanisées sont présentes dans la zone amont (particulièrement au nord de la zone amont) ; la zone urbanisée la plus importante (Stavelot et son agglomération) se situant au nord-est, à la limite extérieure de la zone amont. Enfin, deux agglomérations de taille moyenne correspondant aux villages de Coë et de Trois-Ponts sont localisées à proximité de la zone de baignade et le long de la Salm (affluent important de l'Amblève en zone amont). Quant aux prairies longeant les cours d'eau, la plupart sont clôturées. Cependant, certaines ne le sont pas ou quand elles le sont, il subsiste un accès du bétail au cours d'eau qui constitue une source de contamination non-négligeable (thématique abordée au point (6.5).

Reportée sur un graphique par secteurs (classes principales d'occupation des sols), l'occupation des sols en zone amont montre que globalement, ce sont les bois et forêts (49,86%) ainsi que les prairies (41,20%) qui occupent majoritairement la zone amont de la zone de baignade F18 (figure n°24).

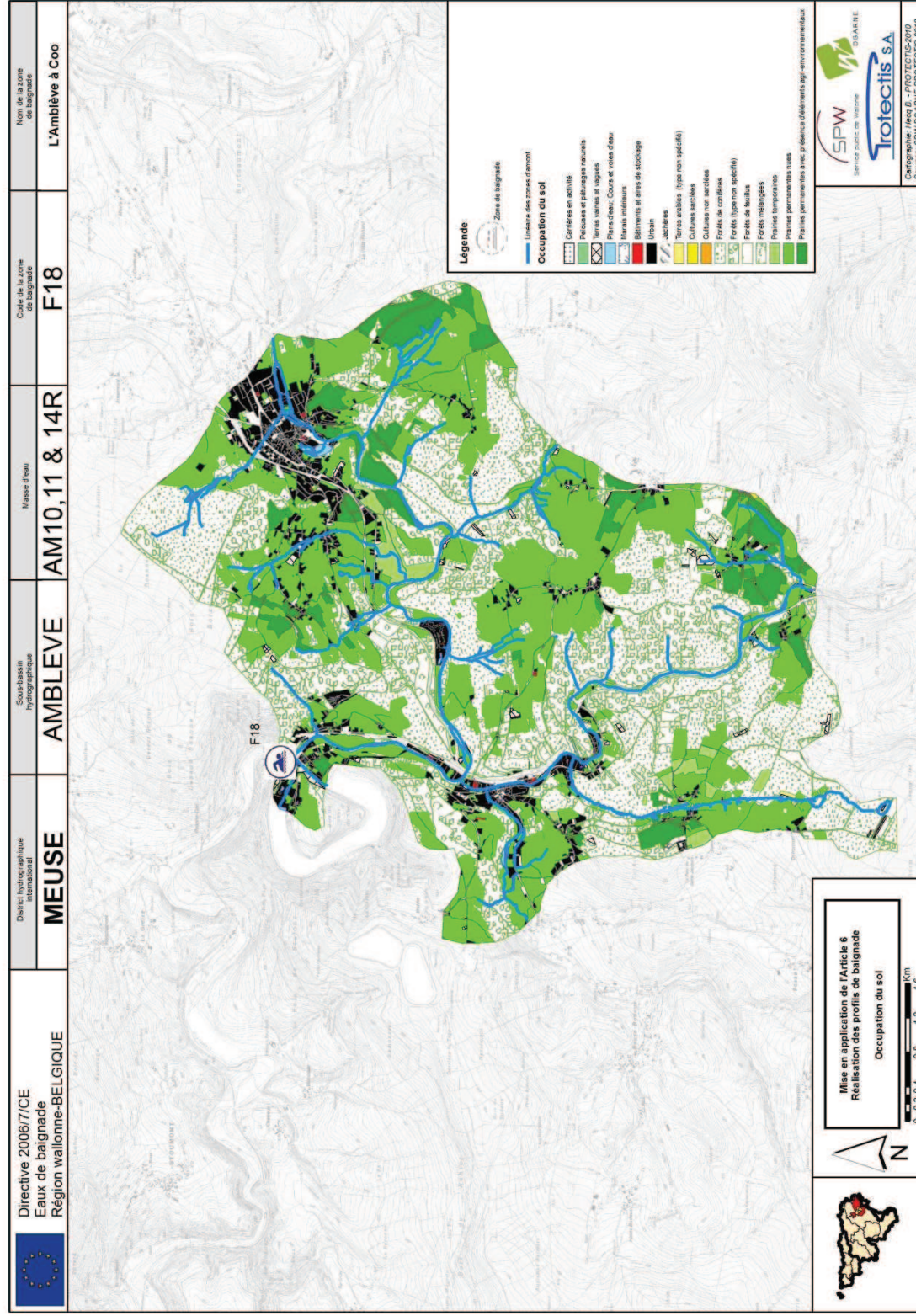
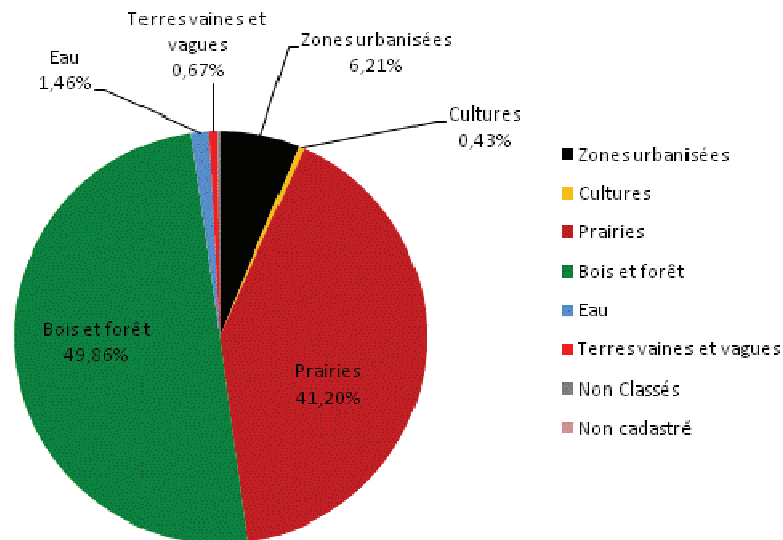


Figure 23 : occupation du sol de la zone amont de la zone de baignade F18.
Source des données: SPW/DGATLP, 2010

Occupation du sol en zone amont (F18)



rincipales.

6.3 Assainissement collectif

Comme précisé au point précédent, plusieurs zones urbanisées sont présentes en zone amont.

Ces zones sont majoritairement localisées en régime d'assainissement collectif. Pour rappel, les habitations situées en zone d'assainissement collectif sont celles qui sont ou seront raccordées à une station d'épuration (STEP) collective grâce à la présence d'un système d'égouttage et d'un réseau de collecte adapté. Les figures 25, 26, 27, 28 et 29 identifient et localisent les réseaux de collecte et d'égouttage en zone amont. La figure n°25 présente la situation générale de la zone amont et les figures 26, 27, 28 et 29 se rapportent aux villages de Coo, Grand-Halleux (village situé à l'extérieur de la zone amont mais dont la station d'épuration se situe à l'intérieur de la zone), Stavelot et Trois-Ponts.

Hormis la STEP de Stavelot qui est existante et fonctionnelle, plusieurs STEP doivent encore être réalisées :

- la construction de la STEP de Grand-Halleux est prévue dans quelques années ;
- la STEP de Trois-Ponts est en projet. ;
- la construction de la STEP de Coo touche à sa fin.

Les caractéristiques principales de ces quatre STEP reprises dans le tableau n°17.

Dans ce tableau, on remarque que les deux stations existantes disposent d'un système de désinfection (souvent un traitement aux ultra-violets, actif uniquement durant la saison balnéaire), ce qui est spécifique aux STEP dont les rejets sont localisés à l'amont des zones de baignade. Cette désinfection permet non seulement de diminuer drastiquement la

concentration en éléments bactériologiques, mais également d'éliminer les organismes pathogènes.

Tableau 17: caractéristiques techniques des stations d'épuration présentes dans la zone amont de la zone de baignade F18. Source : SPGE, 2010

Nom de la STEP	Code de la STEP	OAA	Capacité	Mise en service	Traitement I	Traitement II	Traitement III (P+N)	Traitement IV
Coo	63073/11	AIDE	1260 EH	30/06/2010	Décanteur/digesteur	Bio-disques	Aucun	UV
Grand-Halleux	82032/02	AIDE	1600 EH	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu
Stavelot	63073/08	AIDE	7560 EH	2002	Aucun	Boues-activées	Aucun	UV
Trois-Ponts	63073/02	AIDE	1755 EH	Inconnue	Aucun	Boues-activées	Aucun	UV

L'efficacité optimale du traitement des eaux usées repose sur l'existence d'un réseau de collecte et d'égouttage performant qui récolte et dirige vers la STEP une quantité maximale d'eaux usées par rapport à la totalité des eaux usées générées.

En dehors de la construction des STEP de Grand-Halleux et Trois-Ponts, plusieurs chantiers de collecte et d'égouttage sont encore à réaliser en zone amont afin d'assurer le traitement optimal de la totalité des eaux usées générées dans la zone amont.

La liste des chantiers concernés est reprise dans le tableau n°18. La réalisation d'autres chantiers est également prévue, cependant, l'échéance prévue pour ceux-ci est supérieure à celle des programmes d'investissements et des plans triennaux, ce qui explique qu'ils ne se retrouvent pas dans le tableau n°18.

Tableau 18 : chantiers en cours et/ou à construire dans la zone amont de la zone de baignade F18 (PI = programme d'investissement et PT = programme triennal). Source : SPGE, 2010

OAA	Code de la STEP	Type Chantier	Chantier	Etat Chantier	Programme	Date Mise en Service
AIDE	63073/02	collecte	Collecteurs de Trois-Ponts- Lot 1	Adjugé	PI 00-04	15-nov-11
AIDE	63073/02	collecte	Collecteurs de Trois-Ponts- Lot 2	Adjugé	PI 05-09	15-nov-11
AIDE	63073/02	égout	2005/02 - Extension de l'égouttage existant pour la reprise des eaux usées via le nouveau collecteur	Adjugé	PT 04-06	Inconnue
AIVE	82032/02	égout	2010/02 - Rue des Raines à Grand-Halleux	Adjugé	PT10-12	Inconnue

Par rapport aux rejets des STEP dans les eaux de surface, l'article R.303 du Code de l'Eau précise que « *les rejets provenant des stations d'épuration collective visées aux articles R.298 et R.299 sont contrôlés conformément aux procédures reprises à l'annexe XXXVI. Les contrôles sont réalisés par l'organisme d'assainissement compétent qui installe tous les dispositifs nécessaires à leur exécution et les résultats des contrôles sont conservés par l'organisme d'assainissement compétent pendant une période de trois ans au minimum* ».

Du point de vue des prélèvements physico-chimiques, des précisions sont également apportées sur le nombre de prélèvements à réaliser ; ce dernier dépendant uniquement de la taille de la STEP. Par exemple, pour une STEP d'une capacité inférieure ou égale à 2000 EH, seuls 4 prélèvements doivent être réalisés au cours d'une année.

Au sujet des analyses bactériologiques, les fréquences d'analyse applicables figurent à l'article R.303 et à l'annexe XXXVI du Livre II du Code de l'Environnement (Code de l'Eau). Ainsi, une fréquence minimale d'une analyse trimestrielle est imposée pour les ouvrages d'une capacité inférieure ou égale à 2 000 EH. Pour les autres (capacité supérieure à 2 000 EH et inférieure à 10 000 EH), une fréquence mensuelle est requise.

En zone amont de zone baignade, les normes à respecter sont clairement définies dans les permis d'environnement qui fixent les conditions particulières adoptées par le Gouvernement, non seulement par rapport aux émissions de l'établissement (article 4, alinéa 4,3°, a du décret du 11 mars 1999 relatif au permis d'environnement) mais également par rapport à la surveillance des rejets et au respect des conditions d'exploiter (article 4, alinéa 4,4° du décret du 11 mars 1999 relatif au permis d'environnement).

Contrôle des rejets de STEP

Comme on l'observe à la figure n°26, le rejet de la STEP de Stavelot est localisé en rive gauche de l'Amblève, 8,5 kilomètres en amont de la zone de baignade. Celui de la STEP de Coo est situé à l'aval de la zone de baignade et enfin, les rejets des STEP de Trois-Ponts et Grand-Halleux seront respectivement situés à 1,6 (Amblève) et 7,5 kilomètres (La Salm, affluent principal de l'Amblève) en amont de la zone F18.

Paramètres physico-chimiques

Pour analyser les paramètres **physico-chimiques**, des prélèvements sont réalisés en sortie de STEP (analyse de l'effluent). La fréquence de ces prélèvements variant entre 4 et 24 prélèvements par an, en fonction de la capacité de la station d'épuration (annexe XXVI du Code de l'Eau).

Le tableau n°19 présente les résultats des prélèvements réalisés en sortie de la STEP de Stavelot (seule STEP fonctionnelle en zone amont) au cours de l'année 2009¹².

De manière générale, on observe que seuls trois paramètres sont mesurés en sortie de STEP (DBO, DCO et MES). En effet, les rejets phosphorés et azotés ne faisant pas l'objet d'un traitement tertiaire spécifique vu la législation en vigueur¹³, leur analyse n'est pas réalisée sur cette STEP.

¹² Comme précisé antérieurement, ces résultats sont obtenus sur la base d'une extrapolation annuelle des prélèvements ponctuels réalisés par les Intercommunales. La fréquence de ces prélèvements variant d'une station à l'autre.

¹³ En effet, en Région wallonne, le traitement tertiaire n'est obligatoire que pour les STEP de plus de 10 000 EH.

Tableau 19 : caractéristiques physico-chimiques de l'effluent de la STEP de Stavelot (charges).
Source : SPGE, 2010

Paramètres physico-chimiques	CARACTERISTIQUES DE L'EFFLUENT DE LA STEP DE RESTEIGNE		
	DBO5	DCO	MES
	kg/an	kg/an	kg/an
Estimation des charges annuelles (12 prélèvements)	1110	4017	1548
Rendement estimé	97%	94%	98%

Paramètres bactériologiques

Comme précisé précédemment, des obligations particulières existent en ce qui concerne la fréquence des analyses bactériologiques à réaliser.

Dans le cas des stations de Stavelot, l'AIDE réalise des prélèvements tous les mois au cours de la saison balnéaire théorique (juin à septembre).

- Station de Stavelot

La STEP de Stavelot rejette ses eaux traitées dans l'Amblève. En 2009 et 2010, des prélèvements bactériologiques ont été réalisés à l'entrée de la station, avant et après traitement UV (lampes « Haute pression »), pour les années 2009 et 2010, sont présentés dans les tableaux n°20 et 21.

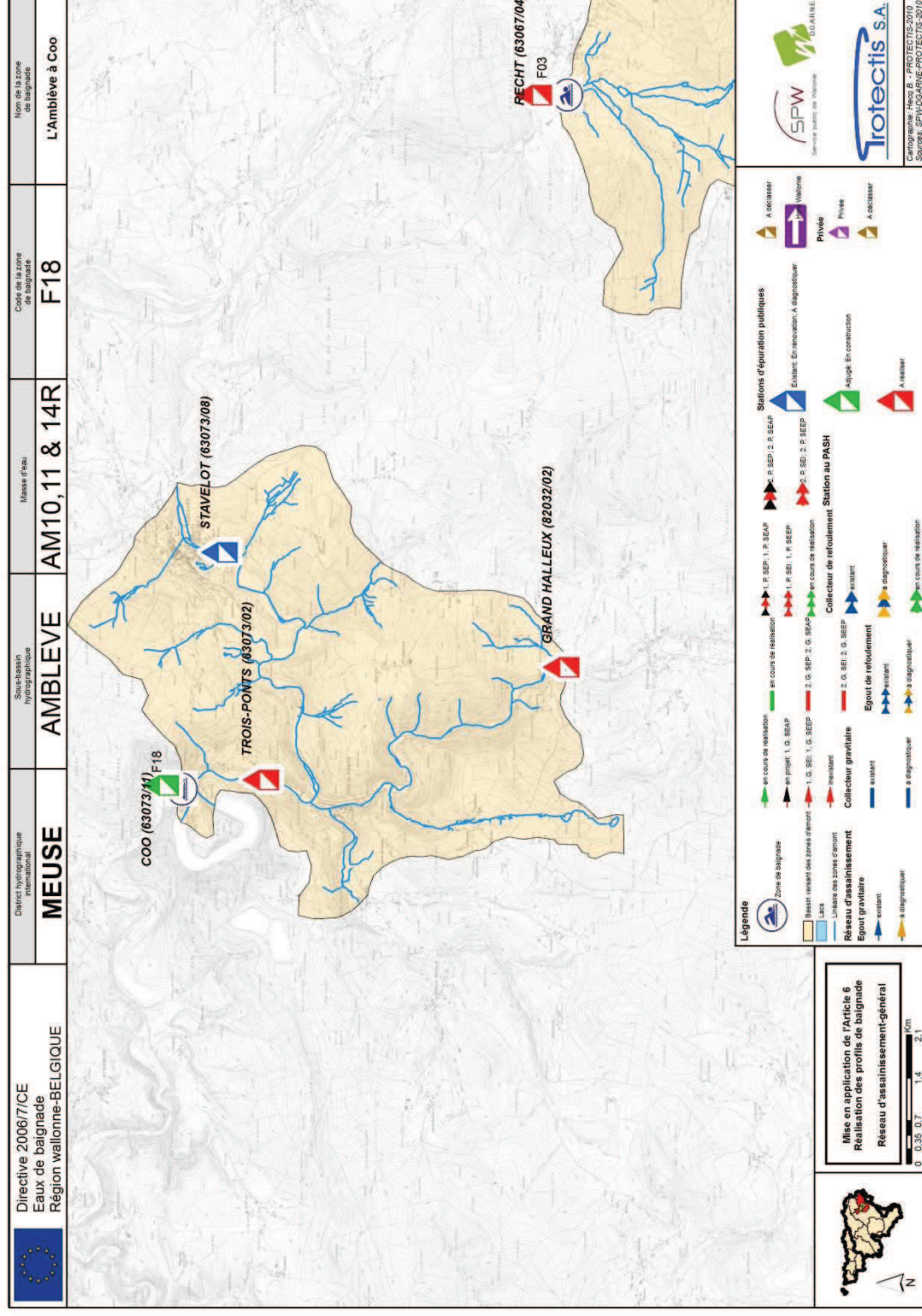
Tableau 20: résultats des analyses bactériologiques réalisées à la station d'épuration de Stavelot au cours de l'année 2009. Source: SPGE et AIDE, 2010

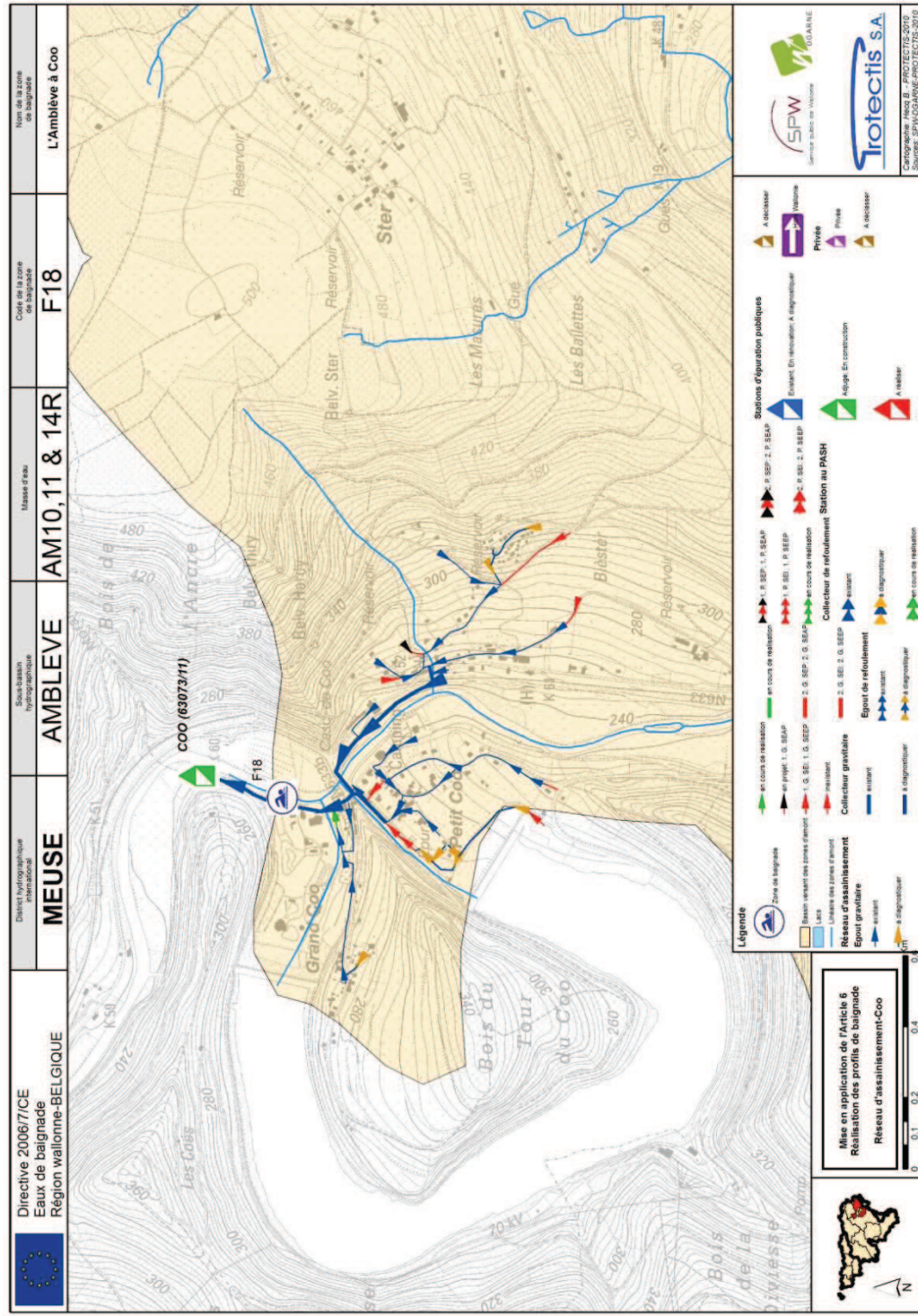
Date	Entrée de STEP		Avant UV		Après UV	
	<i>E. coli</i>	Entérocoques intestinaux	<i>E. coli</i>	Entérocoques intestinaux	<i>E. coli</i>	Entérocoques intestinaux
14/07/2009	24.680	3.200	16.268.000	879.000	56	56
27/07/2009	10.000	10.000	10.000	1.900	40	17
26/08/2009	30.370	2.935	79.423.040	1.860.000	56	56
10/09/2009	18.282.900	765.512	7.637	58	56	56

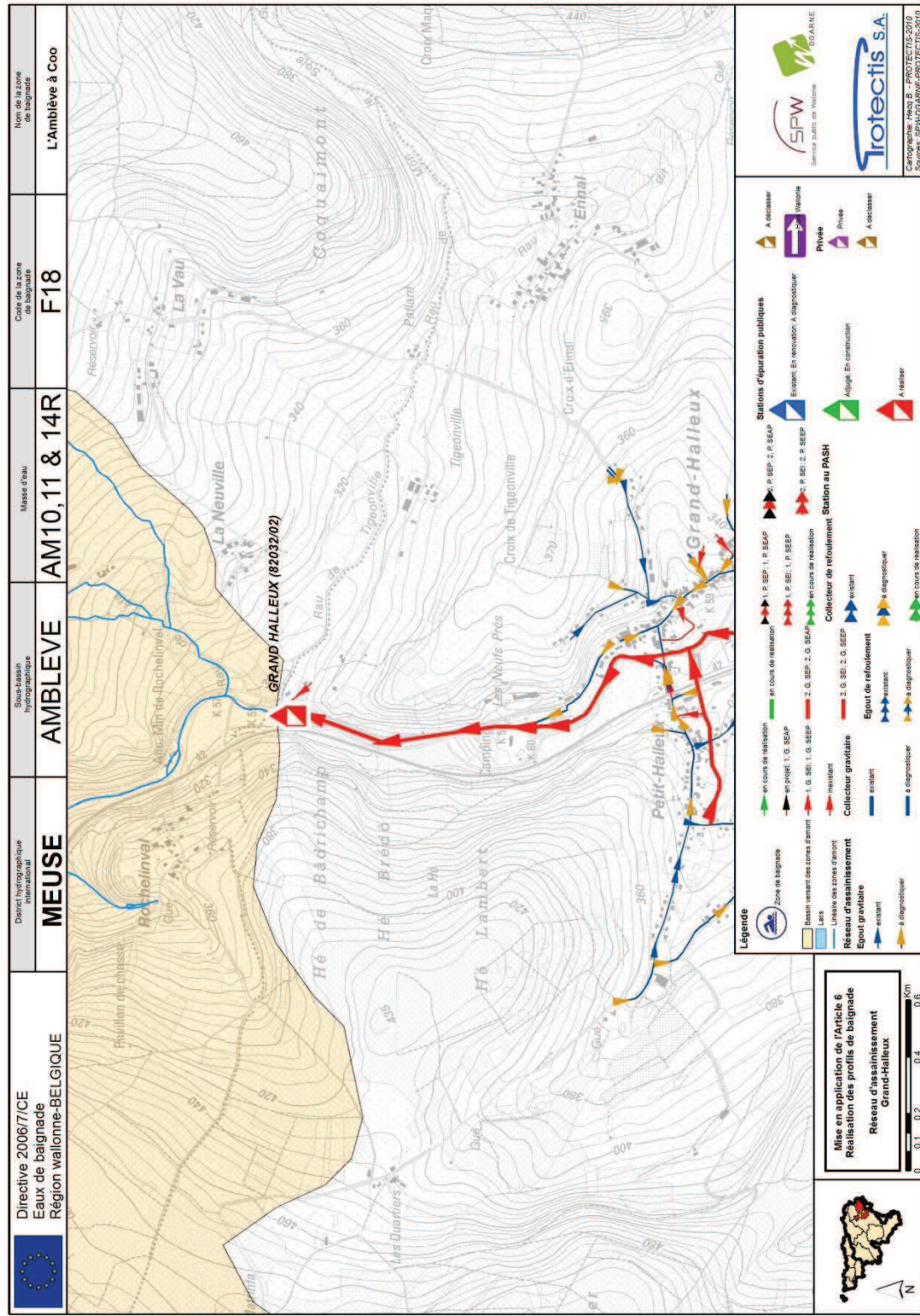
Tableau 21: résultats des analyses bactériologiques réalisées à la station d'épuration de Stavelot au cours de l'année 2010. Source: SPGE et AIDE, 2010

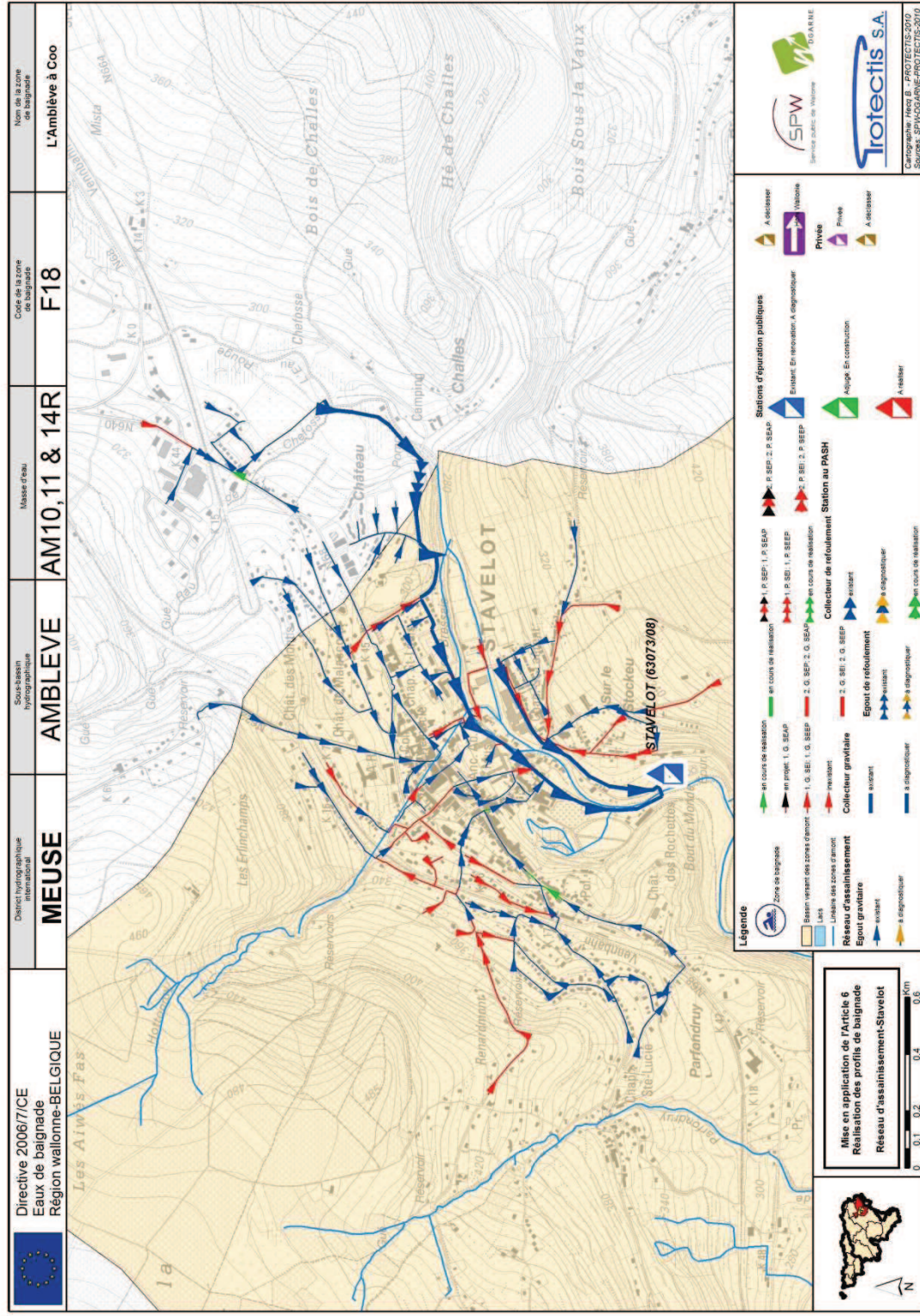
Date	Après UV	
	<i>E. coli</i>	Entérocoques intestinaux
14/06/2010	58	119
30/06/2010	56	1573
20/08/2010	56	56
06/09/2010	919	58

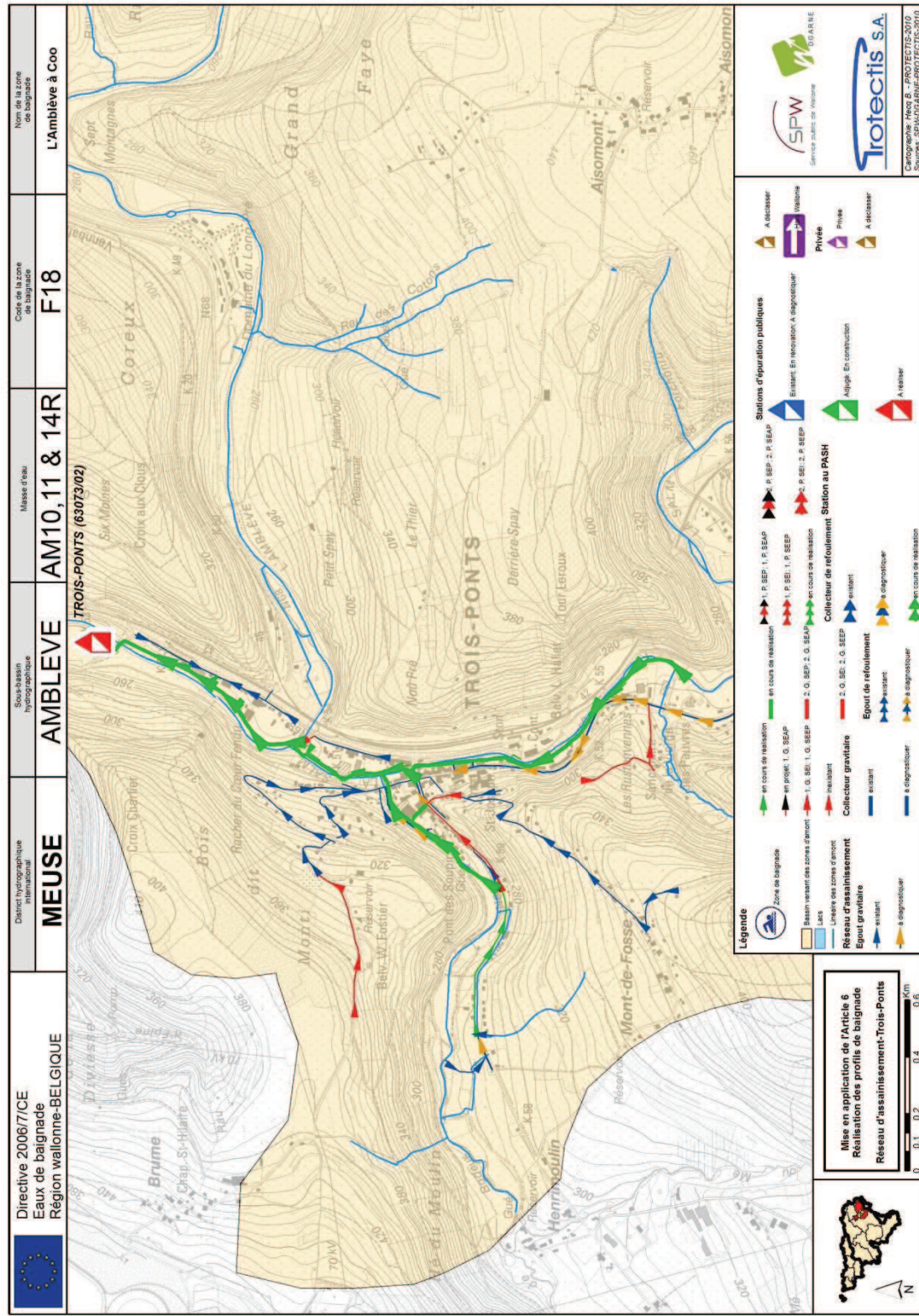
De manière générale, les résultats sont très largement en-deçà des 2.000 CFU d'*E. coli* et 1.000 CFU d'entérocoques intestinaux par 100 ml qui correspondent aux normes de rejet fixées pour la STEP de Stavelot.











Déversoirs d'orage

Lors d'épisodes pluvieux intenses, il arrive souvent que la capacité de stockage du bassin d'orage de la STEP soit atteinte. Dans pareilles circonstances, il est impossible pour la STEP de recevoir tout apport supplémentaire. Elle dérive donc le surplus d'eau reçu directement dans le cours d'eau via le by-pass de la station d'épuration (surverses d'orages).

Plus en amont (DO), des déversoirs d'orage sont également présents sur le réseau de collecte afin de limiter préventivement la quantité totale d'eau reçue par la STEP par temps de pluie mais également d'empêcher l'engorgement du système de collecte.

En cas de fortes pluies, le devenir des eaux excédentaires est identique à celui décrit ci-dessus.

Les déversoirs d'orage sont catégorisés en fonction de la fréquence de colmatage (sensibilité au colmatage), du type de rejet et de la sédimentation. La fréquence des visites de contrôle varie d'une fois par mois jusqu'à une fois par semaine pour les déversoirs plus critiques, c'est-à-dire pour ceux qui se colmatent régulièrement. Certains déversoirs d'orage particuliers sont d'ailleurs équipés d'un capteur relié à un pluviomètre et à un détecteur de passage d'eau qui peut donner l'alarme via GSM, s'il y a un problème en cas de fortes pluies.

La problématique principale des déversoirs d'orage est liée au déversement, parfois en quantité importante, d'eaux usées diluées dans le cours d'eau, ce qui dégrade la qualité de la zone de baignade et peut conduire à la non-conformité de la zone¹⁴.

Dix déversoirs d'orage (DO) et 2 stations de pompage sont situés sur la commune de Stavelot (voir carte). Ces DO reçoivent 12 fois le débit par temps sec et peuvent aller jusqu'à 20 fois le débit par temps sec, il est donc peu probable que ceux-ci posent problème sur la zone.

La localisation de ces déversoirs d'orage en zone amont est représentée aux figures n°28 et 29 qui correspondent aux secteurs de Stavelot et Trois-Ponts.

On note l'absence de DO sur le collecteur de Coo vu la nature du réseau d'égouttage sur la zone (réseau pseudo-séparatif).

En dehors des périodes de fortes pluies, les déversoirs d'orage ne présentent aucun problème.

D'un point de vue technique, l'intercommunale rapporte l'absence de problèmes liés à la présence et au fonctionnement des déversoirs d'orage localisés dans la zone amont de la zone de baignade F18.

¹⁴ En période estivale, il est fréquent que des événements climatiques de type « orages violents » soient responsables de la dégradation de certaines zones de baignade.

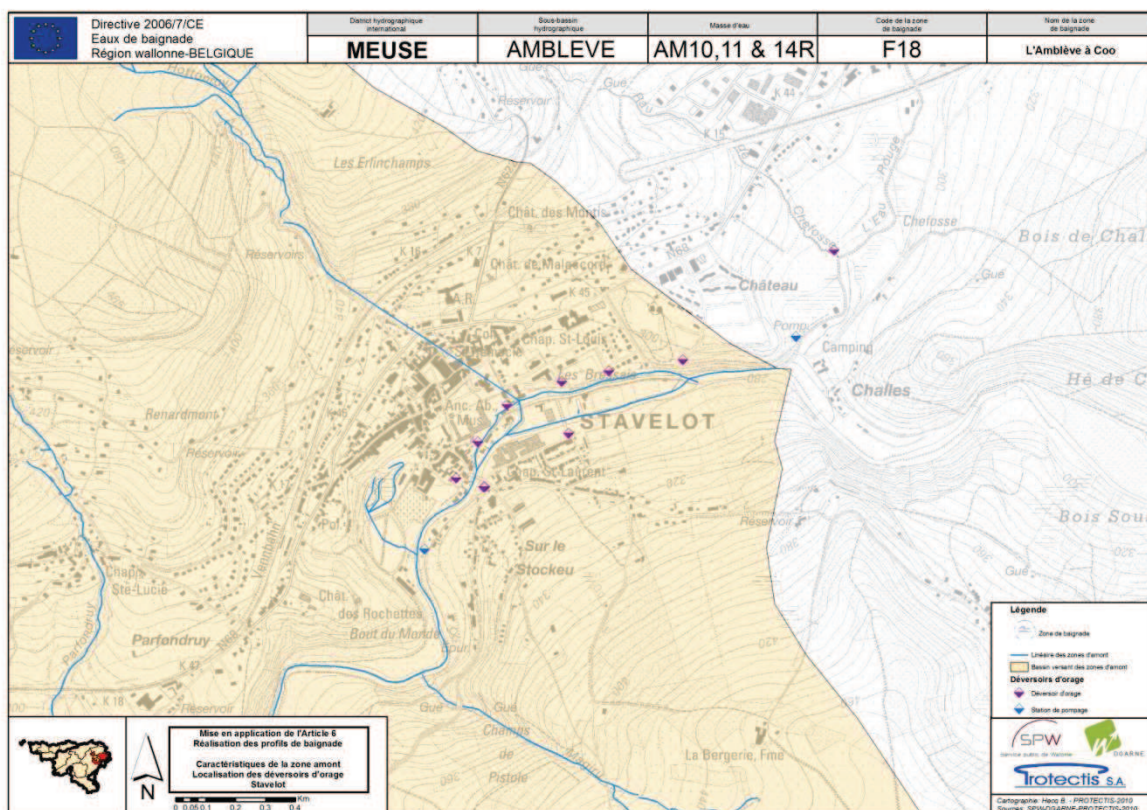


Figure 30 : localisation géographique des déversoirs d'orage situés à proximité du village de Stavelot.
Source des données: AIDE, 2010.

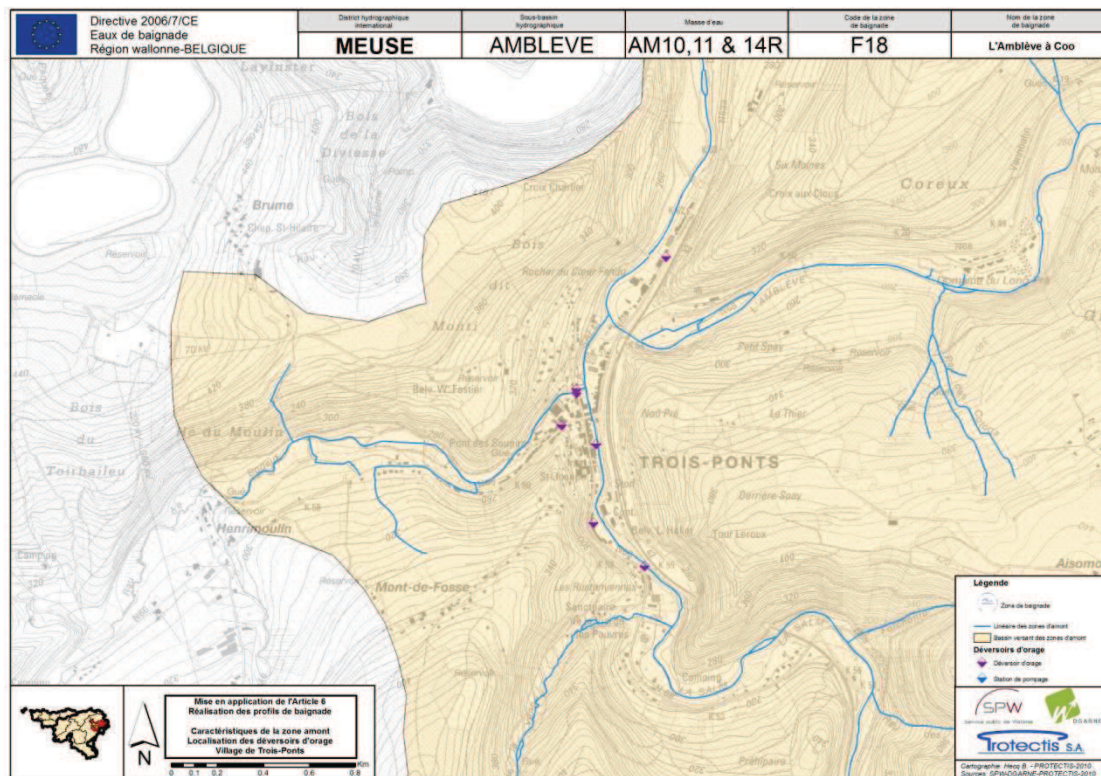


Figure 31 : localisation géographique des déversoirs d'orage situés à proximité du village de Trois-Ponts.
Source des données: AIDE, 2010.

6.4 Assainissement autonome

Les habitations non reprises dans la zone d'assainissement collectif devront soit assurer elles-mêmes l'épuration de leurs eaux usées à l'aide d'un système d'épuration autonome, soit évoluer ultérieurement vers l'autonome ou le collectif en fonction des études qui seront réalisées et des solutions qui seront choisies (zone d'assainissement transitoire).

Dans la zone amont de la zone de baignade F18, de nombreuses zones sont localisées en régime d'assainissement autonome (figure n°32): Aisomont, Basse-Bodeux, Bergeval, Henrimoulin, Parfondruy, Rochelival, Somagne, Spineux, Ster et Wanneranval.

De nombreux rejets ont d'ailleurs été identifiés dans ces différentes zones, ce qui nuit à la qualité bactériologique de la zone de baignade.

- ***Etudes de zone***

Les études de zones permettent de déterminer les modes d'assainissement les plus adéquats pour chaque établissement et/ou groupement d'établissements situés en zones autonome et transitoire.

Dans la zone amont de la zone de baignade F18, l'étude de zone est encore actuellement en cours. Une fois réalisée, cette étude de zones permettra d'identifier les habitations qui ont une incidence sur le milieu récepteur afin de prévoir le mode d'assainissement le plus approprié qui sera choisi pour répondre à la priorité environnementale.

En résumé, il est à ce stade difficile d'évaluer l'impact de l'assainissement autonome en tant que source potentielle de contamination de la zone de baignade malgré les nombreux rejets relevés sur le terrain.

A terme, la finalisation de l'étude de zone, par l'intercommunale en charge de la gestion des eaux usées en zone amont, permettra non seulement d'identifier les habitations incidentes mais également de proposer des solutions de traitement qui permettront d'éviter toute contamination future de la zone de baignade liée au secteur de l'assainissement autonome.

Rejets

De nombreux rejets directs en eaux de surface ont été inventoriés par l'AIDE sur la zone amont et même au-delà, en dehors de la zone. La présence de ces rejets est problématique et constitue un apport de bactéries qui entretient « *un bruit de fond contaminant* » des eaux de la zone amont. Les rejets identifiés par l'AIDE sont présentés aux figures n°33, 34 et 35 respectivement pour les zones de Coö, Grand-Halleux et Trois-Ponts.

Ces relevés ont été menés par l'intercommunale dans le cadre de l'étude des diverses zones de baignade en Province de Liège et de leurs zones amont. Le but de l'étude était d'identifier et de relever toutes les voies d'écoulement artificielles dans les zones urbanisables y incluses et reprises en assainissement autonome¹⁵, ce qui nous a permis de localiser les points de rejets.

En complément du travail d'inventaire réalisé par l'AIDE, d'autres rejets ont été relevés lors de la prospection de la zone amont en 2010. Ceux-ci sont présentés à la figure n°36.

Enfin, la figure n°37 présente en parallèle la localisation des rejets et les différents régimes d'assainissement sur la zone. Sur cette figure, on constate une nouvelle fois la présence majoritaire des rejets en zone d'assainissement autonome, ce qui confirme la problématique liée à cette thématique.

De manière générale, on constate que la présence de rejets directs dans le cours d'eau ainsi que ses affluents reste problématique dans la zone amont, particulièrement dans le secteur de Trois-Ponts et en zone d'assainissement autonome.

¹⁵ Sous réserve d'éléments manquants qui auraient pu ne pas avoir été observés. Les informations récoltées lors de cette étude avaient simplement pour but d'évaluer la faisabilité de leur intégration dans une configuration d'assainissement collectif.

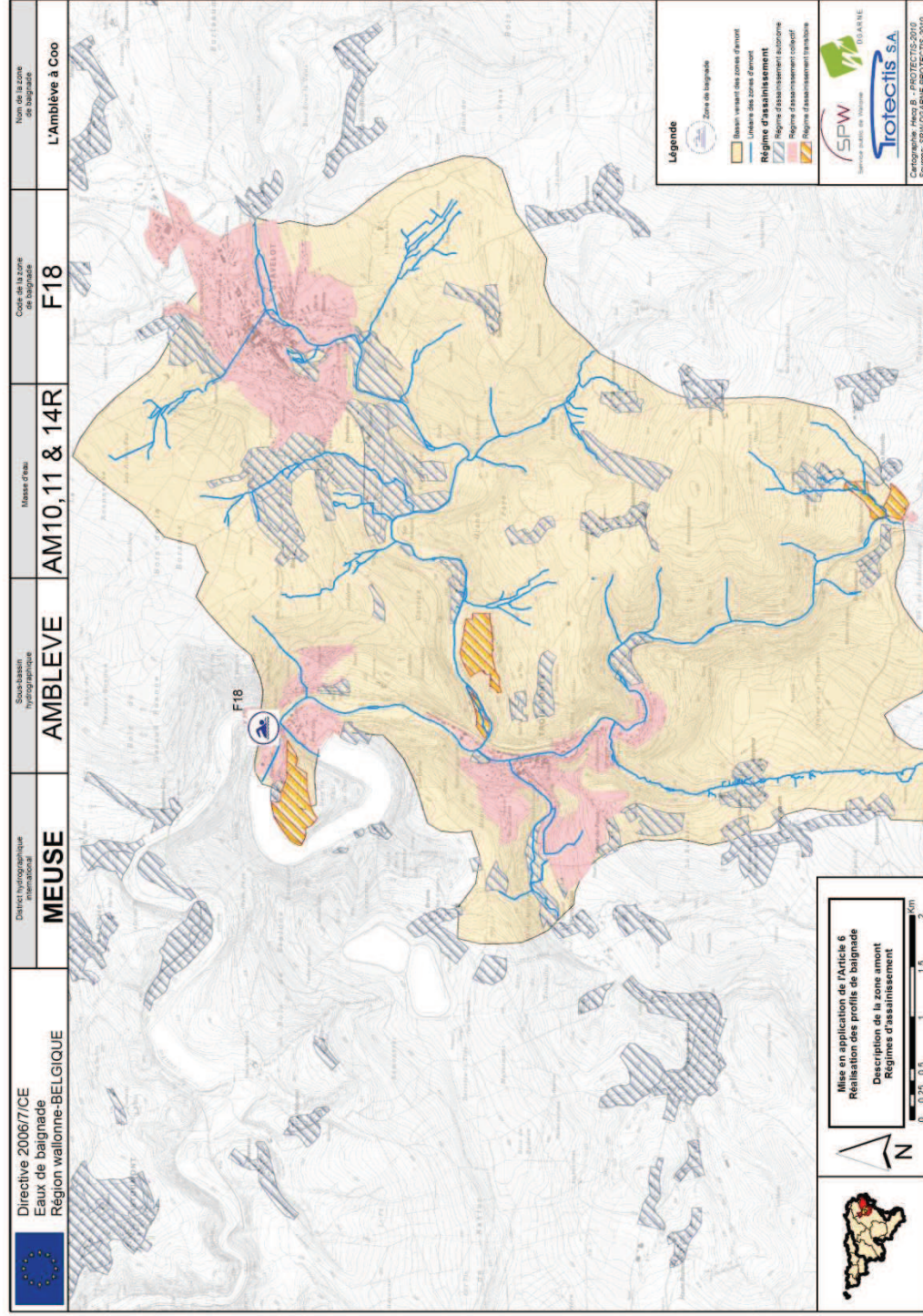


Figure 32 : régimes d'assainissement en zone amont de la zone de baignade F18.

Source des données : SPGE, 2010.

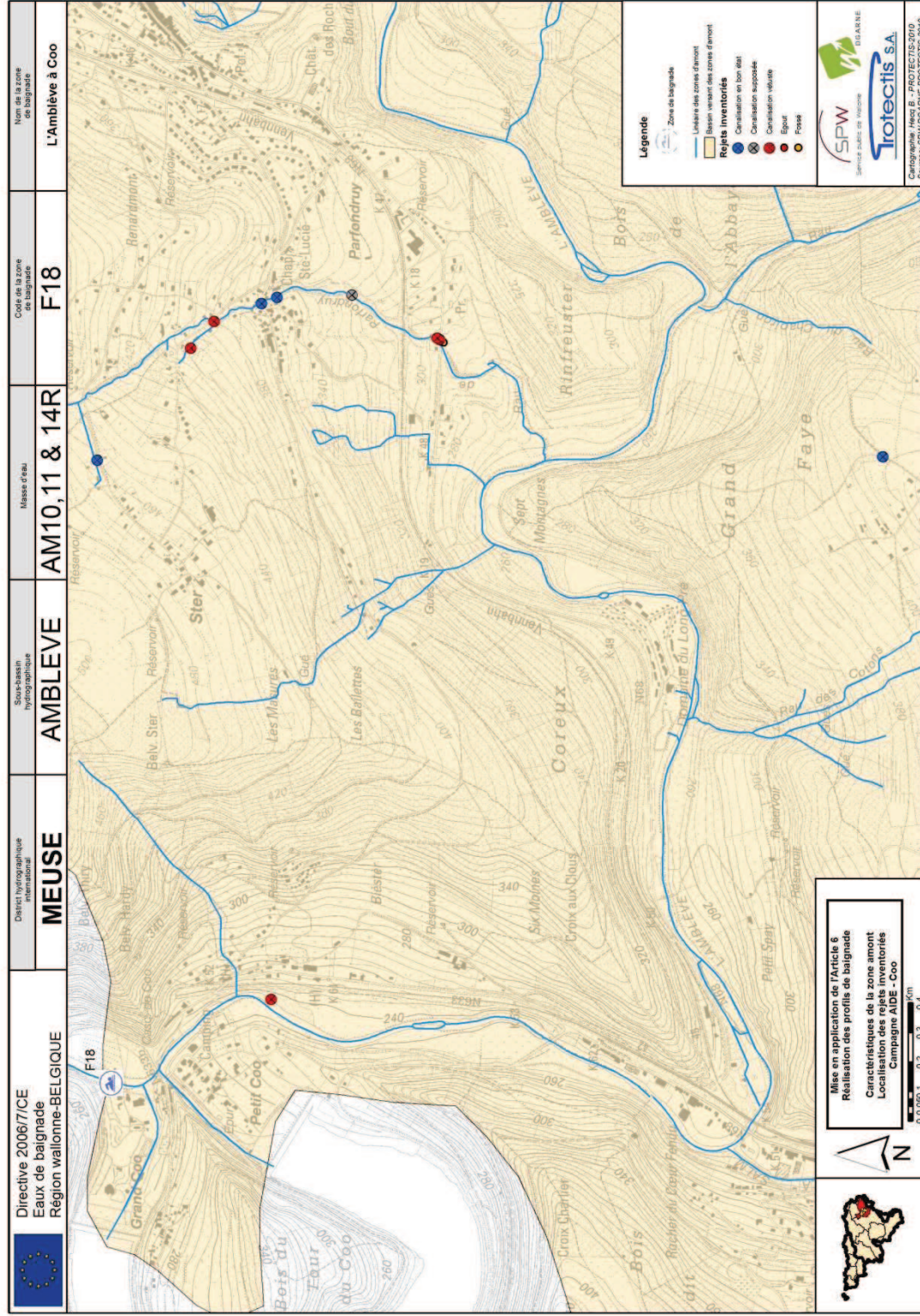


Figure 33: rejets localisés par l'AIDE en zone amont de la zone de baignade – secteur de Coo. Source : AIDE, 2010.

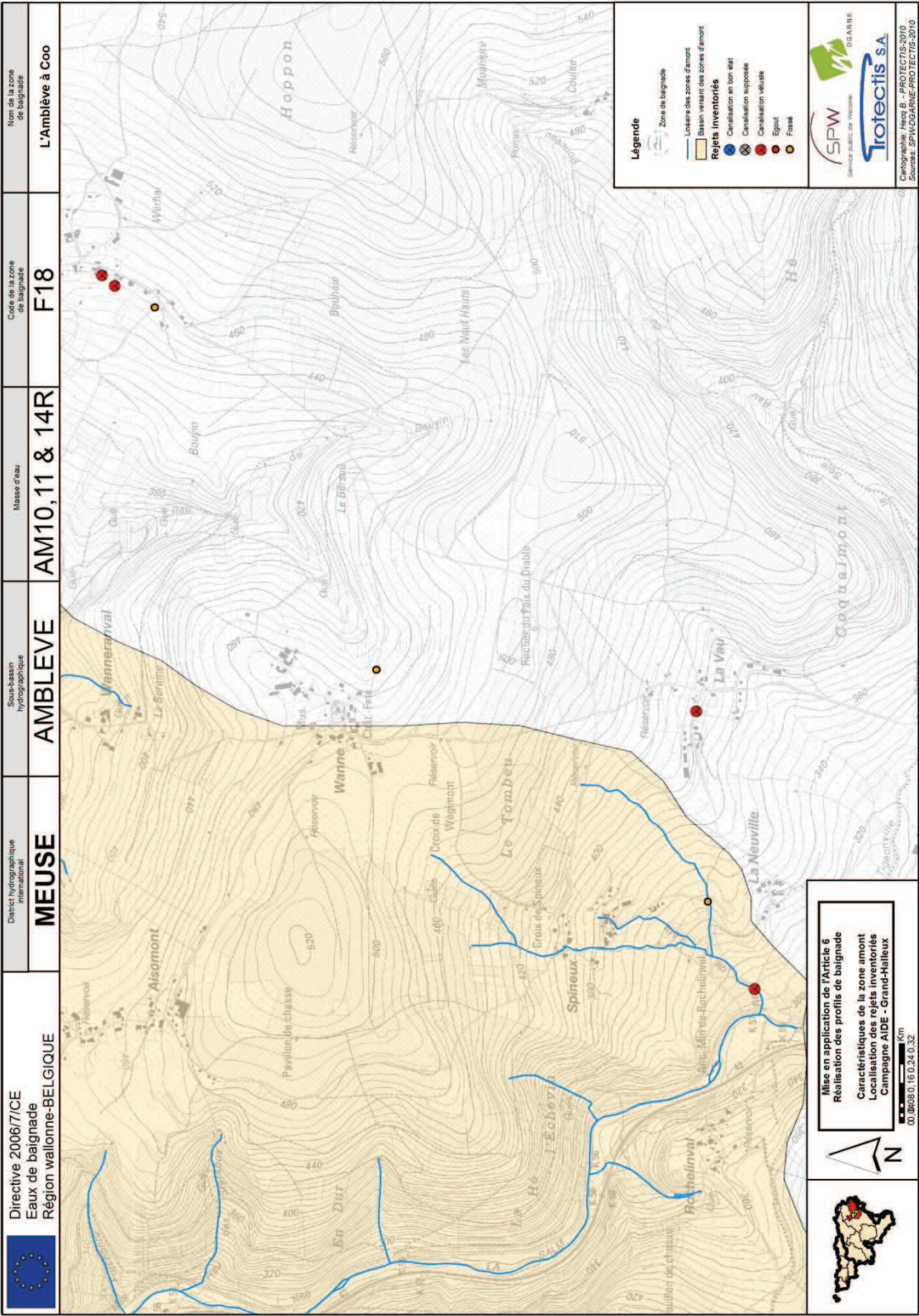


Figure 34 : rejets localisés par l'AIDE en zone amont de la zone de baignade – secteur de Grand Halleux. Source : AIDE, 2010.

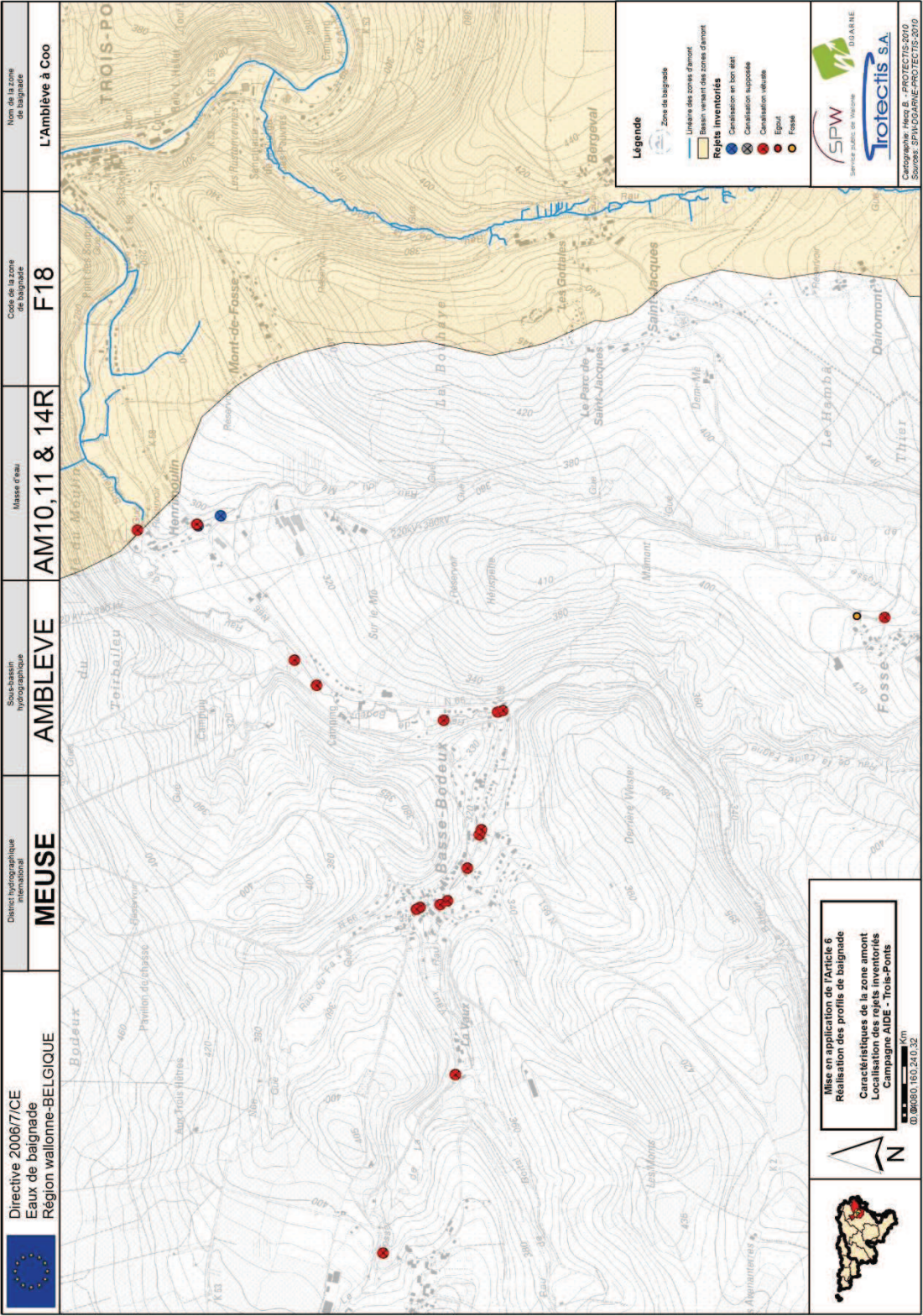


Figure 35 : rejets localisés par l'AIDE en zone amont de la zone de baignade – secteur de Trois-Ponts. Source : AIDE, 2010.

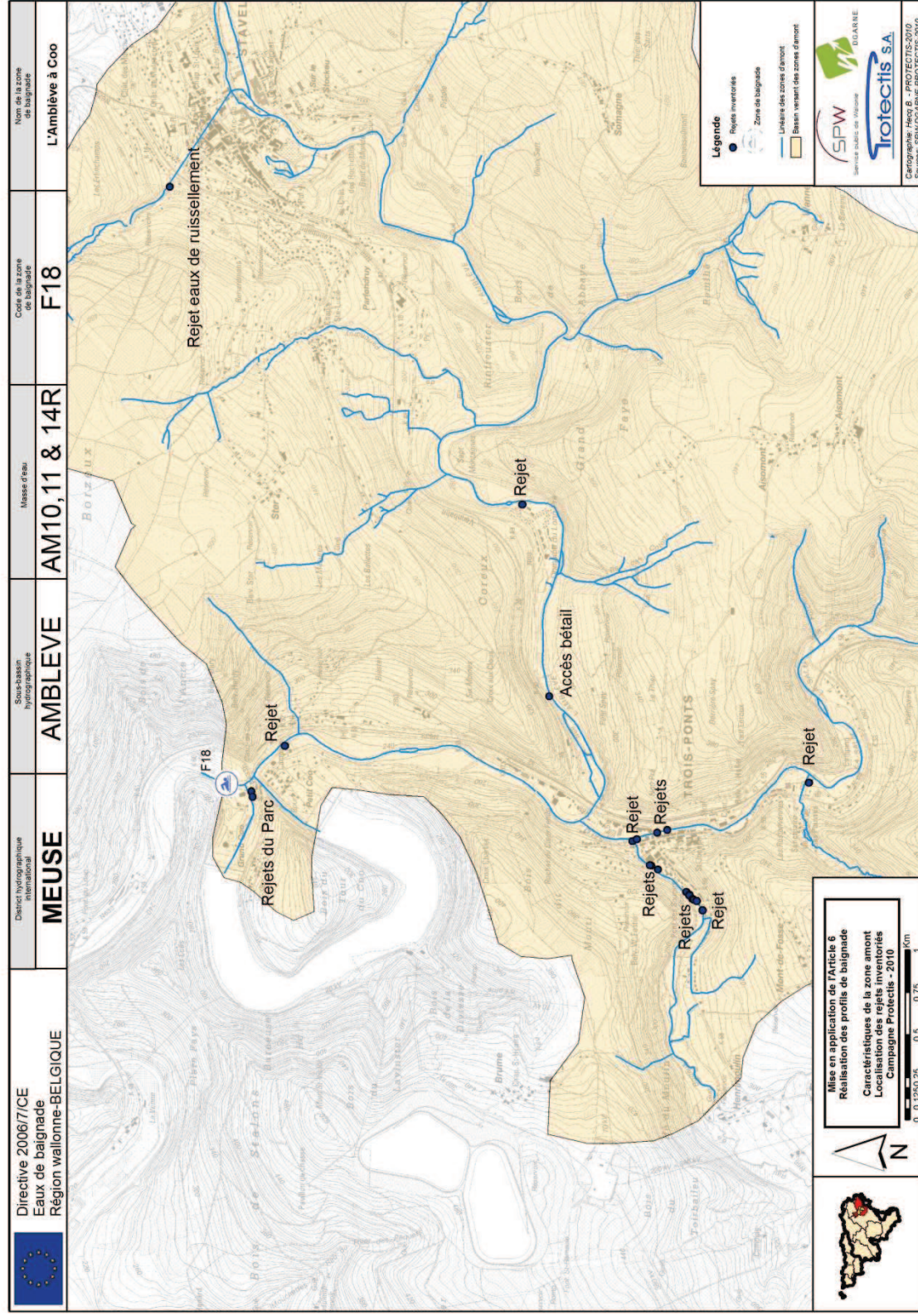


Figure 36: rejets localisés lors de la campagne d'inventaire 2010 en zone amont de la zone de baignade – secteur de Trois-Ponts.

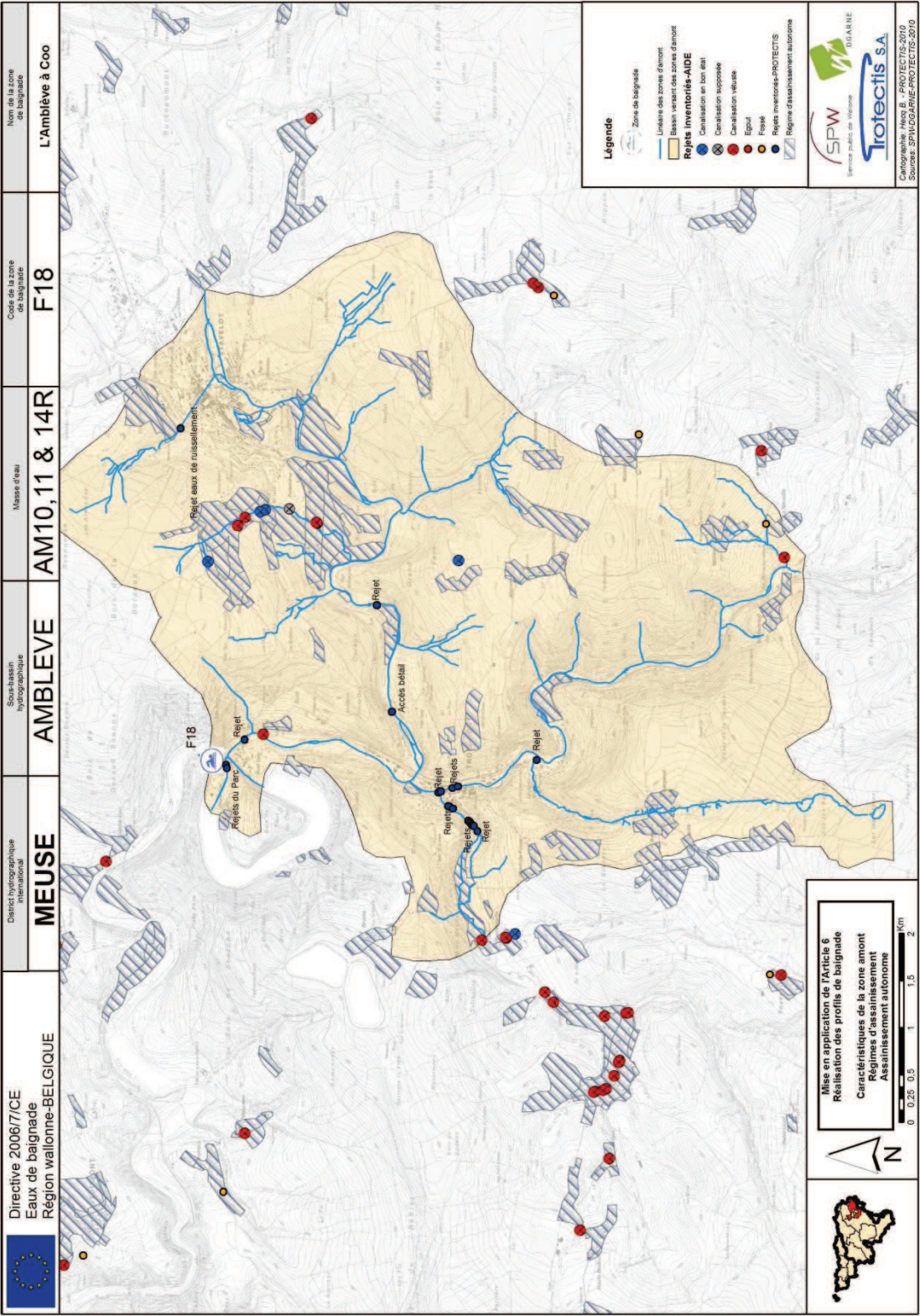


Figure 37: localisation des zones situées en régime d'assainissement autonome dans la zone amont de la zone de baignade F18. Source : SPGE, 2010.

6.5 Agriculture

En Région wallonne, l'agriculture est un secteur d'activité qui peut exercer des pressions non négligeables sur les eaux de surface et les eaux souterraines. Du point de vue des eaux de baignade, certaines activités agricoles peuvent dégrader la qualité bactériologique des zones de baignade et conduire à la non-conformité de la zone.

Plusieurs sources de pollution diffuse peuvent être à l'origine d'une contamination de la zone de baignade :

- Accès du bétail au cours d'eau (apport de matières fécales et de sédiments);
- Stockage de fumier dans le lit majeur du cours d'eau (matières fécales);
- Fertilisation via l'épandage de matières organiques d'origine fécale (déjections animales) ;
- Déversement d'effluents dans la rivière (rejets directs en eaux de surface).

Comme abordé dans la section relative à l'occupation du sol, l'agriculture est essentiellement présente dans deux petites zones situées au nord-est ainsi qu'au sud-ouest de la zone amont. Dans ces deux zones, la figure n°38 différencie clairement les parcelles qui sont utilisées à des fins culturales (couleur orange) de celles qui sont utilisées pour l'élevage (couleur verte). Les problématiques étant différentes pour ces deux thématiques, elles seront abordées de manière distincte dans la suite de cette section.

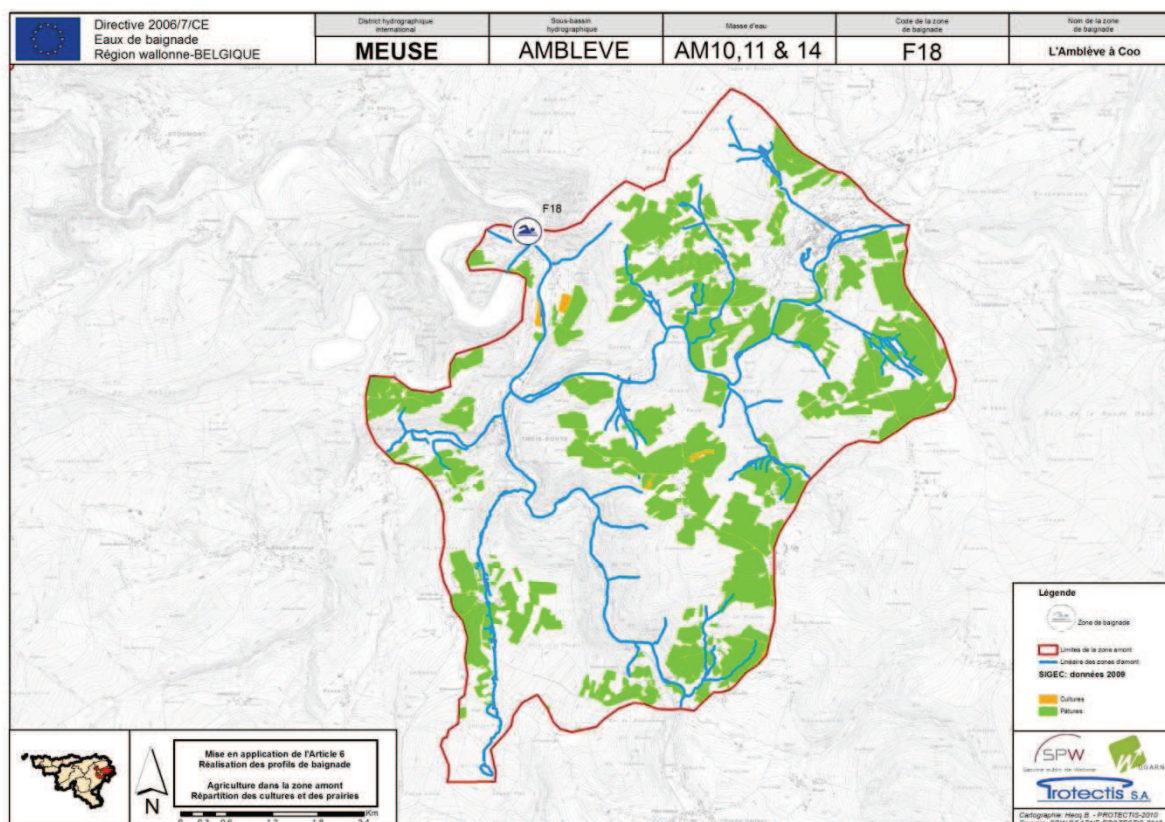
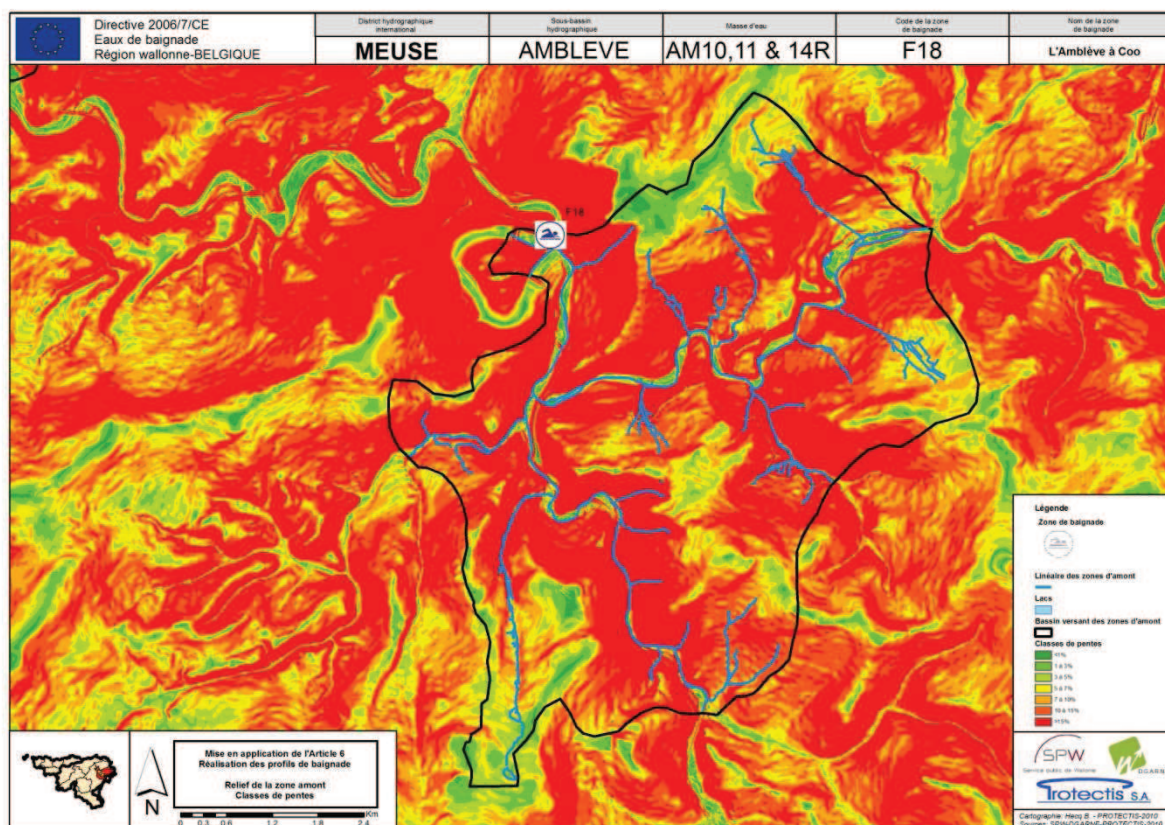


Figure 38: répartition des cultures et des prairies dans la zone amont de la zone de baignade F18.
Source des données: SPW, 2010

Cultures

Comme on l'observe à la figure n°38, les cultures sont absentes de la zone amont. En effet, la figure n°39 qui présente la répartition des pentes sur cette zone montre clairement la présence majoritaire d'un relief très accidenté qui limite de manière conséquente les techniques culturales.



Du point de vue des pratiques culturales, ce sont essentiellement les épandages réalisés sur les champs qui sont susceptibles de dégrader la qualité des eaux de baignade situées en aval. En effet, le ruissellement des terres agricoles draine une part non-négligeable des éléments épandus sur les cultures. En fonction de la nature, de la quantité et du type de pente, l'impact sur le milieu récepteur ne sera pas le même.

Les cultures étant absentes de la zone amont, elles sont étrangères à toute contamination.

Elevage

La présence d'animaux (bovins ou équidés) en bordure de cours d'eau peut constituer une source de contamination non-négligeable des eaux de baignade.

En effet, lorsque ces animaux ont accès au cours d'eau, leur présence dans le lit du cours entraîne automatiquement la présence de matières fécales dans le cours d'eau et donc la contamination des eaux de baignade. De plus, le piétinement des fonds de cours d'eau peut également occasionner une mise en suspension des sédiments et donc un enrichissement en nutriments. Ce piétinement peut aussi provoquer un accroissement du risque d'érosion. En effet, le passage répété du bétail à proximité du cours d'eau a pour conséquence une déstabilisation du terrain, ce qui entraîne un glissement de terre vers le cours d'eau.

Historiquement, le rapport entre les coliformes fécaux et les entérocoques intestinaux était utilisé pour déterminer l'origine animale ou humaine d'une pollution fécale. Actuellement, ce rapport n'est plus utilisé car plusieurs études ont démontré son manque de spécificité dans diverses situations.

A terme, le développement et l'utilisation d'une méthodologie analytique spécifique qui détermine avec certitude l'origine des bactéries permettra d'affiner l'identification des sources de contamination de la zone de baignade (Pourcher, 2009). En l'absence de cette méthodologie, seules les observations de terrain, l'évolution de certains profils (campagne de prélèvements réalisée en 2010) et l'avis de personnes de terrain ont permis d'établir l'origine des contaminations fécales sur les différentes zones de baignade wallonnes.

La figure n°40 identifie les parcelles agricoles caractérisées par de l'élevage. Nonobstant la présence d'un relief très accidenté en zone amont, des prairies sont tout de même présentes là où le relief est moins accidenté. Sur cette figure, on distingue clairement les prairies permanentes (couleur verte) des prairies temporaires (couleur jaune, absentes de la zone amont). On observe également que certaines prairies sont situées à proximité immédiate des cours d'eau et que d'autres sont situées à proximité des têtes de bassin de petits affluents de l'Amblève.

Plusieurs dispositions légales ont été prises antérieurement, afin de solutionner la problématique de l'accès du bétail au cours d'eau. Toutefois, certaines communes disposent de dérogations par rapport à l'obligation de poser des clôtures en bordure de cours d'eau, depuis 2003. A noter néanmoins que l'article R114 du Code de l'Eau prévoit que les dérogations de clôtures octroyées conformément à l'article 8, dernier alinéa, de l'arrêté royal du 5 août 1970, sont abrogées dans les zones de baignade et les zones d'amont marquées d'un astérisque à l'annexe I et l'accès du bétail y est interdit pendant toute l'année.

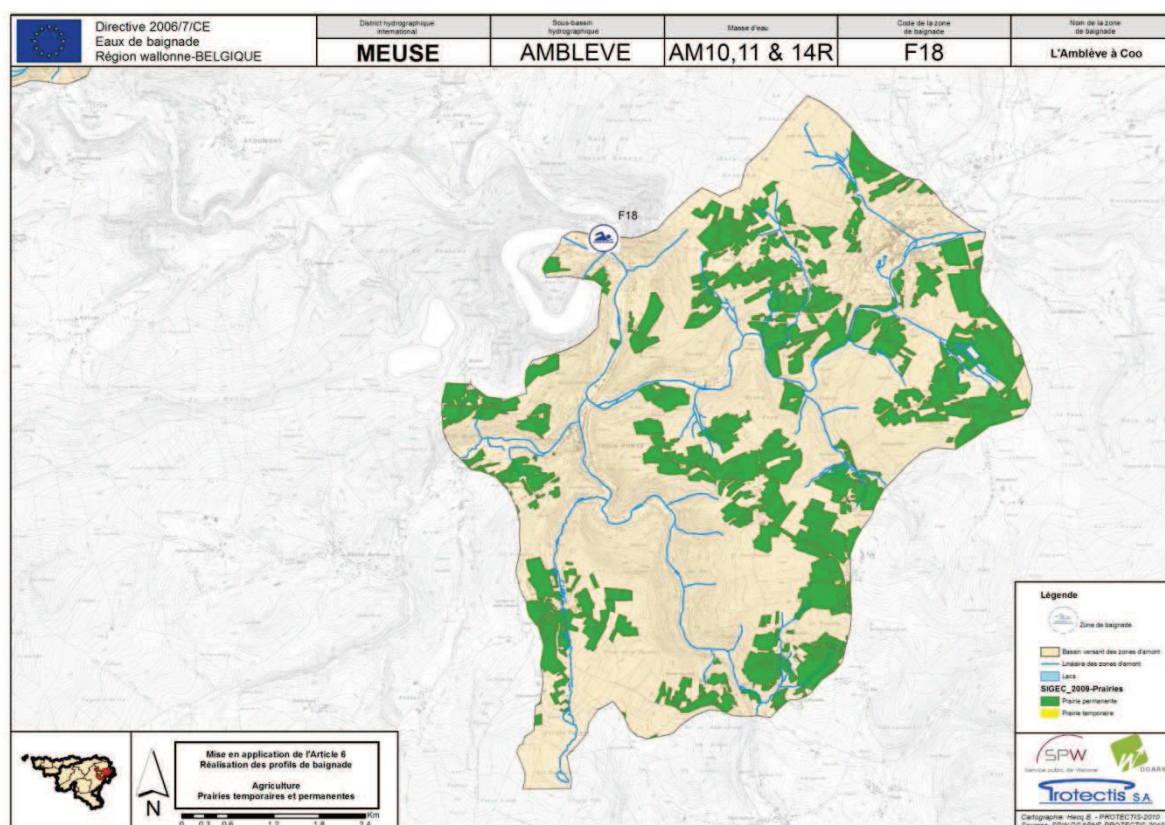


Figure 40 : importance et répartition des prairies pâturées en zone amont de la zone de baignade F18.
Source des données : SPW, 2009

Le tableau n°21 reprend les principales dispositions légales prises depuis l'instauration du règlement général de police des cours d'eau non-navigables.

Tableau 22 : dispositions légales prises en Wallonie par rapport à la problématique de l'accès du bétail au cours d'eau.

Texte de loi	Principe	Mise en application
Article 8 de l'AR du 05/08/1970	Obligation de clôturer les pâtures en bordure des cours d'eau.	1 ^{er} janvier 1973
...mais	...des dérogations sur l'ensemble d'une commune sont autorisées sur proposition dûment motivée faite par le conseil communal avant le 1 ^{er} août 1972.	Effet immédiat
Article 9 AGW du 24/07/2003	Abrogation des dérogations dans certaines zones : baignade, protection, etc. (cf. annexe I de l'AGW).	Effet immédiat
Article 10 de l'AR du 05/08/1970	Interdiction de dégrader, d'affaiblir, de quelques manières que ce soient, les berges, le lit ou les digues d'un cours d'eau.	Effet immédiat

Pour tenter de résoudre la problématique de l'accessibilité du bétail au cours d'eau, un groupe de travail « clôtures » a été mis en place en 2009.

Plusieurs sources de données peuvent être utilisées pour établir un éventuel lien entre la contamination des zones de baignade et l'accès du bétail aux cours d'eau: linéaire de berges non-clôturées, points noirs relevés par le Contrat de Rivière concerné, inventaire de terrain, etc.

Suite aux inventaires de terrain menés en 2010, une actualisation de la problématique de l'accès du bétail au cours d'eau a, une nouvelle fois, été réalisée dans la zone amont de la zone de baignade F18. Cette actualisation est présentée aux figures n°41 (Coo et Stavelot) et n°42 (Trois-Ponts).

Au total, la campagne d'inventaire a relevé 1 183 mètres de linéaire de berges non-clôturées, en bordure de prairies pâturées et 1 090 mètres de linéaire de berges clôturées mais où subsistent des accès du bétail au cours d'eau.

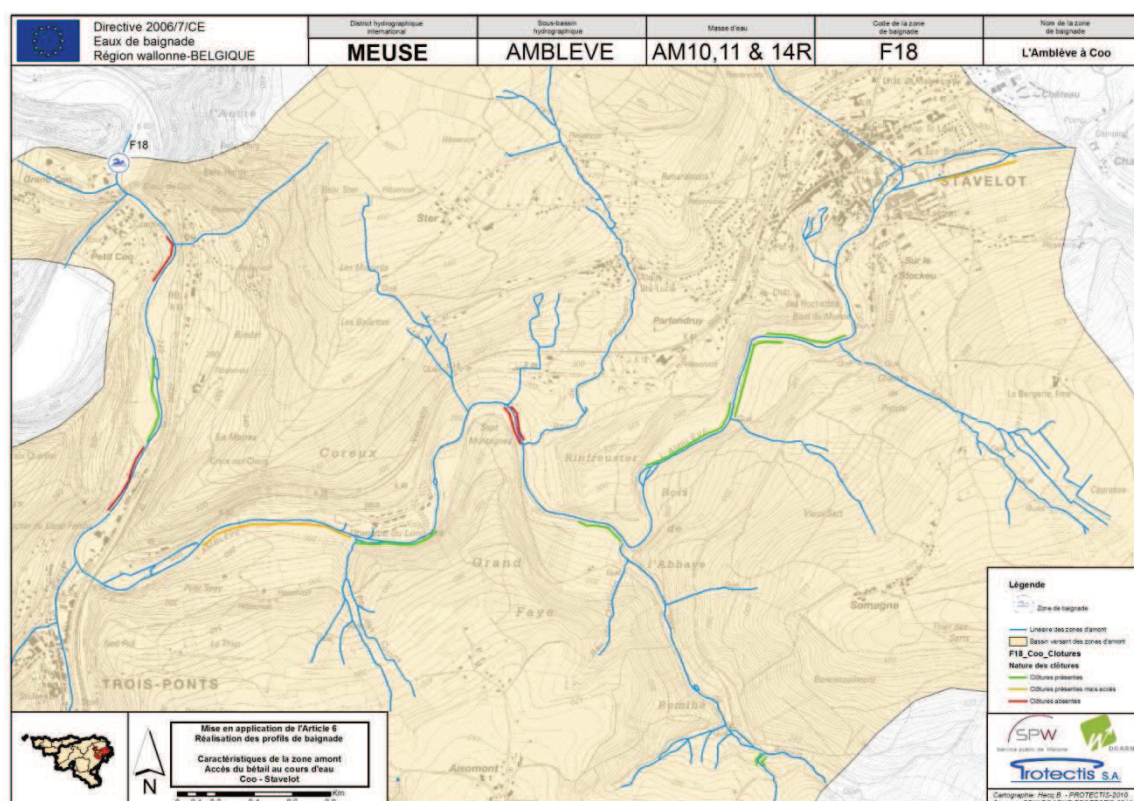


Figure 41: accès du bétail au cours d'eau – nature des clôtures relevée sur le terrain lors des inventaires de 2010 sur le secteur Coo-Stavelot.

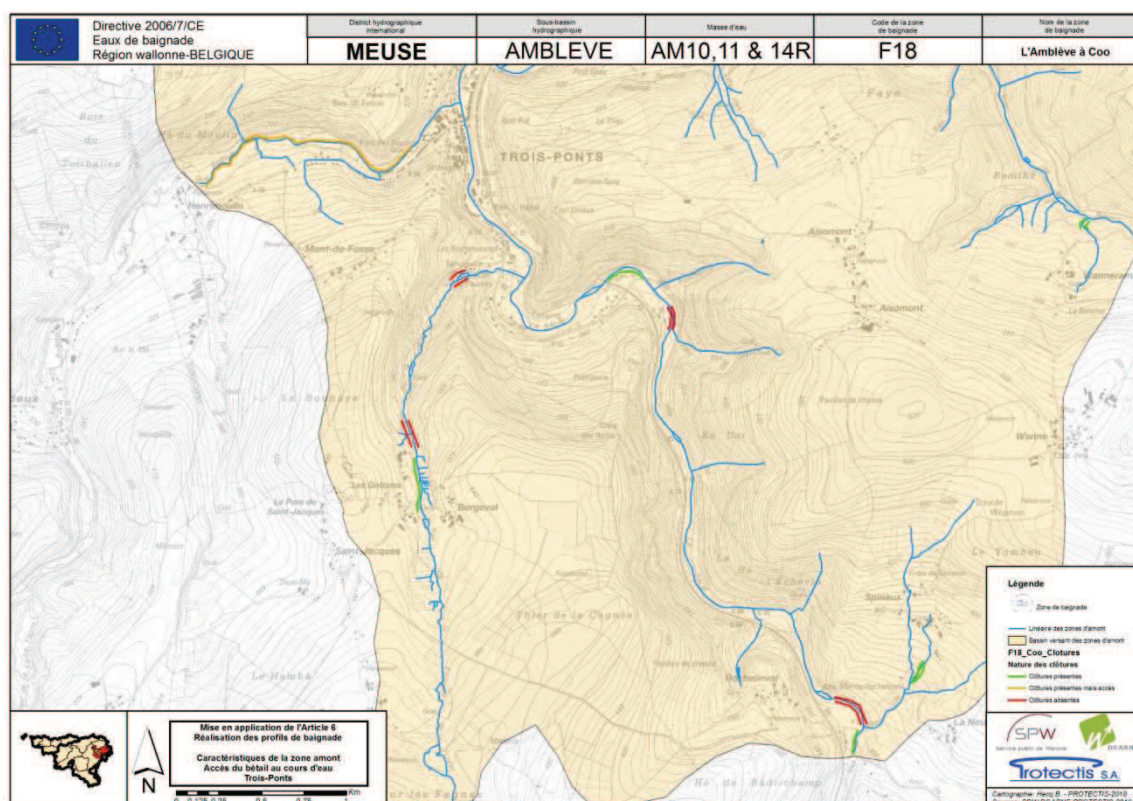


Figure 42: accès du bétail au cours d'eau – nature des clôtures relevée sur le terrain lors des inventaires de 2010 sur le secteur de Trois-Ponts.

D'autres sources de contamination agricoles existent également : le stockage de fumier, les épandages de lisier et les rejets directs d'effluents agricoles. Cependant, les inventaires de terrain réalisés au cours de la campagne 2010 n'ont pas relevé de problèmes majeurs concernant ces trois thématiques.

De manière générale, on constate que quelques prairies pâturées sont non-clôturées et permettent au bétail d'accéder au lit du cours d'eau et donc de contaminer la zone de baignade. Cependant vu la distance de ces prairies par rapport à la zone de baignade et leur faible importance, cette thématique ne semble pas responsable de la non-conformité de la zone de baignade même si cette dernière entretient tout de même un certain « bruit de fond contaminant »

6.6 Tourisme

La Wallonie présente des caractéristiques culturelles et paysagères très diversifiées qui attirent chaque année de nombreux touristes. Dans la partie wallonne du District Hydrographique International de la Meuse (là où sont localisées la majorité des zones de baignade), le tourisme est un secteur d'activité économique important (tant du point de vue du nombre d'établissements et des emplois qui en dépendent que des pressions générées sur le milieu récepteur). En 2008, le nombre d'établissements touristiques présents en Région wallonne dépassait les 5.500 unités.

De manière générale, le tourisme présente une saisonnalité qui est fortement liée aux conditions météorologiques et aux congés scolaires.

En 2005, l'Office du Tourisme Wallon (OTW), publiait des statistiques relatives aux fréquentations de 39 Maisons du Tourisme réparties en Région wallonne. Ces statistiques, directement liées à la fréquentation touristique globale, permettent d'observer la répartition mensuelle des touristes au cours d'une année¹⁶.

Si l'on compare la répartition des fréquentations mensuelles de 2005 aux taux de contamination mensuels moyens relevés pour l'ensemble des zones de baignade wallonnes (figure n°43), on observe que l'augmentation brutale des concentrations en entérocoques intestinaux (Streptocoques fécaux) au mois de juillet correspond également au pic de fréquentation touristique.

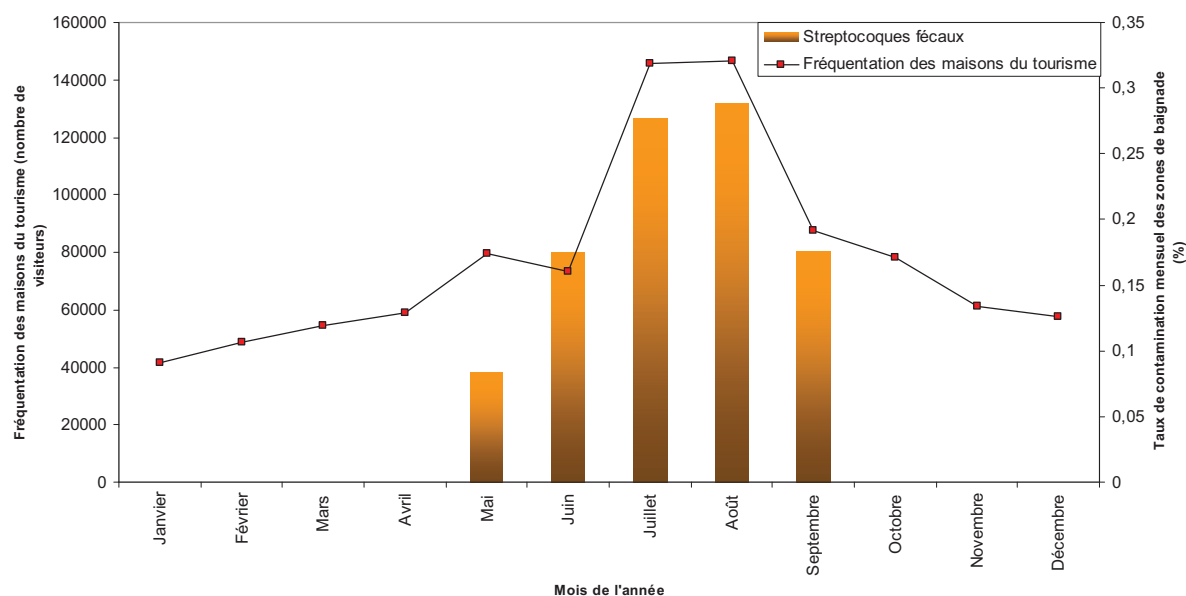


Figure 43: fréquentation des maisons du tourisme en 2005 et concentrations mensuelles moyennes en streptocoques fécaux (historique des moyennes mensuelles de toutes les zones de baignade wallonnes).
Source des données : SPW/OTW, 2005

¹⁶ Les conditions météorologiques peuvent cependant modifier légèrement les données mensuelles (présence de neige, pluviométrie importante, etc.). Cependant, à l'échelle annuelle, la tendance est identique.

Sur ce graphique, l'existence d'un lien relativement fort entre le niveau de contamination des zones de baignade et l'importance de la fréquentation touristique est indéniable.

Il est donc impératif de prendre en compte ce paramètre, à l'échelle de chaque zone amont, afin d'identifier les éventuelles sources de contamination en lien avec le secteur du tourisme.

Plusieurs établissements touristiques sont présents dans la zone amont de la zone de baignade de l'Amblève à Coe (F18):

- 1 parc d'attraction ;
- 2 campings ;
- 7 hôtels ;
- 18 établissements de type « tourisme rural » ;
- 22 établissements « non reconnus » ;
- 1 établissement de type « tourisme social » ;
- 1 village de vacances.

Pour chaque zone amont des zones de baignade, il est possible d'estimer le nombre théorique d'équivalents-habitants (EH) générés par le secteur du tourisme.

Au total, le nombre d'équivalent-habitant (EH) potentiels générés dans la zone amont est estimé à 3 000 EH, ce qui est important à l'échelle de la zone amont. La répartition des EH d'origine touristique par type d'établissement est présentée à la figure n°44.

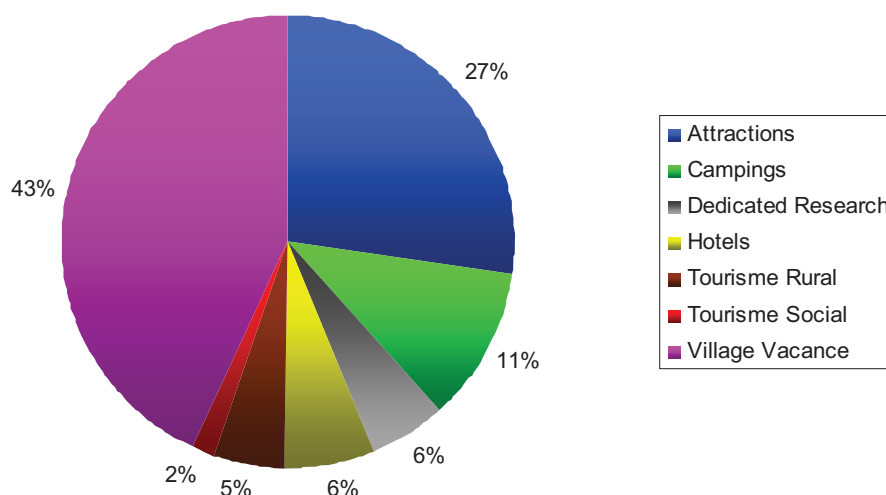


Figure 44 : répartition des EH d'origine touristique dans la zone amont de la zone de baignade F18.
Source des données: PROTECTIS, 2009

La localisation géographique de ces établissements est reprise aux figures n°45 (Coo), 46 (Stavelot) et 47 (Grand Halleux), qui précisent également la quantité théorique d'EH générés pour chaque établissement, calculée sur la base des capacités maximales d'accueil de ces établissements touristiques¹⁷. Toutefois, deux établissements géo-référencés en dehors de la zone d'amont mais qui sont présents dans ces zones et ne figurent pas sur ces cartes, ont tout de même été pris en compte dans l'évaluation globale des charges potentielles. Il s'agit d'un camping (camping de la Salm) qui génère 250 EH et d'un village de vacances (Domaine des Longs Prés) qui génère potentiellement 1000 EH.

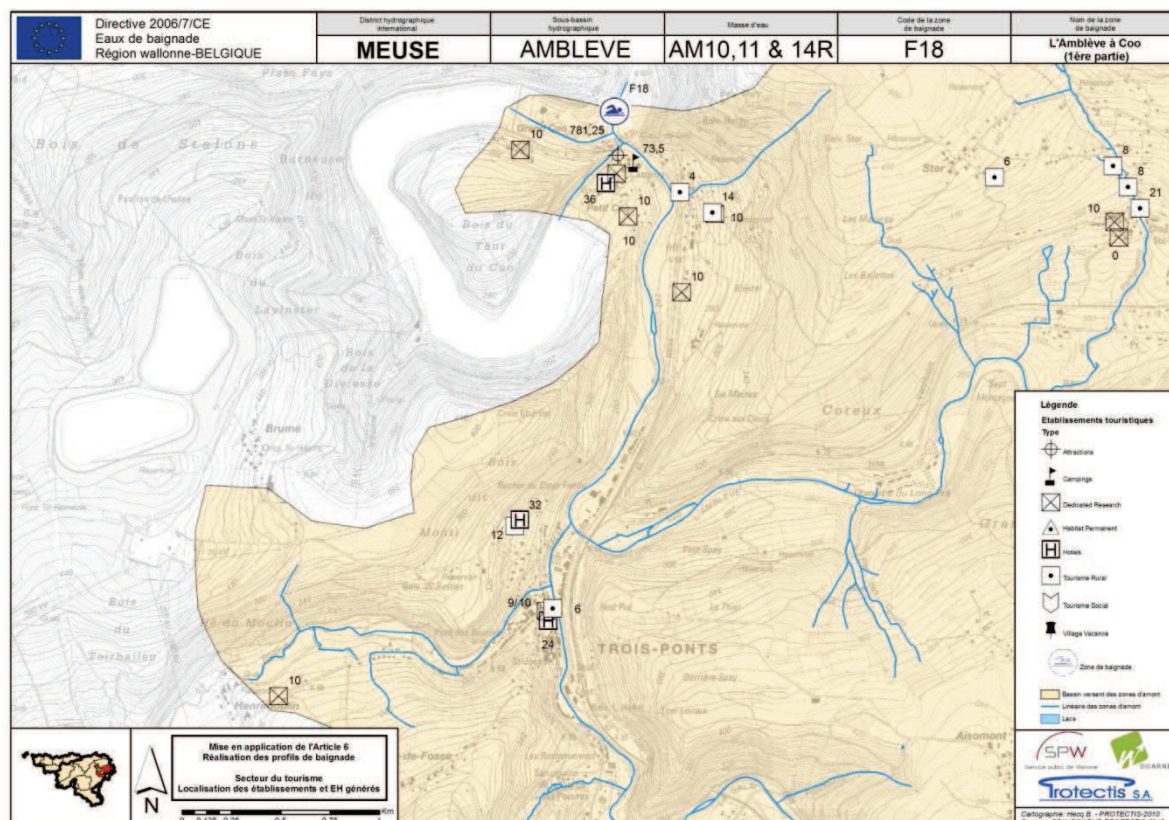


Figure 45 : localisation géographique des établissements touristiques situés dans la zone amont de la zone de baignade F18 (secteur de Trois-Ponts) et EH théoriques générés.
Source des données: PROTECTIS, 2009

¹⁷ Pour les établissements dont l'information n'était pas disponible, le nombre d'EH est de 0.

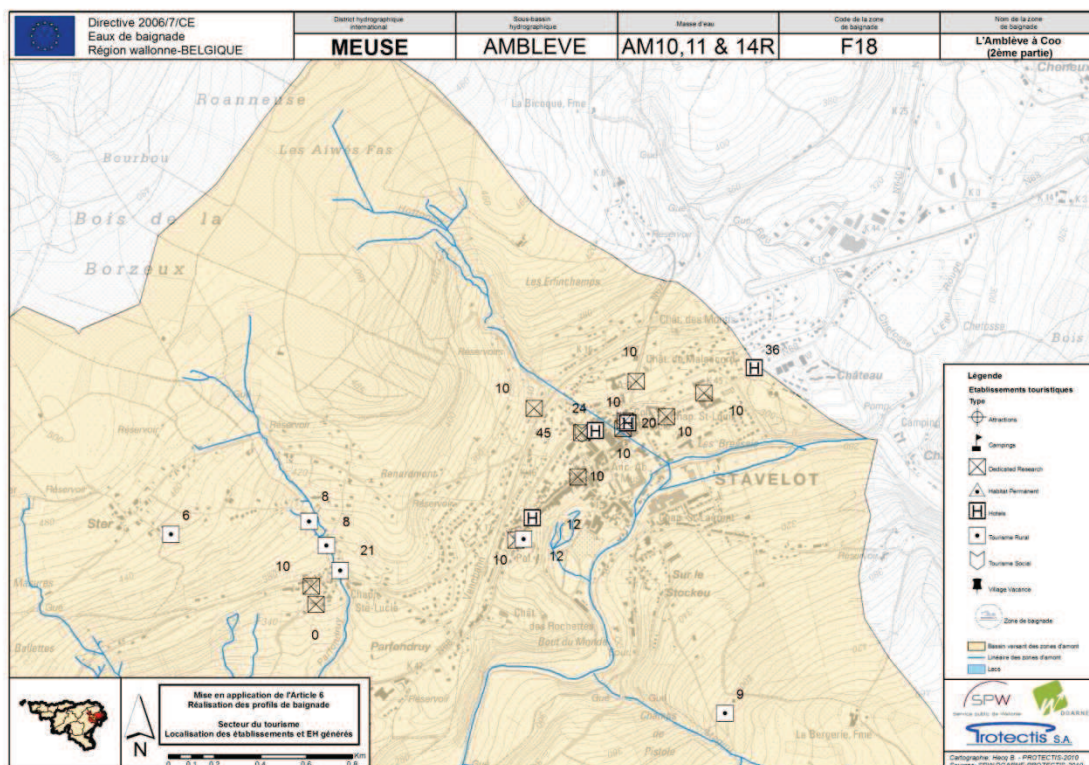


Figure 46: localisation géographique des établissements touristiques situés dans la zone amont de la zone de baignade F18 (secteur de Stavelot) et EH théoriques générés.
Source des données: PROTECTIS, 2009

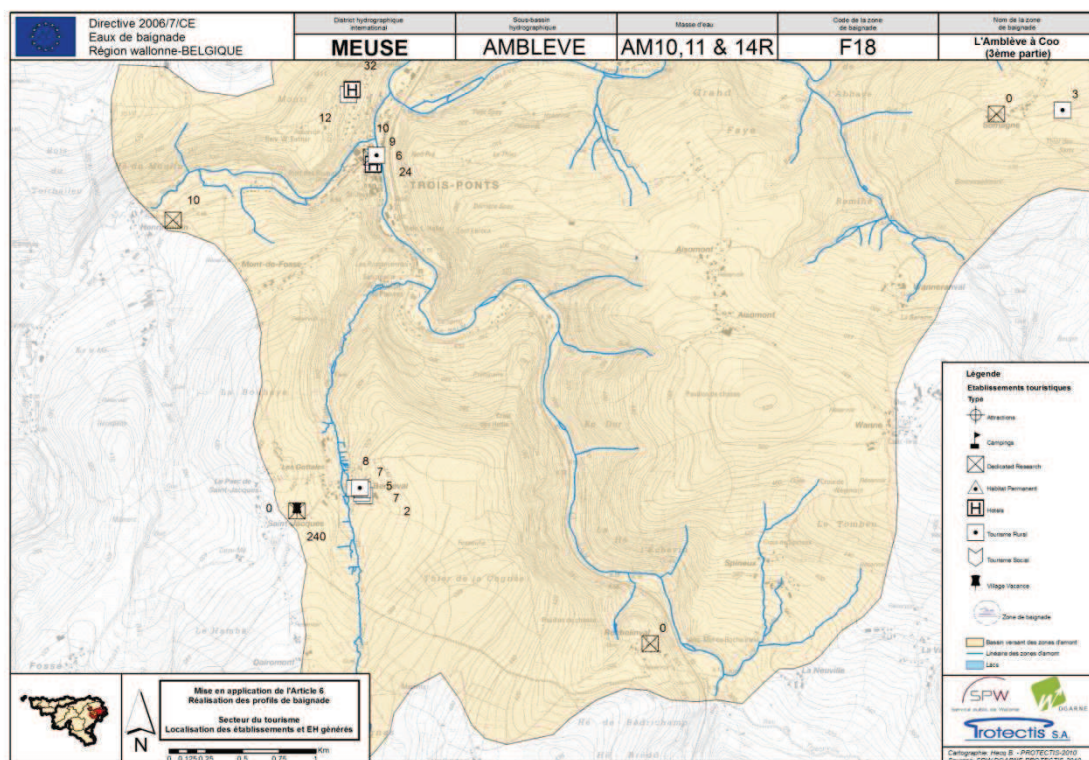


Figure 47: localisation géographique des établissements touristiques situés dans la zone amont de la zone de baignade F18 (secteur de Grand-Halleux) et EH théoriques générés.
Source des données: PROTECTIS, 2009

Globalement, les inventaires de terrain n'ont relevé aucun problème lié à la présence de nombreux établissements touristiques en zone amont de la zone F18. Cependant, vu la capacité d'accueil et la localisation de tous les établissements touristiques, il n'est pas impossible que ceux-ci soient indirectement responsables d'une part de la contamination bactérienne, surtout durant la période estivale, période d'affluence touristique maximale.

6.7 Industries

Deux industries sont présentes dans la zone amont de la zone de baignade :

- La piscine du complexe sportif communal de Trois Ponts – numéro d'identification : 63086/61001;
- La piscine communale de Stavelot – numéro d'identification : 63073/61003-.

Vu la nature des installations dont il est question, la nature des rejets ne devrait pas affecter la qualité de la zone de baignade située plus à l'aval.

7 Profil longitudinal de la qualité bactériologique de la zone amont

Pour affiner l'identification et trouver l'origine des sources potentielles de contamination dans la zone amont des zones de baignade qui présentent des problèmes de conformité récurrents, plusieurs démarches ont été entreprises : analyse cartographique, contact des intercommunales, visites de terrain, mesures bactériologiques, etc.

En outre, le prélèvement d'échantillons d'eau en zone amont permet de localiser les sources potentielles de contamination bactériologique des zones de baignade qui présentent des problèmes de contamination récurrents (ce qui est le cas de la zone de baignade I20) et donc de cibler au mieux les mesures correctrices (économies d'échelle – rapport coût-bénéfice).

A l'inverse de l'évolution temporelle qui permet de suivre l'évolution de la qualité bactériologique des zones de baignade en fonction du moment de l'année, l'évolution spatiale permet de suivre l'évolution de la qualité bactériologique de l'amont vers l'aval (profil longitudinal de la qualité bactériologique de la zone amont).

La réalisation de tels profils permet non seulement d'identifier les zones où la qualité se dégrade mais également d'observer la fonction auto-épuratrice de la rivière.

Pour chaque zone de baignade présentant des problèmes de conformité récurrents, un plan d'échantillonnage spécifique a été réalisé. Le choix et la répartition spatiale des points d'échantillonnage se basent sur la présence d'éléments naturels et/ou anthropiques susceptibles de dégrader la qualité de la zone de baignade tels que :

- la confluence d'un affluent majeur ;
- la traversée de zones urbanisées ;
- la présence d'infrastructures touristiques ;
- les changements majeurs d'occupation des sols ;
- etc.

La figure n°48 localise les points d'échantillonnage de la zone amont propres à la zone de baignade F18, choisis sur la base des critères énoncés ci-dessus. Sur cette figure, on observe que les points « F18-17 » et « F18-26 » sont localisés en dehors de la zone amont théorique. Pour chaque zone amont, les prélèvements ont été réalisés au cours d'une seule et même journée afin de réduire au maximum l'influence du paramètre « temps » dans l'interprétation de la variation des résultats. De même, pour limiter l'influence des conditions météorologiques dans l'analyse des résultats, les prélèvements d'une même zone ont été réalisés au cours d'une période météorologique stable (3 à 5 jours de stabilité précédant l'analyse)¹⁸.

En ce qui concerne la zone amont de la zone de baignade F18, la campagne de prélèvement (réalisée sur l'Amblève ainsi que sur plusieurs affluents) s'est déroulée le 26 août 2010 et les résultats sont présentés à la figure n°49 (le point 0 se réfère à la zone de baignade). Les photographies des points de prélèvement sont présentées à l'annexe n°2.

¹⁸ Pour la zone F18, l'échéancier fixé initialement n'a pas permis de réaliser les prélèvements dans des conditions météorologiques stables. En effet, une pluviométrie comprise entre 15 et 20 mm a été enregistrée au cours des 22 et 23 août 2010.

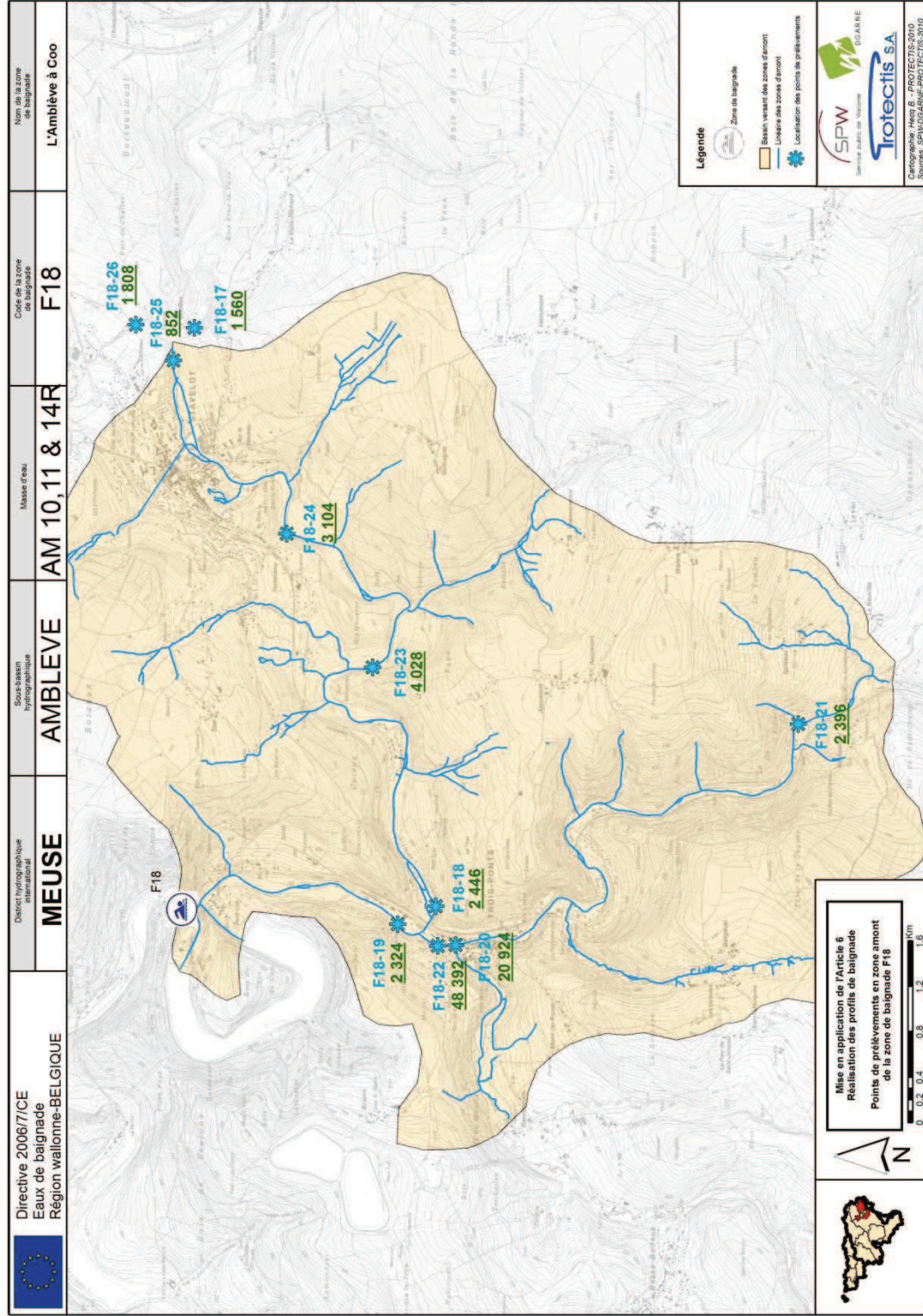


Figure 48 : localisation des points de prélèvements pour la zone de baignade F18. Les points sont matérialisés par des croix bleues et la concentration mesurée en E. coli à ces emplacements figure en vert (sous-ligné) à côté de ces points.

Evolution des paramètres bactériologiques

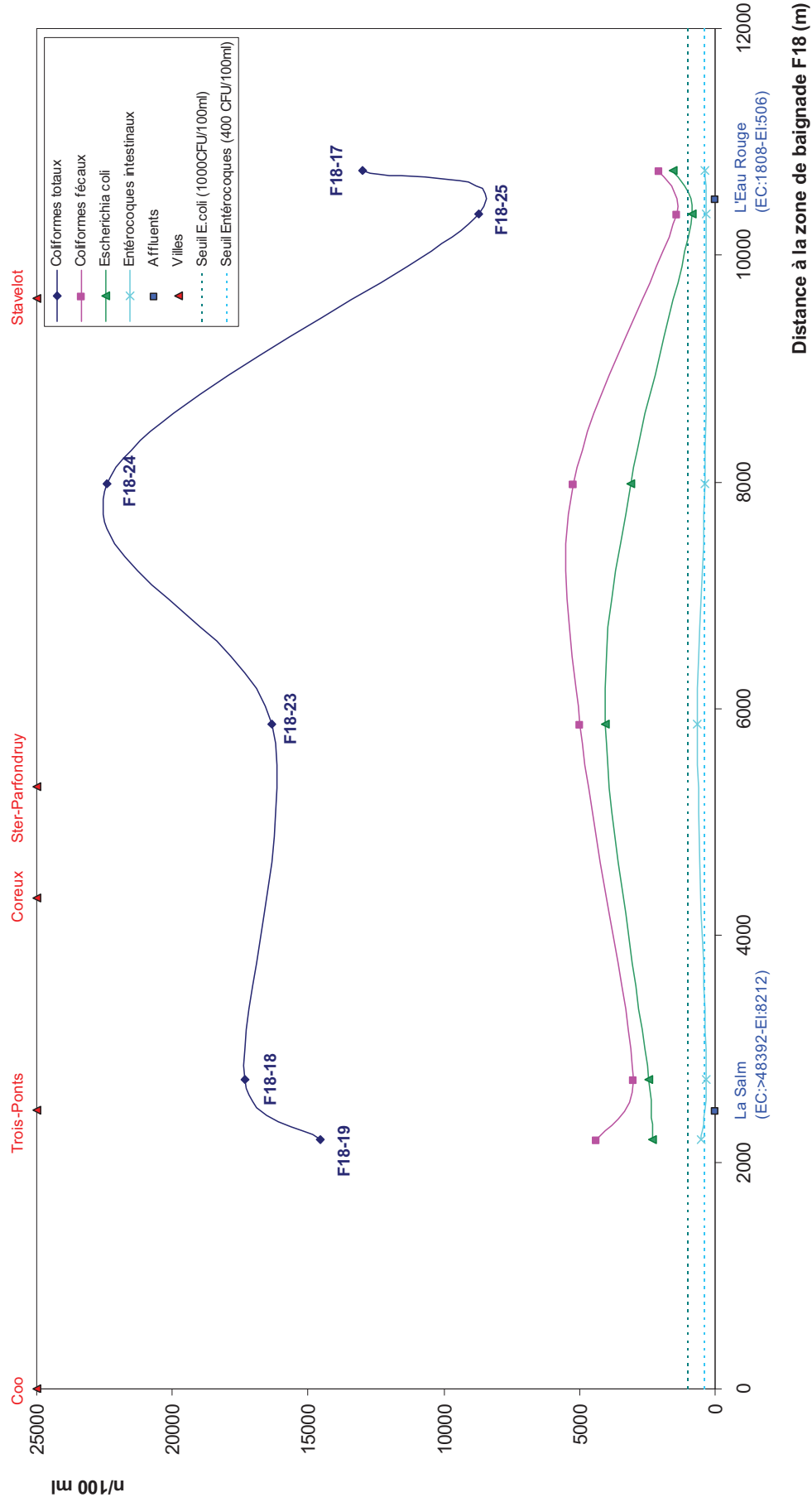


Figure 49: évolution spatiale des paramètres bactériologiques en zone d'amont pour la zone F18.

Evolution des paramètres bactériologiques

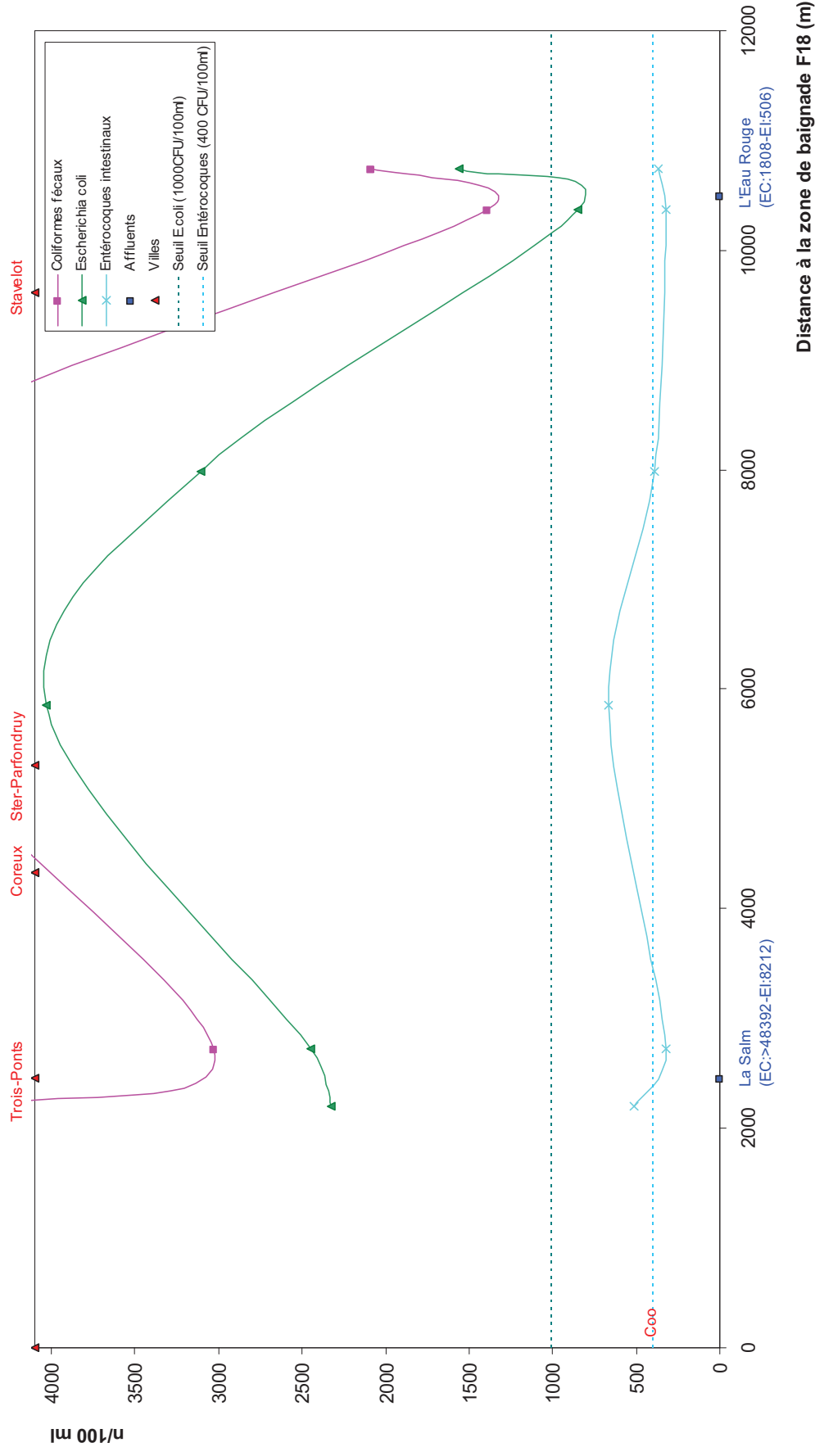


Figure 50: évolution spatiale des paramètres bactériologiques en zone d'amont pour la zone F18 – zoom sur les E. coli et entérocoques

L'apport bactériologique spécifique aux affluents principaux de l'Amblève est présenté à la figure ci-dessous sur laquelle on observe également l'évolution des concentrations dans l'Amblève avant confluence mais aussi après.

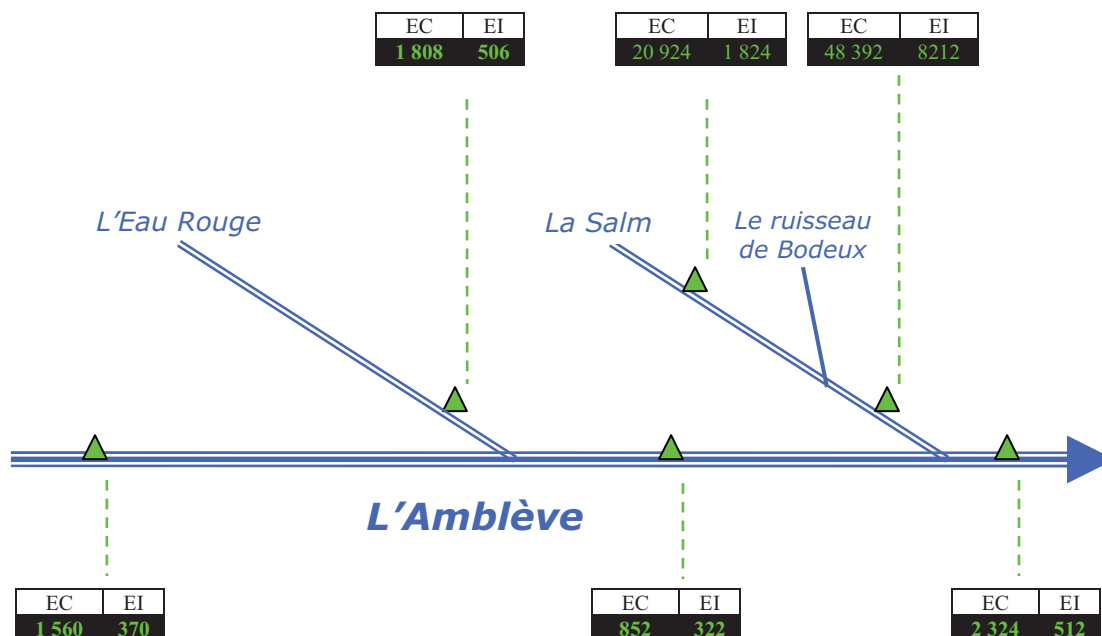


Figure 51 : évolution des concentrations en *E. coli* (EC) et entérocoques intestinaux (EI) sur le réseau hydrographique principal de la zone amont.

Malgré les concentrations bactériologiques importantes relevées dans les affluents, leur impact sur la qualité bactériologique de l'Amblève est limité (pas d'augmentation substantielle, voir même des diminutions, après la confluence d'un affluent très contaminant).

Deux éléments peuvent expliquer cette observation :

- **La dilution**

En effet, le débit de l'Amblève étant parfois bien supérieur à celui de ses affluents, la dilution qui fait suite à la confluence de ces affluents peut limiter fortement la concentration bactériologique finale malgré la présence de concentrations importantes dans les affluents.

- **Les mélanges**

Les mélanges en aval d'une confluence ne se font complètement qu'au bout de plusieurs kilomètres (chaque affluent longeant sans véritable mélange la rive par laquelle il débouche dans la rivière principale). Dans cette optique, il est possible que les prélèvements réalisés sur le terrain ne reflètent en rien la concentration finale et effective du cours d'eau principal, après mélange, quelques kilomètres en aval.

La figure n°49 correspond au profil bactériologique longitudinal de la zone amont de la zone de baignade de l'Amblève à Coe et la figure n°50 s'intéresse plus particulièrement aux *E. coli* et entérocoques qui sont de biens meilleurs indicateurs de contamination fécale.

De l'amont (au-delà de la zone amont théorique) vers l'aval (zone de baignade), l'évolution de ce profil présente plusieurs tendances caractéristiques :

- **A l'exception du prélèvement réalisé à l'amont de Stavelot, tous les échantillons prélevés le 26 août présentent des valeurs qui sont supérieures aux seuils de conformité en ce qui concerne les *E. coli* et les entérocoques intestinaux;**

- **L'Amblève est déjà contaminée avant son arrivée dans la zone amont théorique ;**

Des sources de contamination supplémentaires sont donc situées en dehors de la zone amont de la zone de baignade F18, dans la zone amont. La présence de sources contaminantes en dehors de la zone d'amont ce qui pourrait modifier l'extension de la zone amont théorique. Cependant, vu la distance à l'amont, cette extension ne semble pas utile.

- **La confluence de l'Eau Rouge entraîne une diminution de tous les paramètres bactériologiques ;**

- **La traversée de Stavelot entraîne une augmentation substantielle des paramètres bactériologiques ;**

Cette augmentation brutale est certainement liée à la présence de nombreux rejets contaminants qui ont été identifiés et localisés lors des deux campagnes d'inventaires (AIDE et PROTECTIS).

- **Une augmentation des concentrations est également observée à l'aval de Stavelot, entre les points « F18-24 » et « F18-23 », secteur pourtant situé en dehors de la zone urbanisée de Stavelot;**

*La présence de prairies pâturées et clôturées sur la zone (figure n°38) élimine l'accès du bétail au cours d'eau comme élément explicatif de l'augmentation des concentrations en *E. coli* et entérocoques. Seule la présence du ruisseau de Bouvin pourrait expliquer cette augmentation. En effet, ce ruisseau reçoit les eaux usées des villages d'Aisomont, Wanneranval et Somagne.*

- **La Salm (et indirectement le ruisseau de Bodeux) présentent des concentrations bactériologiques très importantes;**

L'absence d'effets conséquents sur l'Amblève s'explique par les phénomènes de dilution et de mélange des eaux qui n'ont pas lieu entre les points F18-18 et F18-19 vu la faible distance qui les sépare. Cette observation est d'ailleurs confirmée

par le fait que la Salm conflue en rive gauche de l'Amblève et que le prélèvement réalisé sur l'Amblève s'est fait quelques dizaines de mètres en aval de la confluence, mais en rive droite.

Dans ce cas, l'hypothèse de la zone de mélange hétérogène est envisageable et devra faire l'objet d'une étude approfondie.

- **Entre les points « F18-23 » et « F18-18 », on observe une diminution des concentrations bactériologiques**

En l'absence d'apports hydriques importants, cette diminution est liée au processus « d'autoépuration de la rivière »¹⁹. Seuls les coliformes totaux présentent une augmentation de leur concentration, ce qui s'explique par le manque de spécificité de cet indicateur bactériologique, vis-à-vis des contaminations fécales, raison pour laquelle il n'a pas été conservé dans la nouvelle Directive.

Décroissance bactérienne

Comme le montre la figure n°49, en absence de tout apport hydrique important et de tout apport contaminant, on observe une diminution naturelle des concentrations bactériennes entre deux points de prélèvements.

Plusieurs éléments peuvent expliquer cette diminution (Lagasque M-P, 1999):

Facteurs physico-chimiques :

Température : la décroissance des bactéries augmente quand la température de l'eau augmente également

Eclairement : la décroissance des bactéries augmente quand il y a plus de radiations solaires de courtes longueurs d'onde (donc plus de soleil)

Sédimentation : la décroissance des bactéries augmente quand la sédimentation augmente.

Nutriments : une carence en nutriments peut entraîner une décroissance des bactéries.

Dilution : le passage dans le milieu aquatique récepteur peut entraîner une décroissance des bactéries.

Facteurs biologiques :

Bactéries autochtones : compétition plus intense, donc décroissance bactérienne ;

Bactériophages : libération d'antibiotiques et décroissance bactérienne ;

Protozoaires : principale cause de décroissance bactérienne.

Stress : soumises à des conditions de stress, les bactéries peuvent montrer des changements dans leur composition, leur taille, et peuvent perdre leur capacité à se diviser tout en conservant leur viabilité.

¹⁹ En fait par « autoépuration » de la rivière, il faut entendre « mortalité naturelle des bactéries » dans le milieu récepteur (cf. décroissance bactérienne dans l'encart ci-dessus).

Elément explicatif de la décroissance bactérienne, la prédation benthique varie en fonction des caractéristiques du cours d'eau et expliquerait à elle seule 40% de la décroissance bactérienne (Beaudeau et *al.* in AESN, juillet 2009).

En résumé, ce profil identifie trois zones problématiques qui correspondent à la zone amont d'influence située en dehors de la zone amont théorique, à la traversée de Stavelot et à la confluence du ruisseau de Bouvin.

En dehors de ces trois zones, deux secteurs posent également problème en zone amont théorique.

Le premier correspond à la confluence de la Salm qui présente une qualité bactériologique exécrable et dont les effets semblent limités sur la qualité bactériologique du prélèvement réalisé en aval de sa confluence avec l'Amblève. La réalisation d'un prélèvement supplémentaire, plus en aval aurait permis de confirmer cette hypothèse (zone de mélange).

Le second correspond au passage dans le village de Coö, où sont présents de nombreux rejets qui contaminent la zone de baignade²⁰. Cependant, dans ce deuxième secteur, la mise en route de la STEP de Coö devrait permettre limiter voir supprimer cette source de contamination. La réalisation des prélèvements bactériologiques au cours de la saison balnéaire 2011 permettra de répondre à cette affirmation.

La réalisation de ce profil localise donc clairement les zones où des actions prioritaires doivent être menées afin d'atténuer et des supprimer les sources de contamination potentielles de la zone de baignade de l'Amblève à Coö.

²⁰ D'ailleurs en 2001, c'est dans ce secteur que l'étude de la FUSAGx avait relevé la majorité des sources de contamination.

8 Potentiel de prolifération des cyanobactéries, macro-algues et présence de déchets

8.1 Potentiel de prolifération des cyanobactéries, macro-algues

8.1.1 Potentiel de prolifération

La présence dans l'eau de nutriments (tels que azote et phosphore) est indispensable à toute vie aquatique. Toutefois, l'excès de ces nutriments dans les cours d'eau entraîne une eutrophisation et donc une dégradation des milieux aquatiques. En effet, il en résulte une augmentation de la végétation aquatique. Et la dégradation de cette végétation va à son tour diminuer la quantité d'oxygène dissous dans l'eau et amener à une accumulation de matière partiellement dégradée qui va sédimenter dans le fond du cours d'eau. L'eau étant de moindre qualité, cette détérioration peut en outre rendre impraticables certaines activités comme la baignade ou la pêche.

L'activité humaine contribue fortement à l'eutrophisation des plans d'eau via les rejets et apports de différentes formes d'azote et de phosphore. Les rejets correspondent aux effluents agricoles, domestiques et industriels ; ils sont soit ponctuels et localisés (liés au rejet d'eaux usées urbaines), soit diffus (liés à l'interaction directe de l'eau de pluie avec les sols du bassin versant). Les sources diffuses dépendent de la nature des sols, de leur couverture végétale, des pratiques agricoles, mais aussi du régime climatique. Quant aux sources ponctuelles, elles sont essentiellement constituées par les rejets provenant de l'activité domestique et industrielle.

L'eutrophisation peut occasionner une réduction de la biodiversité au profit d'un développement massif d'une espèce ou d'un nombre limité d'espèces. Si l'augmentation en éléments nutritifs favorise l'apparition d'une prolifération d'espèces, d'autres facteurs tels la stabilité hydrodynamique, la température, la lumière, les variations des rapports azote/phosphore peuvent intervenir et influencer la composition spécifique de cette prolifération. De plus, la morphologie locale d'un cours d'eau affecte considérablement le potentiel de développement de macroalgues. Sa largeur et sa pente conditionnent en effet sa vitesse d'écoulement et sa profondeur. Sa forme détermine également l'effet d'ombrage par la végétation des berges, cet effet d'ombrage constitue le facteur principal de régulation de la quantité de lumière disponible.

Les problèmes liés à la prolifération d'algues sont multiples et peuvent aller de l'asphyxie causée par la consommation excessive d'oxygène par les micro-organismes décomposeurs à des problèmes d'ordre esthétique dans des aires récréatives, quand il y a formation d'écumes vertes.

Lorsque ces proliférations sont dominées par des espèces de cyanobactéries, également connues sous le nom d'algues bleues, d'autres problèmes liés à leurs potentialités toxiques peuvent apparaître. Effectivement, les cyanobactéries posent fréquemment un problème de santé publique car certaines espèces peuvent être toxiques ; elles peuvent produire, dans des conditions particulières, des toxines appelées cyanotoxines. Il existe trois groupes de toxines :

- les dermatotoxines, produites par toutes les espèces, provoquant des irritations de la peau par simple contact ;
- les neurotoxines, produites par certaines espèces, provoquant des symptômes de paralysie et d'asphyxie ;
- les hépatotoxines, assez répandues, provoquant des hémorragies au niveau du foie, fatales en cas d'exposition à de fortes doses. Une exposition à des doses faibles d'hépatotoxines peut provoquer des dérangements gastro-intestinaux d'importance variable, souvent sérieux chez les enfants.

D'une manière générale, les proliférations de cyanobactéries sont des phénomènes qui se produisent dans des lacs eutrophes et non dans des rivières, c'est-à-dire dans des masses d'eau à temps de rétention suffisamment long et enrichis en nutriments (en particulier le phosphore). En outre, des températures élevées et des conditions de stratification de la masse d'eau, qui se présentent en été, sont favorables à une prolifération des cyanobactéries.

Aucune étude du potentiel de prolifération des cyanobactéries, macro-algues et présence de déchets n'a été réalisée sur la zone de baignade F18, vu le caractère « ouvert » de la zone de baignade et le risque quasi-nul de prolifération.

8.1.2 Macro-algues

Les visites de terrain ont également permis de confirmer l'absence de macro-algues sur le site de la zone de baignade.

8.1.3 Apports en nutriments

Développé par l'Université de Liège, le modèle PEGASE est un modèle intégré à l'échelle du sous-bassin hydrographique et de la rivière qui permet d'estimer la qualité des eaux de surface en fonction des apports polluants générés par les différents secteurs considérés (agriculture, industries et ménage notamment).

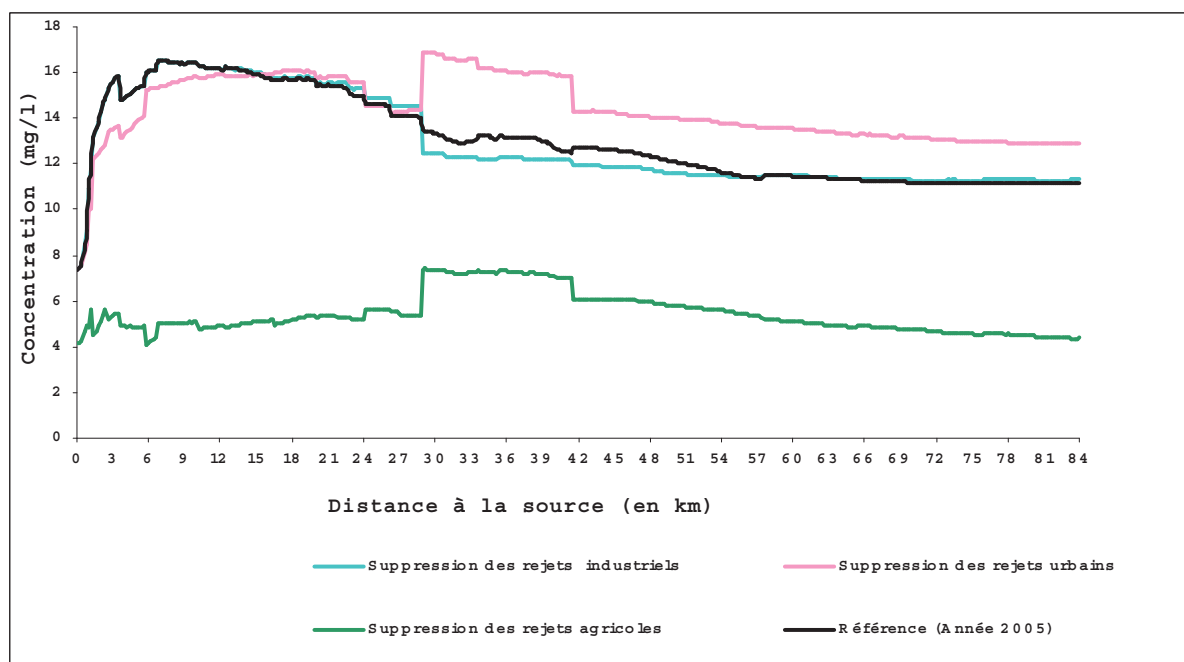
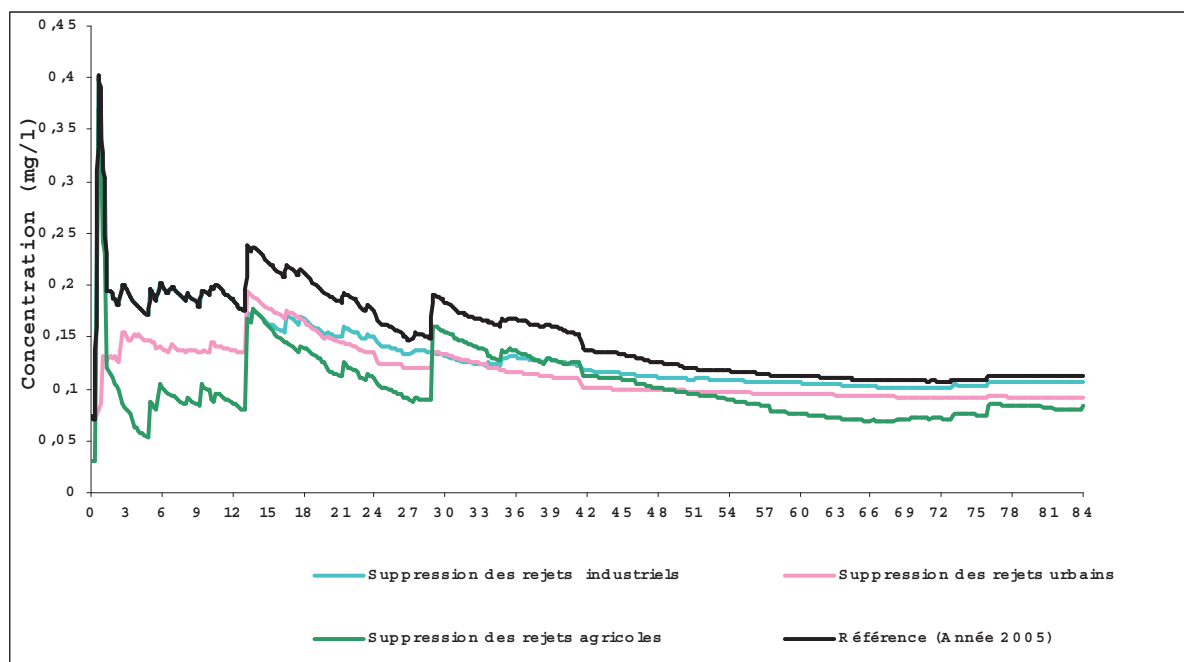
Ce modèle réalise également des simulations qui déterminent l'amélioration de la qualité des eaux de surface suite à la diminution des sources de pollution (suppression des rejets, diminution des apports d'origine agricole, mise en service des stations d'épuration, ...).

Globalement, l'apport de nutriments conditionne les processus d'eutrophisation et augmente le potentiel de prolifération des cyanobactéries (problématique principalement rencontrée dans les masses d'eau de type « plan d'eau »).

L'enrichissement en nutriments des milieux aquatiques possède une origine naturelle même si cet enrichissement est fortement lié à l'augmentation des activités humaines (rejets, fertilisation, etc.).

Au niveau européen, tant la Directive 2000/60/CE (DCE) que la 2006/7/CE (Eaux de Baignade), recommandent des études ainsi qu'un suivi des apports en nutriments afin d'élaborer une politique d'actions intégrée (multisectorielle) qui vise à réduire ces apports.

Les résultats du modèle PEGASE sont présentés aux figures n° 52 et 53 en ce qui concerne la zone de baignade F18 sur le cours de l'Amblève (la zone de l'Amblève à Coe se situe au kilomètre 43 des figures précitées).



L'annexe n°3 présente le résultat du modèle pour « *La Salm* » et « *Le Ruisseau de Bodeux* », principaux affluents de l'Amblève en zone amont.

Le tableau présenté ci-dessous quantifie pour chaque paramètre (N, P et C), les apports générés par chaque type de secteur. Dans ce tableau, on constate que les apports azotés proviennent en grande partie du lessivage total.

A l'horizon 2015, on constate une très légère diminution des apports totaux en nutriments, en raison d'une augmentation substantielle de la charge urbaine provenant du réseau.

Tableau 23 : apports en nutriments (carbone, azote, phosphore) dans la zone amont de la zone de baignade F18, en 2005 et 2015. Source: SPW/DGARNE, 2011.

La zone de baignade de Belvaux à Rochefort	Charge urbaine provenant du réseau (kg/jour)		Charge urbaine ne provenant pas du réseau (kg/jour)		Charge industrielle (kg/jour)		Lessivage agricole (kg/jour)		Lessivage total (kg/jour)		Bovins direct (kg/jour)		Total (kg/jour)	
	2005	2015	2005	2015	2005	2015	2005	2015	2005	2015	2005	2015	2005	2015
Apport en carbone	84,3	121,4	58,2	21,1	0,6	0,5	663,5	604,7	978,6	919,9	47,1	24,7	1832,3	1692,3
Apport en azote	298	429,5	206,2	74,7	8,3	2,5	0	0	1516	1516	131,1	68,7	2159,6	2091,4
Apport en phosphore	9,5	13,8	6,6	2,3	0,5	0,2	10,4	10,2	16,6	16,3	8,4	4,4	52	47,2

8.2 Déchets

Les inventaires de terrain réalisés en 2010, n'ont pas relevé de problèmes majeurs relatifs à cette thématique.

9 Synthèse et hiérarchisation des pressions

9.1 Synthèse

Le tableau présenté ci-dessous résume de manière succincte les différentes pressions, relevées sur le terrain et sur base des cartes et des analyses bactériologiques, susceptibles de dégrader la qualité de la zone de baignade F18.

Ces pressions ont toutes fait l'objet d'une description détaillée dans les sections précédentes.

Tableau 24 : synthèse des pressions par thématique et importance respective de ces pressions dans la contamination de la zone de baignade F18
(« - » = impact négligeable et « + » = impact non négligeable)

Thématique	Sous-thème	Impact local	Impact global	Source de contamination de la zone de baignade
Conditions climatiques	Pluies	-	-	-
	Sécheresse	-	-	-
Assainissement collectif	Rejets directs	+	+	+
	Rejets de STEP	-	-	-
	Déversoirs d'orage	-	-	-
Assainissement autonome	Rejets directs	+	+	+
	Rejets de STEP	-	-	-
Agriculture	Culture	-	-	-
	Elevage	+	-	-
	Rejets directs et fumier	-	-	-
Tourisme	Activité récréatives	+	+	-
	Rejets directs	+	+/-	-
Potentiel de prolifération	Cyanobactéries	-	-	-
	Macro-algues	-	-	-
Divers	Kayaks	-	-	-
	Canards, oies,...	-	-	-
	Déchets	-	-	-

9.2 Hiérarchisation

Sur la base des éléments descriptifs relevés dans chacune des sections relatives aux thématiques listées ci-dessus, mais également sur la base des inventaires et prélèvements réalisés en zone amont, une hiérarchisation des pressions a été établie. De plus, pour chaque pression substantielle responsable de la non-conformité de la zone de baignade, des propositions de solution sont suggérées pour tenter d'atténuer, voir de supprimer, l'impact de ces pressions sur le milieu.

- **Impact nul sur la zone de baignade**

Agriculture, conditions climatiques et cyanobactéries.

Propositions de solution :

Néant

- **Impact léger sur la zone de baignade**

Dans la zone F18, le tourisme et certaines activités liées au tourisme génèrent des pressions non négligeables sur la zone de baignade.

Propositions de solution :

Application stricte du principe du pollueur-payeur, renforcement des contrôles et mise en conformité des installations non-conformes.

- **Impact important sur la zone de baignade**

Comme énoncé dans le rapport, plusieurs zones sont problématiques en zone amont : la zone amont située en dehors de la zone amont théorique, la traversée de Stavelot, la confluence du ruisseau de la Salm, la confluence du ruisseau de Bouvin et la traversée de Coö. Les nombreux rejets identifiés dans ces six zones constituant la source principale de contamination de la zone de baignade.

Propositions de solution :

Réalisation des études de zones.

Suppression des rejets clandestins à Stavelot, Coö, Aisomont, Wanneranval et Somagne.

Suppression des rejets clandestins dans la Salm et le ruisseau de Bodeux.

Application stricte du principe du pollueur-payeur et renforcement des contrôles.

10 Conclusion

En répondant aux exigences de l'Article 6 de la directive 2006/7/CE, la réalisation du profil de baignade de la zone de l'Amblève à Coë (F18) a permis d'identifier et de localiser les sources de contamination qui sont susceptibles d'avoir un impact sur la qualité des eaux de baignade mais également sur la santé des baigneurs.

Source principale de contamination des eaux de baignade, la présence de rejets directs affecte depuis de nombreuses années la qualité des eaux de la zone de baignade F18. Cependant, de nombreux efforts ont été réalisés par la SPGE depuis le début des années 2000 pour enrayer cette problématique. En effet, au 31 décembre 2009, l'investissement total de la SPGE atteignait 2,5 milliards d'euros, ce qui correspondait à un taux d'équipement en station d'épuration de près de 80%. De plus, la mise en service de la STEP de Coë et des futures STEP de Grand-Halleux et Trois-Ponts amélioreront sans aucun doute la qualité bactériologique de la zone F18. A l'inverse de la situation observée historiquement, on remarque qu'actuellement ce sont surtout les rejets localisés en régime d'assainissement autonome qui posent problème.

Les prélèvements réalisés en amont de la zone de baignade au cours de l'année 2010, ont permis de dresser un profil longitudinal de la qualité bactériologique de la zone amont (portion spécifique du bassin versant situé à l'amont de la zone de baignade). Ce profil a permis non seulement d'identifier les zones qui sont responsables d'une diminution de la qualité bactériologique, mais également d'observer l'amélioration de la qualité bactériologique des eaux via les processus naturels de mortalité bactérienne. La réalisation du profil a également mis en avant l'utilité de réaliser des prélèvements complémentaires afin d'affiner l'identification des sources de contamination mais également d'appréhender correctement la problématique de la répartition spatiale des bactéries (confluence, mélange, etc.).

Conformément à l'annexe III de la Directive 2006/7/CE, les profils des eaux de baignade seront révisés et actualisés périodiquement, en fonction de l'évolution de la qualité des eaux de la zone de baignade. Ce profil, propre à la zone de baignade F18, servira donc de référence lorsqu'il fera l'objet d'une révision ultérieure.

Bibliographie

Agence de l'Eau Seine-Normandie, DDD-Eau et Santé et DEMAA-SLM, Guide d'élaboration des profils de vulnérabilité des eaux de baignade (Document provisoire), Septembre 2009.

Centre d'Economie Rurale, Division Agri-développement, Note de synthèse relative au projet-pilote visant à interdire l'accès du bétail aux cours d'eau dans le sous-bassin hydrographique de la Lesse, Marloie, Octobre 2007.

Commission européenne, Best Practises and Guidance for Bathing Water Profiles, 9 December 2009.

Conseil européen, Directive 76/160/CE, Qualité des eaux de baignade, 8 Décembre 1975.

FUSAGx et FUL, contribution à l'amélioration de la qualité des eaux de surface à vocation touristique en Région wallonne, Diagnostics et remèdes. Rapport final. Convention 00/05139 et 00/52138, MRW-DGRNE, 2001.

FUSAGx, Crehay R., Aulotte E., Lefèvre E., Bock L., Marcoen J.M. 2002. Problématique de l'accès du bétail aux berges des cours d'eau. Propositions de solutions de gestion des bandes riveraines. Partie 2 : province de Namur. Rapport final. Juillet 2002. Cellule RIVES. Convention Laboratoire de Géopédologie – FUSAGx et Direction des Cours d'Eau Non Navigables – DGRNE. 119 p. + annexes.

Garcia-Armisen T., Etude de la dynamique des *Escherichia coli* dans les rivières du bassin de la Seine, Ecologie des Systèmes Aquatiques, Université Libre de Bruxelles, 2006.

Lagasquie Marie-Paule, Modélisation de l'auto-épuration bactérienne des rivières, Application au bassin versant du Célé dans le but de la définition de zones vulnérables à la pollution bactérienne, Agence de l'Eau Adour-Garonne, Novembre 1999.

Office du Tourisme Wallon, Lettre de l'Observatoire, bulletin n°27 « Attractions touristiques en 2005 », Avril 2006.

Parlement et conseil européen, Directive 2006/7/CE, Gestion de la qualité des eaux de baignade et abrogation de la Directive 76/160/CE, 15 février 2006.

Pourcher, A-M., Détermination de l'origine des pollutions fécales des eaux : Exemples d'outils développés dans le cadre du projet « Traceurs de contamination fécale », Unité de recherche GERE – CEMAGREF RENNES, présentation PowerPoint présentée lors des premières rencontres nationales « Gestion des baignades en eaux douces », Cahors, Juin 2009.

Protectis, photographies réalisées dans le cadre des campagnes d'inventaires en zone amont des zones de baignade, avril à octobre 2010.

Service Public de Wallonie, Direction Générale Opérationnelle, Agriculture, Ressources Naturelles et Environnement (DGO3), Direction des Eaux de Surface, Institut Royal Météorologique, Etude météorologique de l'incidence de la pluviométrie sur la qualité des zones de baignade en Région wallonne durant la saison balnéaire 2008, 2008.

Service Public de Wallonie, Ministère de la Région wallonne, Groupement Régional Economique des Vallées de l'Ourthe et de l'Amblève, Contribution à l'amélioration de la qualité des eaux de surface à vocation touristique en Région wallonne, Mise en œuvre du programme d'actions, Rapport final, Septembre 2006.

Service Public de Wallonie, Code de l'Eau, Version coordonnée, livre II du Code de l'Environnement,

Sources des données

Institut Royal Météorologique, données statistiques disponibles sur le site Internet de l'IRM <http://www.meteo.be> données consultées en septembre 2010.

Intercommunale de l'AIDE, fichier Excel :

- Coordonnées géographiques des points relevés sur le terrain ;
- Relevés d'inventaires (rejets inventoriés par l'intercommunale).

Service Public de Wallonie, Direction Générale Opérationnelle, Agriculture, Ressources Naturelles et Environnement (DGO3), Direction des Eaux de Surface, données physico-chimiques des stations présentes en zone amont des zones de baignade (historique de 2003 à 2008), 2009.

Service Public de Wallonie, Direction Générale Opérationnelle de la Mobilité et des Voies Hydrauliques (DGO2), Service d'Etudes Hydrologiques (SETHY)- limnimètres: <http://voies-hydrauliques.wallonie.be/opencms/opencms/fr/hydro/Archive/annuaires/index.html>, données téléchargées en septembre 2010.

Service Public de Wallonie, Direction Générale Opérationnelle de la Mobilité et des Voies Hydrauliques (DGO2), Service d'Etudes Hydrologiques (SETHY)-pluviomètres: <http://voies-hydrauliques.wallonie.be/opencms/opencms/fr/hydro/Archive/annuaires/index.html>, données téléchargées en septembre 2010.

Service Public de Wallonie, Direction Générale Opérationnelle, Agriculture, Ressources Naturelles et Environnement (DGO3), Direction des Eaux de Surface, localisation géographique des stations de contrôles wallonnes, données consultées sur le site Internet : <http://aquaphyc.environnement.wallonie.be/> données consultées en octobre 2010.

Service Public de Wallonie, Direction Générale Opérationnelle, Agriculture, Ressources Naturelles et Environnement (DGO3), Direction des Eaux de Surface, données relatives aux zones de baignade, 2009.

Service Public de Wallonie, Direction Générale Opérationnelle, Agriculture, Ressources Naturelles et Environnement (DGO3), Direction des Eaux de Surface, données relatives à l'apport de nutriments en zone amont des zones de baignade, 2011.

Service Public de Wallonie, Direction Générale Opérationnelle, Agriculture, Ressources Naturelles et Environnement (DGO3), Direction des Eaux de Surface, données historiques relatives à la qualité bactériologique des prélèvements réalisés depuis les années 80 dans les zones de baignade.

Société Publique de Gestion de l'Eau, chantiers d'assainissement par programme d'investissement et travaux d'égouttage par plan triennal en zone de baignade, octobre 2010.

Sources cartographiques

Protectis, cartographies réalisées dans le cadre de l'élaboration des profils de vulnérabilité des eaux de baignade, octobre 2010.

Service Public de Wallonie, couches informatiques :

- Districts hydrographiques, sous-bassins hydrographiques et masses d'eau de surface ;
- Emplacement des zones de baignade ;
- Axes de communication (routes et chemin de fer)
- Réseau hydrographique ;
- Ruissellement diffus (Erruisol) ;
- Occupation du sol ;
- Occupation agricole du sol (SIGEC) ;

Société Publique de Gestion de l'Eau, couches informatiques :

- Plan d'assainissement par sous-bassins hydrographique ;

Annexes

Annexe n°1

Evolution des paramètres bactériologiques et de la pluviométrie cumulée sur trois jours au cours de l'année 2005, 2006, 2007 et 2008.

Paramètres bactériologiques et pluviométrie au cours de l'année 2005 pour la station F18-L'Ambliève à Coo

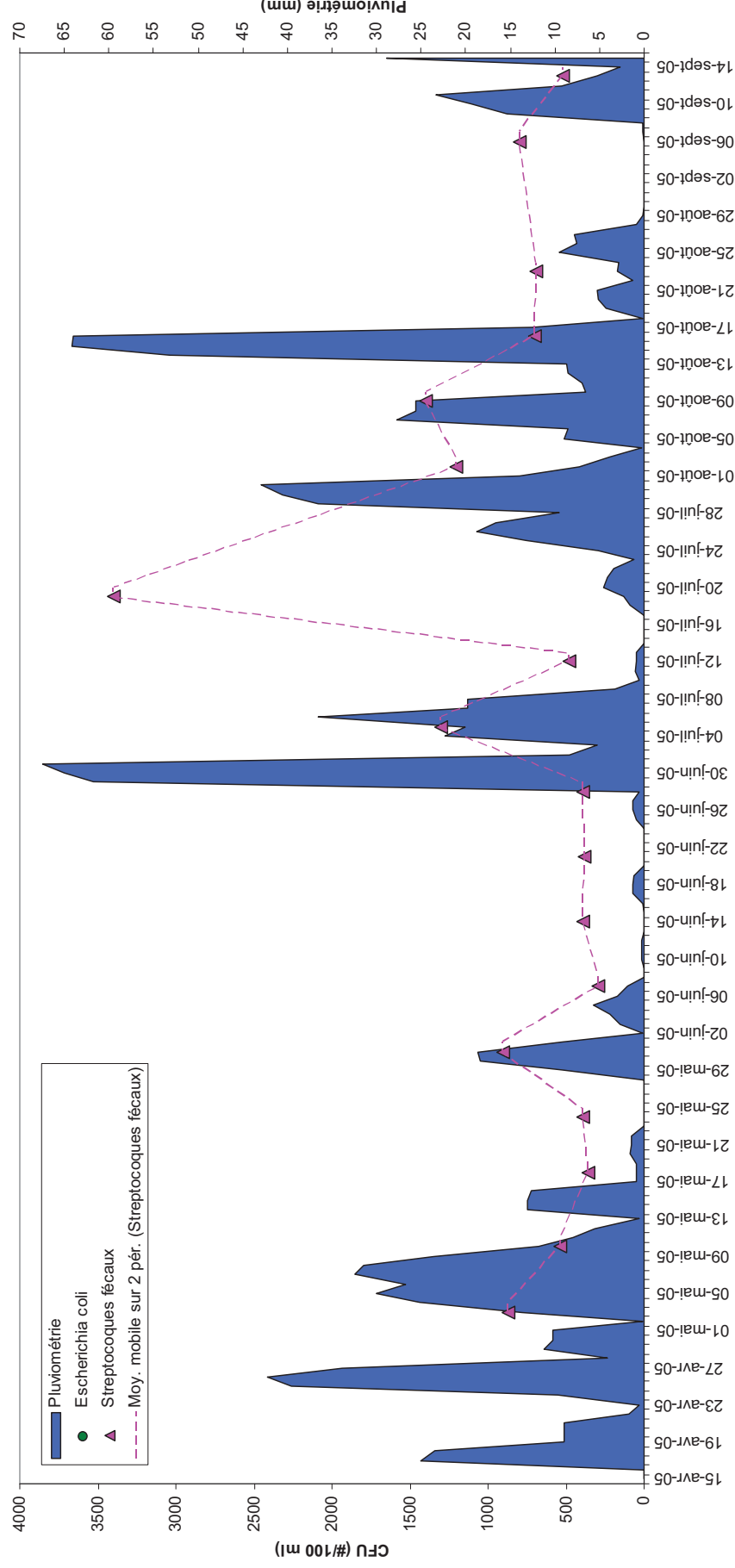


Figure 54: évolution des paramètres bactériologiques et de la pluviométrie cumulée sur trois jours au cours de l'année 2005.
Source des données : SPW/SETHY, 2009-2010

Paramètres bactériologiques et pluviométrie au cours de l'année 2006
pour la station F18-L'Ambliève à Coo

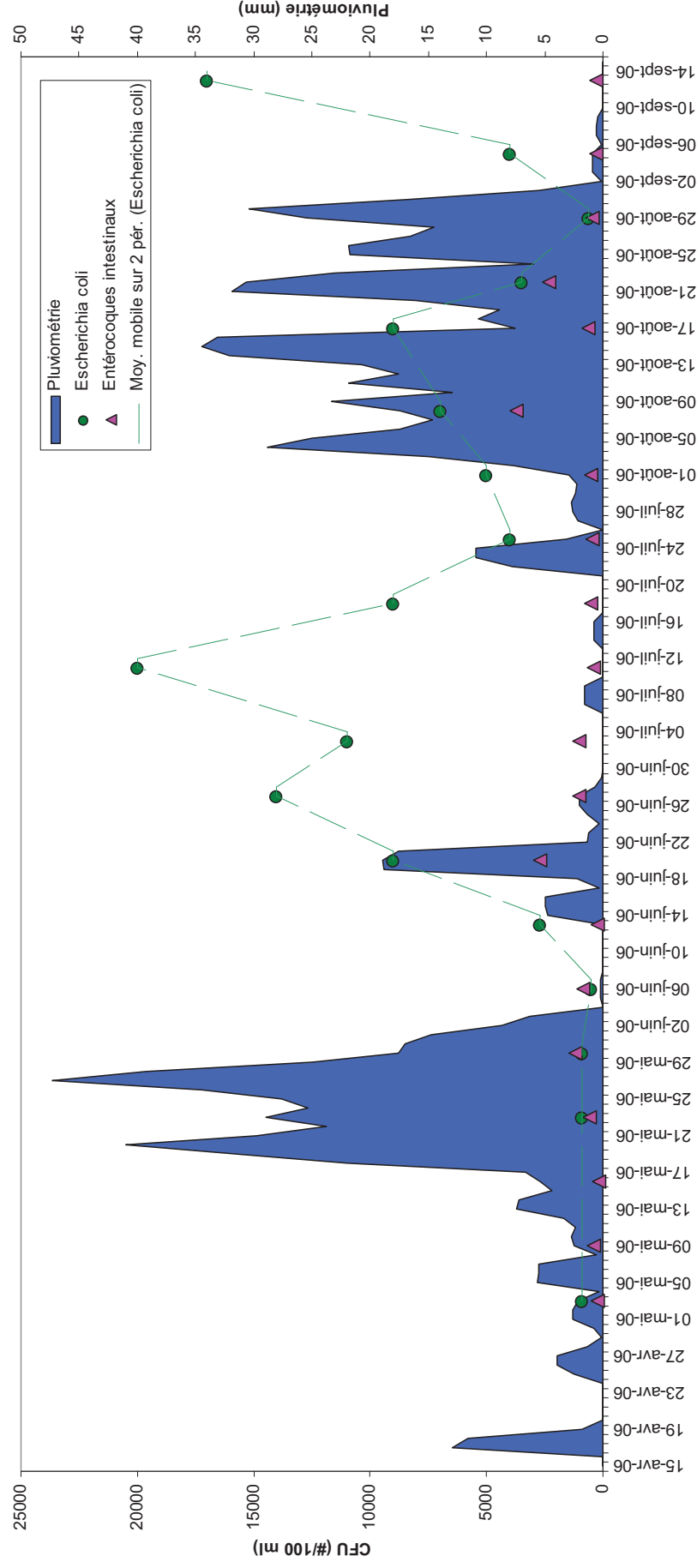


Figure 55 : évolution des paramètres bactériologiques et de la pluviométrie cumulée sur trois jours au cours de l'année 2006
Source des données : SPW/SETHY, 2009-2010

**Paramètres bactériologiques et pluviométrie au cours de l'année 2007
pour la station F18-L'Ambève à Coo**

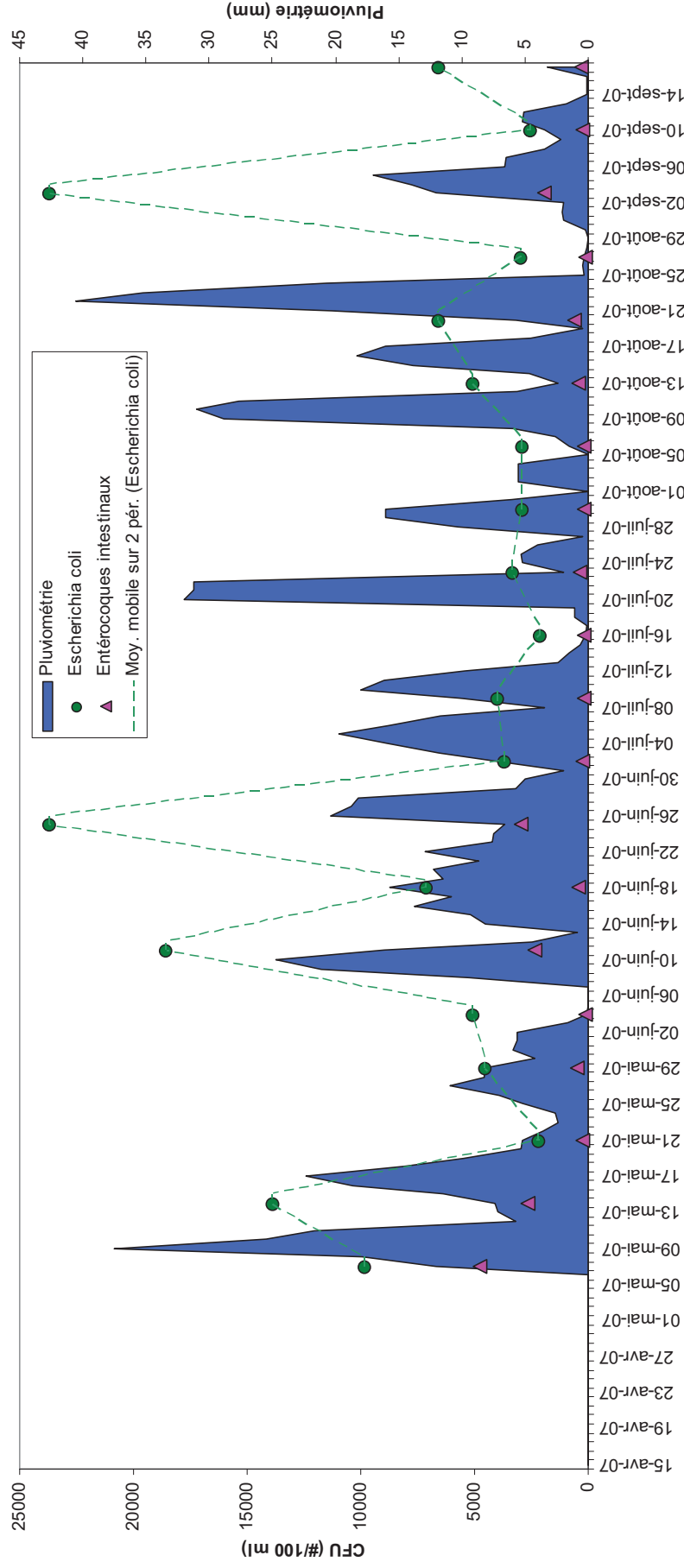


Figure 56: évolution des paramètres bactériologiques et de la pluviométrie cumulée sur trois jours au cours de l'année 2007.

Source des données : SPW/SETHY, 2009-2010

**Paramètres bactériologiques et pluviométrie au cours de l'année 2008
pour la station F18-L'Ambliève à Coo**

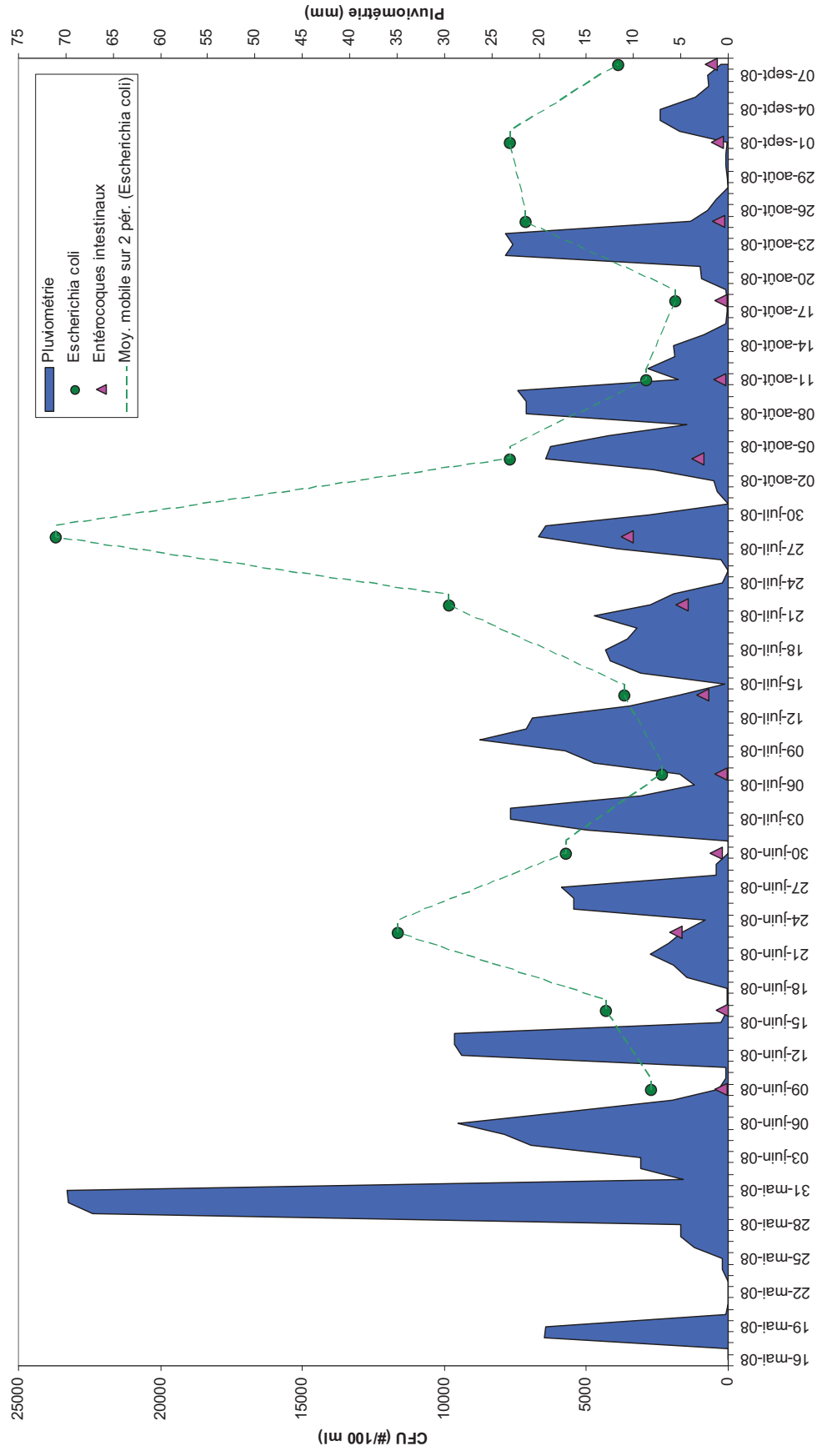


Figure 57 : évolution des paramètres bactériologiques et de la pluviométrie cumulée sur trois jours au cours de l'année 2008.
Source des données : SPW/SETHY, 2009-2010

Annexe n°2

Photographies des points de huit points de prélèvements situés en zone amont de la zone de baignade de l'Amblève à Coo (les clichés sont tous pris vers l'amont).





	
<i>Point F18-17</i>	<i>Point F18-18</i>
	
<i>Point F18-19</i>	<i>Point F18-20</i>

Figure 58 : photographies des points de prélèvements F18-17 à F18-20.







	
<p><i>Point F18-21</i></p>	<p><i>Point F18-22</i></p>
	
<p><i>Point F18-23</i></p>	<p><i>Point F18-24</i></p>
	
<p><i>Point F18-25</i></p>	<p><i>Point F18-26</i></p>

Figure 59 : photographies des points de prélèvements F18-17 à F18-26.

Annexe n°3

Résultats du modèle PEGASE sur les deux affluents principaux de la zone amont.

La Salm

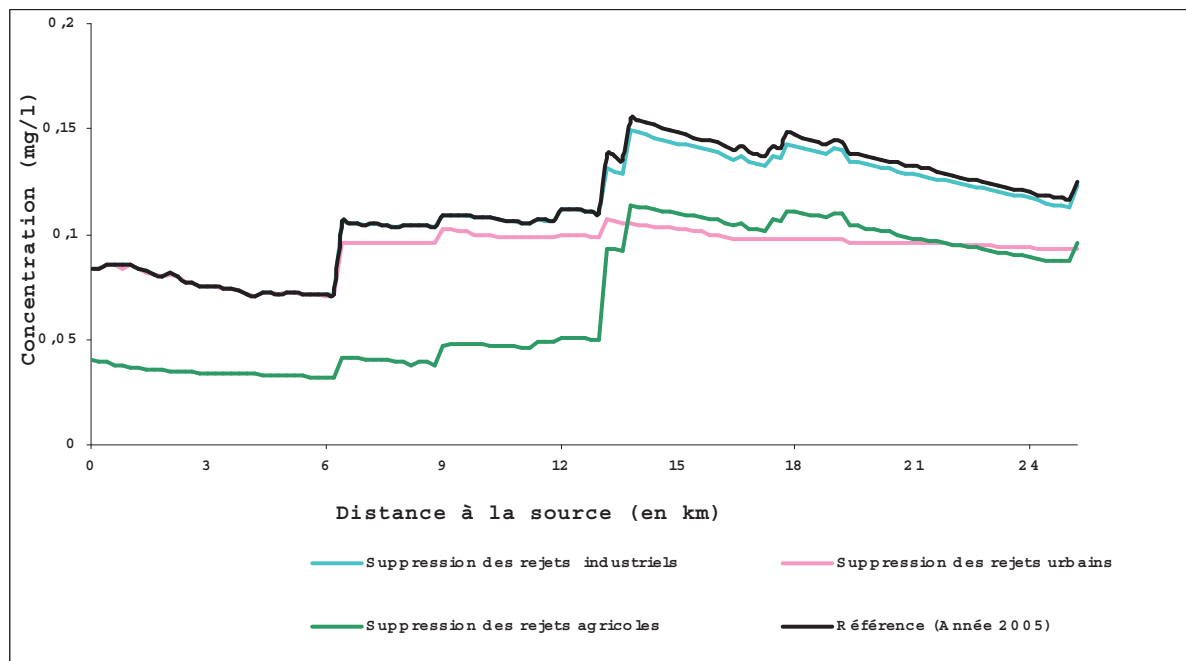


Figure 60 : apports en phosphore total sur la Salm. Source des données : SPW/DGARNE, 2011.

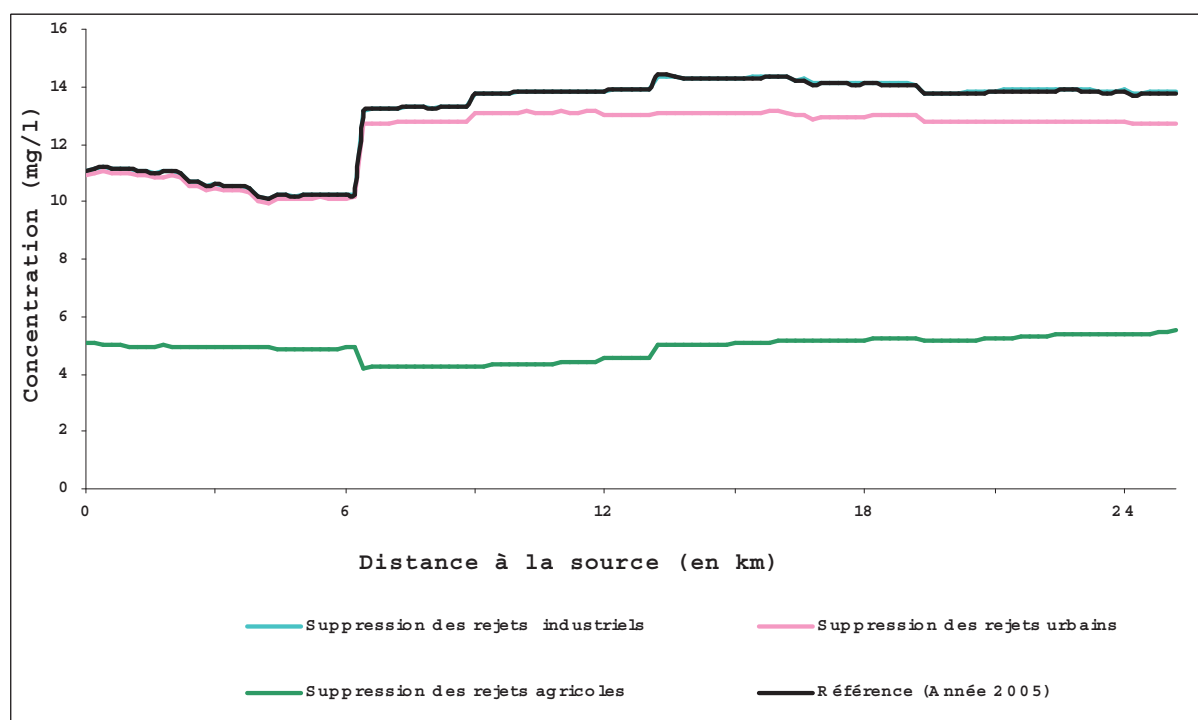


Figure 61 : apports en nitrates sur la Salm. Source des données : SPW/DGARNE, 2011.

Le ruisseau de Bodeux

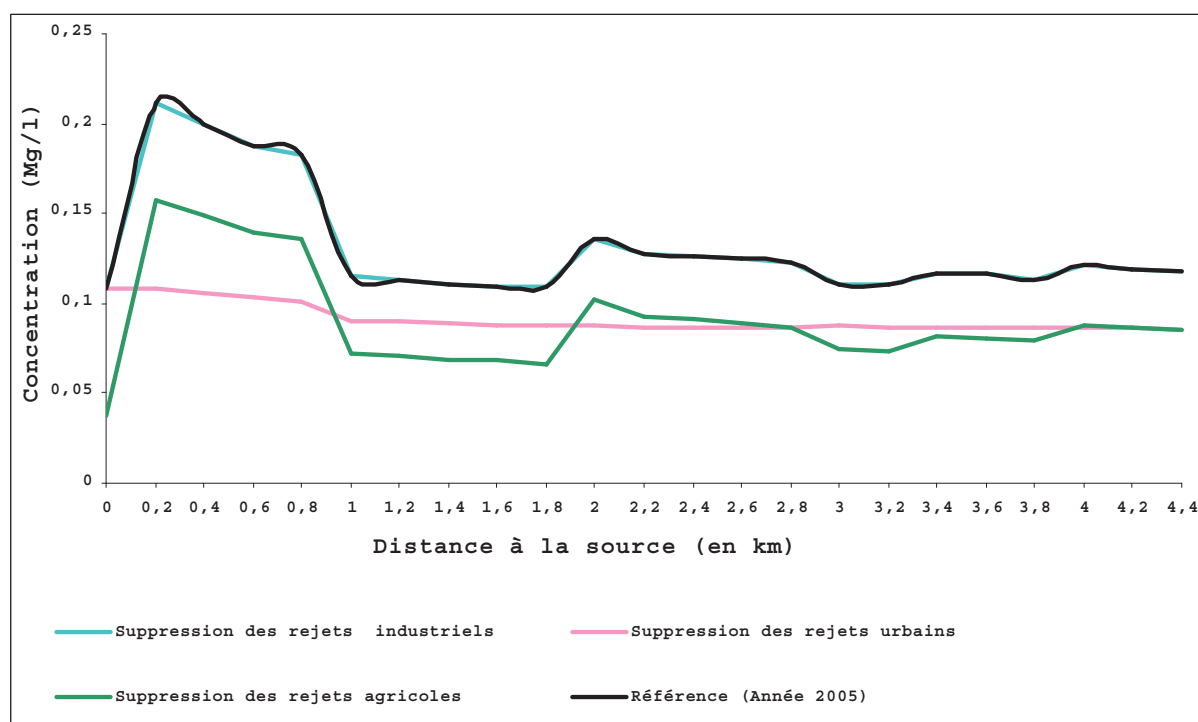


Figure 62 : apports en phosphore total sur le ruisseau de Bodeux.
Source des données : SPW/DGARNE, 2011.

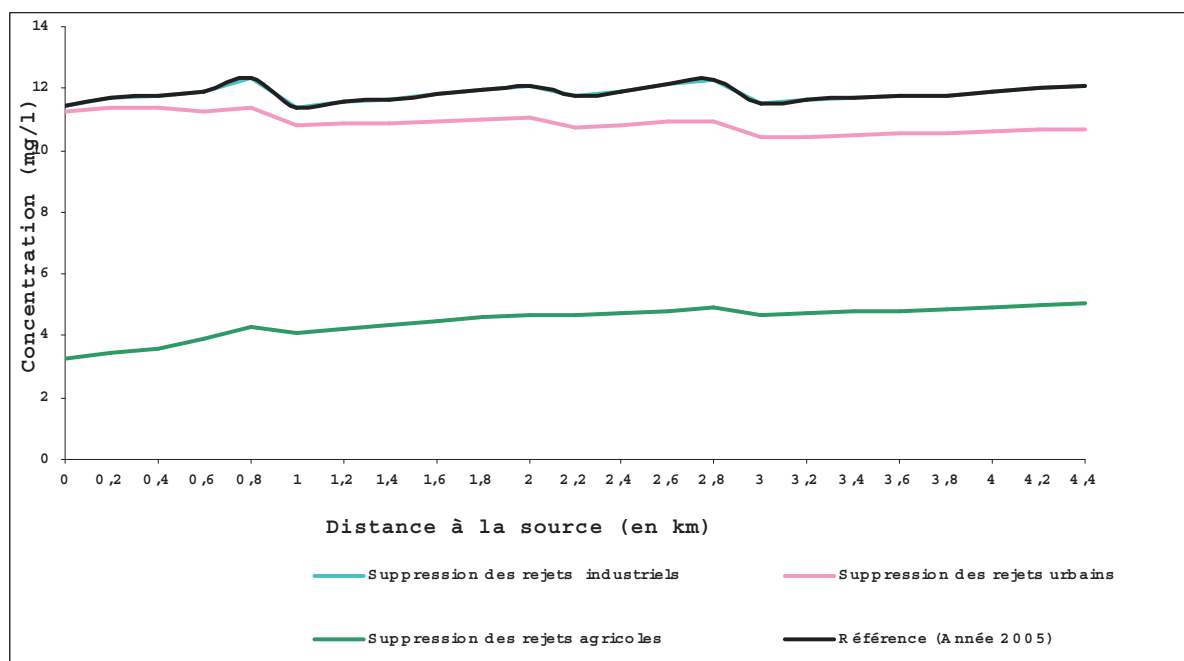


Figure 63 : apports en azote sur le ruisseau de Bodeux. Source des données : SPW/DGARNE, 2011.