



HAL
open science

Épuration naturelle : de la rivière à la zone humide de rejet

Yuhai Zhang

► **To cite this version:**

Yuhai Zhang. Épuration naturelle : de la rivière à la zone humide de rejet. Autre. Université de Lorraine, 2014. Français. NNT : 2014LORR0302 . tel-01751535

HAL Id: tel-01751535

<https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01751535v1>

Submitted on 29 Mar 2018

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

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



AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>



Université de Lorraine

Ecole Doctorale Ressources Procédés Produits Environnement-RP2E

THÈSE

Présentée et soutenue publiquement le 17/12/2014

pour l'obtention du grade de Docteur de l'Université de Lorraine

(Spécialité Génie des Procédés et des Produits)

par

Yuhai ZHANG

Epuration naturelle : de la rivière à la zone humide de rejet

Composition du jury :

Rapporteurs : Philippe NAMOUR, Université Claude Bernard-Lyon1

Ilse SMETS, University of Leuven, Leuven, Belgium

Examineurs : Didier GRAILLOT, Ecole des Mines, Saint-Étienne

Olivier SIRE, Université de Bretagne Sud, Vannes

Nouceiba ADOUANI, LRGP, Nancy (Codirecteur de thèse)

Marie-Noëlle PONS, LRGP, Nancy (Directeur de thèse)

Membres invités : Mathilde CADE, IRH Ingénieur Conseil, Ludres

Patrick CHARRIER, Fluvial.IS, Guerstling

Remerciements

Je tiens à remercier vivement Messieurs Gabriel WILD et Laurent FALK, les directeurs du LRGP de m'avoir accueilli au sein de leur laboratoire et permis de réaliser mes études.

Merci à Madame Marie-Noëlle PONS d'avoir été la directrice de cette thèse et de m'avoir montré la recherche sur le milieu naturel : les campagnes réalisées dans le cours d'eau et les zones humides de rejet sont de bons souvenirs dans ma vie et des trésors qui m'ont permis d'enrichir mes compétences. Merci à Madame Nouceiba ADOUANI, co-directrice de thèse, pour ses conseils et critiques qui m'ont permis d'obtenir le fruit final de mes études.

Je remercie Oliver POTIER, Jean-Pierre LECLERC, Jolanda BOISSON, Pascal BREIL, Philippe NAMOUR, Geoffrey REMY, Mathilde CADE, les membres du projet EPEC, pour leur participation et leurs conseils dans l'amélioration de mon travail de recherche.

Je remercie Steve PONTVIANNE de m'avoir enseigné de nombreuses techniques analytiques avec les explications précises et patientes.

Je remercie ceux avec lesquels j'ai eu le bonheur d'occuper le même bureau. Tout d'abord à Aziz ASSAAD qui m'avoir accompagné pour mes premiers pas dans les démarches expérimentales. Et Amine BOUARAB qui a partagé le plaisir et ses expériences depuis le début. Enfin Nang Dinh LE, le chef du bureau et l'organisateur.

A tous ceux qui font vivre le labo et qui m'ont apporté un sourire, une aide, un regard, une attention.

A mon rayon de soleil, Chen YAN qui m'a soutenu et encouragé dans ma vie.

Résumé

Epuration naturelle : de la rivière à la zone humide de rejet

Cette thèse s'est déroulée dans le cadre du projet EPEC (Epuration en Eau Courante) soutenu par le programme ECOTECH 2010 de l'ANR. Ce projet doit permettre d'aider à répondre aux exigences de la Directive Cadre sur l'Eau pour les petits cours d'eau en zone rurale. Deux voies ont été explorées i) la première vise à étudier et à proposer des moyens d'améliorer la capacité d'épuration au sein de systèmes naturels, en s'appuyant sur des observations réalisées sur deux cours d'eau en Lorraine (Brénon et St-Oger) ii) la seconde concerne la réduction des impacts sur le milieu récepteur des rejets de stations d'épuration en milieu rural par l'étude du fonctionnement de zones de rejet végétalisées (ou ZRV) à la sortie de ces stations.

A l'échelle de la rivière, la caractérisation sur tout son cours permet de distinguer les zones les plus susceptibles de présenter des phénomènes d'autoépuration marqués. Cela a permis, en combinaison avec des caractérisations hydromorphologiques, de sélectionner pour chacun tronçon de taille plus réduite. Ces tronçons sont localisés en aval de zones urbanisées et présentent une succession de parties rectifiées et de parties naturelles. La réponse du tronçon naturel face aux polluants domestiques est différente selon le cours d'eau. Le tronçon naturel du Brénon, d'une longueur d'environ 6 km était efficace en termes d'abattement des matières organiques, de l'azote ammoniacal et des nitrates. Quant au St-Oger, les polluants ont été beaucoup moins influencés dans le tronçon naturel dont la longueur n'était que de 0.5 km. La troisième échelle s'est intéressée au compartiment hyporhéique dont le comportement est déterminé par les caractéristiques hydromorphologiques du cours d'eau, la composition du substrat et notamment sa porosité, et les conditions hydrologiques qui varient en fonction des aléas climatiques. A partir de prélèvements dans la zone hyporhéique (- 30 et -50 cm pour le Brénon et -20 et -30 cm pour le St-Oger), quatre types de fonctionnement ont été distingués en fonction de la disponibilité en oxygène dissous et des échanges possibles entre la zone hyporhéique et l'eau de surface : (1) les zones aérobies à échange hyporhéique important contribuent à la dégradation des matières organiques et à l'oxydation de l'azote ammoniacal ; (2) les zones anoxiques à échange hyporhéique moindre caractérisées par un épuisement rapide de l'oxygène dissous par le biais de métabolismes microbiens aérobies et par une réduction des nitrates ; (3) les zones anoxiques à faible échange hyporhéique caractérisées par une accumulation des sels en profondeur et une réduction des nitrates et sulfates et (4) les zones fermées caractérisées soit par présence du colmatage soit par une très faible conductivité hydraulique. Ces fonctionnements ont pu partiellement être reproduits au laboratoire dans un réacteur à lit poreux permettant de simuler la zone hyporhéique.

Le terme de ZRV est utilisé pour décrire des espaces aménagés entre le point de rejet de station d'épuration en amont et le milieu récepteur en aval, dans le but de réaliser un traitement de finition des eaux résiduaires traitées. Ces ZRV ont montré une forte capacité à éliminer les

nitrate et les phosphates en période estivale, mais une production de carbone organique dissous a aussi été notée liée à la décomposition des macrophytes (phragmites, lentilles d'eau, algues, etc). En plus, une forte production d'oxygène par la photosynthèse des algues a été observée au printemps. Cependant, cette production s'atténuait progressivement avec la vitesse de recouvrement de l'eau libre par de lentilles d'eau. Deux tests biologiques sur le potentiel de la dénitrification et de méthanisation des sédiments des zones humides ont été effectués en laboratoire pour corroborer les observations de terrain.

Mots clés : pollution domestique, épuration naturelle, milieu récepteur, zone hyporhéique, zone de rejet végétalisées, biogéochimie de l'azote.

Abstract

Natural purification: from river to constructed wetland

The present PhD work was carried out within the project EPEC (Épuration en Eau Courante) funded by an ANR program, ECOTECH, in order to meet the requirements of Water Framework Directive for small streams, in particular in rural areas where domestic wastewater could be directly discharged by reason of lack of sewerage network and contribute to water quality degradation. Two study directions have been taken: i) the first aimed to study natural purification in stream systems and find out the way to improve water quality, and 2) the second concerned the reduction of the impact of wastewater treatment plants (WWTP) discharge to receiving water bodies by installation of a free-surface constructed wetland between them.

Three study scales were investigated within two rural streams of Lorraine, Brénon and St-Oger. At stream scale, characterization of water quality along its course allowed us to distinguish some segments where occurred naturel purification processes. The second study scale was on relevant stream sections presenting interesting hydromorphologic features. These sections were located at the downstream of urban areas and present a succession of rectified and naturel segments. The response of naturel sections to domestic pollutants was different for the two streams. The Brénon section length of about 6 km was efficient for organic matter, ammonium nitrogen and nitrates removal. Concerning the St-Oger stream, the pollutants were less influenced in the natural section long of only 0.5 km. The last study scale focused on the hyporheic zone where system function depends on hydromorphologic features of the stream, composition of streambed, especially its porosity, and hydrologic conditions which depends on climate. According to analysis on hyporheic waters sampled at -30 and -50 cm for Brénon and -20 and -30 cm for St-Oger, four functional zones were distinguished in relation with dissolved oxygen availability and possible water exchange between hyporheic zone and surface water: (1) aerobic zones at high hyporheic exchange showing contribution to organic matter degradation and oxidation of ammonium nitrogen; (2) Anoxic zones with less hyporheic exchange characterized by fast dissolved oxygen depletion by aerobic microbial metabolism and reduction of nitrates; (3) Anoxic zones with low hyporheic exchange characterized by accumulation of salts in deep layers and reduction of nitrates and sulfates and (4) “closed” zones characterized by clogged spaces or very low hydraulic conductivity. These functions could be partially reproduced in laboratory within a porous bed reactor simulating an hyporheic zone.

Free-surface wetlands are spaces constructed between the discharge point of the WWTP and the receiving watercourse, here small streams in rural areas, with the aim to finish the waste water treatment. The wetlands had shown high capacity to remove nitrates and phosphates in summer periods. However a production of dissolved organic carbon was noticed and results from plant decomposition (reed, duckweed, algae, etc.). Algae contributed to high oxygen production through photosynthesis in spring. This production progressively decreased with the

proliferation of duckweed on the water surface. Two biological tests on sediment's potentiality for denitrification and methane production were carried out at laboratory scale in order to corroborate the field observations.

Key words: domestic pollution, natural purification, receiving water body, hyporheic zone, free-surface constructed wetland, nitrogen biogeochemistry.

Table des matières

Remerciements.....	2
Introduction générale.....	18
1. Etude bibliographique.....	24
1.1 Système fluvial.....	24
1.1.1 Transport solide dans les cours d'eau.....	25
1.1.2 Métabolisme des cours d'eau.....	28
1.1.3 Zones hyporhéiques.....	35
1.1.4 Zones ripariennes.....	41
1.1.5 Conclusion.....	43
1.2 Les zones de rejet végétalisées.....	43
1.2.1 Fonctionnement hydrologique.....	43
1.2.2 Fonctionnement hydraulique.....	44
1.2.3 Fonctionnement biogéochimique.....	45
1.2.4 Macrophytes.....	47
1.3 Processus biogéochimiques dans les systèmes aquatiques.....	48
1.3.1 Décomposition des feuilles mortes.....	48
1.3.2 Dégradation du bois par des invertébrés.....	49
1.3.3 Dégradation des matières organiques.....	50
1.3.4 Transformations biogéochimiques des espèces du carbone.....	52
1.3.5 Transformation biogéochimique des espèces d'azote.....	54
1.3.6 Transformations photochimiques.....	60
1.4 Conclusions.....	61
2. Matériels et méthodes.....	62
2.1 Prélèvements sur les cours d'eau.....	63
2.1.1 Brénon.....	63
2.1.2 St-Oger.....	70
2.2 Prélèvement sur les zones de rejet végétalisées.....	74
2.2.1 Crainvilliers.....	76
2.2.2 Diarville.....	77
2.2.3 Damvillers.....	78
2.2.4 Seicheprey.....	80
2.2.5 Hannonville-sous-les-côtes.....	80
2.3 Méthodes de prélèvement.....	81
2.3.1 Eaux superficielles.....	81
2.3.2 Eaux hyporhéiques.....	82
2.4 Préparation des échantillons pour les analyses des eaux.....	83

2.5	Tests in situ.....	83
2.5.1	Slug test.....	83
2.5.2	Test des baguettes.....	85
2.6	Tests sur le pilote de laboratoire.....	86
2.6.1	Maquette « milieu poreux »	87
2.6.2	Maquette « baguette »	90
2.6.3	Réduction des nitrates	91
2.6.4	Analyse des plantes.....	91
2.7	Méthodes d'analyses	93
2.7.1	Mesure de la conductivité et du pH	94
2.7.2	Mesures de l'oxygène dissous	94
2.7.3	Dosage de l'azote ammoniacal	95
2.7.4	Dosage des ortho-phosphates.....	95
2.7.5	Dosage des sucres totaux	95
2.7.6	Mesure du carbone organique dissous et de l'azote total dissous.....	96
2.7.7	Spectroscopie UV/visible (UV/VIS).....	97
2.7.8	Spectroscopie de fluorescence synchrone.....	97
2.7.9	Chromatographie ionique : mesures des anions et cations	98
2.7.10	Chromatographie en phase gazeuse : mesure du méthane.....	99
2.7.11	Analyse des sédiments	100
2.7.12	Analyse des baguettes	102
2.7.13	Analyse élémentaire de la composition des tissus végétaux.....	103

3. Auto-épuration dans les cours d'eau 104

3.1	Etude multi-échelle de l'autoépuration dans une rivière rurale : cas du Brénon 104	
3.1.1	Introduction.....	104
3.1.2	Study site and historical information	105
3.1.3	Sampling strategies at different scale study sites.....	110
3.1.4	Results and discussion	111
3.1.5	Conclusions.....	130
3.2	Auto-épuration sur le Saint-Oger	131
3.2.1	Le Saint-Oger.....	131
3.2.2	Pollution actuelle du St-Oger.....	133
3.2.3	Etude de l'eau de surface à Deyvillers.....	136
3.2.4	Etude de la zone hyporhéique	140
3.2.5	Conclusions.....	144
3.3	Réacteur « milieu poreux »	144
3.3.1	Caractérisation globale.....	145
3.3.2	Caractérisation des eaux interstitielles.....	147
3.4	Conclusions	149

4. Zones de rejet végétalisées pour les petites collectivités.....	150
4.1. ZRV de Crainvilliers	150
4.1.1. Introduction	150
4.1.2. Materials and methods	151
4.1.2.1. FWS constructed wetland	151
4.1.2.2. Characterization strategies	152
4.1.3. Results and discussion.....	152
4.1.3.1. Vegetation development.....	152
4.1.3.2. Wetland hydrology and water balance	154
4.1.3.3. Constituent mass balance and pollutant behavior	157
4.1.3.4. Chemistry behavior along wetland water course	159
4.1.3.5. Sediment nitrates-reduction potential	162
4.1.3.6. Composition of aquatic macrophyte	164
4.1.3.7. Bio-methane production (BMP) potential of wetland macrophytes	165
4.1.4. Conclusion.....	166
4.2. ZRV de Diarville.....	167
4.2.1. Régime hydrologique de la ZRV	168
4.2.2. Comportement des polluants	170
4.3. ZRV de Seicheprey et Hannonville-sous-les-côtes.....	173
4.4. ZRV de Hannonville-sous-les-côtes.....	176
4.5. Conclusions	179
Conclusions.....	183
Perspectives.....	187
Références bibliographiques	188
Annexe 1: Composition minérale des fragments de bois prélevés sur des baguettes du Saint-Oger	199
Annexe 2: Photographies en pleine résolution des baguettes du Brénon.....	204
Annexe 3: Photographies en pleine résolution des baguettes du Saint-Oger.....	212
Annexe 4: Photographies en pleine résolution des baguettes de Crainvilliers	214

Liste des figures

Introduction générale

- Figure 1 : Etat écologique des masses d'eau et cours d'eau en 2009 d'après les agences de l'eau
- Figure 2 : Pollution par les nitrates dans le bassin Rhin-Meuse (AERM, 2004) selon le code SEQ-eau : rouge : > 50 mg NO₃/L, orange : entre 25 et 50 mg NO₃/L, jaune : entre 10 et 25 mg NO₃/L, vert : entre 2 et 10 mg NO₃/L, bleu : < 2 mg NO₃/L
- Figure 3 : Exemple de l'évolution de la concentration en azote ammoniacal (percentile 90) dans la Moselle à Sierck (frontière avec le Luxembourg) au cours de la période 1964-2013.
- Figure 4 : Répartition des communes a) en France b) dans les quatre départements lorrains en fonction du nombre d'habitants.
- Figure 5 : Répartition du nombre d'installations en fonction de la classe d'obligation en Lorraine.

Chapitre I : Etude bibliographique

- Figure 1.1 : Géomorphologie des compartiments en surface d'un système fluvial. Les flèches montrent les interactions verticales et latérales entre les différents compartiments fluviaux.
- Figure 1.2 : Illustration des différentes formes de zones hyporhéiques.
- Figure 1.3 : Diagramme d'illustration pour le flux vertical entre les cours d'eau et les sédiments (a) et le flux latéral entre les cours d'eau et les zones ripariennes (b).
- Figure 1.4 : Processus métaboliques en présence ou absence d'oxygène dissous dans les zones hyporhéiques (Dahm et al, 1998).
- Figure 1.5 : Représentation schématique de l'échange hydrologique entre les eaux de surface et les eaux de subsurface en écoulant sur des séquences radier-mouille (Brunke et Gonser, 1997).
- Figure 1.6 : Effet de la sinuosité sur le flux hyporhéique pour des âges croissants du méandre de a) vers d).
- Figure 1.7 : Différentes formes d'écoulement en fonction de l'importance de la sinuosité dans les cours d'eau.
- Figure 1.8 Répartition conceptuelle des processus de traitement en fonction de la profondeur, du temps de rétention hydraulique et de la disponibilité de l'oxygène dissous dans la zone humide artificielle.
- Figure 1.9. Cycle biogéochimique d'azote au sein du système aquatique.

Chapitre II : Matériels et méthodes

- Figure 2.1. Répartition des sites d'étude en région Lorraine (carte SIERM). Ellipse bleue : cours d'eau, Brénon (BR) et St-Oger (SO) ; Ellipse verte : ZRV, Crainvilliers (CR), Damvillers (DA), Diarville (DI), Hannonville (HA) et Seicheprey (SE). Les cercles de couleur représentent les stations de suivi de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse.

Leur couleur correspond au code de qualité du SEQ-eau sur les matières organiques (Systèmes d'Evaluation de la Qualité des eaux) en France.

Figure 2.2. Carte du bassin versant du Brénon avec ses affluents et sa caractérisation de l'occupation du sol.

Figure 2.3 : Localisation des points de prélèvement à grande échelle sur la carte IGN (2013) et à petite échelle sur les photos aériennes

Figure 2.4 : Vue aérienne et coupe longitudinal du positionnement des points de prélèvement dans la zone d'étude. Source de la photo aérienne : www.geoportail.gouv.fr. Positionnement des points de pompage et ses profils topographiques le long du tronçon naturel.

Figure 2.5 : Carte du bassin versant du St-Oger.

Figure 2.6 : Localisation de la zone d'intérêt sur la carte aérienne à droite (Geoportail) et le positionnement des préleveurs automatiques sur la carte aérienne traitée par Fluvial.IS à gauche décrivant les diverses formes hydromorphologiques des tronçons étudiés.

Figure 2.7 : Positionnement des points de pompage le long de la zone d'intérêt du secteur Deyvillers.

Figure 2.8 : Campagnes de prélèvement effectuées sur les cinq ZRV et présentées séparément pour les deux approches utilisées.

Figure 2.9 : Schéma de la station d'épuration à Crainvilliers et localisation des points de mesure en continu et des prélèvements réalisés par l'IRH et le LRGP.

Figure 2.10 : Inondation de la ZRV de Crainvilliers par l'Anger observée durant un événement pluvial ayant eu lieu le 21 mai 2012.

Figure 2.11 : Plan de la station d'épuration de Diarville et de sa zone humide de rejet avec la localisation des points de mesure en continu et des points de prélèvement IRH et LRGP.

Figure 2.12 : Plan de la station d'épuration de Damvillers et de sa zone humide de rejet avec la localisation des points de mesure en continu et des points de prélèvement IRH et LRGP.

Figure 2.13 : Plan de la station d'épuration de Seicheprey et de sa zone humide de rejet avec la localisation des points de mesure en continu et des points de prélèvement IRH et LRGP.

Figure 2.14 : Plan de la station d'épuration de Hannonville-sous les côtes et de sa zone humide de rejet avec la localisation des points de mesure en continu et des points de prélèvement IRH et LRGP.

Figure 2.15 : Procédure de prélèvement des eaux hyporhéiques par le pompage Bou-Rough (Malard et al., 2004) : A – enfouissement de la sonde ; B – mise en dépression à l'eau ; C – pompage et D – échantillonnage.

Figure 2.16 : Dispositifs de la mesure de la conductivité hydraulique sur le schéma à gauche et procédures de la mesure in situ sur les photos à droite.

Figure 2.17 : Exemple d'une photographie d'une baguette humide provenant de la maquette.

Figure 2.18 : Description sur la composition du réacteur « milieu poreux » et le fonctionnement du recyclage de l'eau.

- Figure 2.19 : Description sur la composition du réacteur « baguette » et le fonctionnement du recyclage de l'eau.
- Figure 2.20 : Procédure de mesure de volume de gaz produits par mini-réacteur de méthanisation.
- Figure 2.21 : Schéma du circuit d'analyse du modèle TOC-VCSH. (SHIMADZU).
- Figure 2.22 : Exemple des échantillons prélevés sur le Brénon le 10/05/13. (1) : Spectre d'absorbance UV/visible et sa dérivée seconde d'un échantillon ; (2) : Corrélation entre la concentration des nitrates mesurée par chromatographie ionique N-NO₃ mgN/L et la dérivée seconde des échantillons prélevés.
- Figure 2.23 : Exemples de SFS présenté par la longueur d'onde d'excitation (λ_{ex}) en fonction de l'intensité de fluorescence synchrone lorsque $\Delta\lambda = 50$ nm.
- Figure 2.24 : Chromatogramme pour la détermination des anions en fonction du temps de rétention dans un échantillon et la courbe d'étalonnage pour le chlorure.
- Figure 2.25 : Chromatogramme pour la détermination du méthane en fonction du temps de rétention dans un échantillon et l'étalonnage du méthane sur trois points, 0,1 ml, 0,2 ml et 0,3 ml de méthane (99,99%).
- Figure 2.26 : Exemple de distributions de taille des sédiments déterminés par granulométrie par diffraction laser.
- Figure 2.27 : Comparaison des tailles moyennes des sédiments déterminées par granulométrie par diffraction laser.
- Figure 2.28: Exemple d'un spectre RX obtenu sur un fragment de baguette.
- Figure 2.29 : Photographies des deux faces d'une baguette ayant séjourné quatre semaines dans le réacteur et distribution des éléments (%A) (sauf O). Plusieurs analyses ont été faites sur chaque fragment. D-XX : XX donne la hauteur par rapport au bas de la baguette.

Chapitre III : Auto-épuration dans les cours d'eau

- Figure 3.1: The Brénon River catchment and the study sites at different scales. The different color represent three primary land uses as defined by Corine Land Cover (2006).
- Figure 3.2: Positions of the Hydro discharge gauge (green circle) and the SIERM station (red circle).
- Figure 3.3: Variations of the Brénon River flowrate at Autrey between 2001 and 2007. Data from the Hydro database.
- Figure 3.4: Linear (L) and 2nd-order polynomial (P) correlation between the Brénon River flowrate at Autrey and the difference between the flowrates of the Madon River at Pulligny and Mirecourt.
- Figure 3.5: Historical data on the Brénon River quality (data from SIERM)
- Figure 3.7: Aerial photograph and the corresponding longitudinal cross section of section B with the sampling point's positions.
- Figure 3.8: Estimated Brénon River flowrate at Autrey. Dates of the sampling campaigns: red = snapshot campaigns along the Brénon River, blue = 24hrs automated campaigns (IRH), green = 2012-2013 sampling campaigns in section B (LRGP), orange = 2014 sampling campaigns in section B (LRGP).

Figure 3.9: Pollution characterization along the Brénon River.

Figure 3.10 : Weather conditions in the week before the 24-hrs sampling campaigns in section A.

Figure 3.11 : Pollutant variation over 24 hrs in ANTS for four sampling campaigns in dry weather conditions.

Figure 3.12 : Pollutant variation in a period of 24 hours in ANTS on two rainy times.

Figure 3.13 : Data comparison between SIERM database for 2012-2013 and our results (samples from the IRH automated sampler at station BN3 analysed at LRGP and LRGP surface water samples in section B).

Figure 3.14 : Views of P5.

Figure 3.15 : Views of P4 and P4B.

Figure 3.16 : Views of P1.

Figure 3.17 : change of location for sampling point P1.

Figure 3.18 : Hydraulic conductivity at a depth of 30 cm in point 1 (blue symbols) and point 1B (red symbols). Estimated flowrate at Autrey.

Figure 3.19 : Hydraulic conductivity in several points of section B as measured at a depth of 30cm on Sept 26, 2013.

Figure 3.20 : Behavior of chemical elements within surface water and hyporheic zones for seven sampling events at position P1.

Figure 3.21 : Wooden stakes from Point P1 (top on the right side of the image). Full view in Appendix.

Figure 3.22 : Mineral composition of the sediments sampled at 30cm in the hyporheic zone at points P1 (1H), P2 (2H) and P3 (3H).

Figure 3.23 : Chemical analysis of fragments from a wooden stake from point P2 (pool) (taken out on June 5, 2012 after 27 days of exposition).

Figure 3.24 : Chemical analysis of fragments from a wooden stake from point P3 (riffle) (taken out on June 5, 2012 after 27 days of exposition).

Figure 3.25 : Chemical analysis of fragments from a wooden stake from point P4 (riffle) (taken out on June 5, 2012 after 20 days of exposition).

Figure 3.26 : Behavior of chemical elements in surface water and hyporheic zones resulted from four sampling events at position P4B.

Figure 3.27 : Wooden stakes from P4B (top on the right side of the image). Full view in Appendix.

Figure 3.28 : Behavior of chemical elements in surface water and hyporheic zone in four successful sampling events at position P8.

Figure 3.29 : Wooden stakes from P8 (top on the right side of the image). Full view in Appendix.

Figure 3.30 : Longitudinal cross section diagram with the observed phenomena inside the hyporheic zones and the dominant hyporheic flow directions represented as the black arrows at the sampling points. A: Anoxic; AN: Anaerobic; HC: high hydraulic conductivity; LC: low hydraulic conductivity and C: Clogged.

Figure 3.31 : Cartographie du bassin Saint-Oger décrite avec l'occupation du sol (Corine Land Cover, 2006). Les localités traversées et le site d'étude sont marqués le long du cours d'eau.

- Figure 3.32 : Variations du débit du Saint-Oger à Deyvillers entre le 1/1/1974 et le 31/12/1979 : (Base de données HYDRO).
- Figure 3.33 : Précipitations enregistrées à Nancy-Essey et Epinal pendant la semaine précédant les deux campagnes d'évaluation de la pollution le long du Saint-Oger.
- Figure 3.34 : Evolution du pH, de la conductivité, de la turbidité et du COD le long du Saint-Oger en relation avec la distance depuis sa source.
- Figure 3.35 : Evolution de la concentration en N-NO₃, N-NH₄, Cl⁻ et SO₄²⁻ le long du Saint-Oger en fonction de la distance à la source.
- Figure 3.36 : Evolution des caractéristiques spectroscopiques (UV254, SUVA, SFS285 et SFS285/350 lorsque $\Delta\lambda = 50\text{nm}$) le long du Saint-Oger en fonction de la distance parcourue depuis la source.
- Figure 3.37 : Précipitations enregistrées à Epinal dans la semaine précédant chaque campagne de prélèvement sur 24h.
- Figure 3.38 : Variation des polluants azotés (N-NO₃ et N-NH₄) au cours de 24 heures de prélèvement le long de la zone transitoire.
- Figure 3.39 : Variation des polluants organiques (COD et SFS285) au cours de 24 heures de prélèvement le long de la zone transitoire.
- Figure 3.40 : Variation de la composition des matières organiques (SUVA et SFS285/350) au cours de 24 heures de prélèvement le long de la zone transitoire.
- Figure 3.41. Positionnement des points de pompage le long de la zone d'intérêt du secteur Deyvillers.
- Figure 3.42 : Caractéristiques chimiques des eaux de surface et des eaux hyporhéiques à 20 cm et 30 cm de profondeur sur huit points de prélèvement le long de la zone transitoire Deyvillers.
- Figure 3.43 : Profondeur du cours d'eau lors de la pose des 100 baguettes dans le Saint-Oger. Distance inter-baguettes = 5 m.
- Figure 3.44 : Photographies des baguettes avec exposition pendant un mois dans le Saint-Oger. Full view in Appendix.
- Figure 3.45 : Caractérisation minérale des sédiments à -30 cm.
- Figure 3.46. Evolution de la concentration en oxygène dissous dans les eaux de surface et dans les eaux interstitielles à 0 – 10 cm, 10 – 20 cm et 20 – 30 cm de profondeur.
- Figure 3.47 : Evolution de pH, des COD et la composition des matières organiques au cours des 96 heures d'incubation dans le réacteur « milieu poreux ». La ligne pointillée correspond à l'état du réacteur avant la perturbation par ajout d'eaux usées.
- Figure 3.48 : Evolution des espèces d'azote au cours des 96 heures d'incubation dans le réacteur « milieu poreux ». La ligne pointillée correspond à l'état du réacteur avant la perturbation par ajout d'eaux usées.
- Figure 3.49 : Evolution des oxygènes dissous, nitrates, chlorures et sulfates au cours des 96 heures d'incubation dans les différents compartiments du réacteur « milieu poreux ».
- Figure 3.50. Evolution des azotes ammoniacaux et nitrites au cours des 96 heures d'incubation dans les différents compartiments du réacteur « milieu poreux ».

Chapitre IV : Zones de rejet végétalisées pour les petites collectivités

- Figure 4.1 : Longitudinal view of the Crainvilliers FWS constructed wetland showing the sampling points (C1 to C7) along the three wetland basins in series down to the receiving water stream (Anger Creek). 10 meters between “+” symbols.
- Figure 4.2 : Series of pictures describing the seasonal visual change of the wetland.
- Figure 4.3 : Minimal and maximal temperature and daily flowrate as measured at Epinal, the closest weather station located at 55 km from Crainvilliers (data from Meteo-Ciel). Yellow line: sampling.
- Figure 4.4 : Monitoring of water flow rate at the wetland inlet and outlet and rainfall intensity during S2 sampling period (6-hrs average values).
- Figure 4.5 : Mass balance on conservative ions and pollutants within the wetland for four sampling events, S3, S6, S8 and S9 between 2012 and 2013. Incoming constituent mass expressed by the sum of outflow (unfilled column) and overall mass loss (patterned column) in using the average value of 72 hours.
- Figure 4.6 : Variation of chloride ion and SO₄/Cl molar ratio along the wetland water course for four sampling campaigns.
- Figure 4.7 : Evolution of DO, DOC and reactive ions on normalized concentration along wetland water course at three sampling events in 2013 and one in 2014.
- Figure 4.8 : Fully developed phragmites between C5 and C6 in August 2013.
- Figure 4.9 : Presence of orange iron oxide deposits in the wetland (January 2013) and in the Anger Creek (May 2014)
- Figure 4.10 : Traces of colloidal iron.
- Figure 4.11 : Pictures of wooden stakes after exposition in the wetland soil. Full view in Appendix.
- Figure 4.12 : Evolution of water chemistry after 24 and 72 hours of sediments (C2, C4 and C7) incubation mixing with nitrate solution, comparing with a parallel control without nitrate addition (72 hours). The filled part within TN column is the sum of dissolved inorganic nitrogen species: N-NO₃, N-NH₄ and N-NO₂.
- Figure 4.13 : Cumulative bio-methane production BMP (symbolized points) and average BMP rate (discontinuous line) of collected wetland macrophytes at set monitoring times.
- Figure 4.14 : a) Partie avale de la zone humide de Diarville le 31 janvier 2013. b) fossé récepteur le même jour.
- Figure 4.15 : Débit du Madon à Mirecourt pendant l’hiver 2013.
- Figure 4.16 : Mesure des débits en entrée et en sortie de la ZRV de Diarville et pluviométrie in situ pendant les campagnes de prélèvement automatique sur 72 heures.
- Figure 4.17 : Bilan de masse sur les polluants en entrée et en sortie de la ZRV en comparant avec les ions conservatifs et le bilan de l’eau (ligne pointillée).
- Figure 4.18 : Positionnement des points de prélèvement sur la ZRV Diarville.
- Figure 4.19 : Evolution des sels conservatifs et des polluants le long de ces deux branches serpentines droite (D1 à D5) et gauche (G1 à G5) dans la ZRV Diarville.
- Figure 4.20 : Positionnement des points de prélèvement sur la ZRV de Seicheprey.
- Figure 4.21 : Evolution des sels conservatifs le long de la ZRV de Seicheprey.
- Figure 4.22 : Evolution de l’oxygène dissous et des nutriments le long de la ZRV de Seicheprey.

Figure 4.23 : Etat de la ZRV de Seicheprey en mars et juillet 2014.

Figure 4.24 : Evolution du COD et de la composition de la matière organique le long de la ZRV de Seicheprey.

Figure 4.25 : Positionnement des points de prélèvement sur la ZRV de Hannonville-sous-les-côtes.

Figure 4.26 : Etat global de la ZRV de Hannonville-sous-les-côtes en mars et juillet 2014.

Figure 4.27 : Evolution des sels conservatifs le long de la ZRV de Hannonville-sous-les-côtes.

Figure 4.28 : Evolution de l'oxygène dissous et des nutriments le long de la ZRV Hannonville sous les côtes.

Figure 4.29 : Evolution du point H1 entre mars et juillet 2014.

Figure 4.30 : Evolution du COD et de la composition de la matière organique le long de la ZRV Hannonville-sous-les-côtes.

Figure 4.31 : Cycle de développement de la végétation dans les zones humides.

Figure 4.32: Comparaison globale en auto-épuration entre le cours d'eau, la zone humide naturelle et la ZRV en fonction de leur potentiel d'oxygénation et la pollution.

Liste des tableaux

Chapitre I : Etude bibliographique

Tableau 1.1 : Classification des bactéries en fonction de leur propre métabolisme. PS : photosynthèse

Tableau 1.2 : Extrait du résumé du rapport US EPA (1999) sur les mécanismes et facteurs d'influence sur la qualité de l'eau dans la zone humide artificielle. P – processus principal ; S – processus secondaire ; E – Effet direct ou indirect ; DBO - Demande Biologique en Oxygène ; MES – Matières en Suspension ; OD – oxygène dissous.

Tableau 1.3 : Réactions concernant la transformation de l'azote et leur enthalpie libre (25 °C) à pH = 7.

Chapitre II : Matériels et méthodes

Tableau 2.1 : Informations concernant les points de prélèvement le long du Brénon et les localités traversées ou longées. La numérotation dédiée aux points de prélèvement.

Tableau 2.2 : Relevé d'information sur les campagnes de prélèvement dans la zone transitoire du Brénon en 2012-2013.

Tableau 2.3 : Liste des campagnes de prélèvement effectuées entre 2012 et 2014 et la prospection des points de prélèvement à 30 cm en profondeur.

Tableau 2.4 : Informations concernant les points de prélèvement le long du St-Oger et les localités traversées ou longées. La numérotation dédiée aux points de prélèvement.

Tableau 2.5 : Relevé d'information sur les campagnes de prélèvement dans la zone d'intérêt du secteur Deyvillers, St-Oger en 2012-2013.

Tableau 2.6 : Relevé d'information sur les conditions de travail des tests au pilote laboratoire.

Tableau 2.7 : Calendrier de l'expérimentation et informations sur la nature du mélange des eaux de départ et le volume d'eau au départ dans les réacteurs.

Chapitre III : Auto-épuration dans les cours d'eau

Table 3.1: Weather conditions and water level information for 24hr sampling campaigns in section A between 2012 and 2013. NA = data no available.

Chapitre IV : Zones de rejet végétalisées pour les petites collectivités

Table 4.1 : The flow rates at inlet and outlet of wetland and meteorological conditions during the sampling events, represented by the average of 72 hours.

Table 4.2 : Characterization of above-ground tissue of the sampled wetland macrophytes. DM = dry matter, VS = volatile solids.

Tableau 4.3 : Conditions météorologiques et débits moyens en entrée et en sortie de la ZRV durant les campagnes de prélèvement réalisées par IRH.

Introduction générale

Généralités

La Directive Cadre sur l'Eau (DCE) 2000/60/CE adoptée le 23 octobre 2000 impose le retour au bon état écologique des cours d'eau européens pour 2015. Cette Directive engage chaque État membre dans un objectif de protection et de reconquête de la qualité des eaux et des milieux aquatiques. En 2010, un reportage transmis à la Commission Européenne résume l'évaluation de l'état écologique et chimique des eaux en 2009 en France. L'évaluation de l'état écologique prend en compte la qualité biologique animale (poissons, invertébrés) et végétale (plantes aquatiques...) et les caractéristiques physico-chimiques (phosphore, nitrates, pH, etc.) et hydromorphologiques (état des berges ou de la côte, continuité de la rivière, régime de marées...). Au total, 53% des masses d'eau n'avaient pas encore atteint le bon état demandé par la DCE, selon le classement en cinq niveaux effectué en 2009:

- 7% en très bon état écologique,
- 38% en bon état écologique,
- 38% en état écologique moyen,
- 11% en état écologique médiocre,
- 4% en mauvais état écologique,
- 2% en état indéterminé.

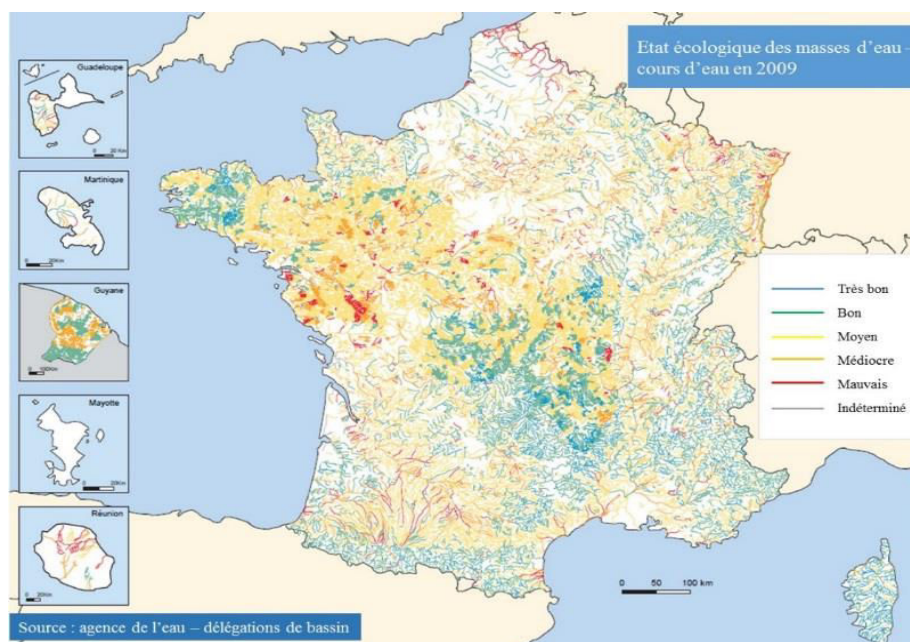


Figure 1 : Etat écologique des masses d'eau et cours d'eau en 2009 d'après les agences de l'eau (<http://www.rapportage.eaufrance.fr>).

Lorsque des eaux résiduaires non traitées ou insuffisamment traitées sont rejetées dans un cours d'eau, la qualité de l'eau peut être altérée en provoquant, par exemple, la disparition des organismes sensibles aux pollutions et l'eutrophisation due à l'excès de nutriments (azote et phosphore). La dégradation de la qualité peut également rendre l'eau impropre à certains usages, comme la production d'eau potable, la pêche, etc.

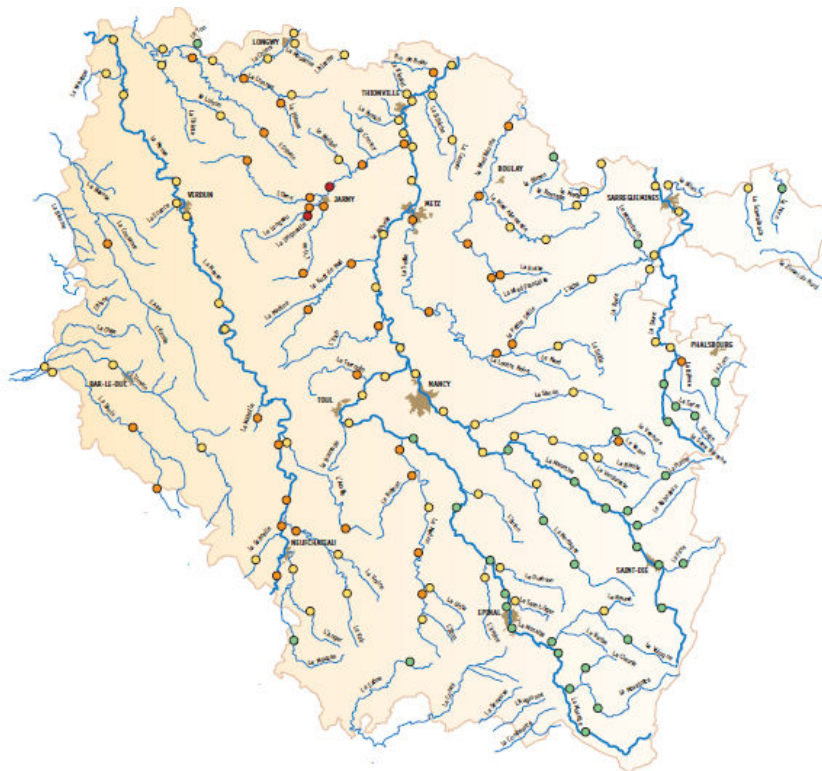


Figure 2 : Pollution par les nitrates dans le bassin Rhin-Meuse (AERM, 2004) selon le code SEQ-eau : rouge : $> 50 \text{ mg NO}_3/\text{L}$, orange : entre 25 et $50 \text{ mg NO}_3/\text{L}$, jaune : entre 10 et $25 \text{ mg NO}_3/\text{L}$, vert : entre 2 et $10 \text{ mg NO}_3/\text{L}$, bleu : $< 2 \text{ mg NO}_3/\text{L}$

Au fil du temps, la qualité des cours d'eau de Lorraine a certes présenté une nette amélioration: on observe ainsi sur les bassins versants Rhin-Meuse un passage de 13% de bon état en 1971 à 71% en 2010 (<http://www.eau-rhin-meuse.fr>). Mais même si la Moselle respecte à nouveau le seuil du bon état au niveau de la concentration en azote ammoniacal depuis 1998, elle reste un cours d'eau très pollué (Figure 3).

D'après l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, en 2011, 1500 communes de moins de 2000 équivalents-habitants des bassins versants gérés par cette agence sont encore concernées par un niveau d'assainissement insatisfaisant et participent au mauvais état des cours d'eau. Cela représente moins de 15% du total des rejets des collectivités du bassin. Il s'agit d'un enjeu financier considérable. Du point de vue de la réglementation européenne, plusieurs dizaines d'agglomérations sont encore non conformes au niveau de leur réseau d'assainissement.

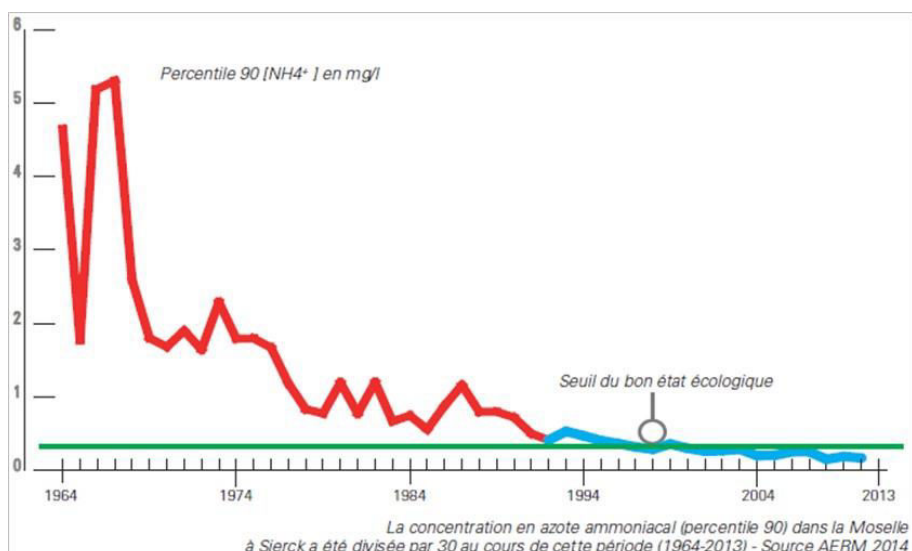


Figure 3 : Exemple de l'évolution de la concentration en azote ammoniacal (percentile 90) dans la Moselle à Sierck (frontière avec le Luxembourg) au cours de la période 1964-2013 (AERM, 2014).

En France, environ 16 millions de personnes, soit 25% de la population française, vivent dans 31500 communes de moins de 2000 habitants, ce seuil étant retenu pour la définition de la notion de ville. Cette proportion est globalement respectée en Lorraine, même si elle est plus élevée pour le département de la Meuse (Figure 4).

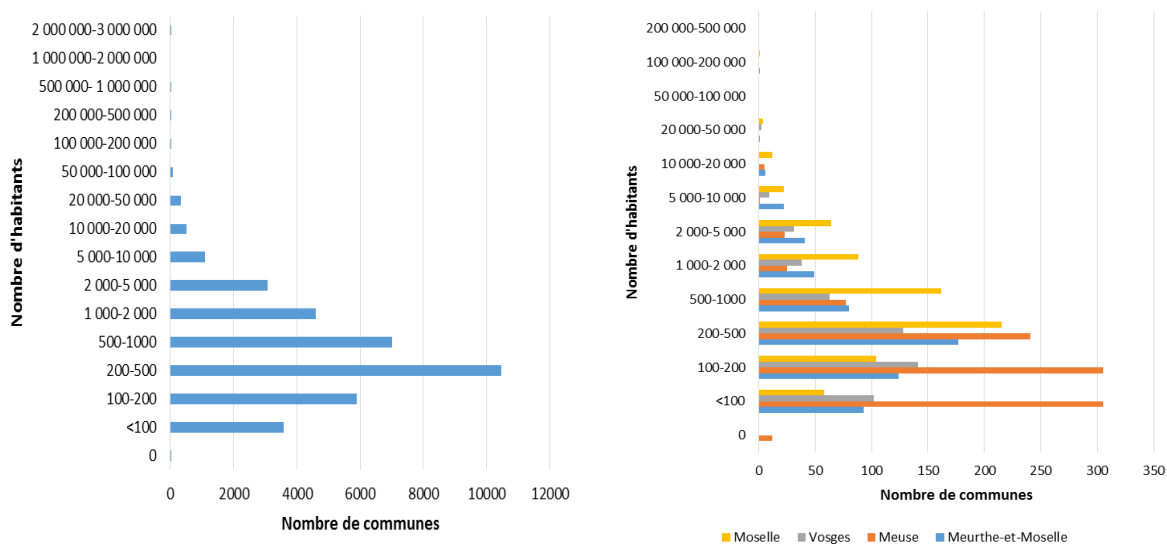


Figure 4 : Répartition des communes a) en France b) dans les quatre départements lorrains en fonction du nombre d'habitants (données : Insee, recensement 2011)

En terme d'assainissement collectif, les choix des communes de moins de 2000 habitants s'est porté en Lorraine principalement sur les systèmes à boues activées à très faible charge ainsi que sur des solutions moins industrielles et moins coûteuses comme le lagunage naturel ou les filtres plantés de roseaux (Figure 5). Sur les 539 installations répertoriées dans la base de données du ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie, 255 correspondent à des

communes de moins de 2000 habitants : 20 % des communes dans la tranche 200 à 2000 habitants ont choisi les filtres plantés de roseaux alors que ce pourcentage passe à 53% pour les communes de moins de 200 habitants. Les fosses septiques restent le système de traitement privilégié en cas d'assainissement non collectif, lequel concerne 25% de la pollution brute en région lorraine (2004, Agence de l'Eau Rhin-Meuse).

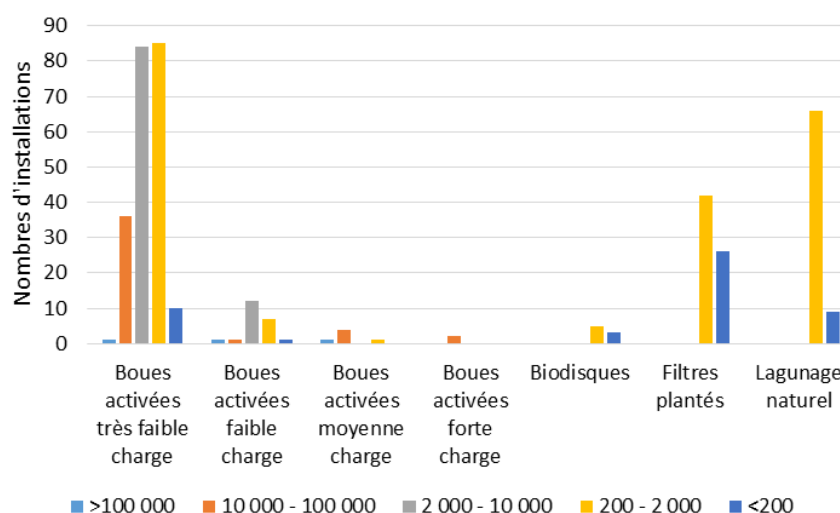


Figure 5 : Répartition du nombre d'installations en fonction de la classe d'obligation en Lorraine (Données : Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie, 2012).

Outre le traitement des eaux résiduaires domestiques et industrielles et la limitation des pollutions diffuses dues notamment aux activités agricoles, le fonctionnement du cours d'eau est susceptible d'être amélioré au travers d'aménagements de restauration destinés à lui donner un caractère le plus naturel possible, comme par exemple:

La suppression ou aménagement des seuils et des barrages qui bloquent la circulation des sédiments et des poissons,

La destruction de digues pour remobiliser les sédiments des berges,

La remise en eau des bras morts,

La protection ou restauration des zones humides, etc.

Toutefois, l'auto-épuration naturelle n'est pas réellement prise en compte lors de ces aménagements au titre de la lutte contre les pollutions. Une compréhension des phénomènes auto-épuratoires est nécessaire afin de développer une ingénierie adaptée lors de la conception des aménagements dans des cours d'eau pollués.

En tant qu'aménagement pour la restauration de la qualité de cours d'eau, une zone de rejet végétalisée ou ZRV est définie comme un espace aménagé entre la station de traitement des eaux résiduaires et le milieu récepteur et ne fait pas partie de la station de traitement. Son application vise à apporter une protection supplémentaire au milieu récepteur en exploitant les processus naturels, donc auto-épuratoires, des écosystèmes de zone humide. Suite à l'enquête réalisée en 2011 par le groupe de travail EPNAC (Evaluation des Procédés Nouveaux d'Assainissement des petites et moyennes Collectivités) de l'IRSTEA, plus de 400 ZRV ont été

recensées : elles sont réparties dans une cinquantaine de départements français. L'installation de ZRV concerne essentiellement les stations d'épuration de petite taille : 50% des ZRV concernent des installations de moins de 500 équivalents-habitants. Ces aménagements peuvent également servir à différents types de rejets et être utilisés comme déversoirs d'orages de réseaux d'assainissement ou exutoires de réseaux d'eaux pluviales et de drains agricoles. La classification des ZRV s'appuie sur deux critères majeurs :

- l'origine des matériaux utilisés (sol en place ou matériaux rapportés, qui facilitent plus ou moins l'infiltration des eaux).
- la géométrie de la zone en fonction de l'importance du creusement du sol (prairie, bassin, fossé).

Le projet EPEC

Comme cela a déjà été mentionné, pour de nombreuses communes rurales le coût de la construction ou de la mise aux normes des installations collectives dépasse souvent la capacité financière disponible. En conséquence de nombreux petits cours d'eau sont très affectés par cette pollution urbano-rurale et le resteront encore longtemps malgré les efforts des pouvoirs publics. En optimisant des processus d'épuration naturel en eau courante, le projet EPEC (E.puration en Eau Courante) financé par l'Agence Nationale de la Recherche dans le cadre de son programme ECOTECH 2010 a eu pour ambition d'améliorer la qualité de ces milieux dégradés et d'abaisser le coût de traitement en assainissement rural, en développant des solutions d'ingénierie écologique peu coûteuses pour des écoulements à surface libre. Ce projet a rassemblé quatre partenaires :

- Deux bureaux d'études :
 - o IRH-Environnement, porteur du projet, et Fluvial.IS
- L'Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture (IRSTEA), par son unité Hydrologie-Hydraulique de Lyon-Villeurbanne
- L'Institut des Sciences Analytiques à l'Université de Lyon
- Le Laboratoire Réactions et Génie des Procédés, à l'Université de Lorraine

Deux voies ont été explorées dans le projet EPEC i) la première vise à étudier et à proposer des moyens d'améliorer la capacité d'épuration au sein de systèmes naturels, en s'appuyant sur des observations réalisées sur deux cours d'eau en Lorraine (Brénon et Saint-Oger) ou restaurés (La Chaudanne à Grezieu-La-Varenne près de Lyon) ii) la seconde concerne la réduction des impacts sur le milieu récepteur des rejets de stations d'épuration en milieu rural par l'étude et l'éventuelle amélioration (en s'appuyant sur les résultats de la première voie) du fonctionnement de zones de rejet végétalisées (ou ZRV) à la sortie de ces stations situées en Lorraine.

Présentation du manuscrit

Le présent manuscrit présente et discute de résultats obtenus sur les sites lorrains du projet EPEC entre 2011 et 2014. La mise en place de la phase expérimentale a nécessité la recherche des sites les plus propices, qu'il s'agisse de sites en rivière ou de ZRV. Pour les sites en rivière, plusieurs ont été testés en fonction de leurs caractéristiques hydromorphologiques, de leur qualité (possibilité d'un apport de pollution en amont), de leur accessibilité et des conditions de travail en sécurité des personnes appelées à y travailler. En ce qui concerne les ZRV, il a été nécessaire de trouver des sites en début d'exploitation. Tout ce travail, qui a été réalisé grâce à une étroite collaboration entre les différents partenaires du projet, n'est pas rapporté dans le présent document.

Le manuscrit est composé de cinq chapitres :

- Chapitre 1 : étude bibliographique concernant le fonctionnement biogéochimique et hydrologique des écosystèmes du cours d'eau et de la ZRV.
- Chapitre 2 : matériels et méthodes utilisés sur le terrain et au laboratoire
- Chapitre 3 : étude de l'auto-épuration naturelle à différentes échelles pour deux cours d'eau en régime lotique, le Brénon et le Saint-Oger avec une synthèse des phénomènes observés dans ces deux cours d'eau.
- Chapitre 4 : étude du fonctionnement de quatre ZRVs, situées à Crainvilliers (Vosges), Diarville (Meurthe-et-Moselle), Seicheprey (Meuse) et Hannonville-sous-les-Côtes (Meuse) en s'appuyant sur leur régime hydrologique lentique, le comportement des polluants et le fonctionnement des macrophytes et des sédiments.
- Chapitre 5 : conclusion générale résumant les résultats obtenus dans les deux types de systèmes qui présentent des conditions hydrodynamiques très différentes et les perspectives.

1

Etude bibliographique

Cette étude bibliographique se focalise sur les deux systèmes aquatiques qui seront étudiés par la suite : les systèmes lotiques ou fluviaux et les systèmes lentiques, comme les zones humides. Dans notre cas particulier, il s'agira de zones humides créées par l'homme afin d'affiner des rejets de stations d'épuration : elles seront dénommées Zones humides de Rejet Végétalisées ou ZRV. Les processus biogéochimiques communs à ces deux types d'écosystème aquatiques seront ensuite présentés.

1.1 Système fluvial

Le système fluvial est composé de trois compartiments dans sa partie superficielle (Figure 1.1): l'eau de surface (notée 1), la zone parafluviale (notée 2) et la zone riparienne (notée 3). Ces trois zones interagissent via les échanges hydrologiques sur trois dimensions. L'eau de surface et la zone parafluviale sont localisées dans la partie active du cours d'eau et se partagent la surface en fonction du débit. La zone parafluviale est caractérisée par l'absence de surface libre en période d'étiage et devient donc importante lorsque les débits sont faibles. On y observe annuellement le développement de plantes : poacées, phragmites, plantes invasives comme la balsamine d'Himalaya, etc. La zone riparienne est définie comme l'interface entre l'écosystème terrestre et aquatique, et elle est caractérisée par la présence d'une ripisylve (Dahm et al., 1998).

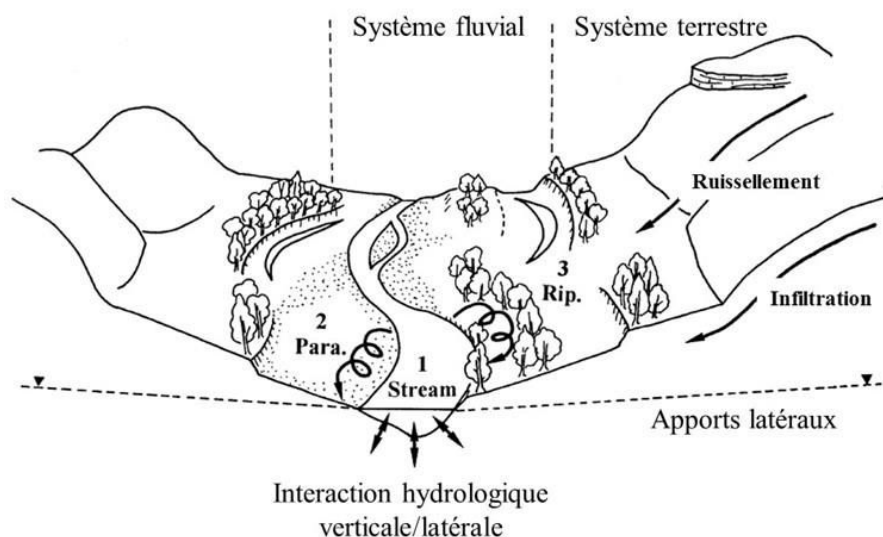


Figure 1.1 : Géomorphologie des compartiments en surface d'un système fluvial. Les flèches montrent les interactions verticales et latérales entre les différents compartiments fluviaux (Dahm et al., 1998).

Les zones parafluviales et ripariennes comprennent des zones saturées et insaturées en eau. Les fluctuations de hauteur de la nappe phréatique, dues aux inondations et à des épisodes de

sécheresse, peuvent modifier les dimensions relatives de ces zones et influencent donc les concentrations en nutriments, la teneur en matières organiques et le potentiel redox dans les eaux souterraines. La saturation des zones parafluviales et ripariennes peuvent induire un ruissellement lors d'orages ou de la fonte des neiges (Dahm et al., 1998). En plus des compartiments en surface, le cours d'eau comprend des zones souterraines où les possibles échanges hydrologiques varient en fonction du gradient longitudinal du cours d'eau (Dahm et al., 1998).

Dans le cours d'eau, la zone hyporhéique est considérée comme un élément important du système fluvial et est composée de zones saturées en eau de rivière (Figure 1.2). Elle est en contact avec les eaux de surface et interagit hydrologiquement avec elles. Cette zone a été définie comme la zone où les eaux de subsurface (< 90%) se mélangent avec les eaux superficielles (> 10%) (Kasahara et Hill, 2006). Dans certains cas la zone hyporhéique est en contact avec les eaux souterraines d'un aquifère, c'est-à-dire d'une roche plus ou moins poreuse dans laquelle l'eau circule librement (Dent et al., 2000). Dans ces zones interactives, les eaux de surface peuvent s'infiltrer via le substrat de la rivière ou les berges dans la zone hyporhéique. Inversement, les eaux interstitielles, appelées ici **les eaux hyporhéiques**, peuvent retourner à la surface libre via les échanges hydrologiques, appelés ici **les échanges hyporhéiques**.

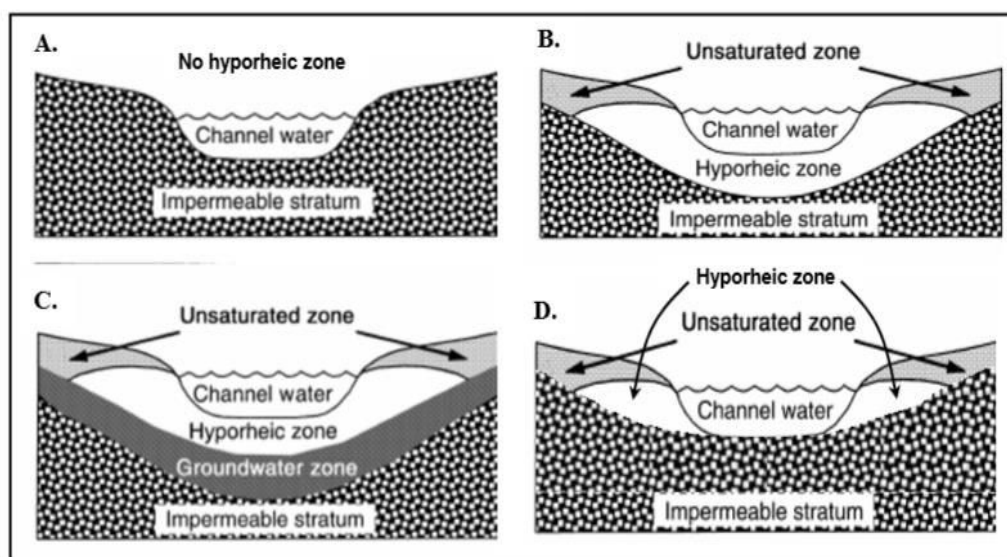


Figure 1.2 : Illustration des différentes formes de zones hyporhéiques (Peyrard, 2008)

1.1.1 Transport solide dans les cours d'eau

Le transport solide (ou débit solide) est défini comme la quantité de sédiments transportée par un cours d'eau par unité de temps. Il participe à la définition du faciès d'écoulement et donc à celle de la morphologie des cours d'eau, par la création de radiers (très faible profondeur, courant important et substrat grossier) ou de plats courants (profondeur moyenne, courant modéré et substrat de type gravier), mouilles (grande profondeur, très faible courant et sédiments fins) ou plats lenticques (profondeur moyenne, faible courant et sédiments fins).

Ce phénomène de transport solide est limité par la quantité de matériaux susceptible d'être transportés. Il est principalement régulé par deux propriétés du cours d'eau : (1) sa compétence, qui est mesurée par le diamètre maximal des débris rocheux que peut transporter le cours d'eau, cette caractéristique étant essentiellement fonction de la vitesse de l'écoulement ; (2) sa capacité, qui est la quantité maximale de matériaux solides que peut transporter en un point et à un instant donné le cours d'eau. La capacité est fonction de la vitesse de l'écoulement, du débit et des caractéristiques de la section (forme, rugosité, etc.) (Van Rijn, 1984 ; Musy et Higy, 2004).

Le transport des sédiments par les cours d'eau est donc déterminé par les caractéristiques des particules (taille, forme, concentration, vitesse de chute et densité des particules). Cela permet de distinguer deux modes de transport solide dans les cours d'eau : transport solide en suspension et par charriage. Ils dépendent essentiellement de la morphologie du cours d'eau et des terrains traversés (Van Rijn, 1984).

1.1.1.1 Transport solide en suspension

Le transport en suspension concerne des matériaux fins, argiles, colloïdes et limons. Ces particules peuvent se déplacer dans les cours d'eau sans toucher le fond du lit sous l'effet des fluctuations verticales turbulentes de l'écoulement. Dans la majeure partie des cas, le transport en suspension représente quantitativement un pourcentage très important du transport global (Van Rijn, 1984).

1.1.1.2 Transport solide par charriage

Le transport solide par charriage concerne les particules grossières non cohésives ayant un diamètre supérieur à 0,5 mm. On désigne classiquement le transport solide par charriage comme le déplacement des particules par un mouvement de roulement ou de glissement sur le fond du cours d'eau concerné, ou encore par saltation, c'est-à-dire par succession de petits sauts au cours desquels les particules quittent le lit durant de courtes périodes. Les particules charriées se déplacent sous l'effet des actions hydrodynamiques exercées par l'écoulement (Ancey et al., 2002, 2003, 2008 ; Böhm et al., 2004).

Dans le domaine du transport solide par charriage, parmi de nombreuses descriptions mécaniques, deux approches principales ont émergé : les formulations de Bagnold et d'Einstein. Selon Bagnold, l'équation de décharge solide peut être obtenue en considérant l'équilibre entre l'énergie gravitaire et l'énergie dépensée par les turbulences et le transport des sédiments. Selon Einstein, le transport des sédiments est causé par la différence entre les vitesses de l'écoulement et de déposition. Cette différence est fonction des conditions de débits et de géométrie du lit (Ancey et al., 2008).

1.1.1.3 Sédimentation

Dans les cours d'eau, les environnements sont caractérisés par un échange intensif des particules entre les eaux et le fond du cours d'eau à cause d'une courte distance entre la zone

euphotique et le fond (Kozerski et Leuschner, 1999). Cet échange permet donc une coexistence de la sédimentation des matières en suspension et de la resuspension des sédiments. La sédimentation fonctionne comme un puits de nutriments à la suite de la sénescence de la végétation. En revanche, les sédiments deviennent une source de nutriments dans la colonne d'eau lorsque la resuspension est plus rapide que la sédimentation. Le processus de sédimentation est contrôlé par la contrainte de cisaillement du fond qui dépend de la vitesse d'écoulement (Schulz et al., 2003).

Dans les systèmes aquatiques, il existe les particules cohésives et non-cohésives. La sédimentation des particules cohésives dans les eaux courantes est basée sur les expérimentations réalisées par Partheniades (1965, 1972) qui a montré que la sédimentation et la resuspension dépendent de la contrainte de cisaillement du fond. Une formule a été utilisée pour calculer la vitesse de sédimentation des particules cohésives Sed ($g MS m^{-2} j^{-1}$) (Kozerski et Leuschner, 1999) :

$$Sed = V_s \times C \times (1 - \tau_0/\tau_{cr,s}), \quad \text{lorsque } \tau_0 < \tau_{cr,s}, \quad \text{Equation 1.1}$$

- V_s : la vitesse de sédimentation des particules en tranquillité ($m.j^{-1}$) ;
- C : la concentration des particules ($g.m^{-3}$) ;
- τ_0 : la contrainte de cisaillement du fond ($N.m^{-2}$) ;
- $\tau_{cr,s}$: la contrainte de cisaillement du fond critique pour la sédimentation ($N.m^{-2}$).

1.1.1.4 Colmatage et envasement

Le lit du cours d'eau fonctionne comme un filtre mécanique. L'intrusion des sédiments fins dans le lit de graviers peut changer la composition du lit et ses propriétés hydrauliques. Une réduction progressive de l'espace poreux peut conduire à une diminution du taux d'infiltration et finalement à un colmatage. Le colmatage de la couche supérieure des sédiments est influencé par les caractérisations physiques, chimiques et biologiques du cours d'eau.

Les variables physiques sont la contrainte de cisaillement, la granulométrie et la forme des particules en suspension, et le gradient hydraulique du flux. Les variables chimiques sont le type et la quantité des matières organiques dissoutes qui contrôlent les processus de sorption. Les variables biologiques sont les activités des microorganismes épilithiques, qui peuvent développer une couche biologique adhésive dans les pores (Brunke et Gonser, 1997).

Le substrat colmaté est caractérisé par une texture compacte présentant une faible porosité, une forte stabilité vis-à-vis de l'écoulement et une perméabilité réduite. Le colmatage peut être détruit naturellement lors de crues, Cela va conduire à une resuspension des dépôts. Dans le cours d'eau, la montée des eaux souterraines avec des forces hydrauliques ascendantes peut réduire l'envasement et la conductivité hydraulique est alors maintenue (Brunke et Gonser, 1997).

Dans les cours d'eau, les macrophytes peuvent affecter la rétention des nutriments en augmentant le temps de résidence et fonctionnent comme un filtre pour les matières organiques

particulaires en suspension. Les macrophytes peuvent réduire la vitesse d'écoulement et conduire à une diminution de la contrainte de cisaillement du fond. Les matières organiques sous forme particulière précipitent de préférence autour des macrophytes (Schulz et al., 2003).

1.1.2 Métabolisme des cours d'eau

Dans les cours d'eau, les différents métabolismes observés correspondent à la production primaire autotrophe et aux respirations autotrophe et hétérotrophe qui font appel à des sources d'énergie allochtones et autochtones (Webster et al., 2003). Le métabolisme dépend premièrement de la lumière, de la température et des nutriments disponibles. La lumière disponible pour la photosynthèse, qui permet aux plantes, aux algues et à certaines bactéries de synthétiser des matières organiques à partir du dioxyde de carbone et d'eau, dépend des saisons et de la position géographique. Les nutriments sont également importants pour la productivité primaire et secondaire et pour la respiration. Par exemple, dans des biomes forestiers, les végétations ripariennes apportent des sources allochtones et limitent la production primaire par réduction de la lumière disponible. Dans les zones arides, les faibles précipitations et les crues limitent les végétations ripariennes et les apports allochtones dans les cours d'eau, mais de fortes productivités primaires ont été cependant observées (Webster et al., 2003).

La perturbation fluviale due aux crues présente une influence majeure sur de nombreux aspects des écosystèmes fluviaux et peut influencer de plusieurs façons le métabolisme global. La contrainte de cisaillement générée par les inondations peut exporter les nutriments vers l'aval et conduire à une diminution de productivité primaire et de biomasse. Par contre, les inondations peuvent apporter des matières organiques depuis l'amont ou depuis des sources allochtones.

L'activité bactérienne dans les sédiments participe au métabolisme de l'écosystème du cours d'eau et joue ainsi un rôle primordial dans l'autoépuration. Généralement, les sédiments de rivière sont recouverts par des biofilms et présentent une activité microbienne intense. Certaines études montrent que 80% du métabolisme hétérotrophe serait attribuée à ces bactéries fixées dans les sédiments (Fischer et Pusch, 2001).

Dans les cours d'eau, les productions primaires concernent les algues, les diatomées et les macrophytes. Les matières organiques venant des zones avoisinantes, comme les feuilles mortes et d'autres débris végétaux et animaux, constituent une source d'énergie importante dans la plupart des cours d'eau. Les bactéries et les champignons en sont les utilisateurs immédiats (Allan et Castillo, 2007).

Les apports de matières organiques dans les cours d'eau dépendent de la nature de la végétation riparienne et de la connectivité entre ces cours d'eau et la plaine inondable. Par exemple, pour les cours d'eau forestiers ou connectés à une plaine inondable, la plus grande partie de l'énergie est d'origine allochtone et provient des zones externes. Lorsque les cours d'eau s'écoulent dans une prairie ouverte, des algues peuvent se développer sur les substrats. La plus grande partie de l'énergie est donc d'origine autochtone et est produite de façon interne. En général, les cours d'eau sont alimentés par un mélange de ces types des sources d'énergie et les variations de leurs

contributions vont conduire à des changements dans les activités métaboliques (Allan et Castillo, 2007).

1.1.2.1 Phénomènes généraux

Dans les cours d'eau, le milieu reçoit en permanence de l'extérieur (amont et milieu terrestre) des matières minérales et organiques, solubles ou non (débris végétaux notamment). La production primaire est relativement faible par rapport aux apports de matières organiques et de détritus amont ou terrigènes. Le milieu subit également des rejets de polluants, principalement des rejets domestiques et industriels, après leur passage ou non par une station d'épuration. Le déplacement des matières solubles ou en suspension de l'amont vers l'aval est également important et conduit à un enrichissement naturel du milieu de l'amont vers l'aval.

Des matières minérales sont utilisées lors de la photosynthèse par les végétaux (flore algale benthique, macrophytes et phytoplancton). Les matières organiques sont décomposées par des bactéries, notamment au niveau des sédiments. Les consommateurs primaires sont constitués par les herbivores, microphages et détritivores. Il s'agit également de certains animaux, comme les protozoaires, crustacés, insectes, vers, mollusques et de certains poissons. Les consommateurs secondaires sont constitués par les insectes carnivores et des poissons. Les organismes morts sont décomposés au niveau des sédiments ou plus généralement exportés vers l'aval.

Les structures physiques des zones de surface et des zones hyporhéiques induisent des contraintes différentes sur les processus biotiques et chimiques. Les zones de surface sont fortement influencées par les interactions entre l'atmosphère et les écosystèmes terrestres. Les gaz peuvent s'échanger librement entre l'atmosphère et les eaux de surface. Par conséquent, l'oxygène dissous est abondant dans les eaux de surface et le métabolisme prédominant est aérobie. Les zones exposées à la lumière permettent la croissance des algues et de macrophytes qui peuvent absorber substantiellement les nutriments. Les matières organiques venant des végétaux terrestres sont également une source d'énergie dans la plupart des cours d'eau, surtout pendant l'automne, quand l'apport des feuilles mortes dans les cours d'eau est important.

En revanche, les zones hyporhéiques sont à l'abri de la lumière et la production photoautotrophe ne peut donc pas se réaliser. Dans ces zones, les activités biotiques sont assurées par les matières organiques provenant non seulement des algues ou macrophytes, mais aussi de la végétation terrestre. La concentration en oxygène dissous résulte de l'équilibre entre la vitesse de consommation de l'oxygène pour la dégradation de la matière organique et la vitesse de transfert de l'eau de surface ou de l'eau souterraine vers ce milieu. Le transport dans la zone hyporhéique est beaucoup plus lent que dans le cours d'eau et l'alimentation en oxygène dissous est toujours limitante. Si l'oxygène dissous exigé pour le métabolisme aérobie ou d'autres réactions chimiques excède la disponibilité effective de l'oxygène, les zones anoxiques vont se développer. L'anoxie présente deux effets importants sur les processus hyporhéiques. En premier lieu, la décomposition des matières organiques bascule vers des processus anoxiques, tels que la dénitrification, la réduction de sulfate et la méthanisation. En second lieu, l'interface aérobie/anoxie est le site de réactions d'oxydo-réduction et de précipitation, telles que

l'oxydation du méthane ou du fer ferreux. De plus, les processus anoxiques jouent un rôle important dans les cycles des nutriments et peuvent produire des gaz à effet de serre, dont le méthane et les oxydes nitreux.

1.1.2.2 Hydrodynamique

Dans les cours d'eau, l'écoulement est le principal moteur du transport des matières organiques, des nutriments, de l'oxygène et des microorganismes. Les processus biogéochimiques sont donc fortement liés à l'écoulement au sein de l'écosystème fluvial. L'eau coule non seulement en surface du cours d'eau, mais aussi traverse les zones hyporhéiques. Le cours d'eau est ainsi caractérisé par un écoulement dans trois dimensions : longitudinalement en eau de surface; verticalement entre l'eau de surface et le substrat; et latéralement avec les berges (Figure 1.3).

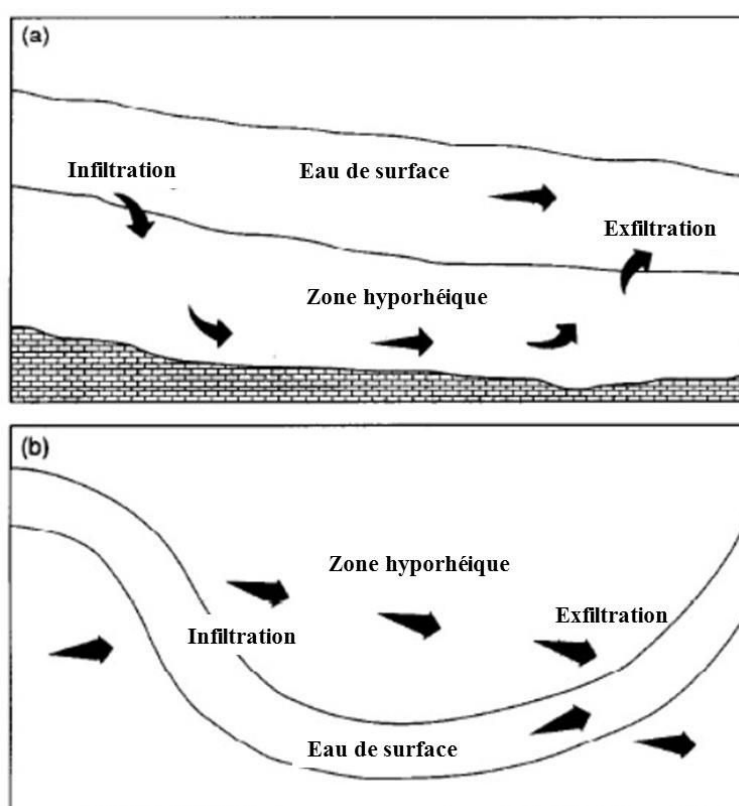


Figure 1.3: Diagramme d'illustration pour le flux vertical entre les cours d'eau et les sédiments (a) et le flux latéral entre les cours d'eau et les zones ripariennes (b) (Jones et Holmes, 1996).

1.1.2.3 Biote

Les organismes vivants dans l'eau jouent un rôle dans les phénomènes de pollution/dépollution, car : (1) ils peuvent être pathogènes (bactéries, virus, parasites) ou indésirables (sur-développement d'algues), (2) ils peuvent contribuer au phénomène de pollution (bioaccumulation dans la chaîne alimentaire), (3) leur disparition est une altération du milieu (perte pour la pêche, le tourisme, le cadre de vie). Au-delà de ces rôles directs, les êtres vivants peuvent être considérés comme des indicateurs du niveau de pollution (bioindicateurs). En fait, l'écotoxicologue fait appel à de nombreux êtres vivants pour évaluer la toxicité des substances

dans le cadre de bioessais. D'après Gaujous (1993), les organismes vivants couramment rencontrés sont décrits ci-dessous.

Bactéries :

Les bactéries sont des formes de vie simples. Ce sont des êtres unicellulaires procaryotes. Elles ont un rôle écologique fondamental dans la transformation de la matière et dans les divers cycles des éléments. Pour vivre, les bactéries ont besoin d'énergie, qu'elles tirent de réactions d'oxydoréduction. Les bactéries organotrophes obtiennent cette énergie de la matière organique et les bactéries lithotrophes de substances minérales (sulfures, ammoniac, fer ferreux, hydrogène). Les oxydants sont l'oxygène pour les bactéries aérobies et des substances minérales oxydées, comme les nitrates ou les sulfates pour les bactéries anaérobies.

Certaines bactéries lithotrophes anaérobies utilisent de plus l'énergie solaire : ce sont les phototrophes. Par contre, les bactéries chimiotrophes ne sont pas capables de faire la photosynthèse. Les bactéries lithotrophes et phototrophes fabriquent généralement leur matière vivante à partir du gaz carbonique ou des carbonates présents dans l'eau (autotrophes, vis-à-vis du carbone). Les bactéries organotrophes (et une partie des lithotrophes) fabriquent leur matière vivante à partir des matières organiques présentes dans l'eau (hétérotrophes). Cette classification, basée sur le métabolisme bactérien, est reprise sur le tableau 1.1.

Tableau 1.1. Classification des bactéries en fonction de leur propre métabolisme. PS : photosynthèse (Gaujous, 1993).

Réducteur	Energie lumineuse	Oxydant		
		Oxygène	Substance minérale	Matière organique
Matière organique	Sans PS	Organotrophes aérobies	Organotrophes anaérobies	Fermentants
Matière minérale réduite	Sans PS	Lithotrophes aérobies	Lithotrophes anaérobies	
	Avec PS	-	Phototrophes	

✧ Bactéries organotrophes aérobies :

Les bactéries organotrophes aérobies oxydent les matières organiques comme source de carbone. C'est un type de métabolisme très répandu. Certaines bactéries peuvent oxyder de nombreux composés organiques à la fois. Par exemple, *Pseudomonas* peut oxyder plus de 90 composés organiques. Certaines bactéries comme *Zooglea* forment des amas visqueux (notamment dans les égouts) et jouent un rôle important dans la formation des floccs en station d'épuration.

✧ Bactéries organotrophes anaérobies

Les bactéries organotrophes anaérobies oxydent la matière organique en l'absence d'oxygène, en utilisant un oxydant minéral lorsque la réaction de respiration anaérobie. L'oxydant utilisé peut être les nitrates, les nitrites, l'azote gazeux (*Azotobacter*), les sulfates (*Desulfovibrio* et *Clostridium*) et le gaz carbonique (*Méthanobactérium* ou *Méthanococcus*).

De nombreuses bactéries aérobies ont la faculté d'utiliser les nitrates en l'absence d'oxygène libre. Ce sont des bactéries aérobies-anaérobies facultatives. En épuration, on distingue l'anoxie (où il reste des nitrates dans l'eau) et l'anaérobie (où il n'y en a plus). En plus, de nombreuses bactéries organotrophes anaérobies peuvent devenir lithotrophes en l'absence de substances organiques.

✧ Bactéries lithotrophes aérobies

En présence d'oxygène, les bactéries lithotrophes aérobies tirent leur énergie de la transformation de matières minérales réduites. Elles utilisent le gaz carbonique ou les carbonates comme source de carbone (autotrophes). Certaines bactéries peuvent utiliser également des matières organiques comme source de carbone. Les matières minérales oxydées peuvent être des produits soufrés (*Beggiatoa*, *Thiobacillus*, *Thiothix* et *Achromatium*) ou azotés (*Nitrosomonas* ou *Nitrobacter*), le fer, le manganèse, l'hydrogène (*Hydrogenomonas* ou *Bacillus pantotrophus*) et le méthane (*Methanomonas* ou *Bacillus methanicus*).

✧ Bactéries lithotrophes anaérobies

Il s'agit d'un groupe de bactéries proches des organotrophes anaérobies. Ces bactéries peuvent oxyder des substances minérales. On peut distinguer trois types de réducteurs : (1) les réducteurs de nitrates qui oxydent les sulfures ou les thiosulfates (*Thiobacillus denitrificans*), (2) les réducteurs de sulfates, comme *Desulfovibrio desulfuricans* qui est un agent biologique majeur de la réduction du soufre et peut oxyder l'hydrogène, le lactate et le pyruvate, (3) les réducteurs de carbonates, comme *Methanobacterium*, *Methanococcus* et *Methanobacillus*, qui peuvent oxyder l'hydrogène, des acides gras et l'acide formique.

✧ Organismes fermenteurs

En l'absence d'oxygène, les organismes fermenteurs utilisent la matière organique, en partie comme source d'énergie et en partie comme oxydant. Le CO₂ est le produit de l'oxydation alors que le méthane est le produit de réduction. Les mécanismes sont en fait complexes avec des réactions intermédiaires. Les produits intermédiaires formés sont les acides lactique, succinique, propionique, butyrique, acétique et formique, l'éthanol, le glycérol et le butanediol. Les principaux genres sont *Zygomonas*, *Streptococcus*, *Lactobacillus*, *Leuconostoc* et *Methonothrix*.

✧ Bactéries phototrophes (anaérobies)

Les bactéries phototrophes n'ont pas besoin de matières organiques pour vivre, puisqu'elles utilisent le gaz carbonique ou les carbonates comme la source de carbone, et la lumière comme source d'énergie pour la photosynthèse. Le gaz carbonique et les carbonates sont réduits en

matière organique grâce à des pigments captant la lumière. Les bactéries phototrophes se développent dans les milieux anaérobies éclairés et riches en produits soufrés réduits. Les principaux groupes trouvés dans les eaux douces appartiennent aux *Alpha- ou Beta-proteobacteria* (Hirose et al., 2012).

Végétaux

Les végétaux sont capables de réaliser la photosynthèse. Ils synthétisent les matières organiques et produisent l'oxygène nécessaire aux animaux et à la plupart des êtres vivants. Ils constituent donc les producteurs primaires, comme les algues unicellulaires, les champignons, les plantes supérieures.

Les végétaux sont influencés par les rejets dans les cours d'eau. Ils peuvent se développer rapidement suite à l'apport en nutriments et provoquer le phénomène d'eutrophisation dont la définition est « accumulation de nutriments en particulier nitrates et phosphates, causant la diminution de la concentration en oxygène dissous dans le milieu et la production de végétaux » (Gaujous, 1993; Fonseca et Braga, 2006). L'eutrophisation peut servir au fonctionnement du système lors de l'absorption des nutriments (notamment des nitrates) mais également conduire à l'envahissement par les plantes de la surface en eau, le colmatage du fond, le déficit en oxygène et l'augmentation du pH parfois dangereux avec libération de toxiques (NH₃). Ce dernier peut ainsi entraîner des risques de mortalité piscicoles et des difficultés de potabilisation des eaux. L'eutrophisation engendre de plus une « pollution retardée » lors de la décomposition des algues et des végétaux.

✧ Diatomées

Les diatomées, une classe d'algue unicellulaire, sont omniprésentes en eau douce et en mer et présentent des formes benthiques ou planctoniques, isolées ou en colonies. Les diatomées sont caractérisées par un squelette dur siliceux. Les diatomées sont autotrophes, sauf quelques espèces hétérotrophes facultatives. Elles sont sensibles à la minéralisation, au pH, à la température et à la pollution (Gaujous, 1993).

✧ Chlorophycées (algue vertes)

Les chlorophycées sont des algues complexes, telles que *Cladophora* et *Stigeoclonium*, qui sont caractéristiques de milieux pollués et se rencontrent entre 0 et -30 cm le long des berges de cours d'eau.

✧ Champignons

Les champignons sont des organismes saprophytes qui tirent leur nourriture de matières organiques en décomposition ou de parasites. Les champignons recherchés dans l'eau sont les levures et les moisissures. Les champignons filamenteux se développent dans les eaux riches en matières organiques où ils forment des revêtements floconneux blanchâtres. Les lichens (fixés sur les roches ou les arbres) sont constitués de l'association (symbiose) d'une algue unicellulaire et d'un champignon.

✧ Mousses (bryophytes)

Les mousses sont des végétaux fixés se rencontrant notamment en bordure des rivières (zonation suivant l'émersion) et sur les chutes d'eau.

✧ Plantes à graines

Dans les cours d'eau, les plantes à graines sont partiellement ou entièrement immergées, enracinées ou flottantes. Les principales espèces de plantes à graines présentes en eau douce, ainsi qu'en bordure, sont les hydrophytes et les hélrophytes. Elles participent à l'épuration naturelle ou artificielle (lagunes).

Les hydrophytes sont entièrement immergées :

- soit fixées au fond comme les renoncules aquatiques, les myriophylles, les callitries ou capillaires d'eau et l'élodée. La présence de ces végétaux suppose une transparence suffisante des eaux (turbidité faible et profondeur limitée) ;
- soit flottantes de surface, comme les lentilles d'eau, les nénuphars et les jacinthes d'eau. Ces végétaux flottants se développent en surface, ce qui va conduire à empêcher la pénétration de lumière et donc limiter le développement des végétaux sous-jacents.

Les hélrophytes sont des espèces émergentes enracinées dans le fond et couramment trouvées dans les zones humides, comme le roseau (*Phragmites spp.*), le jonc (*Juncus spp.*) et le typha (*Typha spp.*) (US EPA. 1999). Ils sont largement utilisés dans les zones humides artificielles pour traiter les eaux résiduaires domestiques (Gersberg et al., 1986 ; Gearheart, 2011).

Faune

Non pourvus de pigments photosynthétiques, les animaux assurent leur métabolisme par l'oxydation de matières organiques avec la respiration. On distingue classiquement les herbivores (consommateurs primaires) et les carnivores (consommateurs secondaires ou tertiaires). Certains animaux peuvent également se nourrir de bactéries ou directement de matière organique. Les animaux benthiques, les larves d'insectes notamment, sont utilisés comme bio-indicateurs. Les poissons, les mollusques et les crustacés possèdent en plus un rôle écologique, un rôle économique important (ex. pêche).

Les protozoaires sont des animaux unicellulaires, qui se nourrissent par ingestion, soit de bactéries, soit directement de matières organiques. Dans les cours d'eau, ils se trouvent particulièrement dans les eaux riches en matière organique. Certaines espèces (souvent parasites) sont pathogènes pour l'homme. Les éponges sont les organismes pluricellulaires les plus simples. Dans les cours d'eau, elles se présentent uniquement sous une forme fibreuse qui forme des croûtes blanchâtres à la surface des pierres ou des branches, comme *Spongilla*. Les insectes sont très importants en eau douce par la présence des larves aquatiques. Les larves aquatiques et benthiques sont utilisées pour le calcul des indices biotiques.

Dans le cours d'eau, les poissons sont dominés par deux familles, les salmonidés et les cyprinidés. Les salmonidés (saumons, truites, etc.) caractérisent les eaux courantes propres et vives (rivières de 1^{ère} catégorie). Les cyprinidés (carpes, goujons, etc.) abondent dans les eaux plus calmes (rivières de 2^{ème} catégorie). Il existe diverses classifications mettant en évidence une succession d'espèces de l'amont vers l'aval des cours d'eau. Les poissons sont sensibles aux rejets des polluants, à l'élévation de la température, à la diminution du débit, à l'eutrophisation et à la baisse de la concentration en oxygène dissous. Les cyprinidés et les salmonidés ont respectivement besoin d'au minimum 5 mg/L et 7 mg/L d'oxygène dissous dans les cours d'eau. Le cas le plus fréquent est la disparition progressive et permanente des espèces sensibles.

Biofilms

Au niveau organisationnel, la plupart des micro-organismes sont présents sous forme de biofilms : bactéries, algues, champignons et protozoaires sont emprisonnés dans une matrice polymérique qu'ils synthétisent eux-mêmes (exopolymères) et contribuent substantiellement au flux d'énergie et au cycle de nutriments. Les biofilms sont donc considérés comme des communautés écologiques plus efficaces que celles libres se trouvant dans la colonne d'eau (Battin et al., 2003).

Les biofilms sont donc responsables des processus biologiques dans le cours d'eau, tels que la production des matières organiques, la respiration microbienne, l'absorption et la rétention des nutriments, la décomposition des matières organiques particulaires (MOP). Contrairement à la production primaire autotrophe par les algues, la colonisation par les bactéries et champignons transfère les carbones particulaires allochtones dans les chaînes trophiques du cours d'eau (Tank et Dodds, 2003).

L'activité et la croissance des biofilms dépendent principalement des conditions physiques (température, cisaillement, etc.) et chimiques (réactivité de l'eau, flux de nutriments) de l'environnement. La production primaire et la décomposition de MOP sont influencées par la disponibilité des nutriments. Dans les cours d'eau, les nutriments dissous sont continuellement transportés aux surfaces colonisées via le flux unidirectionnel. Ces nutriments, principalement l'azote et le phosphore, contrôlent les activités des algues, bactéries et champignons (Tank et Dodds, 2003).

1.1.3 Zones hyporhéiques

La zone hyporhéique joue un rôle important dans le fonctionnement biogéochimique et écologique des écosystèmes de la rivière, puisque les échanges hyporhéiques peuvent contribuer au transfert des nutriments et des polluants entre les eaux de surface et la zone

hyporhéique et favoriser la transformation et la rétention des nutriments et matières organiques (Kasahara et Hill, 2006). En plus, la zone hyporhéique permet non seulement d'allonger le temps de séjour des polluants et leur contact avec le substrat, mais aussi de constituer un habitat aquatique important pour les biotes benthiques (Bencala, 2000 ; Boano et al., 2007).

La contribution de la zone hyporhéique au fonctionnement des écosystèmes d'un système fluvial dépend de la dynamique des processus biogéochimiques hyporhéiques et de la proportion de la pénétration des eaux de surface dans les zones hyporhéiques. Lorsque l'activité métabolique dans la zone hyporhéique est faible ainsi que l'échange hyporhéique, la contribution hyporhéique globale à l'ensemble de l'écosystème est minimale. Par contre, lorsque les transformations biogéochimiques sont fortes et les échanges hydrologiques importants, la contribution hyporhéique globale devient importante (Jones and Holmes, 1996).

1.1.3.1 Ecoulement interstitiel

L'écoulement interstitiel dépend du gradient hydraulique et de la conductivité hydraulique du milieu saturé selon la loi de Darcy (Equation 1.2) (Rutkowski et Swartz, 2007). Par définition, le gradient hydraulique est produit par les différentes pressions hydrauliques entre deux points donnés, et la conductivité hydraulique est la mesure de la résistance à écoulement interstitiel imposée par les milieux poreux.

$$\text{Loi de Darcy : } v = -\frac{kA \Delta P}{\mu l} \quad \text{Equation 1.2}$$

Avec

v = le débit volumique [m^3/s]

k = la perméabilité intrinsèque du milieu [m/s]

A = surface de section transversale à l'écoulement [m^2]

μ = viscosité dynamique du fluide [$\text{Pa}\cdot\text{s}$]

$\frac{\Delta P}{l}$ = le gradient hydraulique où ΔP est la différence de la pression sur la longueur du milieu saturé l .

L'écoulement interstitiel peut se diversifier rapidement d'un point à un autre à cause de la variation du gradient hydraulique et de la conductivité hydraulique : cette variation est due à l'hétérogénéité des porosités et de la taille des particules dans le substrat (Jones et Holmes, 1996). La conductivité hydraulique varie également en fonction de la température de l'eau, puisque cette dernière peut influencer la viscosité et la densité de l'eau. Ainsi, la conductivité hydraulique devient plus importante lorsque la température augmente (Brunke et Gonser, 1997).

1.1.3.2 Rétention des espèces solubles

La rétention des espèces solubles est un processus important lié aux apports et au stockage des matériaux dans la zone hyporhéique et s'oppose au transport dans le cours d'eau. La rétention est également importante pour le métabolisme hyporhéique et permet l'utilisation des matières organiques par les biotes du cours d'eau. Généralement, la rétention des solutés est initialement réalisée par des processus physiques (adsorption) et chimiques et est ensuite dominée par l'assimilation biotique (Brunke et Gonser, 1997).

Conceptuellement, la rétention peut avoir lieu sur trois différentes échelles spatiales (Brunke et Gonser, 1997) :

- Dans une échelle large, la rétention est liée à la structure et la taille des bassins versants et des zones hyporhéiques et à la longueur du cours d'eau.
- Dans une méso échelle, la rétention est liée aux structures morphologiques, comme les séquences seuil-mouille, la rugosité du cours d'eau et des obstacles, la végétation riparienne, le type de flux et la sédimentologie des alluvions.
- Dans une micro échelle, la rétention est influencée par le développement des biofilms et les propriétés lithologiques du sédiment, ainsi que par les capacités de sorption des matières organiques du sédiment.

1.1.3.3 Métabolisme hyporhéique

Le métabolisme hyporhéique présente une contribution importante à l'ensemble de l'écosystème d'une rivière. Grimm et Fisher (1984) ont montré que la moitié de la respiration métabolique est attribuée aux sédiments hyporhéiques dans l'ensemble de l'écosystème à Sycamore Creek (Arizona, USA). A cause de l'absence de production primaire dans les zones hyporhéiques, on se pose des questions sur la source des matières organiques et nutriments utilisés par les microorganismes. Les matières organiques peuvent y être apportées par les eaux souterraines et l'échange hyporhéique.

Le transport par les eaux souterraines est considéré comme une source importante de matières organiques dans certains cours d'eau. Certaines études ont montré que les activités microbiennes peuvent être alimentées par les apports des nutriments souterrains en contribuant à une diminution des matières organiques. En revanche, les eaux souterraines contenant une faible concentration en matières organiques ne peuvent être considérées comme une source majeure pour le métabolisme hyporhéique.

L'apport des matières organiques par l'eau de surface est également important pour le métabolisme hyporhéique. Dans les zones hyporhéiques de Sycamore Creek, les zones à infiltration présentent une activité respiratoire aérobie deux fois plus importante que celle des zones à exfiltration en raison de l'apport des matières organiques labiles dérivées d'algues dans

les eaux de surface. Jusqu'à 85% du métabolisme y est potentiellement assuré par les matières organiques issues de la production primaire des algues (Jones et Holmes, 1996).

En plus du métabolisme hyporhéique concernant les matières organiques, il y a des réactions biogéochimiques importantes dans les zones hyporhéiques. Ces réactions se font par l'oxydation de nutriments et d'éléments, telles que la nitrification, l'oxydation du méthane, des sulfures, du manganèse ou du fer (Figure 1.2). Ces réactions chimiques sont catalysées par les microorganismes en présence d'oxygène dissous (Dahm et al, 1998).

Au-delà de la décomposition aérobie des matières organiques, les métabolismes anaérobie et anoxique sont également importants dans le fonctionnement biogéochimique de l'écosystème du cours d'eau. Lorsque les apports en oxygène dissous deviennent limités, les accepteurs d'électron alternatifs sont utilisés pour le catabolisme des matières organiques, telles que nitrates, Mn(IV), Fe(III), SO₄ et CO₂ (Figure 1.4). Lorsque l'oxygène dissous n'est plus disponible, les nitrates via la dénitrification peuvent produire plus d'énergie libre que les autres accepteurs d'électron (Dahm et al, 1998).

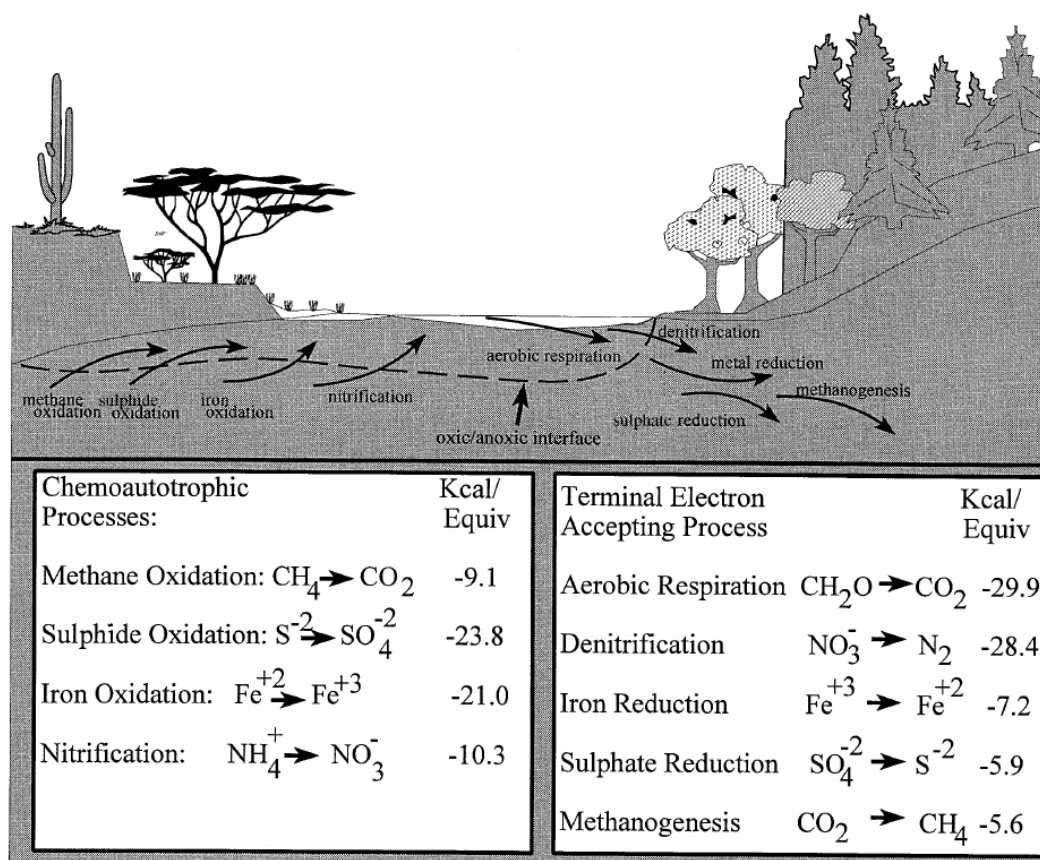


Figure 1.4 : Processus métaboliques en présence ou absence d'oxygène dissous dans les zones hyporhéiques (Dahm et al, 1998).

1.1.3.4 Echange hyporhéique

L'échange hyporhéique est déterminé par les genèses géologiques et anthropogéniques du bassin versant, l'hydrologie, le climat et la géomorphologie. La direction de l'échange hyporhéique varie selon le gradient hydraulique et dépend de la perméabilité des sédiments. Les précipitations événementielles (orages) et les précipitations saisonnières peuvent modifier la pression hydraulique et induisent la direction du flux. L'échange hyporhéique est influencé par les interactions entre la rivière et les formes topographiques, telles que les formes du lit, les pentes irrégulières et les sinuosités du cours d'eau (Boano et al., 2007).

La forme topographique joue un rôle important dans l'échange hyporhéique entre les eaux de surface et les eaux de subsurface. L'importance de la topographie pour l'échange hyporhéique a été démontrée par les séquences seuil-mouille ou radier-mouille (Figure 1.5). Un radier est une zone peu profonde sur laquelle l'eau court. La mouille est une zone profonde dans laquelle l'écoulement est ralenti. La diminution de profondeur induit une zone de surpression à la fin de la mouille, et l'eau de surface s'infiltré dans les sédiments sous le seuil. Les eaux infiltrées passent donc au-dessous du seuil. A la fin du seuil, une zone de dépression due à l'augmentation de profondeur permet l'exfiltration des eaux hyporhéiques (Brunke et Gonser, 1997).

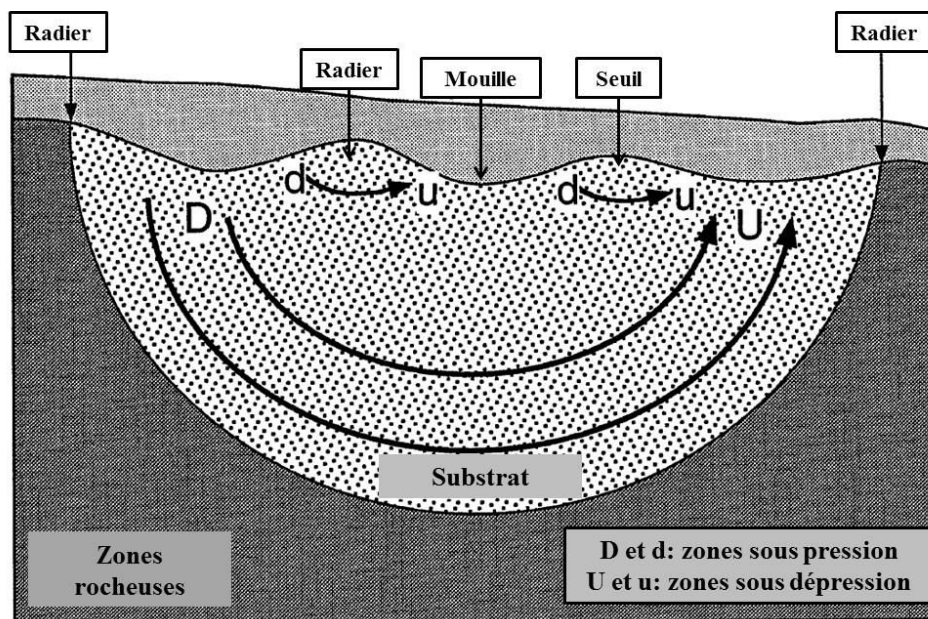


Figure 1.5 : Représentation schématique de l'échange hydrologique entre les eaux de surface et les eaux de subsurface en écoulant sur des séquences radier-mouille (Brunke et Gonser, 1997).

Les sinuosités sont considérées comme un facteur important dans les bassins versants où les méandres présentent les formes dominantes. L'échange hyporhéique augmente avec la sinuosité du cours d'eau (Boano et al., 2006). Le flux hyporhéique intra-méandre est conduit par les différences en pression hydraulique entre l'amont et l'aval du méandre. Boano et al., (2006) ont modélisé l'effet de la sinuosité sur l'échange hyporhéique à l'échelle d'un méandre : ils ont montré que, pour des sinuosités relativement faibles (Figure 1.6 a et b), les eaux traversent les zones hyporhéiques et s'écoulent dans une direction x donnée, qui correspond à la direction

moyenne dans le cours d'eau. Quand la sinuosité augmente (Figure 1.6 c et d), la composante suivant y du flux hyporhéique prend une importance relative plus forte.

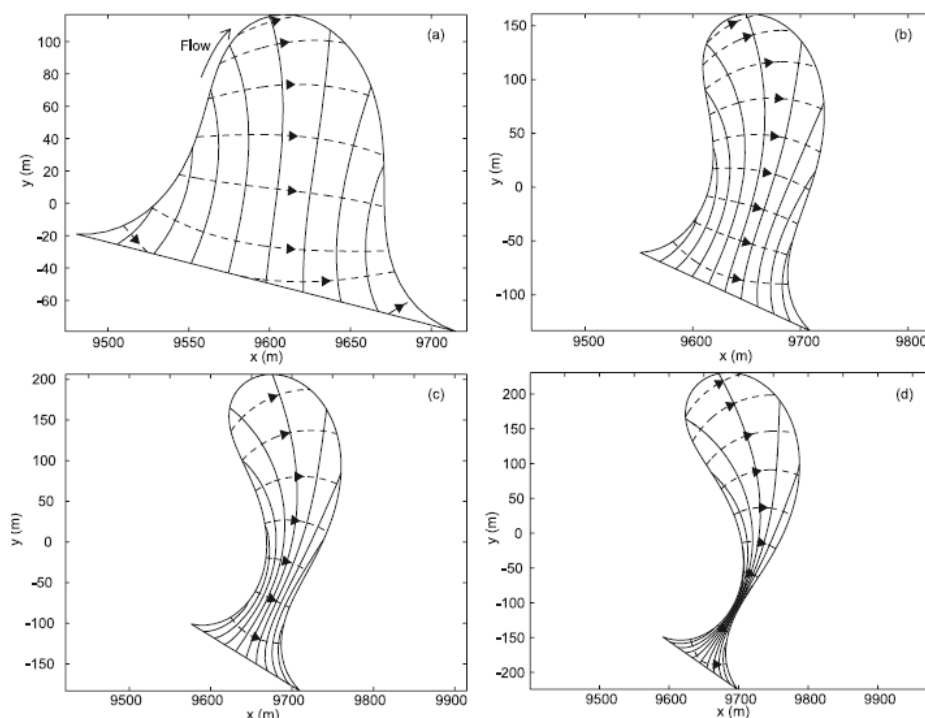


Figure 1.6 : Effet de la sinuosité sur le flux hyporhéique pour des âges croissants du méandre de a) vers d) (Boano et al., 2006).

Dans un continuum géomorphologique, quatre types de sinuosité peuvent être distingués et ont été considérés comme des secteurs fonctionnels intégrant les processus géomorphologiques et les fonctionnements écologiques. Ce sont les formes droite, tressée, méandrée et anastomosée (Figure 1.7). Le cours d'eau droit est caractérisé par des sédiments instables, une forte capacité de transport et une activité d'érosion importante. Les processus d'échange latéral et vertical y sont mineurs. Le cours d'eau tressé est caractérisé par de multiples canaux mobiles. Les canaux peu profonds ont une forte capacité de transport et présentent un charriage fort et par conséquent, les zones d'érosion et de dépôt sont généralement fréquentes. La migration latérale des canaux et la forte perméabilité des sédiments permettent alors un échange maximal à la fois vertical et latéral. Le cours d'eau anastomosé développe également de multiples canaux, mais la vitesse d'écoulement et la capacité de transport sont atténuées, la position des canaux étant relativement stable. Cela conduit à une formation de sédiments à grains avec une perméabilité faible. De façon similaire, le cours d'eau méandrée est caractérisé par une vitesse d'écoulement faible due à une faible pente et un dépôt important de matières en suspension (Brunke et Gonser, 1997).

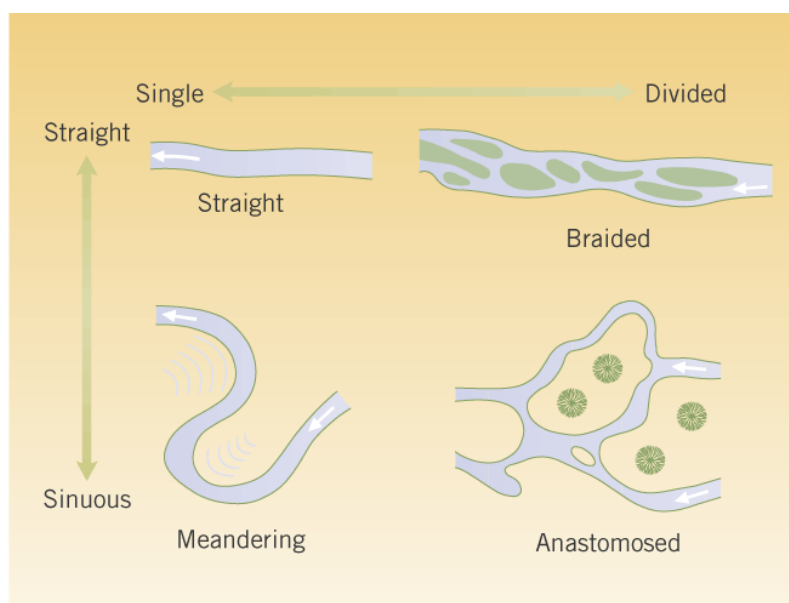


Figure 1.7 : Différentes formes d'écoulement en fonction de l'importance de la sinuosité dans les cours d'eau (Brunke et Gonser, 1997)

1.1.4 Zones ripariennes

Les zones ripariennes sont les interfaces entre les écosystèmes terrestres et aquatiques. Elles peuvent apporter directement ou transporter latéralement la litière dans les cours d'eau. Les caractéristiques des zones ripariennes, telles que la pente et la topographie, peuvent contrôler les quantités de litière apportées au cours d'eau. La qualité de la litière et sa période d'apport influencent les dynamiques des communautés aquatiques. La litière transportée latéralement est une source importante de nutriments dans les cours d'eau à cause d'une teneur en azote plus élevée que celle des feuilles tombées directement dans les cours d'eau, même si elle ne dépasse pas 10% de la litière totale apportée (Décamps et al., 2004 ; Naiman et al., 2010).

De plus, les végétations ripariennes peuvent aider à créer des zones qui accumulent les débris de bois dans les cours d'eau. Ces zones (soit dedans, soit autour) présentent une hétérogénéité spatiale avec une diversité élevée d'habitats, et permettent de maintenir la diversité faunistique (poissons, macroinvertébrés) (Décamps et al., 2004). Par exemple, Benke et al. (1984) ont indiqué une densité en macroinvertébrés excédant à 20,000/m² pour les zones couvertes avec des barrages de débris de bois.

L'ombre créée par la végétation riparienne influe fortement sur les habitats du cours d'eau et le flux d'énergie, ainsi que la biodiversité. L'ombre riparienne influence le régime thermique, la production primaire et le rayonnement ultra-violet. L'éclairage dans les ruisseaux étroits avec des zones ripariennes peut n'atteindre qu'environ 1% de l'éclairage ambiant. La suppression de la végétation riparienne par la déforestation ou le développement de pâturages entraîne une exposition élevée des cours d'eau à la lumière, ce qui devrait réduire la biodiversité du cours d'eau à l'échelle régionale (Décamps et al., 2004 ; Naiman et al., 2010).

1.1.4.1 Rayonnement solaire

Le rayonnement solaire est sélectivement absorbé et réfléchi quand il traverse la canopée riveraine adjacente au cours d'eau. La quantité et la qualité de la lumière disponible pour les producteurs primaires aquatiques est alors dégradée. La densité d'ombre des cours d'eau est fonction de la structure et de la composition de la végétation riparienne. Les canopées denses, basses et surplombantes réduisent fortement l'intensité de lumière à la surface du cours d'eau, mais les canopées hautes et relativement ouvertes permettent une plus grande quantité de lumière d'atteindre cette surface. La végétation à feuilles caduques (aulnes, saules, etc.) couvre les cours d'eau pendant l'été, mais elle ne modifie que faiblement des conditions de lumière après la chute de feuilles. La végétation pérenne (sapins, épicéas, etc.) couvre en permanence les cours d'eau. L'intensité de lumière est également une fonction de la taille des cours d'eau par rapport aux dimensions latérales et verticales de la végétation riparienne. Lorsque la largeur du cours d'eau augmente, la couverture de la canopée de la végétation riparienne diminue et l'influence de la végétation riparienne sur le rayonnement solaire atteignant le cours d'eau diminue. Le rayonnement solaire contribue également à l'énergie de la surface du cours d'eau sous forme de chaleur. La végétation riparienne joue un rôle important dans la température du cours d'eau (Gregory et al., 1991).

1.1.4.2 Apports des nutriments dissous

Les nutriments dissous sont transportés à partir des écosystèmes terrestres dans les cours d'eau et vers les eaux souterraines. Les zones ripariennes situées à l'interface terrestre-aquatique permettent d'intercepter une partie des solutés du sol avant d'entrer dans les cours d'eau. La végétation riparienne fournit également saisonnièrement les lixiviatés issus de la litière dissoute terrestre dans les cours d'eau (Gregory et al., 1991).

1.1.4.3 Matières organiques

La composition et l'abondance des communautés végétales ripariennes sont des déterminants importants du taux de traitement de litière et de la structure des communautés de consommateurs. La végétation riparienne contrôle la quantité et le type des matières organiques terrigènes transférées dans les cours d'eau. La structure et la composition chimique des feuilles mortes contrôlent le temps nécessaire au processus de décomposition dans les cours d'eau, qui peut aller de quelques semaines jusqu'à plus d'un an. En général, les feuilles de plantes herbacées et certains arbustes sont vite décomposées (durée de 30 à 50 jours). Les feuilles d'arbres riches en nutriments sont structurellement résistantes à la décomposition et nécessitent de 4 à 6 mois pour que le processus soit complet. Les feuilles d'autres espèces d'arbres et les aiguilles de conifères peuvent résister à la décomposition dans les cours d'eau pour une période d'un à deux ans (Gregory et al., 1991).

1.1.4.4 Invertébrés aquatiques

L'influence de la végétation sur les sources alimentaires allochtones et autochtones pour les invertébrés aquatiques est potentiellement représentée dans la structure trophique des assemblages d'invertébrés et dans les groupes alimentaires. L'abondance et la composition de détritivores sont également déterminées par la composition végétale des zones ripariennes. La végétation riparienne affecte indirectement la production des herbivores à travers ses influences sur les producteurs primaires. Par exemple, les tronçons avec une forte densité d'ombre présentent de faibles densités d'herbivores en comparaison avec les zones avec des canopées ouvertes (Gregory et al., 1991).

1.1.5 Conclusion

L'ensemble des éléments rapportés dans les pages précédentes nous permettent de dire que les systèmes fluviaux ou lotiques constituent des ensembles complexes à comprendre. La compréhension de l'autoépuration naturelle dans ces systèmes n'est pas aisée de par la diversité des phénomènes hydrologiques, physiques, chimiques et biologiques fortement variables et interconnectés dont ils sont le siège. Une méthodologie de suivi expérimental adaptée devra être mise en place pour mieux décrire l'ensemble des mécanismes.

1.2 Les zones de rejet végétalisées

Les zones de rejets végétalisées sont conçues pour réduire les impacts des rejets de station d'épuration (STEP) sur le milieu récepteur via l'exploitation des processus physique, chimique et biologique qui se produisent naturellement au sein de l'écosystème qu'est une zone humide. Cela permet donc théoriquement d'améliorer la qualité des effluents de STEP via la réduction des matières en suspension, matières organiques, nutriments et organismes pathogènes. Les ZRV sont généralement composées de bassins caractérisés par des surfaces libres plus ou moins larges et peu profondes qui permettent de réaliser un temps de séjour important favorable à la décantation des matières en suspension et au contact des polluants avec les surfaces réactives. Les apports des eaux chargées en nutriments permettent d'accélérer les processus biologiques et donc de créer des zones biologiquement réactives à la réduction des matières organiques et des polluants. Les caractéristiques liées au fonctionnement de la ZRV, comme les conditions hydrologique, hydraulique et météorologique et les processus biogéochimiques ainsi que le fonctionnement des macrophytes, seront présentées dans les paragraphes suivants.

1.2.1 Fonctionnement hydrologique

L'hydrologie de la zone humide, naturelle ou artificielle, est considérée comme un important facteur pour maintenir la structure et le fonctionnement de la zone humide et déterminer la composition des espèces (US EPA, 1999). Le fonctionnement hydrologique peut directement influencer et contrôler les conditions abiotiques du milieu, telles que la disponibilité en eau, nutriments et oxygène, la profondeur de l'eau et la vitesse d'écoulement. Il est aussi influencé

par la végétation, par l'intermédiaire de l'évapotranspiration, de l'interception des précipitations, de l'ombrage, de la protection contre le vent et de la création des microclimats.

Les précipitations peuvent influencer le fonctionnement du système en jouant sur le débit et le temps de séjour via la tombée directe de pluie sur la surface des zones humides et le ruissellement venant du bassin versant associé. De plus, les précipitations peuvent conduire à la dilution de certains polluants dans le système et aux apports des polluants du bassin versant via le ruissellement lors d'un événement pluvial important.

L'évapotranspiration (ET) dans une zone humide représente la quantité d'eaux perdues via l'évaporation de la surface en eau et la transpiration de la végétation. L'ET varie en fonction du rayonnement solaire et elle présente généralement un maximum en début d'après-midi et un minimum à la fin de la journée. En cas de fort rayonnement solaire, surtout en été, l'ET peut conduire à un très faible débit en sortie de la zone humide, voire un débit nul. Stottmeister et al. (2003) ont montré que la perte des eaux due à l'ET est estimée à environ 5 à 15 mm par jour en été, représentant 20 à 50 % du débit en entrée de la zone humide artificielle. Cela doit être pris en compte en période estivale et dans les zones arides pour ne pas générer d'eaux trop salines. L'ET peut influencer le fonctionnement du système en augmentant le temps de séjour et concentrant les constituants de l'eau.

Dans la zone humide, les eaux peuvent également être perdues via une infiltration verticale dans le substrat ou latérale à travers les berges. Elle peut conduire à une réduction du volume d'eau dans le système et influencer son fonctionnement. Tout dépend de la nature du sol : afin de minimiser la perte des eaux et des polluants via l'infiltration et protéger la nappe phréatique le fond de la ZRV peut être naturellement imperméable (sol argileux par exemple) ou couvert de matériaux imperméables (géotextiles).

1.2.2 Fonctionnement hydraulique

Le fonctionnement hydraulique détermine le mouvement de l'eau au sein du système. Le temps de rétention hydraulique est le rapport entre le débit et le volume du système disponible à la circulation de l'eau en tenant compte également du volume occupé par la végétation (US EPA, 1999). Un choix pertinent du temps de rétention hydraulique peut permettre d'optimiser l'élimination de polluants. Ce temps de rétention dépend de la conception de la zone humide : hauteur d'eau, surface libre, porosité (US EPA, 1999).

La circulation de l'eau dépend aussi du gradient hydraulique entre l'entrée et la sortie et est influencée par la résistance créée par les macrophytes, la rugosité du substrat et l'hydromorphologie du système. Des défauts de conception du système peuvent causer des problèmes de circulation de l'eau, une variation de sa qualité et l'émanation d'odeurs. Dans certains cas, une mauvaise évaluation des pentes peut conduire à une inondation de la zone humide.

1.2.3 Fonctionnement biogéochimique

La zone humide artificielle permet de contrôler le transport et la transformation des constituants via divers processus physique, chimique et biologique (Tableau 1.2).

La répartition conceptuelle des processus de traitement est résumée dans la figure 1.8 (US EPA, 1999) en fonction de la profondeur, du temps de rétention hydraulique et de la disponibilité de l'oxygène dissous.

- Au début de la zone humide, le système est dominé par les processus physiques en piégeant les grosses particules via la décantation. Les particules fines décantent plus loin dans le parcours.
- Les processus microbiologiques se diversifient en fonction de la disponibilité de l'oxygène dissous. Normalement, l'oxygène dissous est abondant dans la colonne d'eau à cause du transfert de l'oxygène de l'atmosphère dans l'eau de surface et de la production d'oxygène via la photosynthèse des plantes. La dégradation des matières organiques y est réalisée et conduit à une diminution de l'oxygène dissous. La nitrification peut y avoir lieu à la suite de la dégradation des matières organiques en présence d'une concentration suffisante en oxygène dissous.
- Lorsque l'oxygène dissous n'est plus disponible pour les processus aérobies ($< 0,5$ mg/L), peuvent se mettre en place des processus anoxiques, comme la dénitrification, ou anaérobie, comme la méthanisation (Laanbroek, 2010 ; Bartlett et Harriss, 1993.). La dénitrification est un processus principal qui permet l'élimination des nitrates en les transformant en azote gazeux (Reddy et al., 1989 ; Bachand and Horne, 1999a et 1999b).

Tableau 1.2. Extrait du résumé du rapport US EPA (1999) sur les mécanismes et facteurs d'influence sur la qualité de l'eau dans la zone humide artificielle. P – processus principal ; S – processus secondaire ; E – Effet direct ou indirect ; DBO - Demande Biologique en Oxygène ; MES – Matières en Suspension ; OD – oxygène dissous.

Mécanisme	Qualité de l'eau						
	DBO	MES	N	P	OD	Bactéries et virus	Métaux lourds
Physique							
Absorption			S				
Adsorption/désorption	F	S				P	E
Emulsification		S					S
Evaporation						E	S
Filtration/impaction	E	S					E
Floculation	P	P				P	S
Sédimentation	P	P	E	E	E	S	P
Chimique							
Adsorption				P		S	S
Chélation				S			P
Décomposition						P	
Réaction redox	P	S					P
Précipitation			P				P
Biologique							
Synthèse algale			S	S			
Assimilation	E	E	S	S	E	E	S
Métabolisme aérobie	E	S	E	E	P	P	
Métabolisme anaérobie		E	E	E			
Adsorption végétale			S	S	E		
Prédation		P				S	

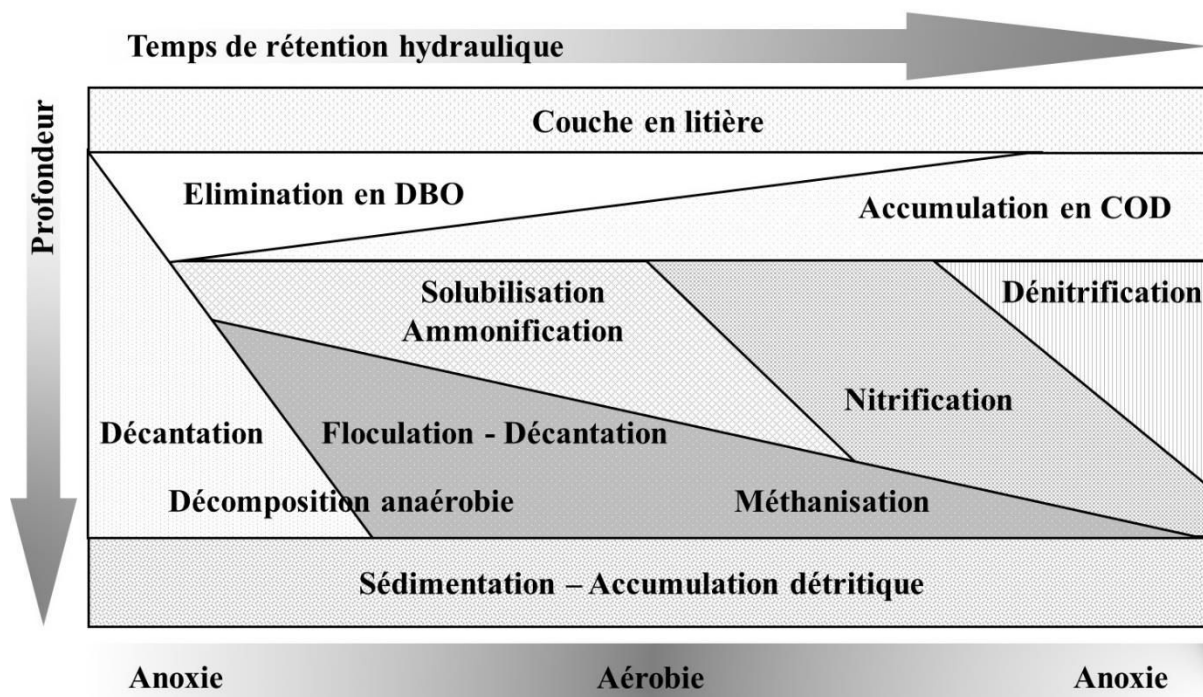


Figure 1.8 Répartition conceptuelle des processus de traitement en fonction de la profondeur, du temps de rétention hydraulique et de la disponibilité de l'oxygène dissous dans la zone humide artificielle (US EPA, 1999).

1.2.4 Macrophytes

Les macrophytes (cf. 1.1.2.3- végétaux) les plus communs dans les ZRV sont des espèces émergentes, telles que les joncs, les phragmites et les typhas (US EPA, 1999). Des espèces submergées ou flottantes peuvent également être présentes. Les macrophytes peuvent influencer le fonctionnement du système de différentes façons, par des effets physiques et biologiques (Brix, 1997).

1.2.4.1 Effets physiques

Les macrophytes peuvent ralentir l'écoulement de l'eau et diminuer le gradient hydraulique du système. Par conséquent, la faible vitesse d'écoulement peut assurer une meilleure sédimentation des particules en suspension, réduire le risque d'érosion et de resuspension et augmenter le temps de séjour. Les macrophytes peuvent abaisser la force du vent au-dessus de la surface de l'eau, et réduire ainsi la remise en suspension des matières décantées. Ils peuvent également intercepter le rayonnement solaire, et par conséquent, diminuer l'évaporation de l'eau de surface, ralentir la croissance des algues et modérer la température de l'eau.

1.2.4.2 Effets biologiques

Les macrophytes peuvent fournir le substrat et la surface physique pour le développement des micro-organismes, en particulier pour la fixation des biofilms. En effet, les macrophytes peuvent excréter des matières organiques, comme des sucres, des vitamines et des acides

organiques, dans la rhizosphère (rhizodéposition). La composition chimique des exsudats est diverse et dépend de l'espèce des plantes. Ces matières organiques peuvent donc être utilisées par des micro-organismes dans leur métabolisme en formant du CO₂. Les exsudats peuvent également être utilisés pour la réduction dissimilatrice bactérienne des sulfates (Stottmeister et al., 2003).

Les macrophytes peuvent assimiler des nutriments et d'autres éléments pour leur croissance et leur reproduction. Les macrophytes enracinés prennent des nutriments dans le substrat alors que les autres réalisent cette tâche dans la colonne d'eau. Par ailleurs, les macrophytes devraient être fauchés en début de la sénescence de la plante afin d'éviter le relargage des matières organiques et nutriments durant la décomposition. Cependant, l'assimilation par les plantes a été montrée être moins importante que la dénitrification pour l'élimination des nitrates par Bachand et Horne (1999b).

Les macrophytes peuvent influencer l'efficacité des biofilms qui y sont fixés pour l'élimination des nitrates via principalement la dénitrification en fonction de la structure et la diversité de la végétation. Bachand et Horne (1999b) ont montré que 835 mgN m⁻²jour⁻¹ sont éliminés avec une végétation mixte de macrophytes et de plantes diverses lors de 565 et 261 mgN m⁻²jour⁻¹ avec une mono-végétation de jonc (*Scirpus spp.*) et typha (*Typha spp.*), respectivement.

Les macrophytes peuvent transférer l'oxygène dissous dans la rhizosphère : cela permet de fournir de l'oxygène dissous pour la dégradation des matières organiques et la nitrification dans les zones pauvres en oxygène dissous (Gersberg et al., 1986 ; Weisner et al., 1994.).

1.3 Processus biogéochimiques dans les systèmes aquatiques

1.3.1 Décomposition des feuilles mortes

La décomposition des litières foliaires est un processus principal dans les systèmes aquatiques benthiques, comme les cours d'eau, les zones littorales des lacs et les environnements marins côtiers. Les cours d'eau sont chargés en feuilles mortes à cause de l'apport de la végétation riparienne. Contrairement à ce qui se passe en forêt, les feuilles mortes dans les cours d'eau forment des ressources discrètes sous forme de paquets de feuilles. Les assemblages biotiques associés à ces paquets sont considérablement moins complexes que dans les sols : champignons et animaux peuvent y être généralement identifiés (Hieber et Gessner, 2002).

La décomposition des feuilles mortes se fait par des processus physiques (lixiviation, abrasion et fragmentation) et biologiques (minéralisation et transformation), et conduit à la production de CO₂ et d'autres composés inorganiques, de matières organiques dissoutes (MOD), de matières organiques particulaires fines (MOPF), et de décomposeurs. Les organismes moteurs dans ces processus comprennent des macroinvertébrés détritivores appelés déchiqueteurs, des bactéries et des champignons filamenteux comme les hyphomycètes (Hieber et Gessner, 2002).

La décomposition des feuilles mortes procède généralement selon trois phases distinctes décrites par Webster et Benfield (1986).

- Les feuilles mortes commencent par perdre leurs matières organiques solubles et inorganiques peu après leur immersion dans l'eau. La perte par lixiviation dépend de la température de l'eau, des conditions hydrauliques (turbulence) et de l'espèce végétale. Jusqu'à 25% des matières sèches initiales peuvent être perdues à cause de la lixiviation dans les 24 premières heures.
- Les feuilles mortes sont colonisées par une variété de microorganismes aquatiques en quelques jours. Les champignons, principalement hyphomycètes, dominent en général au début de la colonisation des feuilles des arbres. Graduellement les bactéries deviennent dominantes. Le début de la colonisation peut cependant être dominé par les bactéries.
- Divers hyphomycètes aquatiques produisent des exoenzymes capables d'hydrolyser les polysaccharides (pectinases, hémi-cellulases et cellulases). Leur action est potentiellement importante dans la décomposition des feuilles mortes. Les polysaccharides (cellulose et hémicellulose) des parois cellulaires des plantes sont liés à la lignine, en formant la lignocellulose, un complexe résistant qui rend les celluloses et hémicelluloses moins accessibles aux enzymes. La dégradation de la lignine et de la lignocellulose dans les systèmes terrestres peut être réalisée par certains basidiomycètes, mais il y a peu de preuves directes montrant que les hyphomycètes possèdent des enzymes nécessaires pour dégrader la lignine.
- Ensuite, les feuilles dégradées peuvent être fragmentées par le courant ou redistribuées par le fort débit. La fragmentation physique est probablement moins importante dans les lacs et les zones humides à cause du faible courant. La fragmentation biotique est réalisée par les invertébrés. Les invertébrés déchetteurs colonisent les feuilles microbiologiquement conditionnées, s'en nourrissent préférentiellement et peuvent contribuer significativement à la décomposition des feuilles dans les cours d'eau.

D'après Kaushik et Hynes (1971), durant la décomposition dans les milieux aquatiques, l'azote peut être immobilisé par la formation de protéines microbiennes via l'assimilation. Le phosphore peut également être immobilisé dans certain cas. Cependant, d'autres éléments, comme le calcium, sont perdus à des taux similaires à la perte de poids, et les éléments fortement solubles, comme le potassium, ont des taux de perte plus rapide que le poids. Par contre, la dégradation des polymères structuraux dans les matériaux de la feuille est relativement lente.

1.3.2 Dégradation du bois par des invertébrés

Bien que la litière foliaire ait été beaucoup étudiée par les écologistes, les débris ligneux représentent plus de 70% de l'apport dans un cours d'eau forestier à conifères et également une fraction importante dans les cours d'eau forestiers à feuilles caduques. La dégradation des bois est régulée par les arthropodes et annélides, mais est plus lente dans l'eau que dans le sol. Quatre mécanismes de régulation par les invertébrés sont impliqués dans la dégradation des bois : (1) la translocation des éléments nutritifs à partir des sites lointains et la défécation subséquente

dans le bois, (2) la translocation passive des cellules microbiennes et des spores dans les canaux du bois, (3) la régulation de la succession microbienne, du taux de catabolisme et du taux de fixation d'azote dans les microsites des canaux du bois, (4) l'augmentation de la capacité d'échange cationique et ionique du bois qui conduit à augmenter la probabilité de l'interruption des éléments nutritifs et à diminuer la probabilité de la perte des éléments nutritifs (Anderson et Sedell, 1979).

1.3.3 Dégradation des matières organiques

Dans le milieu aquatique, les matières organiques peuvent être d'origine naturelle (autochtone et allochtone) ou anthropique (domestique, industrielle et agricole). Qu'elles soient d'origine animale ou végétale, les matières organiques provenant des êtres vivants sont principalement les protéines, les glucides, les lipides et les acides aminés. Les matières organiques provenant des sols par lessivage, et aussi des eaux usées, même après épuration, contribuent également aux teneurs en carbone organique. Lorsque des matières organiques sont présentes dans un cours d'eau, elles participent à toute une série de réactions biologiques grâce à l'action de micro-organismes, en particulier des bactéries. La matière organique est généralement représentée par le carbone organique dissous et total dans les eaux naturelles.

L'apport de matières organiques biodégradables dans un cours d'eau va provoquer, à l'aval du point de rejet, une modification du milieu naturel. Cette modification se traduira notamment par une baisse de l'oxygène dissous liée à la dégradation de la matière organique. En revanche, le milieu désoxygéné peut être réoxygéné par des échanges atmosphériques, la photosynthèse des plantes aquatiques (Gaujous, 1993), ou des apports hyporhéiques. La matière organique peut être piégée dans le substrat où elle continue à être dégradée par les microorganismes. Après la consommation de l'oxygène dissous, les micro-organismes peuvent utiliser différents oxydants en fonction de leur potentiel redox pour dégrader les matières organiques.

Dans les eaux naturelles, la matière organique naturelle (MON) est un mélange hétérogène de composés organiques qui peuvent être distingués en deux parties, hydrophile et hydrophobe. La partie hydrophobe est riche en carbones aromatiques avec des structures phénoliques et des liaisons doubles conjuguées. La partie hydrophile contient une forte proportion de carbones aliphatiques et de composés azotés (glucides, protéines et acides aminés). Les acides hydrophobes constituent la fraction importante de la MON aquatique et représentent plus de la moitié du carbone organique dissous (COD) dans l'eau. Ces acides hydrophobes peuvent être considérés comme des substances humiques (Matilainen et al., 2011).

Le processus de rétention enlève les matières organiques via le transport et les rend utilisables pour les biotes du cours d'eau, en présentant un lien important entre l'apport et le stockage. Les propriétés de rétention dans le cours d'eau sont fonction des caractéristiques hydrologiques et des substrats. L'hétérogénéité de la structure du cours d'eau et la vitesse du courant créent des obstacles et des zones d'eau lenticules qui vont augmenter l'efficacité de la rétention par cours d'eau. La rétention d'une particule durant le transport est fonction de la probabilité d'acheminement de cette particule à rencontrer un obstacle et la fréquence des obstacles dans le cours d'eau. Une particule peut également être retenue dans une zone où la vitesse de courant

est plus faible que la vitesse nécessaire pour maintenir cette particule en suspension (Speaker et al., 1984 ; Brunke et Gonser, 1997).

Conceptuellement, la rétention peut avoir lieu sur trois échelles spatiales. A une échelle large, la rétention est liée à la structure et l'ampleur des bassins versants, des zones hyporhéiques et à la longueur du cours d'eau. A une méso échelle, la rétention est liée aux structures morphologiques, comme les séquences seuil-mouille, la rugosité du cours d'eau et ses obstacles, la végétation riparienne, le type de flux et la caractéristique sédimentologique de l'alluvion. A une micro échelle, la rétention est influencée par le développement des biofilms et les propriétés lithologiques du sédiment, ainsi que par les capacités de sorption des matières organiques du sédiment (Brunke et Gonser, 1997).

Les barrages de débris augmentent forcément la rétention des matières particulaires les plus grosses. Ils peuvent augmenter la largeur du cours d'eau, diminuer son gradient par création d'un profil étagé, faciliter le développement des branches latérales, créer des mouilles et accumuler des sédiments fins et des bois. L'élargissement du cours d'eau et la création de branches latérales vont augmenter la rugosité et la rétention. Les barrages de débris peuvent également piéger les débris ligneux et créer nombreux obstacles (Speaker et al., 1984).

Les propriétés de rétention des mouilles et radiers sont déterminées par des mécanismes différents. Dans les radiers, les feuilles sont piégées dans les substrats et créent les obstacles dans la colonne d'eau. Dans les mouilles, les feuilles sont déposées à cause d'une plus faible vitesse de courant par rapport à la vitesse de précipitation des particules. Les radiers retiennent généralement plus de feuilles que les mouilles. Cependant, la plus grande partie des matières organiques est communément supposée être piégée et stockée dans les mouilles. Géomorphologiquement, les mouilles sont les sites érosifs formés par affouillage aux forts flux alors que les radiers sont les sites de dépôt pour les sédiments inorganiques (Speaker et al., 1984).

Lorsque les cours d'eau deviennent plus larges, l'importance de tous les mécanismes principaux de la rétention tend à s'affaiblir. Minshall et al. (1983) a trouvé que la rétention dans les cours d'eau de l'Oregon Cascade diminue exponentiellement avec l'augmentation du nombre d'affluents du cours d'eau.

Le processus de rétention est un déterminant important de la disponibilité des ressources des biotes aquatiques et est influencé par les caractéristiques de l'interface riparienne entre les écosystèmes terrestres et aquatiques. La végétation riparienne est un déterminant important des propriétés de rétention du cours d'eau. Les barrages des débris et les accumulations de troncs et branches contribuent à des rétentions importantes dans les cours d'eau. L'enracinement par la végétation riparienne stabilise potentiellement les berges du cours d'eau et améliore le développement des marges du cours d'eau (Speaker et al., 1984).

1.3.4 Transformations biogéochimiques des espèces du carbone

1.3.4.1 Les principales formes de carbone

Dans les eaux naturelles, le carbone se présente sous trois formes principales: carbone organique dissous (COD), carbone organique particulaire (COP) et carbone inorganique dissous (CID). Ce carbone peut être allochtone (chute de feuille mortes, apports latéraux de la matière organique) ou autochtone (production primaire via la photosynthèse). Dans la pratique commune, le COP est défini comme ce qui est retenu par un filtre à 0,45 µm et le COD comme ce qui passe à travers ce filtre (McKnight et al., 1997). Les concentrations en COP varient de 1 à 30 mg/L avec une moyenne mondiale d'environ 5 mg/L. Les ratios COP : COD varient largement avec une moyenne mondiale d'environ 0,8. Dans la plupart des cours d'eau, les concentrations en COP varient directement avec le débit et sont plus élevées durant les précipitations ou la fonte des neiges (Hedges et al., 1986).

Plusieurs facteurs autres que les transformations biologiques directes contribuent à réguler les flux de carbone organique et inorganique dans les rivières : le climat, la géologie des bassins versants, la géomorphologie des rivières, la végétation riveraine, les interactions physico-chimiques et les échanges atmosphériques en sont les principaux. De nombreuses études ont porté sur le rôle respectif de ces facteurs (Hope et al., 1994; Webster et al., 1995)

Le carbone inorganique dissous (CID) se présente sous forme ionique (carbonate) ou sous forme de gaz dissous (CO₂). Le carbonate est l'un des principaux facteurs pour le contrôle de l'acidité de l'eau. La concentration en carbonates est en partie régulée par les processus de photosynthèse, de respiration et de solubilisation du dioxyde de carbone (Stumm et Morgan, 1996). La super-saturation en CO₂ est presque un point commun dans tous les systèmes fluviaux. La forte concentration du CO₂ est causée par les phénomènes suivants : (1) production de CO₂ par la respiration du sol et l'altération des minéraux et apport dans les cours d'eau via les eaux de subsurface depuis les environnements terrestres, (2) production de CO₂ par la respiration in situ de MO dans les cours d'eau, (3) production de CO₂ par la respiration des macrophytes dans les cours d'eau et (4) production de CO₂ par l'interaction entre la lumière et la MO dans les cours d'eau (Remington et al., 2011).

Le carbone organique dissous (COD) est hétérogène et composé des classes différentes d'acides, de bases et de composés neutres. Les acides fulviques dissous représentent communément la fraction la plus large du COD (de 40 à 60%) (McKnight et al., 1997). Le COD influence de nombreux aspects de la biologie et la chimie des systèmes aquatiques.

✧ Acides fulviques aquatiques

Les acides fulviques aquatiques représentent une fraction importante de la matière organique dissoute (MOD) dans les eaux naturelles. Les acides fulviques sont les acides organiques hétérogènes et jaunâtres de masse moléculaire importante. Ils peuvent être impliqués dans certains processus, comme (1) la spéciation chimique et le transport de métaux rares via les réactions de complexation, (2) la formation de trihalométhanes (THM) dans l'eau potable via des interactions entre le chlore et les acides fulviques lors du traitement de l'eau et (3)

l'absorption de la lumière visible et UV et la génération de photo-produits (McKnight et al., 2001).

Les variations des caractéristiques chimiques des acides fulviques dans les eaux de surface sont liées à des différences dans le matériel organique précurseur et à l'action des processus géochimiques sur les acides fulviques. Les acides fulviques provenant de la litière végétale et des sols présentent une teneur significative en carbones aromatiques (de 25% à 30% du carbone total), qui correspondent à la contribution de la dégradation de lignine à leur formation. Les acides fulviques d'origine microbienne, résultant de la libération extracellulaire et des lixiviats des algues et des bactéries, ont une plus faible aromaticité (de 12% à 17% du carbone total), qui est expliquée par une plus faible teneur en carbone sp²-hybridé dans les matériaux de parois cellulaire et d'autres composants des cellules microbiennes (McKnight et al., 2001).

✧ Processus biologiques et chimiques impliqués

Le COD contrôle les processus biotiques, comme la productivité bactérienne qui, quant à elle, influence les concentrations en oxygène dissous, la structure des chaînes trophiques, les transformations biogéochimiques (Sobczak and Findlay, 2002). Le COD est également impliqué dans de nombreux processus chimiques : réactions photochimiques marines, solubilisation des hydrocarbures, chélation des métaux, formation des matières particulaires, interactions avec les espèces de fer et de manganèse, etc.. De plus, le COD peut agir comme un substrat pour la minéralisation. Ces processus ont été mis en évidence à l'échelle du laboratoire et sur le terrain dans des environnements aquatiques et marins (Deflandre et Gagné, 2001).

Le COP provient de la dégradation des plantes terrestres ou aquatiques, des débris d'algues et d'invertébrés, ainsi que de l'érosion des sols. La taille de COP est distribuée en grossière (> 1 mm), fine (1 mm – 53 µm) et très fine (53 µm – 0,45 µm). La plus grande partie des flux de carbone a été trouvée dans la fraction de la taille fine (< 50 µm) (Hedges et al., 1986). La quantité des matériels organiques particulaires (MOP) grossiers diminue le long d'un cours d'eau : la MOP grossière est prédominante dans des petits cours d'eau (ordre 1 ou 2 par exemple) et la MOP fine est abondante dans des cours d'eau plus larges de grand ordre (de 9 à 12) (Cushing et al., 1993).

Les caractérisations de la composition de la MOP dans les cours d'eau sont peu fréquentes à cause de leur faible concentration et des difficultés à obtenir des échantillons représentatifs avec des distributions non uniformes de flux. Les ratios typiques (de 10 à 12) de C : N de MOP dans le cours d'eau correspondent étroitement à ceux de la matière organique du sol, montrant une source allochtone prédominante dans la plupart des cours d'eau mondiaux. Selon la saison les autres formes de MOP présentent dans certains cours d'eau des ratios C : N plus élevés (> 20) qui indiquent des débris des plantes vasculaires non dégradés ou des pigments photosynthétiques de phytoplanctons et périphytons.

1.3.4.2 Méthanisation

La méthanisation est un processus anaérobie de transformation du carbone organique en CH₄. Ce dernier est un des gaz à effet de serre. Il présente une concentration atmosphérique plus faible que le CO₂, mais plus efficace au niveau de l'absorption de la radiation infrarouge. La méthanisation peut avoir lieu dans les zones pauvres en oxygène dissous, comme dans les zones interstitielles à l'interface aérobie/anoxie ou dans le substrat de la zone humide.

1.3.5 Transformation biogéochimique des espèces d'azote

En plus des phénomènes majeurs concernant les matières organiques et le carbone, une évolution de la concentration des sels minéraux dissous est observée, notamment des espèces d'azote produites à la suite de la minéralisation des matières organiques, comme l'urée et les acides aminés. Ce sont d'abord les formes ammoniacales qui dominent en milieu désoxygéné. Lorsque les eaux sont ré-oxygénées, l'ammonium est transformé en nitrates, avec une forme intermédiaire : les nitrites. Toutefois, il existe des zones anoxiques voire anaérobies où la pénétration de l'oxygène est très difficile, notamment les sédiments. Dans les conditions anoxiques, les nitrates peuvent se réduire en NO_x (NO et N₂O) puis en N₂ qui soit diffuse vers l'atmosphère, soit est refixé par des bactéries spécifiques et des cyanobactéries. Les principaux processus biologiques et physicochimiques impliqués dans le milieu aquatique sont représentés dans la figure 1.9. Les réactions concernant la transformation d'azote sont détaillées dans le tableau 1.3.

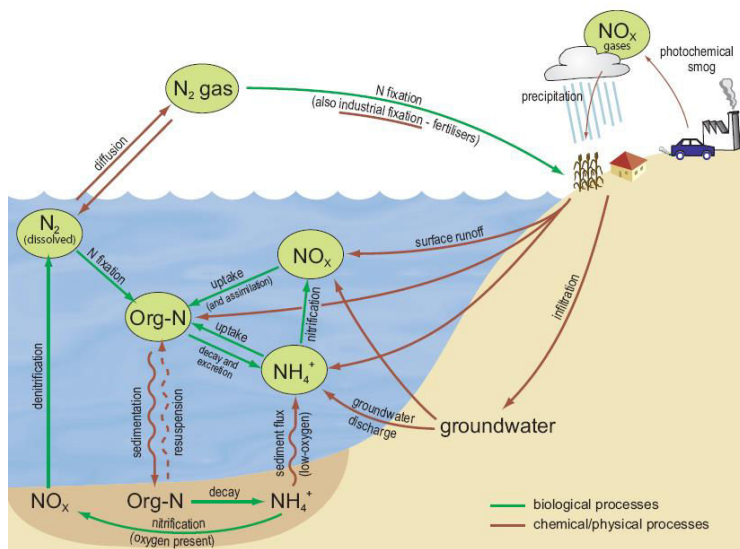


Figure 1.9. Cycle biogéochimique d'azote au sein du système aquatique (River Science, issue 4, January 2005).

Tableau 1.3. Réactions concernant la transformation de l'azote et leur enthalpie libre (25 °C) à pH = 7 (Sigg et al., 2006).

Processus	ΔG° (pH=7) kJ mol ⁻¹
Fixation de l'azote	
1. $0,5 \text{ N}_2 + 1,5 \text{ H}_2 + \text{H}^+ (10^{-7} \text{ M})$	$= \text{NH}_4^+$ -39,4
2. $0,5 \text{ N}_2 + 0,75 \{ \text{CH}_2\text{O} \} + 0,75 \text{ H}_2\text{O} + \text{H}^+ (10^{-7} \text{ M})$	$= 0,75 \text{ CO}_2 + \text{NH}_4^+$ -60,3
Nitrification	
3. $\text{NH}_4^+ + 1,5 \text{ O}_2 (0,2 \text{ atm.})$	$= \text{NO}_2^- + \text{H}_2\text{O} + 2 \text{ H}^+ (10^{-7} \text{ M})$ -290,4
4. $\text{NO}_2^- + 0,5 \text{ O}_2 (0,2 \text{ atm.})$	$= \text{NO}_3^-$ -72,1
Dénitrification	
5. $\text{NO}_3^- + 1,25 \{ \text{CH}_2\text{O} \} + \text{H}^+ (10^{-7} \text{ M})$	$= 0,5 \text{ N}_2 + 1,75 \text{ H}_2\text{O} + 1,25 \text{ CO}_2$ -594,6
Formation de N ₂ O	
6. $\text{NO}_3^- + \{ \text{CH}_2\text{O} \} + \text{H}^+ (10^{-7} \text{ M})$	$= 0,5 \text{ N}_2\text{O} + 1,5 \text{ H}_2\text{O} + \text{CO}_2$ -417,1
7. $\text{NH}_4^+ + \text{O}_2 (0,2 \text{ atm.})$	$= 0,5 \text{ N}_2\text{O} + 1,5 \text{ H}_2\text{O} + \text{H}^+ (10^{-7} \text{ M})$ 260,2

1.3.5.1 Fixation de l'azote (N₂[gaz] → N organique → NH₄⁺)

La fixation de l'azote se fait par l'intermédiaire des cyanobactéries et de bactéries en symbiose avec certaines plantes (légumineuses). La fixation biologique de N₂(g) exige un apport d'énergie qui est fourni par la photosynthèse. Les cyanobactéries sont en mesure de fixer l'azote à l'aide de l'énergie photosynthétique. D'une manière similaire les bactéries fixant l'azote en symbiose avec les légumineuses profitent de l'énergie photosynthétique. L'azote fixé se trouve tout d'abord sous forme d'azote organique, N (III), dans la biomasse, mais est ensuite transformé en NH₄⁺ (et NH₃) lors de la minéralisation de la biomasse (Sigg et al., 2006).

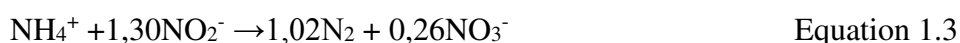
1.3.5.2 Absorption de l'azote inorganique dissous et sa minéralisation

L'azote inorganique dissous (AID) est immobilisé sous forme d'azote organique (dissoute et particulaire) par l'absorption autotrophe et hétérotrophe et peut éventuellement revenir vers des formes inorganiques par la minéralisation. L'ammonium est la forme la plus labile de l'azote inorganique. Dans les cours d'eau, l'ammonium est rapidement immobilisé et peut être reminéralisé ou converti en forme moins réactive mais plus mobile (nitrate). Les espèces immobilisées d'azote sont en portion significative sous forme organique, qu'elle soit dissoute ou particulaire. Elles peuvent éventuellement se mobiliser dans le cours d'eau et être transportées vers l'aval. Les bactéries et les champignons sont capables d'immobiliser l'AID, mais leur influence dans la colonne d'eau est faible, puisqu'ils peuvent utiliser l'azote dans les substrats organiques. L'ammonium est une forme d'azote inorganique préférentielle pour la plupart des biotes, mais il est présent souvent en faible concentration dans les petits cours d'eau. Cela va restreindre l'absorption et favoriser l'utilisation des nitrates comme une source d'azote alternative (Webster et al., 2003).

1.3.5.3 Nitrification ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$)

La nitrification est un processus biologique défini comme la conversion des formes les plus réduites de l'azote (NH_3 et NH_4^+) en leurs formes les plus oxydées (NO_3^-) (Schloessing, 1877 ; Peralta et al., 2014). En condition aérobie, l'ammoniaque (NH_3) et l'ammonium (NH_4^+) sont produits lors de la minéralisation de la matière organique. Ils peuvent ensuite être oxydés en nitrite lors de la nitritation (Réaction 3, tableau 1.3), puis en nitrate lors de nitratisation (Réaction 4, tableau 1.3). La nitritation est souvent considérée comme une réaction rapide durant la nitrification, puisque la concentration en nitrites est généralement très faible dans les zones aérobies.

En plus de la nitrification aérobie, l'ammonium peut également être oxydé dans les environnements anoxiques par l'oxydation anoxique d'ammonium (*Anammox*, Equation 1.3). Le processus d'*Anammox* est une oxydation anoxique de NH_4^+ en N_2 avec NO_2^- comme accepteur d'électron (Fux et al., 2002 ; Pynaert et al., 2003). Le processus *Anammox* a été découvert dans un réacteur à lit fluidisé (Mulder et al., 1995) et a retenu l'attention en traitement des eaux résiduaires. A travers l'application de techniques moléculaires, les bactéries *Anammox* ont été classifiées comme les bactéries autotrophes de l'ordre de *Planctomycetales* (Strous et al., 1999).



La nitrification présente une importance significative dans les relations entre les écosystèmes terrestres et aquatiques. Elle contribue à une perte d'azote dans les écosystèmes via le ruissellement du nitrate et le couplage de nitrification-dénitrification. Cela va contribuer à une eutrophisation des milieux aquatiques et à une émission de gaz à effet de serre (N_2O).

Deux groupes coopératifs de bactéries ont été observés dans le processus de nitrification : il s'agit des bactéries nitritantes (*ammonia-oxidizing bacteria*) et nitratantes (*nitrite-oxidizing*

bacteria) (Warington, 1878 ; Winogradsky, 1939). Ces deux groupes de bactéries présentent une nature aérobie et un métabolisme chimio-lithoautotrophe, à l'exception des bactéries nitrifiantes du genre *Nitrobacter* qui ont montré également une possible croissance chimio-organotrophe (Bock, 1976 et 1990 ; Cohen et al., 2010).

Actuellement, les bactéries capables d'oxyder directement l'azote ammoniacal en nitrate n'ont pas été décrites, bien que Costa et al. (2006) ont postulé l'existence des bactéries capables d'effectuer ce processus hypothétique c'est-à-dire l'oxydation complète de l'ammoniac (*Comammox*).

✧ Microorganismes hétérotrophes

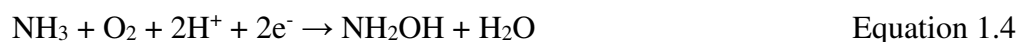
La nitrification effectuée par les microorganismes hétérotrophes (certaines bactéries et champignons) est également connue (Painter, 1970 ; Killham, 1986 ; Cohen et al., 2010). Ces microorganismes hétérotrophes sont capables de convertir les formes réduites de l'azote organique ou inorganique en formes plus oxydées d'azote. Cependant, le processus ne semble pas générer de l'énergie pour ces microorganismes hétérotrophes.

✧ Bactéries chimio-lithoautotrophes

Les bactéries chimio-lithoautotrophes ont un métabolisme autotrophe et tirent leur énergie de l'oxydation de l'ammonium ou des nitrites et transforment le dioxyde de carbone (CO₂) et le bicarbonate (HC₂O₃) en carbone organique via le cycle de Calvin pour leur croissance (Billen, 1976 ; Paerl, 1998).

Les bactéries nitrifiantes appartiennent à la famille des *Nitrobacteraceae*. Cinq genres principaux sont impliqués dans l'oxydation de l'ammonium ou l'ammoniac en nitrites : *Nitrosomonas* (10 espèces), *Nitrosococcus* (3 espèces), *Nitrospira* (5 espèces), *Nitrosolobus* (2 espèces) et *Nitrosovibrio* (2 espèces). Quatre autres genres principaux assurent la transformation du nitrite en nitrate : *Nitrobacter* (4 espèces), *Nitrococcus* (1 espèce), *Nitrospira* (1 espèce) et *Nitrospina* (1 espèce) (Watson, 1974 ; Prosser, 1989). Les bactéries du genre *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* sont dominantes dans les écosystèmes terrestres et aquatiques pour assurer les réactions 3 et 4 (Tableau 2) (Paerl, 1998).

Chez *Nitrosomonas*, l'oxydation de l'azote ammoniacal se déroule en deux étapes avec premièrement l'oxydation de l'azote ammoniacal en hydroxylamine (Equation 1.4) et deuxièmement l'oxydation de l'hydroxylamine en nitrite (Equation 1.5). Les réactions impliquées dans l'oxydation de l'azote ammoniacal sont décrites dans les équations suivantes :



L'oxydation de l'ammonium en hydroxylamine (NH₂OH) est catalysée par une enzyme dite ammonium-mono-oxygénase localisée dans la fraction membranaire de la bactérie (Tsang et Suzuki, 1982). L'oxydation de l'hydroxylamine en nitrite est catalysée par une enzyme

périplasmique dite hydroxylamine-oxydoréductase (Wood, 1986). Chez *Nitrobacter*, l'oxydation des nitrites est catalysée par une nitrite-oxydoréductase localisée à l'intérieur de la membrane cytoplasmique (Wood, 1986). Les deux principales étapes de la nitrification ne produisent pas beaucoup d'énergie, mais elles génèrent des flux de protons et d'électrons. Les flux de protons conduisent à une force motrice qui est utilisée dans le transport membranaire de solutés. Les flux d'électrons permettent la réduction du couple NAD^+/NADH qui libère plus d'énergie que les deux étapes et couvre en partie les besoins énergétiques dans la fixation de CO_2 . La nitrification produit également de l'acidité, qui peut finalement conduire à l'inhibition de la nitrification à $\text{pH} < 6$ (Sigg et al., 2006).

Les facteurs influençant la nitrification sont la teneur en oxygène dissous, la température, le pH, les composés organiques et la lumière. Ces facteurs ont des effets directs sur la croissance et l'activité des bactéries nitrifiantes. La plupart des espèces ont une croissance optimale lorsque le pH est compris entre 7,5 et 8,0 et la température entre 25 et 30 °C (Huang et Wosniak, 1981 ; Strauss, 2000).

✧ Teneur en oxygène dissous

La concentration en oxygène dissous correspondant à une nitrification optimale varie entre 0,5 et 4 mg/L (Stenstrom and Poduska, 1980). L'oxydation de l'ammonium en nitrate par les bactéries nitrifiantes n'a lieu qu'en présence de l'oxygène. Dans les environnements où l'oxygène est limitant, les bactéries nitritantes et nitratantes rentrent en compétition pour l'oxygène, ainsi qu'avec les autres bactéries aérobies. Le résultat d'une compétition pour l'oxygène est déterminé par l'affinité spécifique de chaque microorganisme pour l'oxygène (Laanbroek et al., 1994). Par exemple, du fait d'une affinité plus grande pour l'oxygène, les bactéries nitritantes *Nitrosomonas europaea* sont plus compétitives pour l'oxygène que les bactéries nitratantes *Nitrobacter winogradskyi* sérotype *agilis*. Cela conduit à une accumulation de nitrites dans le milieu (Laanbroek et Gerards, 1993).

✧ Température

Les températures optimales pour la nitrification en culture pure se situent entre 25 et 37 °C, bien que ce processus puisse avoir lieu entre 5 et 42 °C pour certaines souches dans des environnements naturels (Laudelout et Van Tichelen, 1960). Les bactéries nitritantes du genre *Nitrosomonas* ont une tolérance plus forte aux températures extrêmes que les bactéries nitratantes du genre *Nitrobacter* (Justice et Smith, 1962). La température peut également intervenir indirectement sur la nitrification par la modification de la teneur en oxygène dissous et du pH (Laudelout et Van Tichelen, 1960).

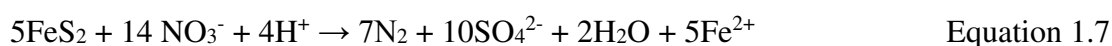
1.3.5.4 Dénitrification ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$)

La dénitrification microbienne est un processus important qui conduit à la réduction des nitrates dans le cycle d'azote. En condition anoxique, voire anaérobie, la réduction du nitrate peut être assurée par deux processus principaux : la respiration dénitrifiante (dénitrification) et la transformation réductive du nitrate en ammonium (DNRA). Il existe également un processus

d'assimilation réductrice mais il est limité dans les milieux anaérobies riches en ammonium et en matière organique (Tiedje, 1988). La DNRA produit de l'ammonium qui peut être assimilé de nouveau par d'autres organismes dans le système dont la charge en azote reste globalement identique. Au contraire, lors de la dénitrification le nitrate est réduit en nitrite (NO_2^-), puis en espèces azotées gazeuses (oxyde nitrique: NO , oxyde nitreux: N_2O et diazote: N_2) libérées dans l'atmosphère, ce qui diminue la charge en azote du système aquatique. Les genres de bactéries dénitrifiantes les plus fréquemment cités dans la littérature sont *Bacillus* et *Spirillum* pour les anaérobies obligatoires, ainsi que *Pseudomonas* et *Thiobacillus* pour les anaérobies facultatifs (Paerl, 1998).

Les bactéries responsables de la dénitrification sont majoritairement hétérotrophes, telles que *Pseudomonas*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes* ... (Gamble et al., 1977 ; Bock et al., 1995 ; Bodelier et al., 1996 ; Peralta et al., 2014) et utilisent le carbone organique biodégradable comme source d'énergie. Les nitrates sont utilisés par les bactéries dénitrifiantes comme accepteur final d'électron dans leur chaîne respiratoire. Ces bactéries « respirent » les nitrates à la place de l'oxygène. La réduction des nitrates peut s'arrêter à n'importe quel moment en fonction des conditions du milieu (teneur en oxygène ou en matière organique biodégradable, valeur de pH), mais les produits de réaction les plus communément obtenus sont le N_2O et le N_2 (Knowles, 1982 ; Peralta et al., 2014).

En absence de matière organique, les nitrates peuvent être réduits par certains minéraux, comme les sulfures, via des réactions chimiques simples d'oxydoréduction. Ces réactions de dénitrification autotrophe sont thermodynamiquement viables, mais lentes en absence d'un catalyseur biologique (Reyes-Avila et al., 2004). En condition anaérobie, certaines bactéries du genre *Thiobacillus denitrificans* peuvent catalyser la réaction de réduction de nitrates par l'oxydation du soufre de la pyrite (FeS_2) pour tirer l'énergie de cette réaction (Equation 1.7, Kölle et al.,)



Lorsque la teneur en oxygène dissous est faible, voire nulle, les bactéries nitrifiantes (nitritantes et nitratantes) sont capables d'inverser les processus dans leur métabolisme, en réduisant les nitrites et nitrates.

En présence d'une faible teneur en oxygène, la nitrification par les bactéries chimiolithoautotrophes ne semble pas possible à cause de la dépendance en oxygène de l'ammonium-mono-oxygénase (Laanbroek et Woldendorp, 1995). Par contre, les bactéries nitritantes peuvent utiliser l'ammonium comme donneur d'électrons et les nitrites et l'oxygène comme accepteur d'électrons avec la production d'oxyde nitrique et nitreux, ainsi que de le diazote (Bock et al., 1995). Par exemple, ces auteurs ont montré que *Nitrosomonas* est capable de dénitrifier en milieu anoxique avec les nitrites comme accepteur d'électrons et le dihydrogène et la matière organique comme donneur d'électrons. Jette et al. (1999) ont confirmé la capacité de bactéries *Nitrosomonas* à oxyder l'ammonium en conditions strictement anaérobies avec les nitrites comme accepteurs d'électrons.

En condition anoxique, les bactéries nitrifiantes, quant à elles, sont incapables d'oxyder les nitrites avec les nitrates comme accepteurs d'électrons. Néanmoins, elles peuvent réduire les nitrates en nitrites, puis ammonium, oxydes nitrique et nitreux lors de la présence de composés organiques simples comme l'acétate ou le pyruvate. Ce processus est catalysé par la nitrite-oxydoréductase (Laanbroek et Woldendorp, 1995).

Plusieurs facteurs influencent l'activité de dénitrification, comme le pH, la température, la teneur en oxygène dissous, la concentration en nitrates et en carbone organique (Seitzinger, 1988). Un pH proche de la neutralité (pH 7 à 7.5) et une température avoisinant 25 à 30°C favorisent ce processus (Huang, 1981; Knowles, 1982 ; Zhong et al., 2010). Cependant, le principal facteur de contrôle de cette activité est l'oxygène: une inhibition complète du processus est généralement observée pour des concentrations supérieures à 0.2 mg/L et ce seuil est de plus en plus faible lorsque la réaction progresse dans les étapes de réduction (Tiedje, 1988).

1.3.6 Transformations photochimiques

Dans les eaux naturelles, la photochimie joue un rôle largement reconnu dans la production de substrats biologiquement labiles, comme le CID et les acides organiques de faible masse moléculaire, via la transformation photochimique de la matière organique dissoute (MOD) (Remington et al., 2011). Les réactions photochimiques correspondent à l'absorption de la radiation solaire, particulièrement dans la région UV (300 – 400 nm), par la MOD. Contrairement à la production de composés organiques de faible masse moléculaire, la transformation photochimique peut conduire à une perte de MO bio-disponible pour l'activité microbienne. Les caractéristiques et la teneur en carbone des eaux naturelles peuvent être photochimiquement dégradées via le photo-blanchiment et par la production photochimique de CID (Scully et al., 2003 ; Amon et Benner, 1996). Actuellement, la diminution de la concentration d'ozone dans la stratosphère et l'augmentation subséquente de la radiation solaire UV augmentent l'intérêt des études sur les effets des UV en l'écologie et biogéochimie des systèmes aquatiques.

Les réactions directes ou primaires sont réalisées par les composés excitable à l'absorption de la lumière. Ces chromophores peuvent réagir directement ou indirectement, comme un photosensibilisateur, avec les substrats. Les transformations photochimiques des chromophores à un état excité peuvent conduire à des réactions intramoléculaires, telles que la dissociation en radicaux, la photoisomérisation et la décomposition intramoléculaire, le réarrangement et le transfert d'électron. Les réactions indirectes ou secondaires sont réalisées par des radicaux libres produits photochimiquement qui peuvent réagir avec les autres composés organiques dans l'eau (Zika, 1981).

L'oxygène dissous participe aux réactions secondaires et joue un rôle important comme un accepteur d'électrons (Zafiriou et al., 1984). La consommation photochimique d'oxygène dissous a été observée durant l'oxydation des radicaux produits photochimiquement et la photo-oxydation des complexes organique-métal. La consommation de l'oxygène et du COD pendant les processus photochimiques dépend du type de réaction (directe ou indirecte) et de la

composition des composés organiques réactifs (Amon et Benner, 1996). Par exemple, pour l'eau superficielle, la consommation photochimique en oxygène varie de $17 \mu\text{M O}_2 \text{ h}^{-1}$ dans les eaux colorées par les substances humiques (Lindell et Rai, 1994) à $0,2 \mu\text{M O}_2 \text{ h}^{-1}$ dans les eaux claires (Laane et al., 1985).

1.4 Conclusions

Les fonctionnements hydrologiques des systèmes lotiques et lentiques sont très différents. Cependant, les processus biologiques qui doivent permettre d'observer une auto-épuration dans ces deux systèmes leur sont communs. C'est la disponibilité en oxygène dissous, variable dépendant de plusieurs paramètres physiques, physico-chimiques et biologiques, qui semble être un facteur déterminant dans l'orientation des phénomènes biologiques. Notre étude expérimentale va donc devoir s'intéresser fortement à cette disponibilité, le long du cours d'eau et des zones humides, en surface et en profondeur. Une méthodologie expérimentale appropriée doit donc être choisie pour mener des campagnes de terrain mais également pour simuler le comportement dans des maquettes en laboratoire.

2

Matériels et méthodes

Pour le projet EPEC, deux systèmes à caractéristiques hydrodynamiques différentes ont été choisis pour l'étude de l'autoépuration dans les milieux naturels : des cours d'eau et des zones de rejet végétalisées (ZRV). Deux cours d'eaux ont été sélectionnés sur la base de la présence de points intéressants d'apport de pollution domestique et en raison des potentiels autoépuration pressentis du fait de la morphologie des cours d'eaux et des successions de zones urbanisées et naturelles le long de leurs trajectoires. Quant aux sites ZRV, cinq communes ont été impliquées : Crainvilliers, Diarville, Damvillers, Seicheprey et Hannonville-sous-les-Côtes. Tous les sites d'étude sont répartis dans la région lorraine (Figure 2.1) et seront présentés en détails ci-d'après.

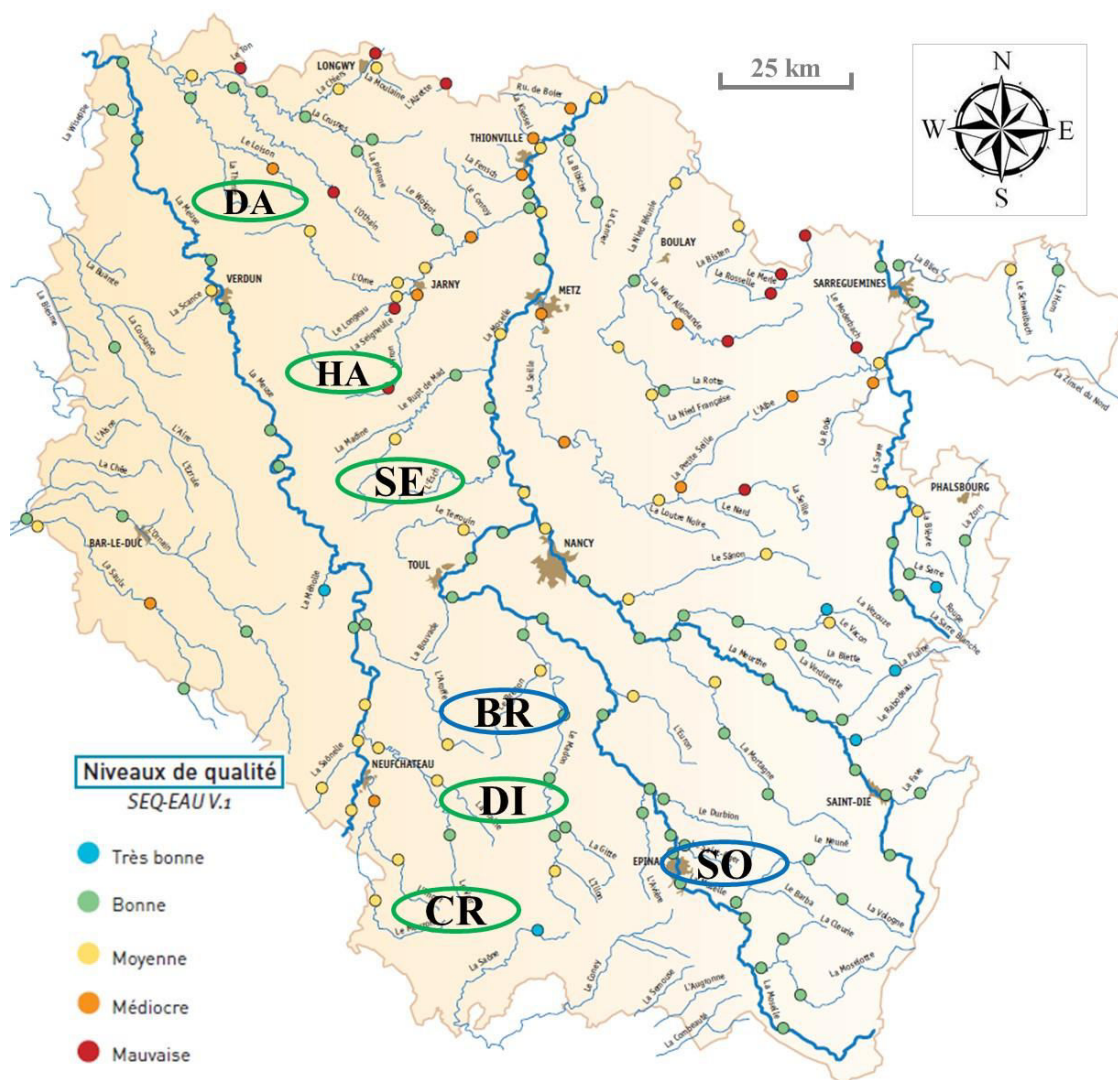


Figure 2.1 : Répartition des sites d'étude en région Lorraine (carte SIERM). Ellipse bleue : cours d'eau, Brénon (BR) et St-Oger (SO) ; Ellipse verte : ZRV, Crainvilliers (CR), Damvillers (DA), Diarville (DI), Hannonville (HA) et Seicheprey (SE). Les cercles de couleur représentent

les stations de suivi de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse. Leur couleur correspond au code de qualité du SEQ-eau sur les matières organiques (Systèmes d'Evaluation de la Qualité des eaux) en France.

A cause de la complexité des systèmes naturels, les démarches expérimentales ont été mises en place progressivement avec, dans un premier temps, des prélèvements sur les eaux de surface uniquement et dans un second temps, des caractérisations de divers aspects liés aux phénomènes épuratoires : des échantillonnages dans les zones hyporhéiques des cours d'eau pour étudier leur fonctionnement, des études en laboratoire des activités microbiennes impliquées dans les zones d'autoépuration, une analyse de l'importance des plantes aquatiques dans les ZRV et une caractérisation du potentiel d'oxygénation au fond de ces deux systèmes par l'utilisation de la méthode des baguettes (adaptée de Marmonnier et al. 2004). Par ailleurs, deux maquettes à l'échelle de laboratoire ont été conçues. La première avait pour but d'étudier le fonctionnement des milieux poreux en analogie aux cours d'eau. La deuxième était destinée à étudier l'évolution de baguettes dans une zone hyporhéique en conditions contrôlées. Diverses techniques et méthodes analytiques ont été utilisées pour caractériser les échantillons récoltés : des analyses chimiques pour la composition des eaux prélevées en surface et en profondeur, ainsi que des gaz produits, des méthodes optiques pour la caractérisation de la matière organique dissoute et enfin des analyses d'image pour le test des baguettes.

2.1 Prélèvements sur les cours d'eau

Dans un premier temps et en vue de localiser les zones où se déroulent les phénomènes épuratoires, la qualité de l'eau de surface le long des cours d'eau a été caractérisée par des campagnes de prélèvement à partir de ponts dans le but d'évaluer l'état de pollution et de pointer les origines des polluants (domestique et/ou agricole) à un instant donné. A partir de ces premiers résultats, deux approches fines ont été développées. Il s'agit de :

- Prélèvement automatique de l'eau de surface le long d'une zone supposée présenter un certain pouvoir autoépuratoire après la traversée d'un secteur urbanisé recevant des rejets domestiques et allant jusqu'à un secteur naturel.
- Prélèvement dans des zones hyporhéiques sur des tronçons à caractéristiques hydromorphologiques intéressantes pour l'autoépuration : des méandres, des séquences radier-mouille et des seuils poreux.

2.1.1 Brénon

2.1.1.1 Présentation du cours d'eau

Le Brénon est un affluent du Madon, lui-même affluent de la Moselle et donc sous-affluent du Rhin. Il s'écoule dans le Nord-Est de la France, en région lorraine. Il a une longueur de 26.3 km et son bassin versant une surface de 142.3 km² (Figure 2.2). Il traverse 18 communes, la

plus peuplée étant Vézelize (1492 habitants en 2011 selon l'INSEE¹). Son plus gros affluent est l'Uvry, qui a un bassin versant de 45.8 km² sur lequel vivaient 989 habitants en 2011. La confluence entre l'Uvry et le Brénon se trouve à Vézelize. Le bassin versant du Madon est consacré à 77% à l'agriculture (polyculture basée sur l'élevage de bétail et la production de céréales et oléagineux). Environ 20% du territoire est occupé par des espaces forestiers, le reste étant urbanisé.

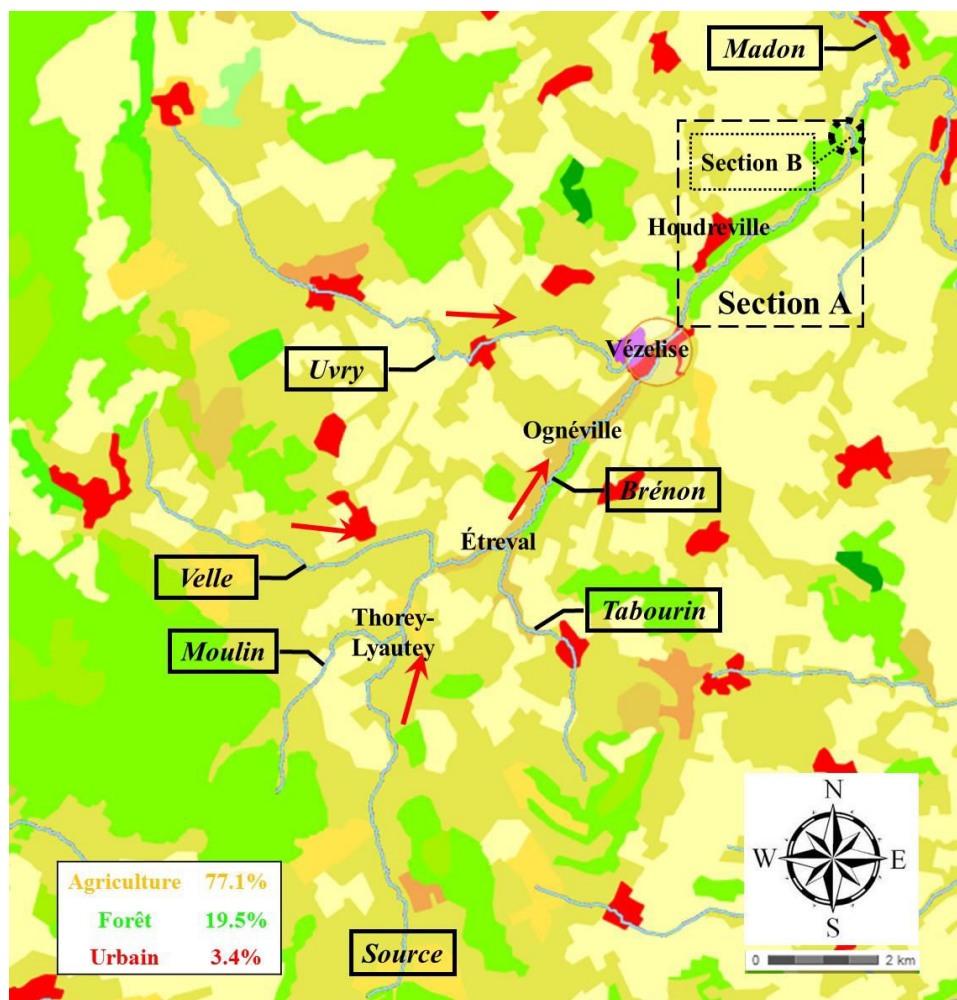


Figure 2.2 : Carte du bassin versant du Brénon avec ses affluents et sa caractérisation de l'occupation du sol (Corine Land Cover, 2006).

2.1.1.2 Caractérisation globale

La pollution du Brénon a été caractérisée par trois campagnes de prélèvement effectuées les 18/01/11, 10/08/11 et 10/05/13 effectuées entre sa source à Grimonviller et sa confluence avec le Madon à Autrey. Les points de prélèvement sont répertoriés dans le tableau 2.1 où des informations complémentaires sont fournies, telles que le type de pollution, l'occupation du sol,

¹ INSEE : Institut National de la Statistiques et des Etudes

les localités les plus proches avec le nombre d'équivalents-habitants. Le cours d'eau reçoit huit affluents.

Tableau 2.1 : Informations concernant les points de prélèvement le long du Brénon et les localités traversées ou longées. La numérotation dédiée aux points de prélèvement.

	Point de prélèvement	Parcours Brénon	Localités traversées ou longées	Nombre habitants ⁽¹⁾ EH	Rejets ⁽²⁾	Occupation du sol ⁽³⁾
	Brénon (source)	0 km	Grimonviller (1,0 km)	102	Domestique	Forêt Agricole
1	Brénon	0,6 km				Forêt
	Brénon	2,1 km	Pulney (0,5 km)	67	Domestique	Forêt Agricole
2	Brénon	3,7 km				
3	Conrottes (affluent)	3,7 km	Fécocourt (0 km)	114	Domestique	
4	Brénon	5,1 km				Agricole
5	Maillot (affluent)	5,9 km	Dommarie-Eulment (0,2 km)	80	Domestique	Forêt Agricole
6	Moulin (affluent)	8,1 km	Vandeléville (0 km)	211	Domestique	Forêt Agricole
7	Brénon	8,3 km	Thorey-Lyautey (0,2 km)	134	Domestique	Agricole
8	Brénon	9,5 km				Agricole
	Velle (affluent)	9,5 km	Velle (0,3 km)	100		Forêt Agricole
9	Brénon	9,6 km				Agricole
10	Tabourin (affluent)	10,9 km	Chaouilley (0 km)	115	Domestique	Forêt Agricole
			Saxon-Sion (0 km)	73	STEP	
			Vaudémont (0,9 km)	78	STEP	
11	Brénon	10,9 km	Étreval (0 km)	69	Domestique	Agricole
12	Brénon	13,4 km	Ognéville (0,3 km)	119	Domestique	
13	Vroncourt	15,4 km	Vroncourt (0 km)	276	STEP	
14	Brénon	15,5 km	Vézélise (0 km)	1492	Domestique	
15		16,0 km				
16		16,4 km				

17	Uvry (affluent)	16,6 km	Crépey (0 km)	358	Domestique	Forêt Agricole
			Goviller (0 km)	406		Agricole
			Vitrey (0 km)	225		
18	Brénon	16,7 km				Agricole Semi- naturel
19	Brénon	17,7km				
20	Brénon	19,5 km	Houdreville (0,4 km)	438	STEP	
21	Vilain Rupt (affluent)	23,1 km				Agricole
22	Brénon	23,1 km				Agricole Semi- naturel
23	Brénon	23,8 km	Autrey (0,7 km)	176	Domestique	

EH – équivalent-habitant ; (1) Population en 2011 par INSEE ; (2) SIERM : Système d'Information sur l'Eau Rhin-Meuse (2013); (3) Geoportail (2013).

En complément des données concernant la qualité des eaux du Brénon à Autrey ont été collectées sur la base de données de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse (SIERM : <http://rhin-meuse.eufrance.fr>) pour la période 1992 – 2013. Le débit du Brénon a été mesuré à Autrey par les services compétents de l'état entre 1969 et 2007. Ces données, ainsi que les débits du Madon disponibles pour une station en amont de la confluence Brénon-Madon (Mirecourt) et une station en aval de celle-ci (Pulligny), ont été utilisées pour bâtir un modèle prédictif du débit du Brénon pendant la durée de notre étude.

2.1.1.3 Prélèvements sur 24h

Ces prélèvements (théoriquement mensuels mais dont la faisabilité a parfois été limitée par le débit du cours d'eau) ont été effectués sur une zone choisie pour son intérêt pour l'autoépuration. Neuf points de prélèvement avaient initialement été définis. Toutefois, à cause de faibles variations entre des points rapprochés, quatre points seulement ont été finalement retenus parmi ces neufs et un point supplémentaire a été rajouté au niveau du secteur Houdreville du fait de la présence d'une station d'épuration. Les points de prélèvement choisis dépendent également de la possibilité d'accès aux différentes sections du cours d'eau. La zone étudiée commence à partir d'un chenal rectifié à l'aval du secteur Vézélise (BR3), se poursuit par une zone intermédiaire au voisinage d'Houdreville et se finit par un secteur naturel avant le point de prélèvement N°22 du tableau 2.1. Les campagnes de prélèvement ont été réalisées par l'IRH à l'aide de préleveurs automatiques (SIGMA 24*11, HYDREKA) durant 24 heures avec des prélèvements moyens sur 6 heures. Six campagnes de prélèvements ont été effectuées entre 2012 et 2013 (Tableau 2.2).

Tableau 2.2 : Relevé d'information sur les campagnes de prélèvement dans la zone transitoire du Brénon en 2012-2013. ✕ : Prélèvement effectué sans défaillance.

Point de prélèvement	Distance relative	2012				2013	
		18/07	29/08	15/10	19/12	18/03	24/06
BR3	0 m	✕	✕	✕	✕	✕	✕
BR1	364 m	✕	✕	✕	✕	✕	✕
BH	2109 m			✕	✕	✕	✕
BN3	5536 m	✕	✕	✕	✕	✕	✕
BN2	5636 m	✕	✕	✕	✕		✕
Hauteur d'eau cm		23,7	20,4	38,9	100,7	139,1	-
Précipitation mm/j		0	2,8	0	0	12,4	0

En résumé, les cinq points de prélèvement sont : BR1 et BR3 localisés dans le secteur rectifié, BH au secteur Houdreville et BN2 et BN3 à la fin de le secteur naturel (Figure 2.3).

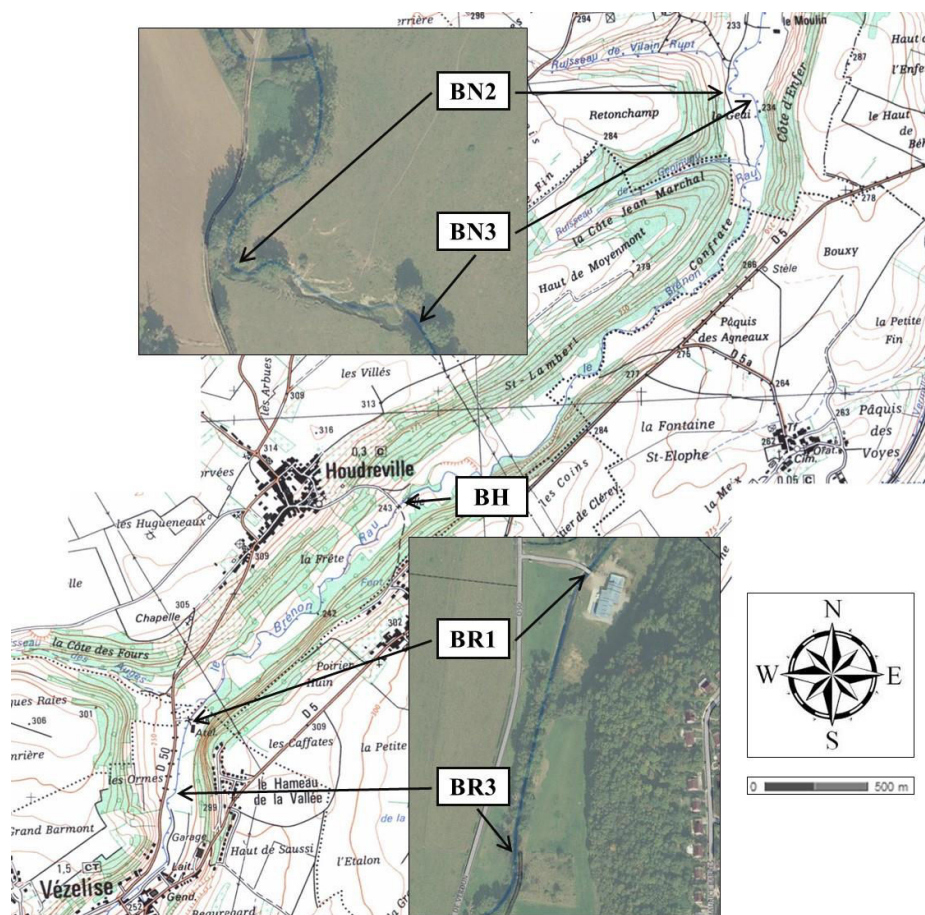


Figure 2.3 : Localisation des points de prélèvement à grande échelle sur la carte IGN (2013) et à petite échelle sur les photos aériennes (Geoportail, 2013).

2.1.1.4 Prélèvements sur un tronçon naturel

Le tronçon naturel choisi se trouve entre les points BN2 et BN3 (Figure 2.3) en raison de la présence de caractéristiques hydromorphologiques jugées intéressantes sur une courte distance de 180 m : il y existe six séquences radier-mouille et des sinuosités, considérées comme des facteurs potentiellement influençant les échanges hyporhéiques (Brunke et Gonser, 1997). L'eau de surface et les eaux hyporhéiques ont été prélevées afin d'étudier l'importance de l'hydromorphologie et de la composition du substrat (sédiment) dans les systèmes épuratoires. Les eaux hyporhéiques sont prélevées à 30 et 50 cm dans la zone hyporhéique du cours d'eau. Dans la Figure 2.4, le positionnement des points d'essai est marqué sur la topographie du cours d'eau mesurée le partenaire du projet Fluvial.IS. Les points explorés ont pour but d'étudier les effets de l'hydromorphologie du cours d'eau sur les échanges hyporhéiques dans les systèmes épuratoires, particulièrement sur la disponibilité de l'oxygène dissous et le comportement des matières organiques et des espèces azotées. Les points P3 et P7 ne sont immergés que pendant la période hivernale. Il n'est pas possible de prélever de l'eau hyporhéique à ces points mais des baguettes y ont été installées.

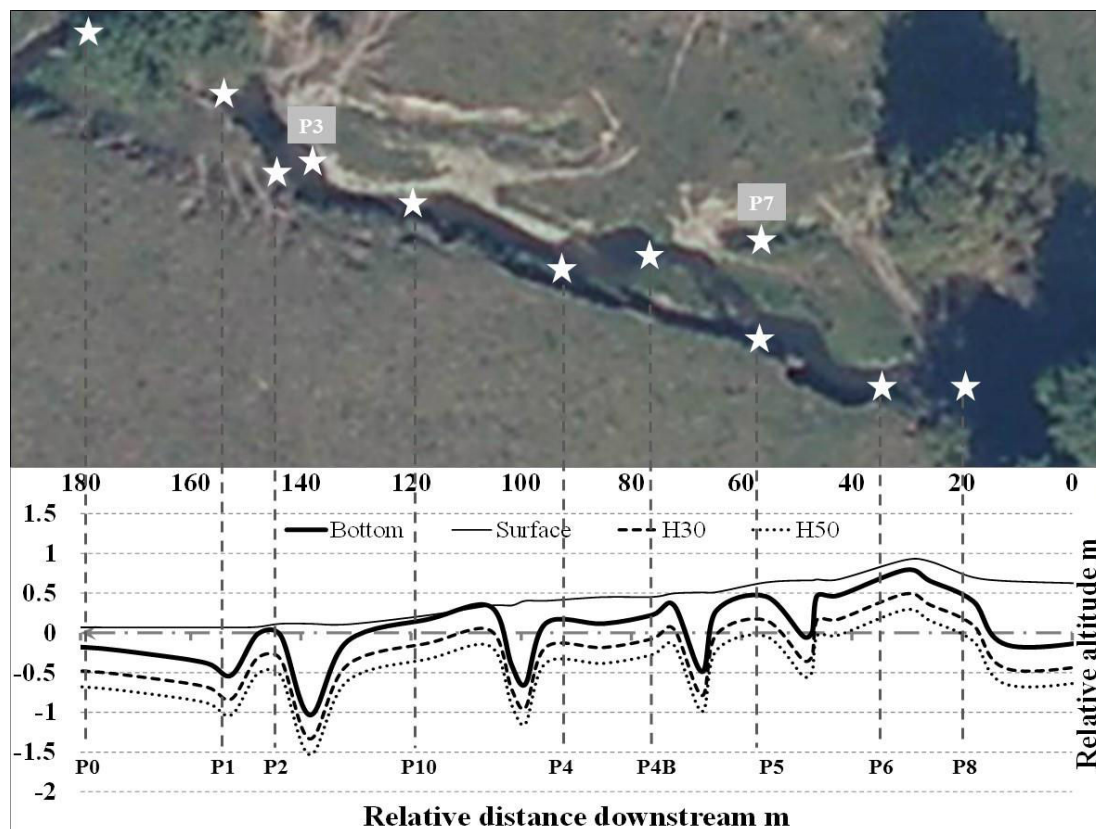


Figure 2.4 : Vue aérienne et coupe longitudinale du positionnement des points de prélèvement dans la zone d'étude. Source de la photo aérienne : www.geoportail.gouv.fr. Positionnement des points de pompage et ses profils topographiques le long du tronçon naturel.

Les campagnes de prélèvement sur les zones hyporhéiques ont été effectuées de 2012 à 2014, suivant le calendrier présenté dans le tableau 2.3.

Tableau 2.3 : Liste des campagnes de prélèvement effectuées entre 2012 et 2014 et la prospection des points de prélèvement à 30 cm en profondeur.

Code de point de prélèvement	2012			2013				2014		
	07 Mar.	29 Mar.	03 Mai	25 Avr.	19 Juin	30 Juil.	02 Sep.	12 Mar.	09 Avr.	23 Juil.
Débit m3/h										
P0				×	×	×	×	N	×	×
P1	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×
P2	×	×	×	×	×	×	CL	N	CL	CL
P10				CL	×	×	×	N	×	×
P4			×	CL	×	×	×	×	×	×
P4B			CL	×	×	×	×	×	×	×
P5				×	×	×	×	N	×	×
P6		×	CL	CL	×	×	×	N	×	×
P8				×	×	×	×	×	×	×

Vide : Prélèvement non exploré ; ×: Prélèvement réussi ; CL : Colmatage dans la colonne de la sonde de pompage ; N : Prélèvement non effectué ; Vide – Prélèvement

2.1.2 St-Oger

2.1.2.1 Présentation du cours d'eau

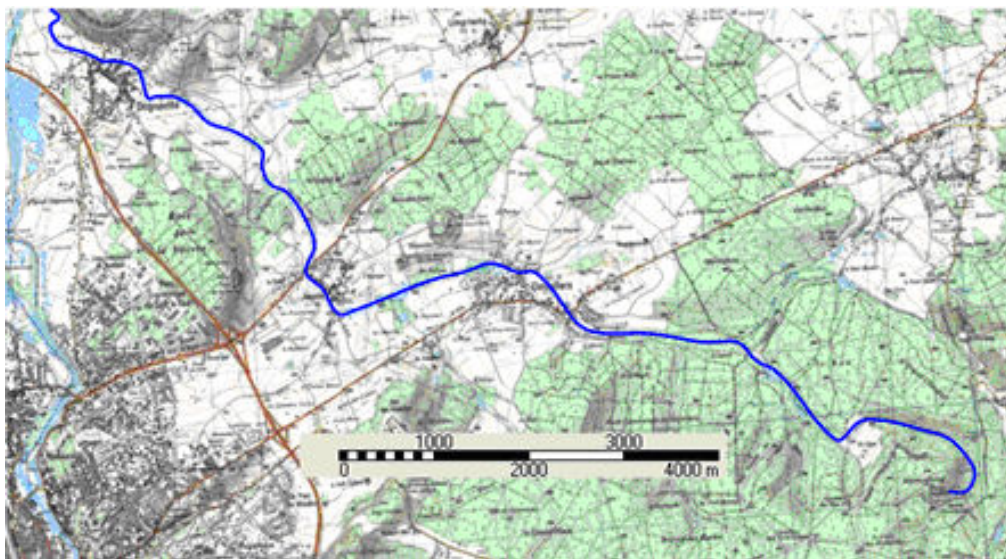


Figure 2.5 : Carte du bassin versant du St-Oger.

Le St-Oger est un affluent en rive droite de la Moselle et donc un sous-affluent du Rhin. D'une longueur de 17.4 km, le St-Oger a sa source sur la commune de La Baffe et se jette dans la Moselle entre Dognéville et Girmont. Le profil en long est donné dans la figure 2.5. Son bassin versant (48 km²) est composé essentiellement de forêts et milieux semi-naturels (60.7%) et de territoires agricoles (31,6 %). Il comporte deux affluents : ruisseau des Bolottes et ruisseau de Neulson.

2.1.2.2 Caractérisation globale du cours d'eau

Le St-Oger étant beaucoup plus court que le Brénon, le nombre des points de prélèvement est alors réduit. Les quatre points le plus en amont (N°1 à 4) sont prélevés dans des zones forestières. Les trois principales localités traversées ont été caractérisées en faisant des prélèvements à l'entrée et à la sortie des zones urbaines. Il s'agit de Deyvillers, Jeuxy et Dognéville (Tableau 2.4). La première campagne ayant eu lieu au printemps (le 01/04/11) sera comparée avec celle effectuée en été (le 10/08/11) afin d'estimer les variations saisonnières des polluants le long du cours d'eau.

Tableau 2.4 : Informations concernant les points de prélèvement le long du St-Oger et les localités traversées ou longées. La numérotation dédiée aux points de prélèvement.

	Point de prélèvement	Parcours St-Oger	localité traversée ou longées	Nombre habitants ⁽¹⁾ EH	Rejets ⁽²⁾	Occupation du sol ⁽³⁾
	St-Oger (source)	0 km				Forêt
1	St-Oger	2,1 km				
2	St-Oger	2,9 km				
3	St-Oger	3,4 km				
4	St-Oger	3,6 km				
	Bolottes (affluent)	3,7 km	Aydoilles (0 km)	1063	STEP (Boues)	Forêt Agricole
5	St-Oger	5,8 km	Deyvillers (0 km)	1516	Domestique	Forêt Agricole
	Affluent	6,4 km				Forêt
6	St-Oger	6,7 km	Deyvillers (0 km)		STEP (Boues)	Agricole
	Clebas (affluent)	8,3 km				Forêt Agricole
7	St-Oger	9,1 km	Jeuxey (0 km)	667	Domestique	Agricole
8	St-Oger	9,7 km				
	Colline de Longchamp (affluent)	10,2 km	Longchamp (0,3 km)	410	STEP (Lagunage)	Forêt Agricole
9	St-Oger	11,2 km				Forêt Agricole
10	Neulson (affluent)	11,8 km				Agricole
11	St-Oger	12,6 km				Agricole
12	St-Oger	13,7 km	Dogneville (0 km)	1450	Domestique	Agricole
13	St-Oger	13,9 km				

EH – équivalent-habitant ; (1) Population en 2011 par INSEE (2) SIERM (2013); (3) Geoportail (2013).

2.1.2.3 Prélèvements de 24h

La zone d'intérêt pour ces prélèvements de 24h est localisée en amont du secteur Deyvillers (N°5). Elle reçoit des apports de rejets domestiques non traités (Figure 2.6). Cette zone a été définie au préalable par Fluvial.IS qui l'a décomposée en quatre tronçons homogènes DEY1 à 4 en raison de la présence de caractéristiques hydromorphologiques diversifiées.

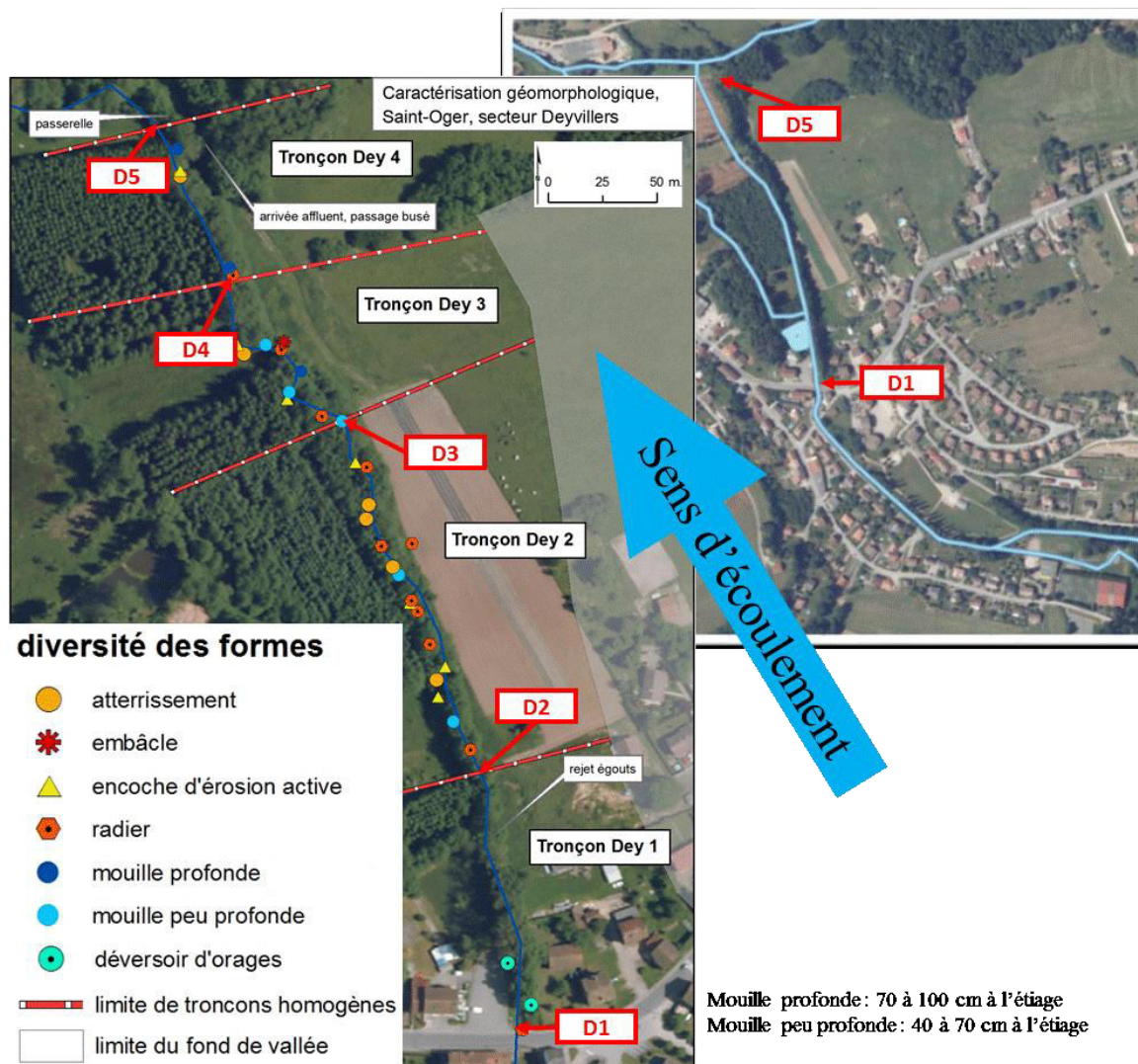


Figure 2.6 : Localisation de la zone d'intérêt sur la carte aérienne à droite (Geoportail) et le positionnement des préleveurs automatiques sur la carte aérienne traitée par Fluvial.IS à gauche décrivant les diverses formes hydromorphologiques des tronçons étudiés.

Le tronçon le plus en amont est un chenal rectifié où l'on note la présence d'un déversoir d'orage. Puis, le cours d'eau entre dans une zone naturelle avec deux premiers tronçons DEY2 et 3 où existent diverses formes hydromorphologiques et des écoulements variés, contrairement au tronçon DEY4. Par ailleurs, le tronçon DEY2 est également caractérisé avec une zone ripisylve plus importante mais avec moins d'ensoleillement, que le tronçon DEY3. Cette caractéristique est absente pour le dernier tronçon DEY4, avec un fort ensoleillement.

Dans cette zone d'intérêt de 460 m de long, cinq préleveurs automatiques ont été installés aux interfaces entre les tronçons définis (D1, D2, D3, D4 et D5) au début de chaque campagne de prélèvement. Huit campagnes de prélèvement ont été effectuées entre 2012 et 2013 et sont listées dans le tableau 2.5. Les informations fournies sur la hauteur d'eau au niveau u point D1 et les précipitations aideront à interpréter les variations saisonnières des comportements des polluants visés.

Tableau 2.5 : Relevé d'information sur les campagnes de prélèvement dans la zone d'intérêt du secteur Deyvillers, St-Oger en 2012-2013.

Point	Distance relative	2012					2013		
		25/04	09/07	06/08	13/09	30/10	04/12	11/03	13/05
DEY1	0 m	×	×	×	×	×	×	×	×
DEY2	119 m	×	×	×	×	×	×	×	×
DEY3	307 m	×	×	×	×	×	×		×
DEY4	392 m	×	×	×	×	×	×	×	×
DEY5	460 m	×	×	×	×	×	×	×	×
Hauteur d'eau (cm)		16.55	12.32	12.1	11.01	14.54	18.4	19.96	23.37
Précipitation (mm/j)		0.6	0.2	1.8	0.6	0	9.4	0.4	1

× - Prélèvement effectué sans défaillance.

2.1.2.4 Prélèvements sur les zones hyporhéiques

En raison des formes hydromorphologiques diversifiées et du parcours relativement court de cette zone d'intérêt, l'étude sur les zones hyporhéiques s'est étendue sur l'ensemble des quatre tronçons (Figure 2.7). Les points de prélèvement étaient sélectionnés sur les zones les moins profondes dans chaque tronçon à cause de la limite de pompage. Les points SO1, 6, 7, 8 et 9 étaient effectués sur les radiers. Toutefois, le pompage sur les points SO6, 8 et 9 n'a pas pu être effectué à cause de la présence d'une couche argileuse compacte ou du socle en profondeur. Les points SO2 et SO3 sont localisés sur les deux extrémités d'une mouille peu profonde alors que le point SO4 se trouve sur une zone surélevée par rapport au point SO5. En présence d'un débit relativement faible, les zones hyporhéiques sont réduites en profondeur dans cette zone et le pompage ne peut se faire que sur une profondeur maximale de 30 cm. En conséquence, les eaux hyporhéiques sont prélevées à 20 cm de profondeur et occasionnellement à 30 cm. Deux campagnes de prélèvements ont été réalisées le 15/06/12 et 04/07/12 et étudiées afin de comparer les résultats avec ceux obtenus sur la zone d'intérêt du Brénon.

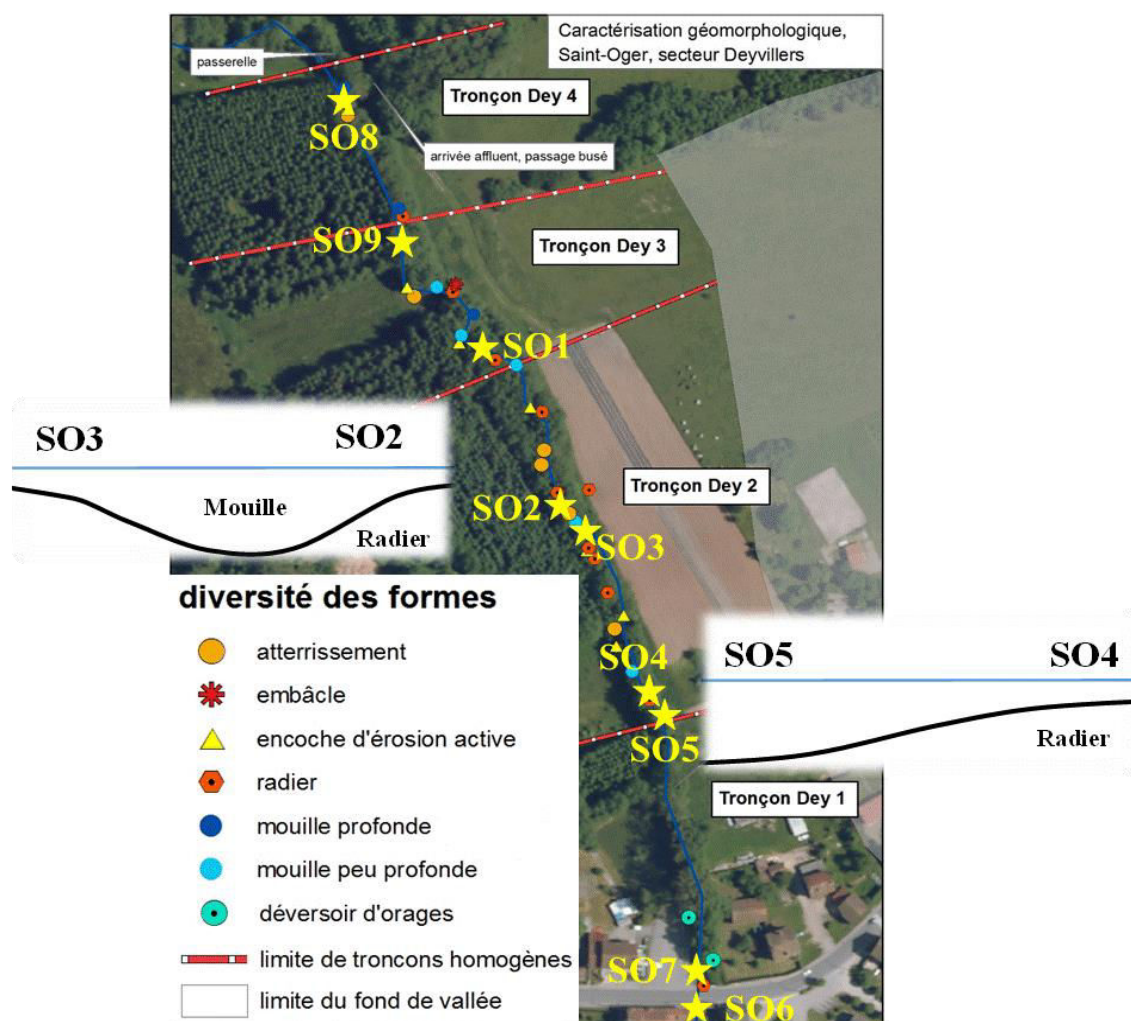


Figure 2.7 : Positionnement des points de pompage le long de la zone d'intérêt du secteur Deyvillers.

2.2 Prélèvement sur les zones de rejet végétalisées

Les cinq ZRV étudiées reçoivent des eaux usées traitées sortant d'une station d'épuration par filtres plantés de roseaux. Ces filtres sont soit à un ou à deux étages en fonction de leur dimensionnement lié au nombre d'équivalents habitants dans la commune impliquée. Les campagnes de prélèvement ont commencé en avril 2012 en utilisant deux approches de suivi en parallèle:

✧ Prélèvement automatique IRH

Les prélèvements automatiques ont été réalisés en entrée et en sortie des ZRV durant 72 heures. Ces campagnes mensuelles se sont déroulées sur une durée de 12 mois pour chaque site à l'aide de préleveurs automatiques installés par le partenaire IRH (Figure 2.9). Les campagnes ont été réalisées dans une première phase sur les sites de Damvillers, Diarville et Crainvillers, puis dans une seconde phase sur les sites de Hannonville et Seicheprey. Ce phasage a été lié à la mise en service des ZRV. En plus de ces prélèvements, des appareils de mesure in situ étaient

mis en place et relevaient en continu les informations sur les débits entrant et sortant de la ZRV, la pluviométrie (pluviomètre à auget, HYDREKA), la température de l'air (Thermo Bouton), la radiation photosynthétique active (HD2102.2 Delta Ohm).

✧ Prélèvements LRGP

Des prélèvements des eaux de surface le long des ZRV ont été réalisés par le LRGP (Figure 2.8), initialement en complément des campagnes mensuelles précédemment décrites. Cependant, compte tenu :

- Des problèmes de fonctionnement de la station d'épuration de Damvillers
- Des problèmes d'influence avale de la ZRV de Diarville rendant l'exploitation des résultats difficile par suite d'un écoulement perturbé
- Des observations intéressantes faites sur la ZRV de Crainvilliers en 2012-2013, il a été décidé de continuer à suivre cette ZRV en 2013-2014 pour mieux suivre son évolution sur le long terme.

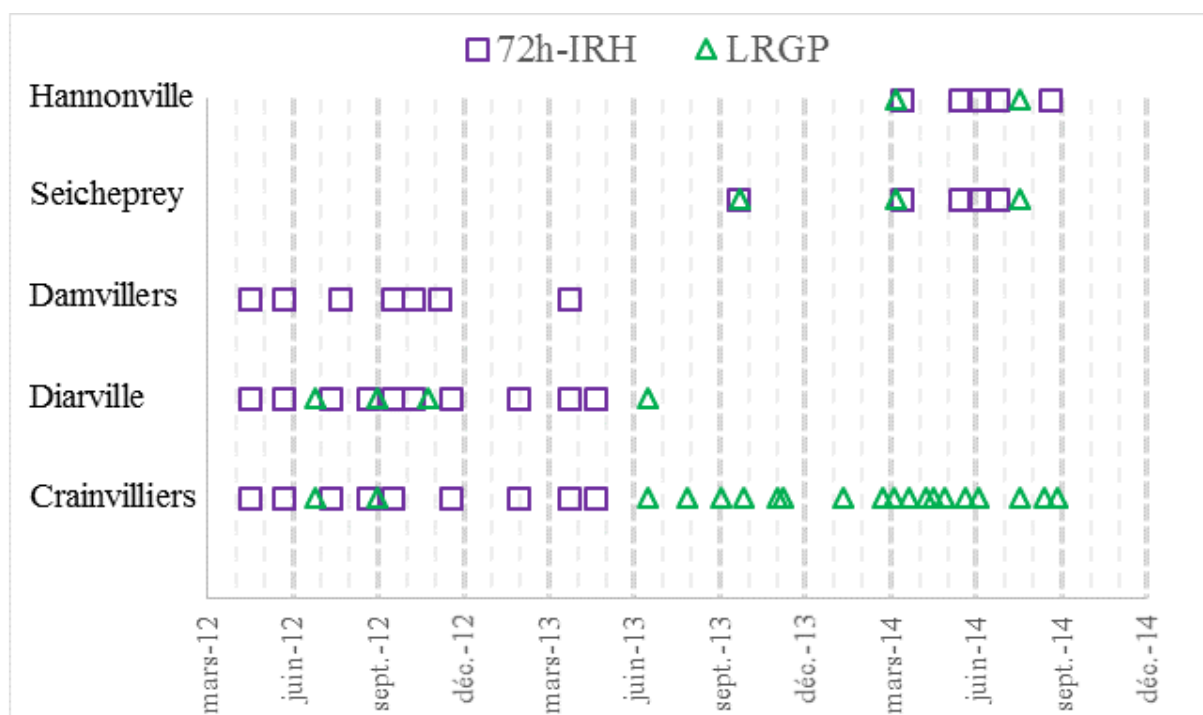


Figure 2.8 : Campagnes de prélèvement effectuées sur les cinq ZRV et présentées séparément pour les deux approches utilisées.

2.2.1 Crainvilliers

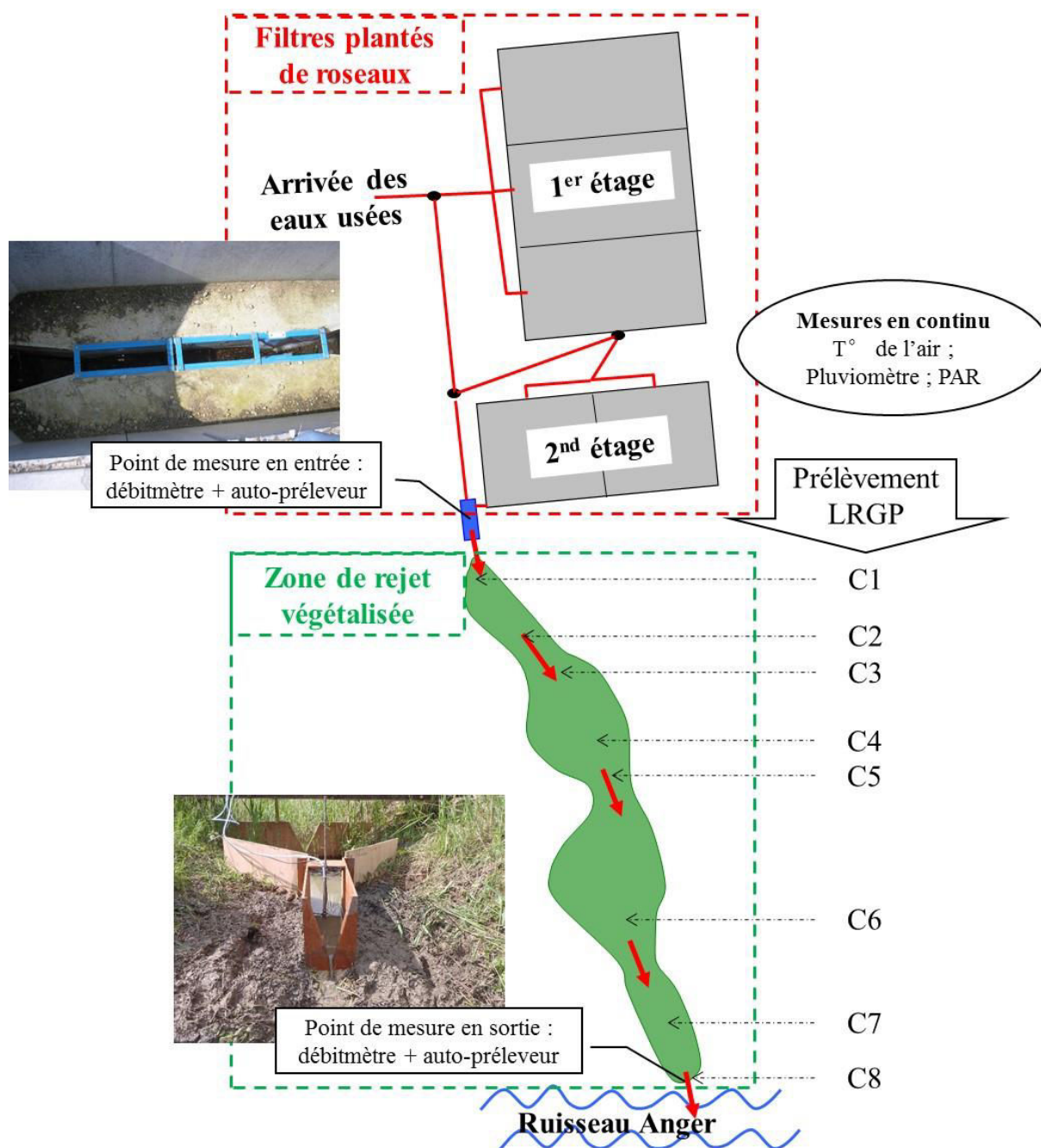


Figure 2.9 : Schéma de la station d'épuration à Crainvilliers et localisation des points de mesure en continu et des prélèvements réalisés par l'IRH et le LRGP.

La station d'épuration à Crainvilliers est un filtre planté de roseaux à deux étages pour une capacité de traitement de 275 EH. Elle reçoit un débit moyen d'environ 66 m³/j, (Figure 2.9). La ZRV située en aval de la station s'étend sur un terrain de 60m*20m et présente trois bassins consécutifs reliés par des seuils en pierres de faible porosité. Le milieu récepteur est l'Anger. Les prélèvements ont été réalisés par l'IRH en entrée et en sortie de la ZRV et par le LRGP sur le long de la ZRV en travaillant à partir de l'aval vers l'amont afin d'éviter toutes perturbations du milieu aval (de C8 à C1). Par ailleurs, la ZRV, mise en service en hiver 2011 sans aucune

végétation apportée au départ, a développé naturellement un système végétal adapté au milieu épurateur par continuité avec le milieu environnant extérieur (plantes aquatiques telles que phragmites, typhas à feuilles étroites et à feuilles larges, iris, joncs, renoncules, lentilles d'eau, et espèces invasives comme la balsamine de l'Himalaya).

Les débitmètres et le pluviomètre ont été mis en place dès la première campagne. Les mesures de la température de l'air et de la radiation photosynthétique ont été effectuées lors de la deuxième campagne. La mesure de débit en entrée de ZRV se fait à l'aide d'une sonde de hauteur installée sur un canal venturi alors qu'une deuxième sonde installée sur un seuil triangulaire en sortie de ZRV (Figure 2.10 : photos) (HYDREKA). La période d'acquisition des mesures a été fixée à 2 minutes.

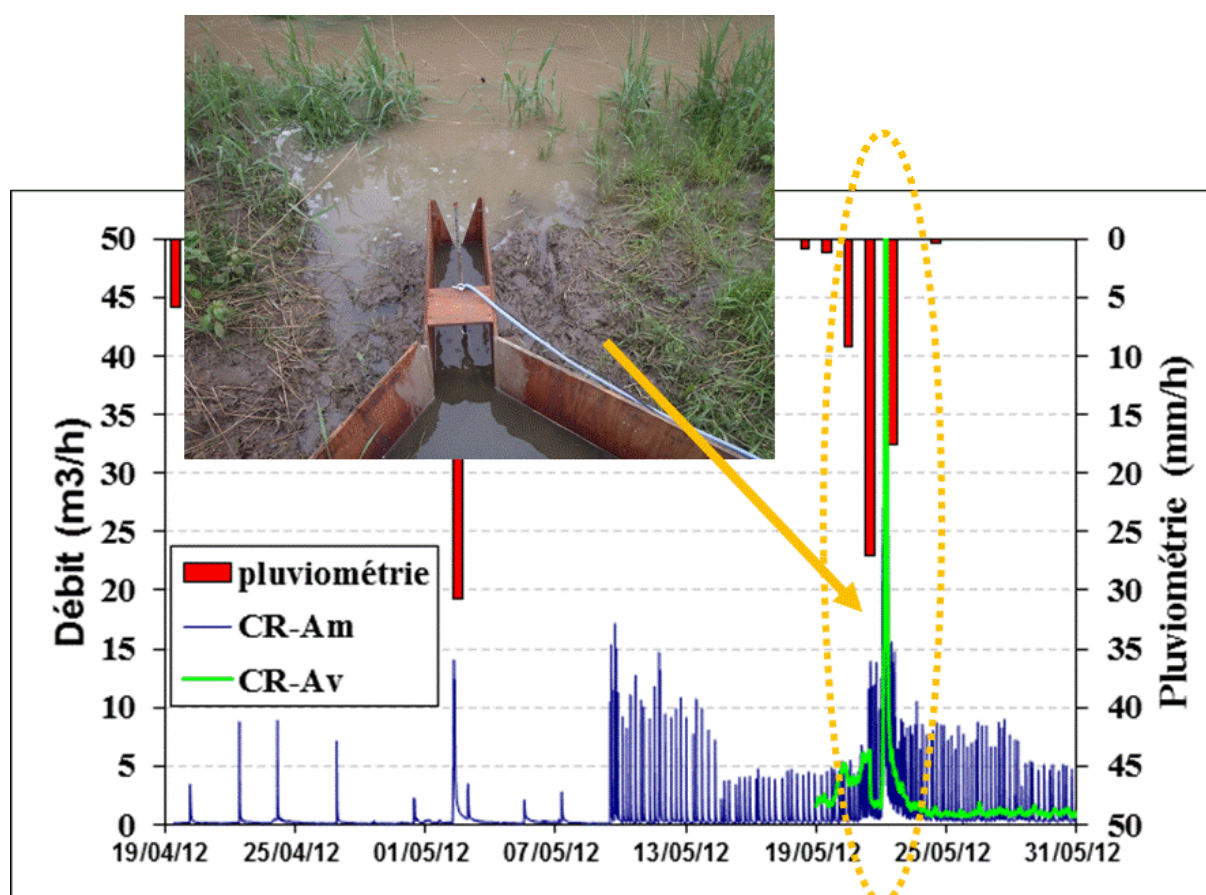


Figure 2.10 : Inondation de la ZRV de Crainvilliers par l'Anger observée durant un événement pluvial ayant eu lieu le 21 mai 2012.

2.2.2 Diarville

La station d'épuration de Diarville reçoit un débit moyen d'environ 122,4 m³/j et possède une capacité de traitement de 506 EH. Elle fonctionne également avec des filtres plantés de roseaux en deux étages et est suivie d'une ZRV décrivant deux branches serpentinees (Figure 2.11). Chaque branche est caractérisée par un parcours présentant trois méandres consécutifs s'étendant sur une longueur de près de 250 m avec une largeur variant de 2 à 6 m. En plus des points de mesure en entrée et sortie (Figure 2.11 : photos), cinq points de prélèvement ont été

définis le long de chaque branche, les points D1 à D5 pour la branche droite par rapport au sens d'écoulement et les points correspondants, G1 à G5, pour la branche gauche. De plus, des seuils en gravier plantés de roseaux ont été installés aux points D3, D5, G3 et G5 (Figure 2.11 : photos). Après le parcours représenté en vert sur la figure 2.11, les effluents se déchargent dans un fossé puis s'engagent dans le ruisseau Beaulong après 100m. Enfin, une partie de la végétation (roseaux, iris, saules sur les berges) a été mise en place au moment de la construction de la ZRV.

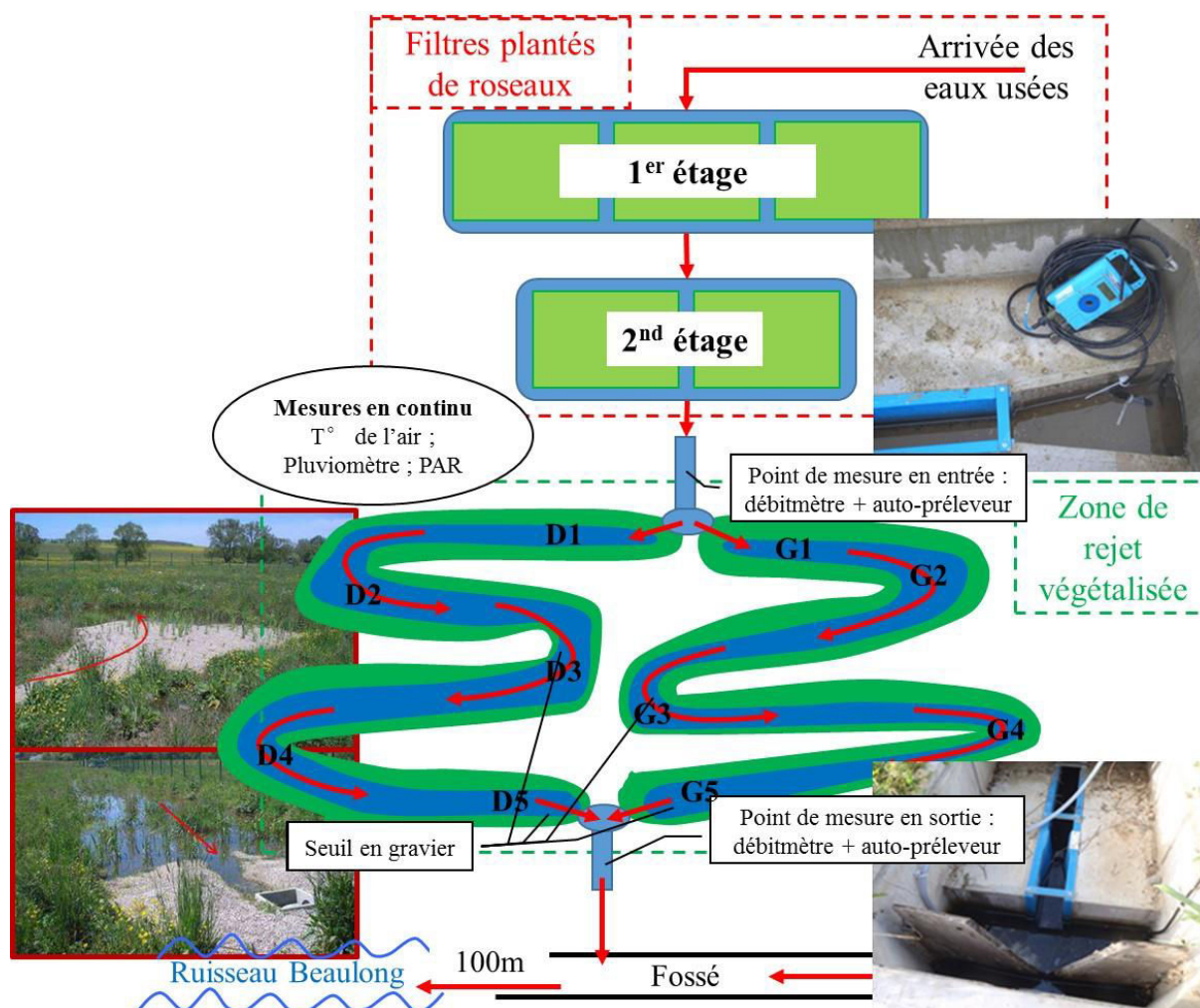


Figure 2.11 : Plan de la station d'épuration de Diarville et de sa zone humide de rejet avec la localisation des points de mesure en continu et des points de prélèvement IRH et LRGP.

2.2.3 Damvillers

La station d'épuration à Damvillers, dans la Meuse, a été conçue pour une capacité de traitement de 700 EH et un débit total moyen de 177 m³/j. La ZRV méandriforme est formée de trois bassins successifs à la suite des filtres plantés de roseaux à un seul étage (Figure 2.12). La première campagne de prélèvement par IRH a été réalisée le 16/04/2012 après la mise en fonction de la STEP à l'automne 2011.

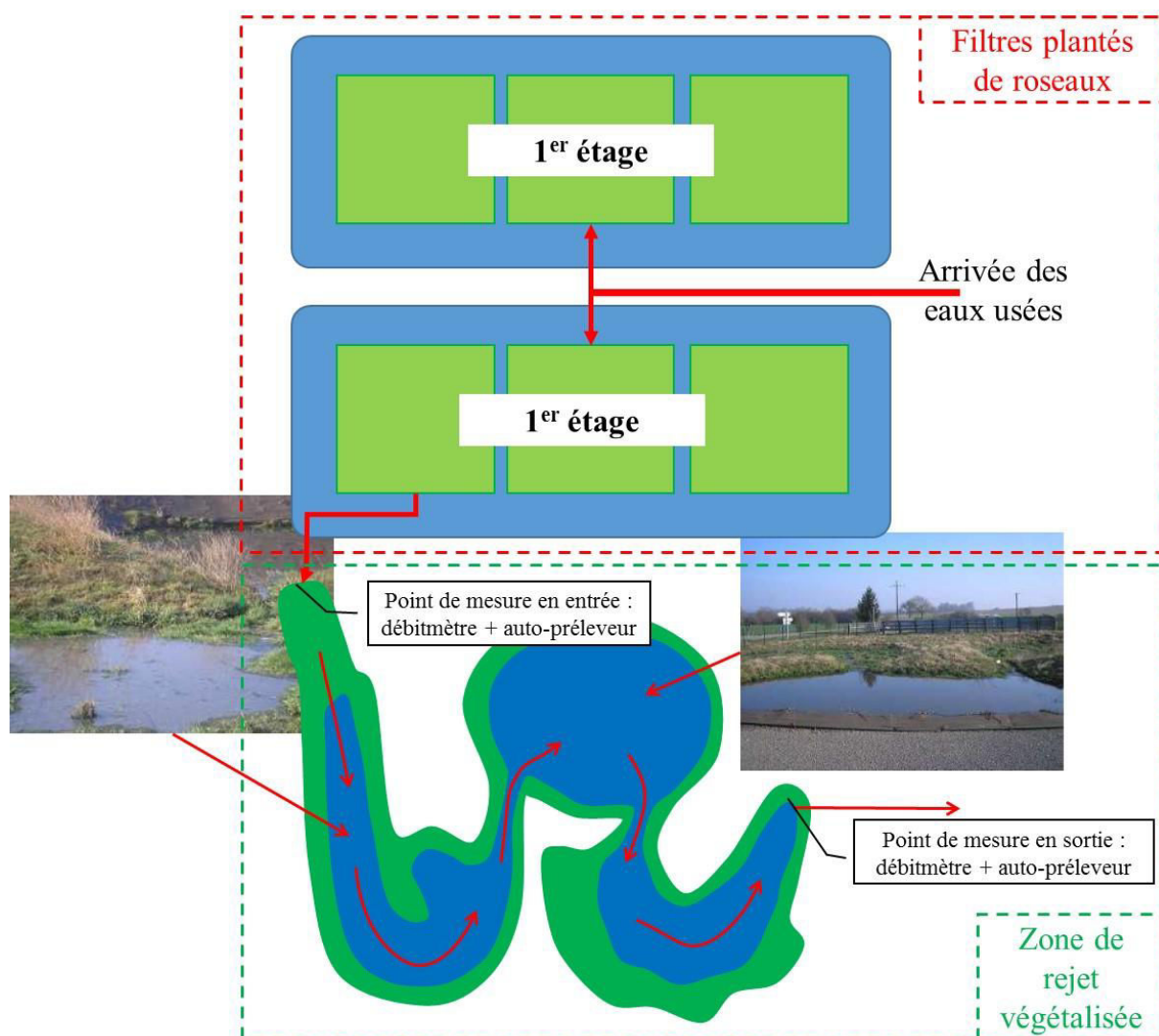


Figure 2.12 : Plan de la station d'épuration de Damvillers et de sa zone humide de rejet avec la localisation des points de mesure en continu et des points de prélèvement IRH et LRGP.

En mai 2012, les trois bassins montraient des caractéristiques différentes :

- ✧ Le premier bassin présentait un envahissement par des hélophytes sur la surface en eau et un comblement important par des sédiments provenant des rejets de la station : la station ne fonctionnait pas correctement et rejetait des eaux usées mal traitées à l'amont du premier bassin.
- ✧ Le deuxième bassin était caractérisé par une profondeur importante (jusqu'à 2 m) et était le siège d'un mouvement circulaire, causé par l'entrée des écoulements accélérés par le rétrécissement de la jonction entre les deux bassins. Du fait de la profondeur, le développement des hélophytes était restreint.
- ✧ Le troisième bassin présentait des caractéristiques similaires au premier bassin, avec la présence de sédiments vases et d'une végétation importante.

2.2.4 Seicheprey

La station d'épuration de Seicheprey, dans la Meurthe et Moselle, a été conçue pour une capacité de traitement de 110 EH et pour un débit total moyen de 28,6 m³/j. La station a été mise en fonction en 2012 avec un étage de filtres plantés et une ZRV (Figure 2.13). La ZRV se compose d'un petit fossé méandré de 60 m de long et de 50 cm de large environ en amont et se termine par un bassin occupé par des roseaux en aval. En plus des points de mesure installés par IRH en entrée et en sortie de la ZRV, six points de prélèvement ont été localisés le long du fossé enherbé (S1, S2, S3, S4 et S5) et en entrée et sortie du bassin en aval (S5 et S6).

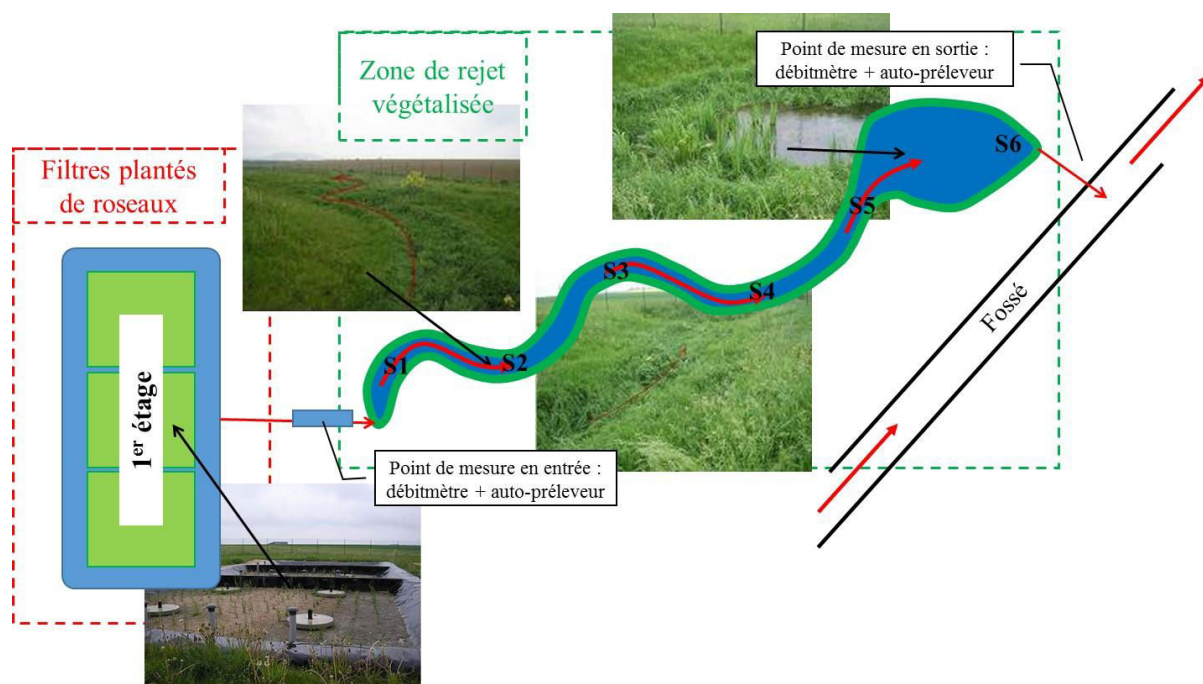


Figure 2.13 : Plan de la station d'épuration de Seicheprey et de sa zone humide de rejet avec la localisation des points de mesure en continu et des points de prélèvement IRH et LRGP.

2.2.5 Hannonville-sous-les-côtes

Le site d'Hannonville-sous-les-côtes, Meuse (55), est une station récente mise en service en avril 2013. La première campagne de prélèvement a été effectuée le 14 mars 2014. La STEP est conçue pour une capacité de traitement à 610 EH et pour un débit total moyen de 311,4 m³/j. La ZRV s'étend sur une zone à 48 m*82 m et présente un parcours sinueux avec quatre méandres consécutifs et deux îlots. Les deux îlots génèrent des écoulements séparés, mais des écoulements préférentiels et secondaires ont été remarqués au niveau du deuxième îlot (Figure 2.14). En plus des points de mesure installés par IRH en entrée et en sortie de la ZRV, treize points de prélèvement ont été localisés sur le long de la ZRV avec HE et HS en entrée et sortie de la ZRV, H1 et H2 au bassin en amont, H3, H5, H7 à des zones d'une sinuosité forte et les restes à des zones d'une sinuosité moins importante.

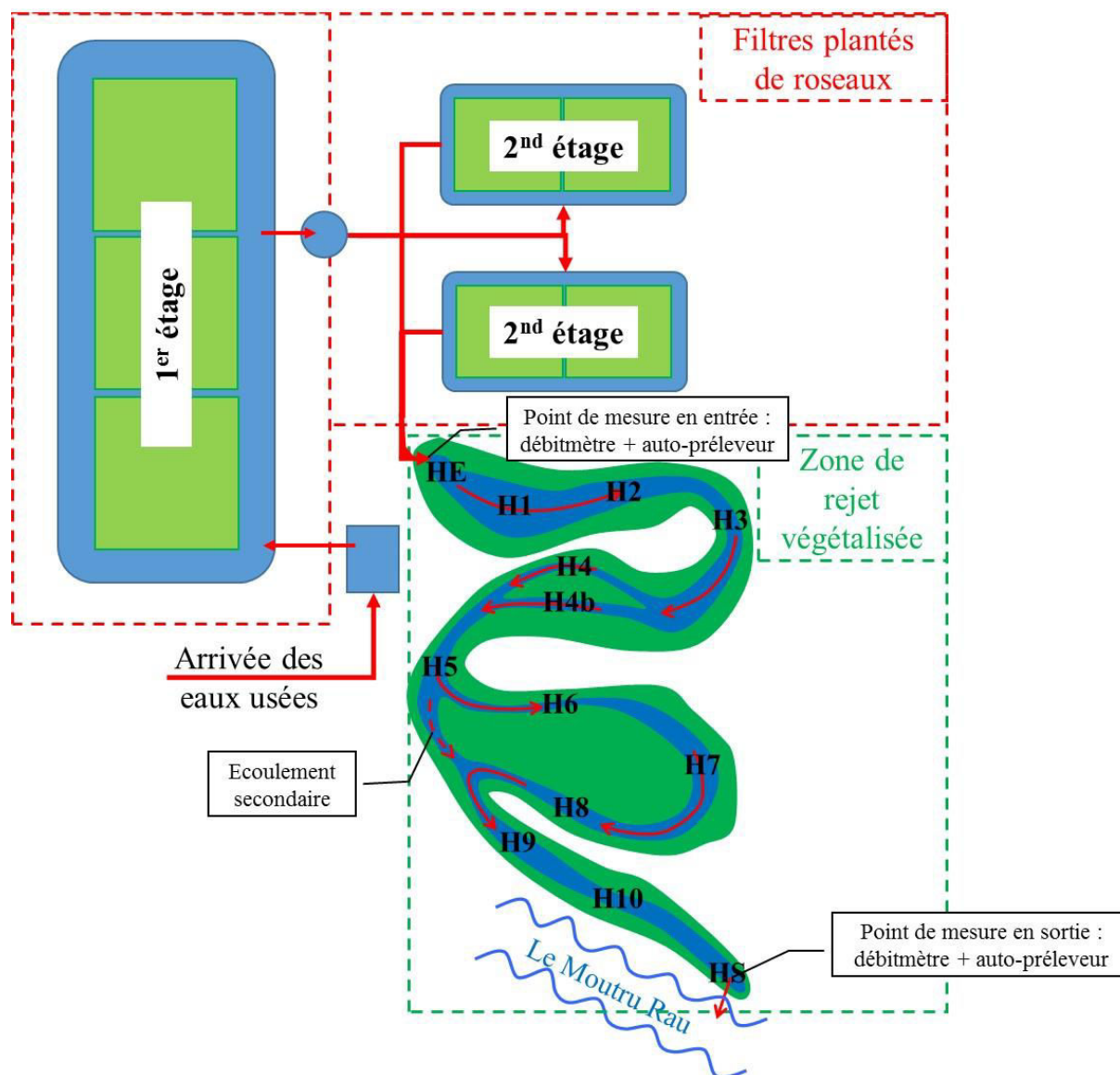


Figure 2.14 : Plan de la station d'épuration de Hannonville-sous les côtes et de sa zone humide de rejet avec la localisation des points de mesure en continu et des points de prélèvement IRH et LRGP.

2.3 Méthodes de prélèvement

2.3.1 Eaux superficielles

Les prélèvements en eaux de surface effectués par le LRGP ont été réalisés à l'aide d'un bailer ou d'une canne de prélèvement munie d'un bécet. Tous les deux peuvent être utilisés sur le cours d'eau. Le bailer est généralement utilisé lorsque la berge n'est pas accessible : le prélèvement est donc effectué à partir d'un pont. Les prélèvements par l'IRH sont réalisés à l'aide du préleveur automatique, dont le principe de fonctionnement est de remplir un bidon de 1 L toutes les heures pendant 24 heures, (maximum donc de 24 bidons), puis de mélanger les bidons en fonction de l'intervalle de temps demandé.

2.3.2 Eaux hyporhéiques

Le prélèvement est réalisé grâce à une pompe Bou-Rouch (Uwitec, Mondsee, Autriche) (Bou, 1974 ; Malard et al., 2004) (Figure 2.15). Ce matériel consiste en une sonde en inox de 2 cm de diamètre et de 1,5 m de long, terminée par une pointe conique. L'extrémité inférieure de la sonde est perforée sur 10 cm de trous de 5 mm permettant une aspiration des eaux hyporhéiques. L'extrémité supérieure est transformée en tête de frappe par l'ajustement d'un manchon d'acier de 5 cm de diamètre emboîté à chaud sur un épaulement tourné dans l'épaisseur de la sonde (Figure 2.15).

La sonde est enfoncée dans le sédiment (substrat). Une fois la profondeur recherchée atteinte, une pompe à bras est adaptée au sommet de la sonde (B), puis le mélange d'eaux interstitielles et de sédiment est pompé dans un seau à cause de la création d'une dépression dans la colonne en mettant de l'eau dans la sonde (B et C). Un flacon d'échantillonnage est rempli à ras bord et bien fermé afin d'éviter le contact avec l'air.

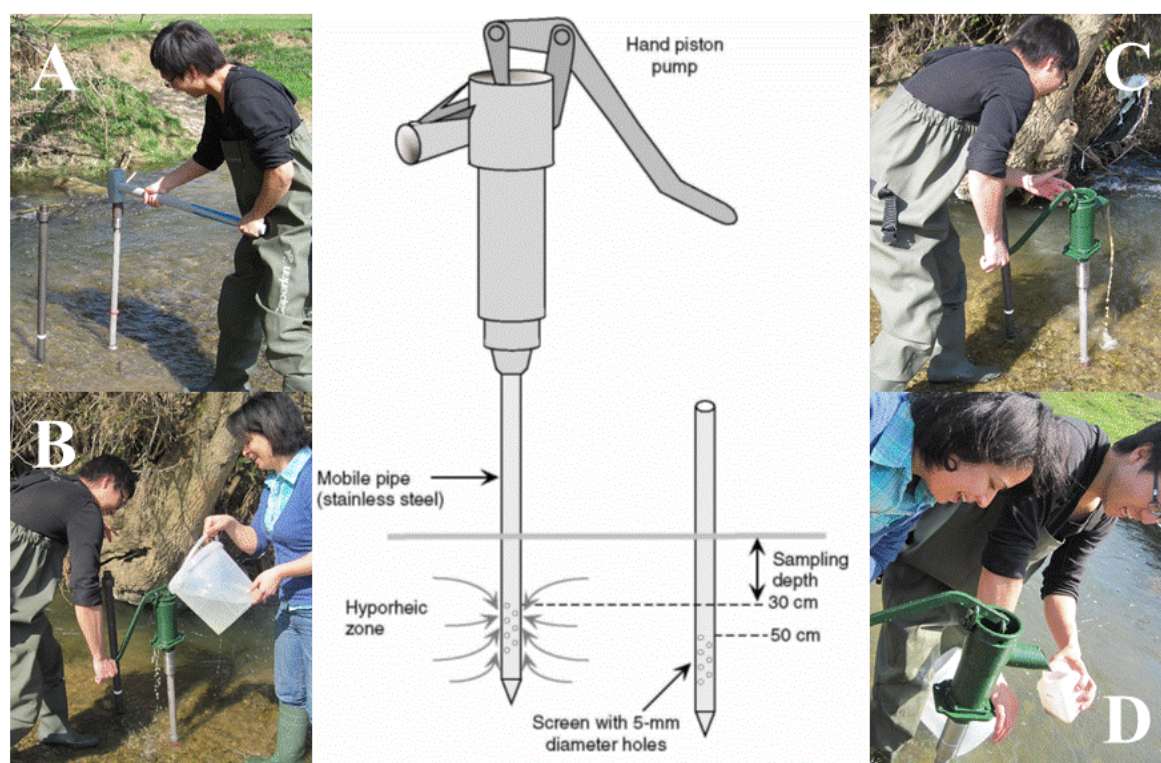


Figure 2.15 : Procédure de prélèvement des eaux hyporhéiques par le pompage Bou-Rough (Malard et al., 2004) : A – enfoncement de la sonde ; B – mise en dépression à l'eau ; C – pompage et D – échantillonnage.

Toutefois, la présence de substrats de type argileux ou le colmatage des milieux poreux dans le fond peuvent rendre le pompage impossible à cause du bouchage de la sonde de pompage par des particules hyperfines et visqueuses. Il est également possible de ne pas pouvoir utiliser la pompe du fait de la présence du socle géologique.

2.4 Préparation des échantillons pour les analyses des eaux

Au laboratoire, les échantillons sont soit conservés dans la chambre froide à 5°C, soit directement traités. En vue d'éviter l'interférence de particules en suspension dans les analyses, les échantillons doivent être filtrés. Deux types de filtres à porosité différente ont été adoptés en fonction la sensibilité des appareils analytiques, ce sont :

- ✧ Filtre à papier (porosité d'environ 8 μm) : pour les analyses au spectrophotomètre (azote ammoniacal, ortho-phosphate), la spectroscopie (UV-visible et fluorescence) et l'analyse du carbone organique dissous (COD) et d'azote total dissous. Dans certains cas (échantillons de zone hyporhéique très chargés en matières en suspension très fines), il peut s'avérer nécessaire de centrifuger (3000 g, 20 min à 4°C), de récupérer le surnageant et de le filtrer sur membrane en fibres de verre.
- ✧ Filtre de 0,45 μm (membrane en acétate de cellulose) pour les analyses en chromatographie ionique (NO_3^- , NO_2^- , Cl^- et SO_4^-).

2.5 Tests in situ

En plus des analyses des eaux, trois méthodes d'analyse in situ ont été mises en oeuvre à la fois pour les cours d'eau et pour les ZRV.

- 1) Mesure de la conductivité hydraulique ou slug-test
- 2) Oxygénation de la zone hyporhéique ou test des baguettes
- 3) Potentiel rédox de la zone hyporhéique

2.5.1 Slug test

Le slug test consiste en une mesure de la conductivité hydraulique instantanée dans le substrat à l'aide d'un capteur de pression (Micro-Diver, Schlumberger). Une sonde perforée est enfoncée à 30 cm dans le substrat, c'est-à-dire que le milieu de la zone perforée se trouve dans la zone hyporhéique à 30 cm du fond de la rivière. Le capteur est ensuite placé dans la colonne quelques centimètres au-dessous de la zone perforée (Figure 2.16). La sonde est remplie d'eau de rivière jusqu'à ras bord pour avoir la pression maximale. Cette action doit être maintenue quelques secondes ce que permet d'identifier des événements au moment de traitement des données par création d'un palier de pression maximale (Figure 2.16 : photo à droite en haut). Le temps de départ pour chaque événement est noté. Ensuite, le capteur de pression enregistre la pression locale en fonction du temps alors que l'eau dans la colonne s'écoule dans la zone hyporhéique par les perforations jusqu'au niveau de la surface libre (pression minimale) (Figure 2.16 : photo à droite en bas).

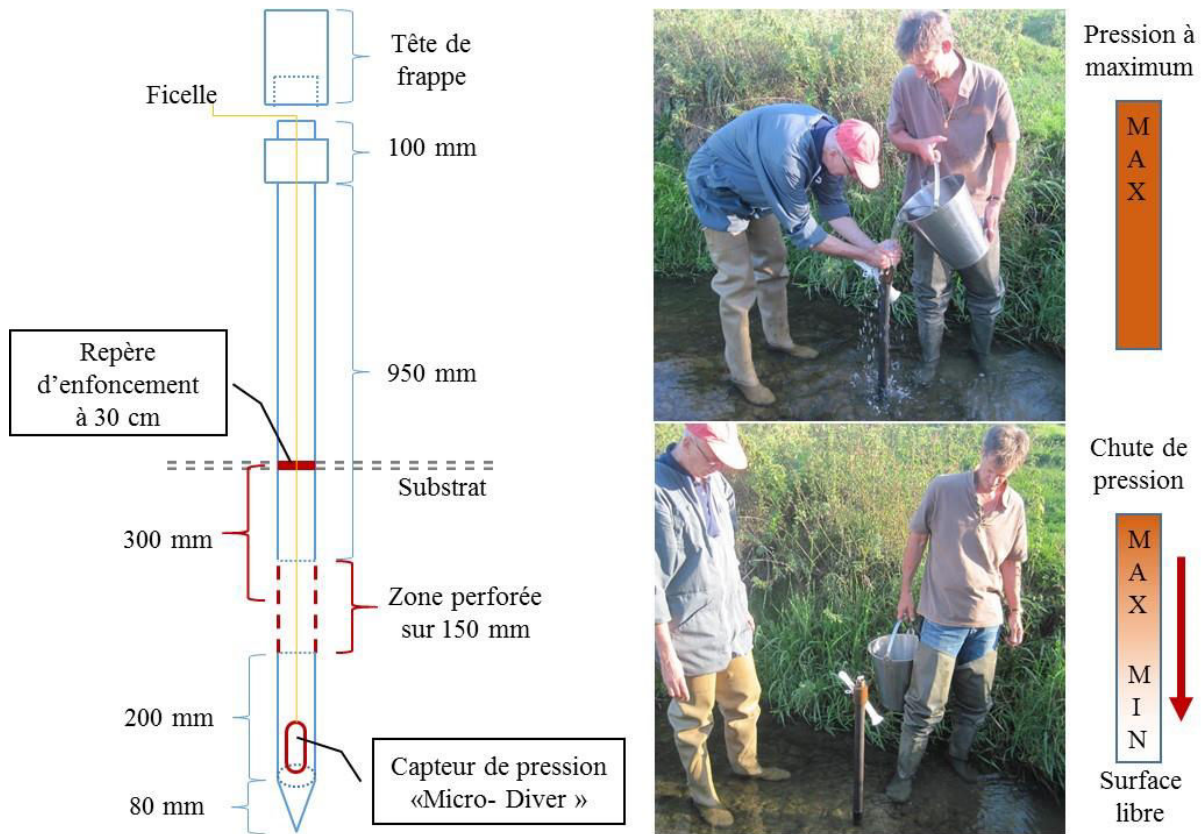


Figure 2.16 : Dispositifs de la mesure de la conductivité hydraulique sur le schéma à gauche et procédures de la mesure in situ sur les photos à droite.

Toutefois, ces dispositifs sont restreints selon le type des matériaux du substrat,

- ✧ Substrat argileux : colmatage dans la zone perforée à cause de l'entrée de matériaux visqueux.
- ✧ Substrat sableux fin : le remplissage des zones au-dessous de la zone perforée limite la mise en position du capteur de pression.
- ✧ Substrat rocheux : impossibilité d'enfoncer la sonde à la profondeur attendue.

La conductivité hydraulique est calculée en basant sur la formule Hvorslev montrée ci-après :

$$K = \frac{r^2 \ln\left(\frac{L}{R}\right)}{2LT_i}$$

Avec

K – la conductivité hydraulique du terrain testé, [m/s]

r – le rayon intérieur du puits, [m]

L – la longueur de la zone perforée, [m]

R – le rayon intérieur du forage du puits, [m]

T_i – le temps quand $h(t)/h(0) = 0,37$

Dont, pour le dispositif montré : $r = 0,018$ m ; $R = 0,02$ m et $L = 0,15$ m.

2.5.2 Test des baguettes

Le test des baguettes est une méthode non destructive développée initialement par Marmonier et al. (2004) en vue d'étudier le profil d'oxygénation dans la zone hyporhéique du cours d'eau. Cette méthode a été également testée sur le substrat des ZRV. Elle concerne la coloration des baguettes de bois blanc lors qu'elles sont implantées dans le substrat et mises en contact avec des sédiments sièges d'activités microbiennes diverses.

Mise en place. Des baguettes de bois blanc (sapin) utilisées ont une section de 13 mm*9 mm et de 30 cm de longueur (Leroy-Merlin). Les baguettes sont insérées dans le substrat à l'aide d'un clou métallique ou à l'occasion d'un pompage ou d'un slug test et y sont laissées pendant plusieurs semaines. Afin de faciliter la récupération lors de la prochaine campagne, un fil électrique est attaché à l'extrémité supérieure des baguettes pour un repérage à l'œil de leur positionnement dans le substrat. Une puce de radio-identification de diamètre 2 mm et de 10 mm de longueur (Biolog-ID, Paris) est placée au sommet de chaque baguette, dans un orifice creusé à cet effet. La hauteur d'eau est notée au moment de la mise en place.

Récupération. Les baguettes sont récupérées au bout d'un nombre certain de jours (plus de 30 jours selon Marmonnier et al., 2004) selon le planning des campagnes, la visibilité à cause du mouvement/déplacement du substrat dans le cours d'eau ou de l'enfouissement par les plantes au sein des ZRV. A leur sortie du substrat, les baguettes sont rincées, immédiatement enveloppées dans du film plastique puis dans du papier d'aluminium, puis transportées au laboratoire pour y être scannées, humides. Cette prise de photo permet de pouvoir comparer l'état des baguettes provenant de différents sites et prélevées à différents moments. Elles peuvent être stockées dans le film plastique pendant une nuit à 4°C si nécessaire.

Visualisation. Le scanner à plat utilisé est de qualité photographique (Epson Perfection 4490 Photo). La résolution spatiale a été fixée à 300 dpi et l'acquisition d'images se fait en mode couleur (RVB sur 24 bits). La baguette d'essai est scannée sur les deux faces les plus larges 300 mm* 13 mm en même temps que deux baguettes de référence, l'une de couleur naturelle et l'autre peinte en noir (Figure 2.17). Les baguettes sont ensuite séchées à l'air libre puis scannées de nouveau.



Figure 2.17 : Exemple d'une photographie d'une baguette humide provenant de la maquette.

2.6 Tests sur le pilote de laboratoire

Pour compléter les informations obtenues sur terrain, quatre tests ont été réalisés au niveau du laboratoire. Deux réacteurs ont été conçus pour étudier les processus biogéochimiques ayant lieu dans le substrat d'un cours d'eau et deux tests d'incubation ont été mis en œuvre pour mettre en évidence des phénomènes anaérobies ayant lieu dans le sédiment des ZRV. Dans le tableau 2.6, les informations concernant les tests sont rapidement résumées.

Tableau 2.6 : Relevé d'information sur les conditions de travail des tests au pilote laboratoire.

<i>Caractéristiques</i>	Milieu poreux- Biofilm	Baguette	Réduction NO₃⁻	Bio-Méthanisation
<i>Matériau du milieu</i>	Billes de verre	Sable en haut + argile au fond	Sédiment ZRV	Macrophytes + sédiment ZRV
<i>Dimension du réacteur</i>	Bac en plastique 0,6m*0,3m*0,2m	Cylindre en plastique	Bouteille en verre de 120 ml	Bouteille en verre de 120 ml
<i>Nature de l'eau</i>	Eaux usées diluées	Eau de rivière	Solution KNO ₃ à ~ 32,6 mg/L	Solution tampon à pH neutre
<i>Hydro-dynamique</i>	Recyclage en continu	Recyclage en continu	Sous agitation	Statique
<i>Environnement</i>	Ouvert à l'air	Ouvert à l'air	Fermé en anoxie	Fermé en anoxie
<i>Système simulé</i>	Milieu poreux	Milieu poreux	Sédiment	Sédiment
<i>Objectif testé</i>	Nitrification ; Dénitrification ; Oxygénation	Oxygénation ; Test baguette	Réduction des nitrates	Méthanisation ; Fonctionnement des macrophytes

2.6.1 Maquette « milieu poreux »

Afin de comprendre les phénomènes ayant lieu au sein d'un milieu poreux dans un cours d'eau, une maquette a été conçue à partir d'une cuve (PMMA) de L-0,6 m*P-0,2 m* H-0,3 m. Le milieu poreux est formé par trois couches de 5 cm de hauteur caractérisées par une porosité décroissante ; les couches sont en effet réalisées respectivement par des billes de verre de diamètre de l'ordre de 1 mm, 3 mm et 5 mm de bas en haut (Figure 2.18).

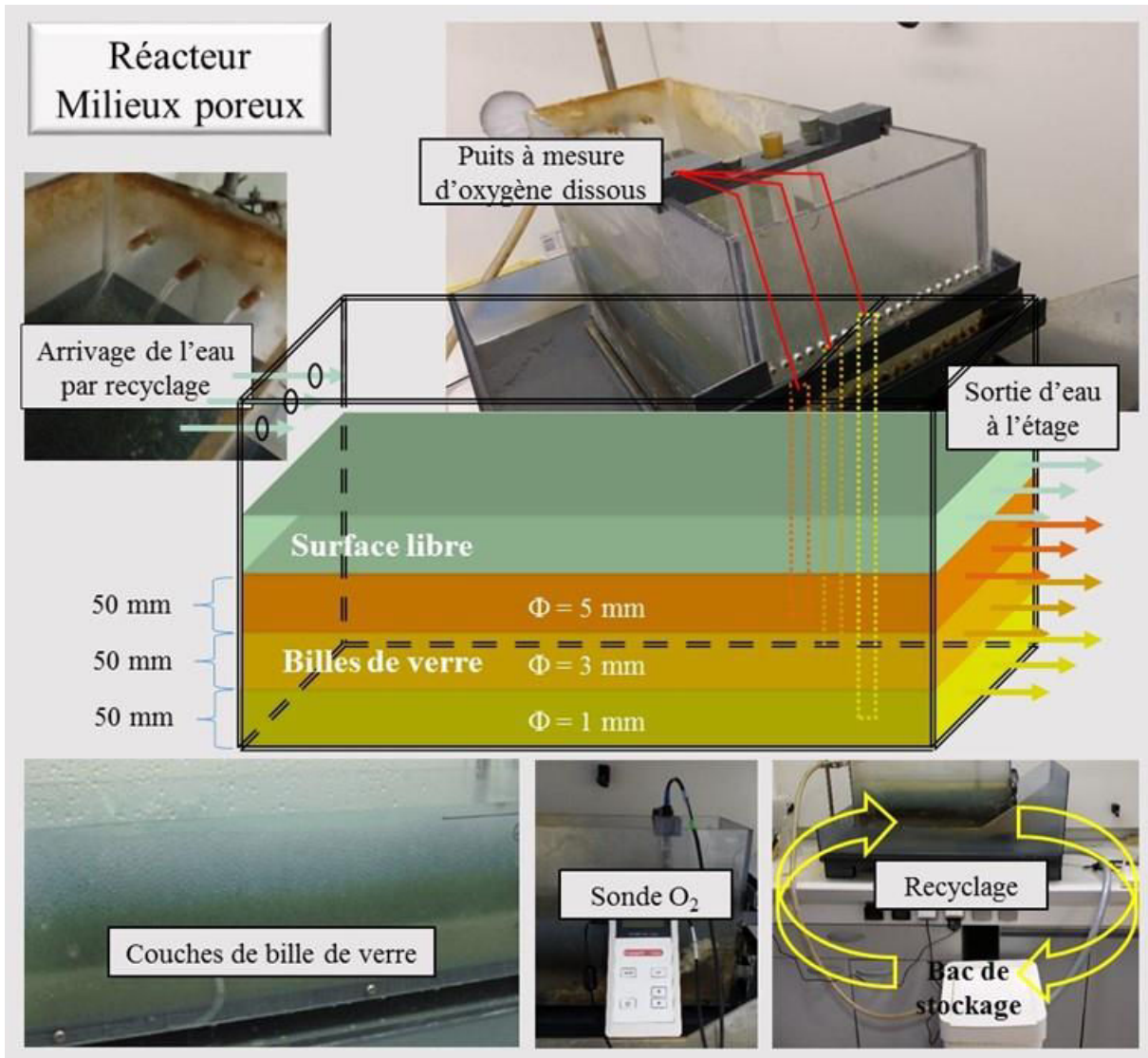


Figure 2.18 : Description sur la composition du réacteur « milieu poreux » et le fonctionnement du recyclage de l'eau.

Le réacteur est alimenté par le haut par des eaux usées stockées dans un réservoir en PVC. Après écoulement au sein du milieu poreux ou via la surface, ces eaux s'évacuent à travers des petits orifices percés en ligne à la hauteur de chaque couche puis se déchargent dans le bac de stockage. La hauteur de l'eau de surface est maintenue autour de 3-4 cm sous les conditions normales. Cependant, cette hauteur peut être modulée en réglant la pompe d'alimentation (Botanic-900, 150 à 900 l/h) afin de simuler différents scénarios hydrologiques, tels que la crue et l'étiage. Pour suivre l'oxygène dissous dans les milieux poreux, trois colonnes creuses en PMMA (diamètre = 15 mm) de différentes longueurs (20, 25 et 30 cm) avec une zone perforée dans les derniers 5 cm sont insérées verticalement dans le lit de billes. Ceci permet d'y plonger la sonde d'oxygène (électrode SZ10T, Consort C5020) et mesurer ainsi la concentration en oxygène dissous pour chaque couche.

Prélèvements

Les prélèvements ont été réalisés sur les eaux d'entrée, de surface, pour chaque couche et à la sortie. Les eaux de profondeur ont été prélevées dans les trois puits à l'aide d'une seringue de 5 ml à laquelle était fixé un tuyau souple. Pour ne pas perturber les conditions hydrauliques par des prélèvements fréquents, seulement 2 ml des échantillons ont été prélevés et filtrés (0,45 µm) directement dans le tube à analyser par chromatographie ionique (2 ml). A cause de la limite de détection par la chromatographie ionique, un échantillon de 20 ml prélevé dans le bac de stockage a été dosé afin de suivre l'évolution d'azote ammoniacal au moment de chaque évènement. Un repère sur la paroi du bac de stockage servait à maintenir le volume d'eau en complétant le volume perdu avec de l'eau déminéralisée.

Evènements expérimentaux

Quatre types d'évènements ont été simulés entre le 23 juillet et le 27 septembre 2013 (Tableau 2.7). Avant de commencer l'expérimentation, les eaux du réacteur a été vidangées du réacteur dans le réservoir. Ensuite, un mélange d'eau usée, d'eau du réacteur et d'eau déminéralisée a été préparé dans le bac de stockage avec un volume total de 29 L au départ. 20 ml de ce mélange a été prélevé et analysé afin de déterminer sa composition chimique (COD et espèces azotées, spectres UV-visible et de fluorescence). La pompe est ensuite mise en route et ce mélange commence à circuler dans le système. Les prélèvements se font 30 minutes après la mise en route de la pompe lorsque la circulation était devenue stable. En même temps, le niveau d'eau dans le bac de stockage a été noté afin de rajouter de l'eau déminéralisée pour maintenir le niveau constant. Les prélèvements sont effectués régulièrement à une fréquence de 2 à 3 fois par jour durant la période de l'expérimentation.

Tableau 2.7 : Calendrier de l'expérimentation et informations sur la nature du mélange des eaux de départ et le volume d'eau au départ dans les réacteurs.

<i>Date de l'expérimentation</i>	Mélange au départ (L)			Réacteur (L)	Test parallèle (L)	Rajout (L)
	Eaux usées	Eaux du réacteur	Eaux déminéralisées			
<i>23/07/13 à 29/07/13</i>	10	13	6	29	–	3
<i>29/07/13 à 02/08/13</i>	10	10	9	29	–	3
<i>17/09/13 à 23/09/13</i>	10	10	10	29	1	2
<i>23/09/13 à 27/09/13</i>	10	10	10	29	1	2

Afin de simuler la même situation dans la colonne d'eau et comparer avec celle du milieu poreux, un autre test a été effectué en parallèle pour les deux derniers évènements. Le test a été réalisé dans un bécher de 1 L (PYREX, H-145 mm* D-105 mm) en le remplissant avec 1 L des

mêmes eaux usées diluées. Un barreau magnétique (L-40 mm*D-8 mm) a été placé au fond du bécher pour agitation (300 rpm). Le prélèvement de ce réacteur a été suivi en même temps que le réacteur « milieu poreux » en prélevant deux fois par jour entre le début et la fin du prélèvement du réacteur « milieu poreux » le jour même.

2.6.2 Maquette « baguette »

Le but de cette maquette est de suivre l'évolution de la coloration des baguettes au cours du temps en conditions contrôlées. Le test est effectué dans un bac cylindrique rempli d'argile sur 10 cm et de sable sur 20 cm. L'argile provient du Brénon (Figure 2.19 : photo à droite).

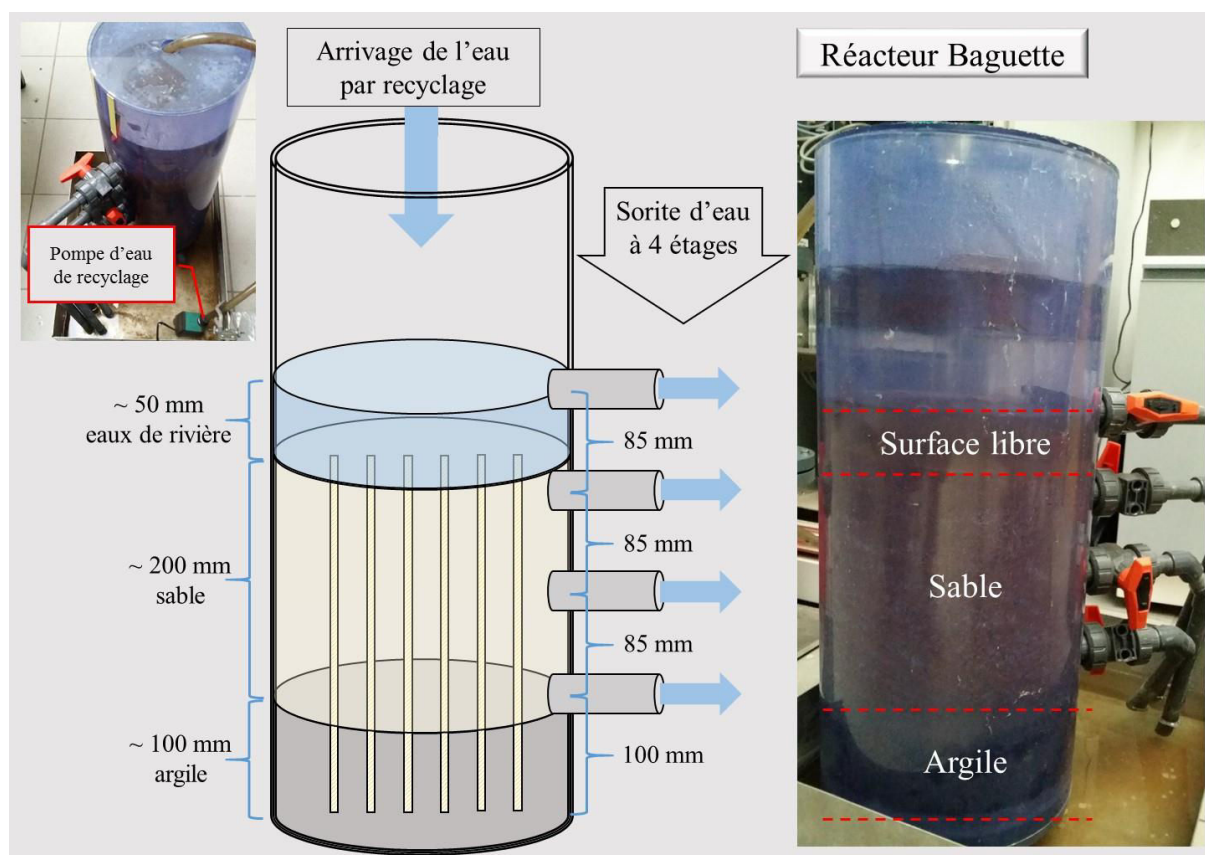


Figure 2.19 : Description sur la composition du réacteur « baguette » et le fonctionnement du recyclage de l'eau.

Le réacteur est alimenté par le haut avec des eaux du Brénon. Quatre sorties en PVC équipées d'une vanne sont positionnées sur le côté du bac à partir de 10 cm du bas avec un intervalle de 8,5 cm (Figure 2.19 : dessin). De ce fait, l'hydrodynamique du système peut être modifiée par le réglage de ces quatre vannes pour produire différents régimes d'écoulement. Une fois les eaux évacuées dans le bac de rétention, elles seront recyclées par une pompe (NewJET-400, 120 à 400 l/h, figure 2.19 : photo en haut à gauche). Le volume total d'eau est maintenu constant par des apports ponctuels d'eau de rivière.

Au départ, six baguettes de sapin (section de 13 mm* 9 mm et longueur de 30 cm) ont été insérées dans le substrat sable-argile. Puis, les deux premières vannes en haut ont été ouvertes en vue de mettre le système sous un régime d'écoulement plutôt superficiel et une faible

infiltration. Pour suivre la coloration des baguettes au cours du temps, une baguette est sortie du système chaque semaine.

2.6.3 Réduction des nitrates

Suite au phénomène observé concernant l'abattement des nitrates dans les ZRV, ce test a été élaboré afin de mettre en évidence des processus concernant la réduction des nitrates dans le sédiment. L'expérimentation consiste à mettre en incubation un mélange de sédiments et d'une solution de nitrates sous anoxie.

Conditions de travail : Les sédiments ont été prélevés en aval de chaque bassin aux positions C2, C4 et C7 à l'aide d'un cylindre en PVC à 3,5 cm de diamètre et à 7 cm de long. La solution de nitrates a été préparée dans la boîte à gant anaérobie (BAG) (855-AC, PLAS-LABS) en dissolvant du nitrate de potassium (KNO_3) dans de l'eau ultra-pure pour arriver à une concentration de 5,52 mgN/L. L'oxygène dissous a été éliminé avant l'introduction dans la BAG par une purge sous azote pur pendant 30 minutes. Une solution de 2mM CaCl_2 a été également préparée pour un essai de contrôle en parallèle.

Mise en incubation : La mise en incubation a été strictement effectuée dans la BAG en mélangeant environ 20 g de sédiments avec environ 60 ml de la solution KNO_3 (ou 60 ml de la solution CaCl_2) pour le contrôle dans une bouteille cylindrique en verre de 120 ml de diamètre de 4,5 cm et de hauteur de 7,5 cm. Pour chaque sédiment prélevé, il y avait deux bouteilles avec la solution KNO_3 et une bouteille témoin. Les bouteilles sont serties à l'aide d'un bouchon en caoutchouc et un joint en aluminium et placées sur une table d'agitation à 150 rpm dans une armoire thermostatée à 25°C.

Récupération : Pour chaque sédiment, une bouteille avec la solution KNO_3 a été « sacrifiée » pour la récupération de la partie liquide au bout de 24 heures d'incubation. Les deux autres bouteilles ne sont ouvertes qu'au bout de 72 heures. A cause de la présence des particules très fines dans le liquide, la partie dissoute a été récupérée à travers un filtre de 0,45 μm d'une pompe à vide. Les liquides récupérés ont été ensuite dosés pour obtenir les concentrations en nitrates, nitrites, azotes ammoniacaux, sulfates, azotes totaux et COD.

2.6.4 Analyse des plantes

La méthanisation est prise en compte comme un processus essentiel pour la dégradation des matières organiques apportées par les plantes mortes dans le sédiment où la limite en oxygène permet d'avoir des phénomènes anaérobies. De ce fait, l'expérimentation consiste à tester le potentiel de production de méthane en mélangeant les macrophytes avec les sédiments sous anoxie.

Macrophytes : Les macrophytes à incuber ont été collectés en novembre 2013 dans la ZRV Crainvilliers en prélevant les parties aériennes des plantes. Au laboratoire, les plantes ont d'abord été coupées en petits morceaux (< 5 mm de long). Une partie a été séchée à 60°C pendant 48 heures dans une étuve pour déterminer la teneur en eau. Puis, les matières sèches ont été broyées à l'aide d'un moulin de café. Le taux de cendres est déterminé après passage à

525°C pendant 2 heures et l'analyse de la composition CHNS des plantes est réalisée via l'analyseur élémentaire FlashEA 1112, (Thermo Scientific).

Sucres extractibles : Une deuxième partie des plantes coupées a été traitée par extraction à l'eau et à l'éthanol afin d'obtenir les sucres extractibles dans les tissus végétaux. L'extraction se fait dans un flacon en verre de 250 ml jusqu'à un volume équivalent à 50 ml de plantes coupées et puis en complétant le volume total à 200 ml avec deux types de solvant : eau pure ou éthanol à 80%. Les flacons ont été placés sur une table d'agitation à 200 rpm pendant 24 heures pour extraction à l'eau et 4 heures pour extraction à l'éthanol. Une fois les extractions terminées, les liquides ont été séparés par filtration (filtre à papier) et stockés dans des flacons en plastique. Les sucres extractibles sont dosés par une méthode colorimétrique présentée dans le paragraphe 2.7 Méthodes d'analyse.

Mise en incubation : Une dernière partie des plantes coupées est utilisée pour tester le potentiel de production de méthane. L'expérimentation s'est faite en duplicata pour chaque type de macrophytes collectés. Un flacon de 120mL a été rempli de plantes coupées et des sédiments à un volume équivalent d'environ 20 ml pour chacun ainsi que d'environ 50 ml de solution tampon (NaOH-KH₂PO₄ à pH=7,08), (Figure 2.20 : photo). Puis, le système a été purgé par un courant d'azote pur pendant 15 minutes afin d'éliminer l'oxygène dissous et l'oxygène du ciel gazeux. Ensuite, les flacons sont sertis (à l'aide d'un bouchon en caoutchouc et d'un joint en aluminium) et placés dans un incubateur thermostaté à 37°C sans agitation. En plus, deux flacons témoins remplis seulement des sédiments et de solution tampon ont été incubés en parallèle en vue de tester le potentiel de la production de méthane par les sédiments sans apport de source externe de matières organiques.

Suivi de la production de gaz : la mesure du volume de gaz produit est présentée sur la figure 2.20 et celle de l'analyse de la composition de gaz produit à l'aide d'un chromatographe gaz (430-GC, Varian) dans le paragraphe 2.7 Méthodes d'analyse. La mesure de volume se fait à l'aide d'une éprouvette remplie de la solution HCl à ~ 1 mM et posée inversement dans un bécher de 150 ml rempli également de la même solution HCl. L'éprouvette est connectée avec le flacon par un tuyau équipé d'une aiguille (TERUMO, 20G*1). La solution HCl est utilisée pour éviter la dissolution du CO₂ ainsi que la sous-estimation des gaz produits.

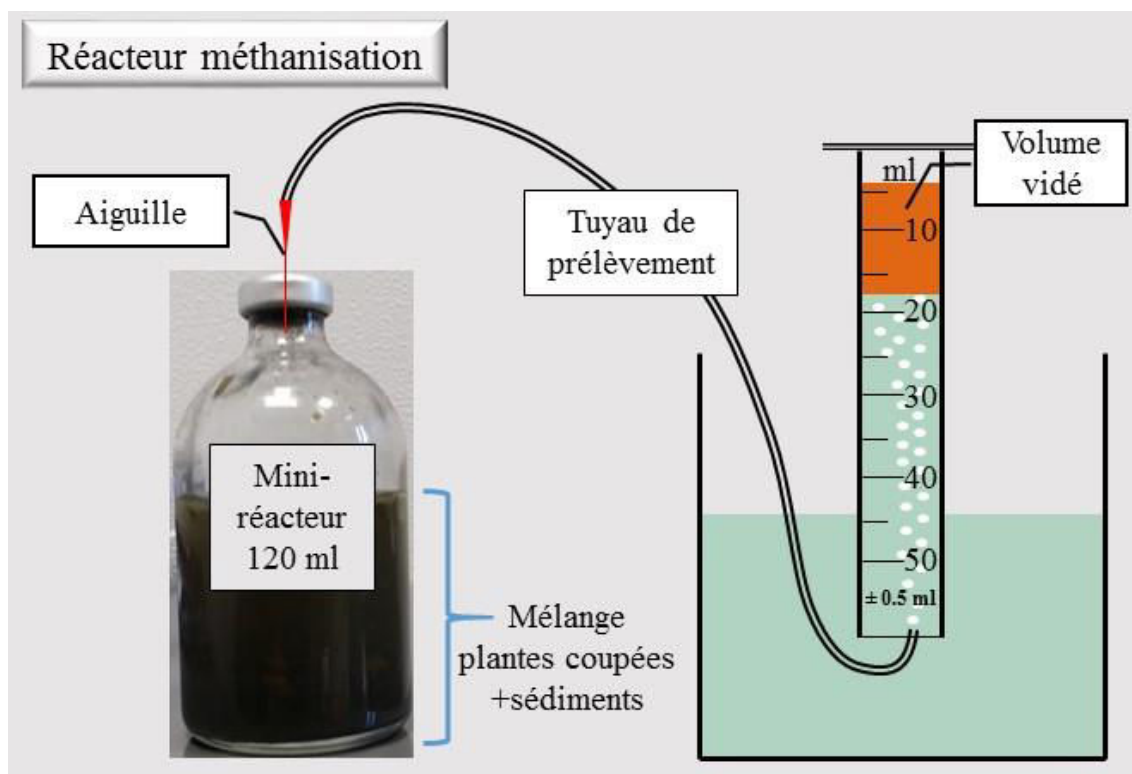


Figure 2.20 : Procédure de mesure de volume de gaz produits par mini-réacteur de méthanisation.

Planning de suivi : Après la mise en incubation, les prélèvements sont effectués 26 fois au cours de 2400 heures d'incubation avec une fréquence variant d'une fois par jour à une fois par semaine.

2.7 Méthodes d'analyses

Les analyses réalisées sur les différents échantillons de la phase aqueuse sont les suivantes :

- ✧ Sonde électrode: pH, conductivité, oxygène dissous (pour le réacteur milieu poreux).
- ✧ Sonde optique : oxygène dissous (pour la mesure in situ)
- ✧ Spectrophotomètre : azote ammoniacal, ortho-phosphate
- ✧ COD mètre avec module d'azote total: carbone organique dissous, azote total.
- ✧ Chromatographie ionique : anions et cations majeurs, telles que nitrates, nitrites, sulfates, chlorures.
- ✧ Spectroscopie UV-visible.
- ✧ Spectroscopie de fluorescence.

En ce qui concerne le test méthanisation les analyses suivantes sont réalisées :

- ✧ Analyse élémentaire des macrophytes: C, H, O, N et S
- ✧ Spectrophotomètre : sucres
- ✧ Chromatographie de gaz : méthane

De plus, la granulométrie des sédiments hyporhéiques a été également analysée.

2.7.1 Mesure de la conductivité et du pH

Étalonnage : le pH-mètre (PHM 210, Radiometer) est étalonné avec les solutions tampon à pH=4 (hydrogénéphthalate de potassium, AVS TITRINORM, VWR) et à pH=10 (acide borique/hydroxyde de sodium/chlorure de potassium, AVS TITRINORM, VWR). L'étalonnage du conductimètre (CDM 210, Radiometer) est réalisé en trois étapes. La première étape est la mesure de la conductivité d'une solution de KCl 0,001 M (KS930, Radiometer Analytical) à la température réelle de la solution. La deuxième étape est le calcul de la conductivité pour la température à 20°C. La troisième étape consiste à ajuster la conductivité à 20°C à la conductivité TR20 (température de référence de 20°C) qui est égale à 133,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour la solution KS930.

Protocole expérimental : le pH et la conductivité sont mesurés en même temps sur les échantillons non filtrés et agités. Avant de commencer la mesure, les deux appareils sont paramétrés à la température réelle de l'échantillon, le pH et la conductivité étant dépendants de la température.

2.7.2 Mesures de l'oxygène dissous

Deux sondes d'oxygène ont été utilisées pendant les études, une sonde de terrain équipée d'un détecteur optique à luminescence (LDO, HACH) et une sonde électrochimique (SZ10T, CONSORT).

- ✧ **Sonde optique :** La sonde optique a servi à la mesure in situ de la teneur d'oxygène dissous dans les eaux de surface et les zones hyporhéiques en la plongeant dans les eaux courantes, les eaux superficielles des ZRV et les eaux hyporhéiques prélevées. Cette sonde fonctionne dans une gamme de mesure d'oxygène dissous de 0,1 à 20,0 mg/L (ppm), dont 1 à 200% de saturation, et une précision à $\pm 0,1$ mg/L pour 0 à 8 mg/L et 0,2 mg/L pour plus de 8 mg/L. L'étalonnage se fait en plaçant la sonde juste au-dessus d'une surface d'eau saturée en oxygène dissous.
- ✧ **Sonde électrochimique :** La sonde électrochimique a été utilisée dans le réacteur milieu poreux pour la mesure de la teneur d'oxygène dissous dans les eaux de surface et à différentes profondeurs. Cette sonde fonctionne dans une gamme de mesure plus large de 0 à 60 mg/L et une précision à $\pm 1\%$. En plus, l'étalonnage ne demande pas le point zéro.

2.7.3 Dosage de l'azote ammoniacal

La teneur en azote ammoniacal a été réalisée par spectrophotométrie en utilisant la méthode de Nessler avec une précision de $\pm 0,07$ mg/L sur un étalon de 1,00 mg/L N-NH₄. 10 ml d'échantillon préfiltré est mélangé avec deux gouttes de stabilisant minéral, deux gouttes de dispersant PVA et 0,4 ml de réactif de Nessler alcalin dans un tube de verre. En présence d'ammonium, le réactif de Nessler (iodo-mercurate de potassium alcalin) est transformé en iodure de dimercuriammonium de couleur jaune. L'absorbance de l'échantillon est ensuite mesurée à 425 nm à l'aide d'un spectrophotomètre HACH 2400 et exprimée en pourcentage d'absorbance. De l'eau déminéralisée est utilisée pour le blanc. Une courbe d'étalonnage ($Y = 3,69X - 0,02$, $R^2 = 1,00$) permet de convertir l'absorbance à 425 nm ($X : 0$ à $0,826$) en N-NH₄ ($Y : 0$ à 3 mgN/L). Si la teneur en ammonium dépasse cette gamme, le dosage doit être refait sur l'échantillon dilué soit par un diluteur automatique (Hamilton), soit par des micropipettes.

2.7.4 Dosage des ortho-phosphates

Le dosage des orthophosphates n'est utilisé que pour les échantillons des ZRV. Le dosage des orthophosphates par chromatographie ionique (DIONEX ICS-3000) pose problème car la limite de détection n'est que de 1 mg/L. Or, les concentrations généralement rencontrées sont inférieures à cette valeur. Nous utilisons donc le test Hach 8048 (acide ascorbique ou PhosVer 3) dans la gamme 0.02 à 2.5 mg/L PO₄³⁻. Les orthophosphates réagissent avec l'ion molybdate en milieu acide pour former un complexe phosphate/molybdate. L'acide ascorbique réduit ce complexe pour donner une teinte bleue spécifique du molybdène. L'analyse est réalisée à 880 nm.

Cette méthode permet également de mesurer la teneur en phosphore dans les macrophytes après obtention des cendres à 450°C. Cependant, à cause de la forte acidité issue de la minéralisation, la production de couleur est interférée lorsque le pH est inférieur à 2. De ce fait les solutions doivent être neutralisées avec de la soude avant de mettre le réactif PhosVer 3 phosphate.

2.7.5 Dosage des sucres totaux

Le dosage des sucres totaux dans les extraits de macrophytes a été réalisé par la méthode colorimétrique de Dubois et al. (1956). Le principe est basé sur deux étapes :

- La production de dérivées de furfural à travers la déshydratation des carbohydrates par l'acide sulfurique concentrée
- La formation de composées colorées par la réaction entre les dérivées de furfural et le phénol.

1 ml de l'échantillon à doser est mis dans un tube à essai de 10 ml avec 1 ml de phénol à 5% dans l'eau (m/m). 5 ml d'acide sulfurique (95,0% à 97,0%) sont ensuite rapidement ajoutés, le mélange est immédiatement agité à l'aide d'un vortex. Les tubes sont ensuite placés dans un bain thermostaté à 25 °C pendant 20 min. L'absorbance de l'échantillon est mesurée à 490 nm par le spectrophotomètre HACH 2400. La teneur en sucres totaux est déterminée à partir d'une gamme étalon de glucose (glucose monohydrate, >99,0%) qui s'étend de 0 à 99.85 mg/L. Du

fait d'une teneur en sucres totaux élevée dans la solution d'extraction de la plante, la dilution avec de l'eau désionisée est parfois nécessaire.

2.7.6 Mesure du carbone organique dissous et de l'azote total dissous

Le carbone organique dissous non purgeable (NPOC) des échantillons liquides préfiltrés est dosé par oxydation thermique à l'aide d'un appareil SHIMADZU (modèle TOC-VCSH, Figure 2.21) couplé à un passeur automatique d'échantillons ASI-V. L'échantillon est prélevé par une micro-seringue automatique et puis introduit dans un tube en quartz rempli de catalyseur de platine. L'échantillon est ensuite acidifié par ajout d'une solution d'acide concentrée. Cette acidification transforme le carbone inorganique (CI) contenu dans l'échantillon en dioxyde de carbone (CO_2). Un flux de gaz vecteur (air) est alors injecté dans le tube d'échantillon de manière à chasser le CO_2 . Pendant cette phase, les composés organiques volatils présents dans l'échantillon peuvent être entraînés hors du réacteur. A la fin, l'échantillon débarrassé du carbone inorganique et des composés organiques volatils (NPOC) est placé dans le four chauffé à 680°C . Le CO_2 produit est alors transporté vers le détecteur infra rouge (NDIR, Non-dispersive infrared detector). Le détecteur NDIR fournit un signal sous forme d'un pic. La concentration de NPOC est calculée en relation avec une courbe d'étalonnage prédéterminée entre la concentration du carbone total et l'aire du pic. Pendant cette combustion les espèces azotées sont transformées en oxydes d'azote. En présence d'ozone, celles-ci sont dosées par luminescence.

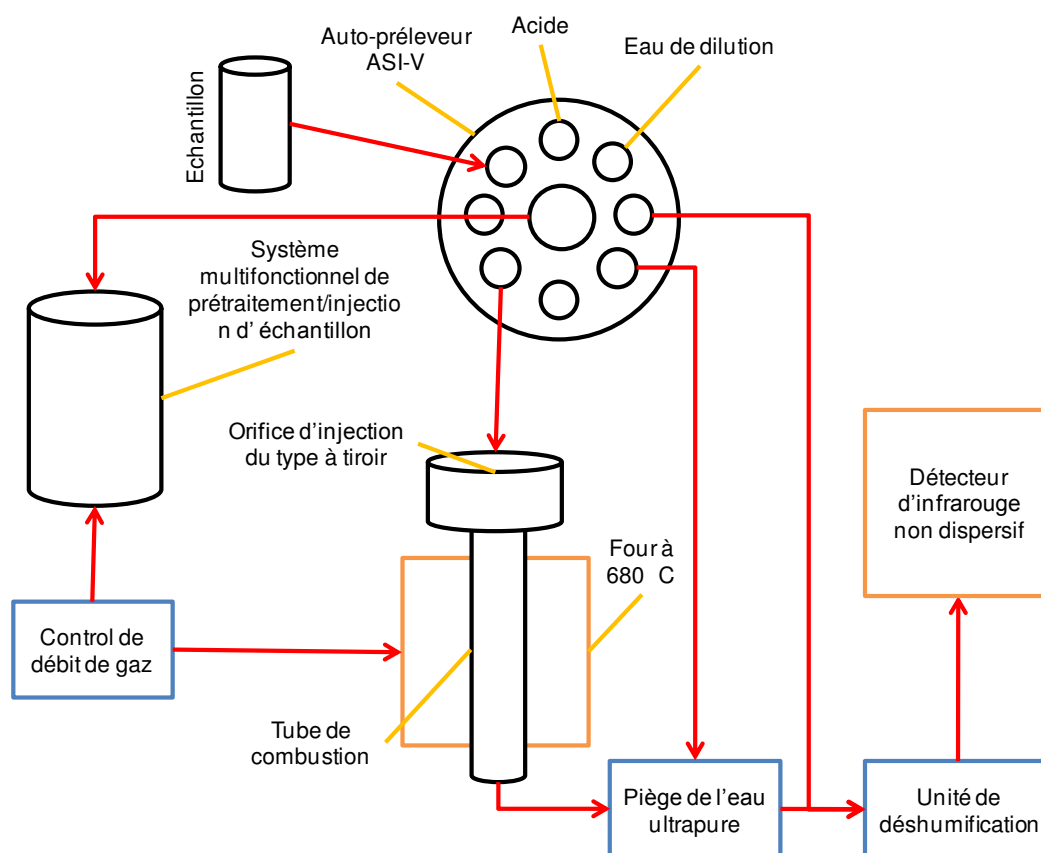


Figure 2.21 : Schéma du circuit d'analyse du modèle TOC-V_{CSH}. (SHIMADZU)

2.7.7 Spectroscopie UV/visible (UV/VIS)

La spectroscopie d'absorption UV/VIS est basée sur l'atténuation d'un faisceau lumineux après son passage par un échantillon ou après sa réflexion par la surface d'un échantillon (Matilainen et al, 2011). L'analyse par spectroscopie UV-visible permet de connaître de la fraction humique de la matière organique dissoute par le calcul de l'indice SUVA₂₅₄ (Matilainen et al., 2011). Il permet également d'estimer la concentration des nitrates par corrélation avec le maximum de la dérivée seconde de l'absorbance à 225 nm (Ferree and Shannon, 2001). Un exemple des échantillons prélevés sur le Brénon le 10/05/13 est montré dans la figure 2.22. Les spectres ont été obtenus dans un balayage en longueur d'onde de 200 à 600 nm (pas de 1 nm, 1200nm/min) avec une cellule en quartz de 10 mm remplie des échantillons dans un spectrophotomètre SECOMAN Anthélie Light. Les parois intérieures de la cellule ont été rincées avec les échantillons à analyser avant chaque échantillon. Le spectrophotomètre est équipé deux sources de lumière, une lampe visible tungstène halogène et une lampe UV au deutérium. Avant chaque série de mesure, un blanc avec de l'eau déminéralisée doit être réalisé pour établir la ligne de base.

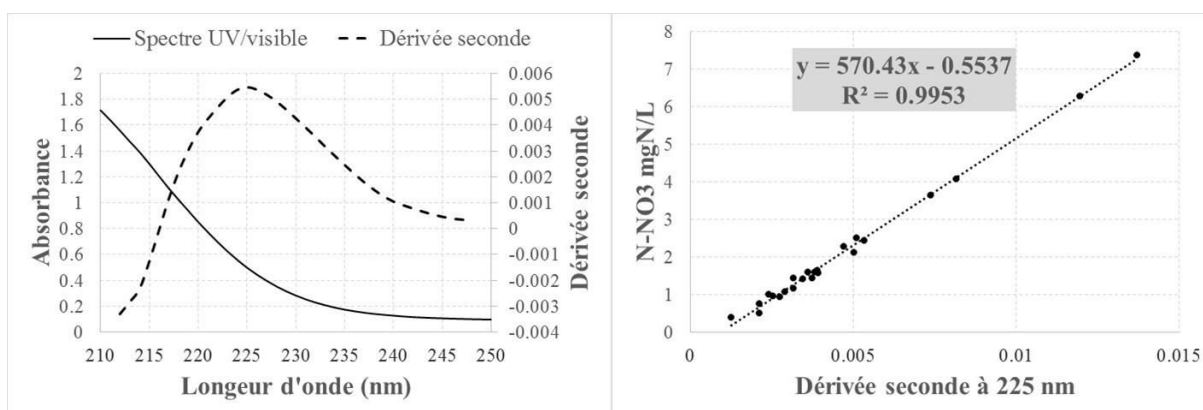


Figure 2.22 : Exemple des échantillons prélevés sur le Brénon le 10/05/13. (1) : Spectre d'absorbance UV/visible et sa dérivée seconde d'un échantillon ; (2) : Corrélation entre la concentration des nitrates mesurée par chromatographie ionique N-NO₃ mgN/L et la dérivée seconde des échantillons prélevés.

2.7.8 Spectroscopie de fluorescence synchrone

La spectroscopie de fluorescence est une méthode qui repose sur l'excitation d'un électron d'un atome ou d'une molécule et son passage à une orbitale d'énergie plus élevée par absorption d'un photon. Ce niveau énergétique est généralement instable et il tend à revenir à l'état électronique initial (état fondamental) par émission d'un photon énergétiquement plus faible (décalage de Stokes). Pour l'analyse des échantillons, les spectres de fluorescence synchrone SFS sont obtenus par balayage synchrone (pas de 1 nm et 300 nm/min) de la longueur d'onde d'excitation λ_{ex} (de 230 à 600 nm) et de la longueur d'onde d'émission $\lambda_{ém}$ (de 280 à 650 nm) avec un décalage fixe, $\Delta\lambda = 50$ nm sur un spectrofluorimètre (F-2500, Digilab, Hitachi, figure 2.23). Le décalage $\Delta\lambda$ peut être varié en fonction de la molécule recherchée afin de produire un SFS optimisé au niveau de la résolution et de la structure des pics. Dans notre cas, un décalage

de 50 nm permet de suivre à la fois la fluorescence de type tryptophane et celle liées aux acides humiques. Un blanc avec l'eau déminéralisée a été effectué avant chaque série de mesure afin d'établir la ligne de base. Le SFS permet de détecter la présence des matières organiques du type tryptophane à un pic de SFS autour de 285 nm (SFS285). Les substances humiques peuvent être identifiées par la présence d'un pic autour de 350 nm (SFS350) (Galapate et al., 1998). Le rapport entre le SFS285 et le SFS350 ($SFS_{285}/350$) est donc utilisé pour estimer l'évolution de la composition des matières organiques dans notre travail. La stabilité et la sensibilité du spectrofluorimètre doivent être vérifiées avec le pic Raman de l'eau au début de chaque série de mesure (Baker, 1999)

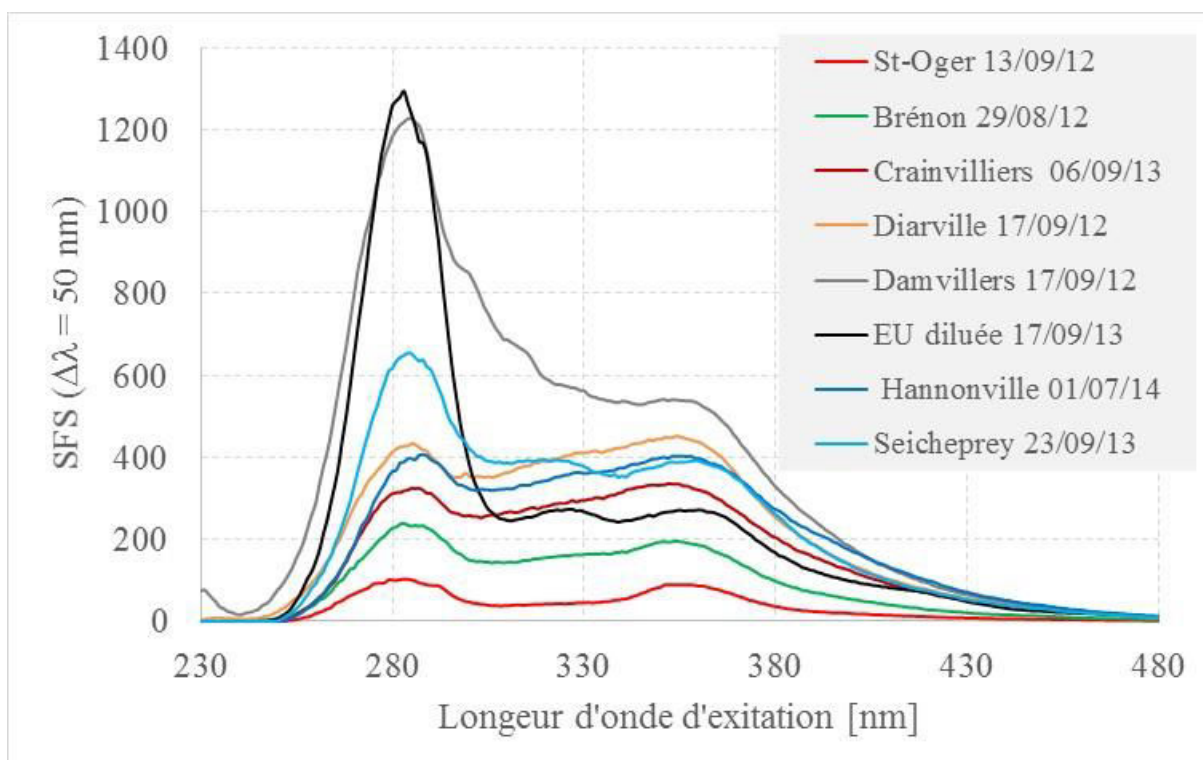


Figure 2.23 : Exemples de SFS présentés par la longueur d'onde d'excitation (λ_{ex}) en fonction de l'intensité de fluorescence synchrone lorsque $\Delta\lambda = 50$ nm.

2.7.9 Chromatographie ionique : mesures des anions et cations

La chromatographie ionique est une méthode de chromatographie Liquide Haute Performance réalisée sur des colonnes de résines échangeuses d'ions de haute spécificité et de très haute performance. Elle est utilisée pour le dosage des ions nitrates, nitrites, ammonium, sulfates et chlorures. Les échantillons filtrés à $0,45 \mu\text{m}$ sont analysés par chromatographie ionique à l'aide d'un appareil DIONEX ICS-3000. Les échantillons filtrés sont injectés dans un flux d'hydroxyde de potassium (KOH) dans une colonne échangeuse d'ions IonPac AS18 qui est composée par une colonne de protection et une colonne analytique. Cette première colonne est utilisée pour enlever les matières particulaires et organiques afin de protéger la deuxième colonne dans laquelle les anions ou les cations sont séparés par leurs affinités relatives à une faible capacité réalisée par un échangeur ionique fortement basique. Un suppresseur (situé entre

la colonne analytique et le conductimètre) procède à la suppression continue du bruit de fond de la conductivité de l'éluant KOH et améliore la réponse de l'élément ciblé par acidification. A la fin, les anions ou cations séparés sont mesurés par conductimétrie. L'identification de ces anions ou de ces cations est basée sur le temps de rétention et la quantification est réalisée par la conductivité relative à la réponse de standard (Figure 2.24).

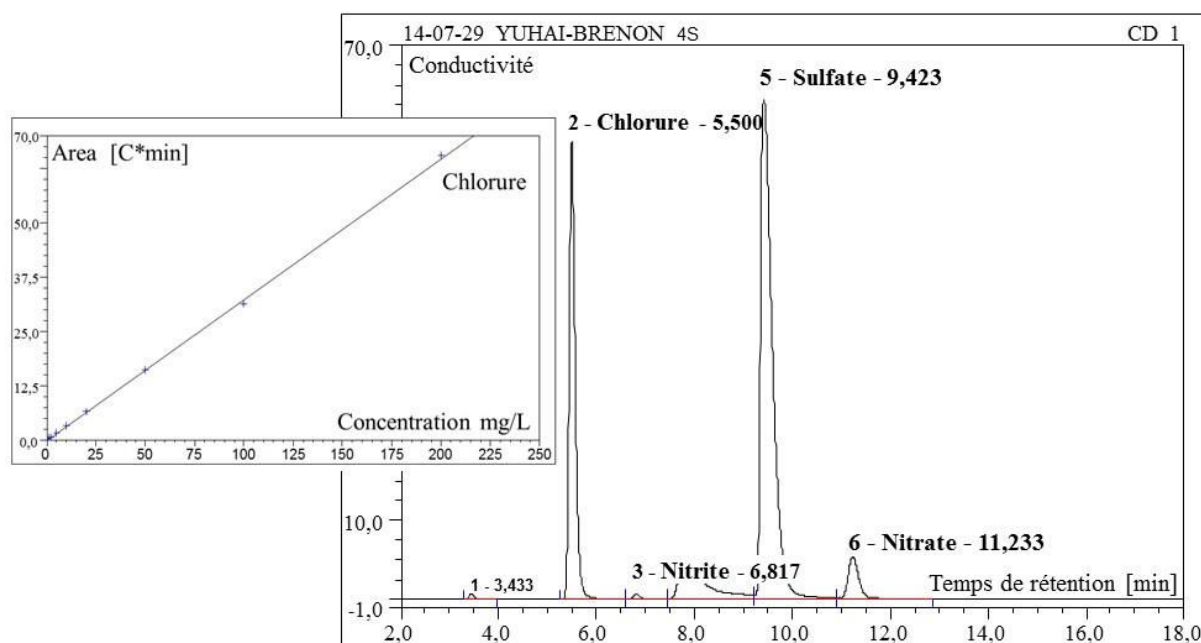


Figure 2.24 : Chromatogramme pour la détermination des anions en fonction du temps de rétention dans un échantillon et la courbe d'étalonnage pour le chlorure.

2.7.10 Chromatographie en phase gazeuse : mesure du méthane

Les analyses des gaz produits par les mini-réacteurs de méthanisation ont été réalisées via la chromatographie en phase gazeuse Varian (430-GC). Un volume de 0,2 ml a été prélevé dans chaque réacteur à l'aide d'une seringue à gaz de 1 ± 0.01 mL (Model 1001 SL SYR, Hamilton), et puis injecté dans la colonne de séparation thermique où procède un gradient de température (20°C pendant 2 min, de 20 à 60°C avec un gradient de 20°C/min et 110°C pendant 3 min). Par la suite, le gaz est détecté à 180°C à l'aide d'un détecteur électrique (TCD- Thermal Conductivity Detector) en raison de la différence de conductivité de chaque composant (Figure 2.25). La quantification du méthane se fait grâce à une courbe d'étalonnage obtenue sur trois points : 0,1 ml, 0,2 ml et 0,3 ml de méthane (99,99%), qui permet de convertir le signal de TCD en volume de méthane pur.

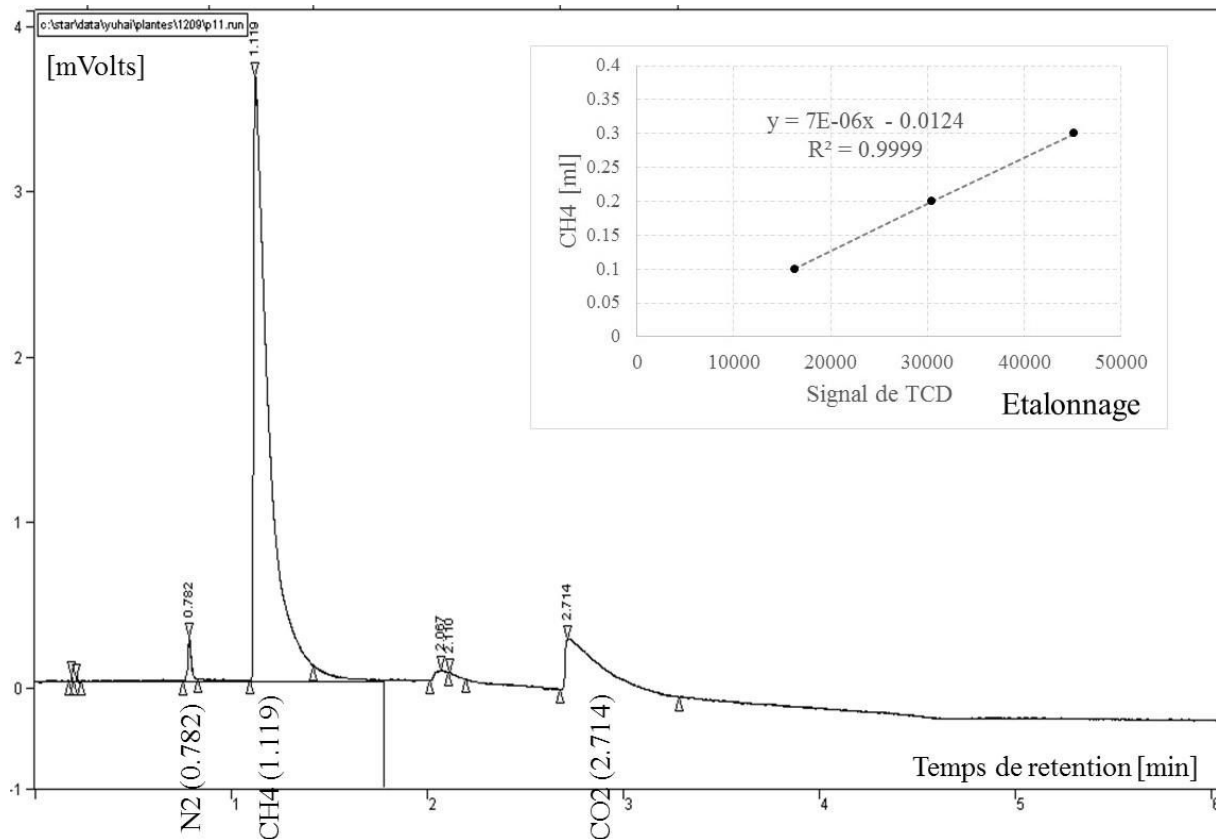


Figure 2.25 : Chromatogramme pour la détermination du méthane en fonction du temps de rétention dans un échantillon et l'étalonnage du méthane sur trois points, 0,1 ml, 0,2 ml et 0,3 ml de méthane (99,99%).

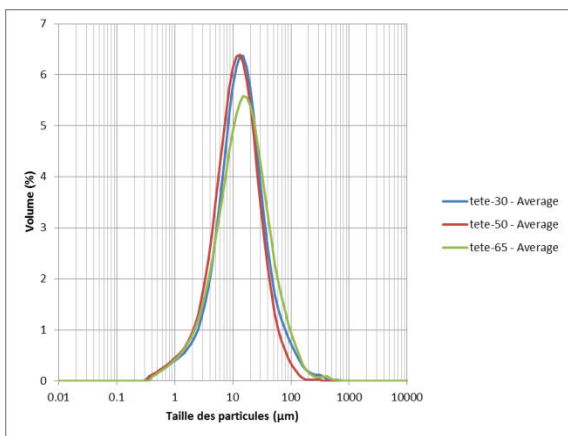
2.7.11 Analyse des sédiments

Les sédiments sont échantillonnés directement sur le fond du cours d'eau ou sont séparés de la phase liquide lors du prélèvement dans la zone hyporhéique. Une aliquote du prélèvement de la zone hyporhéique est conservée sans séparation pour l'analyse granulométrique. La séparation est effectuée par centrifugation à 3000 rpm pendant 20 min à 4°C. Le culot est séché à 105°C pendant 24h puis broyé au mortier.

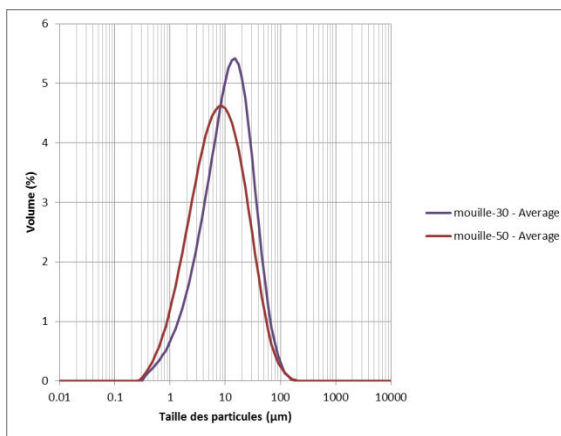
Le carbone contenu dans les sédiments peut être minéral ou organique. On trouve dans la littérature plusieurs méthodes basées sur un chauffage et l'utilisation éventuelle d'un acide. La méthode la plus simple, par chauffage à 525°C pendant 2h, a été validée par des essais avec du papier Whatman sans cendres, des coquilles d'œufs et du calcaire broyé :

L'analyse granulométrique est réalisée sur un granulomètre à diffraction laser (Hydro 2000SM de Malvern) sur les sédiments en suspension dans l'eau de rivière, avec et sans passage aux ultrasons. La prise d'échantillon est ajustée de sorte que le niveau d'obscurité soit dans la gamme optimale de l'appareil. La figure 2.26 compare quelques distributions de taille obtenues sur des échantillons de test. Dans le cas où un échantillon laisse apparaître une distribution à deux pics (exemple de l'échantillon PT2-50), la réduction de taille des agrégats les plus gros peut être obtenue par un passage aux ultrasons. La détermination des distributions de taille par

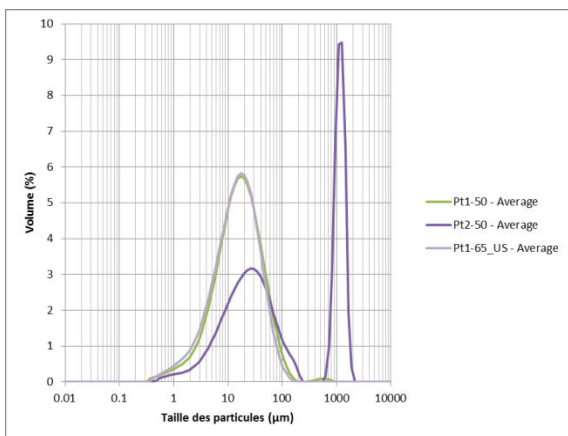
granulométrie laser ne présente pas de difficulté particulière. Il faudra voir à l'usage comment interpréter les valeurs moyennes, celles obtenues sur les échantillons de test ne permettant pas d'effectuer un classement en fonction de la provenance (Figure 2.27).



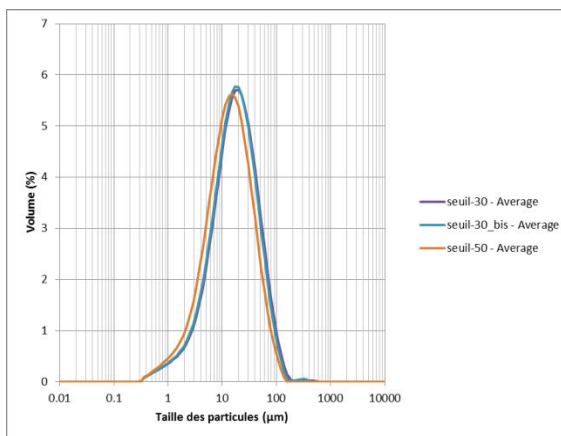
En tête de radier à plusieurs profondeurs (-30, -50 et -65 cm)



Dans une mouille à plusieurs profondeurs (-30, -50 et -65 cm)



Effet des ultrasons pour réduire la taille des agrégats



Au niveau d'un seuil

Figure 2.26 : Exemple de distributions de taille des sédiments déterminés par granulométrie par diffraction laser.

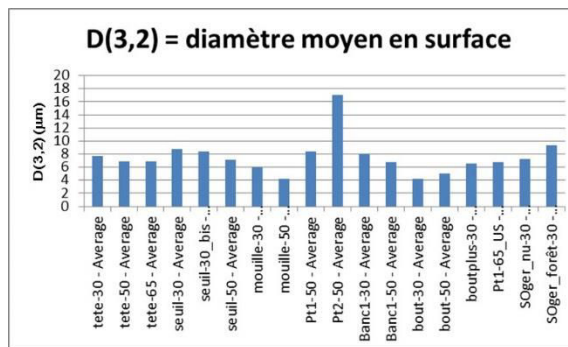
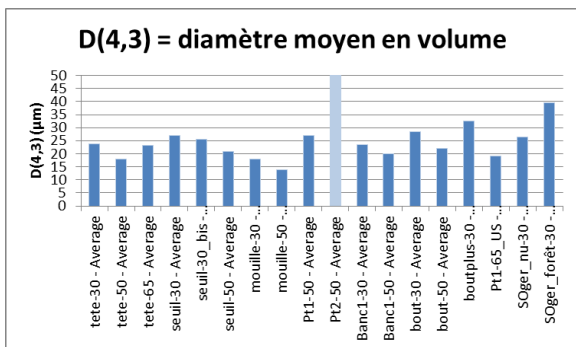


Figure 2.27 : Comparaison des tailles moyennes des sédiments déterminées par granulométrie par diffraction laser.

2.7.12 Analyse des baguettes

Selon le protocole décrit par Marmonnier et al. (2004), la qualité d'oxygénation de la zone hyporhéique se juge par la présence d'une bande noire sur la baguette mouillée. Cette bande noire est considérée comme la limite d'une zone hypoxique-anoxique. Au-dessus, le bois garde une couleur jaunâtre lorsqu'il est mouillé, indice d'une bonne oxygénation. En dessous de la bande noire, le bois prend une teinte grisâtre (zone anaérobie). Il y a des cas où au moment de sa récupération, la baguette est complètement noire (elle était insérée dans une zone hypoxique-anoxique sur toute sa longueur), jaunâtre (elle était complètement insérée dans une zone bien oxygénée) ou grisâtre (elle était complètement insérée dans une zone anaérobie). Cependant Marmonnier et al. n'ont pas étudié dans le détail l'origine de la coloration noire. A cet effet des fragments de bois ont été prélevés avec un cutter sur des baguettes et examinés au microscope électronique à balayage (JEOL 6490LV) équipé d'une sonde à rayons X (SAM-X). Les fragments ont été fixés avec du ruban adhésif double face au carbone sur des supports en laiton ou aluminium et métallisés par un dépôt d'or et de palladium.

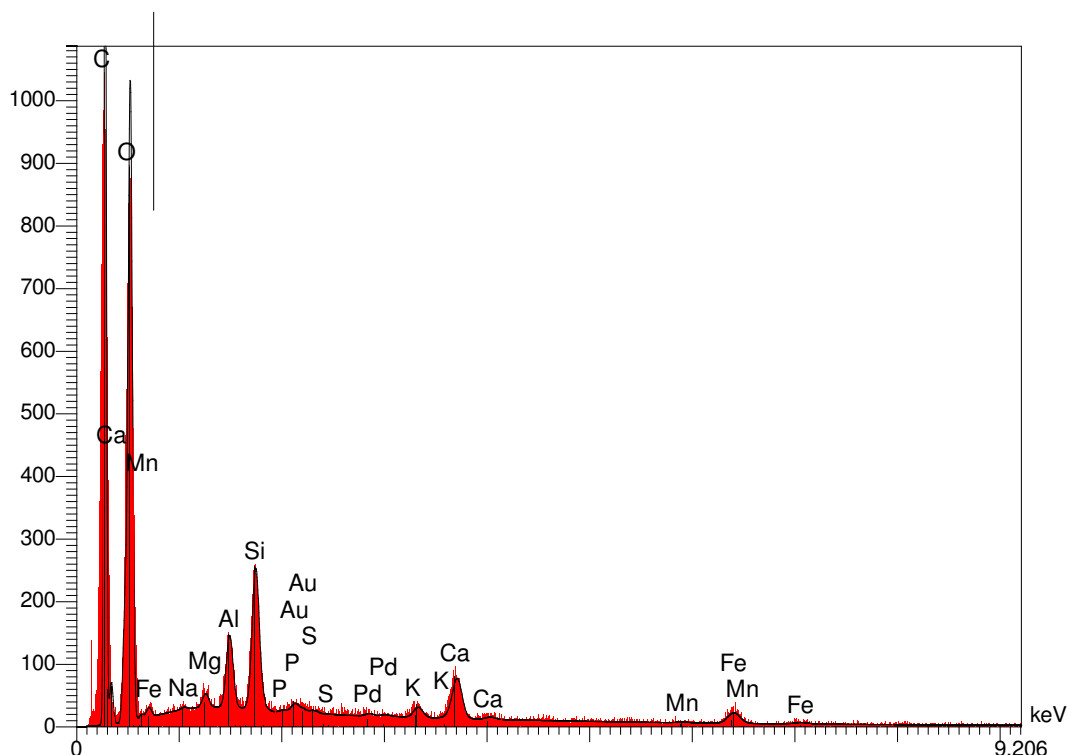


Figure 2.28: Exemple d'un spectre RX obtenu sur un fragment de baguette

La figure 2.28 montre un exemple de caractérisation élémentaire (% atomique) sur une baguette provenant du réacteur après quatre semaines de séjour dans l'argile et le sable. Les hauteurs sont référencées à partir de la base. Une différence de composition bien marquée apparaît vers 7 cm, ce qui correspond à la limite de la zone argileuse.

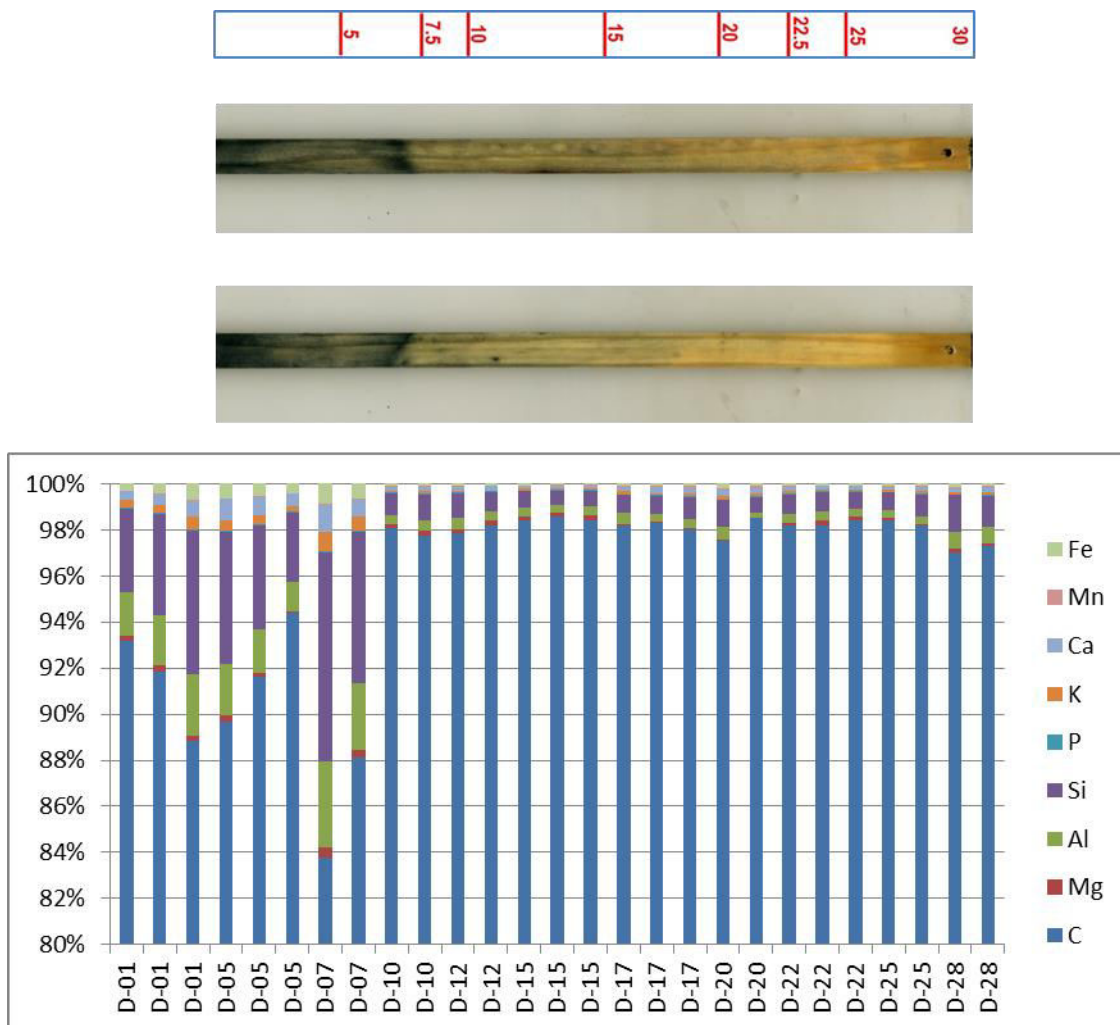


Figure 2.29 : Photographies des deux faces d’une baguette ayant séjourné quatre semaines dans le réacteur et distribution des éléments (%A) (sauf O). Plusieurs analyses ont été faites sur chaque fragment. D-XX : XX donne la hauteur par rapport au bas de la baguette.

2.7.13 Analyse élémentaire de la composition des tissus végétaux

La composition élémentaire des tissus végétaux a été analysée à l’aide d’un analyseur élémentaire CHONS (Flash EA 1112, Thermo Scientific) à partir des matières sèches broyées (1.6.4). Environ 2 mg des échantillons sous forme de poudre sont pesés dans des capsules en étain. Les capsules sont ensuite pliées pour bien envelopper les échantillons et placées dans le passeur d’échantillon. L’analyse élémentaire est réalisée par une combustion complète dans un réacteur à haute température (900 °C) qui permet de convertir le carbone en CO₂, l’azote en N₂ ou NO_x et l’hydrogène en H₂O. Les gaz produits sont ensuite dosés précisément dans une colonne de chromatographie de gaz connectée à un détecteur de conductivité thermique très sensible, qui assure une gamme de mesure de 100 ppm à 100%.

3

Auto-épuration dans les cours d'eau

Dans ce chapitre, les études liées à l'auto-épuration naturelle dans les cours d'eau seront présentées à partir des caractérisations globales et des caractérisations locales au niveau du tronçon ainsi que les caractérisations en profondeur sur les zones hyporhéiques. Les données historiques obtenues à partir des stations de mesure sont utilisées pour aider à l'interprétation des phénomènes observés. Par ailleurs, l'effet des milieux poreux face à l'apport des eaux usées a été simulé dans un réacteur rempli des billes de verre et sera présenté dans la dernière partie du chapitre.

3.1 Etude multi-échelle de l'autoépuration dans une rivière rurale : cas du Brénon

Note : cette section est la base d'un manuscrit intitulé : Multiscale study of the assimilative capacity of a rural river (auteurs : Y. Zhang, A. Assaad, M. Cade, G. Rémy, N. Adouani, MN Pons). Les matériels et méthodes utilisées ont été décrits dans le chapitre II et ne sont pas répétés ici.

3.1.1 Introduction

Domestic effluents and agricultural land runoff are important causes for river quality degradation in rural areas where there is often a lack of centralized wastewater treatment systems. Decentralized options are available, such as septic tanks or micro-plants, but in many cases, the domestic sewage remains untreated and is directly discharged into the aquatic environment.

The assimilative capacity of a river can be helpful for reducing the impacts of such pollution discharge and for regulating the disturbed ecosystem functions. The first definition of natural purification was mentioned by Streeter and Phelps (1925), who wrote about the consumption of organic matter through biomass integration, biological degradation and mineralization. But where, when and how natural purification occurs? Two major different but hydrologically linked active compartments, the water column and the hyporheic zone, have been identified (Argerich et al., 2011).

In a river ecosystem, most heterotrophic processes occur in the hyporheic zone, where intense microbiological activities can take place in the biofilms (Fischer and Pusch, 2001; Boulton et al., 1998), and where the contact between the nutrients and biota is increased due to a longer water residence time than in the water column (Triska et al. 1989). These exchanges between the stream and subsurface waters could supply dissolved oxygen and organic matter to microorganisms and invertebrates within the hyporheic zone. Hyporheic exchanges are primarily determined by the streambed topography, the sediment porosity and the hydraulic conductivity.

Water motion, substrate particle size, resident biota and physicochemical factors could be also influence the functioning of the hyporheic zone (Brunke et Gonser, 1997; Boulton et al., 1998). More specifically, when the stream water is flowing over riffles, the induced imbalanced water pressure could generate significant and complex convection currents within the porous bed sediment. The stream water enters into the hyporheic zone from the upstream face while the hyporheic water returns to the surface at the downstream face (Thibodeaux and Boyle, 1987). Hence, a riffle-pool sequence is important for the exchanges between hyporheic water and surface water at the stream reach scale (Kasahara and Hill, 2006). In addition, the flow direction of hyporheic exchange varies with the hydraulic gradient and the flow intensity depends on the sediment permeability (Brunke et Gonser, 1997).

Within the hyporheic zone, the dissolved and particulate organic matter can be decomposed according to various biogeochemical processes, depending upon the redox potential conditions. In parallel to organic carbon decomposition, the dissolved oxygen is reduced and when it is exhausted, anoxic processes, such as the reduction of nitrates and sulphates can occur: these anions are used as alternative electron acceptors (Dahm et al., 1998). When nitrates and sulphates have been consumed, anaerobic processes can take place, with the production of methane. Once hyporheic exchanges and processes are well understood, restoration projects can be conducted using constructed sequences of riffles or small steps and pools to increase the hyporheic dissolved oxygen levels and enhance the hyporheic activities (Kasahara and Hill, 2006b).

The present study aims to identify the effects of domestic sewage discharges on the water quality in a rural catchment and determine whether the aquatic ecosystem can deal with these discharges through natural purification. After a global investigation at the river scale, a zone of particular interest has been detected in the downstream part of the water course. A more detailed study of this zone was then undertaken.

3.1.2 Study site and historical information

The sampling stations are distributed along the Brénon River which is a second order stream in the Lorraine region, in the North-East of France. It has a length of 26.3 km for a catchment of 142.3 km² (Fig 3.1). It crosses 12 communities, the most populated of them being Vézelize (1460 inhabitants). Its major tributary is the Uvry River, which crosses three communities corresponding to a total of 967 inhabitants. The Uvry River has a catchment area of 45.8 km² and joins the Brénon River in Vézelize. The different land uses that can be found in the River Brénon catchment are shown in Fig 3.1.

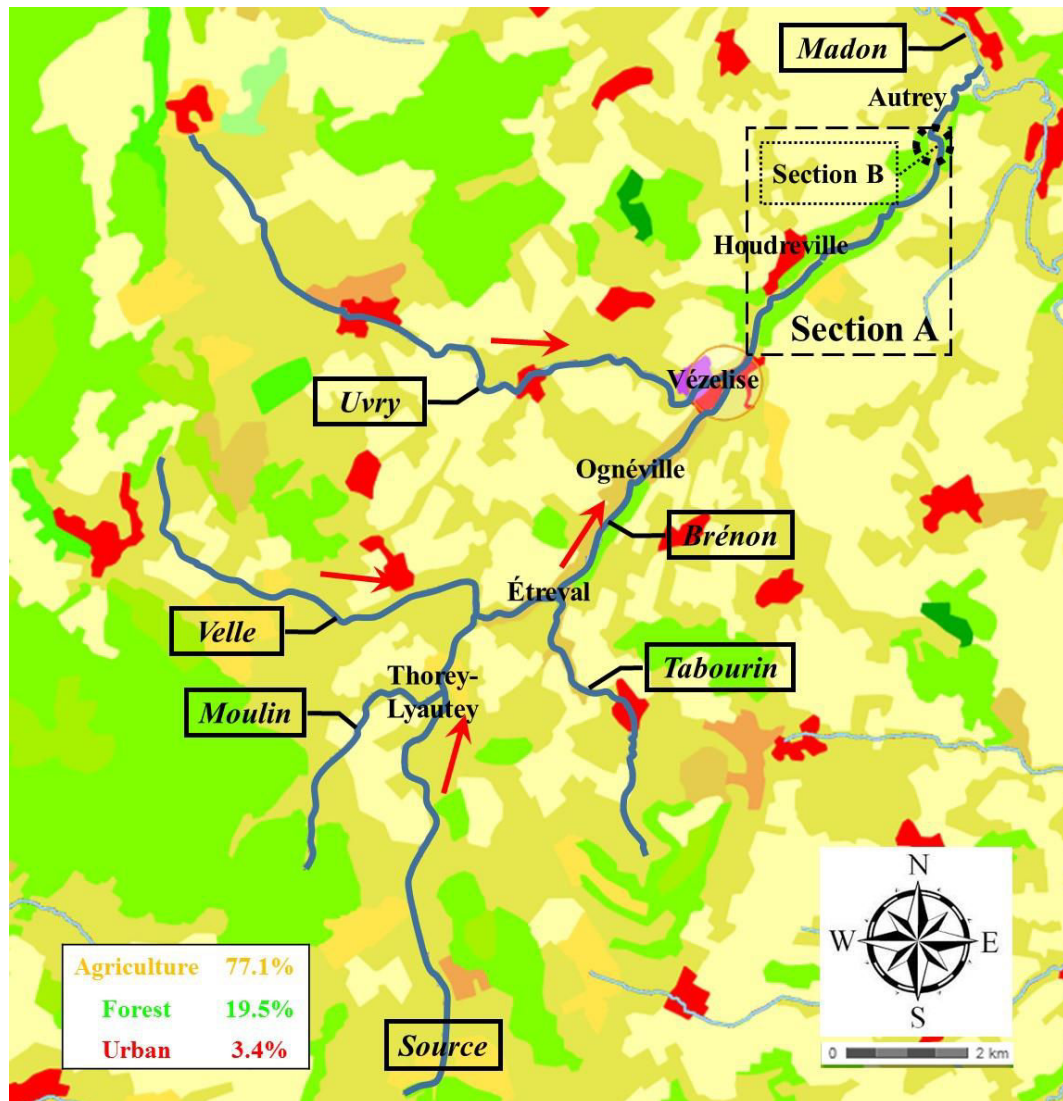


Fig 3.1: The Brénon River catchment and the study sites at different scales. The different color represent three primary land uses as defined by Corine Land Cover (2006). Source: www.geoportail.gouv.fr.

The Brénon River is characterized by sudden and large variations of its flowrate. Flooding, especially in the lower part of the catchment before it joins the Madon River at Autrey is usual. Its flowrate has been monitored for 39 years (1969 – 2007) in Autrey (98% of the total catchment) (<http://www.hydro.eaufrance.fr/>) (Fig 3.2.). Its average discharge is 1.44 m³/s. Its maximal instantaneous flowrate (70 m³/s) has been recorded on Dec 31, 2001 and the highest water height (3 m) has been recorded on Dec 5, 1988. The variations of its flowrate between 2001 and 2007 are shown in Figure 3.3.

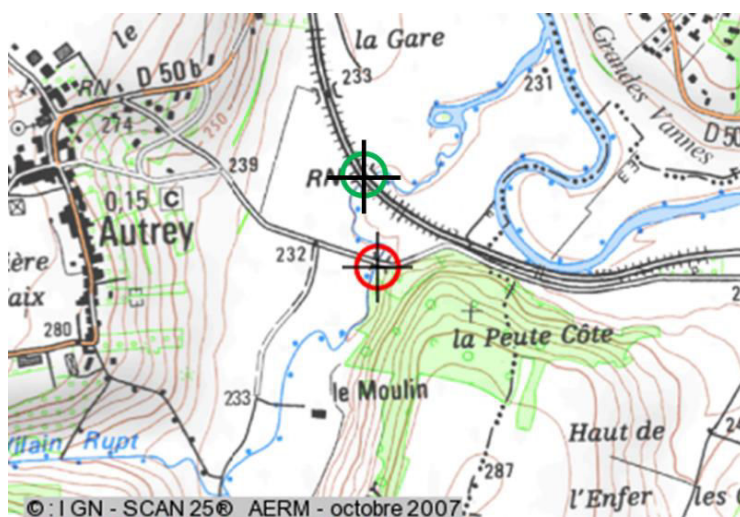


Fig 3.2: Positions of the Hydro discharge gauge (green circle) and the SIERM station (red circle)

Unfortunately the gauging station at Autrey is no more in operation. To estimate the flowrate of the Brénon River at Autrey during our study, two gauging stations on the Madon River were used: Mirecourt (37% of the Madon River catchment), upstream of the junction between the Madon River and the Brénon River and Pulligny (91% of the Madon River catchment), downstream of this junction. The Brénon River is the largest tributary of the Madon River. In Fig 3.4, the flowrate of the Brénon River in Autrey (Q_{Autrey}) between 2001 and 2006 has been plotted against the difference (ΔQ) between the flowrates of the Madon River at Pulligny and Mirecourt. After the elimination of four outliers (high Q_{Autrey} at low ΔQ) a linear correlation could be obtained with a coefficient of determination of 0.78: $Q_{\text{Autrey}} = 0.2919 \cdot \Delta Q - 0.1589$ (all flowrates in m^3/s). A second-order polynomial correlation was also tested, without improvement. The linear relation will be later used to estimate the Brénon flowrate at Autrey during the sampling campaigns.

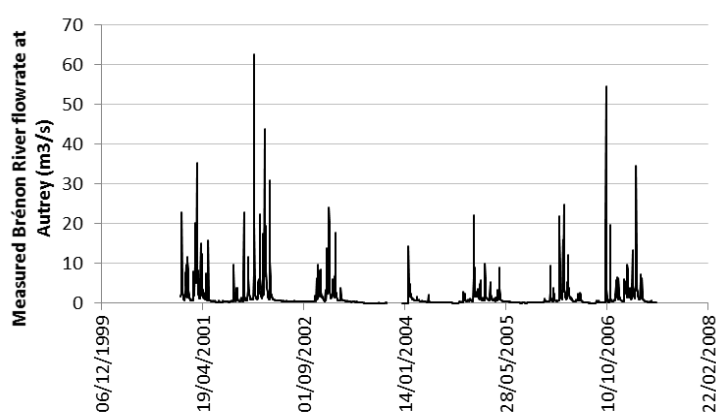


Fig 3.3: Variations of the Brénon River flowrate at Autrey between 2001 and 2007. Data from the Hydro database (<http://www.hydro.eaufrance.fr/>).

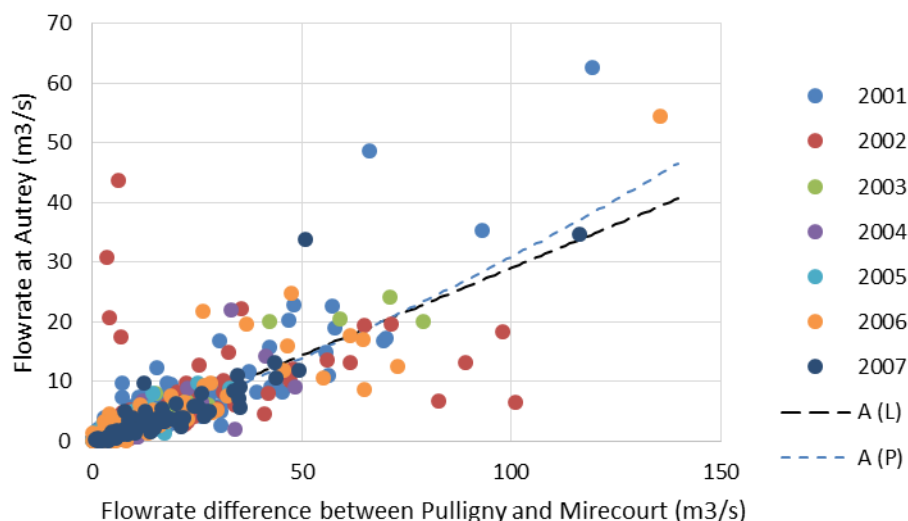
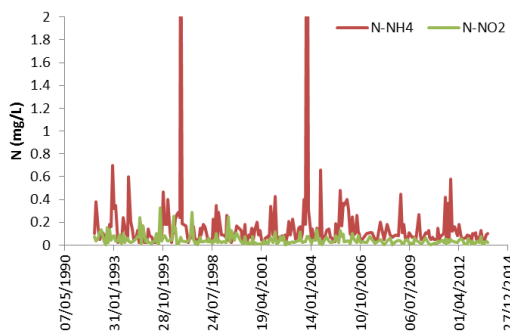
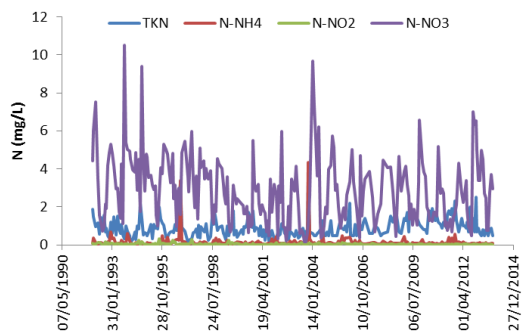
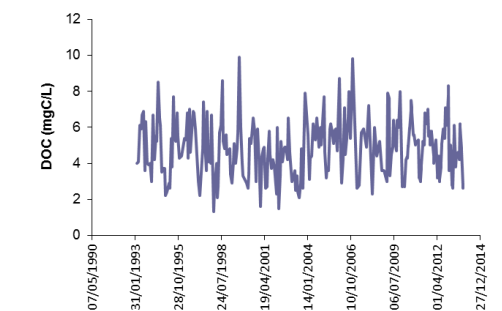
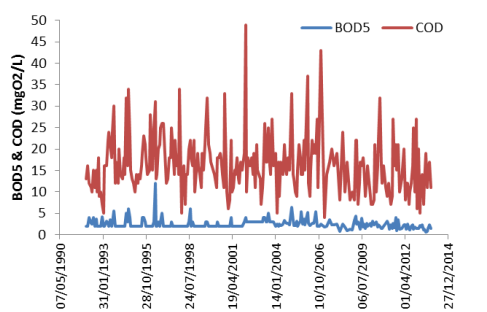
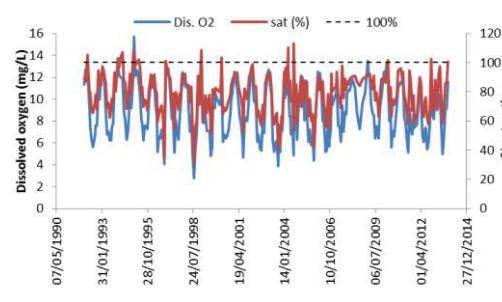
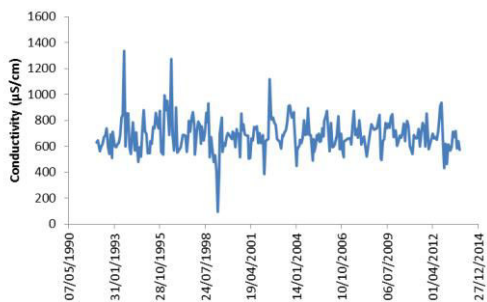
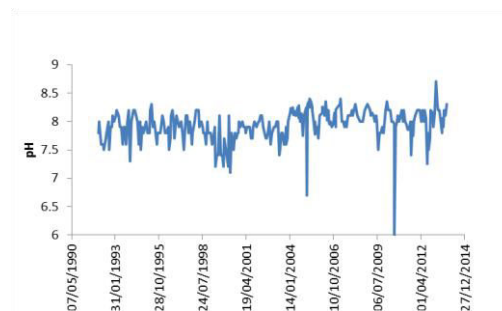
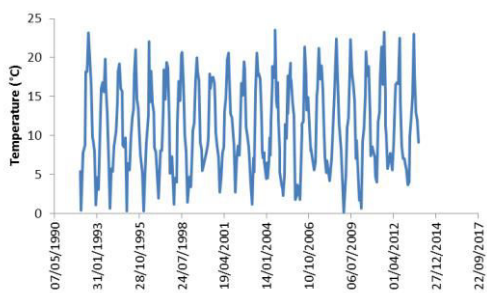


Fig 3.4: Linear (L) and 2nd-order polynomial (P) correlation between the Brénon River flowrate at Autrey and the difference between the flowrates of the Madon River at Pulligny and Mirecourt.

The quality of the Brénon River surface water has been monitored by the Rhin-Meuse Water Board (SIERM database: <http://rhin-meuse.eaufrance.fr/>) in Autrey (Fig 3.5) since 1992 (Figure 3.3). The surface water quality has globally improved during the last years as shown by the biological indices (IBGN for macro-invertebrates and IBD for diatoms). Seasonal variations are seen for nitrates, orthophosphates, dissolved organic carbon and dissolved oxygen. The highest concentrations in nitrates, orthophosphates and dissolved organic carbon are recorded in the fall-winter period, when the run-off from the fields is the highest and when the vegetation is less active. The highest dissolved oxygen concentrations are mainly observed in winter and early spring. The dissolved oxygen concentration remains below 100 % of saturation. The dissolved oxygen saturation was calculated using the Benson & Krause correlation (1984) with a salinity equal to zero. The ammonia concentration is generally below 0.2 mg N/L, although some peaks displaying high ammonia concentration can be observed.



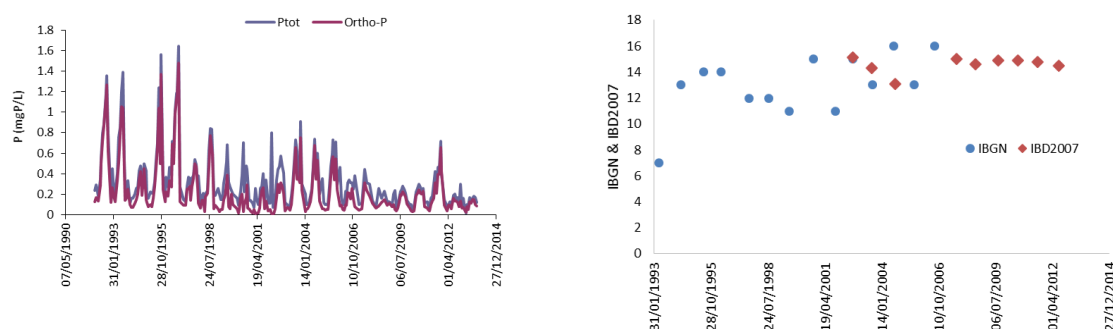


Fig 3.5: Historical data on the Brénon River quality (data from SIERM)

3.1.3 Sampling strategies at different scale study sites

Three sampling strategies have been implemented depending upon the scale.

1) To have a global assessment of the Brénon River, snapshot sampling campaigns have been conducted from its source, near Grimonviller, to its junction with the Madon River in Autrey. The samples were collected using a bailer from the middle of bridges.

2) Section-A (Fig 3.1) has been chosen as a transition between an artificial reach and a natural reach. This artificial-natural transition section or ANTS (area A on Fig. 3.1) starts downstream of Vézélise and continues for 5.71 km. Five sampling points has been used to monitor the changes in pollution with sampling campaigns over 24 hours (6-hr average samples) (Fig. 2.4). Two sampling points, BR3 and BR1, had been set at both extremities of the studied artificial reach, respectively. The third point, BH, had been set at 2.15 km downstream in the natural reach, at the level of Houdreville. The wastewater treatment plant of Houdreville (two-stage constructed wetland) is discharging a few meters upstream of the sampling point. The two last sampling points, BN3 and BN2, had been set at both extremities of the last 120 meters of the natural reach.

3) Area-B, shown at the catchment scale (Fig 3.1) and at the reach scale (Fig 3.7), is located between BN3 and BN2. It has been selected in reason of the presence of a riffle-pool sequence in a meander. Surface water samples have been grabbed manually. Hyporheic water samples have been collected with a Bou Rouch pump (Uwitec, Mondsee, Austria), at two depths in the stream bed: 30 and 50 cm. It was not always possible to sample at 50 cm especially when the stream bed material was clay or rock. Nine sampling points were selected along the reach as shown in Fig 3.7 in function of the various streambed geomorphological features.

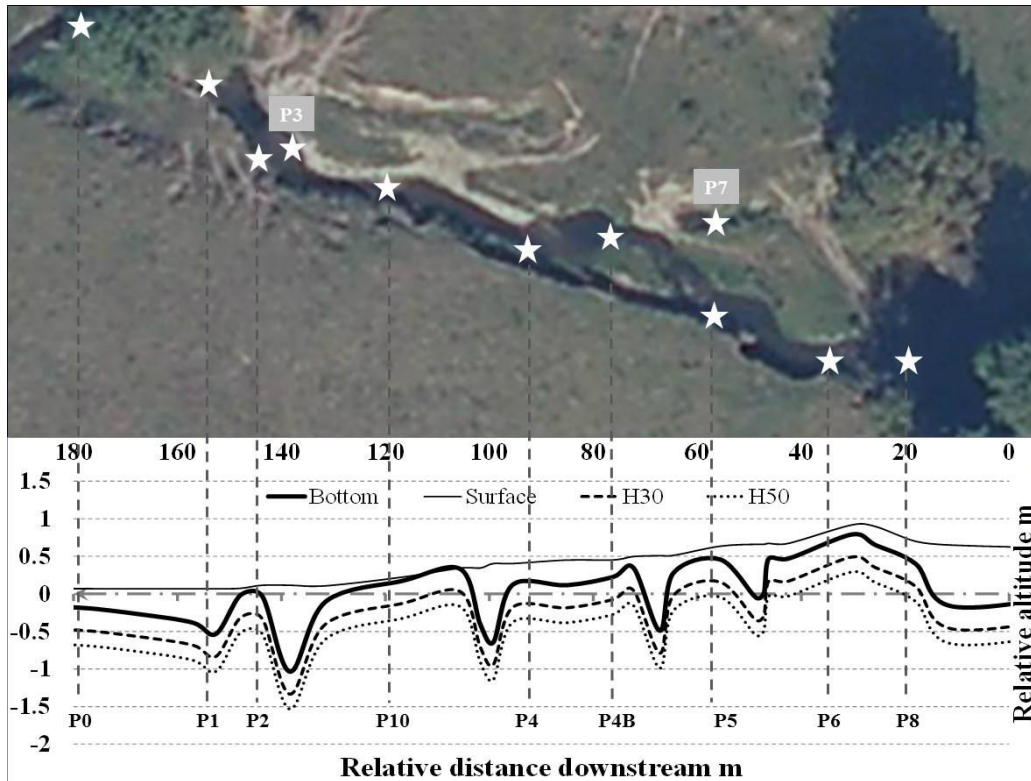


Fig 3.7: Aerial photograph and the corresponding longitudinal cross section of section B with the sampling point's positions. Map source: www.geoportail.gouv.fr.

3.1.4 Results and discussion

The sampling dates for the three scales are shown in Fig 3.8. The sampling in section B can only take place when the water level is sufficiently low for safety reasons.

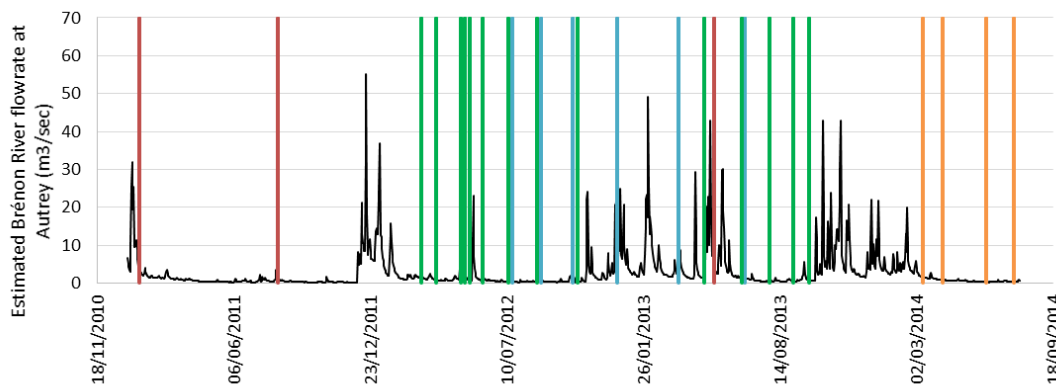


Fig 3.8: Estimated Brénon River flowrate at Autrey. Dates of the sampling campaigns: red = snapshot campaigns along the Brénon River, blue = 24hrs automated campaigns (IRH), green = 2012-2013 sampling campaigns in section B (LRGP), orange = 2014 sampling campaigns in section B (LRGP).

3.1.4.1 Snapshot pollution status along the Brénon River

Three snapshot campaigns were conducted in Jan 18, 2011 ($Q_{\text{Autrey}} = 3.6 \text{ m}^3/\text{s}$), Aug 10, 2011 ($Q_{\text{Autrey}} = 1.5 \text{ m}^3/\text{s}$) and May 13, 2013 ($Q_{\text{Autrey}} = 0.6 \text{ m}^3/\text{s}$). These flowrates correspond to 250%, 105% and 60% of the average discharge of the river, respectively, and cover therefore a large range of flow conditions. The pollution along the Brénon River is detailed in Fig 3.9 in terms of nitrates (N-NO₃), ammonium (N-NH₄), dissolved organic carbon (DOC) and tryptophan-like fluorescence intensity (SFS285). A schematic representation of the water course with the villages (upper part) and the tributaries (lower part) is given also given.

In the upper part of the Brénon River (i.e., upstream of the junction with the Velle River), N-NH₄, DOC and SFS285 are gradually decreasing. N-NH₄ and SFS285 are markers of anthropic pollution, especially from human or animal urine. Nitrates are also decreasing, but their concentration starts to increase downstream of Thorey-Lyautey, before the junction with the Velle River. Downstream of this junction, all the pollution markers show an increase of the pollution down to Houdreville. From Houdreville to the farthest sampling point, the river ecosystem seems to be able to reduce N-NH₄ and DOC concentrations. These phenomena are more clearly visible during the August 2011 sampling campaign: summer conditions with high temperature are enhancing the microbial activity in the river. Nitrates concentration is increasing down to the junction with the Madon River. Globally, the concentrations measured during these snapshots campaigns are in the upper range of the SIERM database for DOC and N-NH₄ and in the lower range for nitrates. It can be noticed that the part of the Brénon River downstream of Vézelize seems appropriate to investigate the role of natural purification.

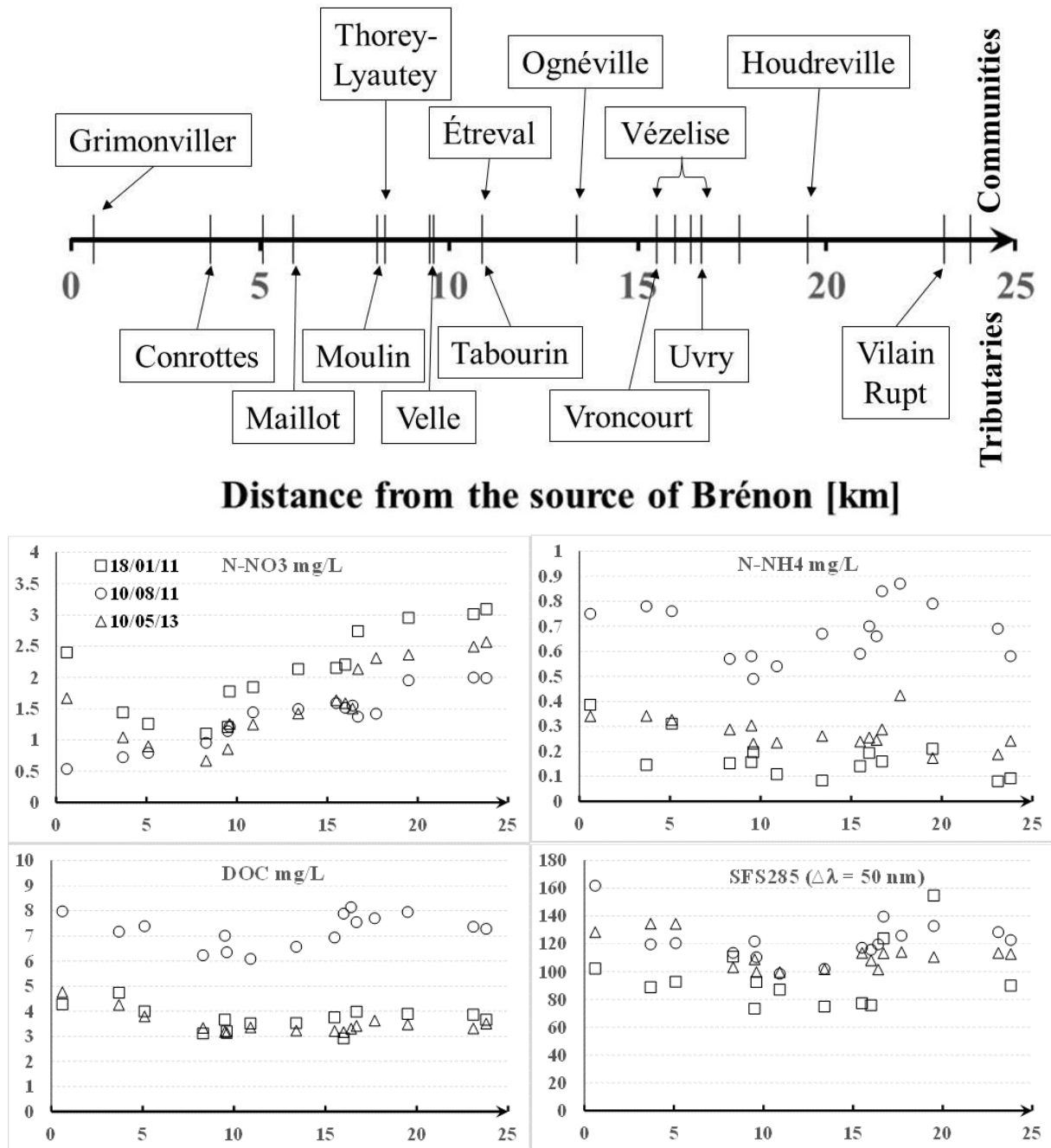


Fig 3.9: Pollution characterization along the Brénon River.

3.1.4.2 Artificial-natural transition section (ANTS)

Among the six sampling events during a period of twelve months between 2012 and 2013, four were conducted in dry weather conditions and two in rainy conditions (Table 3.1). During the rain events, the terrestrial pollutants brought by runoff from impervious surfaces as well as fields are considered as an important pollution input source to the river system. The weather conditions in the days before the sampling campaign can also have an influence of the surface water composition during the sampling. The weather conditions during the seven previous days are shown in Fig 3.10. For these reasons the results of campaigns done under dry and rainy conditions are presented separately in Fig 3.11 and Fig 3.12. In these figures, the line linking

symbols are used to present average values of 6 hours during 24 hours sampling period at each sampling location.

Table 3.1: Weather conditions and water level information for 24hr sampling campaigns in section A between 2012 and 2013. NA = data no available

Environmental conditions		2012				2013	
		18/07	29/08	15/10	19/12	18/03	24/06
		S1	S2	S3	S4	S5	S6
Air temperature °C	mean	16.4	20.3	4.8	0.8	5	17.6
	min	13	15	0.5	-2	1	14
	max	22.5	31.5	11	6.5	9	21
Water height at BR2 (cm)		23.7	20.4	38.9	101	139	NA
Q _{Autrey} (m ³ /sec)		0.42	0.41	3.4	12	18	1.3
Rainfall (mm.d ⁻¹)		0	2.8	0	0	12.4	0

For the dry weather conditions (Fig 3.11), a different behavior is observed between the campaigns. The nitrates concentrations observed in summer (S1 and S6) are lower than those observed in autumn (S3) and winter (S4). The uptake of nitrates by the vegetation, especially the riparian woodland could be the reason of these low concentrations during summer campaigns.

The increase in nitrates concentrations observed over 24 hr during the S3 campaign is probably due to the runoff of nitrates induced by heavy rain in the days preceding the campaign. The displacement of the pollution wave from upstream can also explain the decrease of the average nitrate concentration between BR3 and BN2. Actually a decrease due to nitrates uptake by plants is not possible in the fall season.

The fate of ammonia during the different campaigns is more difficult to explain. The data collected for the S4 campaign are at the limit of quantification and the variations cannot be discussed. A global decrease is observed for ammonia during the S1 and S3 campaign. Part of the ammonia disappearing during S3 could be transformed into nitrates. However as the nitrates concentration coming from upstream during S3 is very high, it is not possible to confirm this transformation. The ammonia concentration is increasing in BR3 and BR1 during the S1 campaign but no obvious biological explanation could be proposed. No parallel increase of the tryptophan-like fluorescence is observed for these two sampling points: such an increase could have support the assumption of a discharge of untreated domestic sewage.

S1

S2

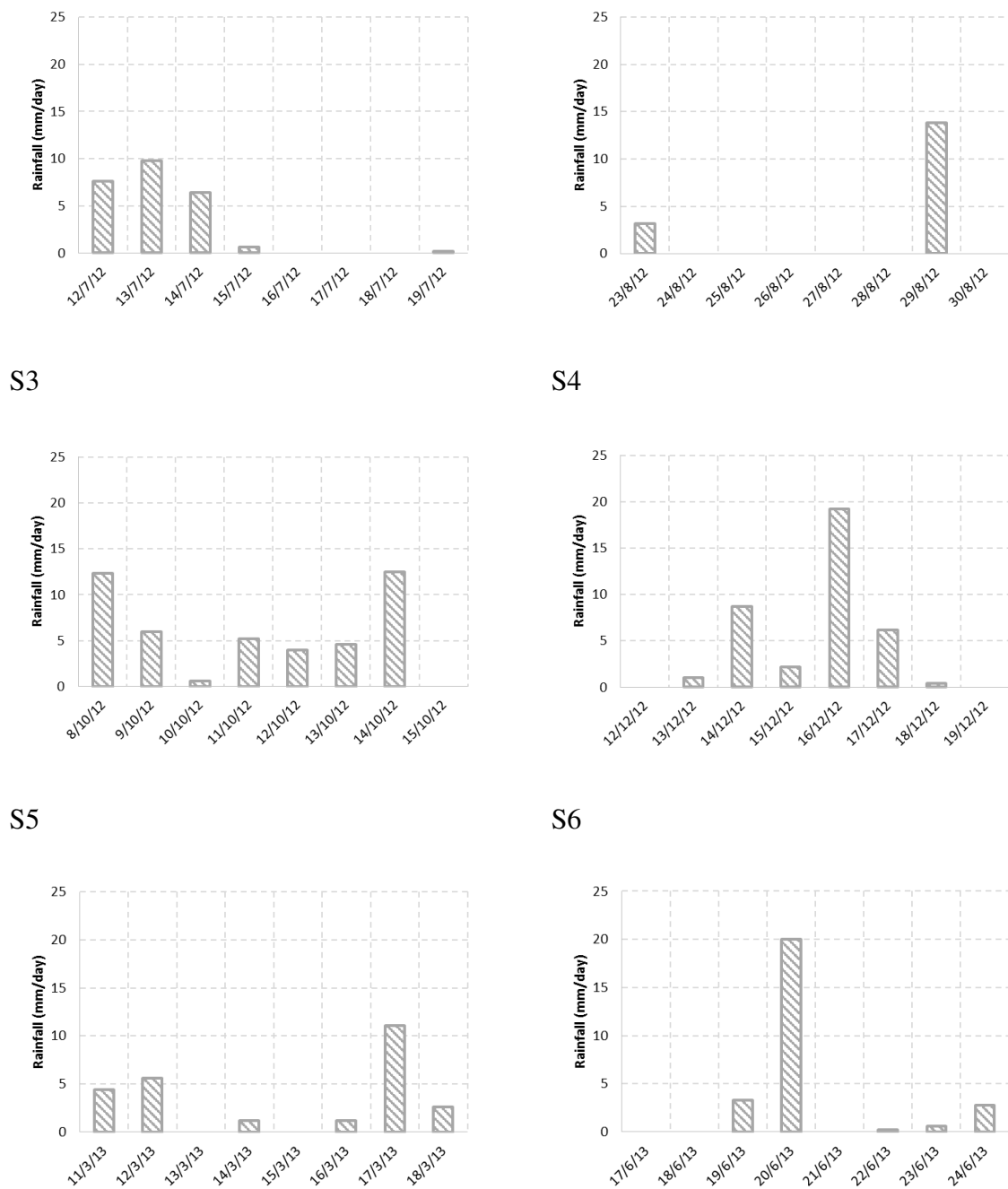


Fig 3.10: Weather conditions in the week before the 24-hrs sampling campaigns in section A.

The DOC concentration varies between 4 and 5 mg/L. It is very difficult to detect any trend in the fate of DOC, either during a single campaign or globally along the water path.

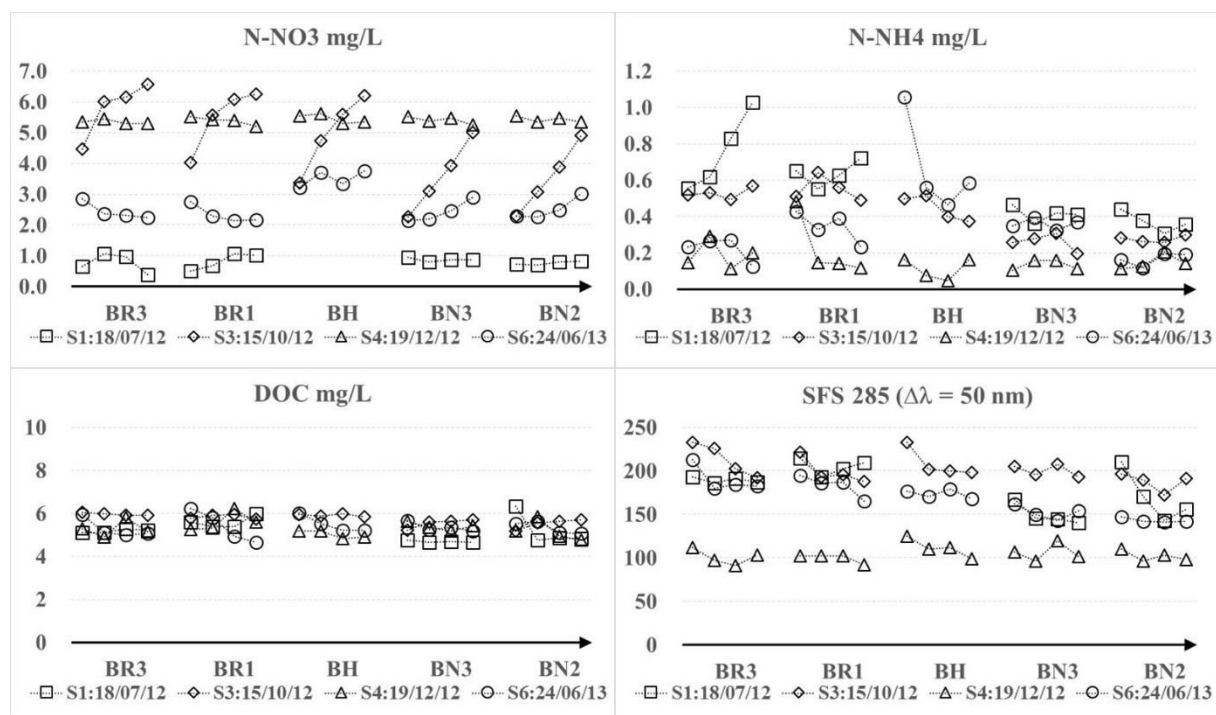


Fig 3.11: Pollutant variation over 24 hrs in ANTS for four sampling campaigns in dry weather conditions.

Two sampling campaigns took place under rainy conditions, one in summer 2012 (S2), and a second one in spring 2013 (S5) (Fig 3.12). For the first campaign, which took place after five days of dry weather, high concentration of ammonium and DOC and high tryptophan-like fluorescence intensity were observed in the straightened part (BR3 and BR1), suggesting release of untreated domestic sewage upstream of the sampling points. Further downstream, along the natural part, ammonia, DOC and SFS285 decrease. A small increase in nitrates is observed: DOC degradation and nitrification could be suggested as primary purification processes. For S5, ammonia, DOC and SFS285 remained globally low and nitrates high: no change could be observed along the water path. No specific biological activity could be detected.

A comparison of the concentrations measured on our samples from section A and B and the samples collected in Autrey during the same period by the Rhin-Meuse Water Board (SIERM) is proposed in Figure 3.13. A good agreement is observed for nitrates, DOC and total nitrogen. The SIERM ammonia concentrations are in general lower than ours, which could be explained by the fact that the SIERM sampling point is further downstream and that more NH_4 could be transformed into nitrates.

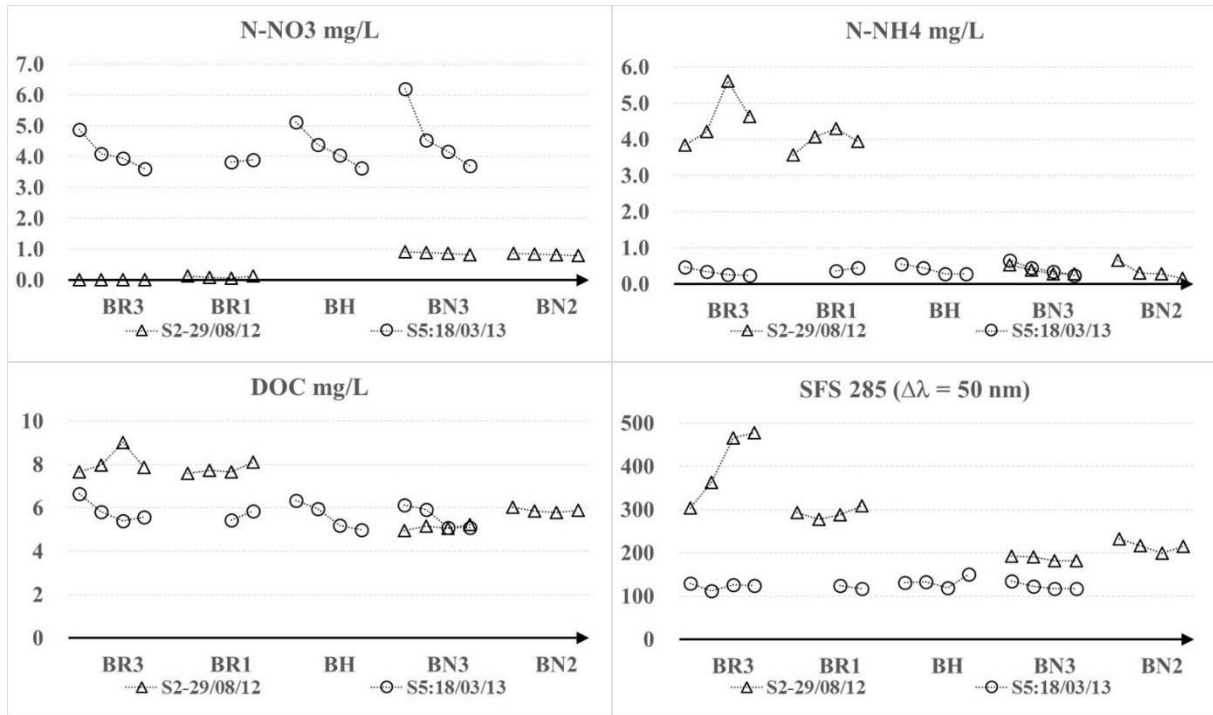


Fig 3.12: Pollutant variation in a period of 24 hours in ANTS on two rainy times.

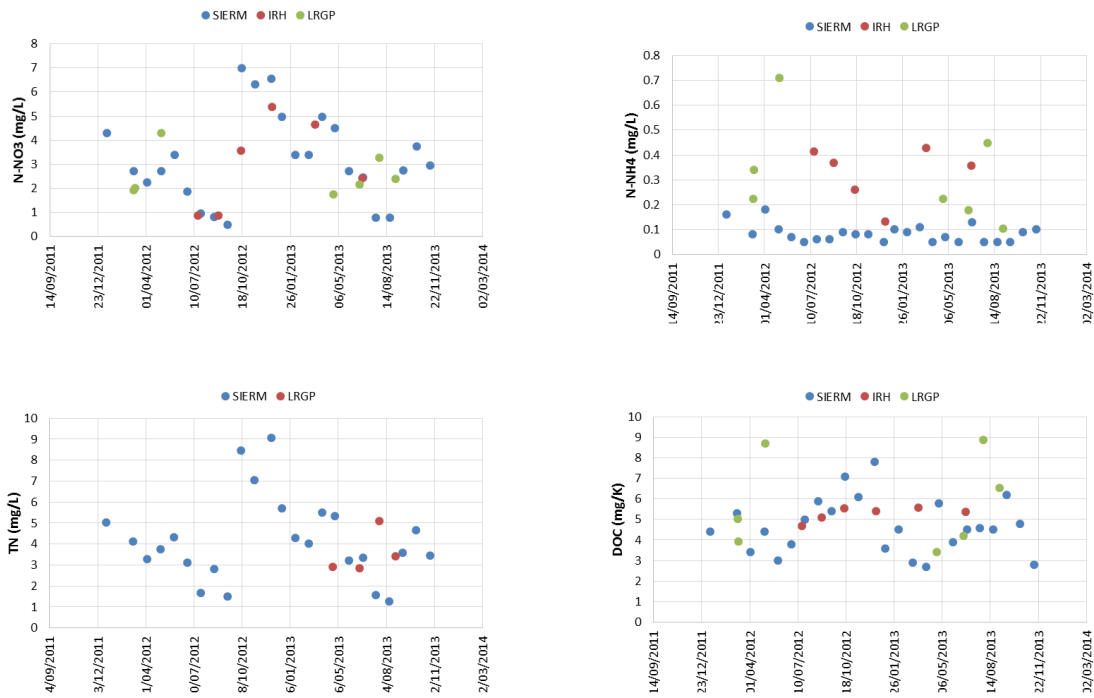


Fig 3.13: Data comparison between SIERM database for 2012-2013 and our results (samples from the IRH automated sampler at station BN3 analysed at LRGP and LRGP surface water samples in section B).

3.1.4.3 Longitudinal cross section of Brénon reach study site.

At the smallest scale of our study, seven sampling campaigns had been conducted between 2012 and 2013 and four in 2014. In relation with the streambed topography features, the stream and hyporheic water chemistry vertical variation revealed three primary function zones according to the results collected on the nine sampling locations.

As shown in Fig 3.8, sampling in section B took place from 2012 to 2014. However the river bed was modified to some extent in winter 2012-2013 and more drastically in winter 2013-2014. In spring 2014 a large trunk drifted down to the level of P5 and pebble gravel was transported. As a consequence the P4 riffle start was moved upstream near P4B, fig 3.15. In summer 2014, no water was flowing anymore near point P1 along the right bank: the flow path was displaced toward the left bank (Point P1B, Fig 3.16 and 3.17). A more gradual change was noticed for P4B. The streambed bottom near that point was silty in 2012: it was not possible to sample its hyporheic layer nor to perform any slug-test. After the winter 2012-2013 and strong flooding events, the streambed nature was modified and it became possible to work at P4B. As a consequence of these changes the results collected in 2012-2013 will be mostly discussed for this section as only four sampling campaigns took place with the most recent river bed configuration.



Sept 26, 2013



March 12, 2014



April 9, 2014

Fig 3.14: Views of P5



June 21, 2012



March 12, 2014

Fig 3.15: Views of P4 and P4B



June 21, 2012



March 12, 2014



June 13, 2013



April 9, 2014

Fig 3.16: Views of P1

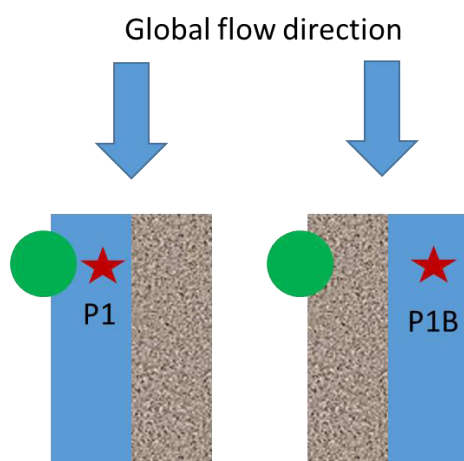


Fig 3.17: change of location for sampling point P1

✧ Hydraulic conductivity

The hydraulic conductivity at point P1 at a depth of 30 cm was repeatedly measured (Fig 3.18). The values varied between $5 \cdot 10^{-6}$ and 10^{-3} m/s during the period 2012-2014 with an increase during 2012 and a decrease during 2013. As the water was no more flowing in P1 in summer 2014, the sampling point was moved toward the left bank (point P1B) whose hydraulic conductivity is in the same range as for point P1 in 2012-2013. According to Musy and Soutter (1991), this range corresponds to mixtures of gravel and sand, with good infiltration potential. In Fig 3.19, the hydraulic conductivities measured on Sept 29, 2014 in different points of section B are compared. They correspond the same river bed texture as point 1. On that same day the hydraulic conductivity in point 10 could not be measured as the water column in the probe was disappearing too quickly. On the contrary, the hydraulic conductivity in point 2 could not be measured because of probe clogging, revealing the presence of very fine material (silt or clay).

Weather conditions, such as varying temperature or rain events are also key influence factors for the functioning of a river system (Argerich et al., 2011; Lautz, 2012). Argerich et al. (2011) have studied the effect of leaf falling in autumn and the stream discharge variation on the

hyporheic exchange: they concluded that the hydraulic conductivity decreases when the leaf-litter accumulates on streambed and increases with stream discharge. The increase observed in winter 2012-2013 could be linked to the high flowrate in the river at that period.

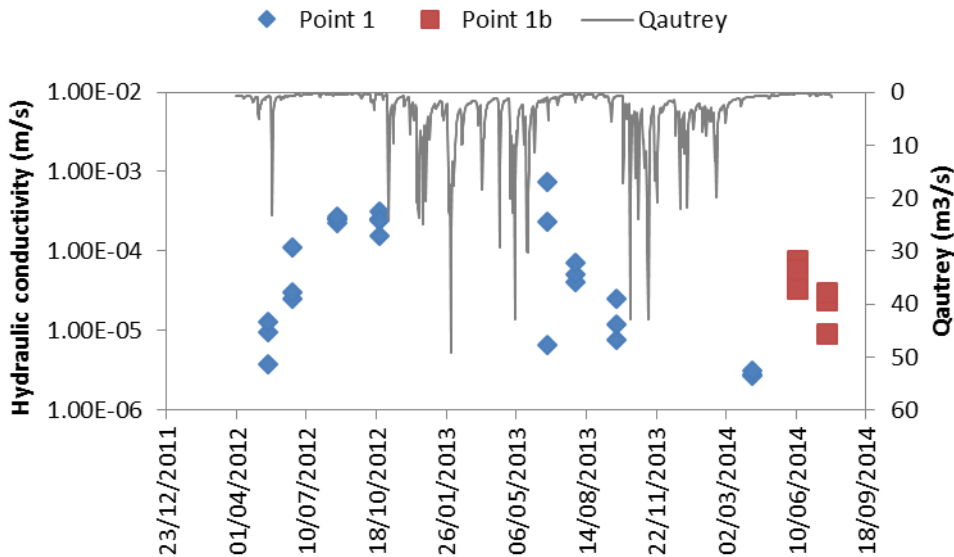


Fig 3.18: Hydraulic conductivity at a depth of 30 cm in point 1 (blue symbols) and point 1B (red symbols). Estimated flowrate at Autrey.

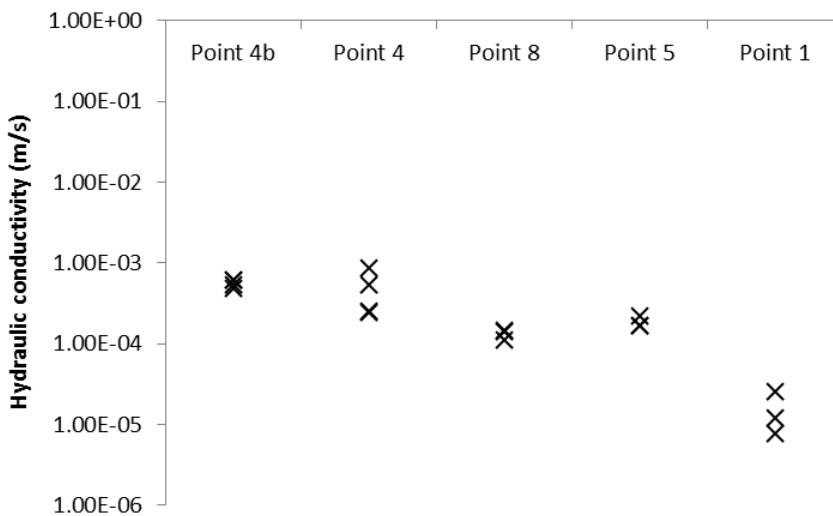


Fig 3.19: Hydraulic conductivity in several points of section B as measured at a depth of 30cm on Sept 26, 2013.

In complement to the direct measurement of hydraulic conductivity by slug-test the chloride concentration measured in surface and hyporheic samples (SURFACE, H30 and H50) is thought to be able to provide information on hydraulic conductivity of hyporheic zones by reason of its conservative chemical characters. In addition, sulphate ions could also be used as a supplementary hydraulic conductivity indicator, but only under aerobic condition, since these

ions could be reduced under anaerobic conditions as one of potential electron acceptors through the anaerobic biogeochemical pathway (Dahm et al., 1998).

Based on the hydraulic conductivity pattern, three types of active zones were defined in section B:

Aerobic and high hydraulic conductivity zones (A)

The zones exhibiting this first type of activity are located in porous sections of the streambed, with pebble gravel in the surface layer and coarse sands at deeper layers giving rise to high hydraulic conductivity and subsequently aerobic conditions. The sampling point P1 (Fig 3.7), located at head of pool form, has been chosen to represent other points with similar behavior, such as P0 and P10. The behavior of chlorides and sulphates shows the good hyporheic exchange between surface water and the hyporheic zone down to a depth of 50 cm (H30 and H50) (Fig 3.20). The hyporheic water is under aerobic condition ($DO > 2$ mg/L) although the DO concentration in the streambed is about 50% of the concentration recorded in the surface water. The yellowish color of the wet wooden stakes retrieved from P1 confirm the good oxygenation of this station in 2012-2013 (Fig 3.21). A clear change is seen in 2014 as the stakes are becoming black, indicating hypoxic/anoxic conditions.

The black color is due to the precipitation and adsorption of metal (Fe, Mn) oxides on the wood. The chemical composition of the hyporheic sediments sampled at -30 cm has been determined for P1, P2 and P3. Si and Al are the most abundant. Mg, Ca, K, Na and Fe are present and some traces of Mn are also detected (Fig 3.22). Fragments of the 30 cm long wooden stakes, sampled at 2 cm (H), 15 cm (M) and 28 cm (L) from the top have also been analysed. Several fields were analysed on each fragment. Deposits of the minerals found in the sediment are found on the wood fragments: Si, Al, Ca, K and Fe are more especially detected whatever the location of the sampling point (Fig 3.23). More minerals are detected in the top of the wooden stake from P2 than in the lower fragments and it seems to be also the case for the wooden stake from P3 (Fig 3.24). The amount of minerals deposited on the wooden stake of P4 (Fig 3.25) is lower than for the wooden stakes from P2 and P3, Fe, Ca and Si being the most present. It is not possible with this technique to assess the speciation of the deposited minerals. However Fe and O are present, which suggest the deposition of Fe oxides. Traces of sulfur have been detected in the sediment but not on the wooden fragments.

Excepting for two sampling dates (May 3, 2012 and July 30, 2013), nitrates and DOC did not show differences between surface and hyporheic samples. For these two specific dates, surface water samples contained always higher concentration of nitrates, ammonia and DOC than hyporheic samples. The difference between conservative ions and reactive ions indicates a series of probable purification processes under aerobic conditions, such as the organic matter degradation and nitrification, or horizontal hyporheic flux from upstream point P2 where the concentrations of nitrates, ammonia and DO are lower (Fig 3.20).

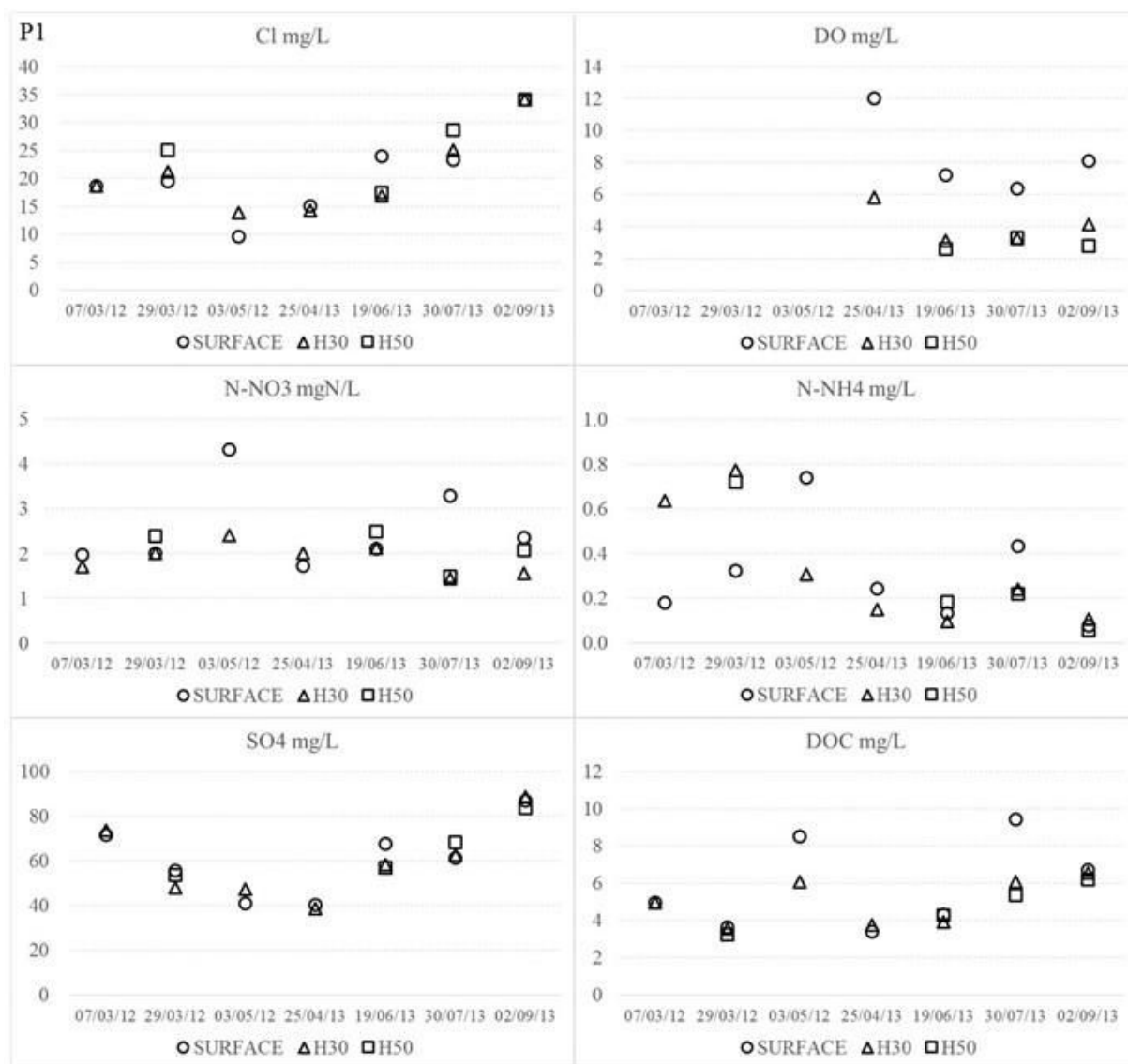


Fig 3.20: Behavior of chemical elements within surface water and hyporheic zones for seven sampling events at position P1.
















Date mise en place	Date de récupération	Nombre de jours	Image
29/3/2012	9/5/2012	41	
3/5/2012	16/5/2012	13	
9/5/2012	16/5/2012	7	
16/5/2012	5/6/2012	20	
5/6/2012	21/6/2012	16	
12/7/2012	23/8/2012	42	
23/8/2012	22/10/2012	60	
22/19/2012	25/4/2013	185	
25/4/2013	19/6/2013	55	
30/7/2013	2/9/2013	34	
2/9/2013	26/9/2013	24	
26/9/2013	12/3/2014	167	
12/3/2014	9/4/2014	28	
9/4/2014	12/6/2014	64	
12/6/2014	23/7/2014	41	

Fig 3.21: Wooden stakes from Point P1 (top on the right side of the image). Full view in Appendix 2

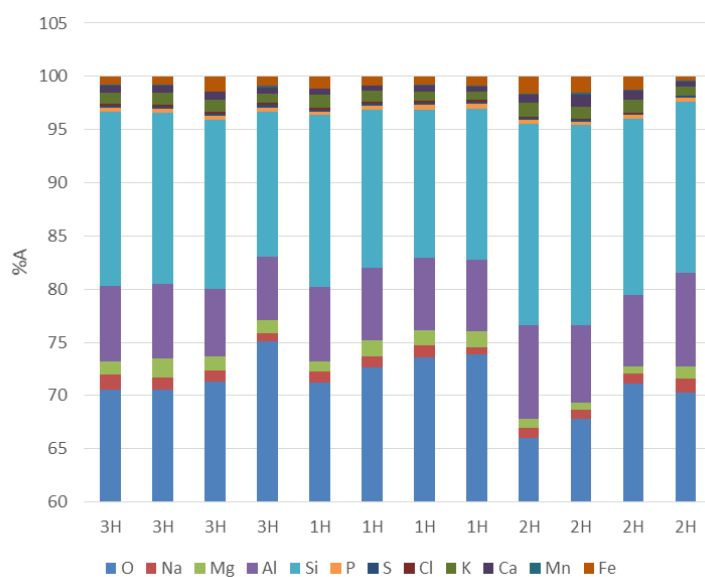


Fig 3.22: Mineral composition of the sediments sampled at 30cm in the hyporheic zone at points P1 (1H), P2 (2H) and P3 (3H)



Top

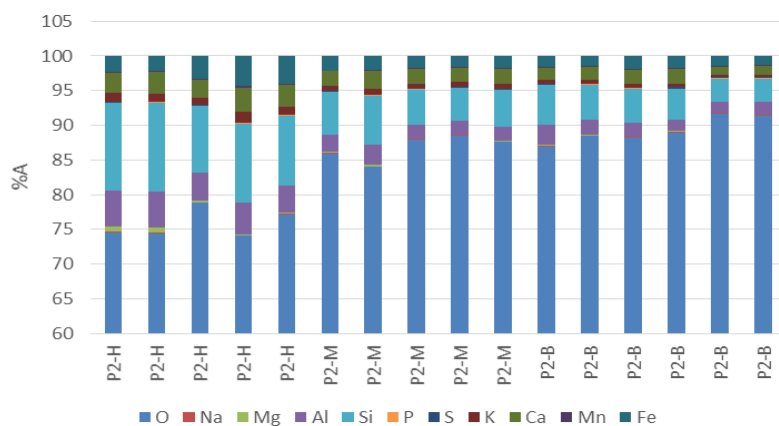


Fig 3.23: Chemical analysis of fragments from a wooden stake from point P2 (pool) (taken out on June 5, 2012 after 27 days of exposition)



Top

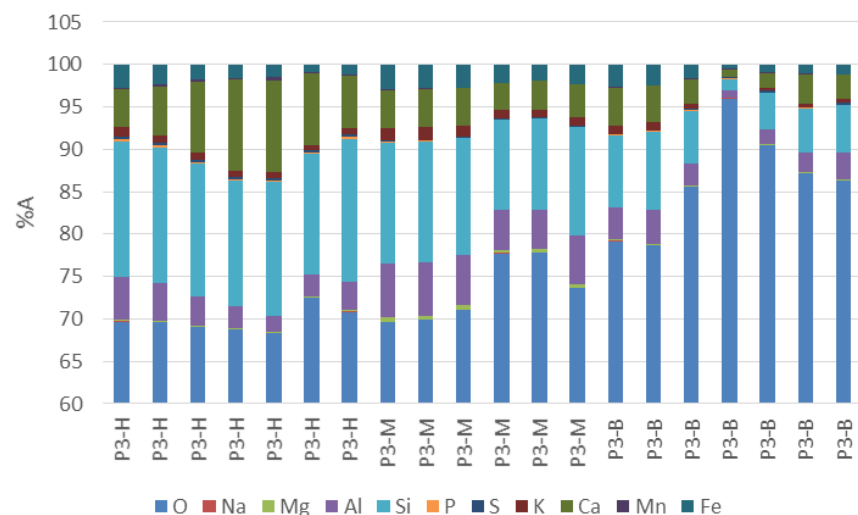


Fig 3.24: Chemical analysis of fragments from a wooden stake from point P3 (riffle) (taken out on June 5, 2012 after 27 days of exposition).



Top

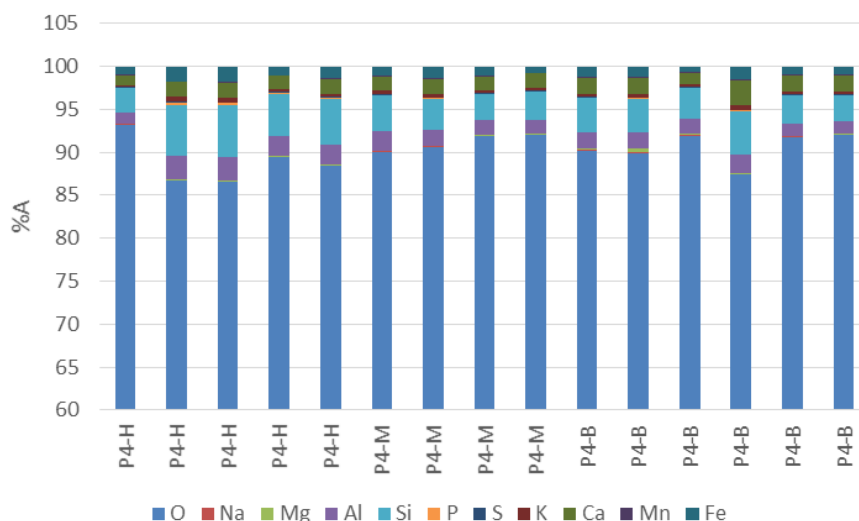


Fig 3.25: Chemical analysis of fragments from a wooden stake from point P4 (riffle) (taken out on June 5, 2012 after 20 days of exposition).

Anoxic and high hydraulic conductivity zones (ANH)

This second type of functional zones are located inside riffle units where high hydraulic conductivity and efficient microbiological activities dominate. Point P4B (Fig 3.7) was selected representative for sampling points with the similar behavior such as P2, P4, P5 and P6. High hydraulic conductivities measured in Sept 2013 in those hyporheic zones were confirmed by the behavior of chloride and sulphates ions (Fig 3.26). These hyporheic zones exhibit high oxygen consumption through microbiological processes that induced to oxygen depletion in depth. Anoxic conditions can favor then denitrification: nitrates concentrations are lower at H30 and H50 than in the surface water.

In comparison with the wooden stakes time-pattern observed in P1, a larger variability is seen: the wooden stakes which have been exposed for the longest periods (130 to 300 days) are those which are the darker, which was not the case for the wooden stakes in P1 (Fig 3.27).

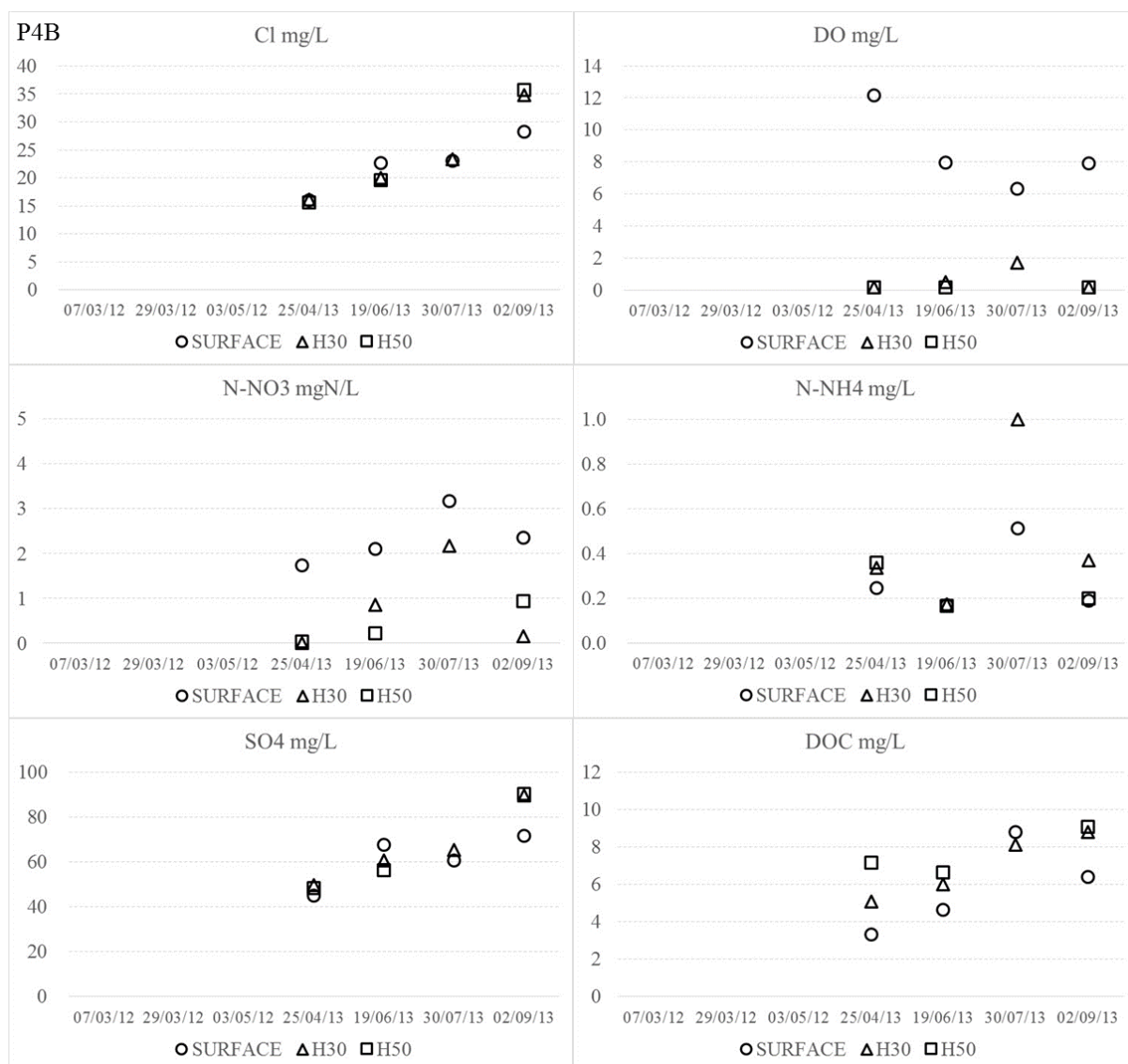


Fig 3.26: Behavior of chemical elements in surface water and hyporheic zones resulted from four sampling events at position P4B.

Date mise en place	Date de récupération	Nombre de jours	Image
29/3/2012	5/6/2012	68	
16/5/2012	5/6/2012	20	
16/5/2012	5/6/2012	20	
5/6/2012	12/7/2012	37	
12/7/2012	23/8/2012	42	
22/10/12	19/6/2013	240	
25/4/2013	2/9/2013	130	
19/6/2013	30/7/2013	41	
2/9/2013	26/9/2013	24	
26/9/2013	23/7/2014	300	
12/3/2014	9/4/2014	28	
12/3/2014	9/4/2014	28	
9/4/2014	12/6/2014	64	
12/6/2014	23/7/2014	41	

Fig 3.27: Wooden stakes from P4B (top on the right side of the image). Full view in Appendix 2.

Anoxic and low hydraulic conductivity zones (ANL)

This third type is found in pools and is characterized by slow stream flow that lead to important material deposition. These materials are retained in the porous zones and then decrease the pore size. As a consequence, the hydraulic conductivity is low and the hyporheic exchanges are difficult. It is also very difficult to sample these points because of clogging of the probes. The point P8 (Fig 3.7) is a typical example for this functional group. There is no oxygen in the hyporheic zone and nitrates concentration is very low (3.28). On the contrary the ammonia concentration is high. Nitrates could have been eliminated either by denitrification (and then transformed into N_2 in the denitrification is complete) or into $N-NH_4$ by chemical reduction in presence of iron oxides. This scheme is plausible as the wooden stakes from P8 are black, due to the presence of iron oxides (Fig 3.29). Organic carbon is stored in the hyporheic water as its concentration is much higher than in the surface water.

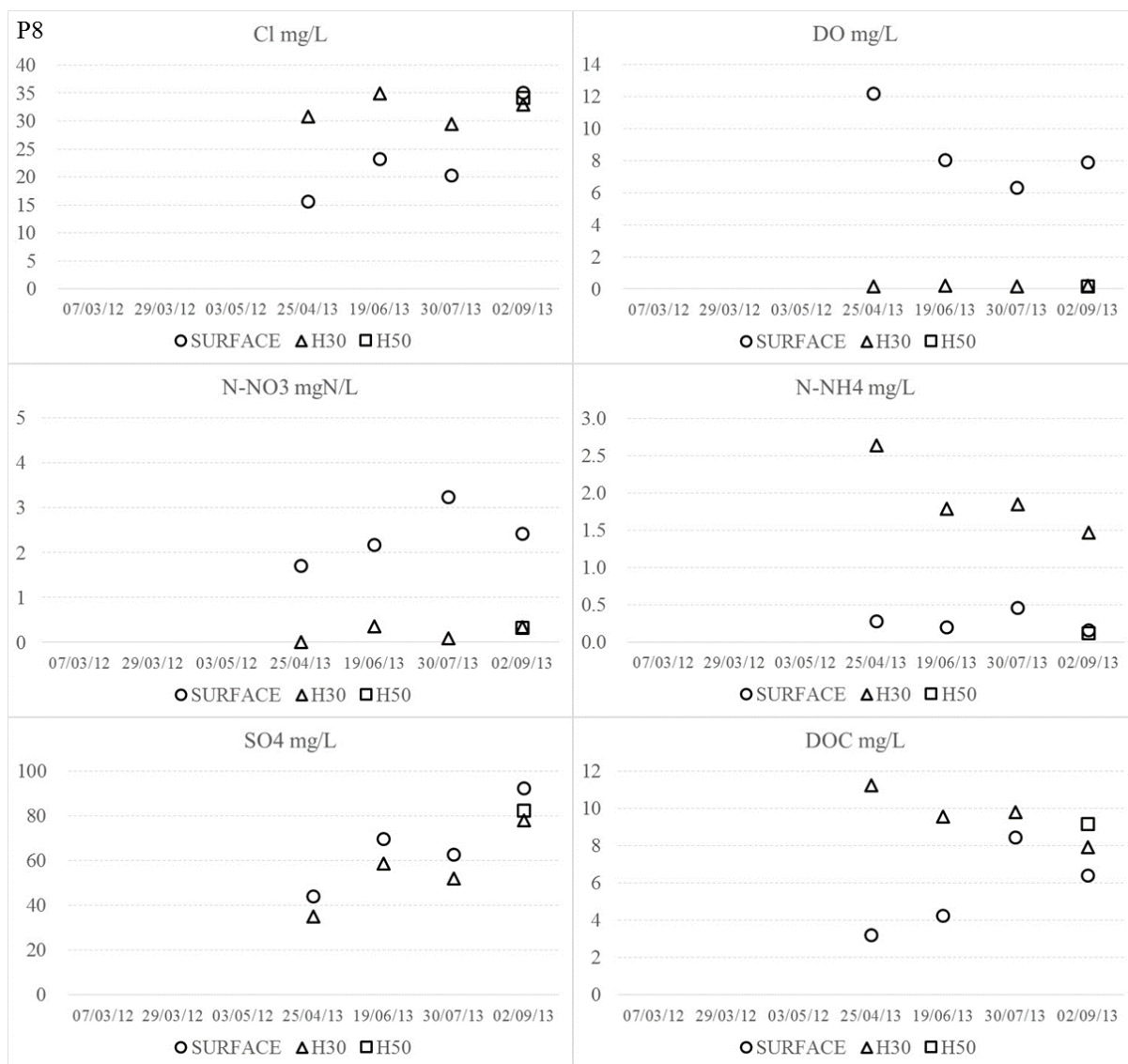


Fig 3.28: Behavior of chemical elements in surface water and hyporheic zone in four successful sampling events at position P8.

Date mise en place	Date de récupération	Nombre de jours	Image
5/6/2012	21/6/2012	16	
21/6/2012	12/7/2012	21	
12/7/2012	23/8/2012	42	
23/8/2012	25/4/2013	245	
22/10/2012	25/4/2013	185	
25/4/2013	19/6/2013	55	
19/6/2013	30/7/2013	41	
30/7/2013	2/9/2013	34	
2/9/2013	26/9/2013	24	
26/9/2013	12/3/2014	167	
12/3/2014	9/4/2014	28	
9/4/2014	23/7/2014	105	
12/6/2014	23/7/2014	41	

Fig 3.29: Wooden stakes from P8 (top on the right side of the image). Full view in Appendix 2

Clogged zones or artificial channel bed (C)

The fourth type of functional zones is constituted mainly by clay materials in deep hyporheic layers with low permeability (Neuzil, 1994). The sampling of hyporheic water was not possible, as the sampler pipe got jammed by fine materials. These zones are usually disconnected from the subsurface flow and therefore do not participate in river purification processes.

3.1.5 Conclusions

At the river scale, increase of the ammonia concentration and of the tryptophan-like fluorescence at Vézelize pointed out the discharge of ill-treated sewage in the Brénon. Downstream of Vézelize, the natural stream reaches displayed a higher purification potential than the near-town reaches characterized by artificial streambed. However at that scale 24hrs sampling campaigns should be analysed with great care and the weather conditions in the previous days should be considered: the pollution wave reaching the downstream part of the watershed should be taken into consideration

At the riffle-pool reach scale, the functioning of hyporheic zone has been emphasized in term of high microbiological activities and relatively long residence time. However, they strongly depend on the hyporheic exchange between surface and hyporheic waters, which controls the nutrients supplies and the DO availability. The streambed morphology (Fig 3.30) is a key factor for the hyporheic exchange and its continuous changes under the effect of flooding and material transport from upstream (fine materials, seasonal leaf litter, pebbles, drift wood) modify the

hydraulic conductivity the microbiological activities. Finally the improved technique of wooden stakes (scanning to keep track of the color, tagging) seems a good way to monitor the hyporheic zone behavior with limited impact on the structure of the streambed.

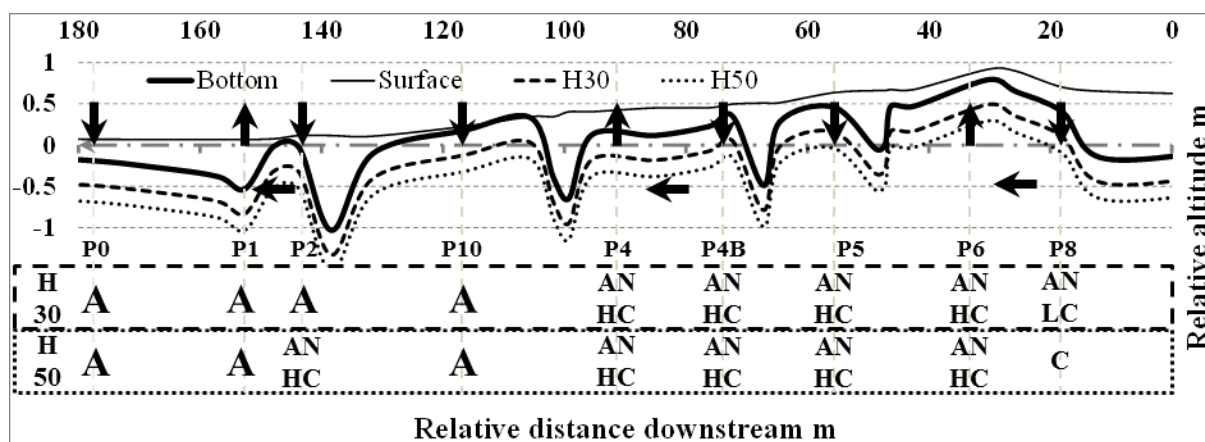


Fig 3.30: Longitudinal cross section diagram with the observed phenomena inside the hyporheic zones and the dominant hyporheic flow directions represented as the black arrows at the sampling points. A: Anoxic; AN: Anaerobic; HC: high hydraulic conductivity; LC: low hydraulic conductivity and C: Clogged.

3.2 Auto-épuration sur le Saint-Oger

En parallèle des études sur le Brénon, un deuxième cours d'eau, le Saint-Oger, a été étudié de façon similaire au Brénon afin de comparer les phénomènes d'autoépuration en fonction de la taille et de l'hydromorphologie du cours d'eau.

3.2.1 Le Saint-Oger

Le bassin du St-Oger se caractérise par une importante occupation du sol par des zones forestières (60,7%), notamment en tête de son bassin versant. Il présente également une occupation plus importante par des zones urbanisées (7,8%) que le bassin du Brénon (Figure 3.31). Après la sortie des zones forestières, trois zones urbanisées sont traversées par le cours d'eau : Deyvillers, Jeuxy et Dogneville. Les activités agricoles sont dédiées à la polyculture comme le long du Brénon : élevage de bétail, céréales et oléagineux.

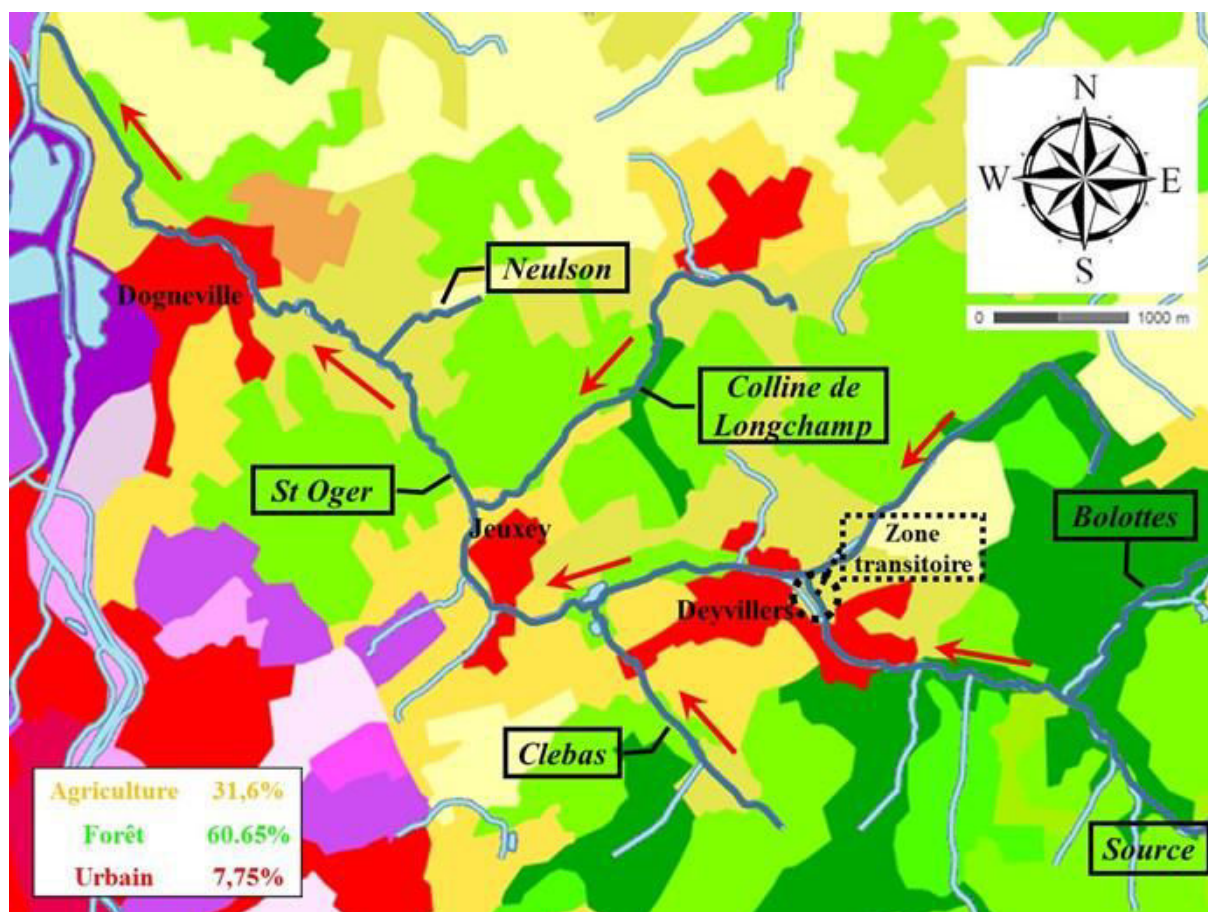


Figure 3.31 : Cartographie du bassin Saint-Oger décrite avec l'occupation du sol (Corine Land Cover, 2006). Les localités traversées et le site d'étude sont marqués le long du cours d'eau.

Le débit du Saint-Oger a été enregistré à Deyvillers (44% du bassin versant) sur cinq ans (de 1974 à 1979) (Figure 3.32). Il présente une variabilité saisonnière bien marquée. Il n'y a plus actuellement de station de mesure de débit maintenue sur le Saint-Oger.

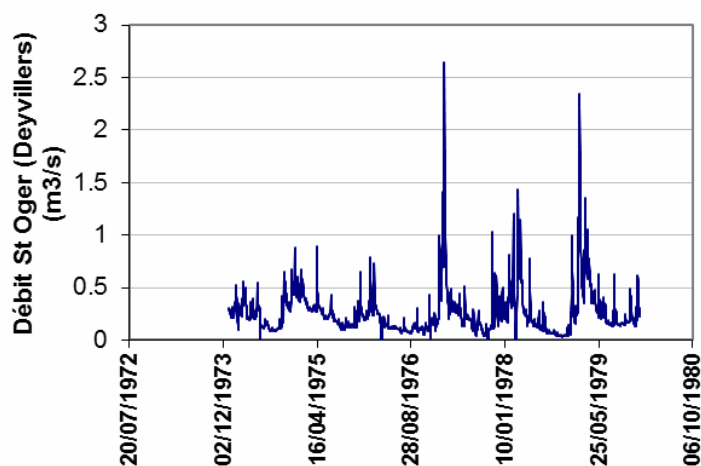


Figure 3.32 : Variations du débit du Saint-Oger à Deyvillers entre le 1/1/1974 et le 31/12/1979 : (Base de données HYDRO)

3.2.2 Pollution actuelle du St-Oger

Les données historiques sur la qualité de l'eau de surface du Saint-Oger sont disponibles uniquement pour la station de Dognéville, donc peu avant la confluence avec la Moselle : elles ont donc peu d'intérêt pour notre travail. La pollution actuelle du Saint-Oger a été caractérisée le 01/04/11 et le 10/08/11 par des campagnes le long du cours d'eau (figures 3.34., 3.35 et 3.36). La pluviométrie ayant prévalu pendant la semaine précédant chaque campagne et enregistrée aux stations météorologiques en fonctionnement les plus proches est résumée dans la figure 3.33. Pour les deux campagnes, s'il n'a pas plu le jour pendant lequel les prélèvements ont été effectués, des précipitations ont été observées dans les jours précédents, notamment pendant la campagne d'été.

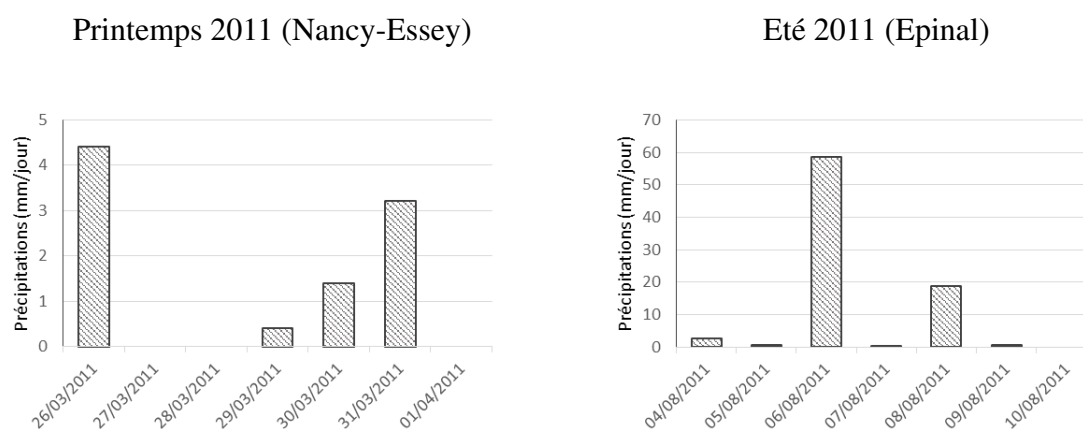


Figure 3.33 : Précipitations enregistrées à Nancy-Essey et Epinal pendant la semaine précédant les deux campagnes d'évaluation de la pollution le long du Saint-Oger.

En ce qui concerne les évolutions des différents paramètres de pollution, les tendances observées au cours de ces deux campagnes sont semblables. Dans la figure 3.34, le schéma en haut présente les localités traversées et les affluents le long du St-Oger à partir de sa source (0 km). Après la sortie des zones forestières, on observe une augmentation au niveau du pH, de la salinité, de la turbidité et de la teneur en COD. Cette augmentation est plus marquée après la traversée du premier village (Deyvillers). Le Saint-Oger présente une salinité et une concentration en COD plus importantes en été qu'au printemps. C'est aussi lors de la traversée de Deyvillers que la concentration en azote ammoniacal augmente fortement, indiquant la présence de rejets domestiques non ou mal traités. Une seconde forte augmentation de la concentration en azote ammoniacal (+ 0.5 mg/L) est aussi observée lors de la traversée de Dognéville. La fluorescence de type tryptophane augmente le long du cours d'eau, mais sans présenter de saut important dans la traversée de Deyvillers. Par contre elle augmente fortement lors de la traversée de Dognéville.

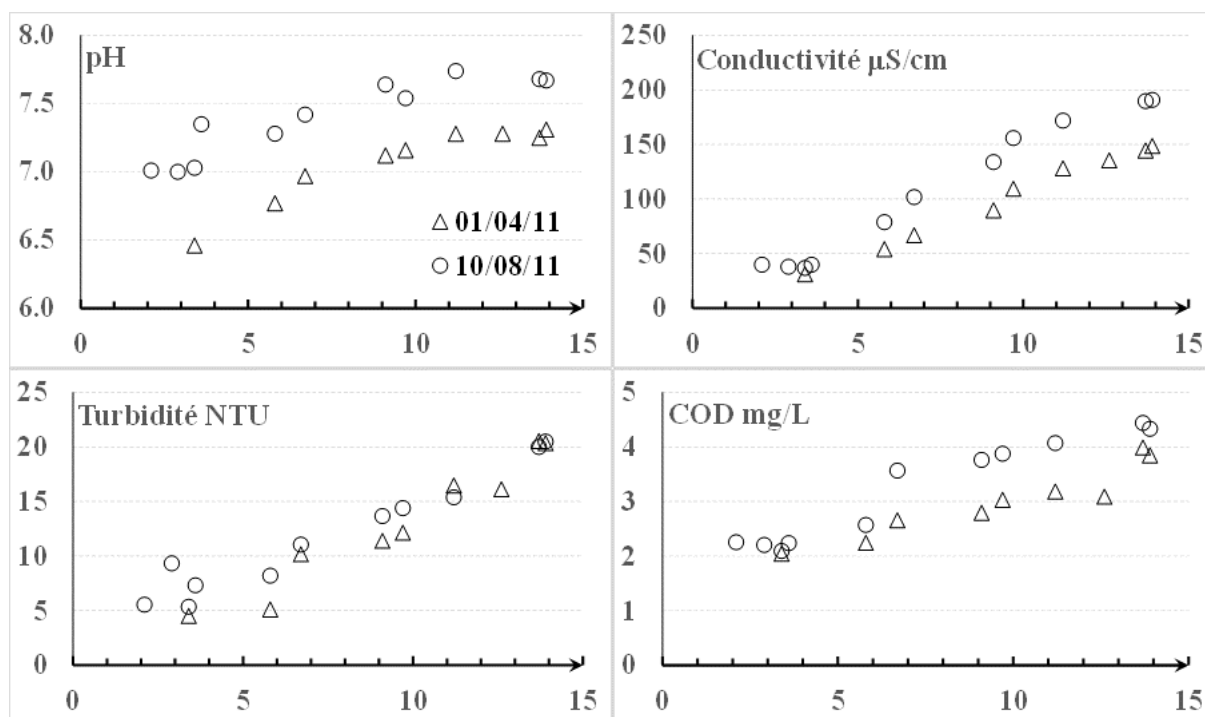
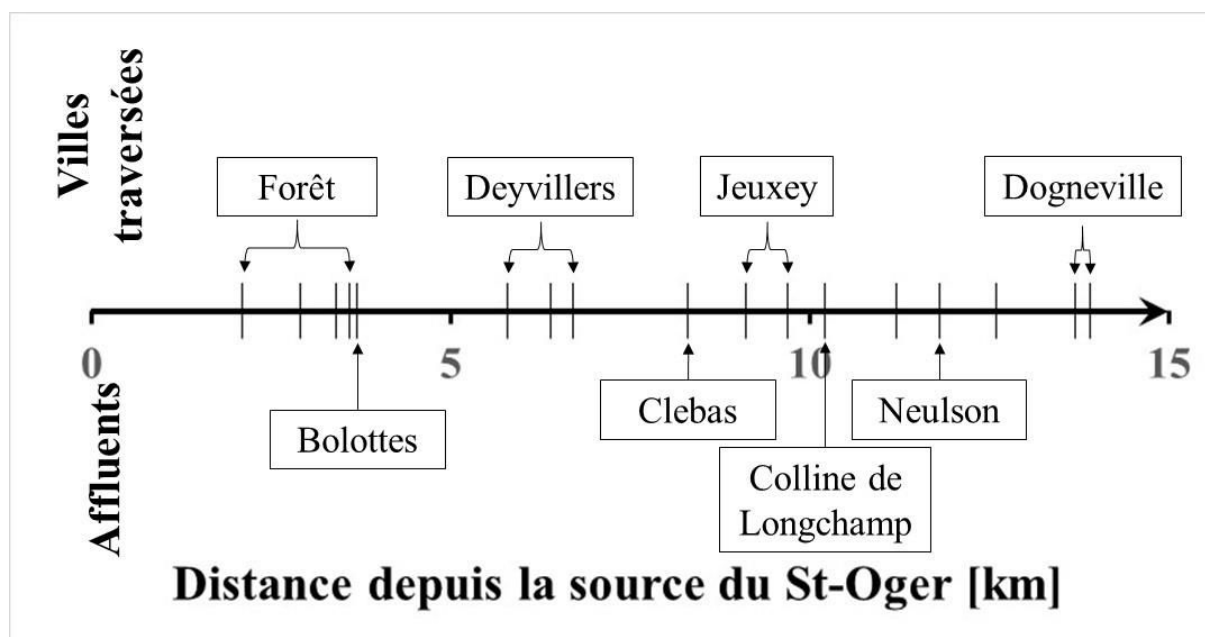


Figure 3.34 : Evolution du pH, de la conductivité, de la turbidité et du COD le long du Saint-Oger en relation avec la distance depuis sa source.

Pour les deux campagnes, la teneur en nitrates augmente régulièrement entre la source et Jeuxey, puis reste stable entre Jeuxey et Dognéville (Figure 3.35). Cette augmentation peut être due aux activités agricoles (lessivage des sols) et/ou à une nitrification de l'azote ammoniacal. Les plus fortes concentrations sont observées pendant la campagne d'été, alors que c'est normalement une période de faibles teneurs en nitrates dans les cours d'eau. Ceci doit être rapproché de la forte pluviométrie enregistrée les jours précédents et qui a favorisé le lessivage des sols agricoles et l'export de nitrates.

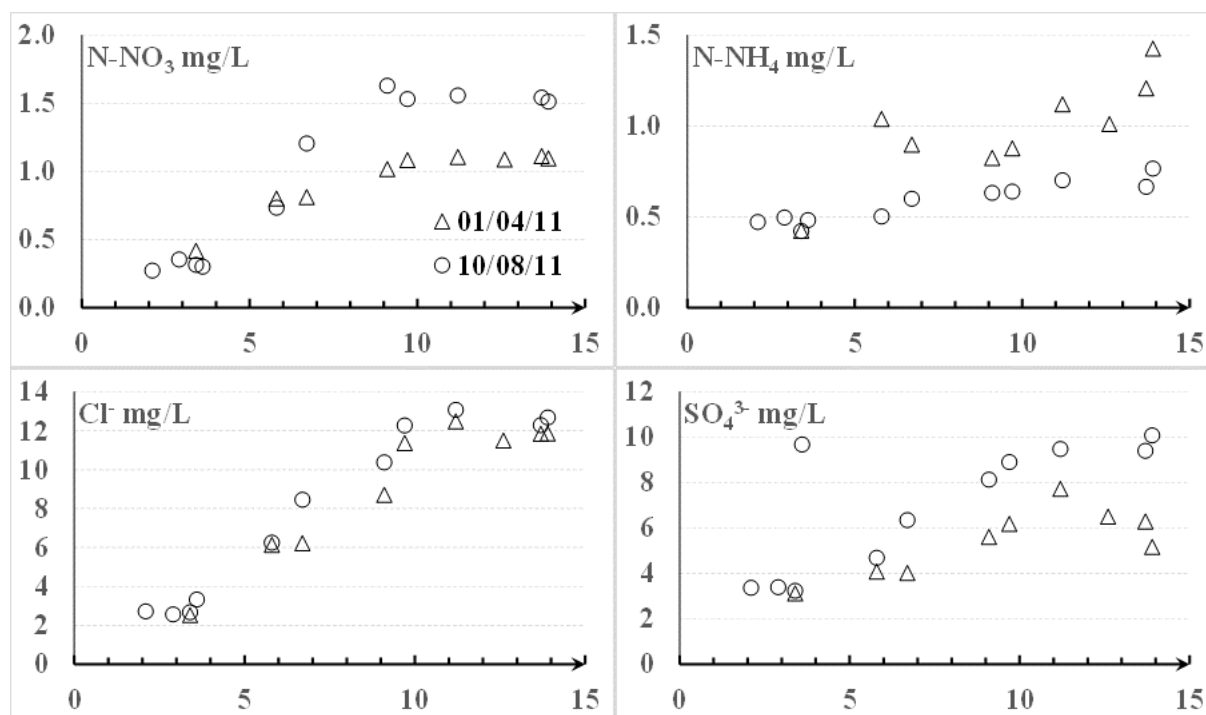


Figure 3.35 : Evolution de la concentration en N-NO₃, N-NH₄, Cl⁻ et SO₄³⁻ le long du Saint-Oger en fonction de la distance à la source.

L'évolution de la composition de matière organique est résumée dans la figure 3.36 au travers des caractérisations spectroscopiques. L'absorbance à 254 nm augmente le long du cours d'eau. Cependant le SUVA reste constant lors de la campagne d'été, indiquant une stabilité dans l'aromaticité de la matière organique dissoute. Cette aromaticité augmente en revanche pendant la campagne de printemps. Le rapport de la fluorescence de type tryptophane à celle dues aux acides humiques (SFS285/350) est stable lors de la campagne d'été, indiquant une stabilité dans la répartition des substances fluorescentes de la matière organique dissoute. Par contre ce rapport augmente lors de la campagne d'été, notamment lors de la traversée de Dogneville.

En comparant les profils de pollution entre le Brénon et le Saint-Oger, on ne remarque pas sur le Saint-Oger de zones pouvant présenter de façon visible une auto-épuration naturelle. Comme plusieurs paramètres de pollution augmentent significativement à Deyvillers, notamment au niveau du point SO6, c'est la zone immédiatement en aval de ce point qui a été choisie pour les suivis sur 24h.

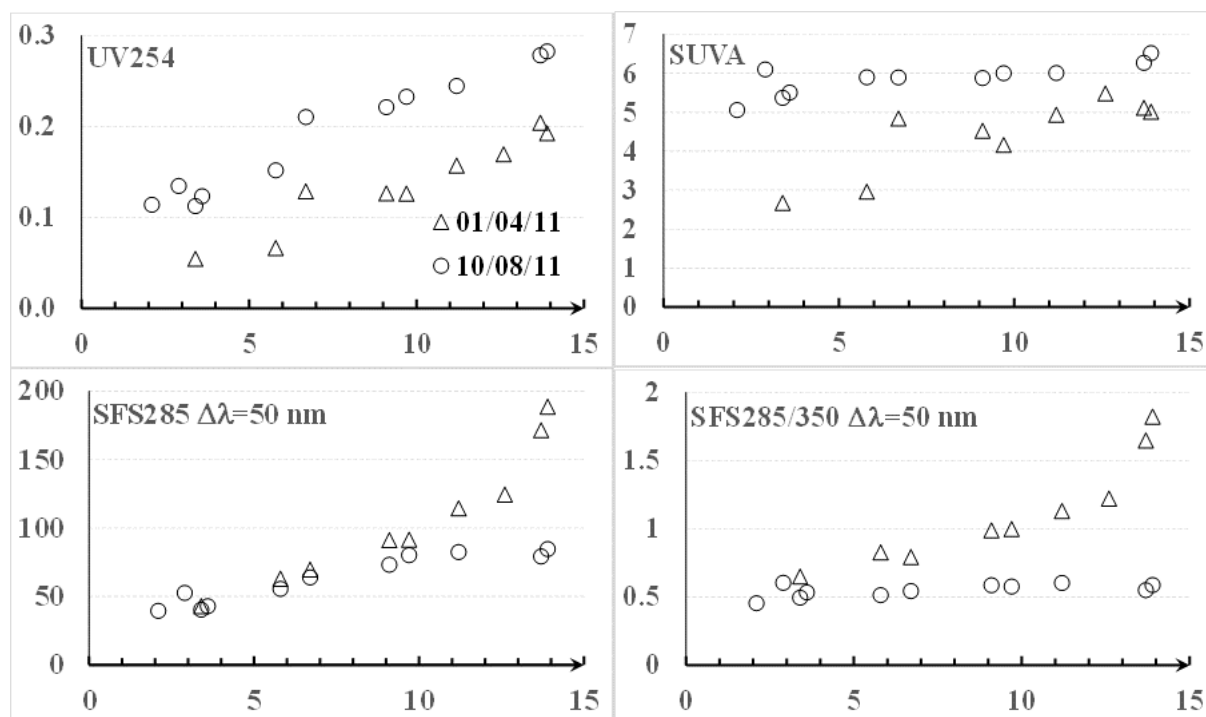
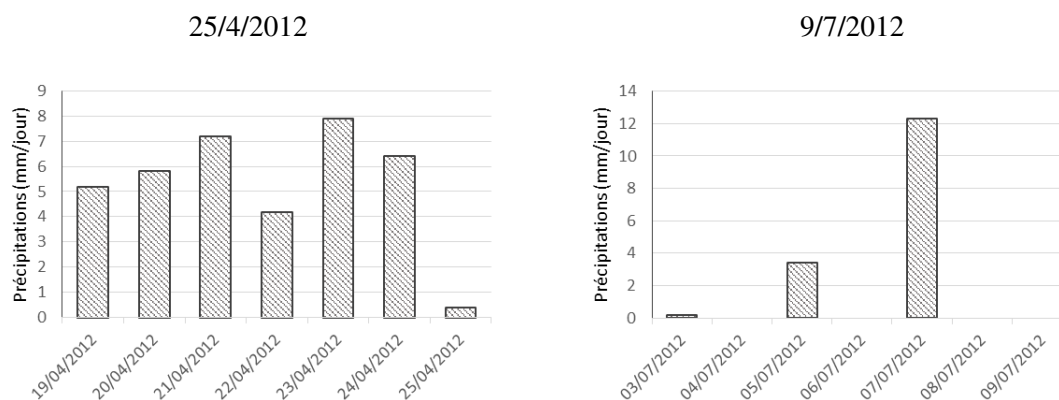


Figure 3.36 : Evolution des caractéristiques spectroscopiques (UV254, SUVA, SFS285 et SFS285/350 lorsque $\Delta\lambda = 50\text{nm}$) le long du Saint-Oger en fonction de la distance parcourue depuis la source.

3.2.3 Etude de l'eau de surface à Deyvillers

La zone d'étude a été localisée en aval du point SO6 en raison des apports des polluants domestiques à travers les rejets dans les zones résidentielles en amont (Figure 3.34) et des caractéristiques hydromorphologiques intéressantes (Figure 2.7), notamment avec des séquences radier-mouille qui avaient été favorables à l'autoépuración sur le Brénon. Les résultats sont présentés par des moyennes sur 6 heures pour des campagnes sur 24 heures pour chaque point de prélèvement (Figure 3.38, 3.39 et 3.40). La campagne du 04/12/12 s'est déroulée sous de fortes pluies (Tableau 2.5). Cependant même pour les campagnes réputées « de temps sec », des précipitations importantes ont eu lieu dans les jours précédents (Figure 3.37).



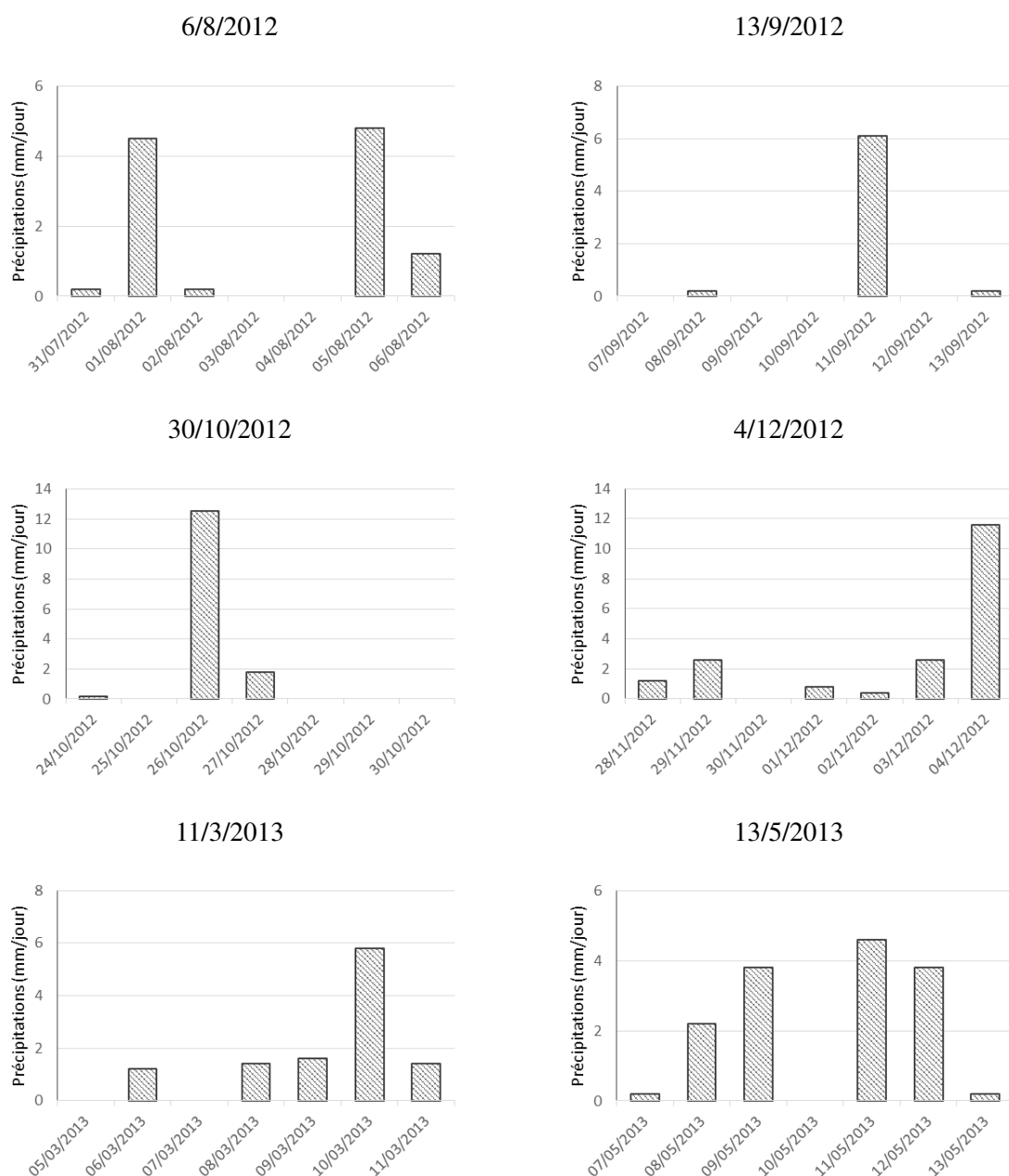


Figure 3.37 : Précipitations enregistrées à Epinal dans la semaine précédant chaque campagne de prélèvement sur 24h.

Polluants azotés (Figure 3.38) : quelles que soient les teneurs en azote ammoniacal au cours de l'année de prélèvement, la zone d'étude permet de maintenir des concentrations en azote ammoniacal inférieures à 0,5 mgN/L. Une légère tendance à l'augmentation de la concentration en nitrates est visible dans certaines campagnes, telles que 25/04/12, 30/10/12 et 4/12/12. Un apport par ruissellement (notamment à partir des champs cultivés en rive droite) pourrait expliquer cette tendance.

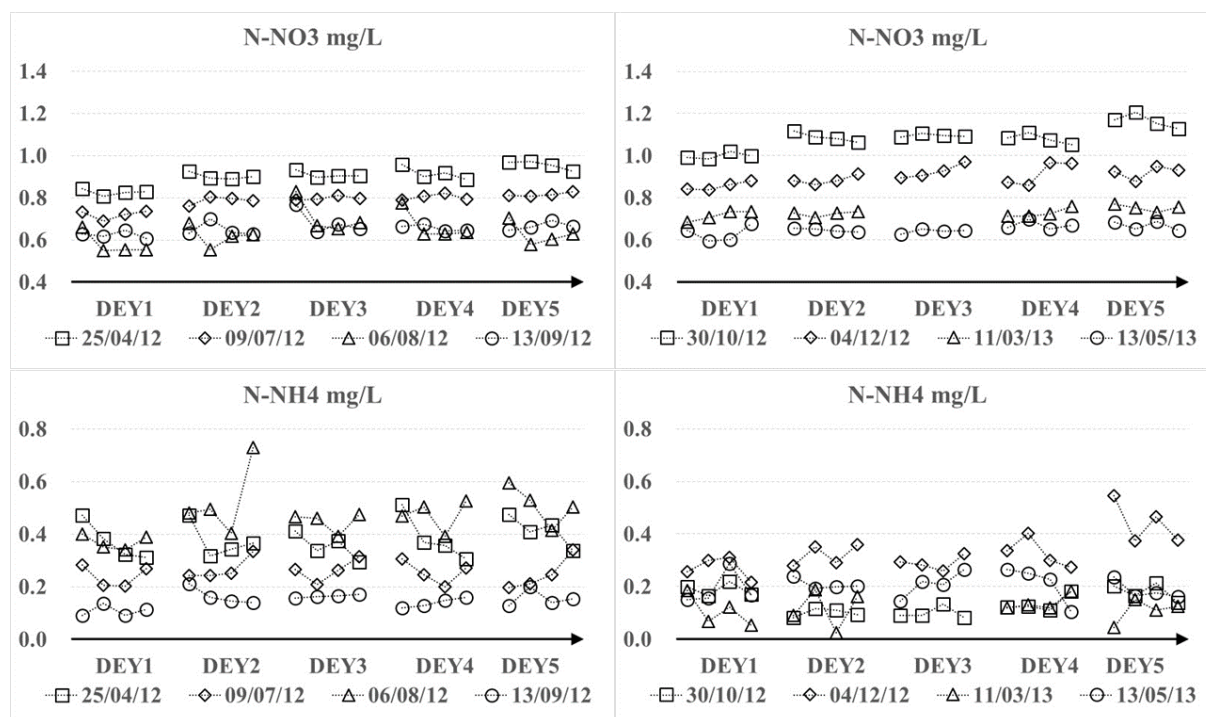


Figure 3.38 : Variation des polluants azotés (N-NO₃ et N-NH₄) au cours de 24 heures de prélèvement le long de la zone transitoire.

Pollution organique (Figure 3.39) : il n'y a pas d'abattement important du carbone organique le long de la zone d'étude, la concentration moyenne restant autour de 3 mg/L quelle que soit la campagne. Si des diminutions ou des augmentations sont observées au cours de la journée de prélèvement, on ne note pas de variation entre les points de prélèvement. Il en est de même pour la fluorescence de type tryptophane, sauf pour la campagne du 6/8/2012. Les variations inter-journalières sont plutôt dues à une réponse hydraulique du système, à la suite d'épisodes pluvieux précédant la campagne de prélèvement. Dans la figure 3.40, l'indice SUVA et le rapport SFS285/350 demeurent constants le long de la zone transitoire, indiquant qu'il n'y a pas de changement majeur dans la composition des matières organiques dissoutes.

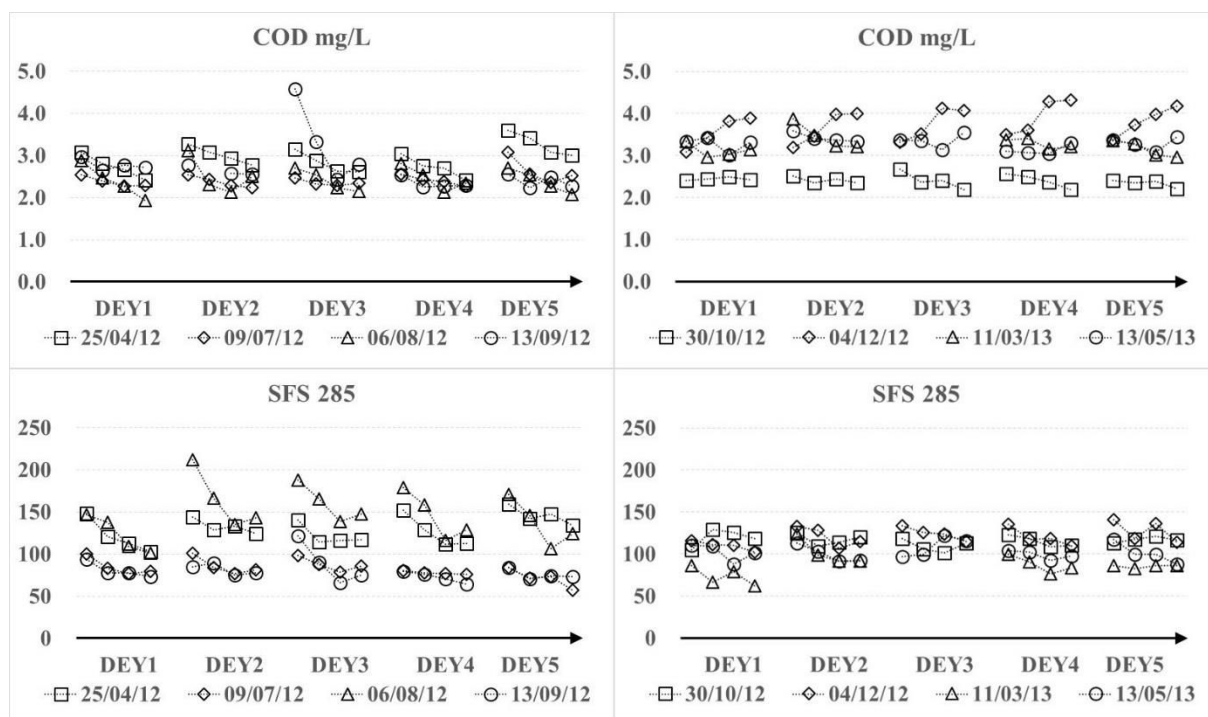


Figure 3.39 : Variation des polluants organiques (COD et SFS285) au cours de 24 heures de prélèvement le long de la zone transitoire.

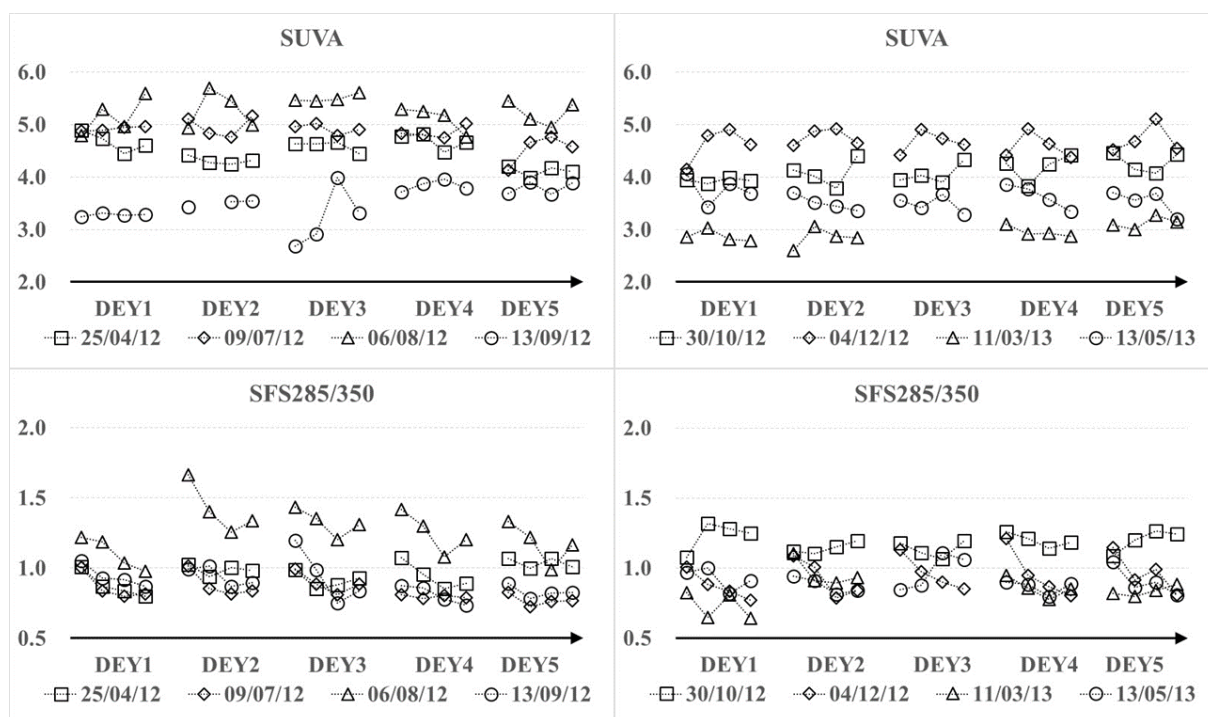


Figure 3.40 : Variation de la composition des matières organiques (SUVA et SFS285/350) au cours de 24 heures de prélèvement le long de la zone transitoire.

Les résultats obtenus ne permettent pas de mettre en évidence des phénomènes marqués épuratoires en dépit des caractéristiques hydromorphologiques qui semblaient intéressantes.

3.2.4 Etude de la zone hyporhéique

Le long de la zone d'étude à Deyvillers, deux campagnes de prélèvement ont été effectuées le 15/06/12 et le 04/07/12 afin d'étudier le fonctionnement de la zone hyporhéique. Les prélèvements des eaux hyporhéiques ont été réalisés sur neuf points. Le pompage n'a pas pu être mené à bien aux positions SO6, 8 et 9 en raison des couches argileuses en profondeur (Figure 3.41). De plus, la conductivité hydraulique n'a pu être mesurée qu'au point SO1 : les valeurs mesurées ($1.3 \cdot 10^{-5} \pm 0.7 \cdot 10^{-5}$ le 15/6/2012 et $1.6 \cdot 10^{-5} \pm 0.5 \cdot 10^{-5}$) correspondent à des matériaux très fins.

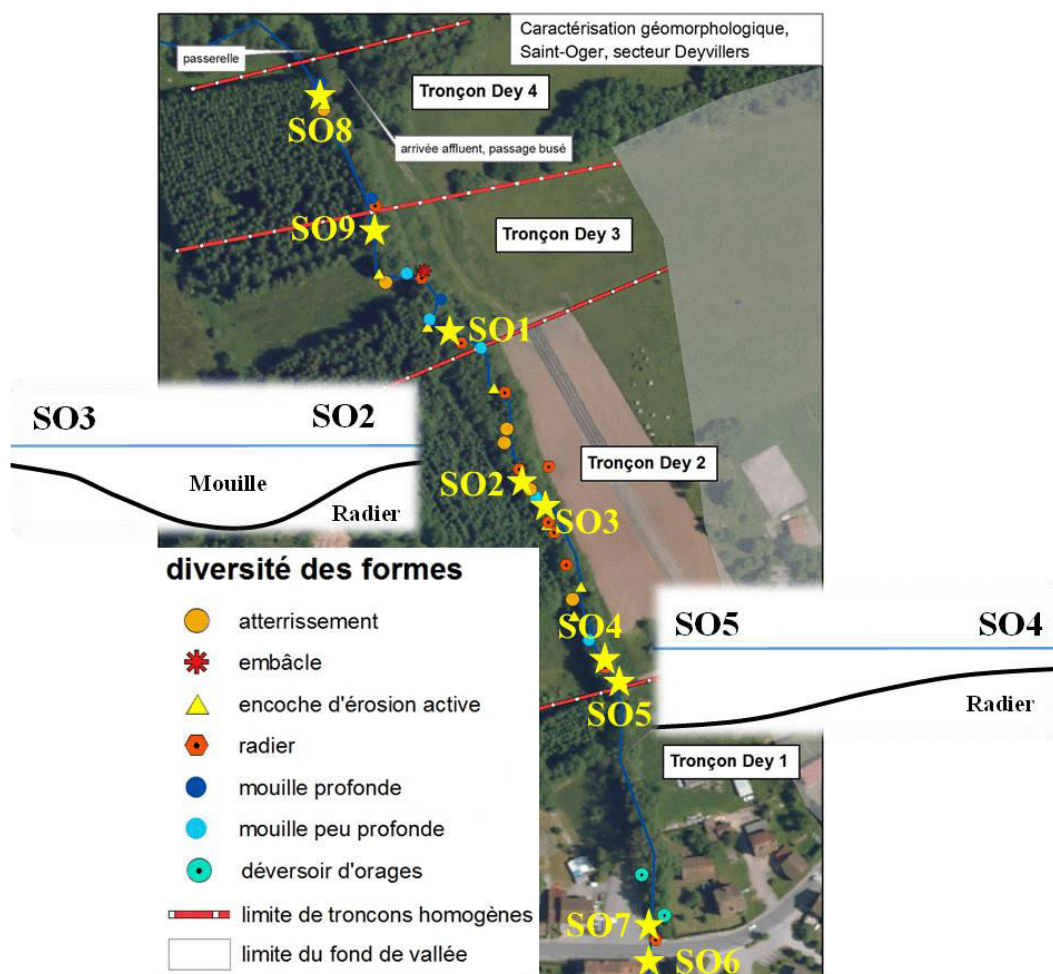


Figure 3.41. Positionnement des points de pompage le long de la zone d'intérêt du secteur Deyvillers.

D'après le comportement des ions chlorures et sulfates (Figure 3.42), les points SO1, 2, 3, 4 et 5 sont classés comme des zones à échange hyporhéique important en raison de la faible différence de concentrations entre les eaux de surface et les eaux hyporhéiques. En revanche, le point SO7 est considéré comme une zone à faible échange hyporhéique du fait de la forte différence de concentration entre la surface et la zone hyporhéique. Les prélèvements effectués en zone hyporhéique présentaient des teneurs en carbone organique dissous deux fois plus importantes que les eaux de surface. Par ailleurs, à part le point SO1 caractérisé par une teneur

en oxygène dissous de 3 à 4 mg/L, les autres points étaient caractérisés par des zones hyporhéiques avec des concentrations en oxygène dissous inférieures à 0,3 mg/L. Dans tous les cas, les échantillons de surface présentaient une bonne oxygénation.

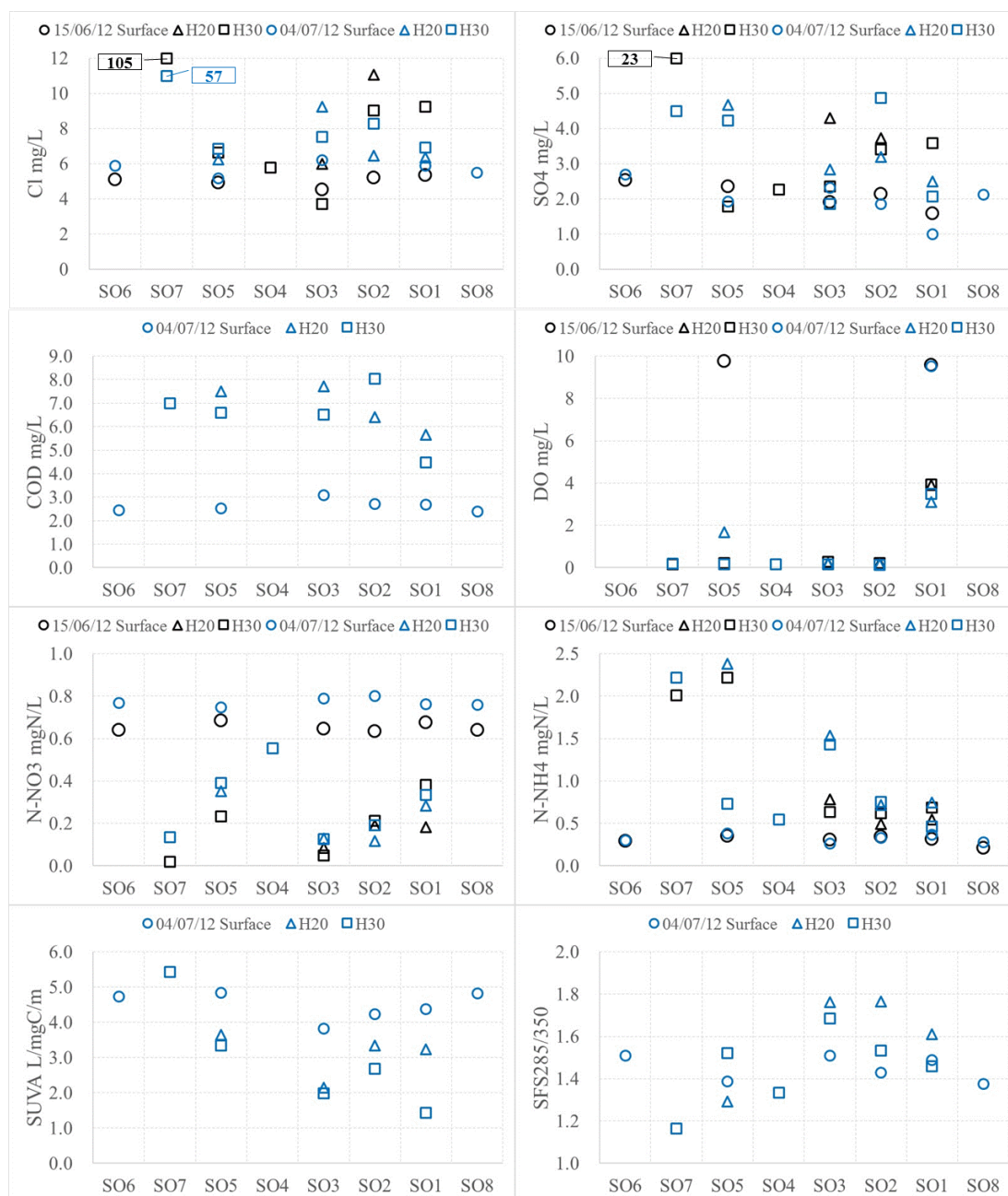


Figure 3.42 : Caractéristiques chimiques des eaux de surface et des eaux hyporhéiques à 20 cm et 30 cm de profondeur sur huit points de prélèvement le long de la zone transitoire Deyvillers.

De ce fait, comme dans le cas du Brénon, quatre types de fonctionnement ont été distingués dans les zones hyporhéiques de la zone transitoire de Deyvillers en fonction de l'échange hyporhéique et la teneur en oxygène dissous:

✧ **Zones aérobies à échange hyporhéique important (SO1)** caractérisées par un apport d'oxygène important et donc conduisant à une faible teneur en azote ammoniacal.

✧ Zones à échange hyporhéique important comme SO2, SO3, SO4 et SO5 mais présentant cependant une faible teneur en oxygène dissous causée par la dégradation des matières organiques en dépit d'un apport de l'oxygène dissous via l'échange hyporhéique, et par conséquent conduisant à une perte des nitrates via le métabolisme microbienne anaérobie, tel que la dénitrification.

✧ Zones anoxiques à faible échange hyporhéique SO7 caractérisées à la fois par une accumulation des sels en profondeur et une très faible teneur en oxygène dissous. Par conséquent, les métabolismes anaérobies peuvent conduire non seulement à la réduction des nitrates mais également à celle des sulfates.

✧ Zones colmatées ou à très faible conductivité hydraulique SO6, SO8 et SO9.

En basant sur ces observations, les eaux hyporhéiques montraient également une aromaticité de la matière organique dissoute plus faible (SUVA). Les matières organiques de type tryptophane (SFS285/SFS350) se comportent de façon similaire aux ions conservatifs sauf pour le point SO7 : l'accumulation des matières organiques humiques (SFS350) en profondeur à cause de leur faible dégradabilité y a été observée. Ceci est également confirmé par un SUVA élevé de 5,43 L/mgC/m alors qu'il est faible pour les autres points de prélèvement.

Il convient de mentionner la difficulté d'effectuer des prélèvements dans la zone hyporhéique du Saint-Oger et de réaliser des mesures de conductivité hydraulique. En effet la zone hyporhéique de forte conductivité hydraulique est peu épaisse et il est difficile d'enfoncer les sondes dans la zone argilo-marneuse sous-jacente, voire dans la roche. Pour évaluer cependant le comportement de la zone hyporhéique le long du tronçon, il a été décidé d'utiliser le test des baguettes. Pour ce faire, cent baguettes de 30 cm de longueur ont été enfoncées dans la zone hyporhéique. L'intervalle inter-baguettes était de 5 m. La hauteur d'eau au droit de chaque baguette a été mesurée (Figure 3.43). L'exposition a duré un mois. 6% des baguettes n'ont pas pu être récupérées. La Figure 3.44 montre les photographies de l'ensemble des baguettes récupérées. Les teintes observées sur les baguettes humides vont du jaunâtre (en général dans la partie supérieure de la baguette) au gris plus ou moins foncé. Les zones très noires, comme celles observées sur le Brénon sont très rares. Pour les baguettes présentant une couleur jaunâtre dans la partie supérieure, qui correspond à une zone hyporhéique bien oxygénée, la transition de couleur se fait directement vers le gris (zone hyporhéique plutôt anaérobie), sans passer par le noir. Cela est en accord avec ce qui a été observé à partir des prélèvements, puisque l'oxygène dissous s'épuise très rapidement. Entre les baguettes 25 et 42, la profondeur d'eau est

relativement faible et la morphologie est plutôt de type radier. Cela correspond à une zone de meilleure oxygénation, comme le montre la couleur de la partie supérieure des baguettes.

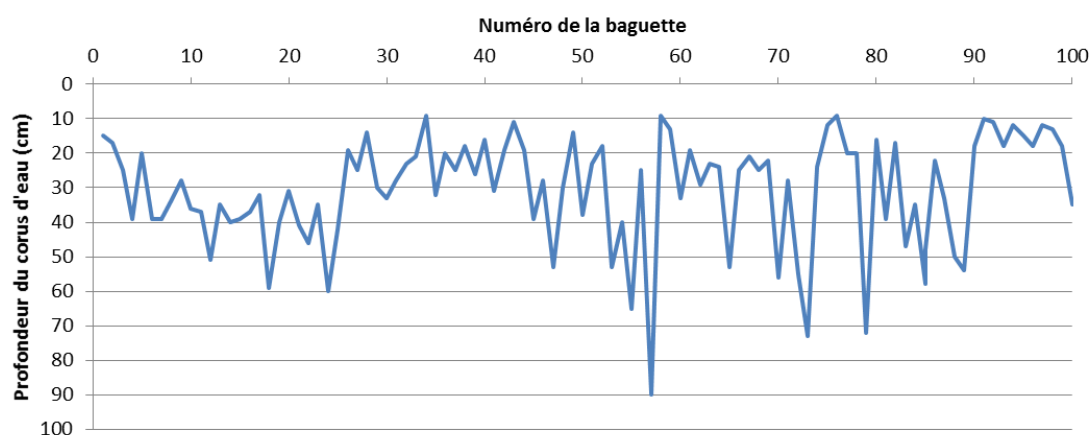


Figure 3.43 : Profondeur du cours d'eau lors de la pose des 100 baguettes dans le Saint-Oger. Distance inter-baguette = 5 m.

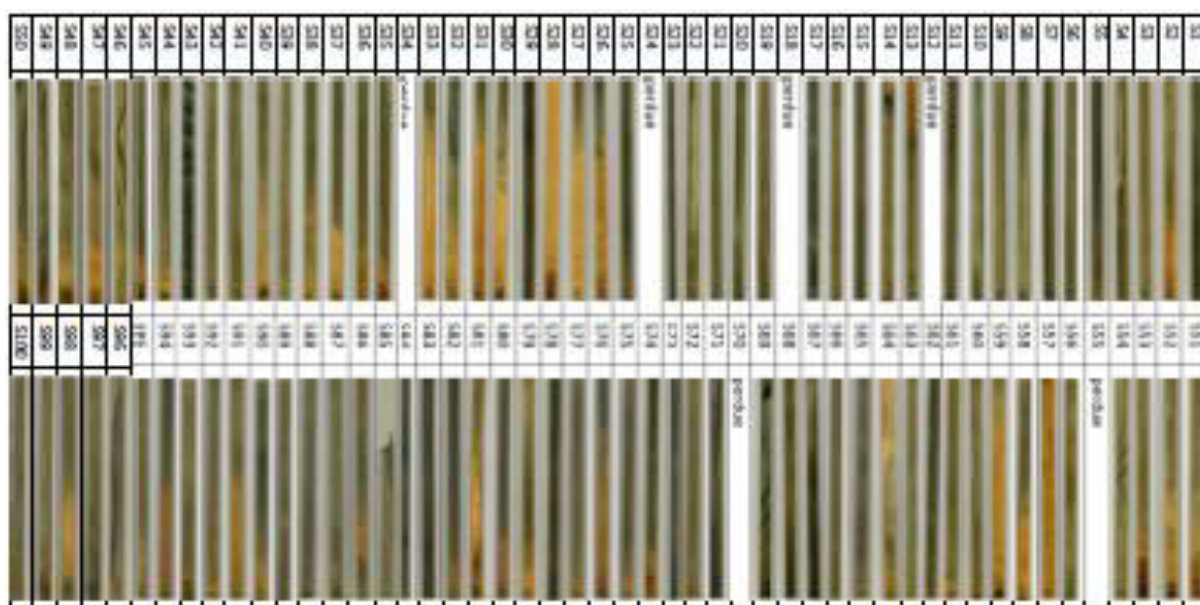


Figure 3.44 : Photographies des baguettes avec exposition pendant un mois dans le Saint-Oger. Full view in Appendix 3

Comme dans le cas du Brénon, des fragments de bois ont été prélevés sur certaines baguettes et analysés par microscopie électronique à balayage couplée à une sonde à rayons X. Les fragments ont été prélevés à 2 cm, 15 cm et 28 cm du haut de la baguette. Deux champs ont été visualisés au minimum par fragment. Les minéraux détectés correspondent à la nature des sédiments (Figure 3.45).

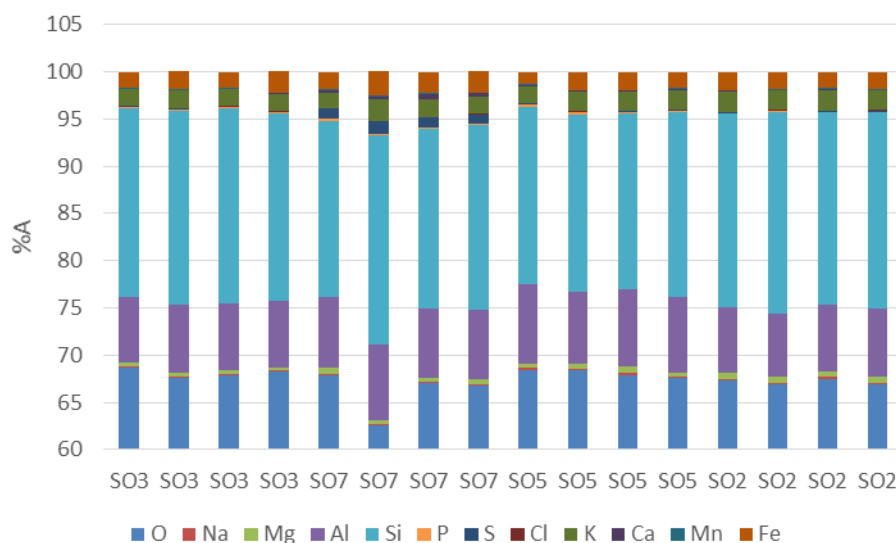


Figure 3.45 : Caractérisation minérale des sédiments à -30 cm.

Globalement, le dépôt de minéraux est moins important que dans le cas du Brénon (annexe 1) : le carbone représente plus de 92% des espèces alors qu'il pouvait ne représenter que 60% dans le cas du Brénon. Dans la plupart des cas, il y a un bon accord dans l'analyse faite sur les deux champs. Si et Al sont les minéraux les plus présents. Fe est présent sur tous les fragments. Certains fragments présentent d'importants dépôts de manganèse (baguettes 28 et 45) dans les premiers 2 cm et cela semble correspondre à une couleur rougeâtre. Le phosphore est détecté sur plusieurs fragments alors que le soufre n'était pas quantifiable.

3.2.5 Conclusions

Contrairement avec ce qui avait été observé sur le Brénon, l'étude de la pollution à l'échelle du bassin versant n'a pas permis de détecter des zones particulièrement favorables à l'autoépuration. Le choix de la zone à étudier de façon plus fine, à l'aide de prélèvements sur 24 h de l'eau de surface et de prélèvements dans la zone hyporhéique, s'est donc fait par rapport à l'apport de pollution, à l'étude de l'hydromorphologie (présence de séquences mouille-radier) et de l'accessibilité. Il apparaît que le tronçon est sans doute trop court (500 m) avec une zone hyporhéique de faible épaisseur pour pouvoir observer une autoépuration significative. De plus les moyens d'investigation que sont la sonde Bou Rouch et la sonde de slug test atteignent leurs limites dans ce contexte de zone hyporhéique de faible épaisseur. Les baguettes de bois, plus faciles à utiliser, ont permis de confirmer la faible autoépuration sur le tronçon considéré.

3.3 Réacteur « milieu poreux »

Il est apparu difficile sur les tronçons de rivière considérés de suivre l'évolution de la réponse de la zone hyporhéique à un apport ponctuel de pollution. Les variations de débit et l'apport de pollution par l'amont ne sont pas maîtrisables. C'est pour cette raison qu'une maquette de zone hyporhéique a été mise en place au laboratoire.

Pendant la phase d'acclimatation (160 jours) à partir du 21/6/2012 les teneurs en oxygène dissous ont été mesurées (Figure 3.46). De fortes variations ont été observées notamment dans la zone la plus profonde pendant les premiers 80 jours. Puis les teneurs en oxygène dissous sont restées stables pendant les 80 jours suivants. Un gradient de concentration s'est instauré en fonction de la profondeur. Cependant la zone à 10-20 cm est mieux oxygénée que la couche qui lui est immédiatement supérieure.

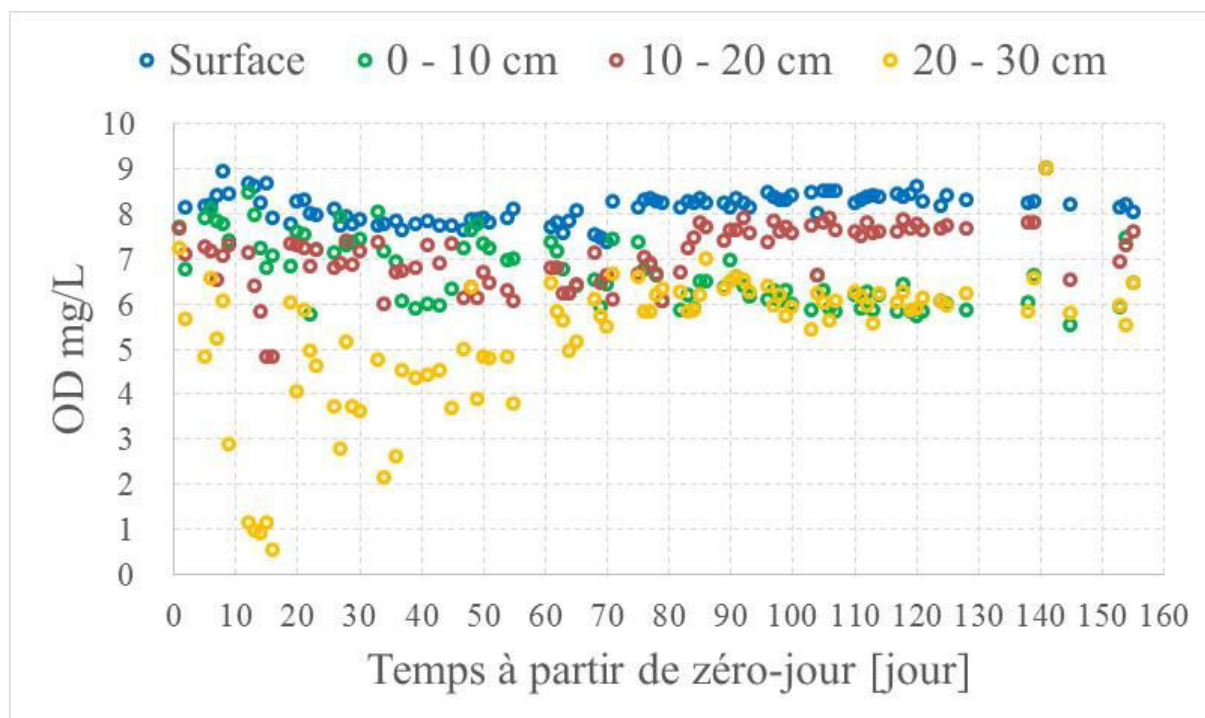


Figure 3.46. Evolution de la concentration en oxygène dissous dans les eaux de surface et dans les eaux interstitielles à 0 – 10 cm, 10 – 20 cm et 20 – 30 cm de profondeur.

3.3.1 Caractérisation globale

L'expérimentation du 17/09/13, parmi les quatre réalisées, a été choisie pour montrer le fonctionnement du réacteur « milieu poreux » concernant la réponse d'un système hyporhéique à un apport ponctuel d'eaux usées domestiques non traitées. Dès cet apport les matières organiques (COD et SFS285/350) sont dégradées par les micro-organismes avec une perte de la fraction aromatique. Une augmentation du pH en réponse à l'apport des eaux usées est d'abord observée, puis le pH se stabilise (Figure 3.47). En comparaison avec le test de contrôle en réacteur batch, le réacteur semble dégrader les matières organiques de façon légèrement plus efficace avec une concentration dans le réacteur hyporhéique plus faible de 5 mg/L.

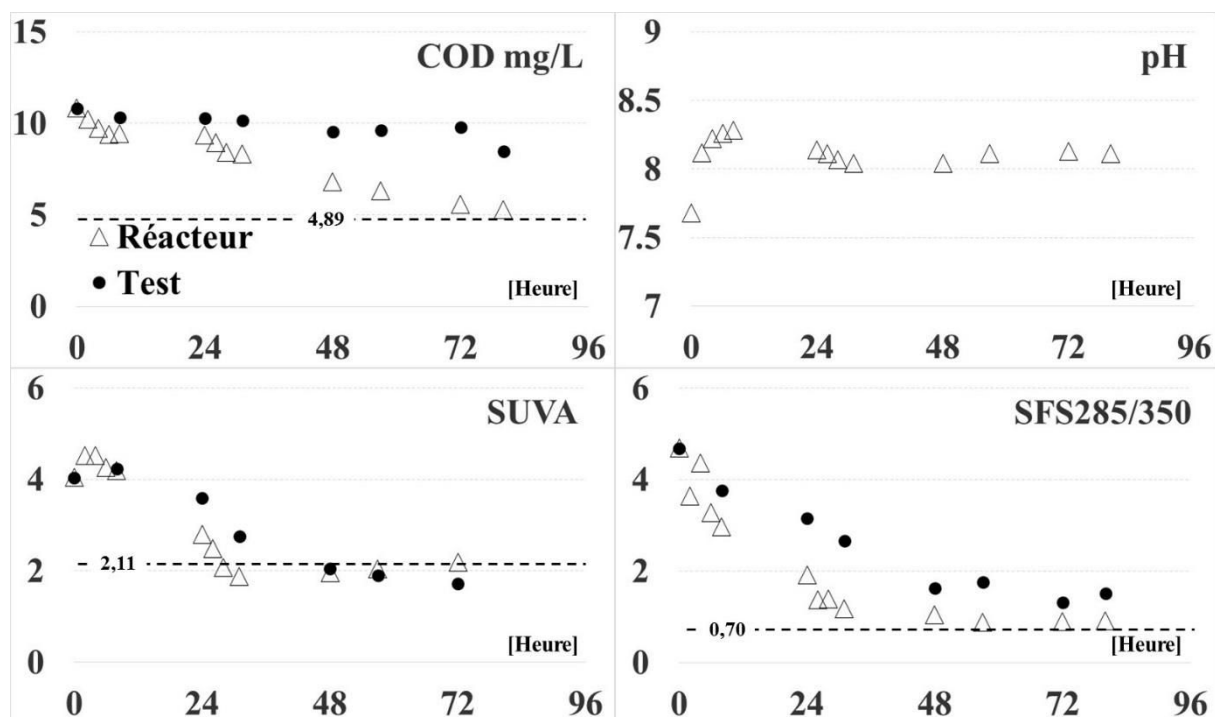


Figure 3.47 : Evolution de pH, des COD et la composition des matières organiques au cours des 96 heures d'incubation dans le réacteur « milieu poreux ». La ligne pointillée correspond à l'état du réacteur avant la perturbation par ajout d'eaux usées.

C'est surtout en ce qui concerne les espèces azotées (Fig. 3.48) que l'efficacité du réacteur hyporhéique est visible. Au bout de 72 h la totalité de l'azote ammoniacal y a été transformée alors qu'il reste environ les 2/3 de cet azote dans le réacteur de contrôle. Une forte accumulation de nitrites est observée dans le réacteur hyporhéique, lesquels nitrites sont ensuite transformés en nitrates. On note cependant qu'au bout de 72h, la concentration en nitrates n'atteint pas la valeur théorique due à la disparition de l'azote ammoniacal. Une volatilisation partielle n'est pas à exclure car le pH est élevé. Une dénitrification partielle est aussi possible, compte tenu de la présence de carbone organique. L'azote total (NT) diminue d'environ 2,7 mg/L entre le 1^{er} et le 2^{ème} jour et ensuite reste stable.

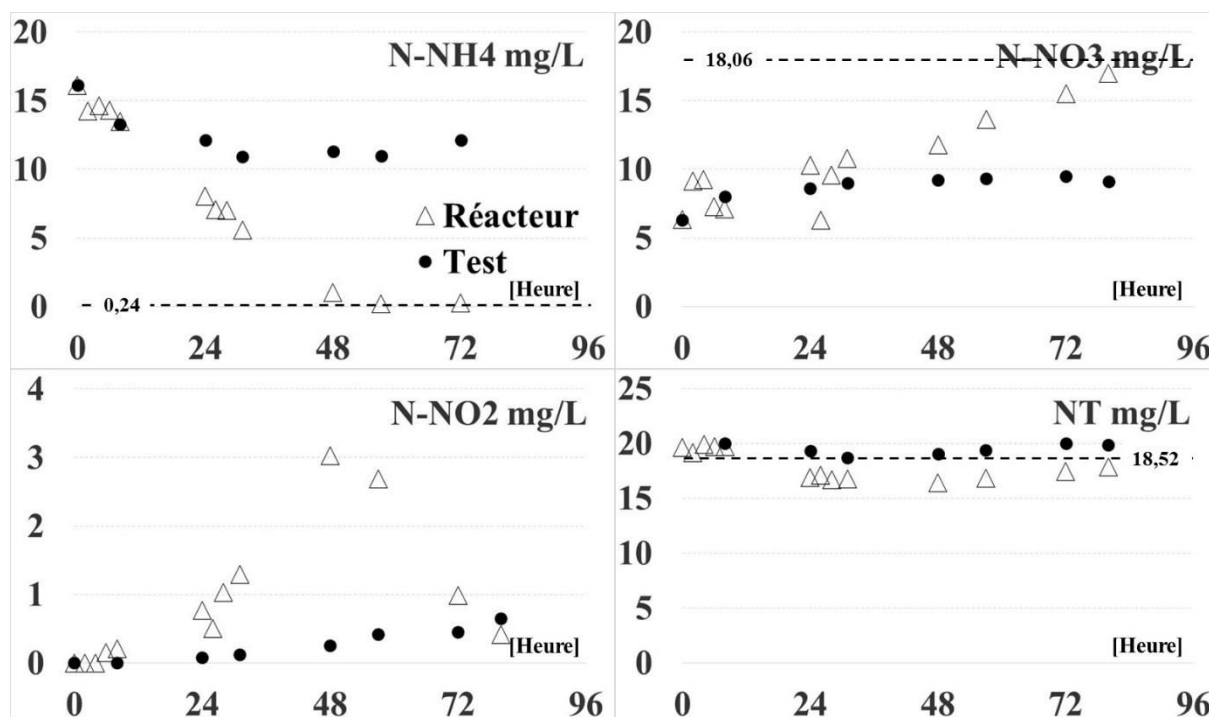


Figure 3.48 : Evolution des espèces d'azote au cours des 96 heures d'incubation dans le réacteur « milieu poreux ». La ligne pointillée correspond à l'état du réacteur avant la perturbation par ajout d'eaux usées.

3.3.2 Caractérisation des eaux interstitielles

La consommation d'oxygène par la dégradation des matières organiques et la nitrification n'a pas conduit à une diminution importante de l'oxygène dissous au niveau des eaux de surface mais à un gradient vertical plus important s'est développé les 2^{ème} et 3^{ème} jours par rapport au 1^{er} jour (Figure 3.49). Une réorganisation s'est produite, avec des concentrations décroissantes en fonction de la profondeur, ce qui n'était pas le cas pendant la stabilisation. Compte tenu des incertitudes d'analyse, il n'y a pas de différence en fonction de la profondeur pour les différentes espèces ioniques.

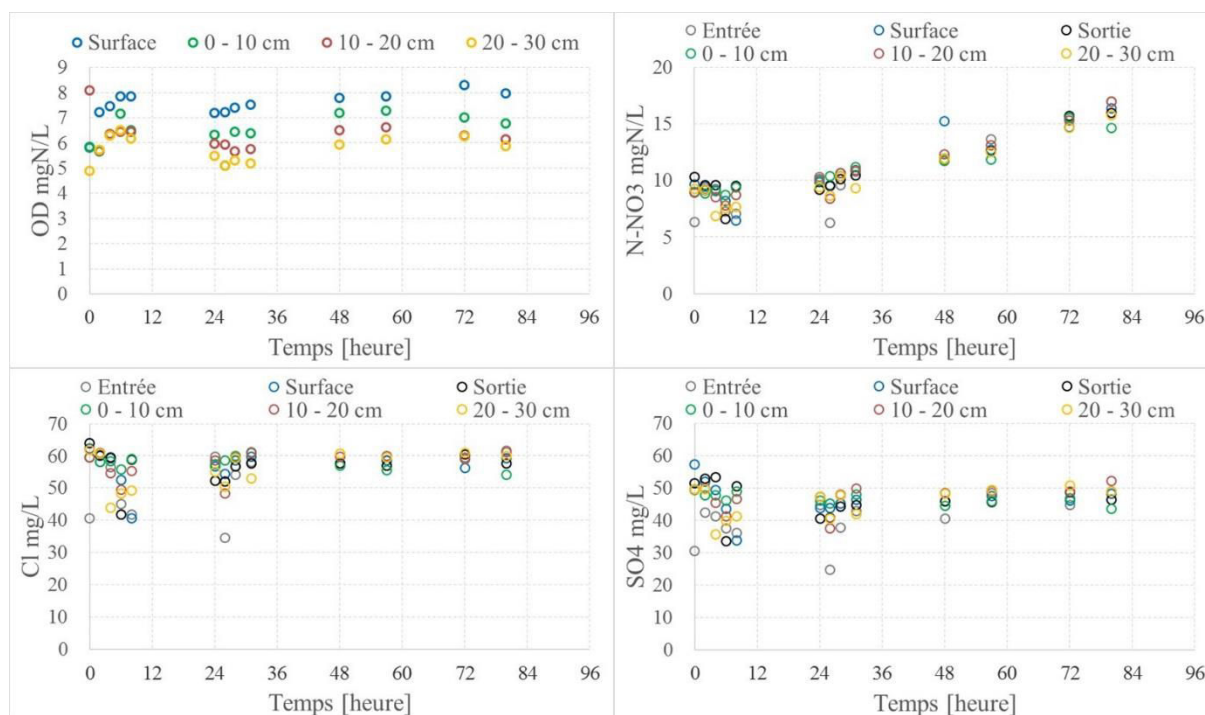


Figure 3.49 : Evolution des oxygènes dissous, nitrates, chlorures et sulfates au cours des 96 heures d'incubation dans les différents compartiments du réacteur « milieu poreux ».

Dans la figure 3.50, l'élimination des azotes ammoniacaux jusqu'à la 48^{ème} heure accompagne à la fois la production des nitrites et nitrates. A partir de ce moment, le système se trouvait en situation de production maximale des nitrites dans le réacteur, en particulier, dans les eaux de surface et les zones à 0 – 10 cm de profondeur en raison d'une concentration plus élevée que les autres compartiments. Puis, les nitrites ont commencé à diminution en transformant en nitrates via la nitrification.

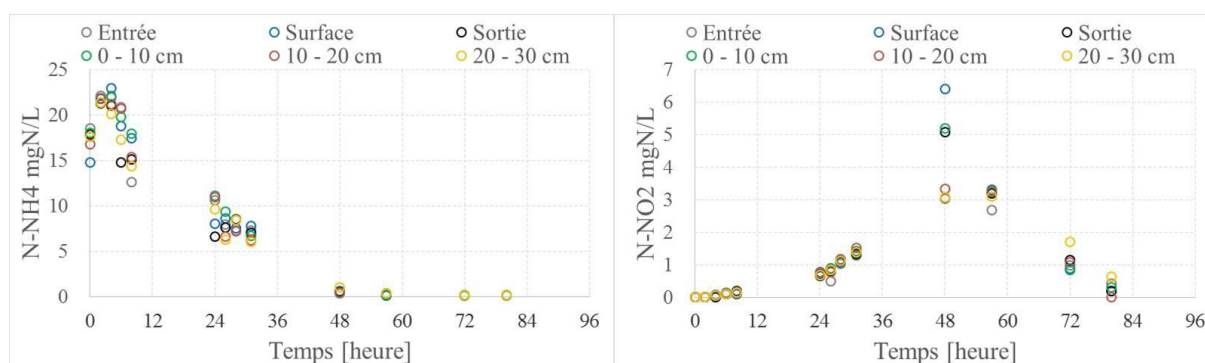


Figure 3.50. Evolution des azotes ammoniacaux et nitrites au cours des 96 heures d'incubation dans les différents compartiments du réacteur « milieu poreux ».

Pour conclure, le réacteur a montré une forte réactivité pour l'élimination des matières organiques et de l'azote ammoniacal dans le milieu poreux en présence d'une conductivité hydraulique très élevée et d'une oxygénation efficace. Cela confirme l'intérêt de la présence d'une zone hyporhéique active pour l'auto-épuration dans les cours d'eau.

3.4 Conclusions

Une fois les eaux résiduaires domestiques pas ou mal traitées rejetées dans un cours d'eau, les pollutions d'origine anthropique représentées notamment par des matières organiques et de l'azote ammoniacal peuvent contribuer à la dégradation de la qualité de l'eau. Ces polluants peuvent être épurés via les phénomènes d'auto-épuration naturelle qui peuvent être physique, chimiques et biologiques. L'étude de l'auto-épuration implique la mise en relation de processus biogéochimiques, hydrologiques et hydrodynamiques pour l'interprétation des variations spatiales et temporelles des polluants dans le cours d'eau.

Les zones hyporhéiques jouent un rôle important dans l'auto-épuration du cours d'eau en raison des fortes activités microbiennes et du temps de séjour important dans les milieux poreux. Cependant, le potentiel d'auto-épuration peut varier rapidement d'un point à un autre, en fonction des échanges hyporhéiques : ils permettent d'un côté d'amener les polluants dans le substrat et de l'autre d'apporter de l'oxygène dissous pour satisfaire certaines activités microbiennes. Les échanges hyporhéiques sont contrôlés par la conductivité hydraulique du substrat, le gradient hydraulique et l'hydromorphologie du cours d'eau. En pratique, l'amélioration de l'auto-épuration implique l'amélioration de l'échange hyporhéique existant voire la restauration des cours d'eau par création de nouvelles structures hydromorphologiques, lieu d'échanges hyporhéiques.

4.

Zones de rejet végétalisées pour les petites collectivités

Dans ce chapitre, les études liées à l'auto-épuration naturelle dans quatre zones de rejet végétalisées (Crainvilliers, Diarville, Seicheprey et Hannonville-sous-les-Côtes) seront présentées. Le comportement des polluants a été suivi via les campagnes de prélèvement réalisées par notre partenaire dans le projet EPEC, IRH-Environnement, et nous-mêmes. La disponibilité de l'oxygène dissous, un facteur important pour l'orientation des réactions biologiques, a été évaluée par sa mesure dans la colonne d'eau et par le test des baguettes de bois dans les sédiments. Compte tenu des observations faites sur le terrain (possible production d'azote ammoniacal et développement important de la végétation), deux tests biologiques ont été effectués en laboratoire pour l'étude de la réduction des nitrates et la méthanisation dans les sédiments.

4.1. ZRV de Crainvilliers

Note: Cette section est la base d'un manuscrit intitulé: Long-term monitoring of a polishing free-water surface flow wetland in a rural area (auteurs: Y. Zhang, M. Cade, G. Rémy, N. Adouani, M.N. Pons). Les matériels et méthodes utilisées ont été décrits dans le chapitre II et ne sont pas répétés ici.

4.1.1. Introduction

Constructed wetlands have been utilized for water quality improvement in rural areas since the early 1970s. Their purpose has been diversified according to the origin of wastewater that could be storm water runoff, municipal wastewater and mine drainage (Reed et al. 1995). Subsurface flow systems were first developed to treat municipal wastewater. Free water surface (FWS) treatment wetlands were proposed for polishing of secondary effluent from wastewater treatment systems to prevent direct effects of reclaimed water discharge on natural aquatic habitats (US EPA, 1999). FWS treatment wetlands are designed to reproduce the biogeochemical processes occurring in natural wetlands, but also to provide ancillary services, such as aquatic habitat for waterfowl and other wildlife, aesthetic and educational areas (Knight, 1997).

In France, about 300 FWS wetland sites were constructed and widely spread over 32 departments in 2009. They have been used with growing economic interest in rural areas (Merlin et al., 2002) where direct discharges are at risk of degrading surface water quality, particularly in smaller rural communities (< 1000 PE). Furthermore, low wastewater loads and sufficient land surface are better suited for small urban and rural communities because of large open water surface required for wetland designs.

FWS constructed wetlands support a variety of sequential biogeochemical processes through which nutrients and target pollutants can be trapped, converted and transformed. Nitrification and denitrification are important wetland processes contributing to nitrogen removal.

In spite of the large interest for such wetlands, there are limited data available on their long-term monitoring. Such monitoring can help to understand the relations between their design and their efficiency and to provide better design and maintenance rules. We are focusing on FWS constructed wetlands designed as buffer zones to prevent direct effects on receptor system by discharging secondary effluent.

4.1.2. Materials and methods

4.1.2.1. FWS constructed wetland

The studied FWS constructed wetland is located at Crainvilliers, Vosges, France, approximately 15 km south-west of Vittel and is discharging in a small stream (Anger Creek). The inflow water is the effluent of a two-stage constructed wetland land based on reed-planted filter. The wastewater plant treatment capacity is 275 people-equivalent. The wetland occupies about 60 m*20 m of surface area (Fig 4.1.) with three low-depth basins (50 cm) linked by low-porosity weirs.

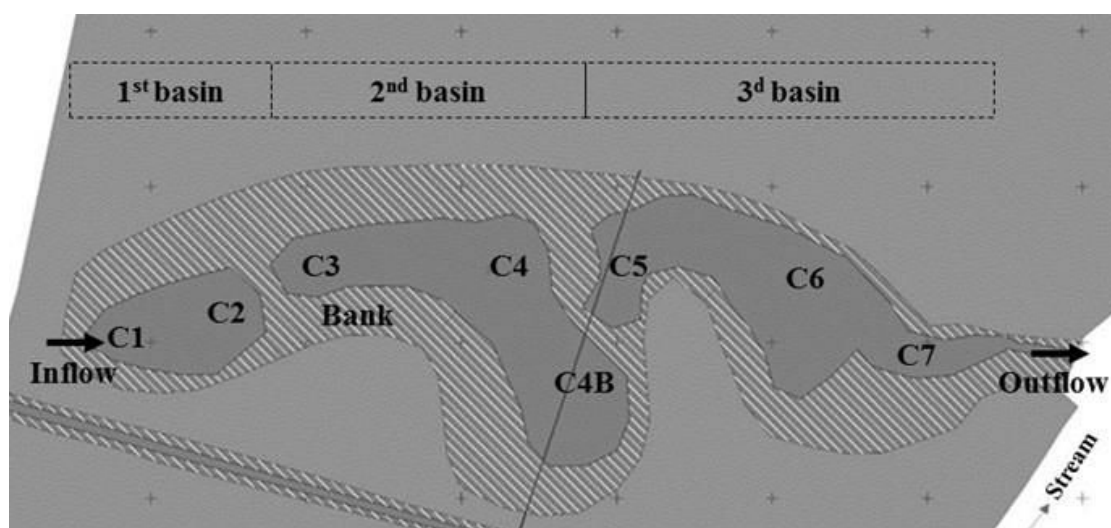


Fig 4.1. Longitudinal view of the Crainvilliers FWS constructed wetland showing the sampling points (C1 to C7) along the three wetland basins in series down to the receiving water stream (Anger Creek). 10 meters between “+” symbols.

The wetland floor is made of local soils characterized mostly by clay-type materials. The operation of the treatment started in winter 2011-2012 without plantation of dedicated vegetation within the wetland. The phragmites, present along the Anger Creek, have developed very quickly in the third basin.

4.1.2.2. Characterization strategies

The monitoring started in April 2012 and two sampling strategies were used: a continuous 72-hour monitoring of inflow and outflow during the first 12 months and a characterization by grab samples along the wetland flowpath between 2013 and 2014 when the system was stabilized. The continuous monitoring was carried out monthly on inflow and outflow (Fig 4.1) by using flow meters and automatic samplers (SIGMA 24*1L, HYDREKA). The weather condition were monitored, such as precipitation (pluviometer, HYDREKA), air temperature (Thermo Bouton) and PAR (photo-radiometer, HD2102.2-Delta OHM). The longitudinal characterization was realized by sampling surface water and in situ dissolved oxygen (DO) measurements and PAR between C1 and C8 (Fig 4.1). The collected samples were brought quickly to the lab and conserved at 4°C before each analysis.

4.1.3. Results and discussion

4.1.3.1. Vegetation development

The natural changes with respect to time of the aspect of the wetland are shown in Figure 4.2., with a series of pictures taken from point C1. Phragmites are present actually only in the third basin. The phragmite density increases between along the flowpath between C5 and C7. Iris and rush are present on the banks of the first two basins and along the separations between the basins. The terredtrial buttercup is mainly present in C2 and C4. Its development contributes to the decrease of open water by increasing gradually the thickness of the separation. In early spring macro-algae develop, mainly in the open water areas, as shown in the pictures from April 2014. Then the duckweed is taking over gradually, covering by the end of May all open water areas until late fall. It has to be specified that there is no maintenance such as plant cutting or duckweed removal in this wetland. Furthermore a rapid progression of *Impatiens glandulifera* present originally along the Anger Creek banks has been observed between 2013 and 2014.



Spring 2012



13/9/2013



13/11/2013



14/1/2014



13/4/2014



28/4/2014



15/5/2014



26/5/2014



25/7/2014



21/5/2014



4/9/2014



29/9/2014

Fig 4.2: Series of pictures describing the seasonal visual change of the wetland.

4.1.3.2. Wetland hydrology and water balance

In order to investigate the pollutant behavior through mass balance, the water balance of the wetland has to be studied in the first place to support result interpretation including the inflow, surface discharge, evapotranspiration, infiltration, precipitation and runoff. The flow rates at inlet and outlet of the wetland and the meteorological conditions including air temperature and rainfall, have been monitored between April 2012 and April 2013 (Table 5.1 and Fig 4.3.).

Table 4.1. The flow rates at inlet and outlet of wetland and meteorological conditions during the sampling events, represented by the average of 72 hours.

Sampling events	2012						2013		
	16/04 S1	21/05 S2	11/07 S3	20/08 S4	17/09 S5	19/11 S6	29/01 S7	25/03 S8	22/04 S9
Mean	7.4	14.6	16.3	23.4	15.1	4.6	6.6	0.8	9.6

Temperature °C	Min	2.3	11.5	13	8	-2.5	1	1.5	-4	0
	Max	12.5	18	23.5	34.5	29.5	21	10	4.5	20
Rainfall (mm.day ⁻¹) in Crainvilliers		6	53.8	9.4	0.4	0.2	1.4	34	0.4	0
Cumulated rainfall (mm) for the previous 3 days in Epinal		6	19.2	1	0.2	0.6	0	4.2	0.6	0.6
Flow rate m ³ .h ⁻¹	Inlet	0.17	3.26	0.55	0.50	0.26	0.67	11	2.15	1.66
	Outlet	0.17	6.93	0.21	0.03	0	0.51	—	1.51	1.08
Recovery coef. %		100	213	38	5	0	76	—	70	65

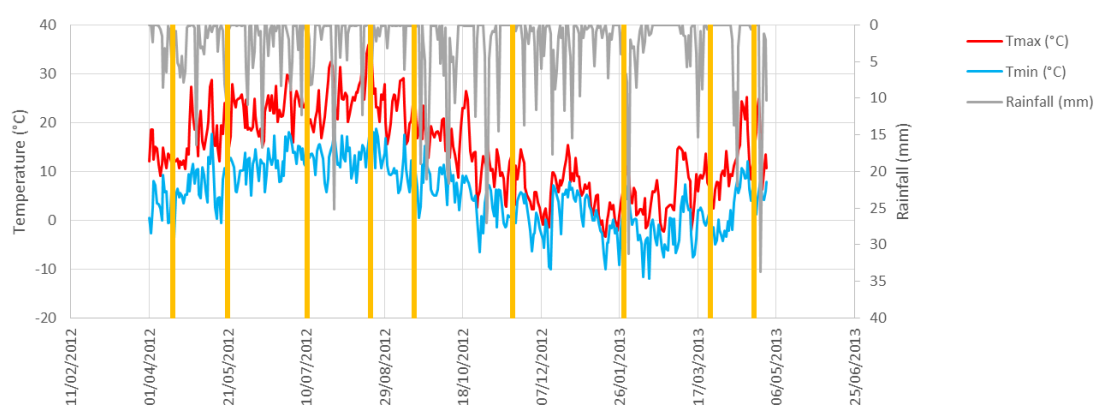


Fig 4.3: Minimal and maximal temperature and daily flowrate as measured at Epinal, the closest weather station located at 55 km from Crainvilliers (data from Meteo-Ciel). Yellow line: sampling.

Infiltration

As the wetland bed is made of clay, the water loss can be thought to be very limited through the soil bottom infiltration to groundwater. In addition, infiltration can be decreased by the sediment accretion on the soil bottom through the particulate materials settling, such as incoming suspended solids and wetland plant litter. As shown in Table 4.1, for the sampling events (S1, S6, S8 and S9) with minimal evapotranspiration due to low temperature, a full recovery of the flow rate was only observed for S1. Only 65-76% of the inflow rate was recovered at the outlet for the later sampling events in similar weather conditions (S6, S8 and S9). As a direct infiltration through the clay is unlikely the water volume loss can be attributed

to the infiltration induced by the development of plant root within the wetland soils, which can be vertical into the deeper soil layers or horizontal through the wetland banks.

Evapotranspiration (ET)

In general, the effect of ET on wetland water volume occurs under high temperature or/and high radiation conditions, especially in summer under temperate climate. Three sampling events (S3, S4 and S5) have been conducted on the summer days when the wetland were subject to a maximal temperature ranging from 23.5 to 34.5 °C (Table 1). The temperature induced high ET rate increasing the wetland water loss and the subsequent water quality alteration through evaporative concentration of salts.

Precipitation and wetland catchment contribution

Two high rainfall events took place during two sampling events (S2 and S7) (Table 4.1). The first event took place at the beginning of S2 and led to a flow rate increase at the wetland inlet and outlet, which lasted for some hours after the rain stopped (Fig 4.4). The different behavior between the inflow and outflow is attributed to two different phenomena: i) an increase of the influent flowrate to the wastewater treatment plant, as the sewer network is not fully separated, leading to an increase of the influent flowrate to the wetland ii) direct precipitation onto the total wetland area. Unfortunately for the second event which occurred during S7, the wetland outlet was flooded by backflow from the river and no data are available.

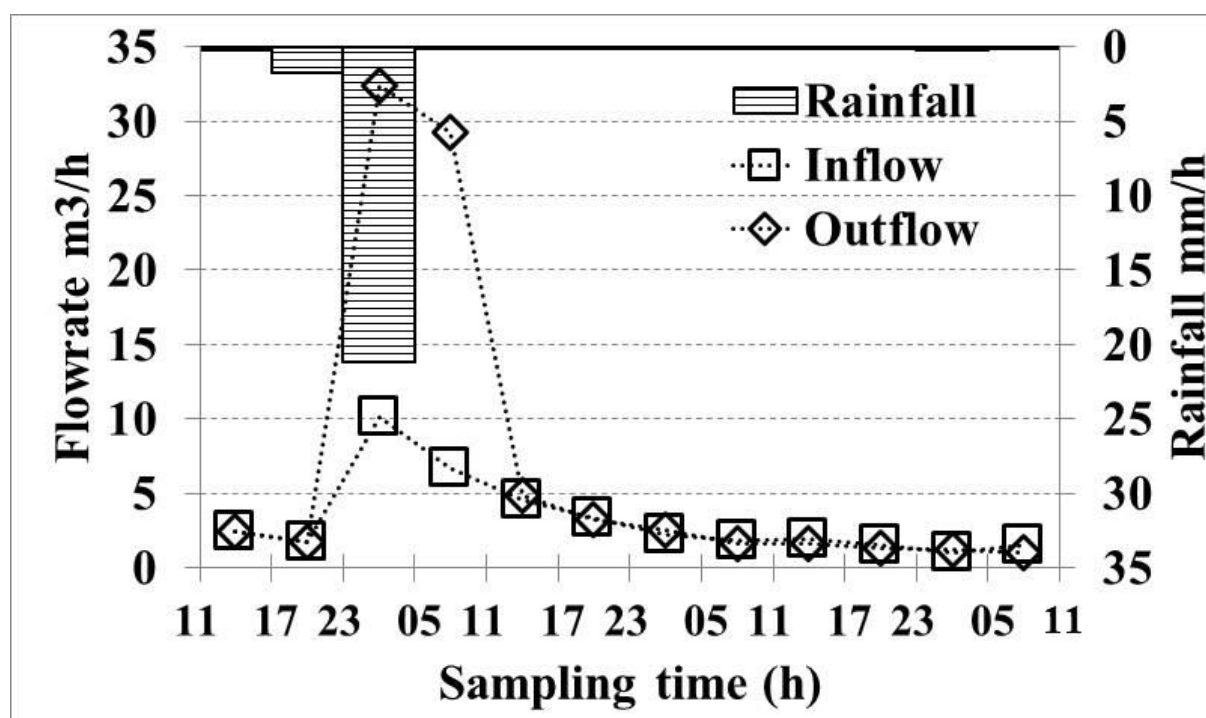


Fig 4.4. Monitoring of water flow rate at the wetland inlet and outlet and rainfall intensity during S2 sampling period (6-hrs average values).

4.1.3.3. Constituent mass balance and pollutant behavior

Based on the water inflow and outflow data, including flow rate and water chemistry, over each sampling period of 72 hours, the water constituent mass balance is summarized in Fig 4.5 for the normal sampling events (S3, S6, S8 and S9) during which neither high rainfall nor high temperature inducing extreme evapotranspiration occurred. The mass balance is composed of inflow (100%) and outflow constituent mass (unfilled column), and total mass loss within wetland (patterned column), i.e. the difference between two first mass compartments, whatever the loss pathways (Fig 4.5). The water flow rate loss is represented using a dashed line to distinguish between the different water constituent behaviors.

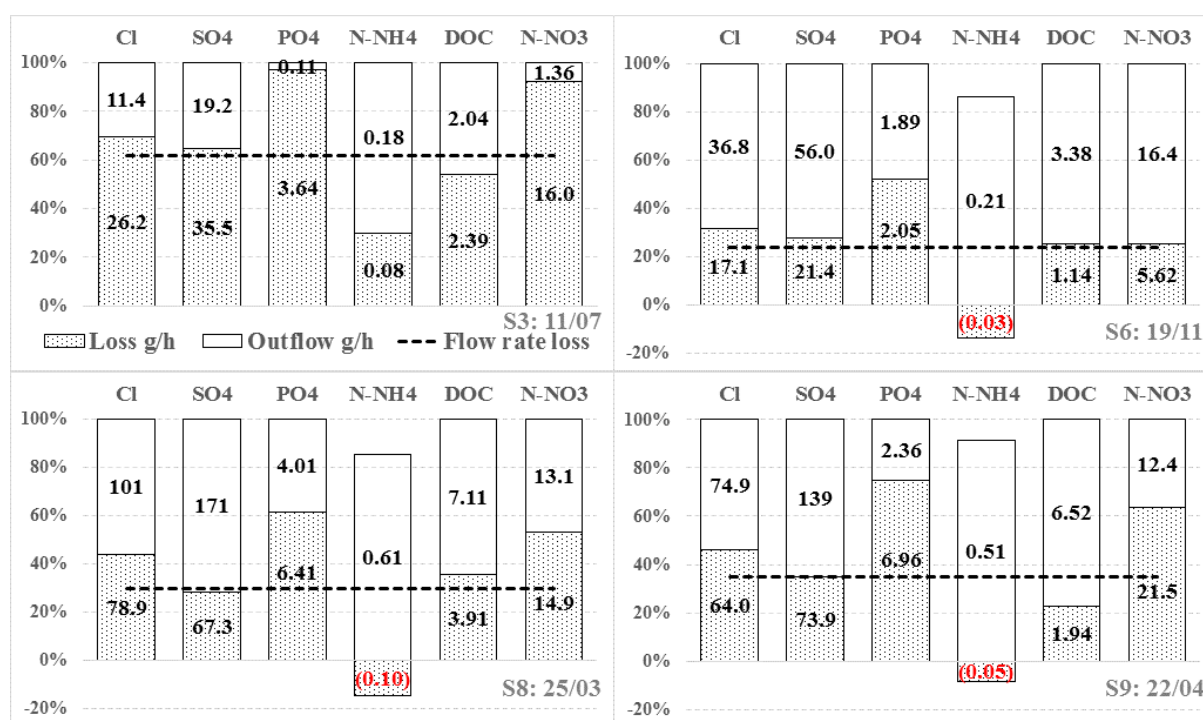


Fig 4.5. Mass balance on conservative ions and pollutants within the wetland for four sampling events, S3, S6, S8 and S9 between 2012 and 2013. Incoming constituent mass expressed by the sum of outflow (unfilled column) and overall mass loss (patterned column) in using the average value of 72 hours.

Hydraulic residence time

Hydraulic residence time is considered as a key factor to control the pollutant removal processes as it affects the suspended solids settling and the contact with the reactive surface. The hydraulic residence time can be influenced in different ways (rain, evapotranspiration, etc.) and can vary from hours to days. It was not measured for each sampling event. The theoretical free water surface is 355 m². The water depth varies between 10 and 40 cm. An average depth of 25 cm gives a water volume of 89 m³, without considering the space occupied by the reeds in the third basin. Between April 2012 and April 2013 the average recorded daily inflow is 37.3 m³ and the median daily inflow is 22.3 m³. This gives a hydraulic residence time of the order of magnitude of 2.4 to 3 days.

Conservative ions: Cl and SO₄

Chloride ion can act as a conservative water constituent due to its non-reactive and chemically stable features. Sulfate could also be thought as a conservative ion to consider, but only under aerobic condition, since it can be transformed under anaerobic condition (Dahm et al., 1998; Stottmeister et al., 2003). The two compounds seemed to follow well the behavior of flow rate with similar mass loss. However, compared with the water flow loss (S3: 62%, S6: 24%, S8: 30% and S9: 35%), the sulfate ions mass loss is closer (65, 28, 28 and 35%) to the flow loss than the chloride ions mass loss (70, 32, 43 and 46%). No specific reason was found for this discrepancy. The conservative ions are expected to present a behavior similar for other dissolved water constituents when no other physical, chemical or biological removal or production processes are involved.

Dissolved organic carbon (DOC)

Several processes can contribute to DOC fate within wetlands, such as microbial activity requirements, denitrification, aquatic plant release through root system and decaying plants release (Gersberg et al., 1983; Weisner et al., 1994). Though these processes are sensitive to seasonal variations, the DOC concentration seemed not to be influenced by seasonal variations and behaves as the conservative ions. This could be linked to the low biodegradability of the incoming pollution (average BOD₅/COD \approx 0.1). A small production was observed in spring (S1: 0.9 g/hr).

Nutrients: NO₃, NH₄ and PO₄

The wetland acted as a sink for NO₃ and PO₄ but not for NH₄ during these sampling events. The nutrients uptake is subject to a seasonal variation with a higher nutrient uptake during growing season of aquatic plants (phragmites, iris, rush, buttercup, duckweed are the main species found in the wetland). The uptake was decreased when the macrophyte activity was the lowest, i.e. when the weather became cold and PAR decreased. Biological denitrification can also occur, if dissolved oxygen is low enough and biodegradable soluble carbon available. This DOC could be provided by the influent as well as by the plants (Weisner et al., 1994). This is also favored by high temperature. It was not possible to discriminate between these two pathways in spring/summer when the temperature is the highest.

Phosphorus is key factor for plant growth, but only submerged macrophytes and epiphytes could take up phosphorus from surface water while emerged macrophytes obtain phosphorus from the substrate (Granéli and Solander, 1988). A decrease of available phosphorus in the water column will, in turn, reduce amount of floating aquatic plants (duckweed) or macro-algae along the wetland water course. The development of these species affect the water chemistry by limiting the dissolved oxygen availability and light penetration (Granéli and Solander, 1988).

4.1.3.4. Chemistry behavior along wetland water course

The characterization of pollutant evolution along the wetland flowpath was conducted between 2012 and 2014 in order to obtain detailed information on the wetland functioning. No continuous hydrologic data were available for that period. The conservative behavior of chloride was used to compare the fate of the other ion species. All concentrations were normalized with respect to chloride concentrations (Fig 4.6 and 4.7). The SO_4/Cl molar ratio varies largely in the influent, but stabilize at the exit of the first basin and increases slightly down to the exit.

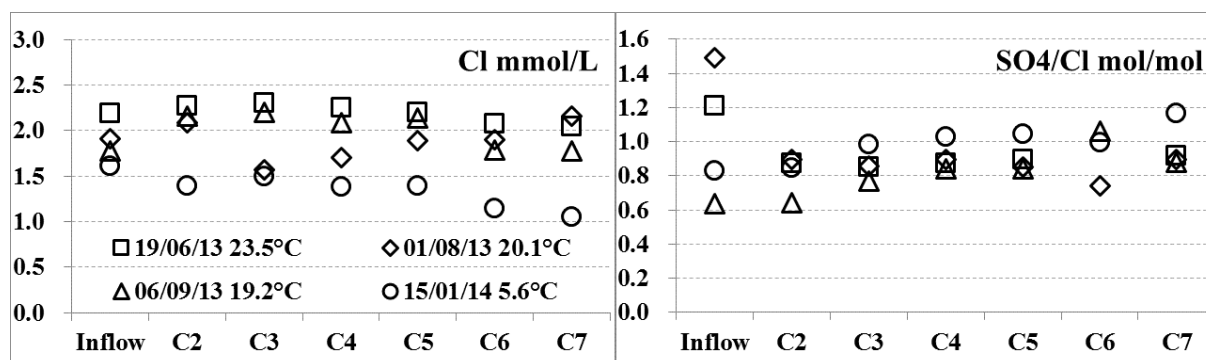


Fig 4.6. Variation of chloride ion and SO_4/Cl molar ratio along the wetland water course for four sampling campaigns.

In Fig 4.7, water chemistry seemed to be subject to seasonal variation. Vegetation annual cycle and seasonal temperature variation are thought to be the primary causes. The wetland revealed different vegetation patterns at the four sampling dates: macroalgae outbreak mostly in the first two basins in spring (19/06/13), development of duckweed in all open water areas in spring and presence until late fall, development of standing macrophyte system from spring to fall especially in the third basin (01/08/13 and 06/09/13) and dead plants and litter in winter (15/01/14).

In winter, the ecosystem metabolism decreases in response to the low temperatures and a slow decrease of dissolved oxygen along the pathway is observed (\circ). At early plant growing season (\square), macroalgae outbreak induces a production of oxygen via photosynthesis. An over-saturation of dissolved oxygen is detected in sampling points C4 and C5. In summer, once the free water areas are fully covered by duckweed, the dissolved oxygen availability in the water column is largely reduced (Δ and \diamond).

No variation of the NO_3/Cl ratio along the flowpath could be detected in June 2013 (\square) (the standing and floating vegetation is fully developed at that time) or in January 2014 (\circ) (no floating vegetation and standing vegetation at rest). The NH_4/Cl ratio was low and constant along the flowpath for this two campaigns. In August 2013, a slight decrease of the NO_3/Cl ratio is observed down to point C4, where the standing vegetation (phragmites) is largely developed and dissolved oxygen less available (Figure 4.8). The NH_4/Cl ratio was constant along the flowpath but four times larger than during the June 2013 and January 2014 campaigns.

The behavior of the nitrates during the September 2013 campaign is peculiar. A drastic decrease of the NO_3/Cl ratio is observed at sampling point C4. It corresponds to a step increase of the NH_4/Cl ratio. In September the vegetation cycle is already slowing down and a large uptake of nitrates by plants is questionable. Denitrification in the sediment upper layer is plausible as the dissolved oxygen concentration under the duckweed cover is below 2 mg/L and DOC (either provided by the wetland influent or by biological activity within the wetland) is available. DOC concentration in the water column is constant along the flowpath and is not conclusive. It has to be reminded that the denitrification end product is N_2 . On another hand, nitrification is limited due to this low availability of dissolved oxygen.

Two other phenomena can be suggested to explain the apparent production of ammonia: ammonification of organic nitrogen from the sediment layer and reduction of nitrates by iron species. Only the later reaction could be linked to the decrease in nitrates. Iron oxide deposits have been found in the wetland and in the Anger Creek (Figure 4.9) and colloidal iron traces have been detected, near the wetland outlet (Fig 4.10).

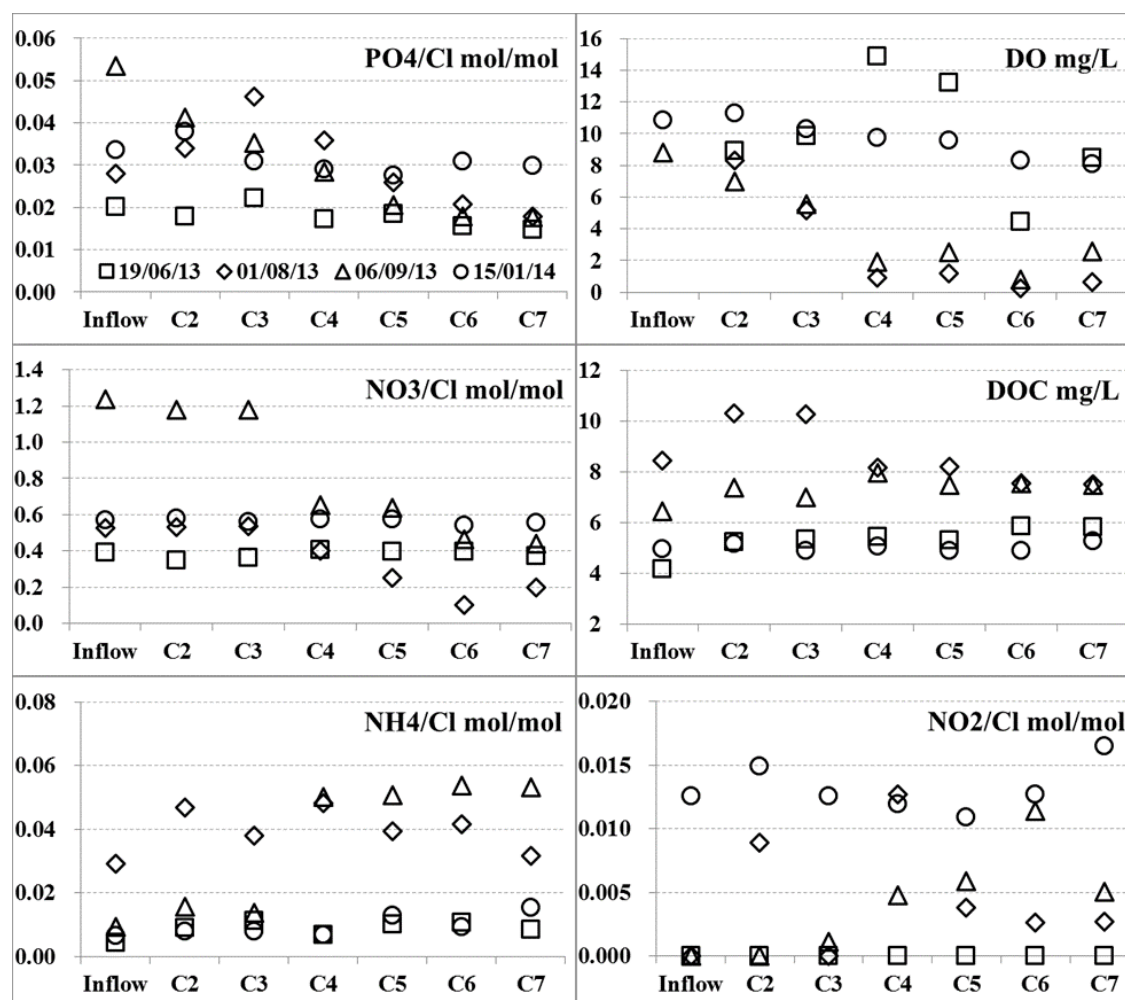


Fig 4.7. Evolution of DO, DOC and reactive ions on normalized concentration along wetland water course at three sampling events in 2013 and one in 2014.



Fig 4.8: Fully developed phragmites between C5 and C6 in August 2013.

(a)



(b)



Fig 4.9: Presence of orange iron oxide deposits in the wetland (January 2013) and in the Anger Creek (May 2014)



Fig 4.10: Traces of colloidal iron.

In order to evaluate the gradient of oxygen in the wetland floor (i.e. its hyporheic zone), wooden stakes were inserted in the soil. Figure 4.11 present pictures of some of the wooden stakes in

function of the location of the sampling point. It was very difficult to retrieve the stakes once they were embedded into the clay. A color gradient is observed on most stakes, with the darkest color seen at the top of the stakes, so near the soil-water or soil-sediment interface. This indicates that the soil is anaerobic. There is at that point no explanation of the clear colors found in the lowest part of the stakes.

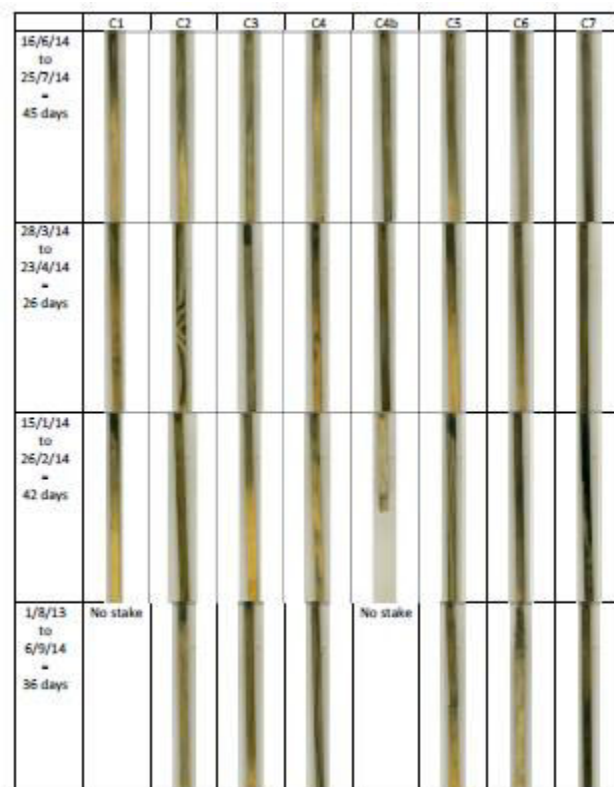


Fig 4.11: Pictures of wooden stakes after exposition in the wetland soil. Full view in Appendix 4.

4.1.3.5. Sediment nitrates-reduction potential

In order to verify the hypothesis of reduction of nitrates by structural Fe^{2+} in clay materials (Ernstsen, 1996), soil from three different sampling points (C2, C4 and C7) was incubated anaerobically in presence of nitrates (Figure 4.12). The control bottle contains only the soil and 2mM $CaCl_2$ solution to avoid clay destabilization. The concentration of $N-NO_3$ and TN at $t=0$ is estimated from the concentration in the control bottle and the amount of $N-NO_3$ introduced in each test bottle via the KNO_3 solution.

No nitrate disappearance is observed in the C2 bottle after 72 hours. In the C4 bottle nitrate concentration decreases but not so fast as in the C7 bottle. However no $N-NH_4$ production was observed concomitantly: the $N-NH_4$ concentration is similar in the control and test bottles. It is difficult to conclude about NO_2 : the concentrations in all the bottles are similar, although a small decrease is observed in the C4 and C7 bottles between 24 and 72 hrs. The total nitrogen

content is decreasing with time in those bottles, indicating the transformation of liquid phase N species into gaseous N₂. The amount of organic N is very small (< 1 mg/L). Dissolved organic carbon is available but we do not have any information on its biodegradability.

The absence of production of N-NH₄ seems not in favor of nitrates reduction by iron species. However N-NH₄ is not always the end product: according to Etique et al. (2014) it depends upon the type of Fe species and the concentration of Fe, N-NO₃ and phosphates. One of the potential end-product is N₂, as in biological denitrification.

The conclusions of these experiments is that neither the reduction of nitrates by iron species nor the biological denitrification can be fully ruled out. Further experiments and a better knowledge of the composition of the soil in terms of Fe species would be helpful.

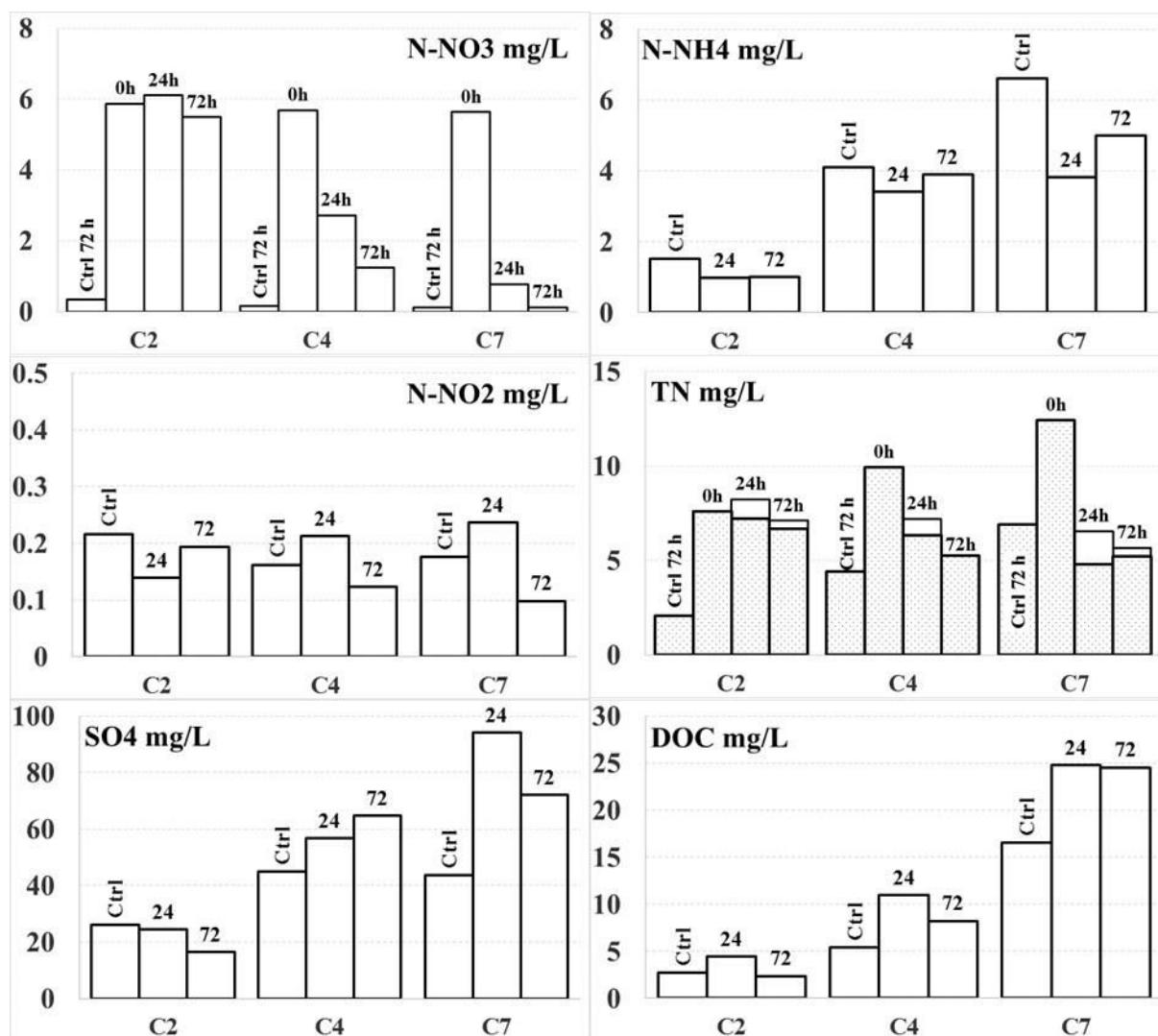


Fig 4.12. Evolution of water chemistry after 24 and 72 hours of sediments (C2, C4 and C7) incubation mixing with nitrate solution, comparing with a parallel control without nitrate addition (72 hours). The filled part within TN column is the sum of dissolved inorganic nitrogen species: N-NO₃, N-NH₄ and N-NO₂.

4.1.3.6. Composition of aquatic macrophyte

The collected wetland macrophytes had shown different water content within the live above-ground tissue through plant species, ranging from 58 to 97% (Tab 4.2). The emergent species, such as rush, reed and iris are characterized by larger and more rigid above-ground tissue and higher dry matter percentage than the floating species and creeping buttercup. Their C: N ratio is also higher: it could increase their resistance on microbial degradation by the presence of a larger amount of lignin in their cell walls (Weisner et al., 1994; Nelson, 2011). Upon senescence the standing dead macrophyte (brown reed, Tab 4.2) the plant tissue was subject to a drying process and lost cellular water. In the meantime, the increase of the C: N ratio in plant above-ground tissue reflected a loss of organic matter with lower C: N ratio, such as chlorophyll (Granéli and Solander, 1988) or a translocation N to below-ground tissue (Kröger et al., 2007).

Table 4.2. Characterization of above-ground tissue of the sampled wetland macrophytes. DM = dry matter, VS = volatile solids

Common name of sampled macrophyte	%DM	Element composition mg N or C/g DM		C:N atomic ratio	Extractable sugar		
		Nitrogen	Carbon		Water	Ethanol	
					mg glucose/g VS		
Rush	33	22.8	461.5	24	0.60	32.4	
Reed	Green	42	27.4	458.7	20	0.85	29.5
	Brown	59	20.2	429.9	25	2.54	7.4
Iris	33	14.8	448.2	35	0.50	37.9	
Creeping buttercup	12	36.8	418.2	13	3.42	232.3	
Duckweed	3	25.2	334.3	16	3.19	31.3	
Alga	10	44.5	357.7	9	1.23	27.0	

Less than 1 mg glucose/g VS had been found in the water extractable fraction of the total sugar for rushes, reeds and iris. This fraction was higher for smaller macrophytes with more fragile architecture. However, about 30 mg glucose/g VS of total sugar was sequentially extracted through 80% ethanol solution for all collected plant species, excepting for creeping buttercup which shown a sugar content almost 8 times higher than by water extraction. The water extractable sugar can be released directly to water column by floating macrophytes or to the wetland soil from plant root system by emergent macrophytes. The ethanol extractable sugar is potentially ready to be released from plant tissue once the macrophytes are turning into senescence stage following seasonal variation. Consequently, these released carbohydrates supply available DOC to support some important microbial activities, especially anaerobic bacterial metabolisms (Weisner et al., 1994).

4.1.3.7. Bio-methane production (BMP) potential of wetland macrophytes

The bio-methane production potential of collected wetland plants is presented in Fig 4.13. The cumulative BMP (ml CH₄/g VS) is displayed on the primary Y-axis versus the incubation time (X-axis) and the corresponding BMP rate (ml CH₄/g VS/h) on the secondary Y-axis. The experiments were run in duplicates and are exhibiting similar methane production trend in spite of the small differences between them over incubation time. The control test did not produce more than 0.2 ml CH₄ of BMP during the entire incubation and no more gas production was observed after 380th incubation hour (data not shown). Once incubation started, the overall plants revealed a lag phase (0 - 69 h) followed by a bio-methane first fast production phase (69 - 260 h), and a phase with a decreasing production rate (260 – 2400 h), except for algae. For this species a second fast production phase occurred around the 500th hour. The first bio-methane production peak can be linked to easily degradable algal carbohydrate, such as sugars, and the second one to algal fatty acids with low C: N ratio (Ding and Sun, 2005). Furthermore, the high C: N ratio within iris plant tissues conducted to a slower exponential BMP phase, because the low nitrogen content could slow down the protein formation during the exponential bacterial growth period.

Since the extractable sugars can be considered as the labile organic carbon in BMP processes, the buttercup, that had shown 232.3 mg glucose/g VS of ethanol extractable sugars in above-ground tissue, had a BMP rate twice more important than the other species. On the contrary, the low extractable sugar content of the brown reed led to a less important exponential BMP phase.

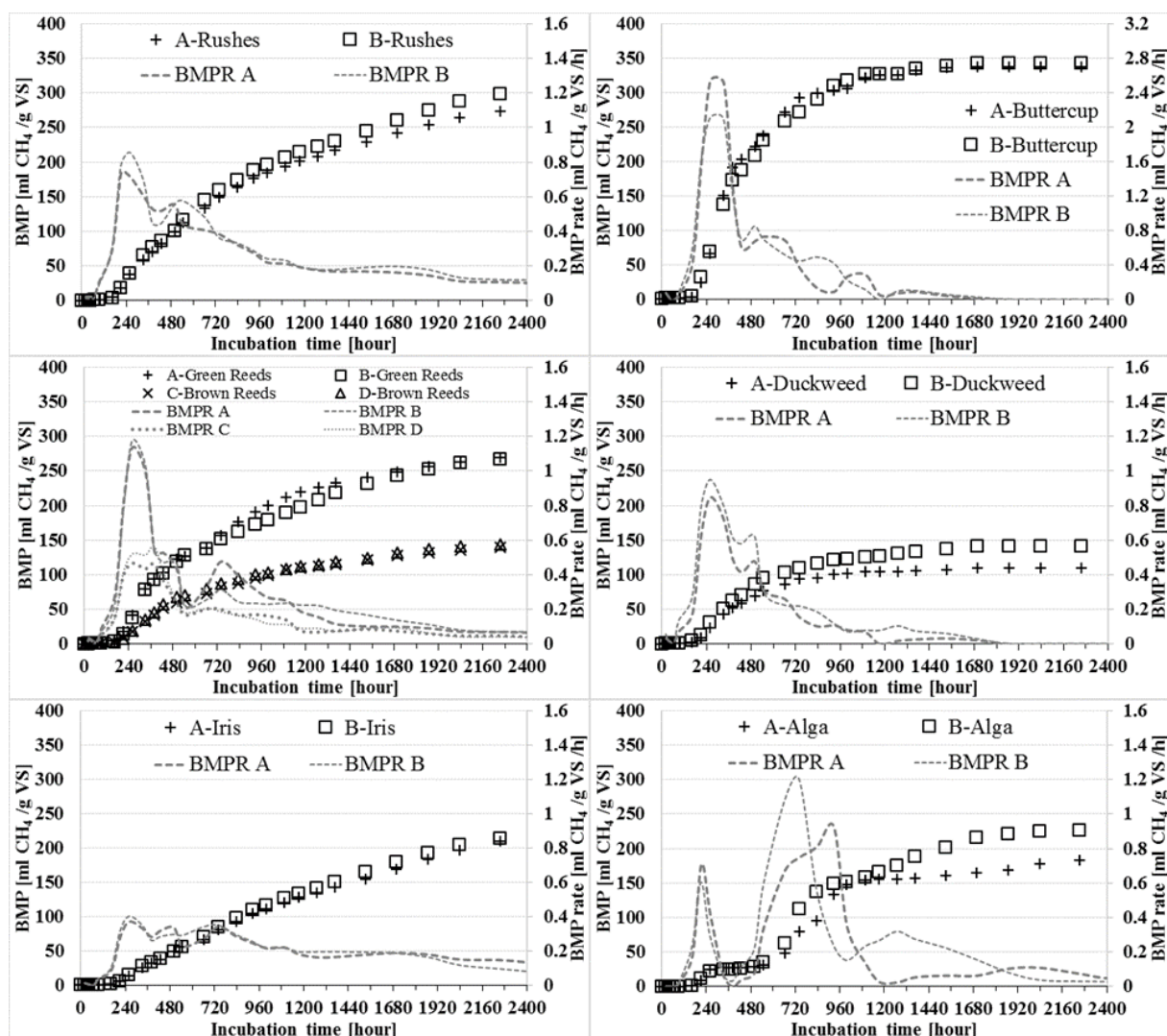


Fig 4.13. Cumulative bio-methane production BMP (symbolized points) and average BMP rate (discontinuous line) of collected wetland macrophytes at set monitoring times.

4.1.4. Conclusion

The studied wetland system was subject to the seasonal variation of its hydrological conditions. In particular, an important water volume loss from evapotranspiration was observed in summer and flooding can occur in case of the receiving watercourse overflowing. In addition, the wetland system can be perturbed by direct rainfall onto the wetland surface area and runoff from the wetland catchment.

The wetland system was also subject to seasonal variations on pollutant behavior that depend on hydrological condition, availability of dissolved oxygen and seasonal vegetation pattern. Algal bloom occurs in early spring, inducing an over-production of oxygen. A few weeks later duckweed covers all open surface areas and reduces the availability of oxygen underneath. Anoxic and anaerobic reactions are then favored in the water column and sediment upper layer. The transformation of nitrates by reaction with iron species present in the clay cannot be

excluded, although more experiments and characterization should be made to verify this assumption. In absence of maintenance and removal of the vegetation the senescent plants are settling into the basins and contribute to the production of biomethane. After two years of monitoring a decrease of the open water areas has been observed with the development of phragmites and terrestrial buttercups. Finally *Impatiens glandulifera*, a common invasive species, is rapidly colonizing the wetland.

4.2. ZRV de Diarville

La variation de la température et les évènements pluviaux peuvent aider à interpréter les variations du fonctionnement du système le long de l'année de prélèvement (Tableau 4.3). D'après les mesures des débits en entrée et en sortie de la ZRV, le système montre une variation saisonnière au niveau du régime hydrologique. Un faible taux de restitution, calculé en divisant le débit en sortie par le débit en entrée est observé pour les campagnes S4 et S5, effectuées en été sous de fortes températures. Le système montre un taux de restitution supérieur à 100% dans les campagnes S2, S8, S9 et S10 : dans le cas des campagnes S2 et S8, effectuées en conditions pluvieuses, la cause en est une forte influence avale due au fossé de réception.

Tableau 4.3. Conditions météorologiques et débits moyens en entrée et en sortie de la ZRV durant les campagnes de prélèvement réalisées par IRH.

Campagne de prélèvement		2012						2013			
		16/04 S1	21/05 S2	11/07 S3	20/08 S4	17/09 S5	08/10 S6	19/11 S7	29/01 S8	25/03 S9	22/04 S10
T. °C	MOY	7,4	18,1	16,2	23,8	15,2	12,3	4,0	6,8	0,9	10,7
	Min	2,3	13,8	13,0	8,5	-2,0	7,5	1,0	1,5	-5,5	0
	Max	12,5	22,5	23,0	33,0	28,0	16,0	7,5	10,5	6,5	23,5
Pluviométrie mm.jour ⁻¹		1,8	35,8	0,8	3,2	0	23	1,6	21,0	0	0
Débit m ³ .h ⁻¹	Entrée	2,75	9,57	1,65	1,67	1,15	7,95	1,50	18,5	2,48	1,79
	Sortie	1,24	31,9	0,57	0,07	0,01	7,70	1,27	81,7	7,78	5,22
Taux de restitution %		45	333	35	4	1	97	84	441	313	292

La Figure 4.14 montre l'état de la partie avale de la branche droite de zone humide, avec le regard de sortie ennoyé, et l'état du fossé récepteur. Les fortes précipitations enregistrées au moment de cette campagne ont d'ailleurs causé une crue du Madon (Figure 4.15) dont le Beaulong est un affluent. Comme on peut le voir sur cette même figure, deux autres épisodes de fortes pluies ont été enregistrés en mars et avril 2013, quelques jours avant les campagnes. A chaque fois l'écoulement vers le milieu naturel de la zone humide a été perturbé. Dans ces cas-là, la conversion de la mesure de la hauteur en débit n'est plus valable.

(a)



(b)



Figure 4.14: a) Partie aval de la zone humide de Diarville le 31 janvier 2013. b) fossé récepteur le même jour.

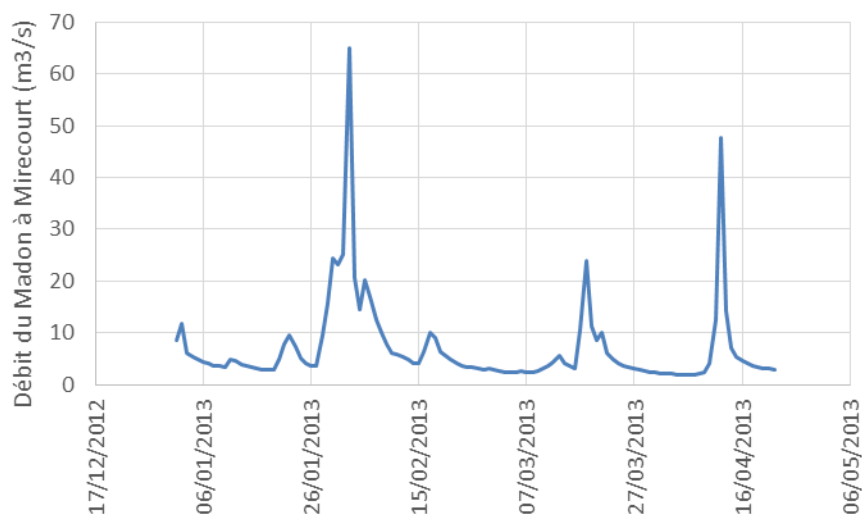


Figure 4.15: Débit du Madon à Mirecourt pendant l'hiver 2013

4.2.1. Régime hydrologique de la ZRV

Le fonctionnement hydrologique de la ZRV de Diarville a été étudié en se basant sur les débits en entrée et en sortie au pas de temps de 2 minutes ainsi que sur la mesure horaire de la pluviométrie in situ (Figure 4.16).

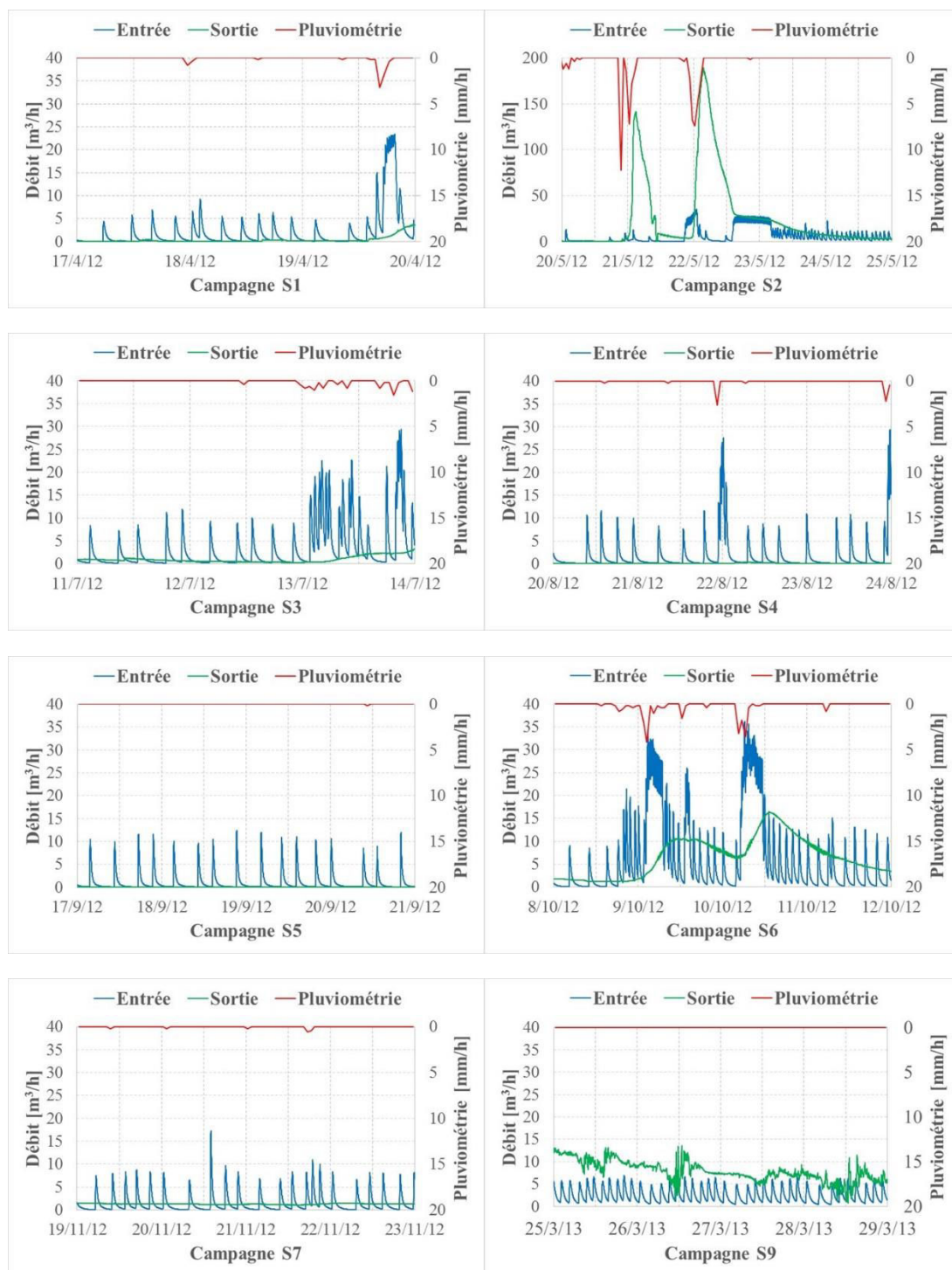


Figure 4.16. Mesure des débits en entrée et en sortie de la ZRV de Diarville et pluviométrie in situ pendant les campagnes de prélèvement automatique sur 72 heures.

Les graphiques montrent que la ZRV de Diarville est soumise à un apport ponctuel des effluents de la STEP. Les débits en entrée et en sortie ont été parfois influencés lors des événements pluviaux (S1, S3, S4 et S6) voire perturbés par l'inondation des eaux du fossé (S2). Par ailleurs, le seuil de mesure en sortie a été noyé en permanence pour les trois dernières campagnes. Par conséquent, les campagnes S2, S8, S9 et S10 ne sont pas prises en compte sur l'interprétation du comportement des polluants.

4.2.2. Comportement des polluants

Comme le fonctionnement de la ZRV a été caractérisé par des campagnes de prélèvement à l'entrée et la sortie sur 72h et par des campagnes de prélèvements ponctuels, le comportement des polluants est présenté successivement selon une approche globale entrée-sortie et une approche au fil de l'eau le long de chaque branche.

Suivi en continu en entrée et en sortie de la ZRV

Quatre campagnes ont été choisies en fonction de la situation hydrologique pour présenter le comportement global des polluants (Figure 4.17). Cependant, en raison de la faible variation sur les concentrations des polluants durant les 72 heures de prélèvement, les résultats sont présentés en termes de flux des polluants en moyenne 72 heures à l'entrée (100%) et à la sortie (colonne blanche). La perte des flux des polluants au sein de la ZRV (colonne remplie) est comparée avec celle des sels conservatifs et le bilan d'eau afin de différencier la perte via les processus hydrologiques et/ou les processus biogéochimiques.

Campagnes S3 et S5: le système est caractérisé par une perte importante de volume d'eau (65% et 99% respectivement) et un abattement apparent de la pollution. Les températures estivales ont certainement favorisé l'évapotranspiration. Pour la campagne S5, le temps de séjour hydraulique est très important et il devient difficile de juger de l'efficacité du système en termes de dégradation de la pollution.

Campagne 6 : le système est influencé par la pluie. Il y a plus de sels conservatifs (Cl et SO₄) exportés qu'entrant par les eaux usées traitées : l'écart est de 17%. Il y a également un écart pour le carbone organique dissous : il est de 54%. Lors des précipitations, un apport dû au ruissellement sur les berges et les parties planes ne sont pas à exclure. Un abattement est observé pour PO₄, N-NH₄ et N-NO₃.

Campagne 7 : suite à la baisse de la température et du rayonnement au mois de novembre, la perte de volume d'eau (16%) et les activités microbiennes sont moins importantes que pour les campagnes précédentes. Cela conduit à un faible abattement pour le carbone organique dissous COD et N-NO₃. Ce n'est pas le cas pour les phosphates et l'azote ammoniacal en présentant une élimination importante de 21% et 15%.

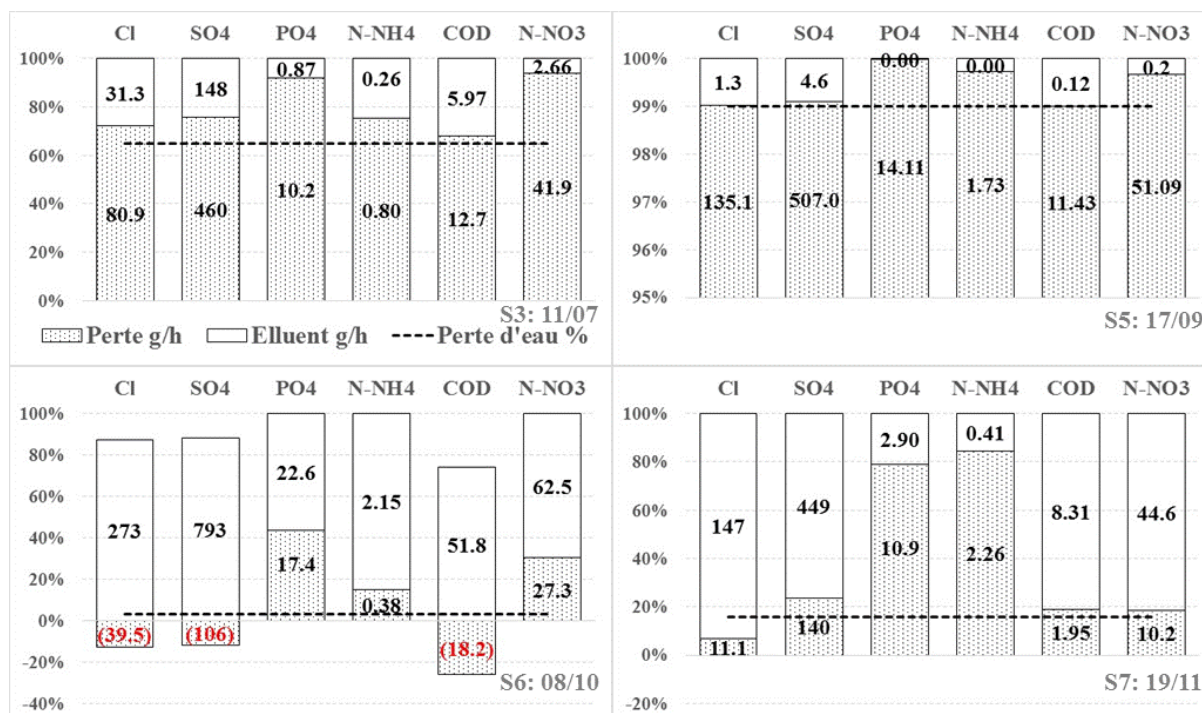


Figure 4.17. Bilan de masse sur les polluants en entrée et en sortie de la ZRV en comparant avec les ions conservatifs et le bilan de l'eau (ligne pointillée).

Suivi ponctuel le long de la ZRV

Quatre campagnes de prélèvement ont été effectuées entre 2012 et 2013 sur les deux branches de la ZRV. La caractérisation sur le long de ces deux branches est présentée dans la figure 4.19, de D1 à D5 pour celle de droite et de G1 à G5 pour celle de gauche. Les résultats montrent des phénomènes différents dans les deux systèmes en dépit de la même source d'eau et d'une hydromorphologie a priori similaire (Figure 4.18). De même il n'a pas été observé visuellement de différence en termes de végétation (mêmes espèces et même développement).

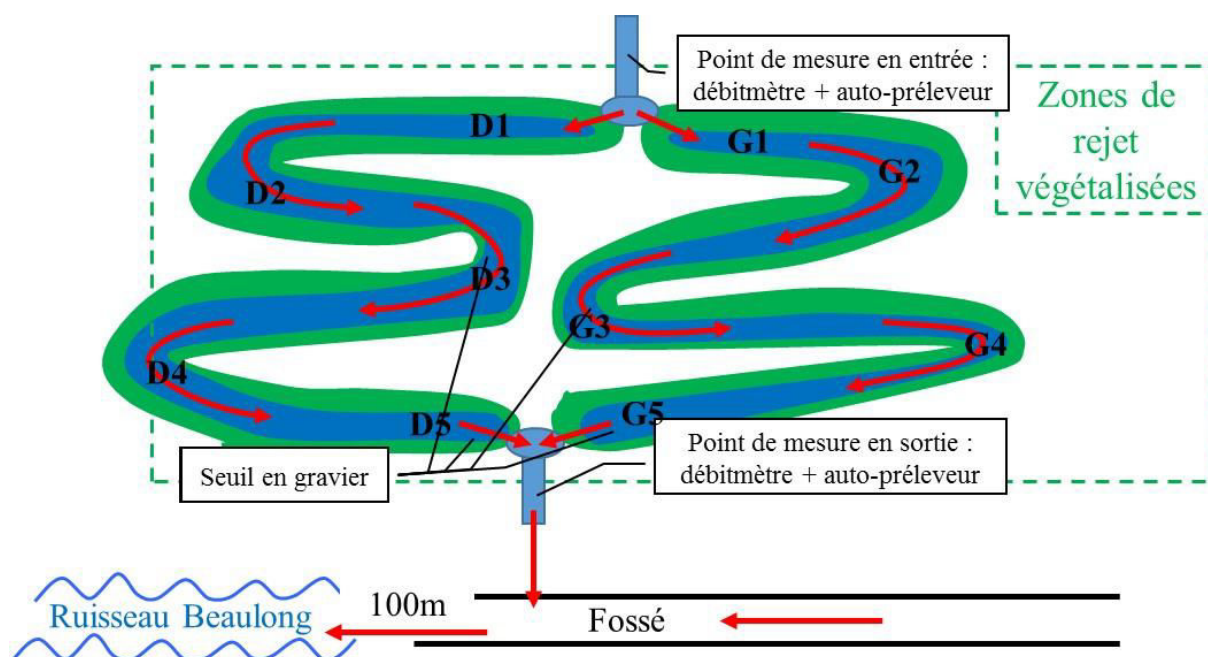
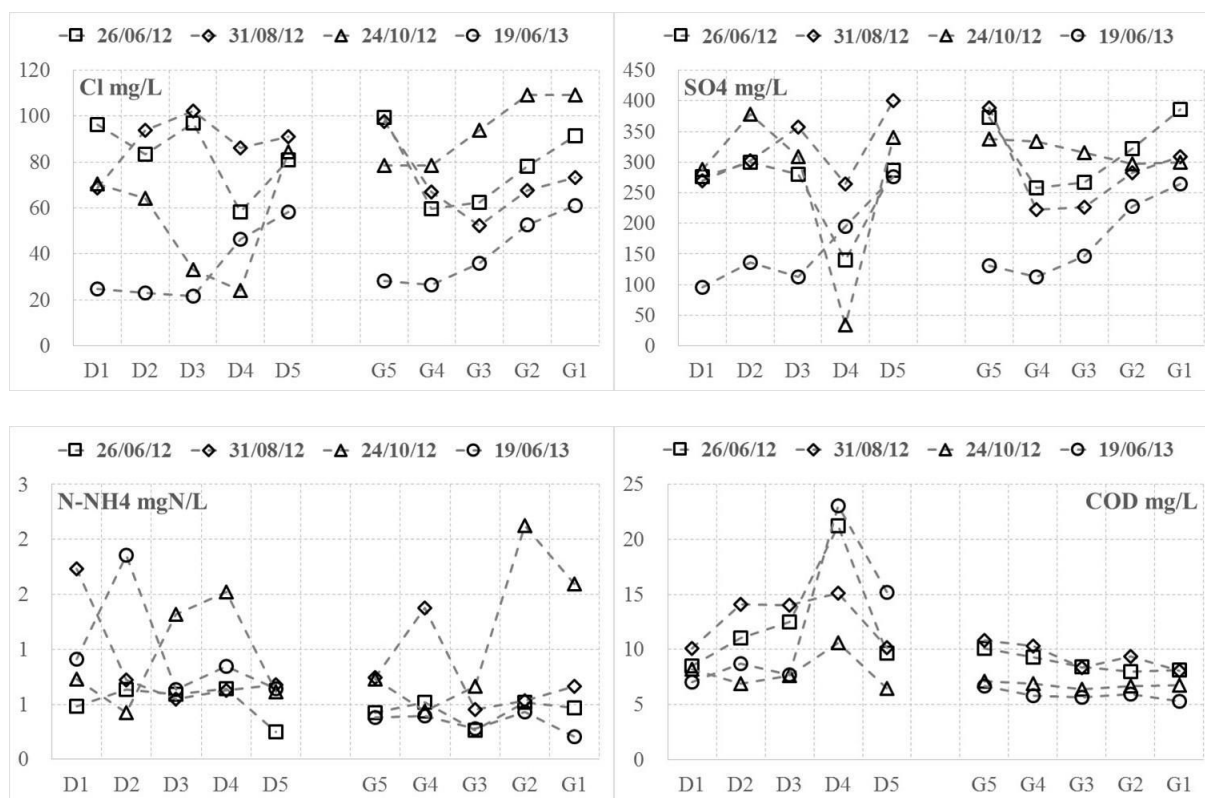


Figure 4.18. Positionnement des points de prélèvement sur la ZRV Diarville.

La dénitrification et la fixation de phosphore sont plus efficaces dans la branche droite que dans la branche gauche. En effet dans la branche droite des teneurs résiduelles très faibles ont été observées pour les nitrates et les ortho-phosphates. Une connexion existe à la sortie entre les points D5 et G5. Le remaniement des terres lors de l'installation de l'ouvrage de sortie peut en être la cause. Cette connexion conduit à une augmentation de la concentration en nitrates, en sulfates et en chlorures en D5 par rapport à G5 (sauf pour la campagne de juin 2013) et à une dilution du carbone organique dissous.

Il n'a pas été observé de différence entre l'amont et l'aval des deux seuils poreux situés en D3 et G3. En comparant avec ce qui se passe dans un milieu lotique, l'absence de débit et donc de gradient hydraulique ne permet pas un apport d'oxygène dissous permettant d'y favoriser une activité microbienne.



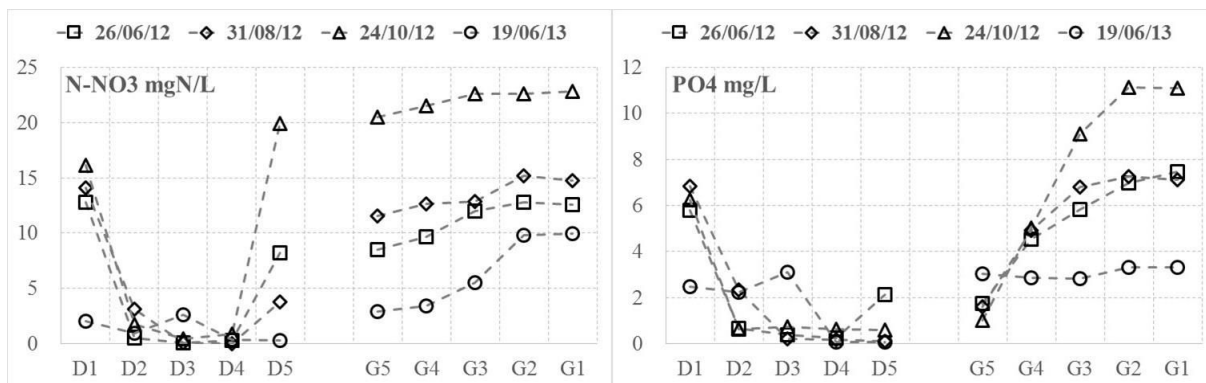


Figure 4.19. Evolution des sels conservatifs et des polluants le long de ces deux branches serpentine droite (D1 à D5) et gauche (G1 à G5) dans la ZRV Diarville.

4.3. ZRV de Seicheprey et Hannonville-sous-les-côtes

Pour les ZRV de Seicheprey et Hannonville-sous-les-côtes, seulement des caractérisations ponctuelles seront présentées à partir de deux campagnes de prélèvements 14/03/14 et 24/07/14.

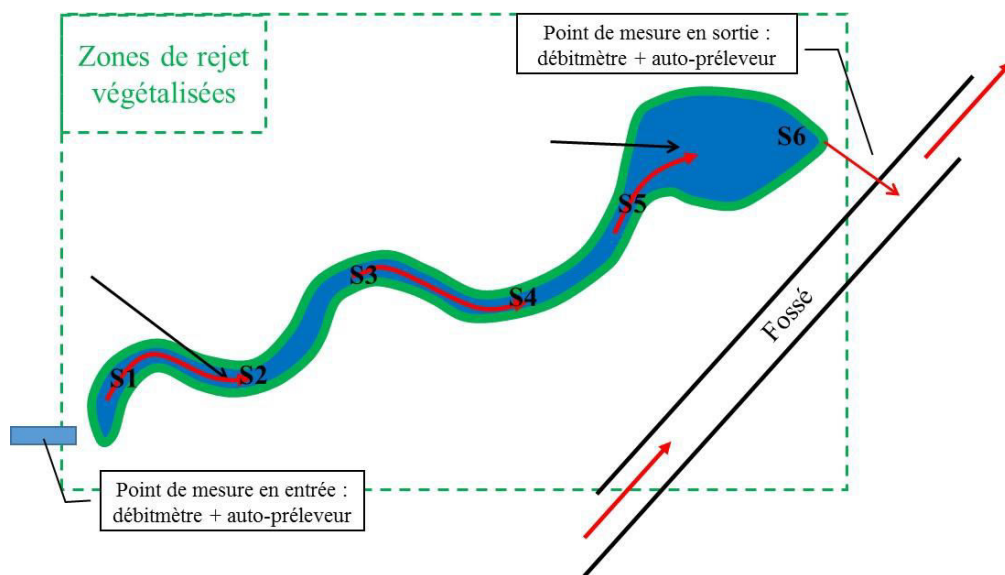


Figure 4.20 : Positionnement des points de prélèvement sur la ZRV de Seicheprey.

Sels conservatifs (Figure 4.21) : la concentration en chlorures et sulfates est stable avant d'entrer dans le bassin (S6) où une augmentation de la concentration en chlorures pour la campagne du 14/03/14 et une baisse pour la campagne du 24/07/14 ont été observée.

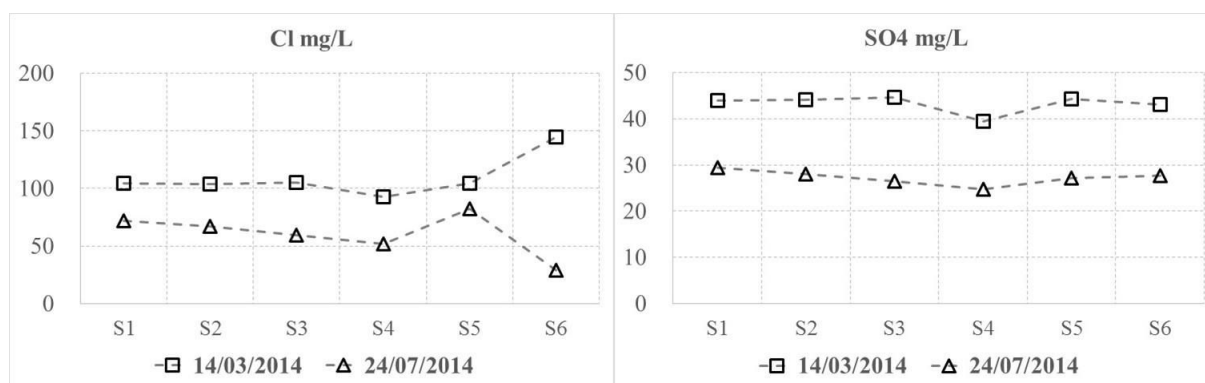
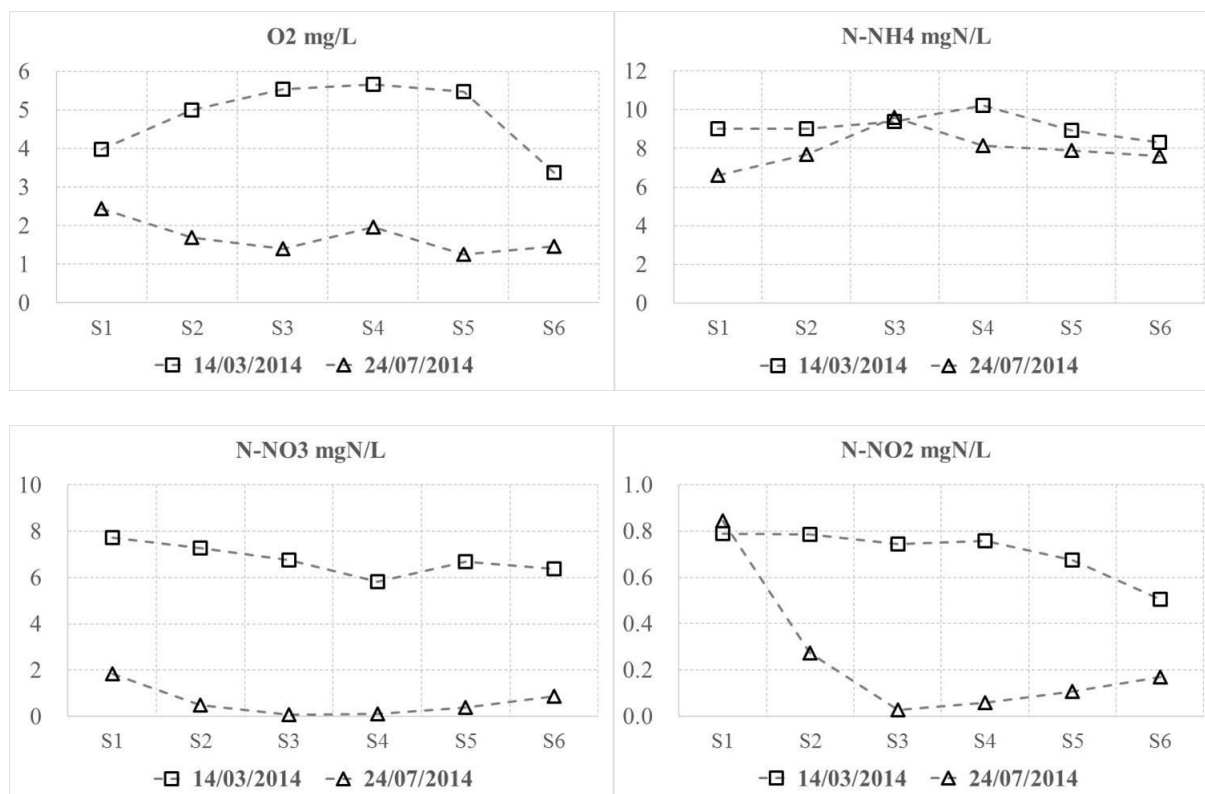


Figure 4.21 : Evolution des sels conservatifs le long de la ZRV de Seicheprey.

Oxygène dissous (Figure 4.22) : une faible variation a été observée dans la colonne d'eau le long de la zone humide, la concentration moyenne étant plus élevée le 14/03/14 (4 à 5 mg/L) que le 24/07/14 (< 2 mg/L).

Nutriments (Figure 4.22): globalement, la station d'épuration présentait un risque de pollution du milieu récepteur par l'apport d'eaux traitées chargées en azote ammoniacal (8 mgN/L) lors de ces deux campagnes. Le 14/03/14, en dépit de la teneur importante de l'oxygène dissous, le système n'était pas capable de conduire à une oxydation de NH3 et NO2 dans le fossé (S1 à S5) : dans ce fossé la présence de plantes aquatiques n'est pas observée (Figure 4.23). Cependant, une oxydation possible de NO2 accompagnée d'une baisse de l'oxygène dissous (S5 à S6) semblait être significative dans le bassin en aval où sont implantés des roseaux.



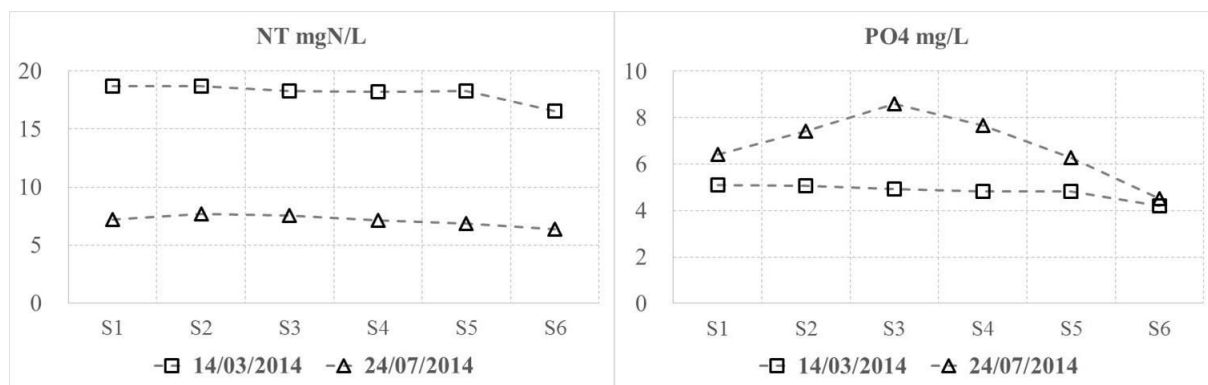


Figure 4.22 : Evolution de l'oxygène dissous et des nutriments le long de la ZRV de Seicheprey.

14/3/2014



24/7/2014



Figure 4.23 : Etat de la ZRV de Seicheprey en mars et juillet 2014

Matières organiques (Figure 4.24): Le COD et la composition des matières organiques ne présentaient pas une évolution importante le long de la ZRV.

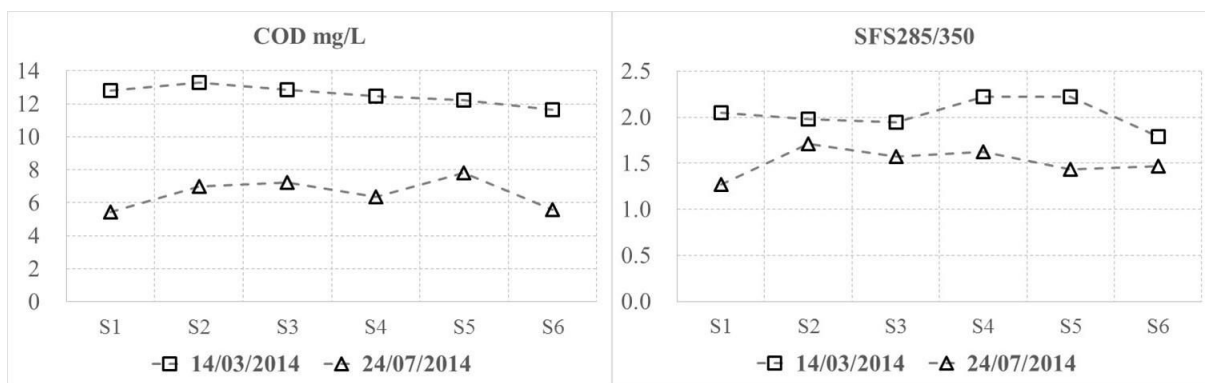


Figure 4.24 : Evolution du COD et de la composition de la matière organique le long de la ZRV de Seicheprey.

Globalement sur cette petite zone humide, la pollution est identique en entrée et en sortie. Il semble que le rapport entre la taille de la zone humide (voire sa typologie) et la pollution entrante importante (liée ici à la présence d’une station de traitement des eaux résiduaires municipales constituée par un filtre planté de roseaux à 1 étage, conforme à la réglementation en vigueur par rapport au nombre d’équivalent-habitants de la commune) ne permette pas de voir un effet positif de la mise en place d’une ZRV.

4.4. ZRV de Hannonville-sous-les-côtes

La Figure 4.25 rappelle la typologie de la ZRV de Hannonville-sous-les-côtes. Si un entretien de la végétation de la ZRV de Seicheprey est effectué par un agent communal (fauche de l’herbe), ce n’est pas le cas pour la ZRV de Hannonville-sous-les-côtes : le fort développement de la végétation rend l’accès très compliqué (Figure 4.26).

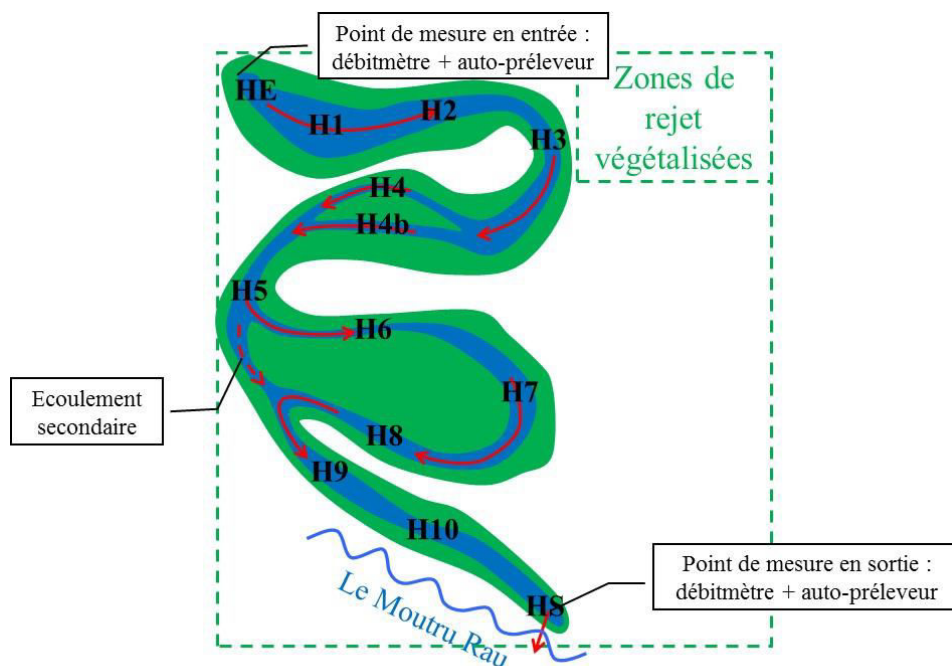


Figure 4.25 : Positionnement des points de prélèvement sur la ZRV de Hannonville-sous-les-côtes.



Figure 4.26 : Etat global de la ZRV de Hannonville-sous-les-côtes en mars et juillet 2014.

Sels conservatifs (Figure 4.27) : les concentrations en chlorures et sulfates sont globalement constantes le long de la ZRV. Une diminution des chlorures a été observée en mars 2014 entre H4 et H8 suivie d'une augmentation entre H8 et HS, sans qu'une raison puisse en être avancée.

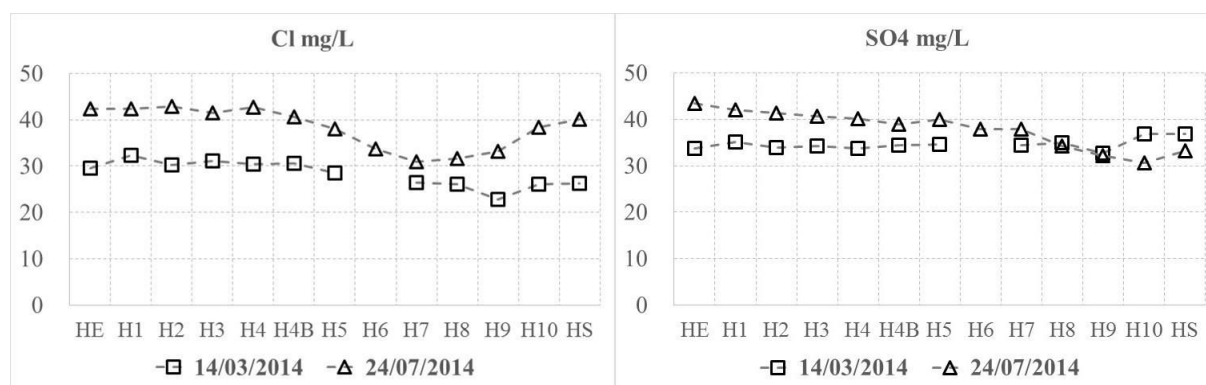


Figure 4.27 : Evolution des sels conservatifs le long de la ZRV de Hannonville-sous-les-côtes.

Oxygène dissous (Figure 4.28) : Pour la campagne du 14/03/14, une augmentation de l'oxygène dissous est observée entre H1 à H2 : la sursaturation (13,6 mg/L) est due à la présence de macro-algues dans le premier bassin (Figure 4.29). Cette sursaturation s'atténue à l'entrée dans le fossé où un développement important des macrophytes et de lentilles d'eau limite la croissance des macro-algues. Ce phénomène a été déjà rencontré dans la ZRV de Crainvilliers pour la campagne du 19/06/13 (Figure 4.7). Pour la campagne du 24/07/14, en dépit de l'apport de l'oxygène dissous par les effluents de STEP, le système se trouvait globalement soumis à une faible teneur en oxygène dissous. Une prolifération de lentilles d'eau a été observée à la surface et ceci limitait l'apport de l'oxygène dissous à partir de l'atmosphère par échange à l'interface libre. C'était aussi le cas pour les campagnes du 01/08/13 and 06/09/13 dans la ZRV de Crainvilliers (Figure 4.7).

Polluants azotés et phosphates (Figure 4.28): Le système devrait présenter un changement de fonctionnement biogéochimique dû à l'évolution différente de l'oxygène dissous entre ces deux campagnes. Pour la campagne du 14/03/14, une disparition de l'azote ammoniacal est

observé (environ 3 mg/L entre l'entrée et la sortie de la ZRV) ainsi qu'une diminution de l'azote total (du même ordre de grandeur). Cependant les nitrates sont restés stables. Cela conduit à penser à une utilisation de l'azote ammoniacal par la végétation, notamment les algues, très actives à cette période, comme le montre la production d'oxygène observée en H1. Pour la campagne du 24/07/14, une faible teneur en oxygène dissous a été observée, due à une couverture des surfaces libres par les lentilles d'eau (Figure 4.29). Nitrates, nitrites et azote total ont fortement diminué entre l'entrée et la sortie, mais la concentration en azote ammoniacal est restée constante. Compte tenu de la faible teneur en oxygène, le potentiel de nitrification était limité et que seule une dénitrification a été observée. Un relargage de phosphore est observé pendant cette campagne près de la sortie.

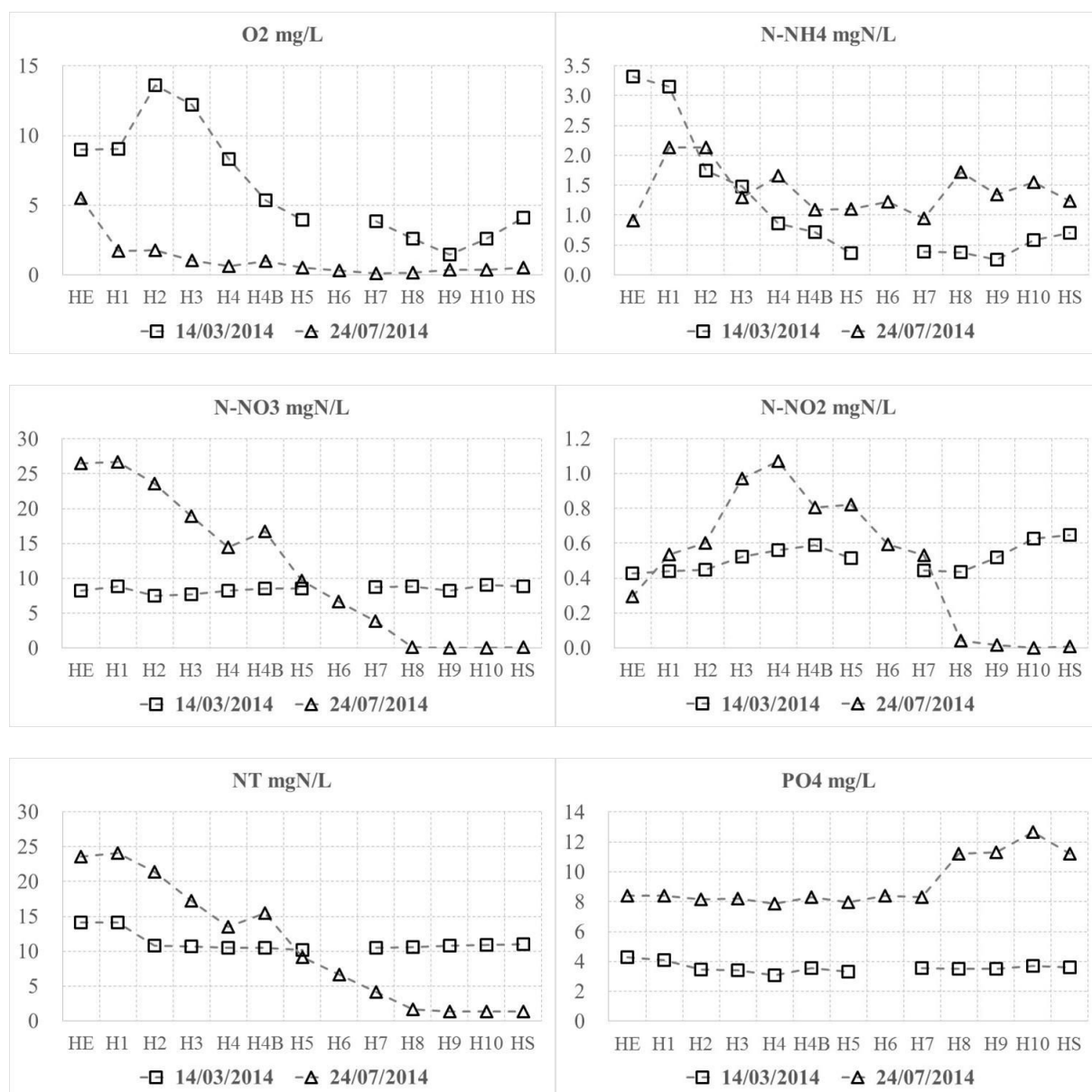


Figure 4.28 : Evolution de l'oxygène dissous et des nutriments le long de la ZRV Hannonville sous les côtes.



Figure 4.29 : Evolution du point H1 entre mars et juillet 2014

Matière organiques (Figure 4.30) : le système ne montrait ni une variation importante de COD et de SFS285/350 ni une évolution entre ces deux campagnes.

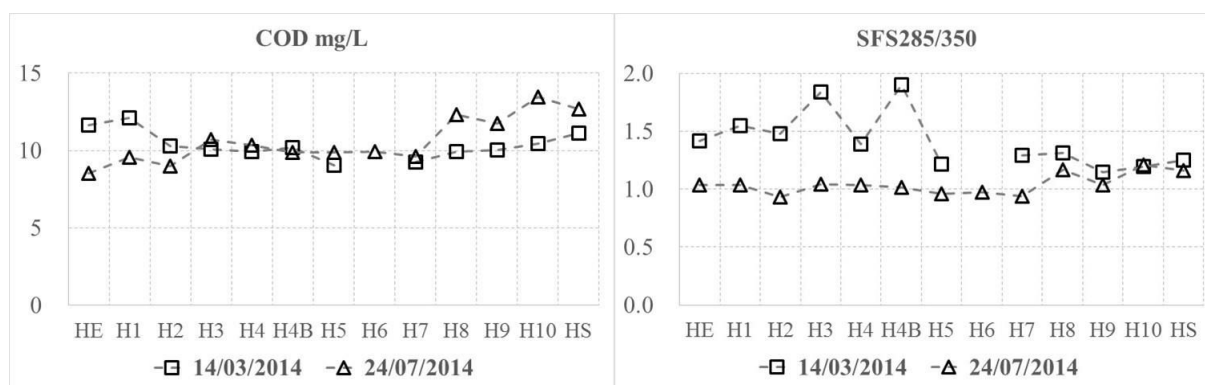


Figure 4.30 : Evolution du COD et de la composition de la matière organique le long de la ZRV Hannonville-sous-les-côtes.

4.5. Conclusions

L'ensemble des résultats acquis sur les trois zones de rejet végétalisées qui ont été étudiées en détail conduit aux résultats suivants :

- Après un suivi de deux ans de la ZRV de Crainvilliers, un modèle conceptuel du fonctionnement de la zone humide selon un cycle annuel peut être avancé (Figure) :

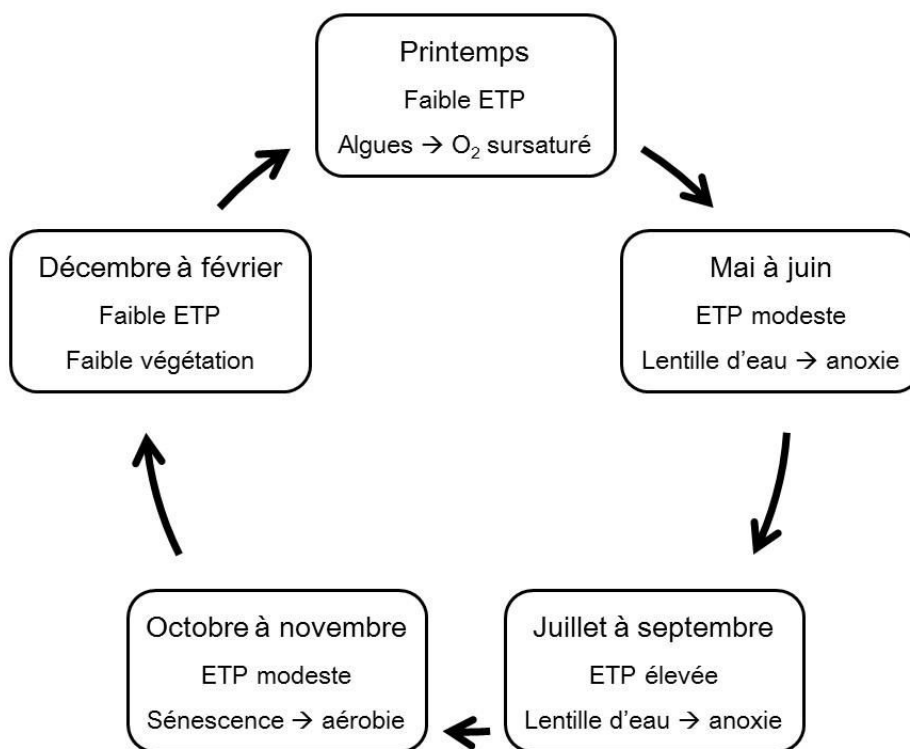


Figure 4.31 : Cycle de développement de la végétation dans les zones humides

- Au début du printemps (mars, avril), développement rapide des algues flottantes, essentiellement dans les zones à surface libre avec production d'oxygène et début du développement des parties aériennes des hélophytes
- Mai et juin : développement des lentilles d'eau dans les zones à surface libre. Progressivement elles diminuent l'ensoleillement nécessaire au développement des algues et la colonne d'eau sous les lentilles devient anoxique, voire anaérobie. Les algues entrent en décomposition. Les hélophytes continuent leur développement.
- Juillet à septembre : les phragmites atteignent leur maturité, avec l'apparition de panicules. Les balsamines d'Himalaya fleurissent et attirent des hyménoptères (abeilles, ...). Les odonates sont fréquents.
- Octobre et novembre. Senescence de la végétation et stockage dans les rhizomes des hélophytes des matières nutritives. Les crues automnales permettent l'élimination des lentilles d'eau de la surface. Sédimentation des parties aériennes des plantes.
- Décembre à février : décomposition de la matière organique particulière déposée dans le fond des bassins. Le fond des bassins est couvert d'une couche de 10cm en moyenne de sédiments mous, dont le dégazage est facile.

- De façon générale, le bilan sur les espèces azotées montre une élimination des nitrates pendant la période de croissance des plantes. Cette élimination ne peut pas se faire pendant la période hivernale.
- La transformation des nitrates en azote ammoniacal a été observée. Elle peut avoir deux causes :
 - La réduction des nitrates par des composés à base de fer, provenant notamment des argiles, ne peut pas être exclue. Mais des expériences complémentaires doivent être réalisées pour s'assurer de la réalité de ce phénomène.
 - La décomposition des végétaux conduit à la production de méthane (gaz de serre) et d'azote ammoniacal
- L'absence d'entretien de la végétation conduit à :
 - Une diminution progressive de la surface en eau, due au développement des phragmites et des renoncules terrestres. Ces dernières incorporent progressivement des matières en suspension et agrandissent la largeur des seuils entre les bassins. Ceci est surtout visible entre les deux premiers bassins à Crainvilliers.
 - Le développement d'espèces invasives : la progression rapide de la balsamine de l'Himalaya a été observée à Crainvilliers entre 2013 et 2014.

En ce qui concerne les autres zones humides :

- Le fonctionnement de la ZRV de Diarville a été perturbé par l'influence aval du à la conception de la sortie vers le milieu naturel. Cela a rendu difficile les interprétations sur l'efficacité de la zone humide en termes de dépollution. Le comportement différent observé sur les deux branches de cette ZRV, alors qu'elles ne présentent pas de différence visuelle, fait question et devrait être étudié plus en détail.
- La ZRV de Seicheprey n'a montré aucune efficacité par rapport à un traitement de finition de la pollution sortant de la station d'épuration. Cette pollution est beaucoup plus élevée que celle observée en sortie des filtres à Crainvilliers et Diarville, qui sont des filtres à deux étages. Une ZRV de petite taille comme celle de Seicheprey ne permet pas de compenser le manque de traitement en amont. Ce comportement a aussi été observé à la ZRV de Damvillers. Dans ce dernier cas la station d'épuration était en dysfonctionnement (concentration moyenne en sortie de la station de 30 mg/L en azote ammoniacal) et la ZRV ne permettait pas de le compenser.
- La ZRV de Hannonville-sous-les-côtes est la plus récente et il est difficile de faire un diagnostic précis si le fonctionnement sur un cycle de végétation n'est pas réalisé.

Certaines observations faites à Crainvilliers (développement d'algues suivi d'un développement de lentilles d'eau) ont été également faites sur cette ZRV. La question de l'entretien, avec au minimum une fauche sur les zones inter-méandres, doit être abordée pour en faciliter l'accès et la surveillance.

Conclusions

Dans le cadre du projet EPEC, deux objectifs avaient été fixés :

- L'étude de systèmes naturels de type lotique afin d'examiner les facteurs y favorisant l'auto-épuration et en tenir compte dans des opérations de restauration des cours d'eau
- L'étude de systèmes de type lentique, développés en sortie de station d'épuration en milieu rural, afin d'examiner et d'optimiser leur efficacité en vue de l'amélioration de la qualité des rejets vers le milieu naturel

Pour atteindre ce double objectif, une importante étude expérimentale, avec de nombreuses campagnes de prélèvement, a été mise en place en Lorraine :

- sur deux cours d'eau, le Brénon et le Saint-Oger,
- sur quatre ZRV localisées à Crainvilliers (Vosges), Diarville (Meurthe-et-Moselle), Seicheprey et Hannonville-sous-les-côtes (Meuse)

En ce qui concerne les cours d'eau une analyse globale, avec de multiples points de prélèvement le long du cours d'eau, permet d'apprécier rapidement la localisation des tronçons présentant le plus fort potentiel d'auto-épuration. Ainsi le tronçon aval détecté sur le Brénon entre Vézelize et Autrey s'est effectivement révélé efficace avec un faciès hydromorphologique varié et notamment des méandres et des séquences radier-mouille. Un tel tronçon n'a pas été détecté sur le Saint-Oger, même si des séquences radier-mouille avaient été localisées. Le tronçon étudié sur le Saint-Oger, choisi en raison de la présence de ces séquences et d'un point d'apport de pollution domestique, n'a pas révélé une forte capacité auto-épuration. L'épaisseur de la zone hyporhéique peut en être la cause : elle est beaucoup plus importante sur le Brénon que sur le Saint-Oger, du fait même de la taille du cours d'eau. Cependant il faut rappeler que dans le cas du Brénon, il n'y avait pas de point d'apport de pollution proche du secteur à séquences radier-mouille étudié. De façon générale l'étude de la qualité de l'eau de surface sur des courts tronçons, même s'ils semblent favorables à l'auto-épuration par leur morphologie, ne permet pas d'observer cette auto-épuration. L'étude du fonctionnement de la zone hyporhéique du Brénon a été beaucoup plus facile que celle du Saint-Oger du fait de l'épaisseur plus importante.

Les campagnes de prélèvement sur 24h ont été parfois difficiles à interpréter : la variabilité des conditions climatiques doit être prise en compte pour pouvoir apprécier la variabilité spatio-temporelle de la pollution. De plus ces campagnes sont relativement lourdes à mettre en place et à gérer, en termes d'accessibilité des sites et de prévision des conditions climatiques. Le déploiement de systèmes automatisés de suivi, notamment par l'intermédiaire de sondes, serait plus efficace si l'on pouvait régler le problème de la sécurisation du matériel. La question de la gestion des crues importantes comme celles observées sur le Brénon doit également être abordée quand un tel dispositif est envisagé.

Ces crues morphogènes modifient par ailleurs la morphologie du cours d'eau par le transport solide, l'érosion des berges et le déplacement d'embâcles. Si le secteur radier-mouille du Brénon a été relativement peu modifié pendant l'hiver 2012-2013, de forts changements ont été

observés en 2013-2014 : cela induit des modifications dans le fonctionnement auto-épuration du fait des changements observés dans la nature locale des zones hyporhéiques.

Les zones hyporhéiques jouent un rôle important dans l'auto-épuration du cours d'eau en raison des fortes activités microbiennes et du temps de séjour important dans les milieux poreux. Ce potentiel d'auto-épuration peut varier rapidement sur de courtes distances : les échanges hyporhéiques permettent d'un côté d'apporter les polluants dans le substrat et de l'autre de régénérer l'oxygène dissous en satisfaisant la demande en oxygène nécessaire aux activités microbiennes aérobies. Les échanges hyporhéiques sont contrôlés par la conductivité hydraulique du substrat, le gradient hydraulique et l'hydromorphologie du cours d'eau. En pratique, l'amélioration de l'auto-épuration implique celle des échanges hyporhéiques, par exemple par la création de nouvelles structures hydromorphologiques : petits seuils, structures poreuses, etc.

Les zones humides de rejet végétalisées sont des systèmes lenticques, dont le fonctionnement est très différent de celui des cours d'eau lotiques évoqués précédemment. Si dans le cas des cours d'eau lotiques, ce sont les phénomènes aérobies qui prévalaient, ce n'est plus le cas dans les ZRV : la demande d'un faible coût de fonctionnement (pas d'aération forcée) et d'entretien (pas de récolte des végétaux) oriente leur fonctionnement vers des activités biologiques plutôt anoxique et anaérobie.

Les ZRV qui ont été étudiées présentent la caractéristique d'avoir été établies sur des sols de type argileux, peu propice à une infiltration des eaux. Une telle infiltration peut cependant avoir lieu par l'intermédiaire du réseau de racines des plantes aquatiques. Par contre l'évapotranspiration, très importante pendant la saison estivale, peut conduire à une absence d'écoulement à l'aval. Globalement les ZRV étudiées n'ont pas montré une grande efficacité vis-à-vis de l'amélioration de la qualité des rejets vers le milieu naturel, tant en ce qui concerne les rejets d'azote total que de carbone dissous. Certes, dans certains cas, une élimination des nitrates a été observée, de même qu'une production d'azote ammoniacal, composé toxique pour la vie aquatique. Ces ZRV ne peuvent pas compenser le mauvais fonctionnement ou la mauvaise conception de la station d'épuration située en amont.

Un modèle conceptuel du cycle annuel des ZRV dans les conditions pédologiques et climatiques rencontrées a pu être proposé : il repose sur le développement successif de plusieurs espèces : algues qui conduisent à une production d'oxygène, lentilles d'eau qui privent progressivement les algues de lumière et induisent des conditions anoxiques et anaérobies dans la colonne d'eau, héliophytes qui contribuent au stockage de l'azote et du phosphore, lesquels peuvent retourner au milieu liquide lors de la décomposition des parties aériennes. Cette décomposition accroît également l'accumulation de sédiments dans les bassins. Ce scénario pourrait être modifié en cas d'export des parties aériennes après faucardage, de récolte des lentilles d'eau et de curage régulier des sédiments. La diminution des surfaces en eau par le développement de renoncules terrestres a également été observée.

Deux typologies de ZRV ont été étudiées : l'une (Crainvilliers) reposant principalement sur une succession de bassins, l'autre (Diarville, Hannonville, voire Seicheprey) sur des fossés ou noues. Seule la typologie « bassin » a pu être suivie sur deux années. Elle a montré une évolution notable en l'absence d'entretien. Il est difficile de pouvoir émettre une conclusion sur la typologie « fossés » dont le fonctionnement sur plus d'un an n'a pas été réalisé. Dans tous les

cas, il est important de vérifier l'absence d'influence aval, pour favoriser un écoulement vers le milieu naturel et de se prémunir contre les dégâts pouvant être causés par la faune, notamment les ragondins.

Afin de favoriser les processus aérobies, la présence de structure destinées à favoriser le transfert d'oxygène serait souhaitable. Une aération mécanique induirait un coût d'exploitation certain. La présence de petites chutes d'eau permettrait un certain apport d'oxygène à moindre coût. La mise en place de seuils poreux comme à Diarville n'a pas montré d'avantages, en l'absence de gradient hydraulique.

D'un point de vue plus métrologique, les baguettes de bois se sont révélées être des outils alternatifs intéressants pour suivre, à moindre coût, l'évolution du profil d'oxygène dissous dans la zone hyporhéique ou le sédiment des ZRV. Rappelons que ce profil pilote les phénomènes épuratoires.

La comparaison globale entre le cours d'eau, la zone humide naturelle et la ZRV nous permet de mettre en évidence l'importance de l'oxygénation sur l'auto-épuration (Figure 4.32) :

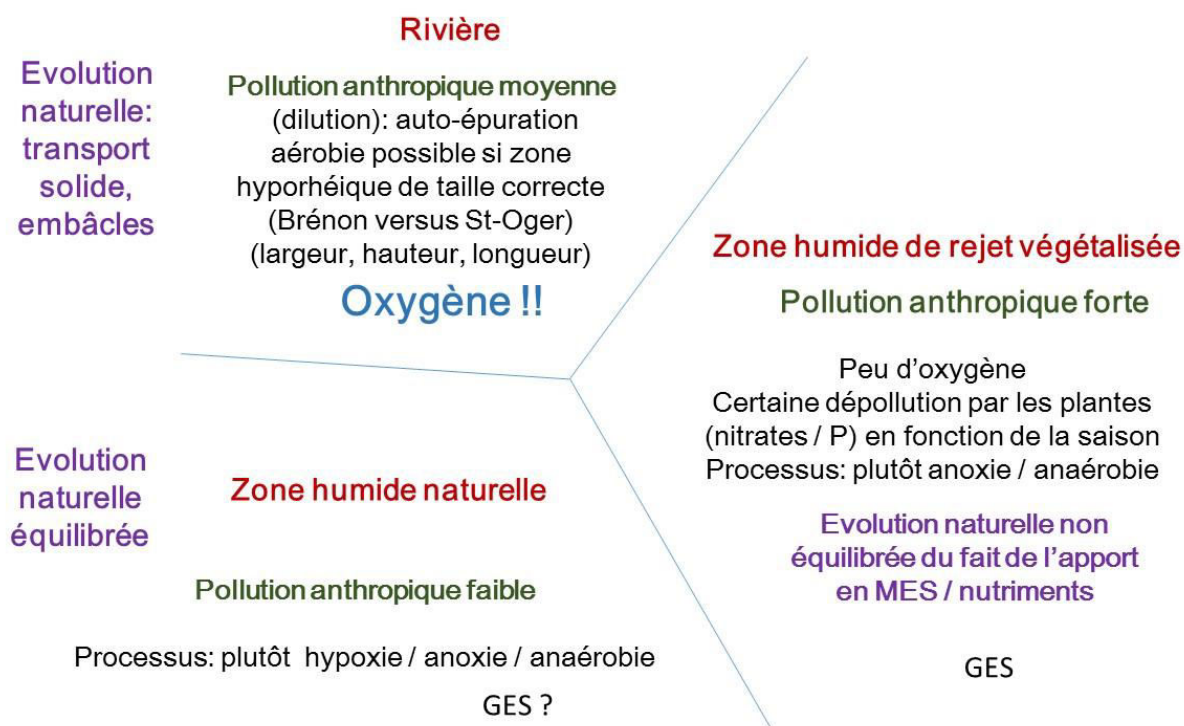


Figure 4.32: Comparaison globale en auto-épuration entre le cours d'eau, la zone humide naturelle et la ZRV en fonction de leur potentiel d'oxygénation et la pollution.

Cours d'eau, supposées recevoir une pollution moyenne à faible, comme l'auto-épuration n'est pas un phénomène intense, il est souhaitable d'installer des stations d'épuration en milieu rural, si le coût nous permet. L'oxygénation est un élément prépondérant. Un bon équilibre entre zones aérobies et zones anoxiques est nécessaire pour pousser une auto-épuration sur C et N.

Zones humides naturelles, reçoivent une faible pollution, elles sont peu oxygénées, notamment par rapport aux cours d'eau lotiques. Les phénomènes anoxiques voire anaérobies peuvent y être importants. Ces derniers sont une source potentielle de gaz à effet de serre.

ZRV, reçoivent une pollution plus forte que les zones humides naturelles. Elle est même proportionnellement plus forte qu'un cours d'eau moyen pour lequel joue l'effet de dilution. Or il n'y a pas d'oxygène et donc c'est des phénomènes anoxiques et anaérobies, qui y seront prépondérants.

Globalement nous n'avons pas observé un fort abattement sur la pollution carbonée et azotée dans ces zones, avec de plus un risque de production d'azote ammoniacal. Ce dernier peut résulter à la fois de processus anaérobies et de processus liés à la présence de fer, courante dans les terres lorraines.

Perspectives

Une importante base de données a été acquise sur le fonctionnement des ZRV et un modèle conceptuel proposé. Il est maintenant nécessaire de transformer ce modèle conceptuel en un système d'équations permettant de simuler le comportement des polluants. Ce modèle pourrait être utilisé pour estimer sur le long terme l'évolution des systèmes en fonction de celle des températures et de la pluviométrie et de tester des stratégies d'entretien : faucardage avec export des végétaux, collecte des lentilles d'eau, curage des sédiments.

Dans les ZRV, une étude microbiologique peut permettre de spécifier les différentes espèces de micro-organismes impliqués dans les processus d'auto-épuration dans la colonne d'eau, dans le sédiment et au voisinage des racines des plantes (rhizosphère). Dans le cas de la dénitrification, la biodégradabilité des matières organiques, qu'elles soient apportées par l'effluent de la station d'épuration ou synthétisées par différentes voies métaboliques, devrait être étudiée plus en détail. La distribution des micro-organismes pourrait également aider à l'interprétation de la coloration des baguettes (en ZRV ou en cours d'eau) en fonction de la disponibilité en oxygène dissous par rapport aux minéraux présents, notamment fer et manganèse. En complément une étude sur la réduction des nitrates par les hydroxydes de fer présents dans le sol des ZRV permettrait de mieux comprendre le devenir des espèces azotées. Le suivi des ZRV a été focalisé sur le comportement des macropolluants. L'efficacité des ZRV vis-à-vis de ceux-ci n'est pas apparue flagrante. Cependant les eaux domestiques traitées dans les stations d'épuration rurales ou urbaines, tout comme les eaux pluviales, transportent de nombreux micropolluants organiques ainsi que des métaux lourds. Il serait intéressant d'étudier si une efficacité d'élimination de la phase liquide plus marquée peut être observée pour les micropolluants et quels sont les processus mis alors en jeu.

Nous n'avons pas pu observer l'évolution de la qualité de l'eau suite à une restauration permettant de favoriser l'auto-épuration. Il nous semble que la stratégie d'échantillonnage le long du cours d'eau avec un pas spatial court (« snapshot ») permettrait de suivre facilement cette évolution.

Si cours d'eau lotiques et zones humides lenticques paraissent être des systèmes aquatiques au fonctionnement différent voire opposé, les deux participent au retour au bon état écologique des masses d'eau, objectif qu'il devient urgent d'atteindre.

Références bibliographiques

1. Allan, J.D., Castillo, M.M., 2007. Stream ecology: structure and function of running waters. Springer, 2007.
2. Amon, R.M.W., Benner, R., 1996. Photochemical and microbial consumption of dissolved organic carbon and dissolved oxygen in the Amazon River system. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 60, 1783-1792.
3. Ancey, C., Bigillon, F., Frey, P., Ducret, R., 2003. Rolling motion of a bead in a rapid water stream. *Physical Review E - Statistical, Nonlinear, and Soft Matter Physics*, 67, 113031-1130311.
4. Ancey, C., Bigillon, F., Frey, P., Lanier, J., Ducret, R., 2002. Saltating motion of a bead in a rapid water stream. *Physical Review E - Statistical, Nonlinear, and Soft Matter Physics*, 66, 036306/1-036306/16.
5. Ancey, C., Davison, A.C., Böhm, T., Jodeau, M., Frey, P, 2008. Entrainment and motion of coarse particles in a shallow water stream down a steep slope. *Journal of Fluid Mechanics*, 595, 83-114.
6. Anderson, N.H., Sedell, J.R., 1979. Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. *Annual review of entomology*, 24, 351-377.
7. Argerich, A., Marti, E., Sabater, F., Ribot, M., 2011. Temporal variation of hydrological exchange and hyporheic biogeochemistry in a headwater stream during autumn. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 30, 635–652.
8. Bachand, P. A. M., Horne, A. J., 1999. Denitrification in constructed free-water surface wetlands: I. Very high nitrate removal rates in a macrocosm study. *Ecological Engineering* 14, 9-15.
9. Bachand, P. A. M., Horne, A. J., 1999b. Denitrification in constructed free-water surface wetlands: II. Effects of vegetation and temperature. *Ecological Engineering* 14, 17-32.
10. Baker, A., Genty, D., 1999. Fluorescence wavelength and intensity variations of cave waters. *Journal of Hydrology*, 217 (1-2), 19-34.
11. Bartlett, K.B., Harriss, R.C., 1993. Review and assessment of methane emissions from wetlands. *Chemosphere, Proceedings of the NATO advanced research workshop* 26, 261–320.

12. Battin, T.J., Kaplan, L.A., Denis Newbold, J., Hansen, C.M.E., 2003. Contributions of microbial biofilms to ecosystem processes in stream mesocosms. *Nature*, 426, 439-442.
13. Bencala, K.E., 2000. Hyporheic zone hydrological processes. *Hydrol. Process.*, 14, 2797-2798.
14. Benke A.C., Van Arsdall Jr T.C., Gillespie D.M., 1984. Invertebrate productivity in a subtropical blackwater river: the importance of habitat and life history. *Ecological Monographs*, 54, 25-63.
15. Benson, B.B., Krause, D., 1984. The concentration and isotopic fractionation of oxygen dissolved in freshwater and seawater in equilibrium with the atmosphere¹. *Limnology and oceanography* 29, 620–632.
16. Billen, G., 1976. Evaluation of nitrifying activity in sediments by dark ¹⁴C-bicarbonate incorporation. *Water Research*, 10, 51-57.
17. Boano, F., Camporeale, C., Revelli, R., Ridolfi, L., 2006. Sinuosity-driven hyporheic exchange in meandering rivers. *Geophysical Research Letters*.33, 1-4.
18. Boano, F., Revelli, R., Ridolfi, L., 2007. Bedform-induced hyporheic exchange with unsteady flows. *Advances in Water Resources*, 30, 148-156.
19. Bock, E., 1976. Growth of *Nitrobacter* in presence of organic matter. 2. Chemo-Organotrophic growth of *Nitrobacter agilis*. *Archives of Microbiology*, 108, 305-312.
20. Bock, E., Koops, H. P., Möller, U. C., Rudert, M., 1990. A new facultatively nitrite oxidizing bacterium, *Nitrobacter vulgaris* sp. nov. *Archives of microbiology*, 153(2), 105-110.
21. Bock, E., Schmidt, I., Stüven, R., Zart, D., 1995. Nitrogen loss caused by denitrifying *Nitrosomonas* cells using ammonium or hydrogen as electron donors and nitrite as electron acceptor. *Archives of Microbiology*, 163, 16-20.
22. Bodelier, P.L.E., Libochant, J.A., Blom, C.W.P.M., Laanbroek, H.J., 1996. Dynamics of nitrification and denitrification in root-oxygenated sediments and adaptation of ammonia-oxidizing bacteria to low-oxygen or anoxic habitats. *Applied and environmental microbiology* 62, 4100-4107.
23. Böhm, T., Ancey, C., Frey, P., Reboud, J.-L., Ducottet, C., 2004. Fluctuations of the solid discharge of gravity-driven particle flows in a turbulent stream. *Physical Review E - Statistical, Nonlinear, and Soft Matter Physics*, 69, 1-13.

24. Bou, C. 1974, Les méthodes de récolte dans les eaux souterraines interstitielles. *Annales de Spéologie*, 29, 611-619.
25. Boulton, A.J., Findlay, S., Marmonier, P., Stanley, E.H., Valett, H.M., 1998. The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Annual Review of Ecology and Systematics* 59–81.
26. Brix, H., 1997. Do Macrophytes Play a Role in Constructed Treatment Wetlands? *Water Science and Technology* 35, 11-17.
27. Brunke, M., Gonser, T., 1997. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biol*, 37, 1-33.
28. Cohen, M.F., Lamattina, L., Yamasaki, H., 2010. Nitric oxide signaling by plant-associated bacteria. *Nitric oxide in plant physiology*. Wiley-VCH, Weinheim 161–172.
29. Costa, E., Perez, J., and Kreft, J.U., 2006. Why is metabolic labour divided in nitrification? *Trends in Microbiology*, 14, 213-219.
30. Cushing, C.E., Minshall, G.W., Newbold, J.D., 1993. Transport dynamics of fine particulate organic matter in two Idaho streams. *Limnology and oceanography*, 38, 1101-1115.
31. Dahm, C.N., Grimm, N.B., Marmonier, P., Valett, H.M., Vervier, P., 1998. Nutrient dynamics at the interface between surface waters and groundwaters. *Freshwater Biology*, 40, 427-451.
32. Décamps, H., Pinay, G., Naiman, R.J., Petts, G.E., McClain, M.E., Hillbricht-Ilkowska, A., Hanley, T.A., Holmes, R.M., Quinn, J., Gibert, J., Planty Tabacchi, A.-M., Schiemer, F., Tabacchi, E., Zalewski, M., 2004. Riparian zones: where biogeochemistry meets biodiversity in management practice. *Polish Journal of Ecology*, 52, 3-18.
33. Deflandre, B., Gagné, J.-P., 2001. Estimation of dissolved organic carbon (DOC) concentrations in nanoliter samples using UV spectroscopy. *Water Research*, 35, 3057-3062.
34. Dent, C.L., J.D.Schade, N.B. Grimm, and S.G. Fisher. 2000. Subsurface effects on surface biology. In *Streams and Ground Waters*. Academic Press, 381-402.
35. Ding, H., Sun, M.-Y., 2005. Biochemical degradation of algal fatty acids in oxic and anoxic sediment–seawater interface systems: effects of structural association and relative roles of aerobic and anaerobic bacteria. *Marine Chemistry* 93, 1–19.
36. Dubois, M., Gilles, K.A., Hamilton, J.K., Rebers, Pa., Smith, F., 1956. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical chemistry* 28, 350–356.

37. Ernstsén, V., 1996. Reduction of Nitrate by Fe²⁺ in Clay Minerals. *Clays and Clay Minerals* 44, 599–608.
38. Etique, M., Zegeye, A., Grégoire, B., Carteret, C., Ruby, C., 2014. Nitrate reduction by mixed iron (II-III) hydroxycarbonate green rust in the presence of phosphate anions: The key parameters influencing the ammonium selectivity. *Water Research* 62, 29–39.
39. Ferree, M.A., Shannon, R.D., 2001. Evaluation of a second derivative UV/visible spectroscopy technique for nitrate and total nitrogen analysis of wastewater samples. *Water Research* 35, 327–332.
40. Fiebig, D.M., Lock, M.A., 1991. Immobilization of dissolved organic matter from groundwater discharge through the stream bed, *Freshw. Biol.*, 26, 45-55.
41. Fischer H, Pusch M., 2001. Comparison of bacterial production in sediments, epiphyton and the pelagic zone of a lowland river. *Freshwater Biology*, 46, 1335-1348.
42. Fischer, H.B., 1973. Longitudinal dispersion and turbulent mixing in open-channel flow. *Annual Review of Fluid Mechanics*, 5, 59-78.
43. Fux, C., Boehler, M., Huber, P., Brunner, I., Siegrist, H., 2002. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant. *Journal of Biotechnology* 99, 295–306.
44. Fonseca, A., Braga, E.S., 2006. Temporal dynamic of the dissolved nutrients and the eutrophication processes in a southern Brazilian coastal lagoon, Conceição Lagoon. *Journal of Coastal Research* 1229-1233.
45. Galapate, R.P., Baes, A.U., Ito, K., Mukai, T., Shoto, E., Okada, M., 1998. Detection of domestic wastes in Kurose River using synchronous fluorescence spectroscopy. *Water Research* 32 (7), 2232-2239.
46. Gamble, T.N., Betlach, M.R., Tiedje, J.M., 1977. Numerically Dominant Denitrifying Bacteria from World Soils 1. *Appl Environ Microbiol* 33, 926-939.
47. Gaujous, D., 1993. La pollution des milieux aquatiques: Aide-mémoire. *Technique & Documentation - Lavoisier*.
48. Gearheart, R.A., 2011. Use of Constructed Wetlands to Treat Domestic Wastewater, City of Arcata, California
49. Gersberg, R.M., Elkins, B.V., Goldman, C.R., 1983. Nitrogen removal in artificial wetlands. *Water Research* 17, 1009–1014.

50. Gersberg, R. M., B. V. Elkins, S. R. Lyon, and C. R. Goldman, 1986. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Water Research* 20, 363-368.
51. Gregory, S.V., Swanson, F.J., McKee, W.A., Cummins, K.W., 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, 41, 540-551.
52. Granéli, W., Solander, D., 1988. Influence of aquatic macrophytes on phosphorus cycling in lakes. *Hydrobiologia* 170, 245-266.
53. Grimm, N.B., Fisher, S.G., 1984. Exchange between interstitial and surface water: implications for stream metabolism and nutrient cycling, *Hydrobiologia*, 111, 219-228.
54. Hedges, J.I., Clark, W.A., Quay, P.D., Richey, J.E., Devol, A.H., Santos, U.M., 1986. Compositions and fluxes of particulate organic material in the Amazon River. *Limnology and Oceanography*, 31, 717-738.
55. Hieber, M., Gessner, M.O., 2002. Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology*, 83, 1026-1038.
56. Hirose, S., Nagashima, K. V., Matsuura, K., & Haruta, S., 2012. Diversity of Purple Phototrophic Bacteria, Inferred from *pufM* Gene, within Epilithic Biofilm in Tama River, Japan. *Microbes and Environments*, 27(3), 327-329.
57. Huang, J., Wozniak, D., 1981. Nitrogen transformations in streams. *Journal of Environmental Sciences*, 24, 41-44.
58. Jetten, M.S.M., Strous, M., Pas-Schoonen, K.T., Schalk, J., Dongen, U.G.J.M., Graaf, A.A., Logemann, S., Muyzer, G., Loosdrecht, M., Kuenen, J.G., 1998. The anaerobic oxidation of ammonium. *FEMS Microbiology Reviews*, 22, 421-437.
59. Jones Jr, J.B., Holmes, R.M., 1996. Surface-subsurface interactions in stream ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 11, 239-242.
60. Justice, J.K., Smith, R., 1962. Nitrification of ammonium sulfate in a calcareous soil as influenced by combinations of moisture, temperature, and levels of added nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 26, 246-249.
61. Kasahara, T., Hill, A.R., 2006. Effects of riffle-step restoration on hyporheic zone chemistry in N-rich lowland streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63, 120-133.

62. Kasahara, T., Hill, A.R., 2006b. Hyporheic exchange flows induced by constructed riffles and steps in lowland streams in southern Ontario, Canada. *Hydrological Processes* 20, 4287–4305.
63. Kaushik, N. K. K., Hynes H. B. N., 1971. Fate of the dead leaves that fall into streams. *Archiv fur hydrobiology*, 68, 465-515.
64. Killham, K., 1986. Heterotrophic nitrification. In: *Nitrification* (Prosser, J.I., Ed.). IRL Press, Oxford, 117-126.
65. Knight, R.L., 1997. Wildlife habitat and public use benefits of treatment wetlands. *Water Science and Technology* 35, 35–43.
66. Knowles, R., 1982. Denitrification. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 46, 43-70.
67. Kölle, W., Strebel, O., Böttcher, J., 1985. Formation of sulfate by microbial denitrification in a reducing aquifer. *Water Supply*, 3, 35-40.
68. Kozerski, H.-P., Leuschner, K., 1999. Plate sediment traps for slowly moving waters. *Water Research*, 33, 2913-2922.
69. Laanbroek, H., Woldendorp, J., 1995. Activity of chemolithotrophic nitrifying bacteria under stress in natural soils. *Advances in microbial ecology*, 14, 275-304.
70. Laanbroek, H.J., Bodelier, P.L.E., Gerards, S., 1994. Oxygen consumption kinetics of *Nitrosomonas europaea* and *Nitrobacter hamburgensis* grown in mixed continuous cultures at different oxygen concentrations. *Archives of microbiology*, 161, 156-162.
71. Laanbroek, H.J., Gerards, S., 1993. Competition for limiting amounts of oxygen between *Nitrosomonas europaea* and *Nitrobacter winogradskyi* grown in mixed continuous cultures. *Archives of microbiology*, 159, 453-459.
72. Laanbroek, H.J., 2010. Methane emission from natural wetlands: interplay between emergent macrophytes and soil microbial processes. A mini-review. *Ann Bot* 105, 141–153.
73. Laane R. W. P. M., Gieskes W. W. C., Kraay G. W., Eversdijk A., 1985. Oxygen consumption from natural waters by photooxidizing processes. *Neth. J. Sea Res.*, 19, 125-128.
74. Laudelout, H., Van Tichelen, L., 1960. Kinetics of the nitrite oxidation by *Nitrobacter winogradskyi*. *Journal of bacteriology*, 79, 39-42.

75. Lautz, L.K., 2012. Observing temporal patterns of vertical flux through streambed sediments using time-series analysis of temperature records. *Journal of Hydrology* 464–465, 199–215.
76. Lindell M. J., Rai H., 1994. Photochemical oxygen consumption in humic waters. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 43,145-155.
77. Malard, F., Dole-Olivier, M.-J., Mathieu, J., Stoch, F., Brancelj, A., Camacho, A.I., Fiers, F., Galassi, D., Gibert, J., Lefebvre, T., Martin, P., Sket, B., Valdecasas, A.G. 2004, *Sampling Manual for the Assessment of Regional Groundwater Biodiversity*, Pascalis Project Report, EC Project, Villeurbanne (France), 74 pp.
78. Marion, A., 2008. Physical Transport Processes in Ecology: Advection, Diffusion, and Dispersion. *Encyclopedia of Ecology*, 2739-2744.
79. Marmonier, P., Delettre, Y., Lefebvre, S., Guyon, J., Boulton, A.J., 2004. A simple technique using wooden stakes to estimate vertical patterns of interstitial oxygenation in the beds of rivers. *Archiv für Hydrobiologie* 160, 133–143.
80. Matilainen, A., Gjessing, E.T., Lahtinen, T., Hed, L., Bhatnagar, A., Sillanpää, M., 2011. An overview of the methods used in the characterisation of natural organic matter (NOM) in relation to drinking water treatment. *Chemosphere*, 83, 1431-1442.
81. McKnight, D.M., Boyer, E.W., Westerhoff, P.K., Doran, P.T., Kulbe, T., Andersen, D.T., 2001. Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity. *Limnology and Oceanography*, 46, 38-48 2001.
82. Mcknight, D.M., Harnish, R., Wershaw, R.L., Baron, J.S., Schiff, S., 1997. Chemical characteristics of particulate, colloidal, and dissolved organic material in Loch Vale Watershed, Rocky Mountain National Park. *Biogeochemistry*, 36, 99-124.
83. Merlin, G., Pajean, J.-L., Lissolo, T., 2002. Performances of constructed wetlands for municipal wastewater treatment in rural mountainous area. *Hydrobiologia* 469, 87–98.
84. Minshall, G.W., Petersen, R.C., Cummins, K.W., Bott, T.L., Sedell, J.R., Cushing, C.E., Vannote, R.L., 1983. Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics. *Ecological Monographs*, 53, 1-25.
85. Mulder, A., Graaf, A., Robertson, L., Kuenen, J., 1995. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized-bed reactor. *FEM Microbiology Ecology*, 16, 177-183.
86. Musy, A., Higy, C., 2004. *Hydrologie: Une science de la nature*. 1, (PPUR presses polytechniques: 2004).

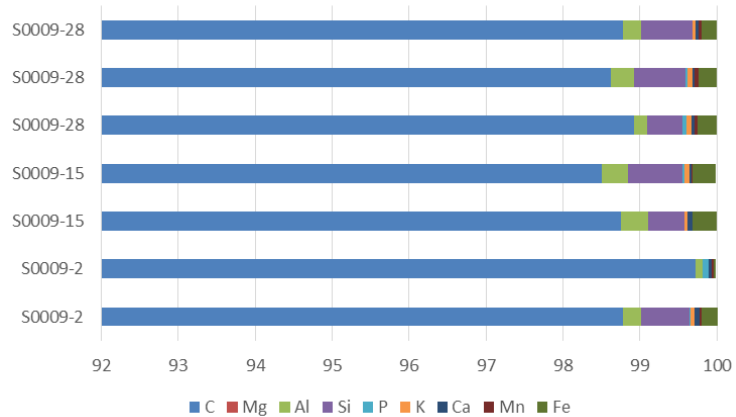
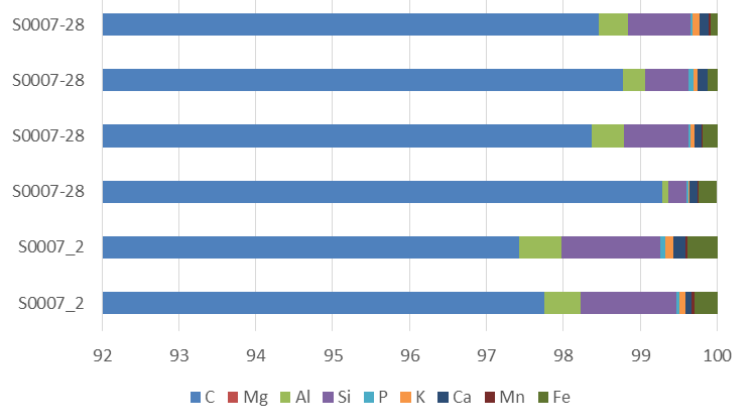
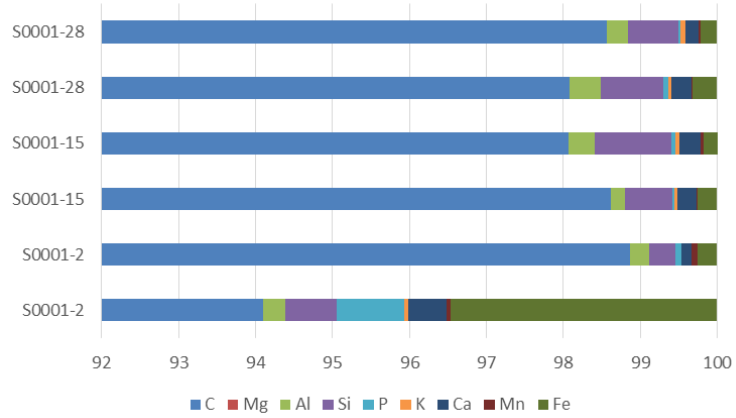
87. Naiman, R.J., Decamps, H., McClain, M.E., 2010. *Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*. Academic Press.
88. Nelson, S.M., 2011. Comparisons of Macrophyte Breakdown, Associated Plant Chemistry, and Macroinvertebrates in a Wastewater Dominated Stream. *International Review of Hydrobiology* 96, 72–89.
89. Neuzil, C., 1994. How Permeable Are Clays and Shales. *Water Resour. Res.* 30, 145–150.
90. Paerl, H.W., 1998. Microbially-mediated nitrogen cycling. *Techniques in Microbial Ecology*, Oxford University Press, New York, 3-30.
91. Painter, H.A., 1970. A Review of Literature on Inorganic Nitrogen Metabolism in Microorganisms. *Water Research*, 4, 393-450.
92. Partheniades, E., 1965. Erosion and deposition of cohesive soils. *J. Am. Soc. Civ. Eng. Hy.*, 1, 105-138.
93. Partheniades, E., 1972. Results of recent investigations on erosion and deposition of cohesive sediments. In *Sedimentation*, ed. H. W. Shen. Fort Collins, CO.
94. Peralta, A.L., Matthews, J.W., Kent, A.D., 2014. Habitat Specialization Along a Wetland Moisture Gradient Differs Between Ammonia-oxidizing and Denitrifying Microorganisms. *Microb Ecol* 68, 339–350.
95. Pynaert, K., Smets, B.F., Wyffels, S., Beheydt, D., Siciliano, S.D., Verstraete, W., 2003. Characterization of an autotrophic nitrogen-removing biofilm from a highly loaded lab-scale rotating biological contactor. *Applied and Environmental Microbiology*, 69, 3626-3635.
96. Rauch, W., Henze, M., Koncsos, L., Reichert, P., Shanahan, P., Somlyódy, L., Vanrolleghem, P., 1998. River water quality modelling: I. State of the art. *Water Science & Technology*, 38, 237-244.
97. Reddy, K.R., Patrick, W.H., Lindau, C.W., 1989. Nitrification-denitrification at the plant root-sediment interface in wetlands. *Limnol. Oceanogr* 34, 1004–1013.
98. Reed, S.C., Crites, R.W., Middlebrooks, E.J., others, 1995. *Natural systems for waste management and treatment*. McGraw-Hill, Inc.
99. Remington, S., Krusche, A., Richey, J., 2011 Effects of DOM photochemistry on bacterial metabolism and CO₂ evasion during falling water in a humic and a whitewater river in the Brazilian Amazon. *Biogeochemistry*, 105, 185-200.

100. Reyes-Avila, J., Razo-Flores, E., Gomez, J., 2004. Simultaneous biological removal of nitrogen, carbon and sulfur by denitrification. *Water research*, 38, 3313-3321.
101. Rutkowski, J.M., Swartz, M.A., 2007. A driving force for change: interstitial flow as a morphoregulator. *Trends in cell biology* 17, 44–50.
102. Schloessing, J.H., C.A. Muntz (1877). Sur la nitrification par les ferments organisés. *C.R. Acad. Sci., Paris*, 84, 301-303.
103. Schulz, M., Kozerski, H.-P., Pluntke, T., Rinke, K., 2003. The influence of macrophytes on sedimentation and nutrient retention in the lower River Spree (Germany). *Water Research*, 37, 569-578.
104. Scully, N.M., Cooper, W.J., Tranvik, L.J., 2003. Photochemical effects on microbial activity in natural waters: the interaction of reactive oxygen species and dissolved organic matter. *FEMS Microbiology Ecology*, 46, 353-357.
105. Seitzinger, S.P., 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance. *Limnology and Oceanography*, 33, 702-724.
106. Sigg, L., Behra, P., Stumm, W., 2006. *Chimie des milieux aquatiques : chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement*, 4e édition, ed.Dunod, Paris..
107. Sobczak, W.V. & Findlay, S., 2002. Variation in bioavailability of dissolved organic carbon among stream hyporheic flowpaths. *Ecology*, 83, 3194-3209.
108. Speaker, R., Moore, K., Gregory, S., 1984. Analysis of the process of retention of organic matter in stream ecosystems. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 22, 1835-1841.
109. Stenstrom, M.K., Poduska, R.A., 1980. The effect of dissolved oxygen concentration on nitrification. *Water Research*, 14, 643-649.
110. Stottmeister, U., Wießner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U., Kästner, M., Bederski, O., Müller, R.A., Moormann, H., 2003. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances* 22, 93–117.
111. Strauss, E.A., Lamberti, G.A., 2000. Regulation of nitrification in aquatic sediments by organic carbon. *Limnology and Oceanography*, 45, 1854-1859.
112. Streeter, H.W., Phelps, E.B., 1958. A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. US Department of Health, Education, & Welfare.

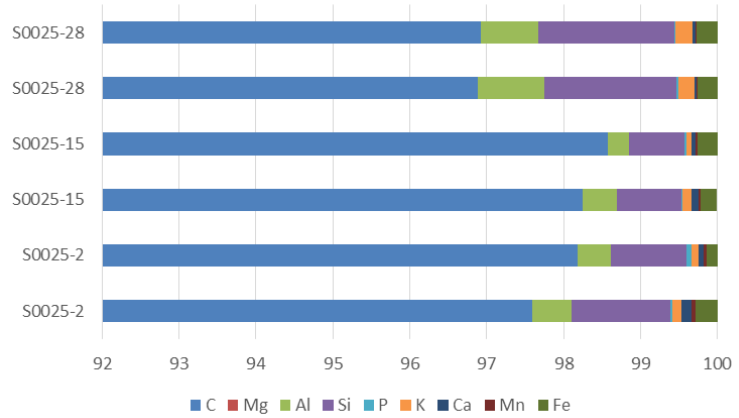
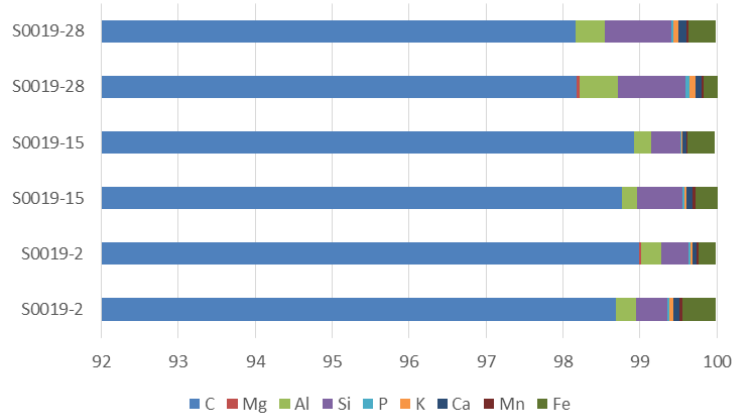
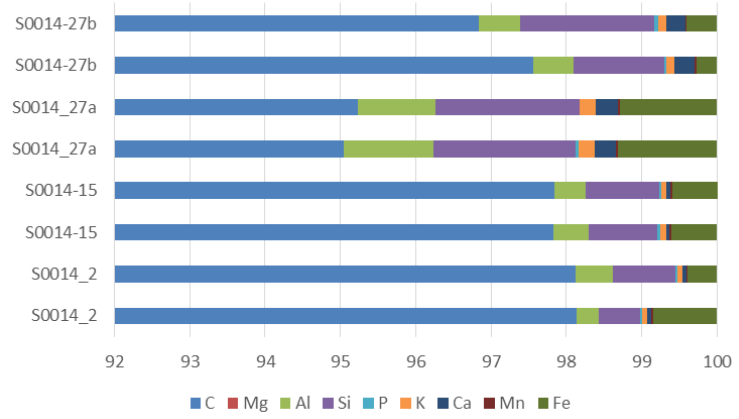
113. Strous, M., Fuerst, J.A., Kramer, E.H.M., Logemann, S., Muyzer, G., Van De Pas-Schoonen, K.T., Webb, R., Kuenen, J.G., Jetten, M.S.M, 1999. Missing lithotroph identified as new planctomycete. *Nature*, 400, 446-449.
114. Stumm W., Morgan J. J., 1996. *Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural water*. Environmental science and technology, 3thrd, John Wiley and Sons, New York.
115. Tank, J.L., Dodds, W.K., 2003. Nutrient limitation of epilithic and epixylic biofilms in ten North American streams. *Freshwater Biology*, 48, 1031-1049.
116. Thibodeaux, L.J., Boyle, J.D., 1987. Bedform-Generated convective transport in Bottom sediment. *Nature* 325, 341–343.
117. Tiedje, J.M., 1988. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. *Biology of anaerobic microorganisms*, ed. J.B. Zehnder, 179-244.
118. Triska, F.J., Kennedy, V.C., Avanzino, R.J., Zellweger, G.W., Bencala, K.E., 1989. Retention and Transport of Nutrients in a Third-Order Stream in Northwestern California: Hyporheic Processes. *Ecology* 70, 1893.
119. Tsang, D., Suzuki, I., 1982. Cytochrome c 554 as a possible electron donor in the hydroxylation of ammonia and carbon monoxide in *Nitrosomonas europaea*. *Canadian journal of biochemistry*, 60, 1018-1024.
120. US EPA, 1999. *Free Water Surface Wetlands for Wastewater Treatment: A Technology Assessment*.
121. Van Rijn, L.C., 1984. Sediment transport, part I: bed load transport. *Journal of hydraulic engineering*, 110, 1431-1456.
122. Warington, R., 1878. On nitrification. *Journal of the Chemical Society Transactions*, 33, 44-51.
123. Webster, J., Benfield, E., 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual review of ecology and systematic*, 17, 567-594.
124. Webster, J.R., Mulholland, P.J., Tank, J.L., Valett, H.M., Dodds, W.K., Peterson, B.J., Bowden, W.B., Dahm, C.N., Findlay, S., Gregory, S.V., Grimm, N.B., Hamilton, S.K., Johnson, S.L., Martí E., McDowell, W.H., Meyer, J.L., Morrall, D.D., Thomas, S.A., Wollheim, W.M., 2003. Factors affecting ammonium uptake in streams - an inter - biome perspective. *Freshwater Biology*, 48, 1329-1352.

125. Weisner, S., Eriksson, P., Graneli, W., Leonardson, L., 1994. Influence of Macrophytes on Nitrate Removal in Wetlands. *Ambio* 23, 363–366.
126. Winogradsky, S., H. Winogradsky, 1939. ?tudes sur la microbiologie du sol. VII. Nouvelles recherches sur les organismes de la nitrification. *Annales de l'Institut Pasteur*, 50, 350-434.
127. Wood, P.M., 1986. Nitrification as a bacterial energy source. In : *Nitrification*, 39-62. Prosser J.I. (ed.), IRL Press, Oxford.
128. Zafiriou, O.C., Jousset-Dubien, J., Zepp, R.G., Zika, R.G., 1984. Photochemistry of natural waters. *Environmental Science & Technology*, 18, 358A-371A.
129. Zhong, J., Fan, C., Zhang, L., Hall, E., Ding, S., Li, B., Liu, G., 2010. Significance of dredging on sediment denitrification in Meiliang Bay, China: A year long simulation study. *Journal of Environmental Sciences* 22, 68-75.
130. Zika R. G., 1981. Marine organic photochemistry. In *Marine organic chemistry: Evolution, composition, interactions, and chemistry of organic matter in seawater* (ed. E. Duursma and R. Dawson). Elsevier Sci. Publ., 31, 299-325.

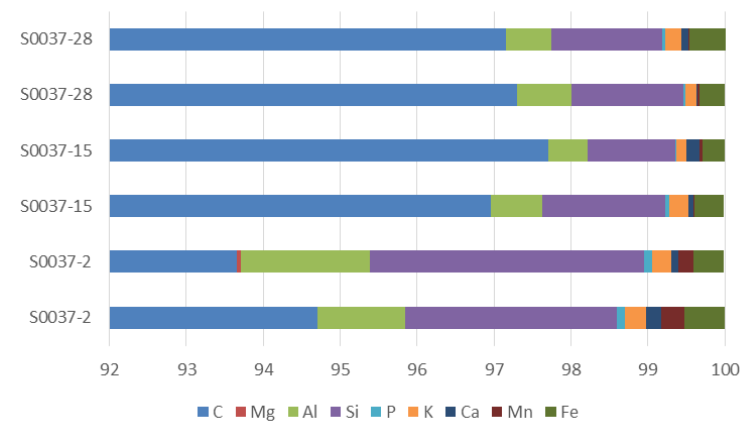
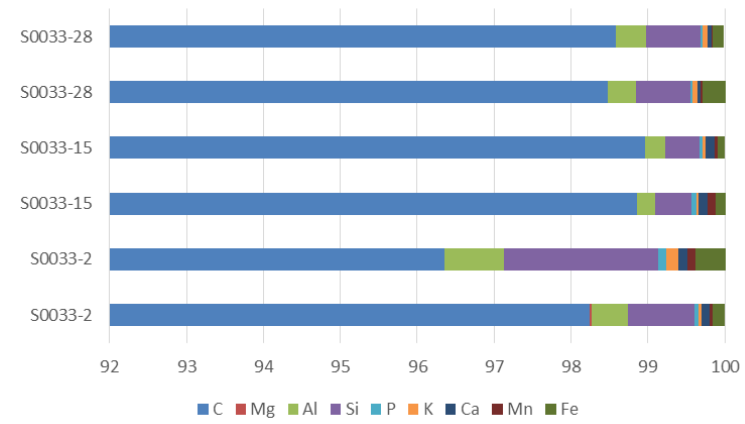
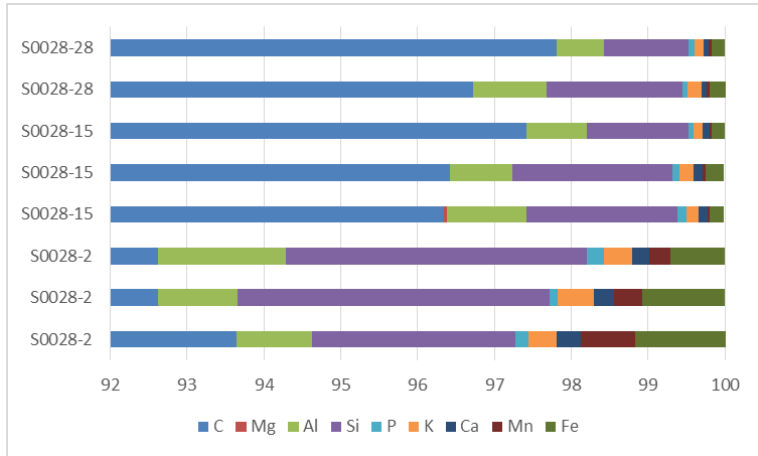
Annexe 1: Composition minérale des fragments de bois prélevés sur des baguettes du Saint-Oger



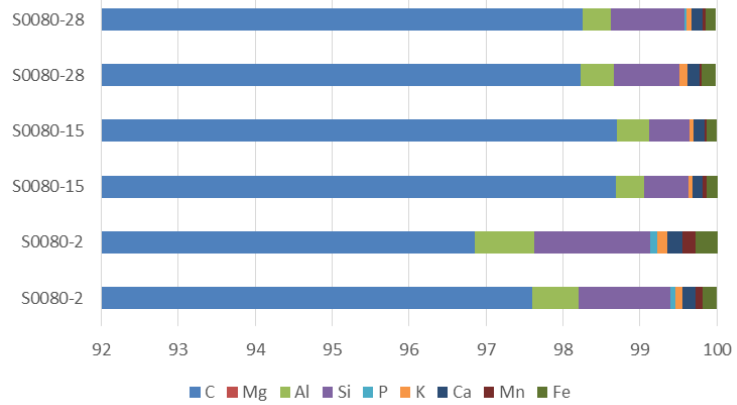
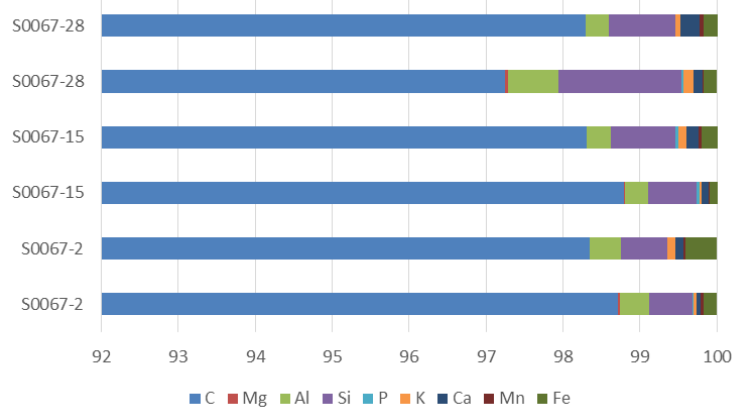
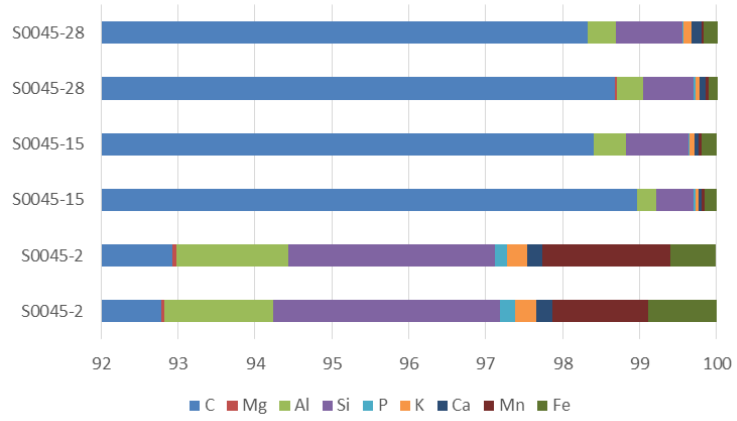
Annexes



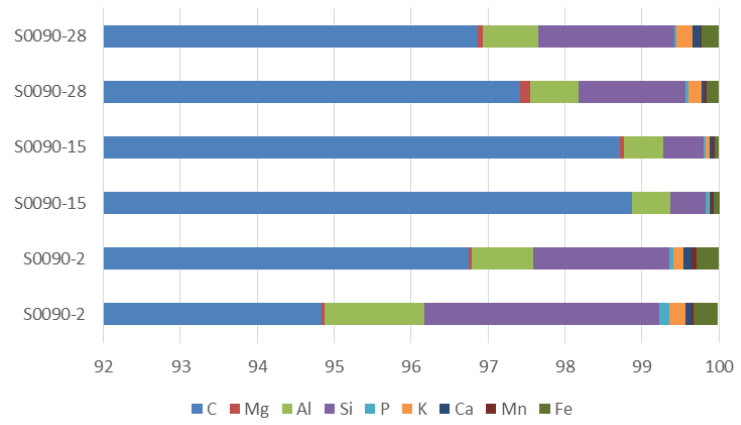
Annexes



Annexes


















Annexes














Annexe 2: Photographies en pleine résolution des baguettes du Brénon















Baguettes Brenat point 2

Date mise en place	Date de récupération	Nombre de jours	Image
29/3/2012	9/5/2012	41	
9/5/2012	5/6/2012	27	
5/6/2012	21/6/2012	16	
21/6/2012	12/7/2012	21	
21/6/2012	22/10/2012	123	
12/7/2012	23/08/2012	42	
23/08/2012	22/10/2012	60	
22/10/2012	25/4/2013	185	
25/4/2013	12/3/2014	321	
19/6/2013	30/7/2013	41	
2/9/2013	26/9/2013	24	
26/9/2013	12/3/2014	167	
12/3/2014	9/4/2014	28	
9/4/2014	12/6/2014	64	
12/6/2014	23/7/2014	41	














Baguettes Brenat point 3

Date mise en place	Date de récupération	Nombre de jours	Image
29/3/2012	9/5/2012	41	
9/5/2012	5/6/2012	27	
5/6/2012	21/6/2012	16	
21/6/2012	12/7/2012	21	
12/7/2012	30/7/2013	383	
23/8/2012	22/10/2012	60	
22/10/2012	25/4/2013	185	
19/6/2013	30/7/2013	41	
30/7/2013	2/9/2013	34	
12/3/2014	9/4/2014	28	
9/4/2014	12/6/2014	64	













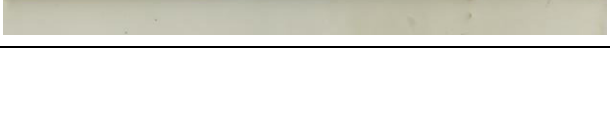
Baguettes Brenat point 4b

Date mise en place	Date de récupération	Nombre de jours	Image
29/3/2012	5/6/2012	68	
16/5/2012	5/6/2012	20	
16/5/2012	5/6/2012	20	
5/6/2012	12/7/2012	37	
12/7/2012	23/8/2012	42	
22/10/12	19/6/2013	240	
25/4/2013	2/9/2013	130	
19/6/2013	30/7/2013	41	
2/9/2013	26/9/2013	24	
26/9/2013	23/7/2014	300	
12/3/2014	9/4/2014	28	
12/3/2014	9/4/2014	28	
9/4/2014	12/6/2014	64	
12/6/2014	23/7/2014	41	













Baguettes Brenat point 4

Date mise en place	Date de récupération	Nombre de jours	Image
29/3/2012	9/5/2012	41	
9/5/2012	17/10/2012	161	
16/5/2012	5/6/2012	20	
5/6/2012	21/6/2012	16	
21/6/2012	12/7/2012	21	
12/7/2012	30/7/2012	383	
23/8/2012	22/10/2012	60	
19/6/2013	30/7/2013	41	
30/7/2013	2/9/2013	34	
2/9/2013	26/9/2013	24	
12/3/2014	9/4/2014	28	
9/4/2014	12/6/2014	64	
12/6/2014	23/7/2014	41	












Baguettes Brenat point 5

Date mise en place	Date de récupération	Nombre de jours	Image
29/3/2012	9/5/2012	41	
9/5/2012	5/6/2012	27	
5/6/2012	21/6/2012	16	
21/6/2012	12/7/2012	21	
12/7/2012	23/8/2012	42	
23/8/2012	22/10/2012	60	
25/4/2013	30/7/2013	96	
19/5/2013	30/7/2013	41	
25/4/2013	19/6/2013	55	
19/6/2013	30/7/2013	41	
30/7/2013	2/9/2013	34	
2/9/2013	26/9/2013	24	
12/3/2014	9/4/2014	28	












Baguettes Brenat point 6

Date mise en place	Date de récupération	Nombre de jours	Image
29/3/2012	9/5/2012	41	
5/6/2012	21/6/2012	16	
21/6/2012	12/7/2012	21	
12/7/2012	23/8/2012	42	
23/8/2012	22/10/2012	60	
22/10/2012	25/4/2013	185	
19/6/2013	30/7/2013	41	
30/7/2013	2/9/2013	34	
2/9/2013	26/9/2013	24	
12/3/2014	9/4/2014	28	
9/4/2014	12/6/2014	64	
12/6/2014	23/7/2014	41	

































































Baguettes Brenat point 7

Date mise en place	Date de récupération	Nombre de jours	Image
29/3/2012	9/5/2012	41	
9/5/2012	5/6/2012	27	
5/6/2012	21/6/2012	16	
21/6/2012	12/7/2012	21	
12/7/2012	23/8/2012	42	
22/10/2012	25/04/2013	185	
30/7/2013	26/9/2013	58	
26/9/2013	12/3/2014	167	
12/3/2014	9/04/2014	28	
9/4/2014	12/6/2014	64	
12/6/2014	23/7/2014	41	































Baguettes Brenat point 10

Date mise en place	Date de récupération	Nombre de jours	Image
21/6/2012	12/7/2012	21	
12/7/2012	23/8/2012	42	
23/8/2012	22/10/2012	60	
22/10/2012	25/4/2013	185	
19/6/2013	30/7/2013	41	
30/7/2013	2/9/2013	34	
2/9/2013	26/9/2013	24	
26/9/2013	12/3/2013	167	
12/3/2014	9/4/2014	28	
9/4/2014	12/6/2014	64	
12/6/2014	23/7/2014	41	




























Annexe 3: Photographies en pleine résolution des baguettes du Saint-Oger

S1		S51	
S2		S52	
S3		S53	
S4		S54	
S5		S55	perdue
S6		S56	
S7		S57	
S8		S58	
S9		S59	
S10		S60	
S11		S61	
S12	perdue	S62	
S13		S63	
S14		S64	
S15		S65	
S16		S66	
S17		S67	
S18	perdue	S68	
S19		S69	
S20		S70	perdue
S21		S71	
S22		S72	
S23		S73	
S24	perdue	S74	
S25		S75	
S26		S76	
S27		S77	
S28		S78	
S29		S79	
S30		S80	
S31		S81	
S32		S82	
S33		S83	
S34	perdue	S84	
S35		S85	

Annexes

S36		S86	
S37		S87	
S38		S88	
S39		S89	
S40		S90	
S41		S91	
S42		S92	
S43		S93	
S44		S94	
S45		S95	
S46		S96	
S47		S97	
S48		S98	
S49		S99	
S50		S100	

Annexe 4: Photographies en pleine résolution des baguettes de Crainvilliers

	C1	C2	C3	C4	C4b	C5	C6	C7
16/6/14 to 25/7/14 = 45 days								
28/3/14 to 23/4/14 = 26 days								
15/1/14 to 26/2/14 = 42 days								
1/8/13 to 6/9/14 = 36 days	No stake				No stake	