



HAL
open science

Relation entre l'ordre des bassins versants, l'organisation spatiale et le fonctionnement hydrologique et hydrochimique des zones humides riveraines

Olivier Montreuil

► To cite this version:

Olivier Montreuil. Relation entre l'ordre des bassins versants, l'organisation spatiale et le fonctionnement hydrologique et hydrochimique des zones humides riveraines. Hydrologie. Agrocampus - Ecole nationale supérieure d'agronomie de rennes, 2008. Français. NNT : . tel-00567081

HAL Id: tel-00567081

<https://theses.hal.science/tel-00567081>

Submitted on 18 Feb 2011

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

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



THESE

pour obtenir

le diplôme de :

**DOCTEUR DE L'INSTITUT NATIONAL D'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE
RECHERCHE AGRONOMIQUE ET AGRO-ALIMENTAIRE**

DE RENNES

Spécialité : Sciences de l'Environnement

par

Olivier MONTREUIL

Équipe d'accueil : U.M.R. Sol Agro et hydrosystèmes Spatialisation, Équipe Dynamique de
l'Eau et des éléments associés dans les Bassins Versants
École doctorale : sciences de la matière

RELATION ENTRE L'ORDRE DES BASSINS VERSANTS, L'ORGANISATION SPATIALE ET LE FONCTIONNEMENT HYDROLOGIQUE ET HYDROCHIMIQUE DES ZONES HUMIDES RIVERAINES

soutenue le 20 novembre 2008

Composition du jury :

Luc AQUILINA
Gilles BILLEN
Pierre MARMONIER
Philippe MEROT
Jean-Luc PEIRY
Gilles PINAY

Professeur – Université de Rennes 1
Directeur de recherche – C.N.R.S., Paris
Professeur – Université Claude Bernard, Lyon 1
Directeur de recherche – I.N.R.A., Rennes
Professeur – Université Blaise Pascal, Clermont-Ferrand 2
Professeur – University of Birmingham

Examineur
Rapporteur
Examineur
Directeur de thèse
Examineur
Rapporteur

Avant-propos

Ce mémoire est le résultat d'un travail de trois années, réalisé au sein d'une unité de recherche de l'Institut Fédératif de Recherche CAREN (Centre Armoricaïn de Recherche en ENvironnement) : l'UMR INRA-Agrocampus Ouest SAS (Sol hydro et Agrosystème Spatialisation) de Rennes. Ce travail a été dirigé par Philippe MEROT (UMR SAS) et Pierre MARMONIER (UMR Écologie des Hydrosystèmes Fluviaux CNRS-Université Claude Bernard, Lyon).

Cette thèse a été financée par une bourse d'allocataire du Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche et par l'Observatoire de Recherche en Environnement AgrHys.

Ce travail a été suivi par un comité de pilotage composé de Jose-Miguel SANCHEZ-PEREZ (UMR ECOLAB CNRS-Université Paul Sabatier-Toulouse 3-Institut National Polytechnique de Toulouse), Gérard GRUAU (UMR Géosciences CNRS-Université de Rennes 1), Catherine GRIMALDI (UMR INRA-Agrocampus Ouest SAS, Rennes), et Jérôme MOLENAT (UMR INRA-Agrocampus Ouest SAS, Rennes).

Résumé

La prise en compte des zones humides pour la gestion de la ressource en eau nécessite une connaissance sur l'organisation spatiale du rôle tampon de ces zones humides dans les bassins versants. L'objectif de la thèse est d'évaluer l'évolution du rôle tampon des zones humides riveraines sur les flux et teneurs en nitrate en fonction de l'ordre des cours d'eau et de la saisonnalité des écoulements. Nous posons l'hypothèse d'une augmentation de ce rôle tampon avec l'augmentation de l'ordre qui est liée à une évolution géomorphologique et paysagère des sous-bassins, aux interactions entre le cours d'eau et la zone humide riveraine lors du transfert des flux au sein du réseau hydrographique, et à un changement de fonctionnement hydrologique des zones humides.

Trois approches ont été développées pour vérifier ces hypothèses au sein du bassin versant du Scorff (Morbihan). Tout d'abord, nous comparons le fonctionnement hydrologique et hydrochimique de deux zones humides riveraines, au niveau de l'ordre 2 et de l'ordre 5 du bassin, équipées de piézomètres et de capteurs de pression de nappe. Ensuite, une étude des facteurs topographiques et hydrologiques contrôlant l'extension des zones humides riveraines permet de valider sur l'ensemble du bassin le changement de fonctionnement hydrologique des zones humides observé à l'échelle locale. Enfin, une étude statistique est réalisée à partir d'un suivi des teneurs en solutés à l'exutoire de sous-bassins d'ordre différents pour quantifier l'influence de l'ordre sur le rôle tampon des zones humides riveraines.

Un changement du fonctionnement hydrologique et hydrochimique entre les deux zones humides riveraines est observé et s'inscrit dans un gradient géomorphologique et pédologique en fonction de l'ordre. La saisonnalité, l'intensité du rôle tampon et l'influence du cours d'eau sur la dynamique de la nappe dans la zone humide évoluent entre ces deux sites. L'augmentation d'une influence du cours d'eau pour un ordre élevé, confirmée par la seconde approche, provoque une augmentation de l'extension des zones humides. Le suivi hydrochimique à l'exutoire des sous-bassins montre une augmentation du rôle tampon des zones humides riveraines pour des ordres élevés et en période d'étiage. Un modèle empirique est proposé. Cette influence de l'ordre est expliquée par une évolution géomorphologique et une influence importante de l'effet tampon lors du transfert des flux au sein du réseau hydrographique.

Mots clefs : Zones humides, hydrologie, hydrochimie, rôle tampon, organisation spatiale, saisonnalité.

Abstract

O. Montreuil : Relations between the catchment order, the spatial pattern of riparian wetlands and their hydrological and hydrochemical processes.

The management of riparian wetlands at a large catchment scale requires knowledge about spatial structure of their buffer effect. The objective of this work was to assess the buffer effect change on nitrate export in streamwater within catchments according to the stream order. The hypotheses were an increase of this buffer effect with the stream order due to changes in geomorphologic and landscape structures, to riparian wetlands–streamwater interactions during runoff within the river system, and change of hydrologic processes in riparian wetlands.

Three approaches were developed to check these hypotheses within the Scorff Basin (Morbihan, France). First, the hydrologic and biogeochemical dynamics of two riparian wetlands were compared using boreholes and hydraulic head sensors. Then, a study of topographic and hydrological factors controlling the extension of riparian wetlands allowed us to validate, on the whole Basin, the change of hydrological dynamic observed at the local scale. Finally, a statistical study was performed with a hydrochemical survey at sub-catchments scale to quantify the influence of the order on this buffer effect.

A change of hydrologic and biogeochemical processes between both riparian wetlands was observed and in line with the geomorphologic gradient according to the stream order. Seasonality and intensity of the buffer effect and influence of stream level on the groundwater dynamic in riparian wetlands evolves between the two sites. The increase of the stream influence for a high order, confirmed by the second study, generates an increase of the riparian wetlands area. The hydrochemical survey at the sub-catchments outlets showed an increase of this buffer effect of the riparian wetland for high orders and in period of low water level. This influence of the order is explained by an evolution of geomorphologic structure and a strong buffer effect during runoff within the river system.

Keywords: wetlands, hydrology, hydrochemistry, buffer effect, spatial pattern, seasonality.

Table des matières

AVANT-PROPOS	i
RESUME	iii
ABSTRACT	v
1 INTRODUCTION GENERALE	1
1.1 CONTEXTE	3
1.2 ENJEUX ET OBJECTIFS	7
1.3 STRUCTURE DU MEMOIRE	9
2 INFLUENCE DE L'ORDRE DES COURS D'EAU SUR LE ROLE TAMPON DES ZONES HUMIDES RIVERAINES SUR LES FLUX D'AZOTE: ÉTAT DE L'ART	11
2.1 SCHEMA DE CIRCULATION DES EAUX DANS UN BASSIN VERSANT.....	13
2.2 ROLE TAMPON DES ZONES HUMIDES RIVERAINES SUR LES FLUX D'AZOTE	15
2.3 FACTEURS DE VARIATION SPATIALE DU ROLE TAMPON DES ZONES HUMIDES RIVERAINES	16
2.4 INFLUENCE DE L'ORDRE DU COURS D'	

3.3.1.1	Équipement piézométrique	25
3.3.1.2	Suivi de la charge hydraulique	28
3.3.2	<i>Caractéristiques physiques du sol et du sous-sol</i>	28
3.3.2.1	Topographie	28
3.3.2.2	Pédologie	28
3.3.2.3	Conductivité hydraulique	29
3.3.3	<i>Caractéristiques chimiques</i>	29
3.3.3.1	Tests préalables	29
3.3.3.2	Prétraitement des échantillons	30
3.3.3.3	Analyse des échantillons	30
3.4	RESULTATS	31
3.4.1	<i>Caractéristiques du sol et sous-sol</i>	31
3.4.1.1	Topographie	31
3.4.1.2	Pédologie	31
3.4.1.3	Propriétés hydrauliques	34
3.4.2	<i>Comparaison du fonctionnement hydrologique des zones humides</i>	35
3.4.2.1	Variations spatiales et temporelle du niveau de la nappe dans la zone humide	35
3.4.2.2	Gradients hydrauliques entre la zone humide, le cours d'eau et les versants	42
3.4.3	<i>Comparaison du fonctionnement hydrochimique des zones humides</i>	46
3.4.3.1	Conditions hydrologique lors des prélèvements	46
3.4.3.2	Gradients de concentrations au sein du système versant, zone humide et cours d'eau	48
3.4.3.3	Estimation des flux de nitrate entre la zone humide et le cours d'eau	58
3.5	DISCUSSION ET CONCLUSION	59
3.5.1	<i>Influence de l'ordre sur les caractéristiques géomorphologiques et pédologiques des zones humides</i> 59	
3.5.2	<i>Influence de l'ordre sur le fonctionnement hydrologique des zones humides</i>	60
3.5.3	<i>Influence de l'ordre sur le fonctionnement hydrochimique de la zone humide</i>	61
4	INFLUENCE DE L'ORDRE DU COURS D'EAU SUR LES FACTEURS DE CONTROLE DE L'EXTENSION DES ZONES HUMIDES	65
4.1	INTRODUCTION	67
4.2	MATERIEL ET METHODE	68
4.2.1	<i>Démarche</i>	68
4.2.2	<i>Du Modèle Numérique de Terrain aux indices topographiques</i>	70
4.2.3	<i>Calage des indices à partir de la carte des sols hydromorphes</i>	72
4.2.4	<i>Validation à partir de la carte de la végétation hygrophile</i>	74
4.3	RESULTATS	75
4.3.1	<i>Influence de l'ordre sur la qualité de prédiction des sols hydromorphes par les indices topographiques et hydrologiques</i>	75
4.3.1.1	Influence de la transformation de la carte des sols hydromorphes sur leur qualité de représentation ..	75
4.3.1.2	Efficacité de prédiction des sols hydromorphes par les indices topographiques et hydrologiques	76

4.3.1.3	Influence de l'ordre du cours d'eau sur l'efficacité de prédiction des sols hydromorphes	83
4.3.2	<i>Validation de l'influence de l'ordre sur l'organisation des zones humides riveraines</i>	84
4.3.2.1	Comparaison de la délimitation des sols hydromorphes et de la végétation hydrophile.....	84
4.3.2.2	Validation de l'influence de l'ordre à partir d'une cartographie de la végétation hydrophile.....	85
4.4	DISCUSSION ET CONCLUSION	87

5 ÉVALUATION DE L'INFLUENCE DE L'ORDRE SUR LA REGULATION DES FLUX ET CONCENTRATIONS DE NITRATE DANS LES COURS D'EAU PAR LES ZONES HUMIDES RIVERAINES 89

5.1	INTRODUCTION	91
5.2	INFLUENCE DE L'ORDRE DES BASSINS VERSANTS ET SAISONNALITE DU ROLE TAMPON DES ZONES HUMIDES RIVERAINES.....	92
5.2.1	<i>Abstract</i>	92
5.2.2	<i>Introduction</i>	93
5.2.3	<i>Materials and method</i>	94
5.2.3.1	Study area.....	94
5.2.3.2	Nitrate concentrations measurement and fluxes calculation at sub-catchments outlet.....	96
5.2.3.3	Methods for characterizing catchments	98
5.2.3.4	Study design and statistical analysis.....	100
5.2.4	<i>Results</i>	100
5.2.4.1	Influence of landscape features on spatial variations of annual nitrate flux	100
5.2.4.2	Influence of specific discharge on temporal variations of nitrate concentration.....	103
5.2.4.3	Taking account of the influence of landscape characteristics and specific discharge on the temporal variation of nitrate concentrations	105
5.2.4.4	Influence of Strahler order on landscape characteristics as well as nitrate fluxes and concentrations.....	109
5.2.5	<i>Discussion</i>	111
5.2.5.1	Relationship between nitrate flux and buffer zones.....	111
5.2.5.2	Seasonal variation of the buffer role of valley bottom wetlands and streams.....	112
5.2.5.3	Buffer role and stream order.....	112
5.2.5.4	Stream order and functioning of the wetlands	113
5.2.5.5	Future perspectives.....	113
5.2.6	<i>Conclusion</i>	114
5.2.7	<i>References</i>	115
5.2.8	<i>Complément à l'article: intégration de la nouvelle délimitation des zones humides riveraines</i>	120
5.3	VALIDATION A L'ECHELLE DU BASSIN VERSANT DU SCORFF DE L'INFLUENCE DE L'ORDRE SUR LE ROLE TAMPON DES ZONES HUMIDES RIVERAINES.....	122
5.3.1	<i>Introduction</i>	122
5.3.2	<i>Matériel et méthode</i>	123
5.3.3	<i>Résultats</i>	125
5.3.3.1	Influence de l'ordre sur la géomorphologie, l'occupation du sol, les indicateurs du rôle tampon des zones humides riveraines et les teneurs et flux de nitrate à l'exutoire des bassins versants.....	125
5.3.3.2	Relation entre teneurs, flux de nitrates et caractéristiques des sous-bassins.....	130

5.3.3.3	Validation de l'influence de l'ordre sur le rôle tampon des zones humides riveraines et sa saisonnalité 140	
5.3.4	<i>Discussion</i>	141
5.4	APPORT DES AUTRES TRACEURS CHIMIQUES NATURELS A LA COMPREHENSION DE L'EVOLUTION SAISONNIERE ET SPATIALE DU ROLE TAMPON DES ZONES HUMIDES RIVERAINES	143
5.4.1	<i>Introduction</i>	143
5.4.2	<i>Matériel et méthode</i>	144
5.4.3	<i>Résultats</i>	146
5.4.3.1	Relation entre les teneurs des différents solutés et les caractéristiques des sous-bassins.....	146
5.4.3.2	Influence des conditions hydrologiques sur la relation entre flux de solutés et flux de nitrate.....	149
5.4.4	<i>Prise en compte des teneurs en carbone organique dans l'estimation du rôle tampon des zones humides riveraines</i>	150
5.4.5	<i>Discussion et Conclusion</i>	151
5.5	CONCLUSION	154
6	CONCLUSION GENERALE	155
6.1	SYNTHESE DES RESULTATS	158
6.1.1	<i>Fonctionnement hydrologique et hydrochimique des zones humides riveraines et ordre des cours d'eau</i> 158	
6.1.2	<i>Organisation des surfaces de zones humides riveraines et ordre des cours d'eau</i>	159
6.1.3	<i>Rôle tampon des zones humides riveraines et ordre des cours d'eau</i>	160
6.2	PERSPECTIVES DE RECHERCHE.....	162
6.2.1	<i>Facteurs de variations spatiales du rôle tampon des zones humides</i>	162
6.2.2	<i>Approche intégratrice du rôle des zones humides riveraines</i>	162
6.2.3	<i>Ordre des cours d'eau</i>	163
6.3	PERSPECTIVES DE GESTION	163
7	BIBLIOGRAPHIE	165
8	LISTES DES FIGURES	181
9	LISTE DES TABLEAUX	191
10	ANNEXES	195

1 Introduction générale

1.1 Contexte

Dans ce travail, nous proposons d'étudier la relation entre l'ordre des bassins versants, l'organisation spatiale, le fonctionnement hydrologique et hydrochimique et le rôle tampon des zones humides riveraines sur les flux d'azote. Avant de présenter ces travaux, il est nécessaire de replacer la problématique dans son contexte et d'identifier les enjeux de ces travaux.

A l'échelle mondiale (fig. 1-1), le développement démographique s'est accompagné d'une diminution des surfaces agricoles disponibles par habitant passant ainsi de plus de 0.45 ha par habitant en 1910 à environ 0.22 ha par habitant en 1998 (Galloway, 1998). Afin de satisfaire la demande alimentaire, les pratiques agronomiques se sont intensifiées avec notamment une pression animale plus importante et l'utilisation d'engrais minéraux depuis la fin de la seconde guerre mondiale. L'augmentation des intrants azotés a été particulièrement importante en Europe.

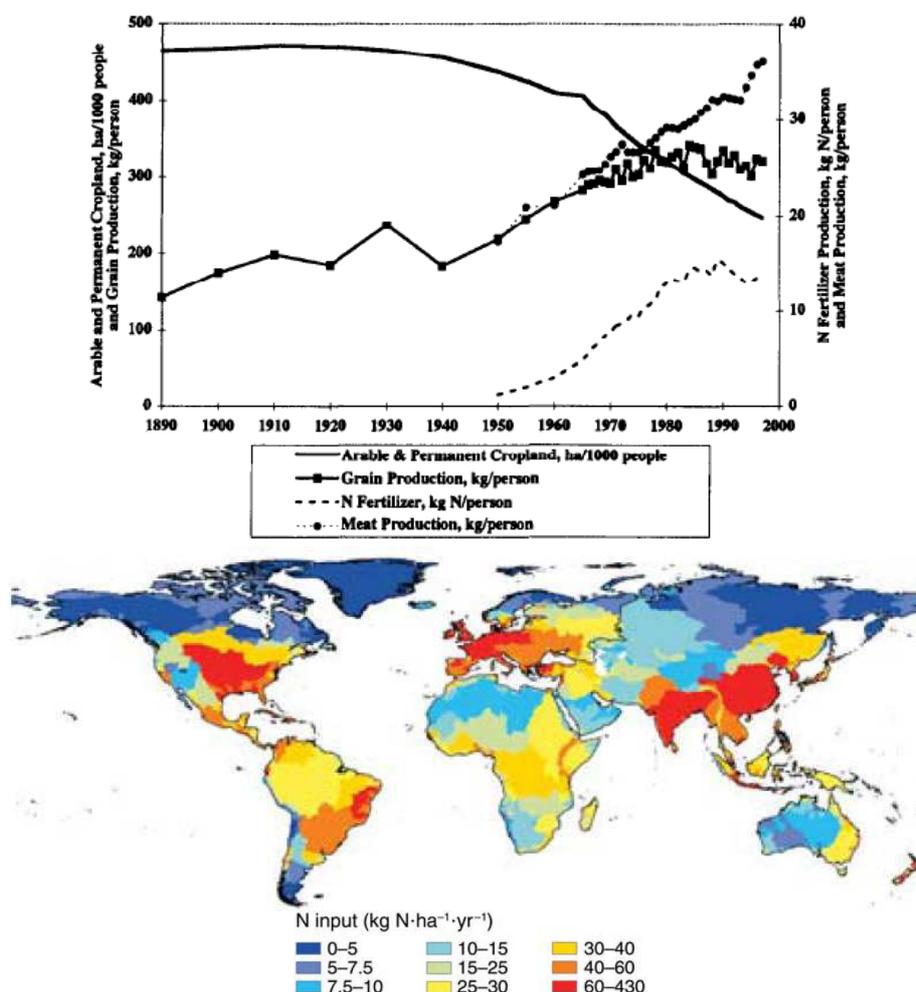


Figure 1-1: Évolution de l'agriculture de 1890 à 1998 d'après Galloway (1998) et estimations des intrants azotés à l'échelle mondiale (Seitzinger et al., 2006).

Cette intensification a engendrée une forte augmentation du lessivage d'azote essentiellement sous forme de nitrate vers les nappes et les eaux de surface. En Bretagne (fig. 1-2), les teneurs en

nitrate dans les cours d'eau ont ainsi augmenté, en moyenne, de moins de 10 mgNO₃.L⁻¹ au début des années 70 à 30.6 mgNO₃.L⁻¹ en 2006 (DIREN, 2006). Pour certains cours d'eau, ces teneurs dépassent 50 mgNO₃.L⁻¹, seuil de potabilisation des eaux définis par la Directive Cadre sur l'Eau 2000/60/CE. L'augmentation de ces flux d'azote provoque une perturbation des écosystèmes aquatiques qui se manifeste notamment par une eutrophisation générale des rivières, des plans d'eau (Carpenter et al., 1998) et des zones littorales (Menesguen et Piriou, 1995).

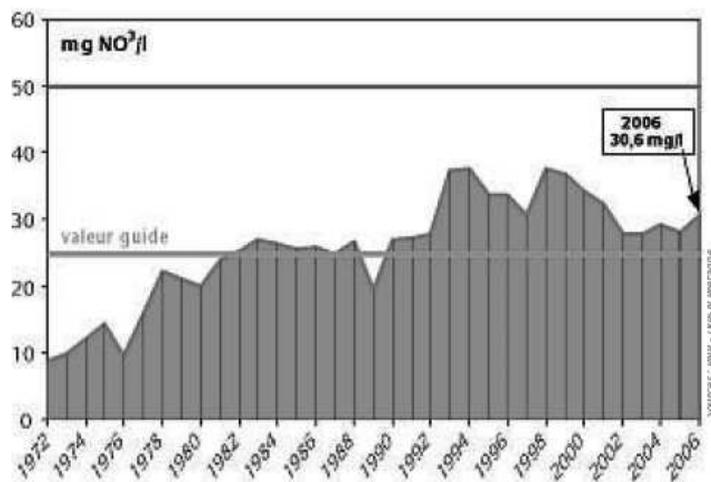


Figure 1-2: Évolution des teneurs en nitrate dans les cours d'eau de Bretagne de 1972 à 2006 (DIREN Bretagne)

Les zones humides riveraines ont été identifiées comme des structures du paysage permettant une diminution des flux d'azote dans les cours d'eau (Mitsch et Gosselink, 1993 ; Fustec et Lefeuvre, 2000). Elles sont situées à l'interface entre le milieu aquatique et le milieu terrestre et s'étendant de part et d'autre des cours d'eau. Elles sont caractérisées par la présence d'eau à la surface ou à proximité de la surface du sol de façon temporaire ou permanente.

Le rôle des zones humides riveraines sur la diminution des flux d'azote a été progressivement reconnu, au niveau international, depuis la convention RAMSAR en 1971 qui portait essentiellement sur le rôle des zones humides vis-à-vis des oiseaux migrateurs. Il se retrouve également dans la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) et, plus récemment, dans des textes réglementaires (loi sur les territoires ruraux 2005-157 du 23/02/2005 et circulaire du 31/07/2008 du Ministère de l'Environnement, de l'Écologie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire). Le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux du bassin Loire-Bretagne (S.D.A.G.E.), en application de la loi sur l'eau de 1992 et approuvé en 1996, a retenu sept objectifs vitaux parmi lesquels la sauvegarde et la mise en valeur des zones humides. Cet objectif doit être mis en œuvre à l'échelle des bassins versants dans le cadre des S.A.G.E. (Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux, cf. pour exemple: www.sage-blavet.fr). Un cadre réglementaire se met donc en place alors qu'environ 50% des surfaces de zones humides ont été drainées et mises en culture suite à cette intensification agricole.

Ce travail a été mené dans le bassin versant du Scorff (Morbihan), site de l'Observatoire de Recherche en Environnement Petits Fleuves Côtiers (www.inra.fr/ore_pfc), qui réunit différentes

qualités nécessaire au déroulement de cette étude (fig. 1-3). Les zones humides y sont relativement bien préservées, le bassin présente une taille adaptée à la problématique de l'étude et nous disposons d'une qualité d'écoute et d'accueil des différents acteurs du bassin versant. Enfin, ce travail fait suite à un travail finalisé au début de ma thèse sur le rôle des zones humides riveraines dans les petits bassins versants (Montreuil et Merot, 2006 ; Annexe 1).

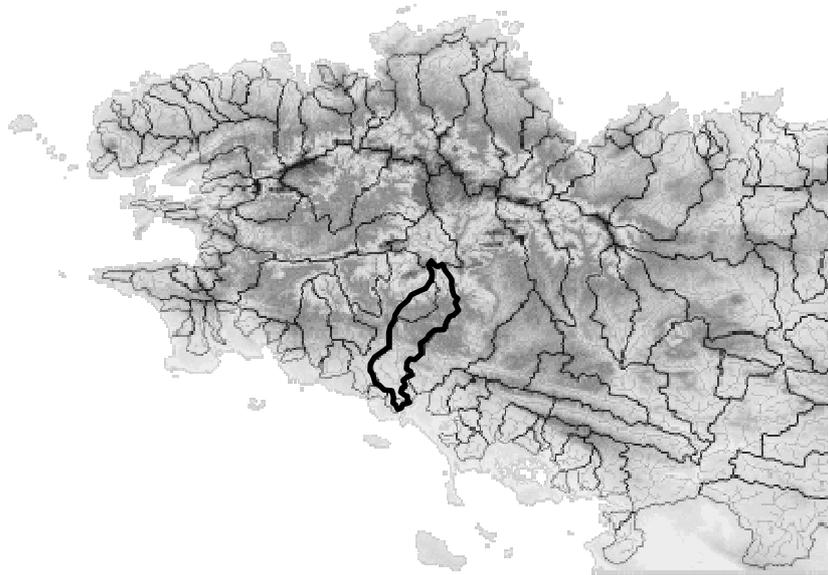


Figure 1-3: Modèle Numérique de Terrain de la région Bretagne et délimitation du bassin versant du Scorff.

1.2 Enjeux et objectifs

Dans ce contexte de forte pression sur les zones humides, il est nécessaire d'approfondir nos connaissances sur leur fonctionnement afin de mieux évaluer le rôle tampon de ces unités paysagères, ainsi que l'organisation spatiale de ce rôle tampon. Ces connaissances scientifiques sont nécessaires à la compréhension du cycle de l'azote mais aussi, de façon plus appliquée, aux choix de mesures de gestion dans le cadre des Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux. Ce travail s'inscrit donc dans une double approche, théorique et appliquée.

L'objectif de ce travail est d'évaluer l'importance de l'organisation spatiale des zones humides riveraines, au sein d'un bassin versant agricole, du point de vue de leur fonctionnement biogéochimique et de leur rôle tampon sur les flux d'azote entre les versants agricoles et le cours d'eau. Nous posons l'hypothèse principale d'une structuration de ce fonctionnement en fonction du degré de développement du réseau hydrographique (représenté ici par l'ordre des cours d'eau). En effet, le long du gradient amont-aval, de nombreuses caractéristiques environnementales vont lentement évoluer :

- la géomorphologie du cours d'eau (taille, pente, style fluvial) et des bassins versants qu'il va drainer,
- les interactions entre celui-ci, les versants et les zones humides qui le bordent, aussi bien en termes de flux solides que liquides.

Pour atteindre cet objectif, nous avons combiné trois approches complémentaires :

- des études détaillées du fonctionnement de deux zones humides, l'une située à l'amont et l'autre située à l'aval. Dans chacun de ces sites, nous avons étudié le fonctionnement hydrologique et biogéochimique des zones humides, en centrant plus particulièrement notre réflexion sur la dynamique de la nappe et des flux d'azote. Cette stratégie d'étude avait pour objectif de révéler les similitudes et différences de comportement de zones humides situées à des niveaux différents le long du gradient amont-aval.
- L'étude du rôle du versant et du cours d'eau dans le contrôle du développement des zones humides à partir de modélisation hydrologique et leurs évolutions de l'amont à l'aval.
- des bilans de flux d'azote et le suivi d'autres éléments chimiques au sein de sous-bassins de taille croissante, explorant ainsi le gradient amont-aval.

Cette triple approche explique la structuration de ce mémoire.

1.3 Structure du mémoire

Ce travail s'articule autour de cinq chapitres :

Le *premier chapitre*, bibliographique, fait un bilan des connaissances sur la circulation des eaux dans les bassins versants sur socle et le rôle des zones humides riveraines dans la régulation des flux d'azote circulant dans ces bassins versants. Nous décrivons ensuite les facteurs de variation spatiale de ce rôle et nous réalisons un bilan des connaissances sur la relation entre l'ordre des cours d'eau, l'organisation de ces facteurs et le changement de fonctionnement des zones humides.

Dans les trois chapitres suivants, nous étudions l'influence de l'ordre sur le fonctionnement hydrologique et sur le rôle tampon des zones humides pour les flux de nitrate au sein du bassin versant du Scorff (Morbihan) et finalement sur l'organisation spatiale de ces zones humides riveraines :

Dans le *deuxième chapitre*, nous réalisons une comparaison du fonctionnement hydrologique et hydrochimique des zones humides riveraines et des échanges avec la nappe de versant et le cours d'eau. Ceci est fait à partir d'observations intensives sur deux sites d'ordre 2 et 5 qui ont été instrumentés pour ce travail (piézomètres, capteurs de pression de nappe) et dans lesquels nous avons suivi les teneurs en solutés dans la nappe.

Le *troisième chapitre* traite de l'influence de l'ordre sur les facteurs contrôlant l'extension des zones humides. Il s'agit de tester la pertinence d'un changement de fonctionnement hydrologique des zones humides riveraines à partir de modélisation à base topographique et hydrologique.

Le *quatrième chapitre* est consacré à l'étude des relations entre flux, teneurs en solutés à l'exutoire de sous-bassins et les caractéristiques de ces sous-bassins en prenant en compte l'évolution saisonnière de ces relations. En particulier, l'extension spatiale des zones humides riveraines modélisée à partir d'un indice climato-topographique et la distance de transfert au sein du réseau hydrographique sont testés comme indicateurs du rôle tampon des zones humides.

Le *cinquième chapitre* consiste en une discussion générale dans laquelle nous confrontons nos résultats aux connaissances acquises par ailleurs et proposons des perspectives de recherche.

2 Influence de l'ordre des cours d'eau sur le rôle tampon des zones humides riveraines sur les flux d'azote: État de l'art

2.1 Schéma de circulation des eaux dans un bassin versant

La partie continentale du cycle de l'eau est un maillon sensible du cycle de l'eau car c'est au cours du transfert dans les sols, la nappe et le cours d'eau que les eaux se chargent en solutés, nutriments, polluants, qui vont ensuite impacter les grands réservoirs planétaires (lacs, mers, océans).

Le schéma de circulation des eaux dans un bassin versant sur socle (Fig. 2-1) souligne la convergence des précipitations effectives de la nappe des versants vers le cours d'eau. La zone de saturation du sol par la nappe, encadrant le cours d'eau, correspond aux zones humides riveraines. En Bretagne, le ruissellement hortonien représente un faible pourcentage des écoulements du fait d'une capacité d'infiltration élevée des sols et d'une faible intensité pluviométrique (Larivière et Verdou, 1969). L'essentiel des écoulements se fait donc dans la nappe et s'écoule au cours d'eau via la zone humide riveraine (Molénat et al. 1999 ; Durand and Juan-Torres, 1996). La position de la zone humide riveraine à l'interface entre les versants et le réseau hydrographique fait de cette structure un lieu de transfert de la nappe du versant au cours d'eau (Mitsch et Gosselink, 1993 ; Naiman et Decamps, 1997). L'eau converge ensuite dans le réseau hydrographique vers l'exutoire océanique avec un temps de transfert souvent très inférieur à celui de la nappe.

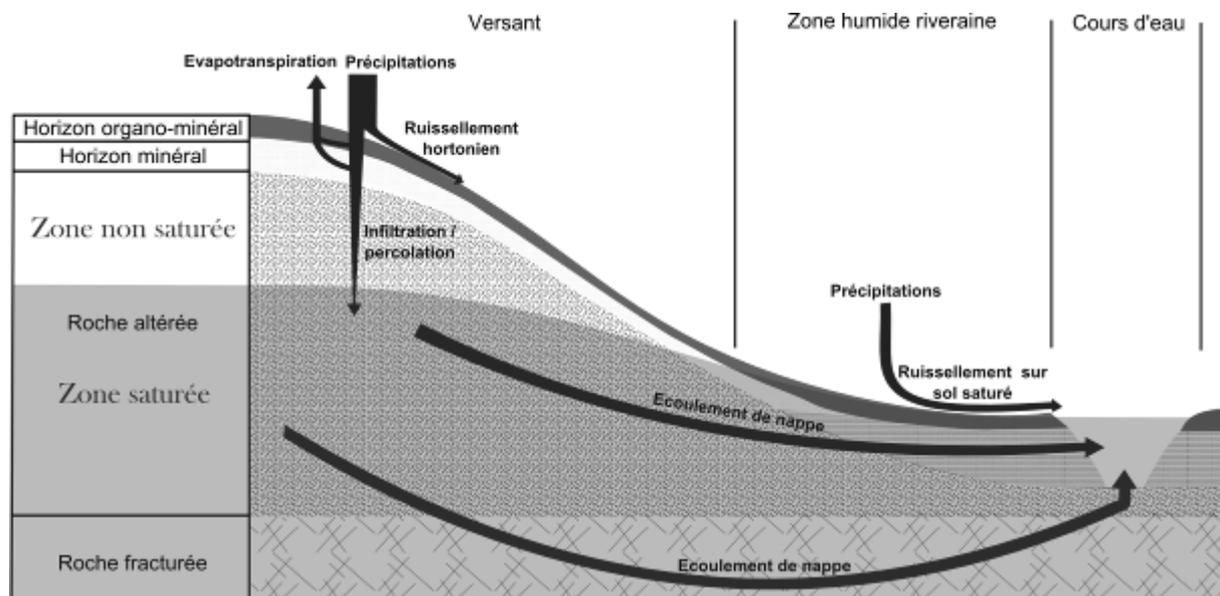
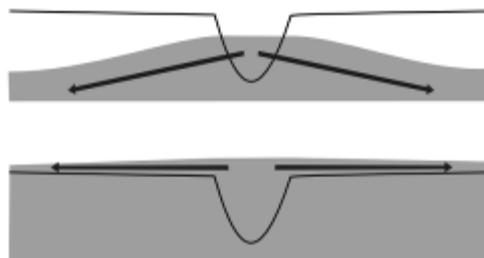


Figure 2-1: Schéma général de circulation des eaux dans un bassin versant sur socle.

En réalité, la circulation des eaux au sein de la nappe se révèle plus complexe avec la possibilité d'une inversion localisée ou temporaire des échanges entre ces compartiments hydrologiques (fig. 2-2). Ainsi, à certaines périodes du cycle hydrologique, les échanges peuvent se faire de la zone humide riveraine vers le cours d'eau (le cours d'eau draine alors la nappe) ou de la rivière vers la zone riveraine (il recharge alors la nappe). Dans certains cas, ces inversions peuvent influencer, au moins temporairement, les flux entre la zone humide et le versant formant ainsi un dôme piézométrique (Clément et al., 2003). Cette alternance du sens de ces échanges peut aussi être spatiale. D'amont en aval, le cours d'eau peut drainer ou recharger la nappe de la zone humide riveraine en fonction de la géologie et de la géomorphologie du secteur traversé. Ces alternances font de la zone riveraine un lieu de transfert temporaire de l'eau lors de sa circulation dans le réseau hydrographique (Sophocleous, 2002 ; Woessner, 2000 ; Stanford et Ward, 1993 ; White, 1993 ; Bencala, 2000 ; Malard et al., 2002). Le volume de la zone humide riveraine drainant l'eau provenant du cours d'eau est également appelée zone hyporhéique par les hydrobiologistes (Orghidan, 1959 ; Steiger et al., 2005). Dans cette étude, nous choisissons d'inclure le substrat du lit mineur dans la délimitation des zones humides riveraines du fait d'une similarité de la nature des matériaux et des propriétés biogéochimiques.

Echanges latéraux:



Echanges longitudinaux:

1) Avec le lit du cours d'eau



1) Avec les berges

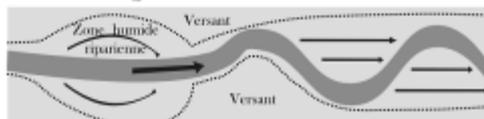


Figure 2-2: Configuration d'alimentation de la zone humide riveraine et de la zone hyporhéique par le cours d'eau.

2.2 Rôle tampon des zones humides riveraines sur les flux d'azote

Les zones humides riveraines sont caractérisées par une nappe à faible profondeur et un sol d'épaisseur importante constitué de colluvions et d'alluvions. Cette accumulation induit également l'incorporation d'un stock important de matière organique dont la minéralisation est limitée par la saturation en eau (Chaplot et al., 2001). Cette saturation à faible profondeur, la disponibilité en matière organique et un temps de résidence important dans la zone humide riveraine sont des conditions nécessaires à l'établissement de conditions réductrices et à l'activation du processus biogéochimique de dénitrification hétérotrophe (Hefting et al., 2004 ; Baker et Vervier, 2004 ; Pinay et al., 2007, Davidsson et Stahl, 2000 ; Machefert et Dise, 2004). La réaction de cette dénitrification hétérotrophe peut être résumée par l'équation suivante:



Cette dénitrification hétérotrophe donne un rôle tampon important aux zones humides riveraines sur les flux d'azote, les flux d'azote étant essentiellement issus du lessivage des nitrates dans les versants agricoles. Ce rôle tampon peut être estimé à l'échelle d'un bassin versant par la proportion des flux de nitrate circulant dans le bassin qui est abattue par la zone humide riveraine (Haycock et al., 1993; Viaud et al., 2004). Cet effet tampon s'exerce donc sur les flux de nitrate drainés par les versants (Cooper, 1990 ; Jacobs et Gilliam, 1985) mais aussi sur les flux de nitrate circulant dans le réseau hydrographique lors d'inversions locales ou temporaires des écoulements entre le cours d'eau et la zone humide riveraine (Sanchez-Perez et al., 2003 ; Lefebvre et al., 2003 ; Morrice et al., 1997 ; Valett et al., 1996). Il faut ajouter au processus de dénitrification, une fixation temporaire et limitée de l'azote par la végétation (Jordan et al., 1993 ; Reddy et D'Angelo, 1993 ; Caubel et al., 2003).

La plupart des études évaluant le rôle tampon de ces zones humides ont été réalisées dans un contexte de convergence des flux du versant vers le cours d'eau. Ces études ont été réalisées à l'échelle du versant (Gilliam, 1994 ; Hefting et al., 2006) et plus récemment à l'échelle des bassins versants (Hattermann et al. 2006 ; Montreuil et Mérot, 2006 ; Rassam et al., 2008). L'effet tampon observé lors du transfert dans le réseau hydrographique a également été évalué à l'échelle des bassins versant (Alexander et al. 2002 ; Sebilo et al., 2006) et cet effet est attribué essentiellement au processus de dénitrification dans la zone hyporhéique (Seitzinger et al., 2002 ; Wagenschein et Rode, 2008).

Peu d'études ont évaluées en parallèle le rôle respectif de la zone humide riveraine sur les flux d'azote provenant des versant et sur ceux circulant dans le cours d'eau (Billen et Garnier, 1999 ;

Grizetti et al., 2005) et ces études concernent en général des sous-bassins de faible superficie (Cooper 1990, Mulholland 1992).

2.3 Facteurs de variation spatiale du rôle tampon des zones humides riveraines

Le rôle tampon de la zone humide riveraine dépend tout d'abord de sa connectivité hydrologique avec la nappe de versant et le cours d'eau (Burt, 2005) et de son potentiel dénitrifiant. Le potentiel dénitrifiant est contrôlé par la biodégradabilité et la profondeur d'incorporation de la matière organique (Davidsson et Stahl, 2000) et par les conditions oxydo-réductrices dans la zone humide riveraine (Lischeid et al., 2007).

La connectivité hydraulique est contrôlée par la profondeur de la nappe, l'organisation verticale des propriétés hydrauliques, l'intensité des gradients hydrauliques et l'incision des zones humides riveraines par le cours d'eau (Vidon et Hill, 2004a; Gold et al., 2001 ; Maître et al., 2003 ; Hefting et al., 2004 ; Devito et al. 2000). Une faible profondeur de la nappe, une perméabilité importante et des gradients hydrauliques important vont favoriser une augmentation des flux d'eau circulant dans les horizons dénitrifiant de la zone humide. A l'inverse, une profondeur de la nappe importante ou une faible perméabilité des horizons de surface mettent en court-circuit les horizons dénitrifiants. D'autres facteurs, contrôlant l'inversion des échanges entre le cours d'eau et la zone humide riveraine, s'ajoutent à ceux déjà cités : a) la différence de dynamique de charge entre le cours d'eau et la zone humide riveraine (Pinder et Sauer, 1971), b) la sinuosité latérale (méandres) et verticale (alternance seuil-mouille) (Lefebvre et al., 2006), la pente et la morphologie de la section mouillée du cours d'eau (Larkin et Sharp, 1992).

Enfin, le rôle tampon des zones humides riveraines dépend de la valeur des flux en nitrate provenant des versants ou du cours d'eau. Le flux dénitrifié est d'autant plus élevé que les flux drainés par la zone humide sont élevés (Spieles et Mitsch, 2000 ; Seitzinger et al., 2006). Cependant, dans un contexte de forte contamination de la nappe par le nitrate, la proportion des flux de nitrate qui est dénitrifiée diminue avec l'augmentation des flux de nitrate drainés et induit une diminution de l'effet tampon tel que défini dans le paragraphe 2.2 (Cooper et Cooke, 1984 ; Fisher et Acreman, 2004 ; Mulholland et al., 2008).

Ces facteurs contrôlant le rôle tampon des zones humides riveraines présentent des variations spatiales importantes. Un enjeu actuel de la recherche est d'évaluer l'organisation spatiale de ces facteurs et d'identifier les déterminants de cette organisation afin de les prendre en compte dans l'évaluation du rôle tampon des zones humides à l'échelle des bassins versants.

2.4 Influence de l'ordre du cours d'eau sur le rôle tampon des zones humides riveraines

2.4.1 Classification du réseau hydrographique à partir de l'ordre de Strahler

L'ordre des cours d'eau définit le degré de développement du réseau hydrographique. Il est établi à partir de l'organisation spatiale des confluences au sein du réseau hydrographique. La classification la plus utilisée est celle de Strahler (1957) (Fig. 2-3):

« Tout cours d'eau qui n'a pas d'affluent se voit attribuer la valeur 1. Puis, le calcul de la valeur de chaque tronçon de cours d'eau se fait selon la méthode suivante : un cours d'eau d'ordre $n+1$ est issu de la confluence de deux cours d'eau d'ordre n . L'ordre de Strahler d'un bassin versant est l'ordre du drain principal à l'exutoire. »

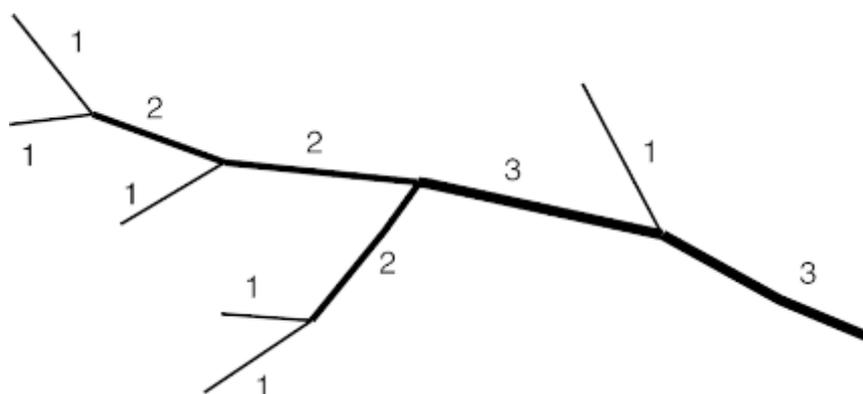


Figure 2-3: Classification du réseau hydrographique à partir de l'ordre de Strahler.

2.4.2 Influence de l'ordre sur le fonctionnement hydrologique des zones humides riveraines

De nombreux travaux ont mis en évidence une évolution avec l'ordre des caractéristiques géomorphologiques des bassins versants, des processus hydrologiques, hydrochimiques et écologiques. Nous pouvons citer les travaux de Vannote et al. (1980) avec le « River Continuum Concept » ou Schumm (1977) avec le « système fluvial idéalisé » (fig. 2-4). Ce schéma d'un « système fluvial idéalisé » suppose notamment une diminution de la pente du cours d'eau, de la granulométrie des alluvions et une augmentation du stock de ces alluvions et de la sinuosité du cours d'eau (Church, 2002). Ces facteurs influençant la connectivité hydrologique des zones humides riveraines avec le cours d'eau et les versants, leurs organisations supposent également une évolution du fonctionnement hydrologique des zones humides riveraines.

A partir de ce schéma, Stanford et Ward (1993) posent l'hypothèse d'une augmentation des échanges (exprimés en proportion du flux drainé dans le cours d'eau), entre le cours d'eau et la zone riveraine, de la tête de bassin aux cours d'eau d'ordres intermédiaire, et d'une diminution de ces échanges pour les ordres les plus importants. Les cours d'eau en tête de bassin reposent directement sur le substrat géologique qui est peu perméable et limite les infiltrations d'eau de surface (contexte d'érosion). Pour les cours d'eau d'ordre intermédiaire (contexte de transport ou sédimentation), les alluvions de granulométrie grossière favorisent l'infiltration des eaux de surface. Pour les cours d'eau d'ordre élevé (contexte de sédimentation), les alluvions de granulométrie fine limitent les échanges avec le cours d'eau. Ce schéma est appelé l'Hyporheic Continuum Concept (fig. 2-5).

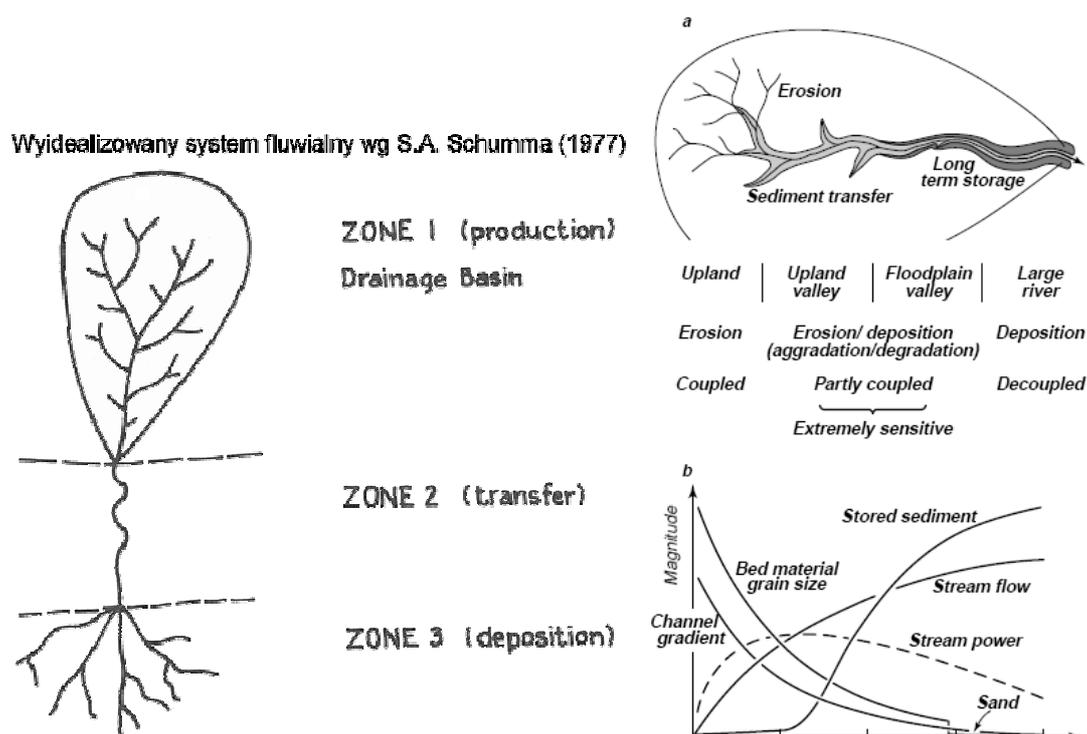


Figure 2-4: Le système fluvial idéalisé (Schumm, 1977) et ses conséquences géomorphologiques et hydrologiques (Church, 2002).

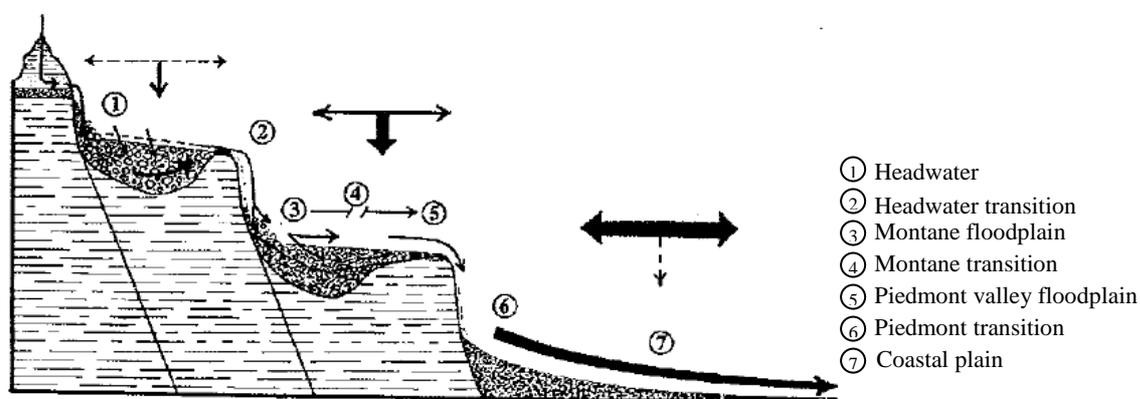


Figure 2-5: D'après Stanford et Ward (1993) : Représentation du corridor hyporhéique. Les flux de surface et interstitiels sont représentés par des flèches. Les vecteurs au dessus des plaines alluviales représentent le volume relatif d'écoulement de surface (flèches horizontale) par rapport aux écoulements interstitiels (flèches verticales) dans ces plaines alluviales.

D'Angelo et al. (1993) montrent une évolution similaire des échanges d'eau par l'observation d'une diminution, quand l'ordre augmente, de l'aire de la section de la zone hyporhéique par rapport à l'aire de la section mouillée du cours d'eau. Exprimée en valeur absolue, l'aire de la section de la zone hyporhéique est cependant plus élevée pour les cours d'eau d'ordre important. Brinson (1993), White (1993) et Tabacchi et al. (1998) proposent également une augmentation des échanges entre la zone humide riveraine et le cours d'eau et de la proportion de ces échanges par rapport aux flux provenant des versants quand l'ordre augmente (Fig. 2-6).

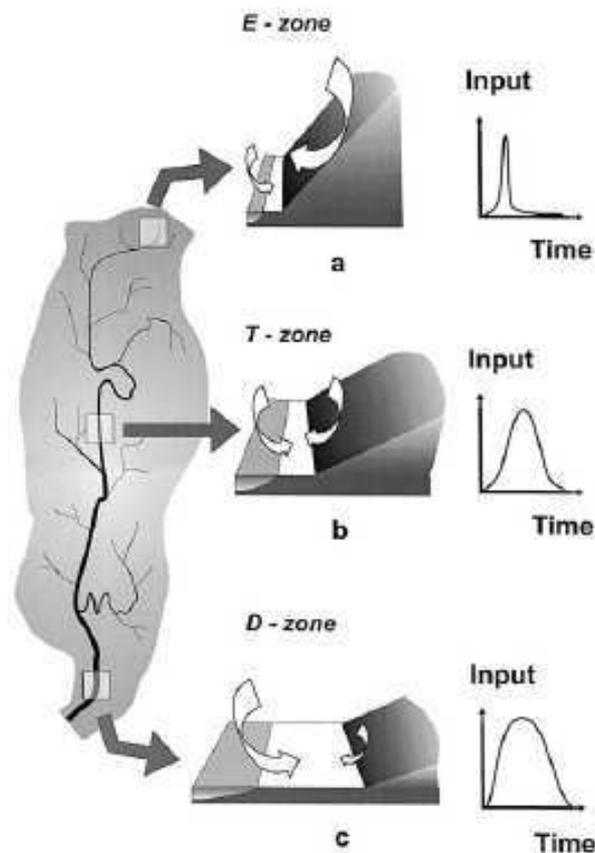


Figure 2.6. D'après Tabacchi et al. (1998). Variations de la dynamiques des flux d'eau dans le cours d'eau (courbes à droite) et de la relation entre le cours d'eau et son bassin (flèches) dans la zone riveraine (bande blanche) dans les zones d'érosion (a), de transport (b) et de sédimentation (c) le long du cours d'eau principal d'un bassin versant fluvial.

2.4.3 Influence de l'ordre sur le rôle tampon des zones humides riveraines

L'augmentation de l'ordre des cours d'eau implique tout d'abord une augmentation du temps de transfert au sein du réseau hydrographique. Ceci induit, toutes choses égales par ailleurs, une augmentation de l'abattement des flux d'azote à l'échelle du bassin versant (Smith et al., 1997). Par ailleurs, à partir de l'ensemble des schémas d'organisation en fonction de l'ordre des interactions entre la zone humide riveraine, les versants et le cours d'eau, nous pouvons poser l'hypothèse d'une évolution du rôle tampon des zones humides riveraines avec l'ordre des cours d'eau.

Des travaux montrent une diminution de l'abattement des flux d'azote pour les tronçons de bassin d'ordre élevé (Alexander et al., 2000 ; Seitzinger et al., 2002). Ces travaux affectent cet abattement aux processus in-stream et la diminution de cet abattement à une évolution de la morphologie du cours d'eau avec l'augmentation de l'ordre (Leopold et Maddock, 1953). Cependant, ces études ne prennent pas en compte le rôle de la zone humide riveraine sur la régulation des flux d'azote lors du transfert de ces flux des versants au cours d'eau. Pourtant, des études distinguant ces processus montrent que l'abattement lors du transfert du versant au cours d'eau est supérieur à celui mesuré lors du transfert au sein du réseau hydrographique (Cooper, 1990 ; Billen et Garnier, 2000 ; Saunders et Kalff, 2001 ; Grizzetti et al., 2005).

Des travaux récents (Mourier et al., 2006), réalisés sur le bassin versant de la Vilaine, montrent une diminution de l'intensité et une augmentation de la profondeur d'apparition de l'hydromorphie dans les zones humides riveraines avec l'augmentation de l'ordre. L'hydromorphie étant un indicateur du potentiel dénitrifiant des sols, ce travail nous permet d'émettre également l'hypothèse d'une influence de l'ordre sur l'organisation du potentiel dénitrifiant des zones humides riveraines

L'ensemble de ces études nous permet d'émettre l'hypothèse d'une évolution du rôle tampon des zones humides riveraines avec l'ordre du cours d'eau qui est liée à l'évolution du temps de transfert dans le réseau hydrographique et à une modification du fonctionnement hydrologique et hydrochimique des zones humides riveraines. L'évaluation de cette hypothèse nécessite la prise en compte de l'évolution des interactions avec les versants et le cours d'eau et de la nature des sols des zones humides riveraines.

3 Comparaison du fonctionnement hydrologique et hydrochimique de deux zones humides riveraines drainées par un cours d'eau d'ordre 2 et 5

3.1 Introduction

A l'échelle d'un bassin versant d'ordre élevé, les dimensions des zones humides riveraines (superficie, longueur et largeur) sont les premiers facteurs contrôlant leur rôle tampon sur les flux d'azote drainés pas les versants (Pellerin et al., 2004 ; Montreuil et Merot, 2006 ; Mayer et al., 2007). Cependant, des études réalisées, à l'échelle locale et par comparaison de différents sites, montrent, indépendamment de ces dimensions, une variabilité spatiale importante du fonctionnement hydrologique et hydrochimique des zones humides riveraines et de leur rôle tampon. Cette variabilité spatiale est contrôlée principalement par la géomorphologie et les caractéristiques des sols de ces zones humides riveraines. Notamment, la profondeur des sols et la topographie ont été identifiées comme des facteurs important dans le contrôle de cette variabilité (Vidon et Hill, 2004a et 2004b). Par ailleurs, la nature, l'hydromorphie et la texture des sols influencent également considérablement l'impact des zones humides riveraines sur les flux d'azote (Pinay et al., 2000 ; Gold et al., 2001 ; Johnston et al., 2001).

De la même façon, à l'échelle d'un bassin versant, les dimensions spatiales de l'interface zone humide riveraine et cours d'eau (distance de transfert dans le réseau hydrographique, profondeur du cours d'eau, surface de contact avec le lit du cours d'eau) sont les premiers facteurs contrôlant le rôle tampon de ces zones humides riveraines sur les flux d'azote drainés par le cours d'eau. Cependant, ce rôle tampon est également influencé à l'échelle locale par la géomorphologie du cours d'eau et par les caractéristiques des sédiments et des sols de la zone humide riveraine. Hill et Sanmugadas (1985) et Opdyke et al. (2005) mettent notamment en évidence l'influence de la texture et de la teneur en matière organique de ces sols et de la morphologie du cours d'eau sur les taux de dénitrification potentielle.

Par ailleurs, de nombreuses relations entre la géomorphologie et l'ordre des sous-bassins ont été décrites (Schumm, 1977) ; Church, 2002). Ces relations sont à l'origine de différents schémas d'organisation des interactions entre la zone humide riveraine, le cours d'eau et le versant en fonction de l'ordre (Stanford et Ward, 1993 ; Tabacchi et al., 1998). Cependant, ces schémas ont été construits à partir d'un « système fluvial idéalisé » et aucune étude n'a portée spécifiquement sur l'évolution du rôle tampon des zones humides riveraines en fonction de l'ordre.

L'objectif de ce volet de l'étude est de caractériser le changement de fonctionnement hydrologique et hydrochimique des zones humides avec le changement d'ordre (de 2 à 5) et d'identifier les facteurs géomorphologiques, pédologiques responsables de ce changement. Pour répondre à cet objectif, après une description de la géomorphologie et de la pédologie, nous comparons la dynamique de la charge hydraulique et des teneurs en solutés dans la nappe au sein de deux tronçons de bassins d'ordre 2 et 5. La représentativité des deux sites et la généralité des conclusions sont ensuite discutées à partir d'observations pédologiques réalisées au sein du bassin versant.

3.2 Sites d'étude

Deux sites d'études, drainés par des cours d'eau d'ordre de Strahler différents, ont été sélectionnés pour réaliser cette étude. Ces deux sites sont inclus dans le bassin versant du Scorff (fig. 3-1). Le substrat géologique est un granite à grain moyen à grossier à biotite et muscovite. Ce granite est recouvert par des alluvions récentes et actuelles dans la zone riveraine. Les sites sont distants d'environ 5 km et la pluviométrie efficace moyenne y est de 540 mm (Météo France, moyenne interannuelle 1970-2006). Le cours d'eau du site de Le Reste est en tête d'un affluent du Scorff qui draine un bassin versant d'ordre 2 et de 0.6 km². Le site de Locorion est drainé par le Scorff en ordre 5 avec une superficie amont de 129.8 km². Ces zones humides en prairies permanentes ont été choisies exemptes de drainage et insérées dans un paysage agricole.

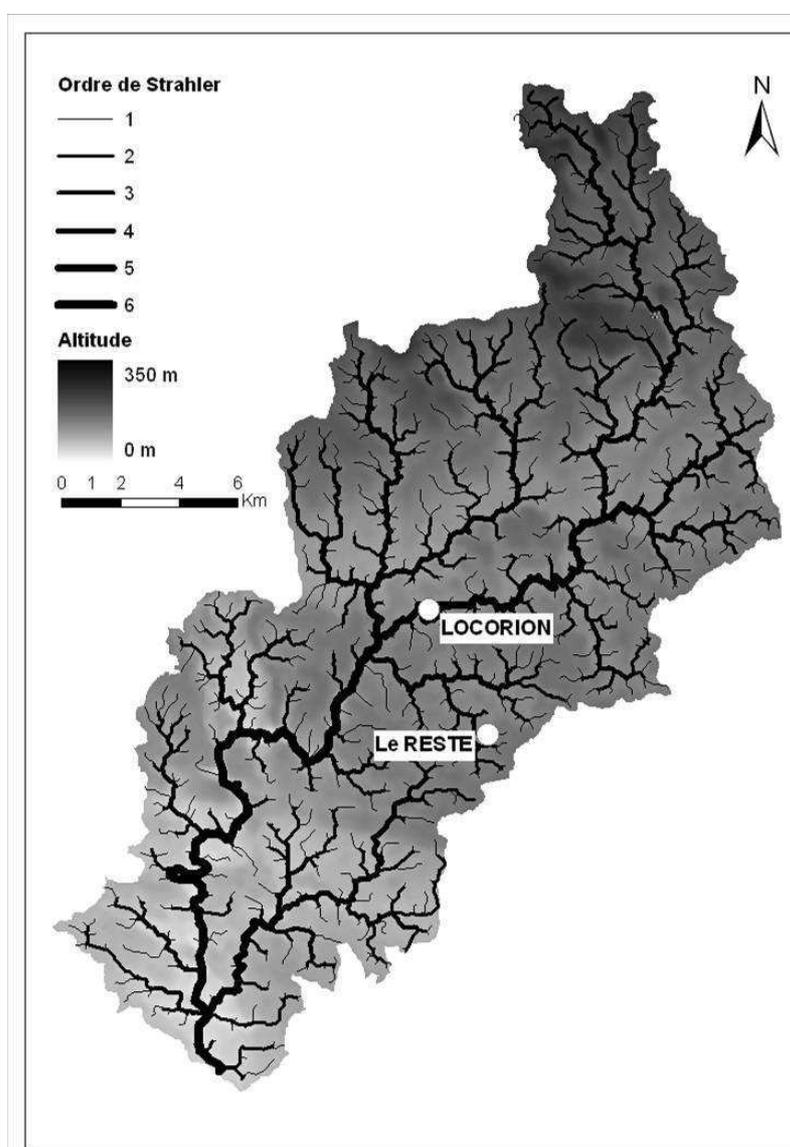


Figure 3-1: Localisation des sites étudiés au sein du bassin versant du Scorff : Le Reste sur un affluent d'ordre 2 et Locorion sur le Scorff en ordre 5.

3.3 Matériel et méthode

3.3.1 Caractéristiques hydrologiques

3.3.1.1 Équipement piézométrique

Pour suivre les variations spatiales et temporelles de la charge hydraulique dans la nappe, 28 piézomètres ont été installés sur chacun des sites d'étude. Les piézomètres installés dans les horizons du sol et ceux très altérés du sous-sol ont été installés à la tarière à main. Le diamètre de ces piézomètres en PVC est de 75mm excepté pour les piézomètres installés en flûte de pan et à proximité du cours d'eau pour lesquels le diamètre est de 20 mm. Ces piézomètres sont fermés à la base et crépinés par des trous de 4.5 mm séparés de 30 mm. Les forages réalisés dans les altérites compactes et dans le granite sains ont été réalisés par une entreprise spécialisée (Bretagne Forage) à l'aide d'une foreuse à marteau de fond de trou de 165 mm de diamètre. Les piézomètres installés sont en PVC de 125 mm de diamètre à bouchon de fond et crépine en traits de scies de 1 mm. L'espace séparant les parois du forage et le piézomètre est comblé par un massif à gravier filtrant calibré. Ce massif filtrant est isolé en haut de crépine par des argiles gonflantes (bentonites). La partie supérieure à la crépine et aux argiles gonflantes est comblée avec les cuttings avec une cimentation en surface. La longueur et la profondeur de la crépine varie en fonction de la localisation des piézomètres.

Sur le site de Le Reste, un transect de piézomètre T (P1 à P11) est réalisé perpendiculairement au cours d'eau et entre les deux lignes de crête du bassin versant (fig. 3-2 et 3-3). Les piézomètres de versant (P1, P2, P10 et P11) sont crépinés sur une profondeur supérieure à la hauteur de battement de nappe pour mesurer la charge hydraulique et les caractéristiques physico-chimiques moyennes de la nappe de versant. Un piézomètre est installé à l'interface zone humide et versant (P3 et P9). Ces piézomètres nous permettent de caractériser la charge hydrologique et hydrochimique à l'entrée de la zone humide. Deux piézomètres sont installés à deux profondeurs différentes à 3m du cours d'eau (P4, P5 et P6, P7). Ces piézomètres nous permettent de caractériser la nappe en sortie de zone humide.

Un dispositif de mini-piézomètre en flûte de pan est également installé à 1 m du cours d'eau et sous le cours d'eau pour mesurer les gradients verticaux au sein de la zone humide (P5A à P5E, S1A à S1C et P6A à P6E).

Afin d'estimer la dimension longitudinale des caractéristiques de la nappe, un transect T' de quatre piézomètres ont été installés à 75 m en amont de la zone humide (P3', P5', P7' et P8').

Sur le site de Locorion, le même type de dispositif est réalisé avec :

- un transect perpendiculaire au cours d'eau, T : P12 à P19,
- un dispositif en flûte de pan à 1 m du cours d'eau : P13A à P13H et P15A à P15H,
- un transect parallèle au cours d'eau : P15' à P15'' et P16' à P16''.

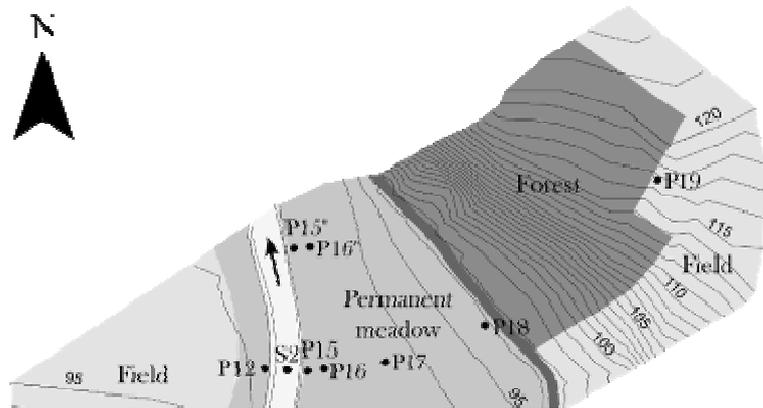


Figure 3-2: Délimitation des sites d'étude de Le Reste (Re) et Locorion (Lo), topographie et dispositifs piézométriques (Localisation des piézomètres P4, P6, P13 sur la figure 4-3).

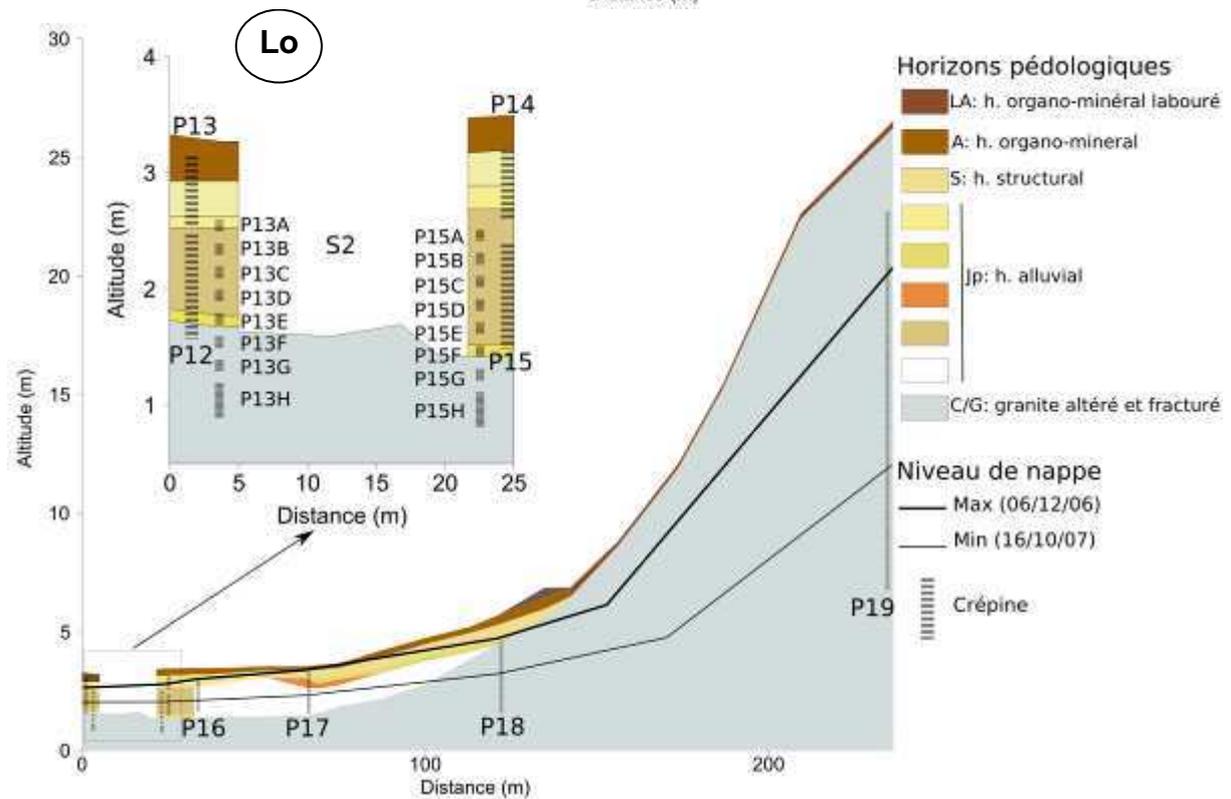
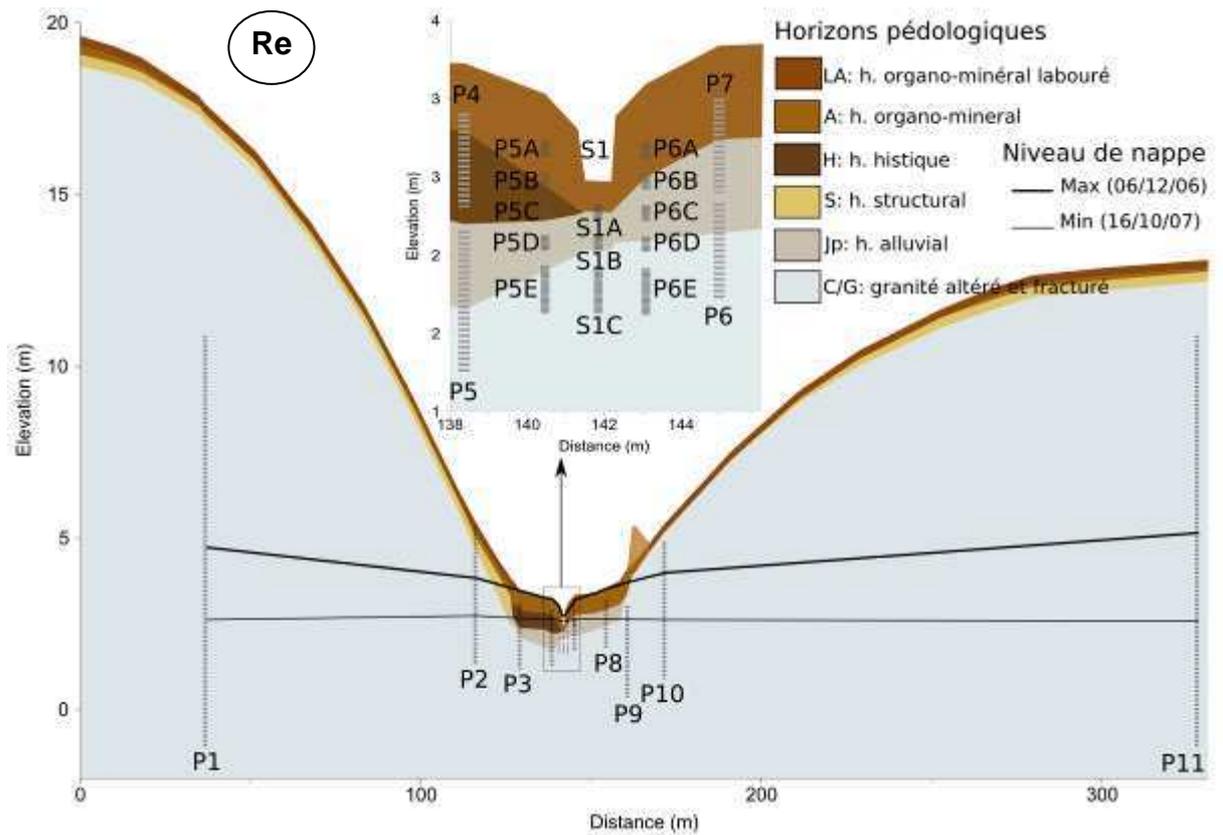


Figure 3-3: Profil topographique et pédologique, dispositif piézométrique et niveau de nappe maximal et minimal relevé pendant l'étude sur le site de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) au niveau du transect T.

3.3.1.2 Suivi de la charge hydraulique

La charge hydraulique dans les piézomètres P5 et P15 et le niveau des cours d'eau S1 et S2 sont suivis au pas de temps de 10 min. La période d'enregistrement s'étale du 26/10/2006 au 14/06/2008. Ces mesures sont réalisées à l'aide de capteurs de pression – enregistreur (STS P641). La précision de la mesure est de 0.50% et la résolution de 0.1 mm. Les piézomètres situés à l'interface zone humide et cours d'eau (P3, P9 et P18) sont également suivis en continu à un pas de temps de 8 h. La période d'enregistrement s'étend du 26/03/2007 au 14/06/2008. Ces mesures sont réalisées à l'aide de capteurs de pression – enregistreurs (Orphimède et Orpheus mini, OTT France). La précision de la mesure et la résolution est de 10 mm pour l'Orphimède et respectivement 0,05% et 0,01% de la valeur mesurée pour l'Orpheus mini.

En parallèle, la charge hydraulique est mesurée à l'aide d'une sonde lumineuse environ tous les 10 jours hors période de crue sur l'ensemble du dispositif piézométrique du 27/10/2006 au 16/10/2007. Le calage des capteurs de pression est réalisé tous les 10 jours si la valeur enregistrée diffère de plus de 10 mm de la valeur lue à la sonde lumineuse. La précision de la mesure manuelle et automatisée de la charge hydraulique est fixée à 10 mm.

3.3.2 Caractéristiques physiques du sol et du sous-sol

3.3.2.1 Topographie

La topographie des deux sites d'études a été relevée au théodolite (WildT1000, LEICA). La précision de la mesure (écart type) est de $9 \cdot 10^{-4}$ degré pour l'angle et $3 \cdot 10^{-3}$ m pour la distance. Ces mesures de topographie et de la profondeur de la nappe nous permettent de caractériser la topographie de la nappe.

3.3.2.2 Pédologie

Les sols des versants et de la zone humide sont décrits à partir de sondage à la tarière le long du transect piézométrique perpendiculaire au cours d'eau. La classification des sols et des horizons utilisée est celle du Référenciel pédologique (1995). Les critères de description de ces horizons utilisés sont la teneur et le type de matière organique, la texture (triangle GEPPA d'après Baize & Jabiol, 1995), la compacité, l'épaisseur, l'hydromorphie. La teneur et le type de matière organique est estimée visuellement et la texture est évaluée au toucher. La compacité est évaluée à partir de la résistance à la pénétration à la tarière du sol.

L'hydromorphie est observée visuellement par la ségrégation du fer. En phase réductrice, le fer devient mobile et migre avec l'eau circulant dans le milieu. En phase de réoxydation, il précipite sous formes d'oxydes de fer. La présence de ces oxydes montre donc une saturation temporaire du milieu. Lorsque la saturation est temporaire, nous observons une forte hétérogénéité de la distribution du fer

avec la présence de zones appauvries en fer (trainées grises et claires) et de tâches de couleur rouille correspondant aux oxydes de fer. Ces horizons sont qualifiés de redoxiques (g). Lorsque la saturation est permanente ou quasi-permanente, les horizons s'appauvrissent en fer et la couleur de la matrice est relativement homogène. Ces horizons sont qualifiés de réductiques (G). L'hydromorphie est également mise en évidence sur le terrain à l'aide du test de fer ferreux. Le réactif utilisé est la 1,10-phénanthroline (Richardson et Bigler, 1984). Ce réactif est mis en contact avec le sol prélevé à la tarière. Il réagit à la présence de fer ferreux en créant un complexe rouge identifiable visuellement.

3.3.2.3 Conductivité hydraulique

La conductivité hydraulique à saturation (K_s) d'un matériau traduit sa capacité à laisser s'écouler un fluide. Pour des conditions hydrologiques similaires, plus un milieu est conducteur et plus l'écoulement est rapide. La mesure de cette caractéristique hydraulique nous renseigne donc sur le fonctionnement hydrologique de la zone humide et sur sa connectivité avec les autres compartiments hydrologiques. Plusieurs méthodes permettent d'évaluer les valeurs de conductivités hydrauliques à saturation dans le sol et le sous-sol. La méthode dite par « slug test » de Bouwer & Rice (1976) et Bouwer (1989) a été utilisée pour cette étude (Annexe 2). Cette méthode, adaptée de la méthode Hvorslev (1951), permet la prise en compte de la pénétration du piézomètre dans l'aquifère. Un choc hydraulique est réalisé en vidant instantanément le piézomètre. La dynamique de recharge est ensuite mesurée à la sonde lumineuse où à l'aide des capteurs enregistreurs avec un pas de temps de 1 s. Ces mesures de conductivités hydrauliques ont été réalisées en période de forte charge le 14/12/2006 et en période d'étiage le 31/08/2007. Le calcul de ces valeurs de conductivités hydrauliques a été réalisé à partir d'un utilitaire libre (Halford et Kuniansky, 2002 ; <http://pubs.usgs.gov/of/2002/ofr02197/>)

3.3.3 Caractéristiques chimiques

Des prélèvements ont été réalisés ponctuellement dans l'ensemble du dispositif piézométrique existant, dans un pluviomètre accumulateur et dans le cours d'eau. Ces prélèvements sont réalisés dans la nappe à l'aide d'un préleveur à bille pour les piézomètres les plus profonds et à la pompe péristaltique pour les mini-piézomètres. Les prélèvements dans le cours d'eau et dans les pluviomètres accumulateurs sont réalisés à la seringue. Ces prélèvements ont été réalisés en période de forte charge de la nappe, le 15/03/07, en période de vidange, le 24/04/2007, et en période d'étiage, le 25/07/2007.

3.3.3.1 Tests préalables

Afin de tester s'il existe une stratification verticale des paramètres physico-chimiques dans les piézomètres crépinés sur une profondeur importante, nous avons mesuré la conductivité électrique à différentes profondeurs. L'homogénéité de cette conductivité électrique nous permet de

considérer une homogénéité des caractéristiques chimiques de l'eau dans les piézomètres. Aussi, la profondeur de prélèvement au préleveur à bille n'apparaît pas être un paramètre important à considérer dans le protocole de prélèvement. De même, nous avons testé l'influence de la vidange des piézomètres sur la qualité physico-chimique de l'eau contenue dans les piézomètres. La similarité des résultats avant et après purge montre qu'il n'est pas nécessaire de purger les piézomètres, l'eau du piézomètre étant en équilibre avec celle de la nappe.

3.3.3.2 Prétraitement des échantillons

La charge en particule dissoute dans certains piézomètres a rendu impossible la filtration in-situ des échantillons. Aussi, l'ensemble des échantillons est stocké à 4°C et filtré au laboratoire dans les 24 heures suivant le prélèvement. La filtration est réalisée à l'aide de pompe à dépression et de filtres en cellulose à 0.45µm. Les filtres sont rincés avec 200 mL d'eau déminéralisée pour éliminer le carbone inorganique présent dans les filtres. Après filtration, les échantillons sont stockés à 4°C.

3.3.3.3 Analyse des échantillons

La conductivité électrique est mesurée à l'aide d'électrodes de graphite (Cond WTW 315i) et exprimée pour une température standard de 25°C avec une précision est de 0,5%.

Les concentrations en nitrate (NO_3^-), chlorure (Cl^-), et sulphate (SO_4^{2-}) ont été mesurées par chromatographie ionique (Dionex®, Sunnyvale, CA). La précision de ces analyses est respectivement de 3, 5 et 5%. Les limites de détection et de quantification sont respectivement de 0.06 et 0.20 mgN.L⁻¹ pour NO_3^- , 0.32 et 1.06 mg.L⁻¹ pour Cl^- , 0.38 et 1.25 mg.L⁻¹ pour SO_4^{2-} .

Les concentrations en sodium (Na^+), Magnésium (Mg^{2+}), potassium (K^+) et calcium (Ca^{2+}) ont été mesurées par spectrophotométrie à absorption de flamme.

Les teneurs en carbone total dissous (CTD) et en carbone inorganique dissous (CID) sont mesurées à l'aide d'un analyseur de carbone (Shimadzu™ TOC 5050A) à l'Université de Rennes 1 (UMR-CNRS 6553 Ecobio). Une oxydation thermique est réalisée pour minéraliser le carbone organique. La teneur en carbone organique dissous (COD) est calculée à partir de la différence entre les teneurs en carbone total dissous et en carbone inorganique dissous. La limite de détection et de quantification sont respectivement de 0.08 et 0.85 mg.L⁻¹ avec une précision de 5%.

3.4 Résultats

3.4.1 Caractéristiques du sol et sous-sol

3.4.1.1 Topographie

La portion de bassin étudiée sur le site de **Le Reste** couvre une superficie de 2,5 ha. La longueur du site est de 75 m et la distance entre les deux crêtes latérales est de 334 m. La zone humide est délimitée aux bas des versants par deux ruptures de pente. La rupture de pente en rive droite présente une ceinture boisée constituée d'une haie sur talus. Le versant gauche a un dénivelé de 16,1 m pour une longueur de 129 m soit une pente de 12,5%. Le versant droit est moins abrupt avec un dénivelé de 10,6 m pour une longueur de 174 m soit une pente de 6,1%. La zone humide présente une pente du bas de versant vers le cours d'eau de 2,8% en rive gauche et de 5,0% en rive droite pour une largeur respective de 9,8 m et 15,7 m. La zone humide représente 6,5% de la largeur totale du versant en rive gauche et 8,2% de celle en rive droite. La pente longitudinale de la zone humide est de 0,9% pour sur les deux rives. Le lit du cours d'eau incise cette zone humide d'une profondeur de 0,5 m et une largeur d'environ 0,6 m. Sa pente est d'environ 0,3%.

La portion de bassin étudiée sur le site de **Locorion** couvre une superficie de 3.0 ha. La longueur du site est de 131 m et la distance entre les deux limites latérales du bassin est de 232 m. La zone humide est présente uniquement en rive droite et délimitée du versant par une rupture de pente. La rupture de pente en rive droite présente une ceinture de bas-fond constituée d'une haie sur talus. Le versant droit a un dénivelé de 20.9 m pour une longueur de 121 m soit une pente de 17.2%. La largeur de la zone humide au niveau du transect est de 100 m. La zone humide présente une pente du versant au cours d'eau de 2,2%. La pente longitudinale de la zone humide est de 0,2%. Le lit du cours d'eau incise cette zone humide d'une profondeur de 2,1 m et une largeur d'environ 20 m. Sa pente est inférieure 0,1%.

3.4.1.2 Pédologie

Les sols des **versants** pour le site de **Le Reste et Locorion** sont de type **Brunisols** (RP, 1995). Leur épaisseur varie entre 45 cm et 110 cm. Les plus faibles valeurs de profondeur sont observées dans les pentes les plus fortes des versants et les plus profonds en bas de versant. Ils sont caractérisés par la succession d'horizon suivante :

- *LA : horizon (h.) organo-minéral labouré,*

Cet horizon est limoneux argilo-sableux (LAS) à limoneux sablo-argileux (LSA) et est peu compact. Son épaisseur est d'environ 30 cm et il est présent sur l'ensemble des versants mais absent de la zone humide. Le pourcentage d'argile varie entre 17 à 20%, le pourcentage de limons entre 55 et 65%, le pourcentage de sable entre 15 et 25%. La teneur en matière organique est comprise entre 5 et 8% et est de type liée.

- *A : h. organo-minéral,*

Cet horizon n'est présent que dans les hauts et bas de versants et est sous-jacent à l'horizon LA. Son épaisseur ne dépasse pas 20cm. Il possède la même texture que l'horizon LA mais la teneur en matière organique est plus faible et comprise entre 2 et 4%.

- *S : h. structural,*

L'horizon S est un horizon d'altération. Son épaisseur varie entre 10 et 65cm. Les épaisseurs les plus importantes se trouvent en bas de versant. La texture est limoneuse sablo-argileuse, limoneuse argileuse ou sableuse argilo-limoneuse. La teneur en argile est comprise entre 17 et 20%, celle de limon entre 28 et 62% et celle de sable entre 21 et 65%. La teneur en matière organique est inférieure à 2%.

- *C : altérites de granites*

L'horizon C correspond à l'arène granitique. Cette arène est compact à très compacte et à texture sableuse (>55%). Étant donné la difficulté de prospection et l'hétérogénéité de l'altération, il ne nous est pas possible de distinguer en profondeur la limite avec l'horizon Rcr (granite non altéré).

Aucune hydromorphie n'est observée pour ces Brunisols.

Pour les deux sites, le sol des **zones humides**, de type **Fluvisols**, est constitué en majorité d'alluvions. Ces sols sont développés dans des alluvions fluviales mis en place par transport puis sédimentation. Ils sont marqués par la présence de la nappe à faible profondeur. Cependant ils diffèrent entre ces deux sites par le degré de développement du sol, par la profondeur et l'intensité d'hydromorphie.

Le sol de la zone humide sur le site de **Le Reste** est de type **Fluvisol typique**. La succession d'horizon observée est la suivante (fig. 3-4):

A : h. organo-minéral,

L'épaisseur de cet horizon est plus importante que dans les versants. Cette épaisseur est comprise entre 60cm et 110cm. La teneur en matière organique est comprise entre 2 et 8% avec présence locale de tourbe. La texture est limoneuse (L), limoneuse-argileuse (LA) ou limoneuse argilo-sableuse (LAS). La teneur en argile est comprise entre 17 et 27%, celle de sable entre 10 et 25%, celle de limon entre 62 et 73%.

H : h. histique,

Cet horizon est présent sous l'horizon A en rive gauche et de manière très localisée dans l'ensemble de la zone humide. Il se développe dans les horizons saturés en permanence. La teneur en matière organique est très importante et présente sous forme fibreuse ou liée (type mésique). Son épaisseur varie entre 40 et 70 cm.

Jp : h. jeune profond,

Cet horizon correspond à une accumulation d'alluvions minérales. Il est présent sous les horizons A ou H mais nous le retrouvons également de façon localisée à l'intérieur des horizons organo-minéraux. La granulométrie est hétérogène mais les différents horizons qu'il constitue sont bien

différenciés. Nous retrouvons ainsi quatre types de texture : limoneuse, limoneuse argilo-sableuse, sableuse et sablo-sableuse. Le pourcentage de sable varie entre 15 et plus de 80%, celui d'argile entre 6 et 22% et celui de limons entre 10 et 65%. La profondeur de l'horizon Jp est plus importante en rive gauche et correspond en profondeur aux horizons Jp les plus sableux. La teneur en matière organique de ces horizons peut être considérée nulle. Étant donné la faible distance de transport des alluvions, les grains de sable ne présentent pas de caractère nous permettant de les différencier de l'horizon C sous-jacent. Cette différenciation sur le terrain a été évaluée à partir de la compacité du matériel, l'horizon C étant caractérisé par une plus forte compacité.

Les sols de la zone humide présentent une **hydromorphie** importante sur l'ensemble de la surface d'étude et dès les premiers centimètres de profondeur. Ce degré d'hydromorphie augmente avec la profondeur et avec la proximité au cours d'eau. L'horizon A à la limite avec le versant est de type redoxique (g) au moins en surface. Cette morphologie résulte d'une succession de phase de réduction et d'oxydation et caractérise une saturation temporaire. La matrice de l'horizon est appauvrie en fer avec accumulation locale (tâche couleur rouille). En descendant en profondeur ou en s'approchant du cours d'eau, nous observons l'apparition d'horizons réductiques (G).

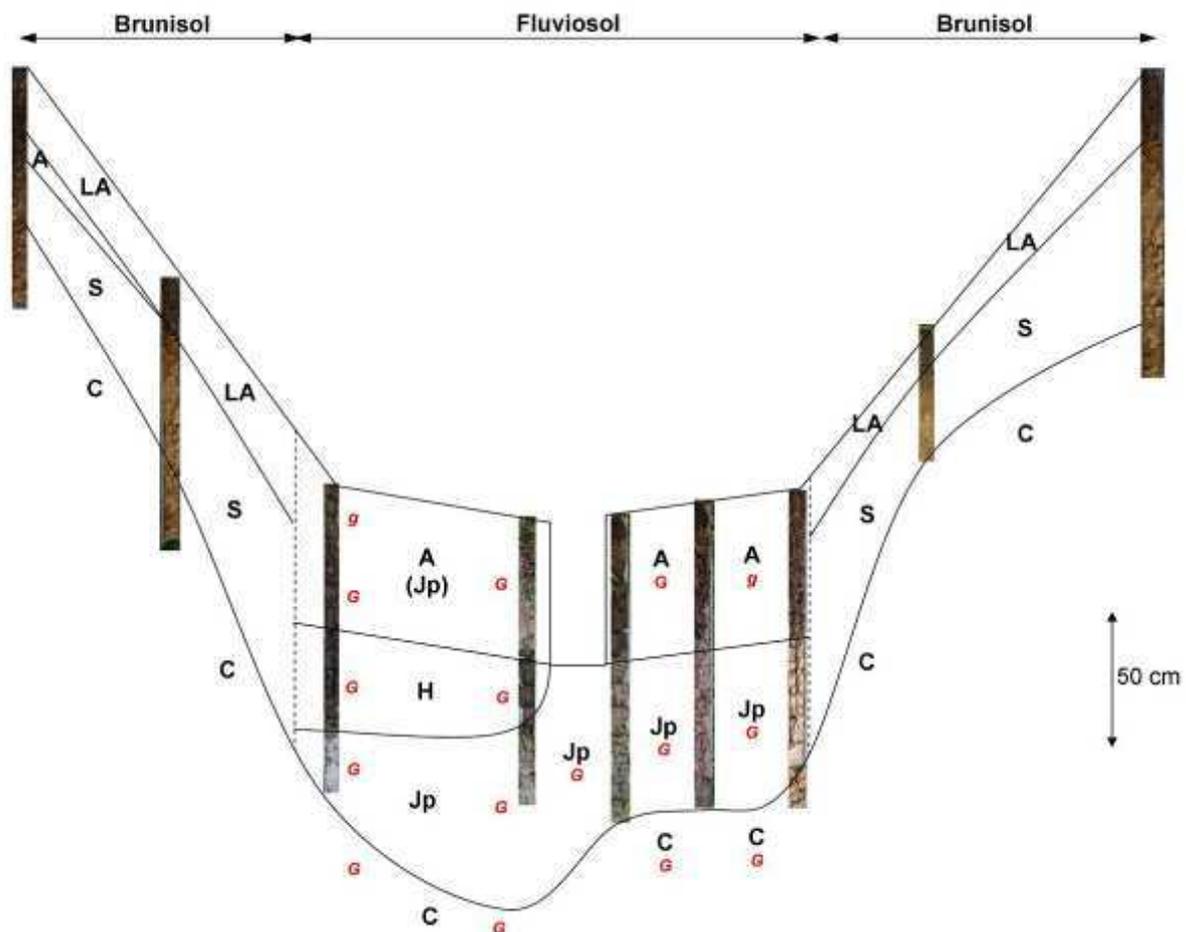


Figure 3-4: Description des sols sur le transect de Le Reste et photographie des prélèvements à la tarière. Classification des horizons : LA, horizon (h.) organo-minéral labouré ; A, h. organo-minéral ; S, h. structural ; C, altérite ; Jp, h. jeune profond. Hydromorphie (rouge) : g, h. redoxique, G, h. réductique (seule l'échelle verticale est respectée).

Les sols de la **zone humide** du site de **Locorion** sont de type **Fluvisols brunifiés**. La succession d'horizon observée est la suivante :

A : h. organo-minéral,

Son épaisseur est comprise entre 20cm et 60cm. La teneur en matière organique est comprise entre 2 et 8%. La texture est limoneuse argilo-sableuse (LAS) pour l'ensemble de la zone humide. La teneur en argile est comprise entre 17 et 27%, celle de sable entre 10 et 25%, celle de limon entre 62 et 73%.

S : h. structurel,

Cet horizon est présent sous l'horizon A. Son épaisseur varie entre 30 et 40cm. La teneur en matière organique est inférieure à 2%. Sa texture est sableuse argilo-limoneuse ou limoneuse argilo-sableuse. Le pourcentage d'argile est compris entre 15 et 30%, celle de limons entre 35 et 60% et celle de sable entre 20 et 50%.

Jp : h. jeune profond,

Il est présent sous les horizons S avec une forte hétérogénéité de la granulométrie. Nous retrouvons ainsi la majorité des textures de la classification GEPPA. La présence d'horizons sablo-caillouteux a empêchée la prospection à la tarière en profondeur et au centre de la zone humide. Cependant, nous avons relevé lors du forage des cuttings très sableux avec structure très instable nécessitant un gainage lors du forage pour éviter son comblement. Le pourcentage d'argile varie entre 0 et 50%, celui de limons entre 0 et 70% et celui de sable entre 0 et 100%. L'épaisseur de cet horizon varie entre 60 cm à la limite avec le versant et 160cm en bordure du cours d'eau. La teneur en matière organique de ces horizons peut être considérée nulle exceptée localement avec l'inclusion d'horizons tourbeux.

Les sols de la zone humide présentent une **hydromorphie** de type rédoxique (g) uniquement en profondeur. L'hydromorphie n'atteint pas les horizons organo-minéraux A. Elle apparaît dans les horizons Jp et atteint localement l'horizon S. Excepté dans des horizons localisés très argileux ou tourbeux, nous n'observons pas d'horizons réductiques (G).

3.4.1.3 Propriétés hydrauliques

La conductivité hydraulique à saturation (K_s) mesurée sur la hauteur crépinée des piézomètres est comprise entre $9.0 \cdot 10^{-8}$ et $1.7 \cdot 10^{-4}$ m.s⁻¹. La valeur moyenne mesurée dans le granite est de $8.7 \cdot 10^{-6} \pm 8.0 \cdot 10^{-6}$ m.s⁻¹ pour le site de Le Reste et de $4.7 \cdot 10^{-5}$ m.s⁻¹ \pm $4.3 \cdot 10^{-5}$ m.s⁻¹ pour le site de Locorion (fig. 3-5). Ces valeurs de conductivités, relativement élevées, semblent mettre en évidence une altération ou la présence de fractures sur l'ensemble des profondeurs explorées, les conductivités hydrauliques à saturation d'un granite sain étant inférieures et comprises entre $1.0 \cdot 10^{-13}$ m.s⁻¹ et $2.1 \cdot 10^{-9}$ m.s⁻¹ (Bouwer, 1978 ; Domenico et Schwartz, 1967) et celles des granites altérés et fracturés comprises entre $3.6 \cdot 10^{-3}$ et $5.6 \cdot 10^{-8}$ m.s⁻¹ (Bouwer, 1978 ; Morris et Johnson, 1967 ; Rouxel, données non publiées).

La valeur moyenne observée dans les alluvions minérales est plus élevée sur le site de Locorion que sur le site de Le reste avec une valeur respective de $2,0 \cdot 10^{-5}$ m.s⁻¹ \pm $4,9 \cdot 10^{-5}$ m.s⁻¹ et $5,5$

$10^{-7} \text{ m.s}^{-1} \pm 4,8 \cdot 10^{-7} \text{ m.s}^{-1}$. Pour le site de Locorion, ces valeurs correspondent aux valeurs observées dans les sables moyen avec un minimum de $3,6 \cdot 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$ et un maximum de $7,1 \cdot 10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$ (Bouwer, 1978 ; Domenico et Schwartz, 1967). Pour le site de Le Reste, les valeurs observées dans les alluvions minérales et organo-minérales correspondent aux valeurs observées pour les sols argileux ou limoneux avec des valeurs extrêmes de $2,1 \cdot 10^{-5}$ et $1,1 \cdot 10^{-11} \text{ m.s}^{-1}$. Nous observons donc pour le site de Le Reste une conductivité hydraulique plus faible dans les alluvions que dans le granite altéré et fracturé des versants et sous-jacent aux alluvions. Pour Locorion, à l'inverse, la conductivité hydraulique à saturation est en moyenne légèrement supérieure à celle du granite altéré ou fracturé.

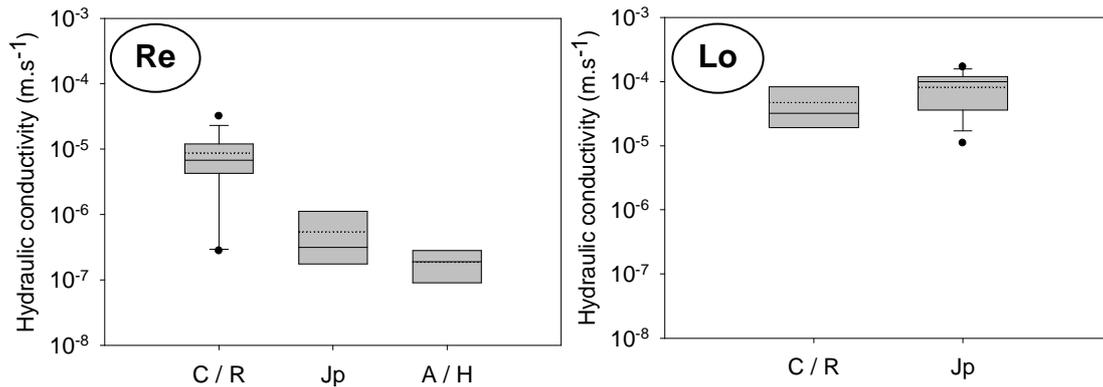


Figure 3-5: Boîte à moustache des valeurs de conductivité hydraulique à saturation mesurées par slug test pour les différents horizons du sol et du sous-sol sur le site de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) (C/R : granite altéré, Jp : alluvions minérales, A/H : alluvions organo-minérales et histiques). (Les limites de la boîte indiquent le 25^{ème} et le 75^{ème} percentile, les moustaches indiquant le 10^{ème} et 90^{ème} percentile, les points indiquent le 5^{ème} et 95^{ème} percentile, le trait plein indique la médiane et les pointillés indiquent la moyenne).

3.4.2 Comparaison du fonctionnement hydrologique des zones humides

Dans ce volet de l'étude, nous caractérisons le fonctionnement hydrologique des deux zones humides. Après une description de la géométrie de la nappe sur les deux sites d'études, nous comparons l'évolution temporelle de la charge hydraulique dans la zone humide avec celle des précipitations et de la charge hydraulique dans la zone humide et dans le cours d'eau. Afin de déterminer l'évolution temporelle de la géométrie des écoulements entre ces compartiments hydrologiques, nous comparons les gradients hydrauliques latéraux, i.e. du versant au cours d'eau, longitudinaux, i.e. parallèle au cours d'eau, et verticaux. Les flux entre la zone humide et le cours d'eau sont ensuite estimés à partir de ces gradients hydrauliques et des caractéristiques hydrauliques des alluvions décrites précédemment.

3.4.2.1 Variations spatiales et temporelle du niveau de la nappe dans la zone humide

Profondeur moyenne de la nappe

La profondeur de la nappe dans la *zone humide* est par définition moins importante que celle des versants. Elle est en moyenne plus élevée sur le site de Locorion que sur le site de Le Reste. Sur ce dernier site (tab. 3-1), la profondeur de la nappe varie à l'intérieur de la zone humide entre -0.06 mⁱ et 1.04 m. Sur le site de Locorion (tab 3-2), elle varie entre 0.68 et 1.79 m. Pour ces deux sites, la profondeur de la nappe dans la zone humide est maximale à la limite avec les versants. La profondeur la plus faible est mesurée en bordure du cours d'eau sur le site de Le Reste et au milieu de la zone humide pour le site de Locorion.

A partir du transect vertical de piézomètres installés en bordure du cours d'eau et sous le cours d'eau, nous remarquons que la profondeur de nappe mesurée diminue avec l'augmentation de la profondeur des piézomètres sur le site de Le Reste alors qu'aucune différence n'est relevée pour le site de Locorion. En moyenne et pour le site de Le Reste, cette profondeur diminue de 0.18 à 0.04 m en rive gauche, de 0.25 à 0.12 m en rive droite et de -0.24 à -0.45 m sous le cours d'eau (les piézomètres P5A et P6A ne sont pas pris en compte car taris en période de basses eaux). Cela suggère des gradients hydrauliques verticaux ascendants sur le site de Le Reste sur lesquels nous reviendrons par la suite.

Dynamique de la nappe dans la zone humide

La charge hydraulique dans la nappe suit une évolution saisonnière qui est contrôlée par celle des précipitations nettes mensuelles (fig. 3-7). La faible évapotranspiration potentielle et les fortes précipitations en période hivernale induisent une augmentation importante de la charge hydraulique dans la nappe et dans le cours d'eau. A l'inverse, en période estivale et à l'automne, les précipitations étant en moyenne inférieures à l'évapotranspiration potentielle, nous observons une charge hydraulique plus faible avec un minimum observé pour les deux étiages de la période d'étude au mois de novembre. L'amplitude moyenne de battement de la nappe dans la zone humide à la limite du bas de versant et à trois mètres du cours d'eau est similaire pour les deux sites (fig. 3-6) avec une amplitude plus importante à la limite du versant. A l'échelle de l'épisode de précipitation, nous observons une amplitude de variation de la charge hydraulique et une vitesse de variation de cette charge plus importantes sur le site de Locorion. La vitesse moyenne de battement de nappe en valeur absolue et à 3 mètres du cours d'eau (calculée à un pas de temps de 8h), est de $0,7 \cdot 10^{-3} \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ sur le site de Le Reste et de $2,6 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ sur le site de Locorion. Sur le site de Le Reste, l'amplitude de variation de la vitesse de battement de nappe est plus faible dans la zone humide que celle observée en limite de versant et dans le cours d'eau. Sur le site de Locorion, nous observons à l'inverse une amplitude de variation de la vitesse de battement de nappe plus importante dans la zone humide, amplitude qui est similaire à celle observée dans le cours d'eau.

ⁱ Une valeur négative signifie un niveau de nappe supérieur à la surface du sol

Tableau 3-1: Statistiques générales sur les profondeurs de nappe par rapport à la surface du sol mesurées dans la zone humide drainée et dans le cours d'eau (Le Reste) pour les deux transects T et T' (cf. figure 3-2 et 3-3 pour la localisation des piézomètres). Les valeurs négatives indiquent un niveau de nappe supérieur au niveau du sol.

		Profondeur de la nappe par rapport à la surface du sol (m)															
		T											T'				
Transect latéral	Piezomètre	S1'	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P3'	P4'	P7'	P8'
	Moyenne	-0.19	14.42	2.32	0.44	0.28	0.25	0.44	0.40	0.49	1.04	2.32	11.51	0.28	0.09	-0.06	0.12
	Mediane	-0.18	14.73	2.38	0.49	0.25	0.29	0.36	0.35	0.46	1.08	2.41	11.75	0.31	0.12	-0.04	0.13
	Max	-0.09	15.03	2.76	0.83	0.81	0.61	0.96	0.86	1.25	1.51	2.80	12.18	0.70	0.47	0.31	0.47
	Min	-0.31	12.92	1.67	-0.05	-0.07	-0.25	0.11	0.12	0.03	0.42	1.43	9.56	-0.24	-0.40	-0.50	-0.29
	Ecart type	0.07	2.11	1.10	0.88	0.88	0.86	0.85	0.74	1.22	1.09	1.37	2.62	0.94	0.87	0.81	0.76
Transect vertical	Piezomètre	P5A'	P5B	P5C	P5D	P5E	S1A	S1B	S1C	P6A*	P6B	P6C	P6D	P6E			
	Moyenne	0.13	0.18	0.16	0.11	0.04	-0.24	-0.47	-0.46	0.21	0.25	0.20	0.16	0.12			
	Mediane	0.15	0.20	0.18	0.13	0.06	-0.23	-0.45	-0.44	0.22	0.25	0.21	0.17	0.14			
	Max	0.28	0.45	0.45	0.44	0.41	-0.13	-0.15	-0.14	0.36	0.58	0.54	0.52	0.49			
	Min	-0.05	-0.12	-0.17	-0.30	-0.45	-0.36	-0.89	-0.89	0.02	-0.08	-0.20	-0.28	-0.37			
	Ecart type	0.32	0.57	0.62	0.74	0.86	0.23	0.74	0.76	0.34	0.66	0.74	0.80	0.86			

Tableau 3-2: Statistiques générales sur les profondeurs de nappe par rapport à la surface du sol mesurées dans la zone humide et dans le cours d'eau (Locorion) pour les trois transects T, T' et T'' (cf. figure 3-2 et 3-3 pour la localisation des piézomètres). Les valeurs négatives indiquent un niveau de nappe supérieur au niveau du sol.

		Profondeur de la nappe par rapport à la surface du sol (m)															
		T									T'			T''			
Transect latéral	Piezomètre	S2	P12	P13*	P14*	P15	P16	P17	P18	P19	P15'	P16'	P15''	P16''			
	Moyenne	-0.83	0.91	0.76	0.75	1.09	0.97	0.72	1.79	11.42	1.07	1.11	0.83	0.82			
	Mediane	-0.82	0.95	0.79	0.79	1.08	1.01	0.80	1.97	11.82	1.07	1.15	0.82	0.86			
	Max	-0.54	1.23	0.91	0.93	1.53	1.37	1.28	2.67	15.55	1.50	1.48	1.26	1.20			
	Min	-1.25	0.48	0.48	0.44	0.56	0.37	0.03	0.64	6.09	0.56	0.52	0.31	0.25			
	Ecart type	0.19	0.76	0.43	0.49	0.97	1.00	1.25	2.03	9.46	0.93	0.96	0.95	0.94			
Transect vertical	Piezomètre	P13A*	P13B*	P13C*	P13D	P13E	P13F	P13G	P13H	P15A*	P15B*	P15C*	P15D	P15E	P15F	P15G	P15H
	Moyenne	0.50	0.59	0.69	0.70	0.68	0.69	0.69	0.69	0.65	0.73	0.79	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85
	Mediane	0.50	0.61	0.72	0.72	0.72	0.72	0.72	0.72	0.73	0.77	0.82	0.84	0.84	0.85	0.85	0.85
	Max	0.68	0.80	1.01	1.00	1.00	0.99	0.99	0.99	0.84	0.98	1.23	1.28	1.29	1.29	1.29	1.29
	Min	0.28	0.31	0.30	0.30	0.25	0.25	0.25	0.26	0.32	0.32	0.32	0.33	0.31	0.32	0.33	0.33
	Ecart type	0.40	0.49	0.71	0.70	0.75	0.74	0.74	0.73	0.51	0.65	0.91	0.96	0.98	0.98	0.96	0.96

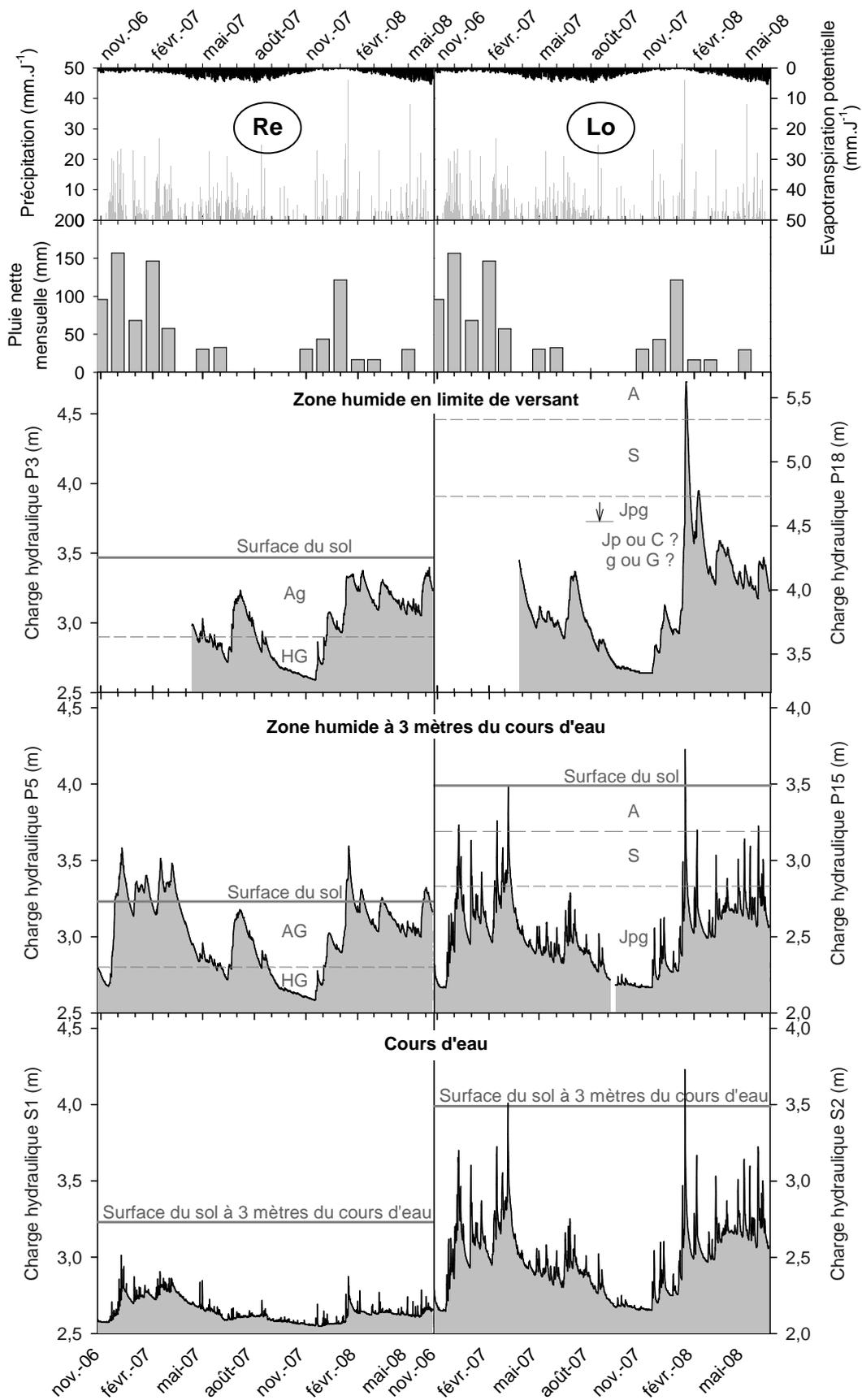


Figure 3-7: Évolution temporelle des précipitations, de l'évapotranspiration et de la charge hydraulique dans la zone humide et dans le cours d'eau sur la zone humide de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) entre le 26/10/06 et le 16/06/08.

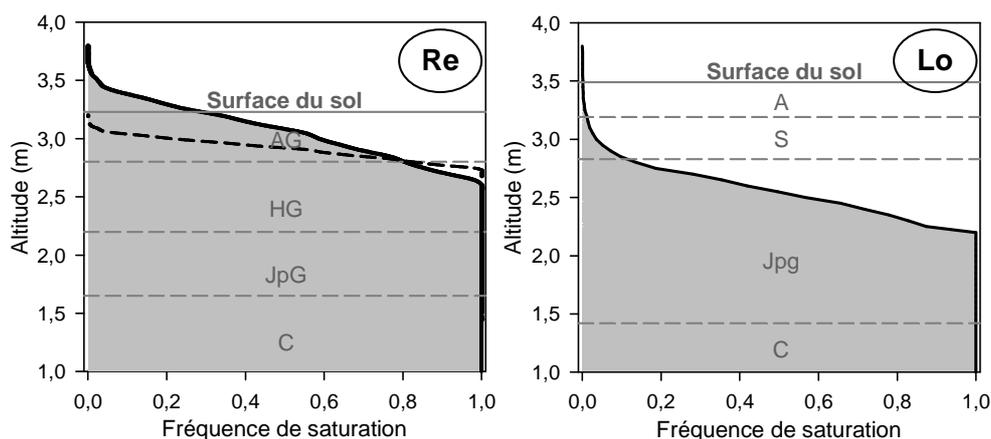
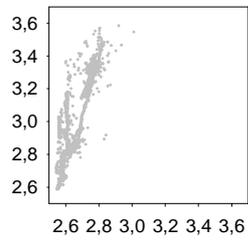


Figure 3-8: Fréquence de saturation des horizons de la zone humide à 3 mètres du cours d'eau sur le site de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) (Représentation en tirets pour l'estimation de la fréquence de saturation des horizons organo-minéraux sur le site de Le Reste).

Relation entre évolution temporelle de la charge hydraulique dans la zone humide, les versants et le cours d'eau.

Afin d'évaluer la connectivité hydrologique entre la zone humide et ses deux limites, la bordure de versant et le cours d'eau, nous comparons les valeurs de charges hydrauliques enregistrées par les capteurs de pression en bas de versant, dans la zone humide et dans le cours d'eau. Sur le site de Le Reste, les valeurs de charge hydraulique enregistrées en bas de versant et dans la zone humide (Fig. 3-9) sont corrélées significativement de façon linéaire et positive ($R=0.99$). La relation entre les valeurs de charge hydraulique dans la zone humide et dans le cours d'eau est également positive et significative, cependant, la dispersion des points est beaucoup plus forte ($R=0.77$). Nous réalisons ce même type d'analyse à partir des données mesurées hors crues sur l'ensemble des piézomètres du transect. La relation entre la dynamique dans la nappe de la zone humide et celle de la nappe en haut de versant ($R=0.97$ en rive gauche et $R=0.88$ en rive droite) montre une dispersion des points qui est également plus faible que la relation avec la dynamique de la charge dans le cours d'eau ($R=0.77$ en rive gauche et $R=0.64$ en rive droite) et ceci malgré une distance de 3 m au cours d'eau et de 102 m et 190 m au haut de versant. Sur le site de Locorion, les valeurs de charge hydraulique mesurées dans la zone humide sont, à l'inverse du site de Le Reste, mieux corrélée à celle du cours d'eau ($R>0.99$) qu'à celle du bas de versant ($R=0.82$).



3.4.2.2 Gradients hydrauliques entre la zone humide, le cours d'eau et les versants

Gradients hydrauliques au sein des versants et de la zone humide

Sur le site de Le Reste et en période de forte charge, nous observons, à partir des profils de charge hydraulique (fig.3-11), une convergence des écoulements des altérites des versants vers les alluvions de la zone humide. Le gradient hydraulique maximal entre la nappe des altérites du haut de versant et les alluvions de la zone humide est faible avec un maximum de $0,013 \text{ m.m}^{-1}$ et $0,007 \text{ m.m}^{-1}$ pour les rives gauches et droites. En période de charge modérée et faible, nous observons un dôme piézométrique au niveau de la zone humide qui se traduit par une inversion des écoulements (gradients hydrauliques négatifs) à partir du bas de versant et vers le versant (valeur négative maximale de $-0,003 \text{ m.m}^{-1}$) et du milieu de la zone humide (P8) en rive droite vers le versant (valeur négative maximale de $-0,002 \text{ m.m}^{-1}$). Sur le site de Locorion, les écoulements convergent en permanence des altérites des versants vers les alluvions de la zone humide avec un gradient hydraulique important et compris entre $0,129 \text{ m.m}^{-1}$ en période de forte charge et $0,073 \text{ m.m}^{-1}$ en période d'étiage.

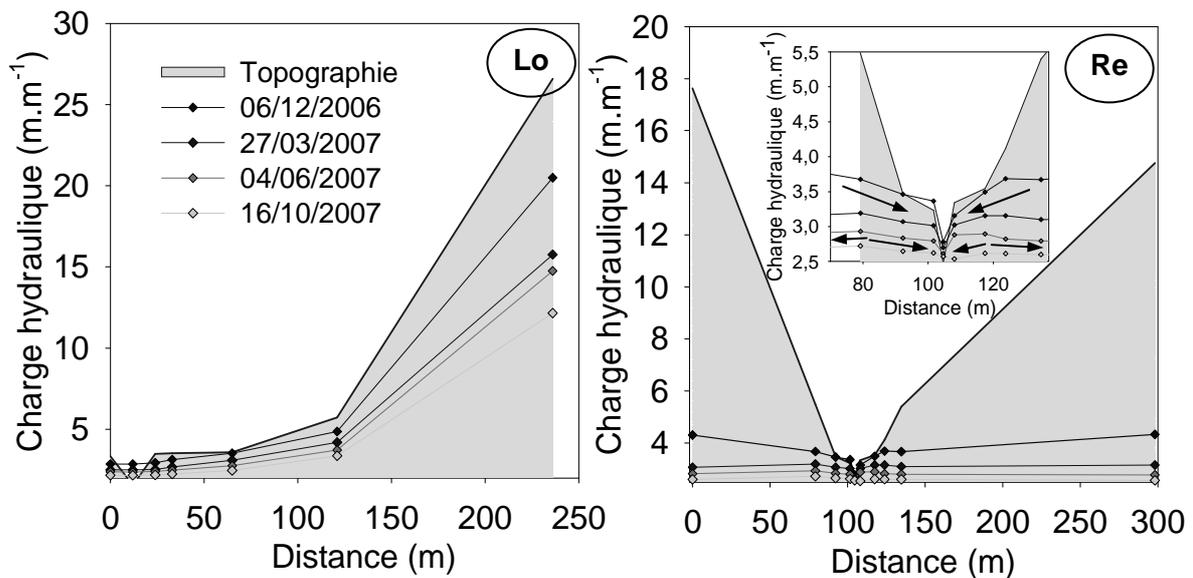


Figure 3-11: Évolution de la charge hydraulique hors crues le long du transect latéral de Le Reste (Re) et Locorion (Lo). Pour le site de Le Reste, les flèches dans l'encart indiquent le sens de circulation latérale de l'eau en période de forte charge et en période d'étiage dans la zone humide.

Sur le site de Le Reste (fig. 3-12), le gradient hydraulique calculé entre les altérites situées sous les alluvions de la zone humide et la surface de ces alluvions est important (avec une valeur maximale de $0,420 \text{ m.m}^{-1}$). Pour deux dates correspondant à la fin de la période de vidange au printemps 2007, nous observons une inversion des écoulements (avec respectivement pour la rive gauche et droite : $-0,025 \text{ m.m}^{-1}$ et $-0,038 \text{ m.m}^{-1}$). Sur le site de Locorion, ce gradient vertical n'est pas significativement différent de zéro et ne pouvons pas conclure sur le sens vertical des écoulements.

Le gradient hydraulique longitudinal, i.e. parallèle au cours d'eau et calculé entre le transect T' et T, est toujours positif sur le site de Le Reste et indique un sens d'écoulement similaire à celui du cours d'eau ($0,002$ à $0,004 \pm 0,001 \text{ m.m}^{-1}$). Sur le site de Locorion, le gradient calculé entre le transect T' et T'' étant inférieur à la précision de la mesure, nous ne pouvons pas déterminer le sens longitudinal d'écoulement des eaux. D'après ces observations, sur le site de Le Reste, les alluvions de la zone humide sont alimentées principalement par des flux verticaux provenant des altérites sous-jacentes. Sur Locorion, les alluvions sont alimentées par des flux latéraux provenant des altérites du versant.

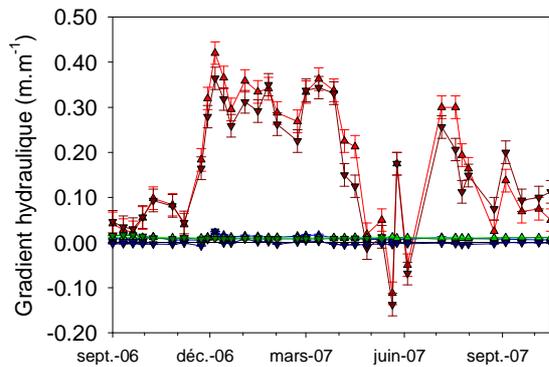


Figure 3-12: Évolution temporelle des gradients hydrauliques latéraux, longitudinaux et verticaux dans les zones humides de Le Reste (Re) et Locorion (Lo). Les barres représentent l'erreur maximale liée à la précision de la mesure de la charge hydraulique.

Figure 3-13: Profil du champ de potentiel de charge hydraulique (H) à proximité du cours d'eau en période d'étiage (16/10/07) et de forte charge (06/12/06) pour les sites de Locorion et Le Reste. Les flèches indiquent la direction et l'intensité des gradients hydrauliques (GdH).

Gradients hydrauliques entre la zone humide et le cours d'eau

Nous observons, pour les deux sites, une augmentation du gradient hydraulique entre la zone humide et le cours d'eau en période de forte charge (fig. 3-13 et 3-14). Ce gradient positif, indique un écoulement permanent de la zone humide vers le cours d'eau (excepté pour les alluvions organo-minérales en rive droite du site de Le Reste pour lequel nous observons une inversion des gradients en période d'étiage en juin 2007 et à partir de septembre 2007). Ces gradients sont, en moyenne, supérieurs sur le site de Le Reste. Sur ce site, les gradients les plus forts sont observés entre les alluvions minérales situés sous le cours d'eau et indique un potentiel d'écoulement principalement vertical. Ce gradient vertical est compris entre 0,147 et 1,874 m.m⁻¹. Les gradients latéraux, entre les alluvions organo-minérales et le cours d'eau, sont compris entre -0,050 et 0,461 m.m⁻¹. Sur le site de Locorion, ces gradients latéraux plus faibles sont compris entre 0,008 et 0,031 m.m⁻¹.

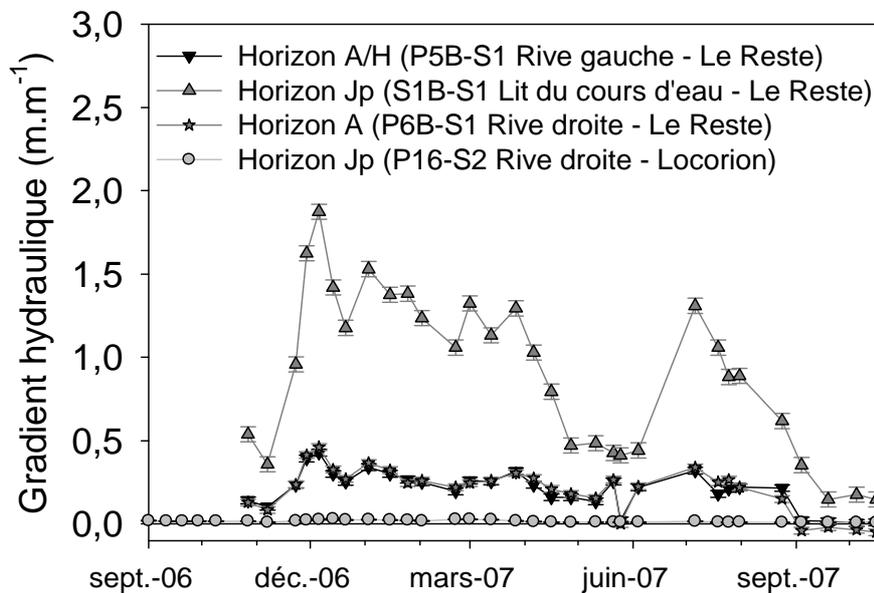


Figure 3-14: Évolution temporelle des gradients hydrauliques entre les alluvions de la zone humide et le cours d'eau sur le site de Le Reste et Locorion.

Estimation des flux entre la zone humide et le cours d'eau

Afin d'estimer les flux entre la zone humide et le cours d'eau, nous appliquons la loi de Darcy en utilisant les valeurs moyennes de conductivité hydraulique calculées pour ces horizons. Le flux d'eau s'écoulant entre la zone humide et le cours d'eau est relativement proche pour ces deux sites avec des valeurs comprises entre 4,7 et 70,5 L.J⁻¹ par mètre linéaire de cours d'eau sur le site de Le Reste et entre 9,9 et 69,5 L.J⁻¹.m⁻¹ sur le site de Locorion (fig. 3-15). Sur le site de Le Reste, la contribution de la nappe circulant dans les alluvions minérales est très largement supérieure à celle circulant dans les horizons organo-minéraux. La proportion des flux drainés par les horizons organo-

minéraux représente entre 0% et 22,5% du flux total entre la zone humide et le cours d'eau avec un maximum en période d'étiage.

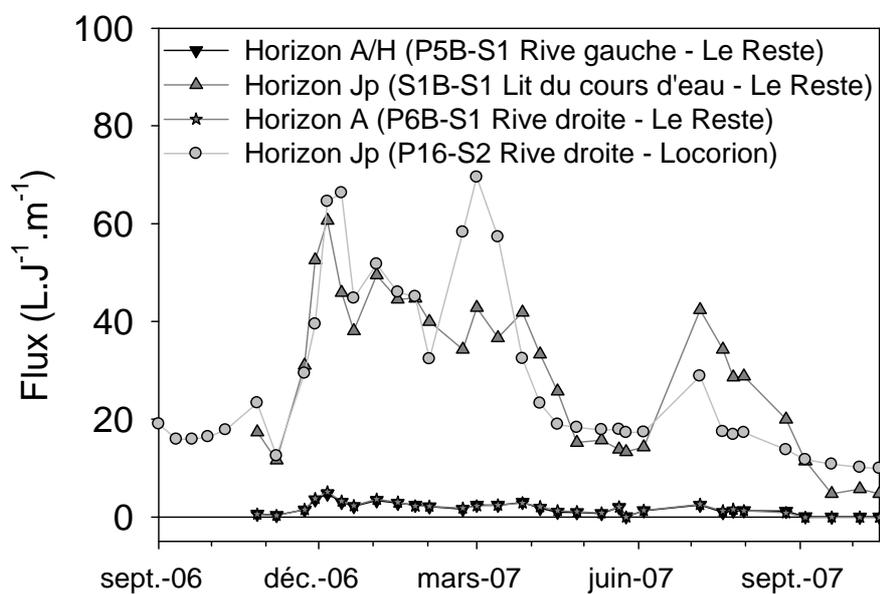


Figure 3-15: Évolution temporelle des flux entre les alluvions de la zone humide et le cours d'eau sur le site de Le Reste et Locorion.

3.4.3 Comparaison du fonctionnement hydrochimique des zones humides

Dans cette troisième partie de l'étude, nous étudions les caractéristiques chimiques de l'eau de nappe dans la zone humide. Après une description des gradients hydrochimiques dans la nappe aux dates de prélèvements correspondant à trois périodes hydrologiques différentes, nous utilisons le rôle d'indicateur des teneurs en chlorure et en carbone organique dissous pour mettre en évidence le rôle tampon de ces zones humides sur les teneurs en nitrate. Les flux de nitrate entre la zone humide et le cours d'eau sont estimés pour ces trois périodes hydrologiques à partir de l'estimation des flux hydriques réalisée précédemment.

3.4.3.1 Conditions hydrologique lors des prélèvements

La première campagne de prélèvement dans les piézomètres a été réalisée le **15/03/2007**. La pluviométrie moyenne est nulle pour les cinq jours précédents les prélèvements et de $4.3 \text{ mm}\cdot\text{J}^{-1}$ pour le mois précédent le prélèvement. L'évapotranspiration potentielle est de $1.7 \text{ mm}\cdot\text{J}^{-1}$ pour les cinq jours précédents les prélèvements et $1.1 \text{ mm}\cdot\text{J}^{-1}$ pour le mois précédent. Ces prélèvements sont donc réalisés après une période de recharge importante et en début de vidange de la nappe (les dernières pluies efficaces datent du 8/03/2007). A cette date, la charge hydraulique est importante et les flux convergent du haut de versant au cours d'eau sur les deux sites (fig. 3-16). Dans la zone humide, les gradients hydrauliques sont principalement verticaux sur le site de Le Reste et latéraux sur le site de Locorion. Les horizons organo-minéraux sont saturés dès la surface sur le site de Le Reste. Sur le site de Locorion, les horizons organo-minéraux ne sont pas saturés mais ont été entièrement saturés lors du pic de charge précédent cette période de vidange.

La seconde campagne de prélèvement a été réalisée le **24/04/2007**. La pluviométrie est nulle pour les cinq jours précédents les prélèvements et de $1.1 \text{ mm}\cdot\text{J}^{-1}$ pour le mois précédent les prélèvements. L'évapotranspiration potentielle est de $3.6 \text{ mm}\cdot\text{J}^{-1}$ pour les cinq jours précédents et $2.5 \text{ mm}\cdot\text{J}^{-1}$ pour le mois précédent. Ces prélèvements sont donc réalisés suite à une période de vidange importante. A cette date, la charge hydraulique est plus faible et nous observons une circulation plus complexe de la nappe sur le site de Le Reste avec un dôme piézométrique au niveau de la zone humide. Les gradients hydrauliques sont très faibles et ne sont pas significativement différents les uns des autres. Nous ne pouvons donc pas déterminer la géométrie des écoulements à cette date. Sur le site de Locorion, les écoulements sont principalement latéraux entre les altérites et les alluvions de la zone humide.

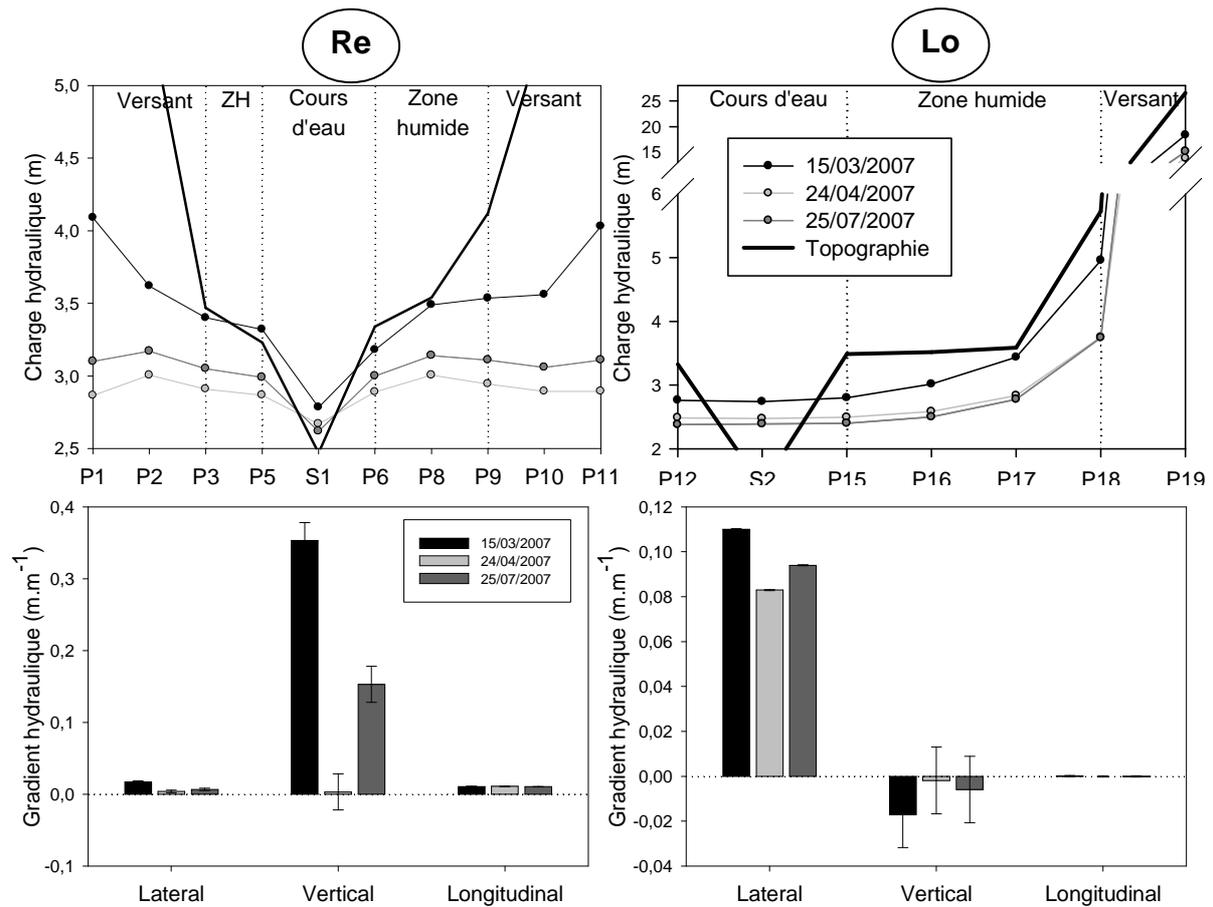


Figure 3-16: Profil de charge hydraulique et gradients hydrauliques verticaux, latéraux et longitudinaux dans la zone humide de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) aux trois dates de prélèvements.

Une troisième campagne de prélèvement a été réalisée en période estivale, le **25/07/2007**. Du fait d'un été très pluvieux (pluviométrie moyenne dans le mois précédent les prélèvements de 3.2 mm.J⁻¹ pour évapotranspiration potentielle moyenne de 2.9 mm.J⁻¹), il n'a pas été possible de prélever dans des conditions d'absence de pluviométrie dans les cinq jours précédents les prélèvements. La pluviométrie moyenne pour ces cinq jours a été de 4.0 mm.J⁻¹ pour une évapotranspiration potentielle de 3.3 mm.J⁻¹. Sur le site de Le Reste, la charge hydraulique est supérieure à celle mesurée lors des prélèvements du mois d'avril avec une configuration des écoulements similaires dans les versants et des gradients hydrauliques dans la zone humide principalement verticaux. Sur le site de Locorion, la charge hydraulique est inférieure à celle mesurée lors du précédent prélèvement excepté dans la nappe de haut de versant avec une configuration des écoulements similaires. La dimension latérale des écoulements restent la plus importante dans la zone humide.

3.4.3.2 Gradients de concentrations au sein du système versant, zone humide et cours d'eau

Chlorure

Sur le site de Le Reste, les teneurs en chlorure les plus élevées sont mesurées dans la nappe de haut de versant avec en moyenne de 38,4 mg.L⁻¹ (fig. 3-17). Ces teneurs diminuent en moyenne à 14,8 mg.L⁻¹ en bas de versant. La nappe des altérites de la zone humide présente des teneurs intermédiaires, moyenne de 21,4 mg.L⁻¹, et relativement stable le long du transect latéral. Ces teneurs diminuent en surface (cf. fig. 3-17). La teneur moyenne est de 20,2 mg.L⁻¹ dans les alluvions minérales et de 15,5 mg.L⁻¹ dans les alluvions organo-minérales. Dans les alluvions minérales, ces teneurs sont plus importantes sous le cours d'eau que dans les deux rives avec en moyenne 21,2 mg.L⁻¹ sous le cours d'eau et 19,5 mg.L⁻¹ dans les rives. Avec la diminution de la charge hydraulique, nous observons une diminution des teneurs en chlorure dans la nappe de haut de versant et dans les altérites de la zone humide et une augmentation dans la nappe de bas de versant et dans les alluvions de la zone humide excepté sous le cours d'eau où les concentrations restent relativement stables.

Sur le site de Locorion, les teneurs en chlorure mesurées dans la nappe de versant sont en moyenne de 18,6 mg.L⁻¹ en haut de versant et de 20,3 mg.L⁻¹ en bas de versant. Ces teneurs diminuent dans les alluvions minérales de la zone humide jusqu'à 14,4 mg.L⁻¹ à 3 mètres du cours d'eau. A 1 mètre du cours d'eau, nous observons une remontée des concentrations en chlorure à environ 18,2 mg.L⁻¹. Nous n'observons pas de stratification verticale des teneurs en chlorure dans ces alluvions (fig. 3-17). Avec la diminution de la charge hydraulique, nous observons une diminution des teneurs en chlorure dans les altérites et les alluvions excepté à 1 mètre du cours d'eau où les concentrations sont stables.

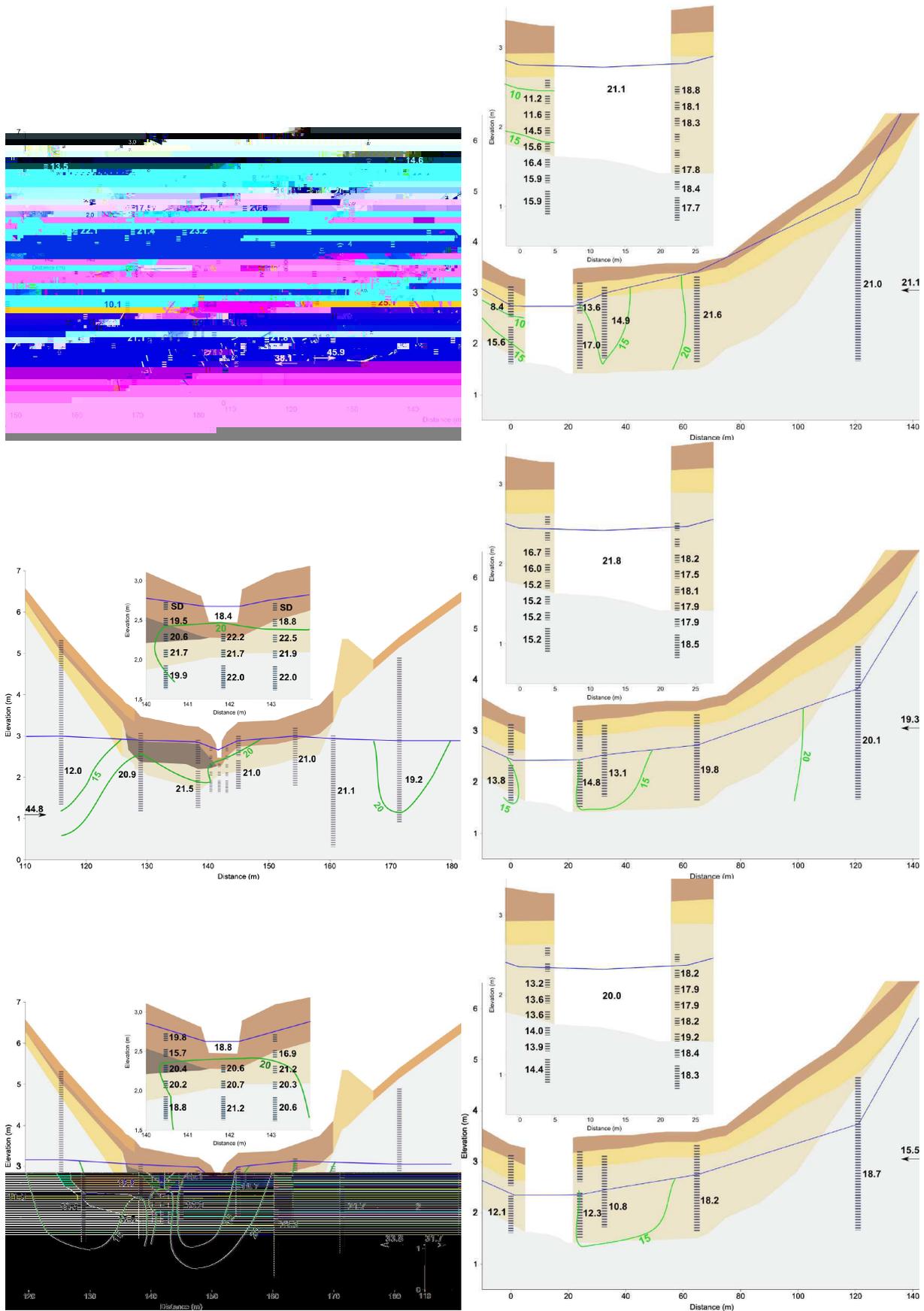


Figure 3-17: Distribution des teneurs en chlorure dans les transects de versant de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) en période de forte charge (Mars 2007), en période de vidange (Avril 2007) et en période estivale (Juillet 2007).

Carbone organique dissous

Les teneurs en carbone organique dissous sont comprises entre 0.7 et 24.9 mg.L⁻¹ sur le site de Le Reste et entre 0.7 et 7.1 mg.L⁻¹ sur le site de Locorion (fig. 3-18). La moyenne des teneurs dans les altérites des versants est de 1.4 mg.L⁻¹ sur le site de Le Reste et de 1.1 mg.L⁻¹ sur le site de Locorion. Ces teneurs sont plus élevées dans les altérites de la zone humide avec, en moyenne et respectivement, 2.1 mg.L⁻¹ et 2.3 mg.L⁻¹. Les teneurs les plus importantes sont mesurées en surface pour les deux sites. Sur le site de Le Reste, les teneurs augmentent en moyenne de 2,9 mg.L⁻¹ dans les alluvions minérales à 8,5 mg.L⁻¹ dans les alluvions organo-minérales avec un maximum de 17,4 mg.L⁻¹ dans l'horizon histique. Sur le site de Locorion, la teneur dans les alluvions minérales est en moyenne de 3,6 mg.L⁻¹.

Sur le site de Locorion, nous observons une diminution des teneurs en COD dans les alluvions de la zone humide avec la diminution de la charge hydraulique et l'apparition d'un gradient vertical de concentration. Sur le site de Le Reste, les teneurs en COD sont relativement stables dans les alluvions et augmentent en période de faible charge dans les altérites de la zone humide.

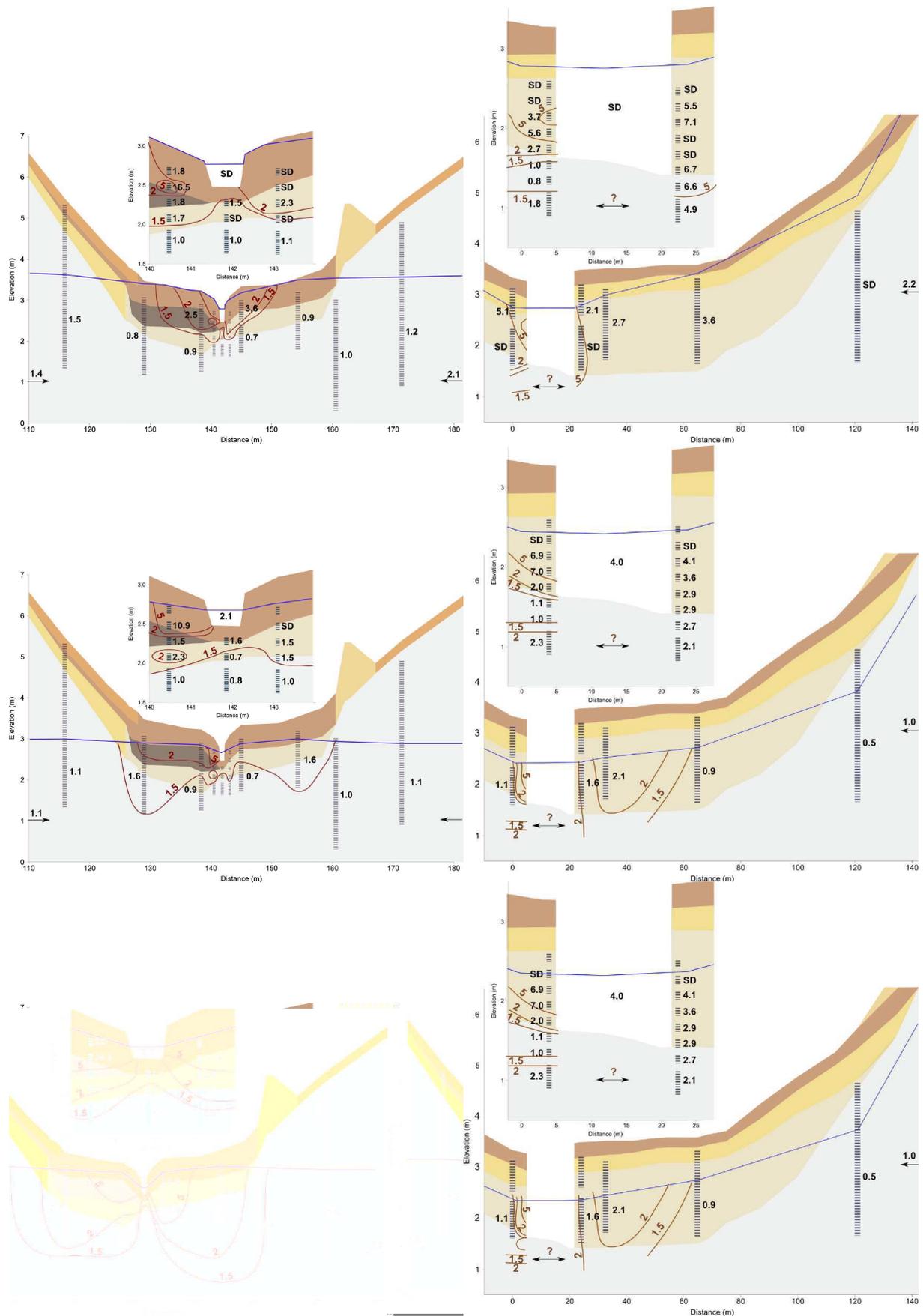


Figure 3-18: Distribution des concentrations en carbone organique dissous dans les transects de versant de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) en période de forte charge (Mars 2007), en période de vidange (Avril 2007) et en période estivale (Juillet 2007). Nitrate

Nitrate

Sur le site de *Le Reste*, les teneurs en nitrate sont maximales dans les altérites du haut de versant avec en moyenne $21,6 \text{ mgN.L}^{-1}$ (fig. 3-19). Elles diminuent à environ $3,6 \text{ mgN.L}^{-1}$ dans les altérites du bas de versant. Les teneurs dans les altérites de la zone humide diffèrent fortement entre les deux rives de la zone humide. En rive gauche et sous le cours d'eau, ces teneurs sont stables le long du transect avec une moyenne de $9,4 \text{ mgN.L}^{-1}$. En rive droite, elles sont en moyenne de $3,0 \text{ mgN.L}^{-1}$. Dans les alluvions minérales et organo-minérales, les teneurs restent proches du seuil de détection excepté sous le cours d'eau où les teneurs sont proches de celles des altérites de la zone humide en rive gauche avec $9,0 \text{ mg.L}^{-1}$.

Les variations temporelles des concentrations en nitrate entre les trois dates de prélèvement et dans la zone humide suivent la même dynamique que celles du chlorure excepté sous le cours d'eau où nous observons une augmentation des concentrations pendant la période de l'étude.

Sur la rive droite du site de *Locorion*, les teneurs en nitrate les plus fortes sont observées dans les altérites du haut de versant avec $8,0 \text{ mgN.L}^{-1}$ et diminuent dans le bas de versant à $2,0 \text{ mgN.L}^{-1}$. Dans la zone humide, les teneurs diminuent en moyenne de $4,9 \text{ mgN.L}^{-1}$ dans le centre de la zone humide à $0,3 \text{ mgN.L}^{-1}$ à 3 mètres du cours d'eau. Cependant, ces teneurs augmentent à $2,0 \text{ mgN.L}^{-1}$ à 1 mètre du cours d'eau. Ces teneurs augmentent avec la profondeur dans la zone humide, excepté lors de la période de forte charge. A cette période, les teneurs sont inférieures au seuil de détection sur toute la profondeur des alluvions. Avec la diminution de la charge hydraulique, nous observons une diminution des teneurs en nitrate dans les hauts de versant et une augmentation dans la zone humide excepté dans le centre de la zone humide où les concentrations sont stables.

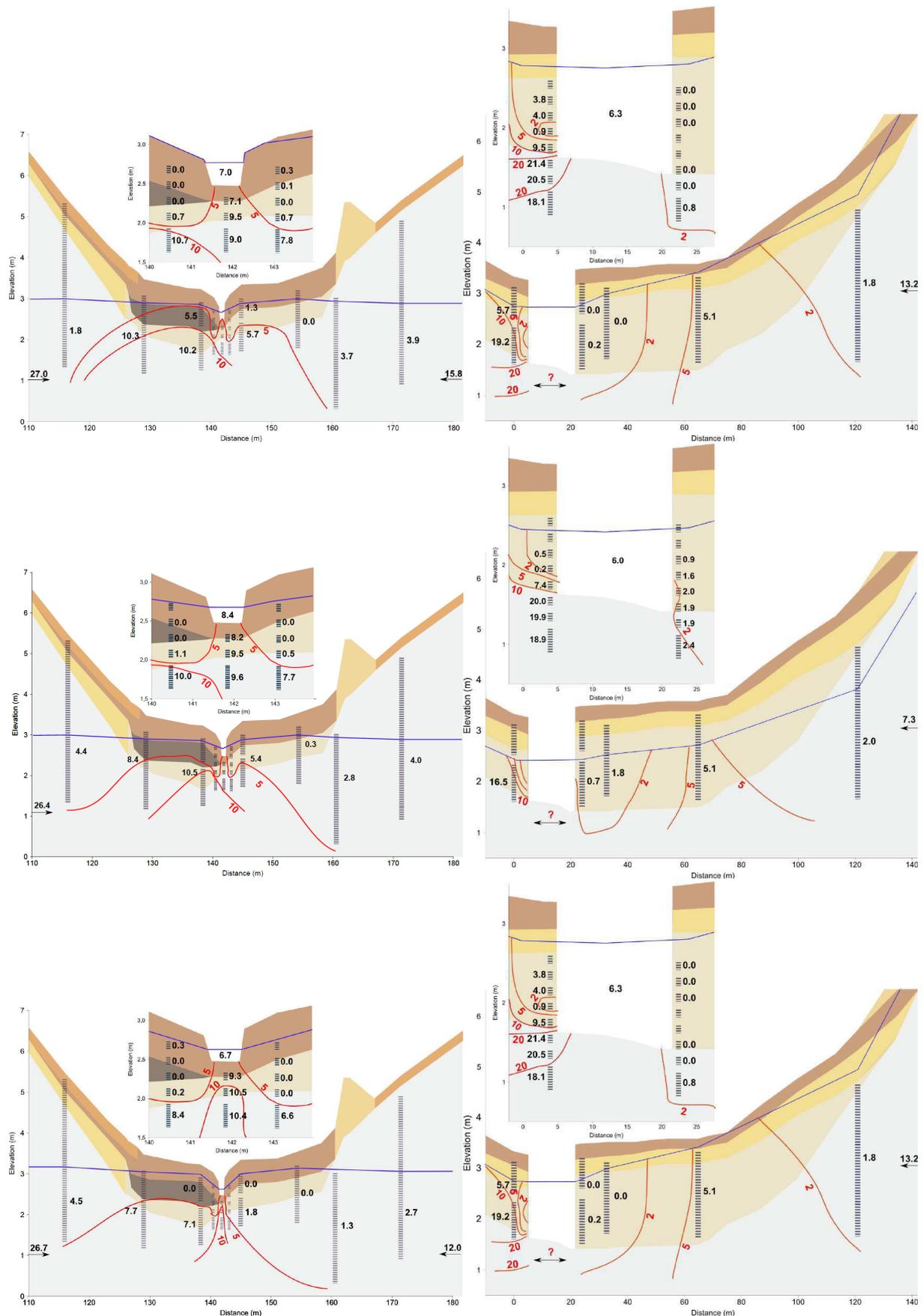


Figure 3-19: Distribution des concentrations en nitrate dans les transects de versant de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) en période de forte charge (Mars 2007), en période de vidange (Avril 2007) et en période estivale (Juillet 2007). Relation entre gradients de concentrations

Relation entre teneur en sodium et teneur en chlorure

Le graphique $Na=f(Cl)$ nous permet de relier les caractéristiques chimiques des différents compartiments hydrologique des transects étudiés. Les pluies sont caractérisées à partir des prélèvements effectués dans un pluviomètre accumulateur sur chacun des sites et tous les dix jours d'Octobre 2006 à Octobre 2007. Les pluies présentent les teneurs les plus faibles avec en moyenne 5.3 et 3.1 $mg.L^{-1}$ pour Na et Cl (fig. 3-20). L'ensemble des compartiments hydrologiques identifiés est situé le long de la droite d'évapotranspiration définie à partir du pôle pluie. Dans l'analyse qui suit nous négligerons les apports anthropiques de chlorure par l'agriculture et par la dégradation de la roche mère. Des bilans réalisés par ailleurs montrent que les apports d'origine agricole restent faibles par rapport à ces apports atmosphériques dans des bassins versant proches de l'océan et exposé à des apports marins importants (Bertru, 1977 ; Reynolds et al., 1997 ; Neal et Kirchner, 2000). Les apports de chlorure par la dégradation du granite sont faibles et souvent négligeables (Lockwood et al., 1995). Pour le site de Le Reste, les teneurs de la nappe de bas de versant, des horizons organo-minéraux de la zone humide et du cours d'eau sont plus proches des teneurs de la pluie que de celle de la nappe de haut de versant. Le taux d'évapotranspiration de ces différents compartiments hydrologiques est compris entre 60 et 63% en bas de versant, entre 68 et 74% dans les horizons organo-minéraux de la zone humide et environ 71% dans le cours d'eau. Les teneurs dans la nappe des altérites et des alluvions minérales est plus proche de celle de la nappe de haut de versant. Le taux d'évapotranspiration est compris entre 75 et 79% dans les altérites et les alluvions de la zone humide. Ce taux est maximal dans les haut de versant et atteint 84 à 86%. Sur le site de Locorion, ce taux d'évapotranspiration est compris entre 68 et 75% dans la nappe de versant et entre 67 et 70% dans les altérites et les alluvions de la zone humide.

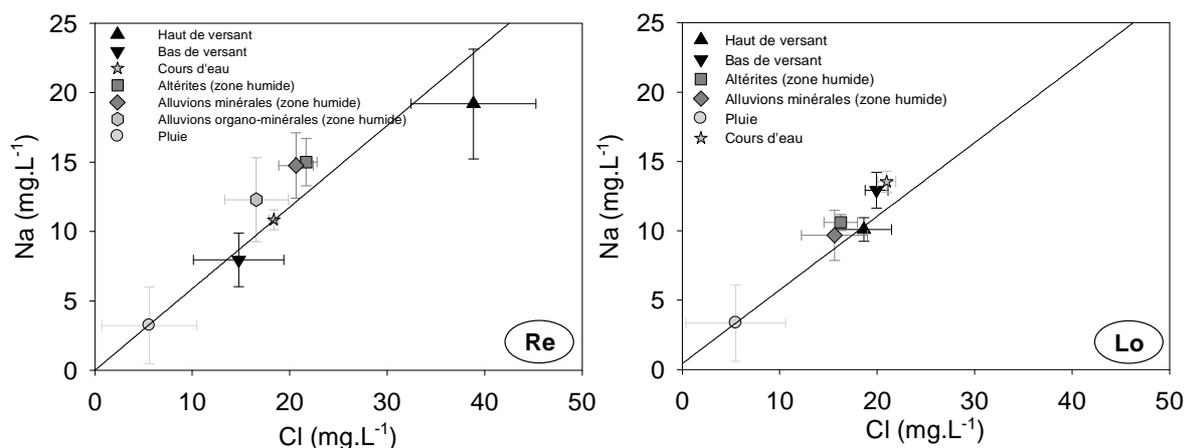


Figure 3-20: Moyenne et écart type des teneurs en chlorure et sodium dans les différents compartiments hydrologiques de Le Reste (Re) et Locorion (Lo).

Sur le site de Le Reste, la dilution de l'eau provenant des versants par les précipitations apparaît être limitée en profondeur par rapport à celle observée en bas de versant. Le gradient

vertical de concentration de teneurs en chlorure observée peut s'expliquer par une dilution en surface de la nappe par les précipitations qui est limité en profondeur par une conductivité hydraulique faible des alluvions et par la direction ascendante des flux d'eau dans la zone humide. Les teneurs en chlorure plus fortes observées dans les altérites de la zone humide que dans les altérites du bas de versant montre soit une évapotranspiration importante lors du transfert entre ces deux compartiments, soit une contribution importante de flux plus concentrés provenant du haut de versant.

La diminution des teneurs en chlorure en période estivale est contradictoire avec les observations réalisées par ailleurs. L'évapotranspiration plus importante en période d'étiage engendre en général une concentration des teneurs en chlorures. Cependant, l'année 2007 a été particulièrement pluvieuse avec une recharge de la nappe en période estivale et un cumul annuel de précipitation plus important qu'en moyenne interannuelle. La diminution des teneurs en chlorure observée peut donc être due à cette période climatique particulière.

Dans la zone humide de Locorion, la dilution par les précipitations est plus importante et se traduit par une diminution des teneurs en chlorure de l'entrée de la zone humide jusqu'à 1 m du cours d'eau. Cette dilution et l'homogénéité des concentrations en chlorure sur toute l'épaisseur de la nappe peuvent être expliquées par la nature pédologique de la zone humide. Les fortes conductivités hydrauliques mesurées dans les alluvions et les altérites n'apparaissent pas être un facteur limitant du transfert de l'eau dans cette zone humide et permet ainsi une infiltration plus rapide de l'eau de pluie. Cette infiltration est également facilitée par une absence de saturation en eau dès la surface de la zone humide.

Les plus fortes teneurs en chlorure observée à 1 mètre du cours d'eau peuvent être expliquées par une contribution en chlorure de l'eau du cours d'eau qui présente des concentrations supérieures à l'ensemble des compartiments étudiés, ou par une évapotranspiration importante du fait de la présence d'une haie boisée en bordure du cours d'eau.

Relation nitrate et chlorure

En utilisant l'hypothèse d'un apport de chlorure exclusivement atmosphérique, nous pouvons évaluer si les changements de teneurs en nitrate observés au sein de ces transects sont dus à un processus de dilution/concentration ou à un abattement des teneurs en nitrate. Nous considérons que les sources potentielles de nitrate dans la zone humide sont la nappe de versant, le cours d'eau, les altérites sous-jacents et la pluie en négligeant les apports internes à la zone humide. Sur le graphique 3-21, nous observons que les pôles représentant les alluvions minérales et organo-minérales sont en dehors du domaine de mélange entre ces compartiments. Ces pôles présentent des concentrations en nitrate inférieures au domaine de mélange et semble mettre en évidence des processus d'abattement des teneurs en nitrate au sein de la zone humide, abattement qui apparaît plus important qualitativement dans la zone humide de Le Reste que dans la zone humide de Locorion.

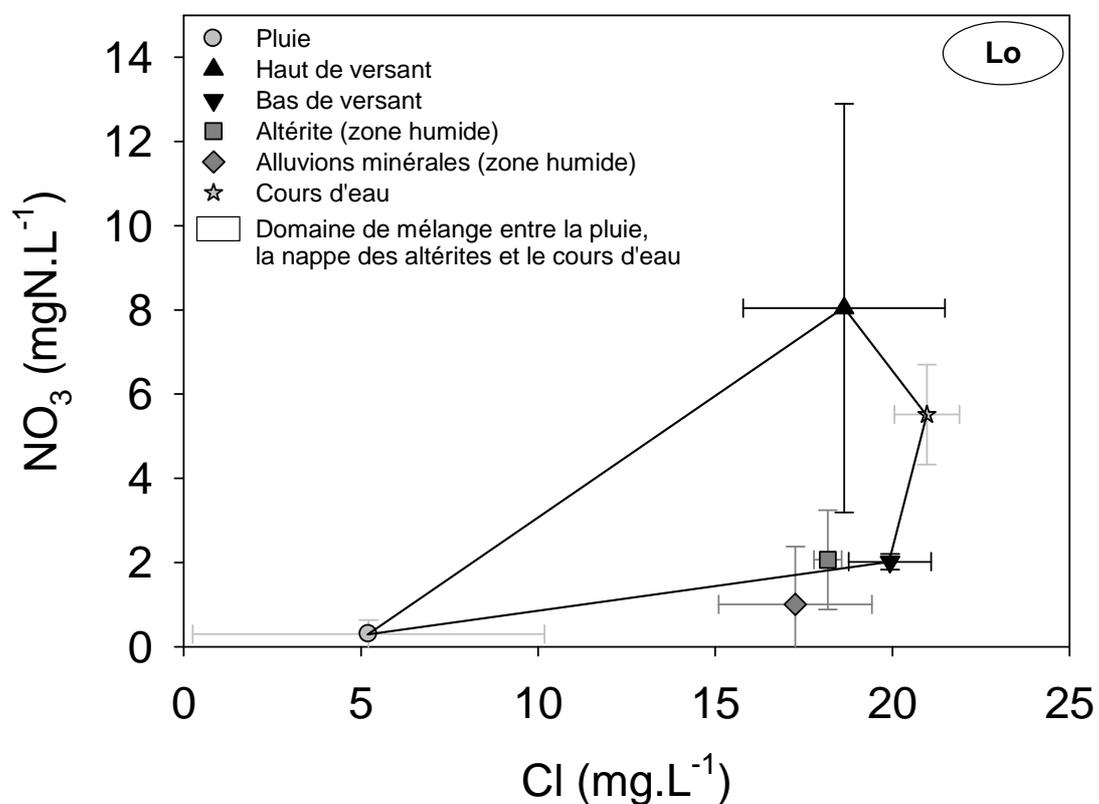
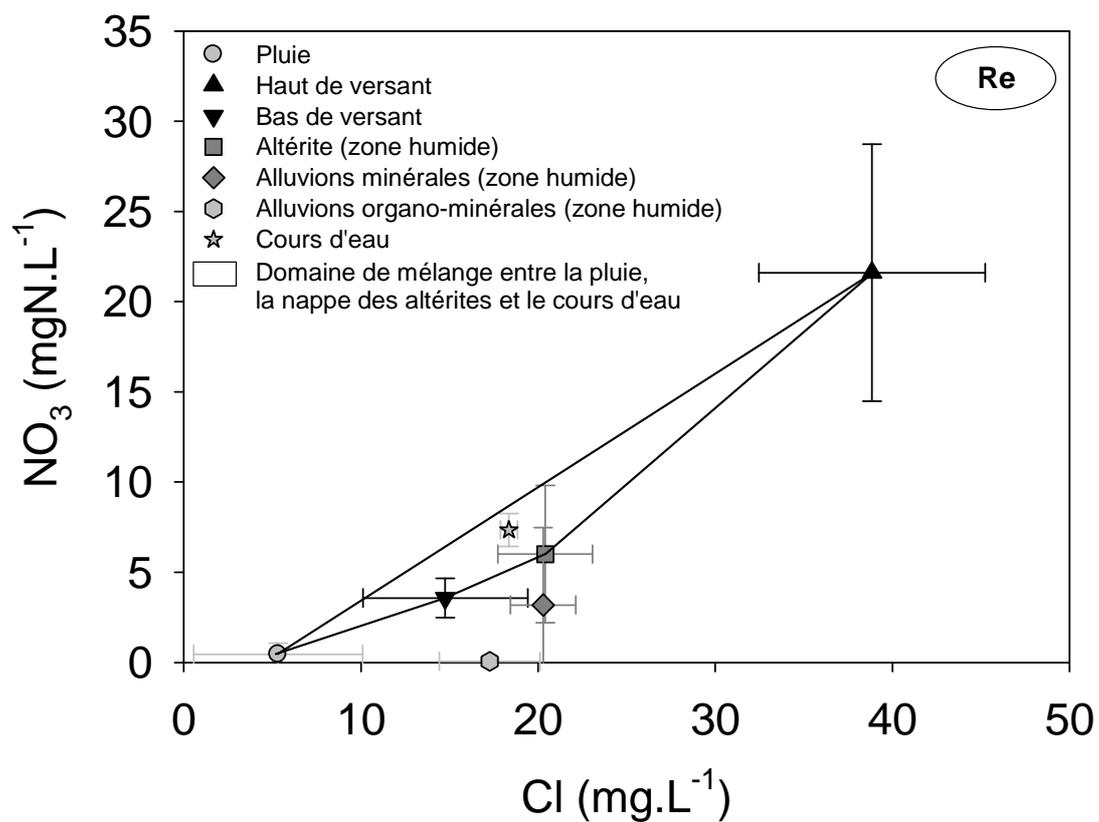


Figure 3-21: Relation entre concentration en nitrate et chlorure pour les différents compartiments hydrologiques des transects étudiés sur le site de Le Reste (Re) et Locorion (Lo).

Relation entre COD et NO₃/Cl

Figure 3-22, en retirant les dates et points de prélèvements pour lesquels la teneur en nitrate est inférieure à la limite de détection, nous observons une relation linéaire négative entre le rapport concentrations de nitrate sur concentration en chlorure et la concentration en carbone organique dissous (avec respectivement pour le site de Le Reste et Locorion, $R=-0.73$ et $R=-0.90$). La pente de cette relation est plus importante pour le site de Le Reste ($a=-0,332\pm 0.005$). D'après cette relation, nous avons une absence de nitrate pour une concentration en carbone organique dissous supérieure à 2.6 mg.L⁻¹. Sur le site de Locorion, la pente est plus faible ($a=-0.024\pm 0.004$) et le seuil de teneur en carbone organique dissous pour lequel nous calculons une teneur en nitrate inférieure à la limite de détection est d'environ 8.1 mg.L⁻¹. La teneur en carbone organique dissous n'atteint cette valeur seuil qu'en période hivernale alors que sur Le Reste cette valeur seuil est atteinte dans les horizons organiques pendant toute la période de l'étude. Les teneurs en carbone organiques dissous apparaissent donc être un facteur important dans la régulation des teneurs en nitrate.

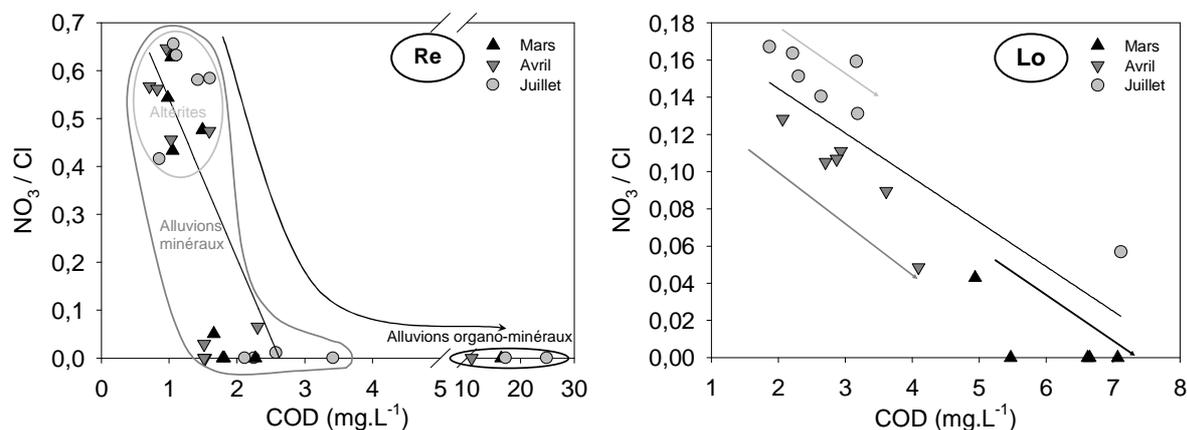


Figure 3-22: Relation entre rapport nitrate sur chlorure et les teneurs en carbone organique dissous dans la zone humide de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) au mois de mars, avril et juillet 2007. Les flèches indiquent l'évolution des teneurs en solutés des horizons profonds aux horizons de surface.

Ce ratio plus élevé en juillet qu'au mois de mars et avril et cette relation avec le COD, montre que les teneurs en COD sont limitantes sur l'ensemble de la profondeur de la zone humide excepté au mois de mars. Sur le site de Le Reste, la teneur en COD apparaît limitante quelque soit la saison dans les altérites et la partie inférieure des alluvions minérales et n'est jamais limitante pour les horizons organo-minéraux.

3.4.3.3 Estimation des flux de nitrate entre la zone humide et le cours d'eau

Les flux de nitrate entre la zone humide et le cours d'eau sont évalués à partir de l'estimation des flux d'eau réalisés précédemment. Les teneurs en nitrate utilisées pour ce calcul correspondent à la moyenne sur toute l'épaisseur saturée des alluvions minérales sur Locorion. Sur Le Reste, nous utilisons la teneur moyenne en nitrate dans les horizons organo-minérales pour les flux latéraux et la teneur mesurée dans les alluvions minérales du lit du cours d'eau pour les flux verticaux. Sur le site de Le Reste, le flux de nitrate est estimé à $348,1 \text{ mgN}\cdot\text{J}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ en période de forte charge et à $144,7 \text{ mgN}\cdot\text{J}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ en période de faible charge. Du fait d'une faible variation temporelle des teneurs en nitrate dans la zone humide de Le Reste, la variation temporelle des flux est contrôlée par le gradient de charge entre la zone humide et le cours d'eau et la teneur en nitrate de ces flux varie peu (entre $8,4$ et $9,6 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$). Ces teneurs sont proches de celles observées dans les altérites en limite de versant et indiquent un faible rôle tampon de cette zone humide sur les flux de nitrate provenant du versant. Ce faible rôle tampon s'explique par la très faible conductivité hydraulique des horizons organo-minéraux d'où une faible contribution du compartiment dénitrifié à l'écoulement et par un transport conservatif du nitrate dans les altérites sous-jacents.

Sur le site de Locorion, les flux de nitrate entre la zone humide et le cours d'eau sont plus faibles que sur le site de Le Reste. Ces flux sont plus importants en période d'étiage qu'en période de forte charge avec $7,6 \text{ mgN}\cdot\text{J}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ en période de forte charge et $32,7 \text{ mgN}\cdot\text{J}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ en période de faible charge. Contrairement au site de Le Reste, l'évolution temporelle des teneurs en nitrate dans la zone humide est plus importante que celle des flux d'eau. La concentration en nitrate de ces flux est également plus importante en période de faible charge avec au maximum $2,5 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ pour $0,1 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ en période de forte charge. En période de faible charge ces concentrations sont supérieures à celles mesurées en limite du versant ($2 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$) et inférieures période de forte charge ($1,8 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$). Ceci semble indiquer un rôle tampon important de la zone humide en période de forte charge alors qu'en période de faible charge, la zone humide contribue à une augmentation des teneurs en nitrate. Cette augmentation en période de faible charge peut s'expliquer par une minéralisation des horizons organo-minéraux qui est favorisée par le caractère temporaire de la saturation des horizons organo-minéraux.

3.5 Discussion et conclusion

3.5.1 Influence de l'ordre sur les caractéristiques géomorphologiques et pédologiques des zones humides

Les deux sites étudiés présentent une zone humide de type alluviale limitée par deux versants très pentus de longueur comparable et sont drainées par un cours d'eau de pente faible. Elles se distinguent, en dehors de leur ordre, par leur extension latérale et par la nature et la texture de leur sol.

A l'amont, le site de Le Reste est caractérisé par une zone humide plus étroite et son sol, de type Fluviosol typique, présente une conductivité hydraulique faible par rapport aux altérites, une épaisseur des horizons organo-minéraux importante et une hydromorphie de type réductique. A l'aval, le site de Locorion se caractérise par une zone humide plus large par rapport à la taille du versant et son sol, de type fluviosol brunifié, présente une conductivité hydraulique importante, une épaisseur d'horizon organo-minéral réduite et une hydromorphie de type rédoxique.

Afin de discuter de la représentativité de ces deux sites par rapport à l'ordre considéré, nous disposons des caractéristiques des sols pour 20 zones humides de ce bassin versant issus du programme Sol de Bretagne (Agrocampus Ouest, www.sols-de-bretagne.fr). Pour tous les sites d'ordre 1 à 3, les sols sont réductiques (g). En ordre 4, nous observons trois sols réductiques (G) et deux sols redoxiques (g). Puis pour les ordres 5 et 6, nous nous n'observons que des sols redoxiques. Il semble donc que le caractère réductique ou redoxique observé pour le site de Le Reste en ordre 2 et Locorion en ordre 5 s'inscrive dans un gradient d'hydromorphie qui dépend du degré de développement du réseau hydrographique. Ces sites sont donc représentatifs de l'ordre considéré pour l'hydromorphie. Mourier et al. (2006) montrent une organisation similaire des caractéristiques pédologiques de la zone riveraine dans un autre bassin versant de Bretagne (La Vilaine, 10000km²). Notamment, il relève une augmentation de l'extension du fond de vallée, une diminution de l'intensité de l'hydromorphie et une augmentation de la profondeur d'apparition de l'hydromorphie avec l'augmentation de l'ordre des cours d'eau. Cependant, nous ne disposons pas d'autres références pour valider ce type de gradient en dehors du contexte des bassins versant sur socle breton.

3.5.2 Influence de l'ordre sur le fonctionnement hydrologique des zones humides

Nous observons une modification importante du comportement hydrologique entre ces deux zones humides qui peuvent s'expliquer par une géomorphologie, une nature des alluvions et un degré de développement du réseau hydrographique différents.

En ordre 2, la faible perméabilité des alluvions de la zone humide par rapport aux altérites des versants induit une modification de la géométrie des écoulements en favorisant une circulation en profondeur dans les altérites et une exfiltration dans le cours d'eau par des flux verticaux. Cette mise en court-circuit des horizons de surface expliquée par une organisation verticale des propriétés hydrauliques du sol et du sous-sol a également été observée dans d'autres contextes (Wigington et al., 2003 ; Devito et al., 2000 ; Gold et al., 2001 ; Lischeid et al., 2006 ; Puckett, 2004). Cette faible perméabilité diminue également la réactivité de la zone humide aux événements pluvieux en limitant la vitesse de variation de charge hydraulique et la fréquence de saturation et désaturation des alluvions. Elle favorise également le maintien d'une saturation à faible profondeur dans la zone humide.

En ordre 5, la forte perméabilité des alluvions de la zone humide, du même ordre que celle des altérites, favorise une circulation horizontale de la nappe du versant au cours d'eau. La réactivité de la zone humide aux événements pluvieux est importante et induit une amplitude et une vitesse de battements de nappe importante et augmente ainsi la fréquence de saturation et désaturation des alluvions. Les gradients hydrauliques entre la zone humide et le cours d'eau étant faibles, nous observons un transfert de la dynamique du cours d'eau dans la zone humide qui favorise ainsi l'alternance des phases de saturation et désaturation des alluvions. La largeur importante du domaine alluvial favorise le transfert de cette dynamique à l'intérieur de la zone humide. Vidon et Hill (2004a) et Burt et al. (2002) mettent en évidence cette influence du cours d'eau sur le fonctionnement hydrologique de la zone humide lorsque les gradients hydrauliques entre ces deux compartiments sont faibles. Les résultats de cette étude montrent que la perméabilité des alluvions contrôle également l'influence de la dynamique du cours d'eau en favorisant le maintien d'une charge élevée dans la zone humide par rapport à celle du cours d'eau.

3.5.3 Influence de l'ordre sur le fonctionnement hydrochimique de la zone humide

Entre ces deux sites, le changement de perméabilité des alluvions et la modification du fonctionnement hydrologique qu'il induit provoquent également une modification du rôle tampon de la zone humide sur les flux de nitrate.

A l'amont, la faible perméabilité des alluvions et la saturation permanente à faible profondeur favorisent le maintien de conditions réductrices qui se manifeste par une hydromorphie de type réductique dans la zone humide à faible profondeur. La zone potentiellement dénitrifiante représente la majeure partie de l'épaisseur et de l'extension du domaine alluvial et est présente sur l'ensemble de l'année hydrologique. Parallèlement, nous observons un abattement de l'ensemble des teneurs en nitrate dans ces horizons potentiellement dénitrifiants.

A l'aval, la forte perméabilité et l'alternance de phase de saturation et désaturation favorisent l'alternance des phases oxydantes et réductrices et se manifestent par une hydromorphie de type rédoxique apparaissant plus en profondeur. La zone potentiellement dénitrifiante n'est présente qu'en période de forte charge et est conditionnée par les flux de matière organique provenant des horizons de surface.

La zone humide amont apparaît donc être plus favorable à l'établissement d'une dénitrification hétérotrophe et ceci quelque soit la saison. De plus, la saturation à faible profondeur induit une saturation des horizons organo-minéraux et une disponibilité non limitante en carbone organique pour le déroulement de la dénitrification.

A l'aval, la saturation des horizons organo-minéraux est temporaire et limite l'abattement des teneurs en nitrate qui n'est observée qu'en période de forte charge. D'autres études ont mis en évidence à l'échelle locale, la possibilité d'une dénitrification dans des horizons minéraux grâce à un apport externe de matière organique par le cours d'eau (Sanchez-Perez et al., 2003 ; Baker et Vervier, 2004) ou par lessivage des horizons de surface (Devito et al., 2000).

L'ensemble de ces relations semblent traduire l'occurrence d'une dénitrification dont l'efficacité est limitée par la disponibilité en matière organique. Cependant, la relation observée entre teneur en nitrate et en carbone organique dissous peut traduire également une fixation du nitrate sous forme organique (Johnes et al., soumise).

L'abattement des teneurs en nitrate apparaît être plus efficace sur le site de Le Reste, cependant, la connectivité de la zone humide avec le versant et le cours d'eau conditionne son efficacité sur les flux de nitrate provenant des versants. A l'amont, la faible perméabilité des alluvions provoque deux effets antagonistes vis-à-vis du rôle tampon de la zone humide. D'une part, elle favorise le maintien d'une saturation des alluvions organo-minérales mais d'autre part, elle limite le transfert des flux provenant de ces versant et favorise ainsi la mise en court circuit de la zone humide. Sur ce site, nous calculons une concentration à l'exfiltration dans le court d'eau qui est très proche de celle mesurée dans les altérites à la limite du versant du fait d'une faible contribution à

l'écoulement des horizons où l'abattement des teneurs en nitrate est observé. A l'inverse, sur le site de Locorion, la forte perméabilité des alluvions induit un caractère temporaire de cet abattement mais, en favorisant le transfert des flux provenant des versants dans les alluvions, induit un abattement de la totalité de ces flux. Le paradoxe d'une faible perméabilité favorable à l'abattement des teneurs en nitrate mais diminuant son impact sur les flux en induisant une mise en court-circuit de la zone humide a par ailleurs été relevé par Burt (2005) pour le processus de dénitrification et montre la nécessité de connaître l'organisation verticale des propriétés hydrauliques de la zone riveraine pour évaluer son rôle tampon.

La saisonnalité du rôle tampon de ces deux zones humides est également différente (fig. 3-23). Sur le site de Le Reste, les flux de nitrate transférés vers le cours d'eau sont plus importants en période de forte charge malgré un flux dénitrifié plus important. Cette saisonnalité s'explique par l'accentuation du gradient vertical de charge hydraulique induisant une contribution plus importante de la nappe des altérites à l'écoulement dans le cours d'eau. A l'aval, l'augmentation des flux hydriques induit à l'inverse une diminution des flux de nitrate vers le cours d'eau du fait de l'établissement d'un abattement important permis par la saturation des horizons organo-minéraux de surface. Le même type de saisonnalité pour la dénitrification est observé par Baker et Vervier (2004) et est expliquée également par l'augmentation des flux de matière organiques en période de forte charge.