



HAL
open science

Action 11 : Evaluation du potentiel écologique dans une rivière urbaine fortement modifiée

Pascal Breil, M. Lafont, C. Jezequel, T. Fournier, F. Thollet, M. Lagouy, L. Schmitt, Bernard Moulin, G. Fantino

► **To cite this version:**

Pascal Breil, M. Lafont, C. Jezequel, T. Fournier, F. Thollet, et al.. Action 11 : Evaluation du potentiel écologique dans une rivière urbaine fortement modifiée. [Rapport de recherche] irstea. 2010, pp.126. hal-02594326

HAL Id: hal-02594326

<https://hal.inrae.fr/hal-02594326>

Submitted on 15 May 2020

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.

ZABR



Action 11 : Evaluation du potentiel écologique dans une rivière urbaine fortement modifiée.

Rapport final

Convention ZABR-Agence de l'eau Rhône- Méditerranéenne et Corse (Année 2008)

Auteurs :

CEMAGREF : Pascal Breil ; Michel Lafont ; Céline Jézequel ; Thierry Fournier ; Fabien Thollet ; Mickael Lagouy

Lyon 2 – EVS & BMGEO: Laurent Schmitt; Bertrand Moulin; Guillaume Fantino



Table des matières

<u>TABLE DES MATIERE</u>	2
Préambule.....	5
Introduction.....	6
Sur la définition du BPE.....	6
Contexte de l'étude.....	9
Méthodologie :	9
Principaux résultats	Erreur ! Signet non défini.
La typologie hydro-géomorphologique : un cadre pertinent pour les restaurations	14
Utilisation de relations de géométrie hydraulique.....	14
L'analyse en débit-durée-fréquence des crues	14
L'étude de la relation nappe-cours d'eau	14
L'étude des flux hyporhéiques	15
Le potentiel biologique.....	15
Conclusions spécifiques au site d'Oullins	15
<u>TACHE A : DETERMINATION DU CONTEXTE HYDRO-GEOMORPHOLOGIQUE</u>	17
Rappel des questions scientifiques	17
<i>Méthodologie mise en œuvre</i>	18
A l'échelle du site témoin situé en amont de la cunette bétonnée (lieu-dit « Merlot »)	18
A l'échelle du bassin de l'Yzeron	18
<i>Rappel succinct d'études préalables</i>	18
<i>Echelle du site témoin</i>	20
Remarques préalables d'ordre topographique.....	20
Présentation des profils en travers.....	21
Cartographie morphodynamique et des faciès d'écoulement	34
Caractérisation morphodynamique quantitative.....	38
Par rapport à la surface de la bande active (7303 m ²)	38
Par rapport à la surface du lit mouillé (5132 m ²)	38
Cartographie des berges	40
Caractérisation quantitative des berges	43
Interprétation morphodynamique	46
Granulométrie de surface	46
Estimation de la dynamique de la charge de fond.....	46
Résultats :	47
Estimation de la puissance spécifique à pleins bords.....	47
Echelle du bassin versant	48
Profils en travers utilisés	49
Profils en travers réalisés par AEMGEO	50
Résultats	51
Synthèse générale sur l'étude géomorphologique.....	52
Synthèse des résultats.....	52
Une morphodynamique active du site témoin.....	52
La typologie hydro-géomorphologique : un cadre pertinent pour les restaurations	53
Utilisation de relations de géométrie hydraulique.....	54
Recommandations opérationnelles et perspectives	54
Sur les tronçons où la cunette bétonnée doit être supprimée et la rivière restaurée.....	54
Remarques générales et perspectives :	55
Sur les tronçons non bétonnés (comme le site témoin).....	55

Indicateurs de suivi envisageables	56
Bibliographie	56
<u>TACHE B : CARACTERISATION DES FACTEURS HYDROLOGIQUES QUI CONDITIONNENT LES ECHANGES DE FLUX NAPPE-RIVIERE</u>	<u>57</u>
Etude de l'effet des barrages secs de l'Yzeron sur les débits au niveau d'Oullins	58
Problématique.....	58
Développement logiciel.....	59
Résultats	60
Conclusion.....	61
Etude des flux hyporhéiques sur le site témoin.....	66
Problématique.....	66
Matériel et méthode.....	66
Mesure de la conductivité hydraulique du substrat.....	67
Méthode de calcul du flux hyporhéique.....	69
Mesure en continue des gradients hydrauliques.....	69
Résultats	70
Conductivité hydraulique	70
Valeurs de flux hyporhéiques.....	71
Conclusion.....	72
Méthode de calcul du flux hyporhéique.....	79
Problématique.....	79
Objectif.....	79
Methodologie	79
Hypothèses de calcul :.....	80
Mesures à réaliser in situ à partir des informations de la figure 2:	81
Formules de calcul directes du flux et des grandeurs associées.....	83
Etude de la relation nappe – cours d'eau au niveau d'Oullins	84
Problématique.....	84
Matériel et méthode.....	84
Données sur les réseaux d'assainissement	85
Données sur la cunette béton.....	86
Résultat des suivis piézométriques.....	86
Conclusion.....	88
<u>TACHE C : CARACTERISATION DES FONCTIONNALITES ET ESPECES CIBLES DU BON POTENTIEL</u>	<u>89</u>
Partie 1 : Introduction.....	90
Bases conceptuelles : concept EASY	91
UF3-UF4 et traits fonctionnels.....	92
Calcul actuel du Potentiel Ecologique	94
Discussion	95
Travaux cités	96
Partie 2 : Evaluation du potentiel écologique dans une rivière urbaine très modifiée.	97
Recueil des données existantes	97
Bilan des stations.....	97
Calcul de notes IBGN	98
Autres données existantes	99
Les données physico-chimiques.....	99
Descriptif des données représentées cartographiquement.....	99
Données physico-chimiques historiques (1955-1956).....	99
Analyse de la qualité physico-chimique à l'échelle du bassin versant	99

Qualité physico-chimique globale de l'eau	99
Qualité physico-chimique de l'eau à partir de stations SEQ Eau	100
Teneurs en métaux mesurées sur le cours d'eau (Bernoud, 1998, Namour et al., 2006)	101
Analyse de l'évolution spatiale des différents paramètres	101
Données biologiques (valeurs IBGN)	106
Etat des lieux de la qualité biologique avant 1960.....	106
Etat des lieux de la qualité biologique générale du cours d'eau	107
Un tronçon amont à priori préservé.....	108
Un tronçon intermédiaire de médiocre qualité.....	109
Un tronçon urbain de médiocre qualité, sans dégradation notable par rapport au secteur périurbain	110
Conclusion.....	110
Examen graphique des valeurs IBGN	110
Evolution temporelle des notes IBGN (Figure 13)	111
Evolution saisonnière des notes IBGN (Figure 14)	111
Evolution par tronçon rural, périurbain et urbain (Figure 15).....	113
Evolution des notes IBGN par station de l'amont vers l'aval (Figure 17).....	115
Analyse des macroinvertébrés présents dans les prélèvements d'oligochètes	117
Analyse des traits fonctionnels (TRF) et du potentiel écologique (PE).....	119
Le potentiel écologique PE	119
Les Traits Fonctionnels	121
Bibliographie	124
<u>FICHE ACTION 11 : EVALUATION DU POTENTIEL ECOLOGIQUE DANS UNE</u>	
<u>RIVIERE URBAINE FORTEMENT MODIFIEE.....</u>	125
Personnes responsables du projet scientifique :	125
Tâche a : détermination du contexte hydro-morpho-dynamique	126
Tâche b : Caractérisation des facteurs hydrologiques qui conditionnent les échanges de flu nappe-rivière	126
Tâche c : caractérisation des fonctionnalités et espèces cibles du bon potentiel	126

Préambule

L'objectif de cette opération est d'approfondir la notion de « Potentiel Ecologique » ou PE d'un cours d'eau à partir d'un cas d'étude pour en décliner les aspects génériques. Nous n'abordons pas ici la notion de « durée de cicatrisation » post réhabilitation qui résulte d'un interventionnisme nécessaire dans le lit du cours d'eau. Il faudrait pour cela disposer de retours d'expérience basés sur le suivi d'indicateurs pertinents.

Le rapport comporte une partie principale qui pose la problématique au sens large du « Bon Potentiel Ecologique » depuis l'analyse de sa définition. Cette partie comprend aussi la présentation rapide du contexte d'étude ainsi que la méthodologie suivie. Enfin un retour sur les principaux résultats permet de dégager les aspects génériques et les recommandations locales.

La seconde partie du rapport est organisée selon les trois volets de l'étude : la Géomorphologie, l'Hydrologie et l'Hydrobiologie. Les problématiques disciplinaires, les matériels, méthodes et résultats y sont présentés en détail.

La fiche action 11 est annexée pour mémoire en fin du document.

Introduction

Le BPE a été préconisé par la directive cadre européenne sur l'eau afin de déterminer un objectif écologique pour les masses d'eau fortement modifiées (MEFM) sur l'un ou plusieurs des aspects suivants : la biocénose du milieu aquatique, la qualité physico-chimique de l'eau, résultat de l'interaction entre les flux d'eau et la géomorphologie du milieu. Un mauvais état biologique résulte le plus souvent de la pollution chimique qui peut être renforcée par la dégradation de l'habitat physique. La perte de diversité biologique peut aussi provenir d'espèces allochtones et invasives mais ce n'est pas la première cause observée dans les milieux à forte pression humaine comme les villes. Dans un espace urbain c'est souvent la dégradation de la qualité chimique en conjonction avec l'altération morphologique et hydrologique du cours d'eau qui sont en cause. En fait tous les facteurs de l'habitat, qu'ils soient chimique, géomorphologique ou hydrologique interagissent dans une plus ou moins grande mesure dans l'espace et le temps selon les situations.

Dans l'idéal, la bonne compréhension des leviers et des limites de la réhabilitation d'un cours d'eau urbain au sens du BPE passe par une analyse des données biologiques et chimiques disponibles dans un gradient de pressions physiques. L'opportunité et le choix du cours d'eau Yzeron qui draine la périphérie ouest de Lyon avant de traverser le sud de l'agglomération a permis de pousser cette logique. C'est à dire de caractériser le fonctionnement de l'environnement physique que l'on qualifiera ici de « régional » par opposition à l'échelle « locale » du projet de réhabilitation.

L'utilisation conjointe des données biologiques et chimiques compilées et homogénéisées depuis les années 1960 et leur confrontation avec les données physiques (géomorphologie et hydrologie) sur le bassin versant du cours d'eau étudié servent à identifier les leviers d'action. L'analyse détaillée est fournie dans la tâche C de ce rapport.

Sur la définition du BPE

La DCE¹ Eau définit le Bon Etat Ecologique pour les cours d'eau NON fortement modifiés selon des valeurs seuils en qualité biologique et physico-chimique au travers d'indicateurs partagés par les pays membres de l'Union Européenne. Ces valeurs seuils délimitent 3 classes d'état écologique : très bon, bon et moyen. La transposition en droit français² de la DCE Eau fixe, au travers des SDAGE, l'atteinte fin décembre 2015 du bon état écologique pour toute les masses d'eau, dont celle qui nous intéresse ici, les rivières. La notion de « coût-bénéfice » est évoquée pour justifier d'un objectif moins ambitieux comme l'état moyen. Le SDAGE doit indiquer les mesures et aménagements de protection et de conservation de la qualité écologique des milieux aquatiques. La Loi impose la compatibilité des aménagements liés au code de l'urbanisme avec les objectifs du SDAGE.

Les indicateurs retenus pour qualifier l'état écologique des masses d'eau « rivières » sont les suivants :

Pour l'état biologique, la composition taxonomique du phytoplancton, la composition et l'abondance des macrophyte et du phytobenthos : le ratio entre espèces polluo-sensibles et

¹ DIRECTIVE 2000/60/CE DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau

² LOI n° 2004-338 du 21 avril 2004 portant sur la transposition de la directive 2000/60/CE du parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.

polluo-résistantes, la diversité taxonomique. Pour l'ichtyofaune, les espèces sensibles aux perturbations, la d'âge des communautés.

Pour l'état physico-chimique, la salinité, le pH, la température, le bilan d'oxygène, la capacité tampon vis à vis des acides, la charge en nutriment, les polluants synthétiques spécifiques et non spécifiques (composés de P, N).

Pour l'état hydromorphologique, la quantité, la dynamique des écoulements et connexion à une nappe. La continuité hydraulique pour les espèces piscicoles migratrices et le transport naturel des sédiments. Les conditions morphologiques basées sur les types de chenaux (simple, multiple, sinueux,...), variabilité en largeur et profondeur, état du substrat (mobile, pavé, classé,...) et rives.

Il est à remarquer que si le « très bon état » est comparé à un état témoin « non » perturbé, les états « Bon » et « Moyen » des conditions hydromorphologiques sont définis par rapport à leur capacité à supporter le « bon état biologique » correspondant. Même constat pour « l'état moyen de la qualité physico-chimique ».

Pour les masses d'eau fortement modifiées MEFM (artificielles ou résultant de l'action humaine) l'objectif est un « bon potentiel écologique couplé à un bon état chimique ». Trois états écologiques sont déclinés pour les MEFM: le potentiel écologique maximal, le bon potentiel écologique et le potentiel écologique moyen.

Pour l'état biologique, sont retenus les éléments de qualité biologique pertinents, considéré l'effet des conditions physiques qui modifient l'habitat.

Pour l'état physico-chimique, on retrouve les paramètres définis pour un cours d'eau naturel.

Pour l'état hydromorphologique, est considéré le continuum écologique ou continuité hydraulique. Les autres facteurs hydrogéomorphologiques « expliquent » la modification de l'état biologique constaté.

Le potentiel écologique maximal (PEX) serait ainsi atteint dès lors que l'écart à une situation naturelle comparable (très bon état écologique) aurait comme seule justification la perturbation physique, sous entendu que la continuité hydraulique soit assurée. La qualité physico-chimique est celle du très bon état.

Le bon potentiel écologique (BPE) est défini en référence au PEX pour les éléments de qualité biologique. La modification biologique est qualifiée de légère. La qualité physico-chimique est celle du bon état. La qualité hydroéomorphologique permet d'expliquer la modification. Le potentiel écologique moyen (PEM) est aussi défini en référence au PEX pour les éléments de qualité biologique. La modification biologique est qualifiée de modérée. La qualité physico-chimique est celle de l'état moyen. La qualité hydroéomorphologique permet d'expliquer la modification.

Dans une masse d'eau artificielle ou fortement modifiée, il conviendra de déterminer dans la modification de l'état biologique, le rôle des actions exogènes à l'habitat aquatique comme les pratiques nautiques (bruit, turbidité, vaguelettes), la pression de pêche, l'alevinage ou encore la compétition par des espèces exotiques envahissantes.

On perçoit au travers de ces définitions et de leur analyse que la détermination du BPE pour une MEFM est basée sur une qualité physico-chimique bonne qui porte une partie « connue » de la modification biologique, le reste étant porté exclusivement par la perturbation géomorphologique minimale que l'on peut espérer après réhabilitation.

Une règle d'amélioration consiste à admettre le postulat suivant : « toute amélioration de l'habitat physique restera inefficace si la situation chimique est trop dégradée ». Il est donc essentiel que la pression chimique soit levée pour raisonner efficacement sur les facteurs physiques. Dans le cas du site étudié, la levée de cette contrainte est une hypothèse de travail réaliste car la réhabilitation du tronçon de cours d'eau urbain impacté est associée à celle de l'assainissement urbain. L'impact actuel de cet assainissement se traduit par des rejets directs d'eaux usées au cours d'eau par temps de pluie mais aussi par la « dérivation » plus discrète d'une partie du débit de base du cours d'eau par temps sec.

On peut résumer ainsi la démarche d'analyse :

Etude locale : définition d'un tronçon témoin pour l'étude des caractéristiques hydrogéomorphologiques non contraintes. On cherche à préciser les variables d'ajustement que sont les rapports hauteur/largeur du lit mineur, la longueur d'onde et l'amplitude des sinuosités le cas échéant, en fonction de la pente locale qui est un facteur de contrôle important avec régime hydrologique, sa charge solide et à la compétence des berges. C'est au travers de la contrainte imposée sur l'espace de liberté, pour une pente donnée, que l'on pourra prévoir sur quelles caractéristiques le cours d'eau tendra à s'ajuster. Ainsi une contrainte latérale qui limite la sinuosité se traduit par un approfondissement du cours d'eau.

Etude « régionale » du lien entre qualité biologique, chimique et facteurs physiques. L'objectif est d'identifier les facteurs physiques d'amélioration de l'état biologique qui influencent l'état chimique au travers du processus de biodégradation. Le domaine d'étude peut être étendu au bassin lui même afin de disposer de gradients de situations. L'étude hors du bassin d'intérêt est possible mais dans un contexte géologique et climatique comparable. On cherchera à favoriser et optimiser dans le projet de réhabilitation les facteurs physiques identifiés. D'une manière classique : la variabilité des faciès, les échanges nappe-rivière et le corridor rivulaire qui à un rôle sur la température et l'activité photosynthétique dans le cours d'eau. La hiérarchie des facteurs n'est pas pré-établie et dépendra de facteurs de contrôles « régionaux » comme la nature géologique du substratum, la tectonique, les dépôts sédimentaires, la pédologie, l'usage des sols. L'étude peut être menée au travers du réseau de stations « SEQ-EAU » de l'agence de l'eau mais doit s'enrichir d'études locales pour multiplier les contextes de pression. L'étude géomorphologique est un plus mais à défaut la distinction entre tronçons de cours d'eau connecté ou non connecté à une nappe est déjà une information très intéressante. Elle peut être appréciée depuis la largeur de la vallée. De même la pente du cours d'eau au niveau des stations « SEQ-EAU » ainsi que la classification des pressions (activité agricole, zone urbaine dense / sporadique, activité industrielle, absence de corridor rivulaire) sont accessibles via geoportail ou google earth.

Contexte de l'étude

Dans un parcours urbain, les relations entre les *paysages aquatiques* au sens large (variables hydrologiques et géomorphologiques, propriétés hydrauliques, variables physico-chimiques, flux de substances produits et assimilés) et la *biodiversité fonctionnelle* (traits fonctionnels des invertébrés, biofilms, micro-habitats du corridor et du pied de berge), sont observées mais non réellement mesurées. L'expérience acquise sur l'Yzeron, en parcours péri-urbain, suggère de rechercher une pertinence fonctionnelle au niveau des sédiments grossiers superficiels (seuils et bancs surtout) et du milieu hyporhéique (sous couche graveleuse des premiers décimètres). Les travaux expérimentaux menés sur une petite rivière du bassin de l'Yzeron (La Chaudanne, site OTHU) ont confirmé que l'essentiel du métabolisme des rivières à fond perméable se déroule dans leur substrat. Ce métabolisme est piloté par les flux d'énergie (température et nutriment) qui transitent dans la zone hyporhéique sous l'effet des gradients hydrauliques locaux. Ces gradients sont influencés à la fois par les débits en rivière et les faciès géomorphologiques qui contraignent la ligne d'eau locale de manière visible en basses eaux.

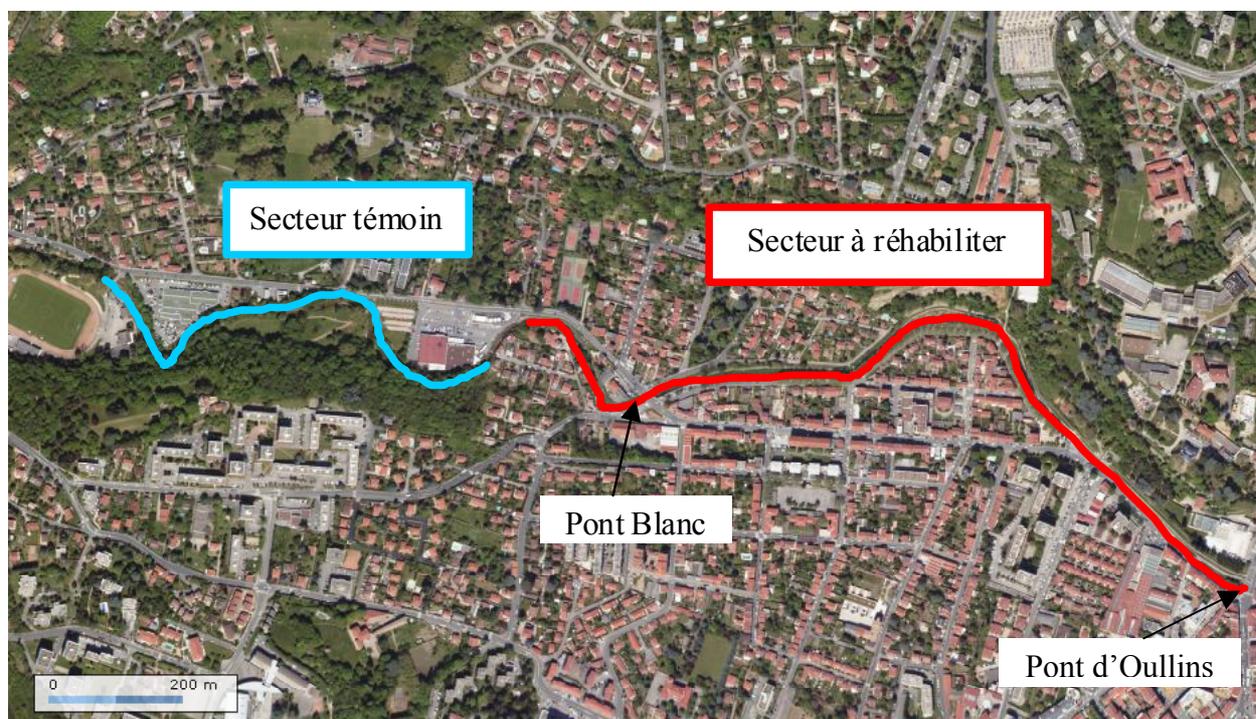


Fig 1 : Vue aérienne du tronçon témoin et du tronçon à réhabiliter (Fond photo Geoportail)

Méthodologie :

Le secteur aval de l'Yzeron (aval du Pont d'Oullins sur Fig.1) a été classé en masse d'eau fortement modifiée par la commission de juillet 2003 qui réunissait l'Agence de l'Eau DRA, la DIREN RA, la DDAF - MISE 69 et le SAGYRC. La partie amont au pont d'Oullins est cependant considérée comme susceptible d'Atteindre un Bon Potentiel Ecologique (BPE) du fait des travaux de réduction des rejets urbains entrepris dans le cadre du contrat de rivière et de la démolition du lit en béton (tracé en rouge sur Fig.1) qui permettra la re-connexion entre eaux de surface et eaux souterraines. Dans ce contexte il est concevable de travailler sur les possibilités de réhabilitation du milieu physique et des conséquences possibles pour l'état écologique qu'il serait alors possible d'atteindre. On se basera pour cela sur un tronçon proche

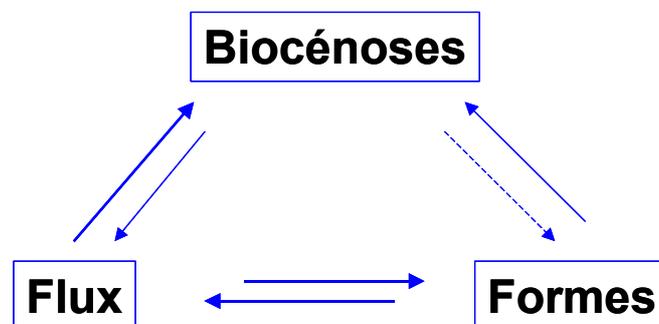
et peu altéré physiquement. C'est le cas pour le secteur de l'Yzeron situé juste en amont de Pont blanc (tracé en bleu sur Fig.1). L'étude et la caractérisation des liens entre les flux et les faciès géomorphologiques de ce secteur serviront de base d'extrapolation pour le secteur d'un peu plus d'un kilomètre qui sera réhabilité.

Sur la période d'étude le milieu sera encore sous l'influence des rejets urbains de temps de pluie, les travaux devant s'étaler jusqu'en 2015. Les situations de références et les dynamiques de récupération dans les situations altérées sont cependant cernées depuis les sites d'étude de l'OTHU sur le bassin de l'Yzeron..

L'objectif opérationnel est d'évaluer le potentiel de réhabilitation physique. C'est alors moyennant une hypothèse sur la qualité chimique qu'il pourra être évalué le Bon Potentiel Ecologique.

Principe retenu pour l'évaluation du potentiel écologique

Afin de déterminer le BPE nous avons retenu une approche fonctionnelle qui met en relation le compartiment biotique avec la dynamique de l'habitat aquatique. Cette dimension dynamique est primordiale pour établir la capacité du biologique à assimiler les variations de son habitat. Ainsi, l'état biologique d'un milieu aquatique peut être décrit par la logique fonctionnelle « Flux-Formes-Biocénoses » qui met en relation ces différentes composantes comme l'indique le schéma de principe suivant. L'échelle de temps à considérer est celle des cycles biologiques, de quelques mois à l'année pour l'essentiel. Des événements hydrologiques « forts » peuvent momentanément perturber les liens habitat-biocénose mais ce schéma reprend rapidement tout son sens pour la gestion courante.



Les flux d'énergie sont les nutriments solubles et particulaires, la température de l'eau, la radiation solaire active pour la photosynthèse. Selon leurs intensités ils épousent et traversent les formes ou contribuent à les modifier. Le vecteur de transport est l'eau pour l'essentiel.

Les formes géomorphologiques conditionnent la répartition des flux dans la colonne d'eau et le substrat en fonction des débits d'eau et créent ainsi des habitats aquatiques.

Les biocénoses métabolisent les flux d'énergie pour accroître leurs biomasses en fonction des habitats hydro-géomorphologiques. Elles produisent par retour des flux « épurés » qui conduisent à la minéralisation des flux organiques. Elles contribuent aussi à modifier les

microstructures des formes géomorphologiques et en particulier à en accroître la perméabilité par bio-turbation.

Dans le cas d'un plan d'eau les formes seront « statiques » et le métabolisme sera pour l'essentiel développé dans la colonne d'eau chargée en particules minérales et organiques, sur les plantes aquatiques et pour partie dans le substrat fin de bordure. La forme, la profondeur et surtout la taille détermineront des cycles de fonctionnement biogéochimiques.

Dans le cas qui nous intéresse d'un cours d'eau à énergie, le métabolisme se développera pour l'essentiel sur le fond au contact du substrat où la vie peut se fixer ainsi que dans sa matrice poreuse (cas le plus répandu). L'énergie du cours d'eau s'oppose au développement de la vie dans la colonne d'eau et sous forme de plantes aquatiques. Le métabolisme est régulé par la nature des apports (assimilabilité), leurs fréquences, durées et quantités qui ne peuvent dépasser la dynamique d'assimilation naturelle au risque de créer une « indigestion » qui se traduit par un état dégradé, temporaire ou durable, du cours d'eau.

Ce concept dynamique peut être illustré comme suit : L'axe horizontal exprime un gradient de fonctionnement trophique depuis une situation naturelle à une situation perturbée ici par des pulses de pollution d'origine anthropique. L'axe vertical exprime la « capacité biologique » ou métabolisme qui dans un système naturel tend à croître avec la biodiversité. Les flèches indiquent les sens d'évolution possibles de la capacité biologique avec le gradient. Le système biologique peut ainsi faire des allers et retours le long du gradient trophique mais selon des dynamiques variables (1,2,3) que l'on identifie ici à la pente de la courbe, l'axe horizontal étant comparable à celui du temps. Ainsi,

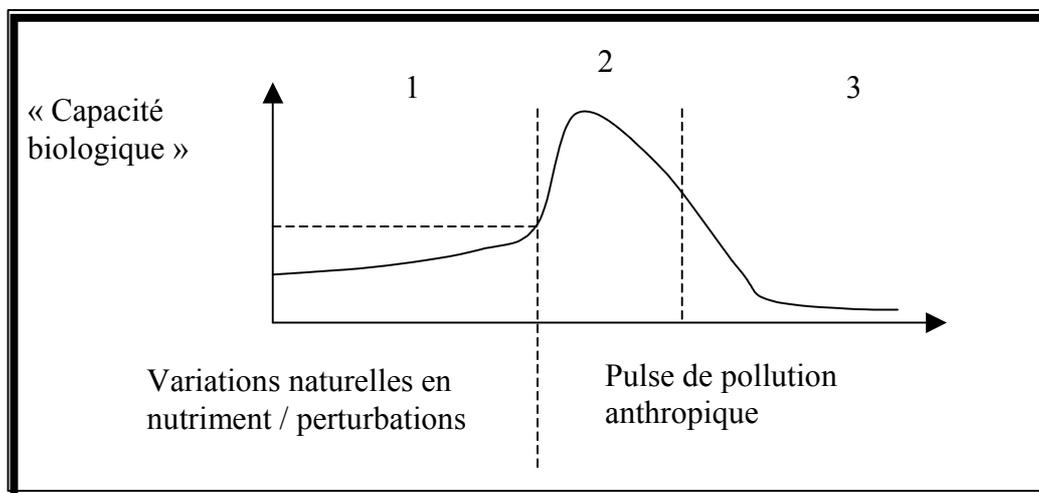


Figure 2 : schéma conceptuel de la dynamique de réponse d'un système biologique selon un gradient de pression (réversible). Inspirée de³(Lafont et al., 2008).

- le domaine 1 est celui de la résistance du système biologique qui est « calibré » pour la gamme de variabilité naturelle dans lequel il s'est développé. La capacité biologique évolue peu dans ce domaine.

³ *Urban aquatic habitats: characteristics and functioning*. Lafont M., Marsalek J., Breil P. (2008). Chapter 2. In "aquatic habitats in integrated urban water management". Edited by Wagner I., Marsalek J., Breil P. Taylor & Francis group. P 9-21

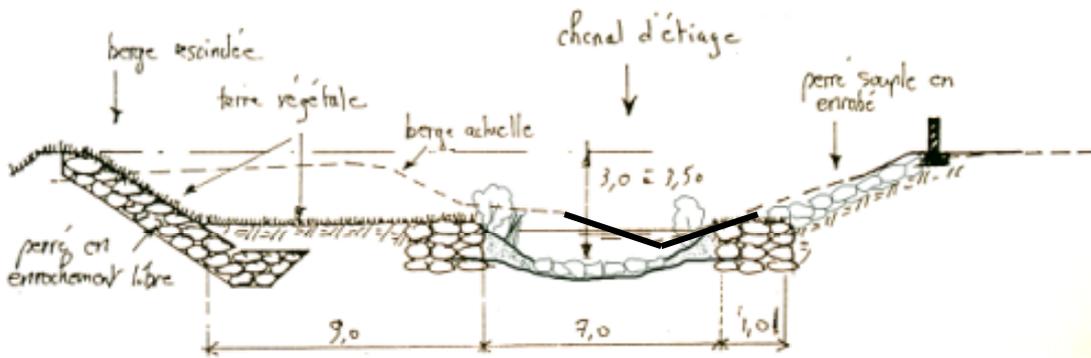
- le domaine 2 de perturbation où la variation est rapide à la transition entre 1 et 2. Cela indique le domaine de résilience ou encore « l'élasticité » du système biologique à une variation située à proximité de son domaine de stabilité. La capacité biologique augmente et diminue rapidement.
- Le basculement vers le domaine 3 reflète 'l'indigestion' ou le dépassement de la capacité biologique à s'adapter par une stratégie située dans la continuité du domaine 1. Le système biologique peut soit évoluer durablement vers un autre système si la charge trophique reste trop forte ou bien revenir lentement à sa situation 1 en passant par la situation 2.

Cette courbe de réponse théorique rassemble plusieurs concepts dont celui de résistance, résilience mais aussi l'hypothèse du maximum de biodiversité (Intermediate disturbance hypothesis REF...). Cette hypothèse, validée par certains auteurs, postule que les milieux exposés à un degré de perturbation intermédiaire présente la plus grande biodiversité. Sans aller dans les extrêmes de cette hypothèse (milieu hostile à milieu non limitant) on peut estimer que la forme de la courbe et donc les dynamiques de réponses sont susceptibles de varier dans une certaine mesure du fait des seuls facteurs physiques de l'habitat.

L'étude du potentiel écologique et de son maximum atteignable porte ainsi sur la caractérisation de la dynamique biologique en relation avec son environnement physique. C'est dans cet esprit que sont analysés et mis en commun les différents résultats obtenus dans les tâches A, B et C. La question posée est ainsi : quels facteurs physiques sont à même d'expliquer les dynamiques de réponse biologiques.

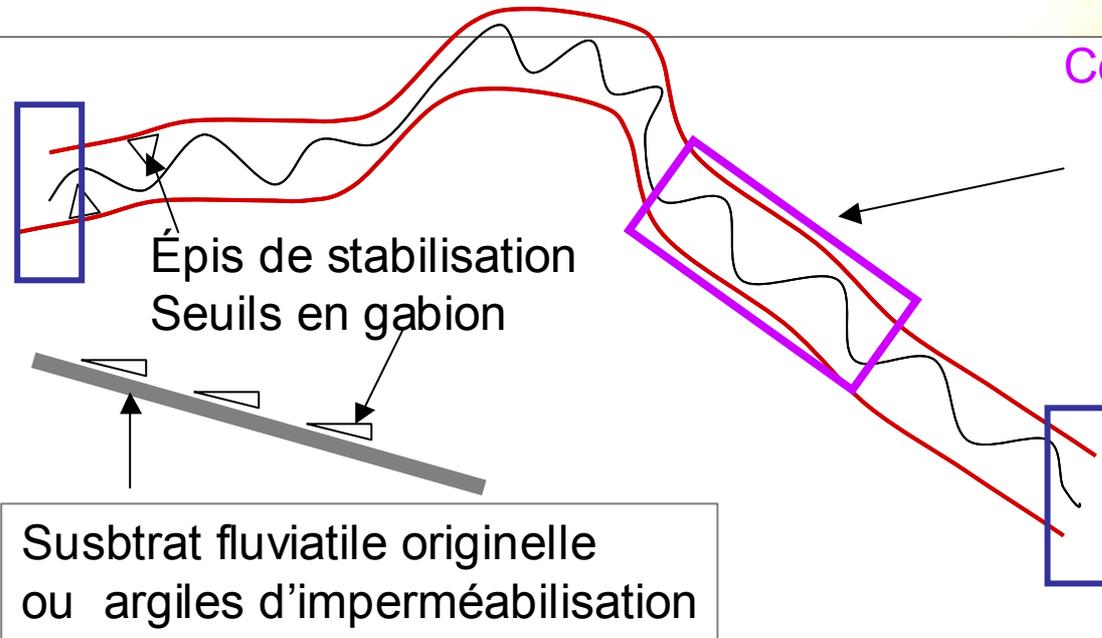
Rive droite

Rive gauche



Principe retenu en coupe

Propositions en plan et profil en long
Cemagref, Lyon1, Lyon2



Station de Monitoring
- flux hyporhéiques
- Films bactériens
- Invertébrés
- ...

Bilan entrée-sortie en N & C

Principaux résultats

Outils de la réhabilité physique

La réhabilitation d'un cours d'eau implique d'en connaître la capacité d'auto entretien qui résulte des processus combinés entre la morphologie et l'hydrologie. Les résultats suivants constituent les éléments d'une boîte à outil pour évaluer cette capacité mais aussi en évaluer les effets non voulus.

La typologie hydro-géomorphologique : un cadre pertinent pour les restaurations

L'utilité de l'outil « typologie hydro-géomorphologique d'état de référence » en vue d'une restauration géomorphologique de cours d'eau, a pu être vérifiée. Cela rejoint l'approche méthodologique proposée par Kondolf (1995). Le site témoin (Merloo), valide cette approche générale, tout en permettant de préciser davantage le « *design* » morphologique des tronçons bétonnés à restaurer.

Utilisation de relations de géométrie hydraulique

Ce type d'approche est complémentaire de l'approche typologique. En effet, la typologie caractérise le fonctionnement morphodynamique des cours d'eau, essentiellement à l'aide de variables non liées (directement) à la taille des cours d'eau (« variables relatives »), ce qui est indispensable pour comparer les dynamiques hydro-géomorphologiques des cours d'eau d'un bassin versant donné. Il s'agit de variables comme la pente, la largeur relative du fond de vallée (rapport d'encaissement), la charge sédimentaire, le rapport largeur/profondeur, l'intensité de la dynamique latérale, la granulométrie, les faciès...

Par contre, pour estimer la taille d'un lit fluvial à restaurer (largeur à pleins bords, profondeur moyenne à pleins bords ; c'est-à-dire des « variables de stock »), l'approche des relations de géométrie hydraulique (Leopold et Maddock, 1953) apparaît pertinente, à condition toutefois qu'elle soit mise en œuvre pour des sites appartenant au même type hydro-géomorphologique.

L'analyse en débit-durée-fréquence des crues

Développée à l'origine pour dimensionner des ouvrages hydrauliques, la méthode « débit-durée-fréquence » ou méthode QdF a permis de montrer que pour la gamme des débits de 34 à 44 m³/s à Oullins, l'effet des barrages secs est de doubler le temps de ces débits dans le cours d'eau, suite à une crue importante. Ce résultat a été obtenu à partir d'une simulation en dynamique reposant sur 18 années d'observation de débit, seule méthode réaliste pour intégrer l'effet d'une succession de crues dans des ouvrages pré-dimensionnés pour une crue de projet unique. Si l'effet du laminage est attendu, le fait de pouvoir quantifier les durées et gammes de débit affectés en routage hydrologique courant est original et permet d'aborder la question du charriage.

L'étude de la relation nappe-cours d'eau

La comparaison des niveaux piézométriques sur une année de suivi entre la nappe et le cours d'eau s'est avérée riche d'enseignement. L'implantation de ce dispositif dans un milieu urbain n'est pas chose aisée et l'expérience du Sagyrç sera à capitaliser. Le réseaux de suivi doit *a minima* comprendre 3 piézomètres à raison de deux à proximité du cours d'eau et un plus éloigné, à mi distance des deux autres. Cette configuration offre le double avantage d'observer la distance d'influence du cours d'eau et de connaître la direction d'écoulement de la nappe. Dans le cas particulier des masses d'eau fortement modifiées, déconnectée de leur nappe, le fait de savoir si la nappe provient d'une zone déjà polluée est de nature à réduire le

BPE. Le dispositif doit être complété par de piézomètres connexes dans le cours d'eau, le tout étant référencé en altitude de manière précise (au cm près).

L'étude des flux hyporhéiques

Encore peu développée sur le plan métrologique et méthodologique, l'étude des flux hyporhéique n'en devient pas moins incontournable dans un projet de réhabilitation physique de cours d'eau. Les échanges entre la colonne d'eau de la rivière et son substrat sont considérés comme des éléments essentiels du métabolisme. Il ressort de l'étude des flux hyporhéiques une tendance à l'augmentation avec le débit du cours d'eau. La zone traversée augmente en longueur, en épaisseur (et sans doute en largeur). On comprend bien alors l'intérêt d'une variabilité des débit combinée à des formes avec un emboîtement d'échelle nécessaire pour que ces processus soient efficaces à différents débits. Les faibles débits concernent une zone hyporhéique limitée en épaisseur mais où la circulation est plus rapide qu'à débit plus important.

Le projet a permis de développer un protocole de terrain : celui de la mesure du de la conductivité hydraulique dans le substrat et une méthode de calcul « géométrique » du flux hyporhéique. Ces développements ont nécessité des adaptations techniques et la mise au point de sondes prototypes. Les résultats obtenus montrent que les trajets des écoulements dans le substrats changent d'échelle avec les débits et l'amplitude des formes de fond du cours d'eau. Le suivi en continu des pressions d'eau dans le substrat devrait permettre un bilan de flux hyporhéique.

Le potentiel biologique

Il a été étudié, à l'échelle du bassin versant (échelle « régionale ») pour cerner la réaction des indicateurs classiques (IBGN) mais aussi d'indicateurs plus élaborés (traits fonctionnels) à différents contextes naturels et artificiels. Le traitement et la mise en forme des nombreuses données rassemblées dans le cadre de l'étude a permis d'identifier un levier essentiel de la récupération chimique et biologique d'un petit cours d'eau: la connexion à une nappe constituée (permanente) comme une nappe de piémont. A contrario, l'existence d'une nappe d'accompagnement reste insuffisante à régénérer la qualité physico-chimique et biologique en l'absence d'une zone hyporhéique suffisamment développée.

Conclusions spécifiques au site d'Oullins

La qualité physico-chimique globale de l'Yzeron est considérée comme moyenne. On n'observe pas de gradient de qualité amont-aval particulier mais des pointes de concentration qui reviennent rapidement à des niveaux admissibles en aval proche. Cela peut indiquer une grande capacité d'auto-régénération (épuration) du cours d'eau. La présence de deux nappes semble jouer un rôle essentiel dans ce processus

La partie amont du cours d'eau présente une bonne qualité biologique, qui semble s'être dégradée dans les années 90 pour l'Yzeron. Malgré une capacité d'auto-épuration ou de récupération évidente, la multitude de sources ponctuelles de pollution organique répartie le long du linéaire ne permet pas d'amélioration du milieu vers l'aval.

Pour le Charbonnières, à la différence des données de physico-chimie, la qualité hydrobiologique ne semble pas s'améliorer en aval. Cette discordance peut révéler une contrainte physique (couche sableuse très mobile).

Le site témoin présente une forte hétérogénéité morphologique (faciès variés, profils en long et en travers, bancs...), typique d'une rivière alluviale graveleuse, et une morphodynamique active (indice de mobilité élevé, érosion de berges, nombreux bancs...) malgré des stabilisations de berges. Ce constat est renforcé par une valeur de puissance spécifique à pleins bords de 55 W.m^{-2} , ce qui indique également, d'après la littérature, une dynamique latérale générale active (Schmitt *et al.*, 2001). Rappelons que, lorsque la puissance spécifique d'un cours d'eau aménagé dépasse 35 W.m^{-2} , celui-ci tend à se réajuster (fréquemment par érosion latérale) (Brookes, 1988).

Les alternances seuils-mouilles visibles sur le profil en long et la granulométrie grossière (relativement peu de colmatage sableux observé), sont susceptibles de favoriser les échanges hydriques avec la zone hyporhéique, ainsi que les processus d'auto-épuration et de dégradation de la matière organique qui peuvent être associés et qui ont été observés sur le bassin de l'Yzeron (Lafont *et al.*, 2006 ; Schmitt *et al.*, 2010).

Sur la base du modèle de géométrie hydraulique élaboré, la largeur à pleins bords des tronçons à restaurer devrait être de l'ordre de 14 à 15 m. La profondeur moyenne à pleins de l'ordre devrait être de l'ordre de 1 m, éventuellement légèrement plus, pour avoisiner un rapport largeur/profondeur de l'ordre de 11 à 14. Ces valeurs sont évidemment à considérer comme des ordres de grandeur.

Cela permettra d'en évaluer l'implication sur le charriage du fond du lit sur de plus longues distances. La capacité d'érosion d'un cours d'eau augmente aussi quand il est contraint par des levées de berge. Ce sera le cas pour le site d'étude. Il conviendra d'évaluer avec plus de précision l'effet combiné de l'augmentation de durée des débits et de la force tractrice.

L'étude de la relation nappe-cours d'eau au niveau d'Oullins confirme le rôle d'écran exercé par la cunette béton. La connexion ne s'établit que pendant les crues fortes dont la hauteur d'eau dépasse la cunette. Des connexions artificielles via les réseaux d'assainissement sont très probables et peuvent fonctionner dans les deux sens selon le niveau de la nappe et celui du réseau. Il s'ensuit qu'une pollution de la nappe « sous ville » n'est pas à écarter. Le sens générale de l'écoulement de la nappe ne devrait cependant pas exposer le tronçon à réhabiliter.

L'écoulement générale de la nappe est supposé orienté OSO mais nous ne disposons que d'un seul piézomètre (Pz5) pour l'affirmer. Si l'on s'en tient à la hauteur de nappe donnée par Pz5, une partie des réseaux « sous ville » est hors d'eau et devrait le rester après le retrait de la cunette béton. Si l'effet de drainage de l'Yzeron n'inverse pas l'écoulement local sur une bande de 100 à 200 mètres, la qualité des eaux drainées devraient être bonne (étant considéré la ré-habilitation du grand collecteur).

Tâche A : Détermination du contexte hydro-géomorphologique

Coordination : L. Schmitt

Collecte des données originales : G. Fantino, B. Moulin (AEMGEO)

Rédaction : L. Schmitt, G. Fantino, B. Moulin

Nous tenons à vivement remercier MM. Oldrich NAVRATIL et Loïc GROSPRÊTRE pour nous avoir transmis des données de profils en travers (Navratil, 2005) et de déplacement de galets marqués par des PITs (thèse de L. Grosprêtre, en cours).

Rappel des questions scientifiques

- **Sur le tronçon de la cunette béton**, quel doivent être les caractéristiques morphodynamiques des tronçons à restaurer de façon à maximiser le recouvrement des fonctionnalités écologiques :
 - accueil des biocénoses par la diversité des habitats physiques ;
 - échanges nappe-rivière ;
 - capacité de dégradation des polluants ;
 - etc ?
 - pour toutes ces fonctions écologiques, il est rappelé que les déterminants géomorphologiques importants sont (Schmitt *et al.*, 2010) : un lit morphologiquement diversifié (en long, en travers, faciès d'écoulement variés...) et dynamique, ce qui implique du transport de la charge de fond et de l'érosion/dépôts latéraux, un lit poreux non colmaté (ensablement...) permettant des échanges nappe-rivière actifs, etc.

- **Sur les tronçons non bétonnés**, comment améliorer la géomorphologie (formes et processus) pour optimiser l'expression écologique du milieu aquatique ?
 - **Il est rappelé que la question de la stabilité géomorphologique après restauration, notamment du profil en long, ne sera pas abordée ici.**

 - **De même, la détermination de la capacité hydraulique des lits fluviaux après restauration (lit mineur, lit majeur réduit) ne relève pas non plus de la présente étude.**

Méthodologie mise en œuvre

A l'échelle du site témoin situé en amont de la cunette bétonnée (lieu-dit « Merlot »)

Les objectifs sont de caractériser la dynamique fluviale du tronçon le moins anthropisé de l'Yzeron en aval de sa confluence avec le Charbonnières, pour pouvoir en tirer des indications en vue de la restauration des tronçons en cunette béton. Pour cela, il sera également utile de pouvoir affirmer si ce site est bien représentatif du type hydro-géomorphologique B4-C (Schmitt *et al.*, 2004).

Localisation du site :

Secteur à méandres face au lieu dit du Champ d'Asile (lieu-dit « Merloo ») d'une longueur d'env. 700 m) :

- extrémité amont : 50 m en amont du Pont du Merloo ;
- extrémité aval : début du parking du supermarché « Intermarché ».
-

Caractérisation géomorphologique :

- % des différents faciès d'écoulement ;
- % des berges occupées par des bancs ;
- % des berges sapées ;
- calcul d'un indice de mobilité pondéré I_m ($I_m = \frac{E+(3B)}{4L} \cdot 100$ avec E=longueur de berges érodées, B=longueur des bancs, L=longueur du site) (Schmitt *et al.*, 2007) ;
- estimation de la granulométrie de surface sur trois placettes ;
- caractérisation de la géométrie du lit mineur (largeur, profondeur, rapport largeur/profondeur, etc.) à partir d'une douzaine de profils en travers.

Nous avons fait le choix de ne pas mesurer la granulométrie de la sous-couche, car cela aurait eu peu d'intérêt du fait de l'absence de mesures biologiques dans l'hyporhéos. Nous avons également préféré ne pas suivre la mobilité des galets à l'aide de PITs (*Passive Integrated Transponders*) en raison de la lourdeur de ce type de suivi et compte tenu des moyens disponibles. Nous avons néanmoins pu réutiliser de telles données à partir de la thèse de L. GROSPRÊTRE (en cours) sur un site situé plus à l'aval, mais comparable au site témoin.

A l'échelle du bassin de l'Yzeron

Sur la base des profils en travers réalisés sur le site témoin, et de profils en travers supplémentaires réalisés dans le bassin versant, et appartenant au même type hydro-géomorphologique (Schmitt *et al.*, 2004), nous avons cherché à établir des relations de géométrie hydraulique longitudinale (Leopold et Maddock, 1953), pour caractériser la géométrie à pleins bords des tronçons bétonnés à restaurer : largeur à pleins bords, profondeur moyenne à pleins bords.

Rappel succinct d'études préalables

Typologie hydro-géomorphologique du bassin de l'Yzeron (Schmitt *et al.*, 2004 ; Valette, 2004 ; Valin, 2004)

Une typologie hydro-géomorphologique fonctionnelle de l'ensemble du bassin de l'Yzeron a été élaborée dans le cadre du programme de recherche régional GEREHPUR.

Il est important de noter que cette typologie concerne des types d'« états de référence ». Son élaboration s'est donc appuyée sur des sites les moins anthropisés possibles. Ce type d'approche typologique est bien adapté pour des études intégrées associant géomorphologie, hydrologie et biologie (Schmitt *et al.*, 2010), ainsi que pour des projets de restauration de cours (Kondolf, 1995). En effet, la connaissance du type d'état de référence auquel appartient le tronçon concerné par la restauration, permet d'orienter la restauration en termes de :

- géométrie à pleins bords (largeur à pleins bords, profondeur moyenne à pleins bords, rapport largeur/profondeur...) ;
- puissance fluviale (puissances brute et spécifique) ;
- transport sédimentaire (type de charge sédimentaire dominante, abondance de la charge...) ;
- de rapports du lit mineur avec le lit majeur et les versants ;
- tracé en plan (style fluvial, sinuosité...) ;
- morphodynamique fluviale (érosion latérale, ajustements verticaux...) ;
- faciès d'écoulement (pourcentage des différents faciès...) ;
- granulométrie de surface.

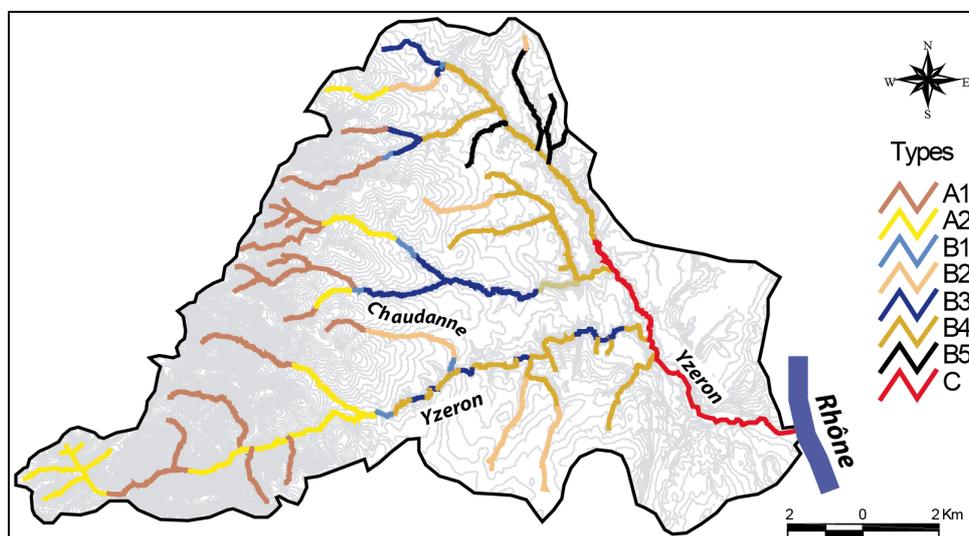


Figure 1 : Carte de la typologie des cours d'eau du réseau hydrographique de l'Yzeron (Schmitt *et al.*, 2004).

Dénominations et codes des types de cours d'eau	Code
Torrents des Monts du lyonnais	A1
Cours d'eau à énergie modérée des replats des Monts du lyonnais	A2
Cours d'eau à haute énergie de l'extrémité amont des secteurs à fond de vallée encaissé	B1
Cours d'eau à énergie modérée et à fond de vallée peu encaissé du plateau lyonnais	B2
Cours d'eau à énergie modérée et à fond de vallée encaissé et étroit du plateau lyonnais	B3
Cours d'eau à énergie modérée et à fond de vallée encaissé et large du plateau lyonnais	B4
Cours d'eau sur arène granitique de la région de Charbonnières	B5
Cours d'eau des paléo-vallées du Rhône et de la Saône	C

Après interprétation des résultats, **les types B4 et C ont été agglomérés en un seul type** qui sera nommé par la suite « **B4-C** » (Schmitt *et al.*, 2004).

Tableau 1 : Caractéristiques hydro-géomorphologiques quantitatives des types de cours d'eau, [Moyenne (coefficient de variation)], d'après Schmitt *et al.* (2004).

	lval (m)	lv/lm	sinuos ité	pen- te (%)	l/p	Pspé (W.m ²)	granu (mm)	Coef var	%M	%P	%L	%BS	%B	I _m
A1	16 (1,2)	8,6 (0,9)	1,11 (0,1)	7,58 (0,3)	3,1 (0,2)	313 (0,5)	42 (0,4)	1,05 (0,2)	43 (0,3)	1 (1,9)	56 (0,2)	3 (1,2)	2 (2,8)	1,9 (1,5)
A2	110 (1,4)	39,7 (1,1)	1,20 (0,1)	2,77 (0,4)	5,1 (0,7)	275 (0,4)	44 (0,3)	0,97 (0,4)	42 (0,2)	6 (0,9)	52 (0,2)	11 (1,1)	9 (0,9)	9,2 (0,9)
B1	17 (0,9)	6,4 (1,1)	1,09 (0,1)	4,90 (0,1)	3,8 (0,3)	267 (0,3)	145 (0,7)	1,10 (0,5)	43 (0,3)	14 (1,3)	43 (0,2)	12 (1,5)	7 (1,4)	7,8 (1,5)
B2	63 (0,9)	30,2 (1)	1,06 (0)	2,38 (0,4)	4,3 (0,5)	103 (0,4)	37 (0,1)	1,00 (0,2)	37 (0,4)	15 (1,0)	48 (0,3)	29 (0,9)	14 (0,7)	17,8 (0,2)
B3	46 (0,7)	16,2 (0,8)	1,10 (0,1)	3,05 (0,6)	4,7 (0,3)	181 (0,4)	47 (0,4)	0,85 (0,2)	41 (0,2)	18 (0,8)	40 (0,3)	24 (1,4)	13 (0,5)	17,0 (0,6)
B4+C	103 (0,5)	17,5 (0,7)	1,18 (0,2)	0,91 (0,4)	7,0 (0,4)	100 (0,4)	48 (0,2)	0,70 (0,2)	38 (0,3)	20 (0,9)	42 (0,3)	37 (1)	22 (0,8)	26,1 (0,6)
B5	19 (0,4)	12,0 (0,3)	1,16 (0,1)	3,14 (0,5)	3,8 (0,4)	89 (0,5)	14 (0,4)	0,94 (0,2)	38 (0,4)	15 (0,5)	46 (0,3)	14 (1,1)	12 (0,9)	12,7 (0,7)

Lval : largeur fond de vallée / lv/lm : rapport d'encastement (rapport largeur fond vallée/largeur à pleins bords / l/p : rapport largeur à pleins bords/profondeur moyenne à pleins bords / Pspé : puissance spécifique à pleins bords / granu : granulométrie moyenne (largeurs) / Coefvar : coefficient de variation de la largeur des particules / M : mouilles / P : plats / L : faciès lotiques / BS : berges sapées / B : bancs / I_m : indice de mobilité pondéré.

Thèse de Loïc GROSPRETRE et rapport de Navratil (2005)

Le présent travail s'appuiera aussi sur certaines données et des résultats de la thèse de Loïc GROSPRÊTRE, laquelle porte sur les effets hydro-géomorphologiques (incision, ensablement...) de l'urbanisation dans le bassin de l'Yzeron : galets marqués par des PITs, diagnostic général en termes de transport sableux... (Grosprêtre et Schmitt, 2010).

De même, des profils en travers du rapport de Navratil (2005) seront utilisées. Ce travail a porté sur l'influence de l'urbanisation sur la morphologie des cours d'eau de l'Yzeron (Ouest Lyonnais) à travers l'analyse du débit de pleins bords et de leur géométrie hydraulique. Dans ce cas les questions d'incision et d'ensablement n'ont pas été directement abordées.

Echelle du site témoin

Remarques préalables d'ordre topographique

Les systèmes altimétriques des mesures topographiques sont en relatif. Des points de repères topographiques ont été implantés sur site dans l'optique de la reproductibilité de la mesure. Les points de départ des profils sont localisés à la bombe traçeur sur le terrain.

Pour un recalage de données supplémentaires prises au topofil, les points de repère suivants sont à prendre :

- crête du seuil aval ;
- barres de fer implantées en rive à gauche à l'amont de ce seuil ;
- passerelle piétonne ;
- pont du stade du Merloo.

Sur les représentations graphiques suivantes (profil en travers) l'ordonnée y=0 représente la ligne d'eau. Les profils sont établis de la rive gauche à la rive droite (vue aval) et de l'amont vers l'aval.

La topographie a été réalisée à l'aide d'une lunette de chantier. La localisation des protections de berge, des enrochements, des atterrissements et des faciès de fond ont été réalisées au topofil.

Le travail de terrain a été exécuté le 07/04/2009 et le 09/04/09.

Les traitements ont été réalisés à l'aide des logiciels ArcView et de Excel.

Pour plus d'information : guillaume.fantino@bemgeo.fr

Présentation des profils en travers

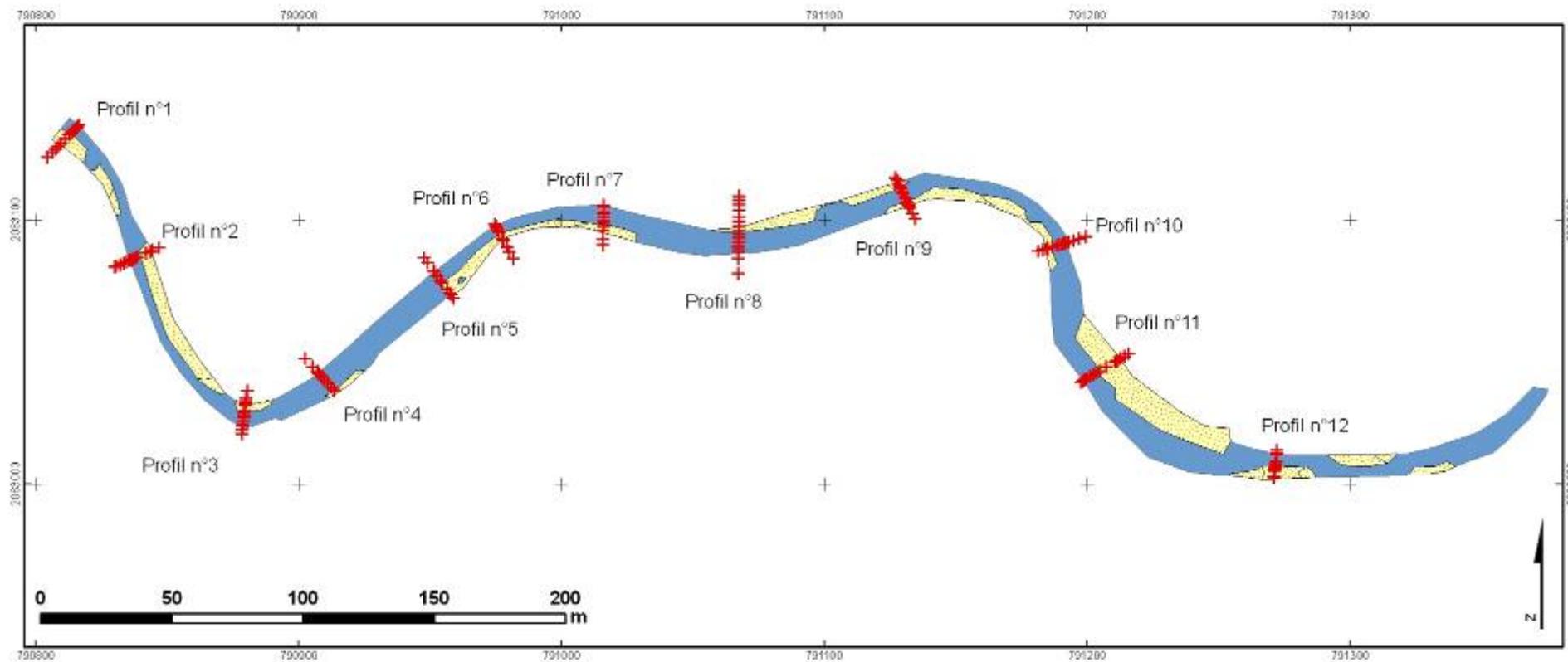


Figure 2 : Localisation des profils en travers et des bancs.

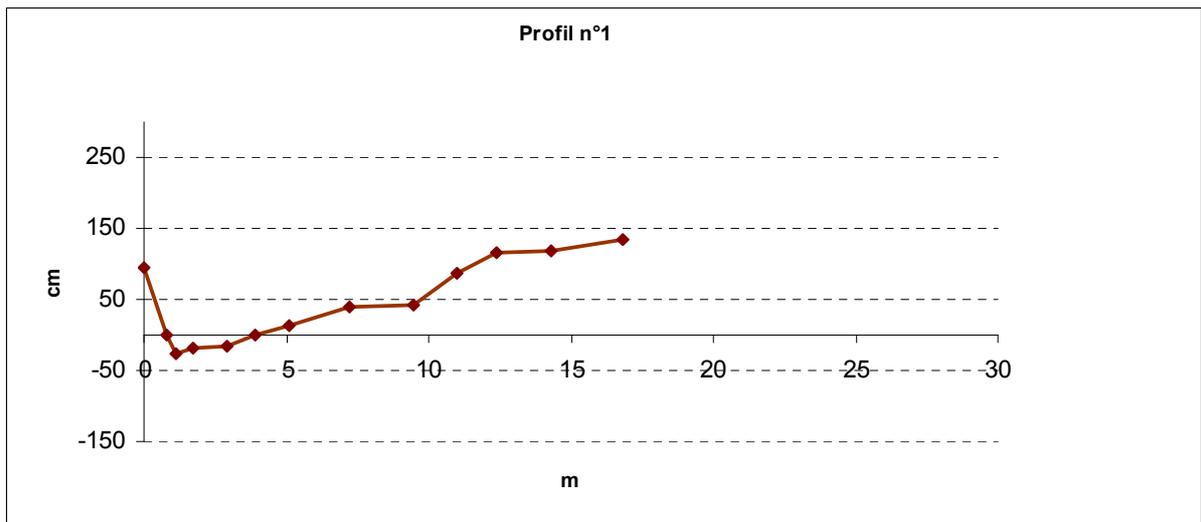


Figure 3 : Profil en travers 1.

Localisation approximative du profil n°1 vue vers l'amont



Tracé en plan chenal : légère courbure
 Section : enrochement, chenal, banc convexe, terrasse
 Faciès : hauteur d'eau faible, vitesse modérée, plat courant
 Altération anthropique : forte en rive gauche (enrochements)
 Granulométrie de fond : sable

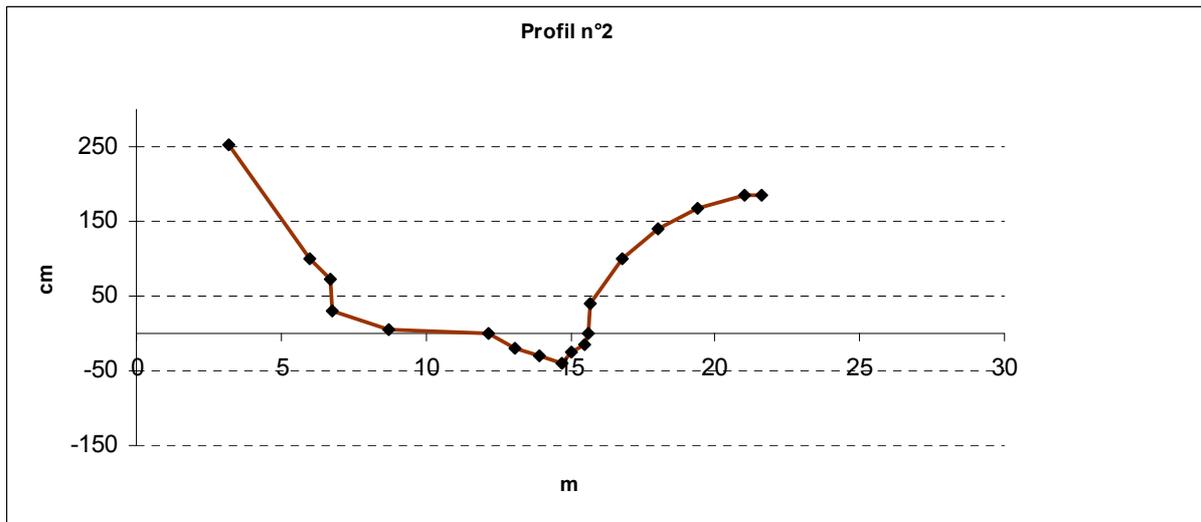


Figure 4 : Profil en travers 2.

Localisation approximative du profil n°2 vue vers l'aval



Tracé en plan chenal : sinueux

Section : enrochement, banc alterné, chenal, fascine, terrasse

Faciès : hauteur d'eau faible, vitesse modérée, plat courant

Altération anthropique : forte en rive gauche (enrochement) et modéré en rive droite (fascine)

Granulométrie de fond : sable avec galets épars en rive droite

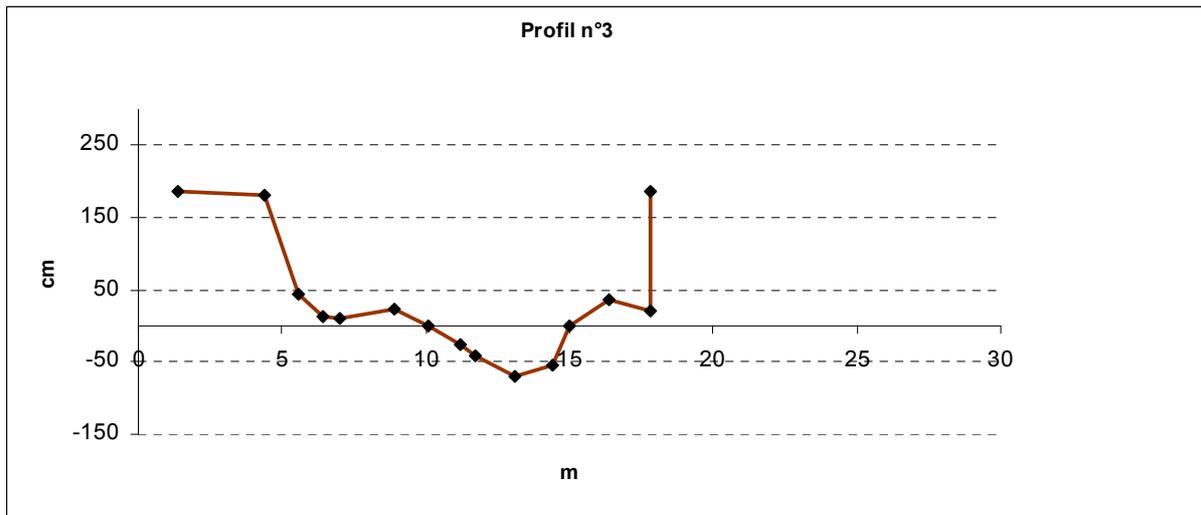


Figure 5 : Profil en travers 3.

Localisation approximative du profil n°3 vue vers l'aval



Tracé en plan chenal : courbure

Section : enrochement, banc convexe, chenal, enrochement, mur

Faciès : hauteur d'eau forte, vitesse faible, mouille de concavité

Altération anthropique : forte en rive gauche (enrochement) et en rive droite (mur)

Granulométrie de fond : sable

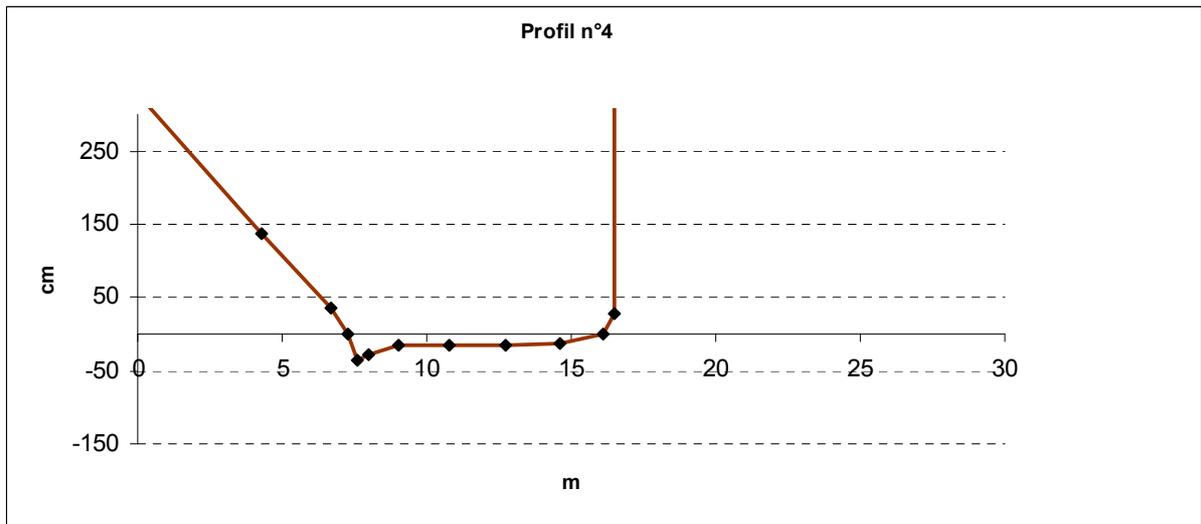


Figure 6 : Profil en travers 4.

Localisation approximative du profil n°4 vue vers l'amont



Tracé en plan chenal : rectiligne

Section : enrochement, chenal, petite banquette arborée, mur

Faciès : hauteur d'eau faible, vitesse faible, chenal lentique

Altération anthropique : forte en rive gauche (enrochement) et en rive droite (mur)

Granulométrie de fond : fine, limon + pellicule organique

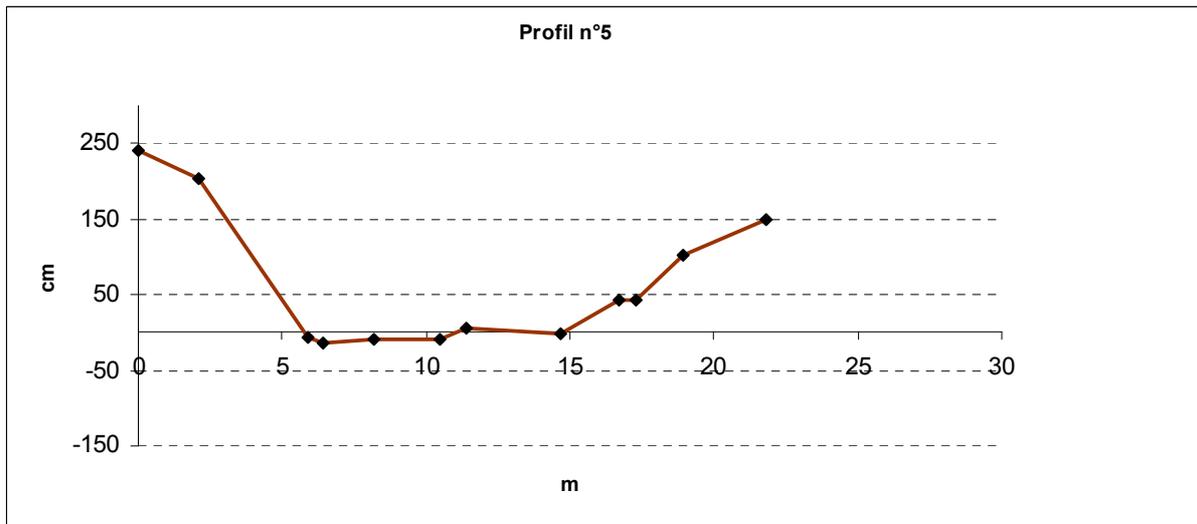


Figure 7 : Profil en travers 5.

Localisation approximative du profil n°5 vue vers l'aval



Tracé en plan chenal : sinueux

Section : enrochement, chenal, banc alterné, terrasse

Faciès : hauteur d'eau faible, vitesse forte, radier

Altération anthropique : forte en rive gauche

Granulométrie de fond : grossière, galets, blocs anthropiques

Périmètre mouillé = 15,46 m

Section mouillée = 12,68 m²

Rayon hydraulique = 0,82 m

Largeur à plein bord = 15 m

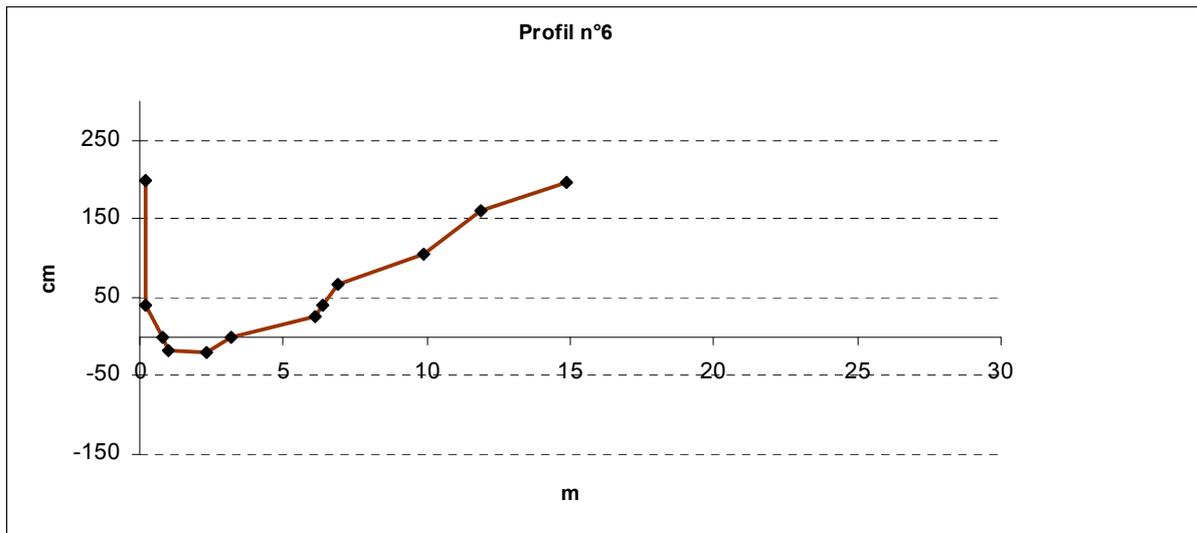


Figure 8 : Profil en travers 6.

Localisation approximative du profil n°6 vue vers l'amont



Tracé en plan chenal : courbure concave
 Section : mur+enrochement, chenal surcreusement concave, banc convexe, terrasse
 Faciès : hauteur d'eau faible, vitesse forte, radier
 Altération anthropique : forte en rive gauche
 Granulométrie de fond : grossière, galets

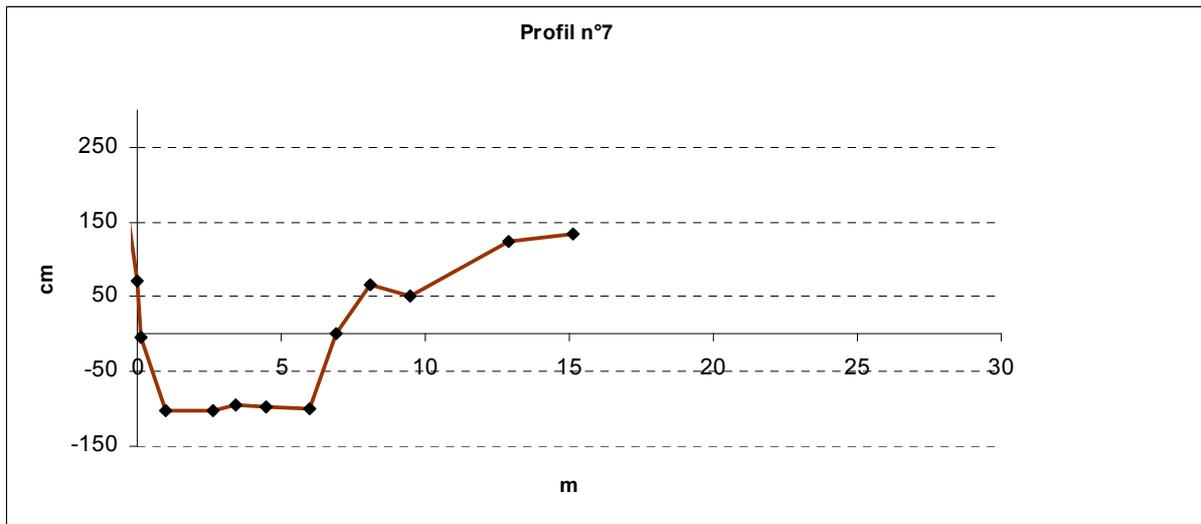


Figure 9 : Profil en travers 7.

Localisation approximative du profil n°7 vue vers l'amont



Tracé en plan chenal : sinueux, courbure

Section : mur+enrochement, chenal surcreusement concave, apex banc convexe, terrasse

Faciès : hauteur d'eau forte, vitesse modéré, mouille aval radier

Altération anthropique : forte en rive gauche

Granulométrie de fond : sable

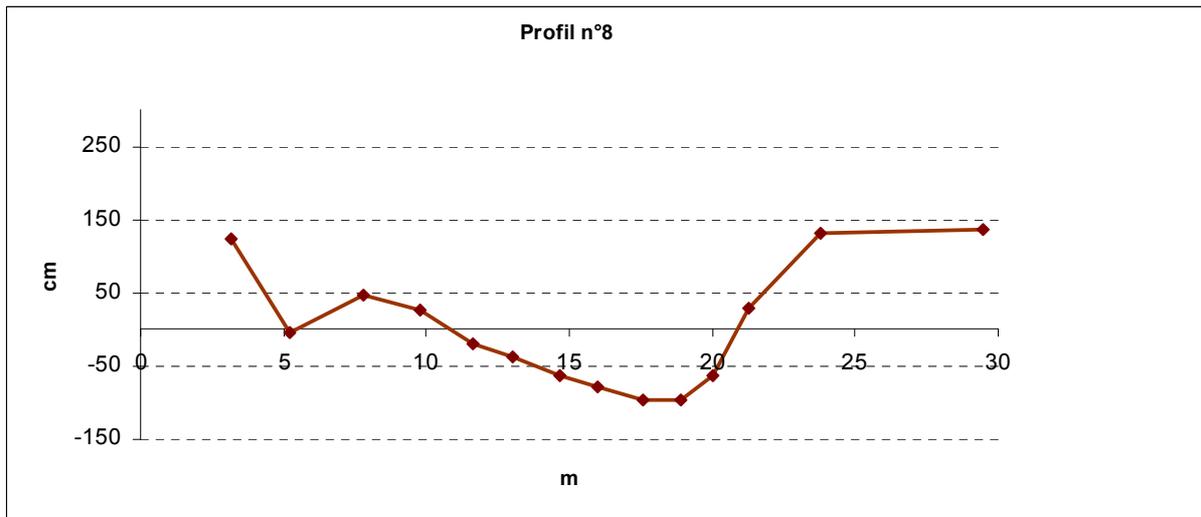


Figure 10 : Profil en travers 8.

Localisation approximative du profil n°8 vue vers l'amont



Tracé en plan chenal : légère courbure, sinueux
 Section : berge + petite terrasse, banc alterné, chenal, fascine, terrasse
 Faciès : hauteur d'eau forte, vitesse faible, mouille de concavité
 Altération anthropique : modéré en rive gauche (enrochement) et en rive droite (fascine)
 Granulométrie de fond : sable

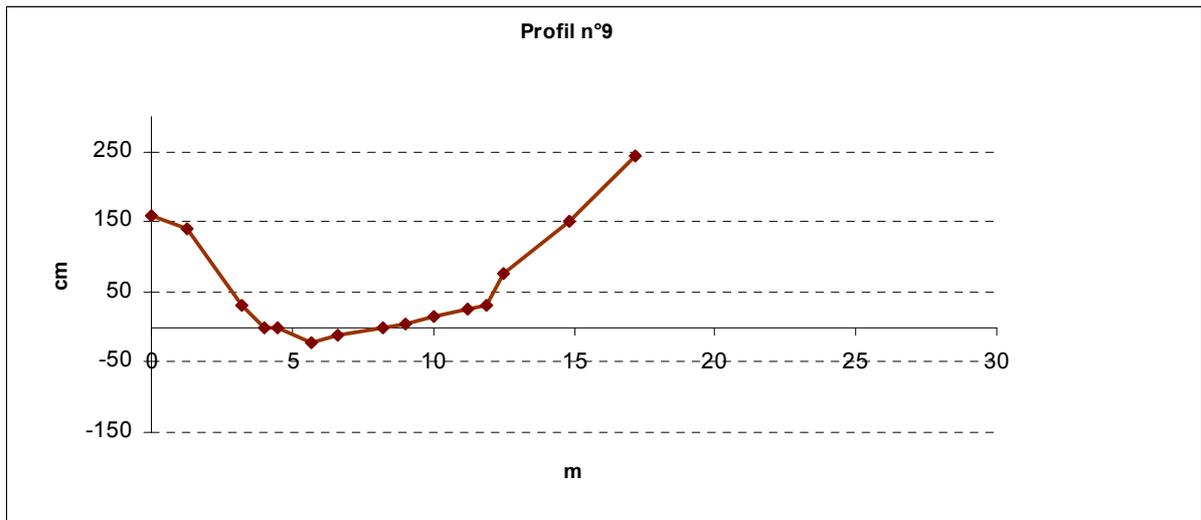


Figure 11 : Profil en travers 9.

Localisation approximative du profil n°9 vue vers l'amont



Tracé en plan chenal : sinueux
 Section : enrochement, chenal, banc alterné, terrasse
 Faciès : hauteur d'eau faible, vitesse modéré, plat courant
 Altération anthropique : forte en rive gauche
 Granulométrie de fond : grossière, galets

Périmètre mouillé = 14,81 m
 Section mouillée = 15,44 m²
 Rayon hydraulique = 0,95 m
 Largeur à plein bord = 14,14 m

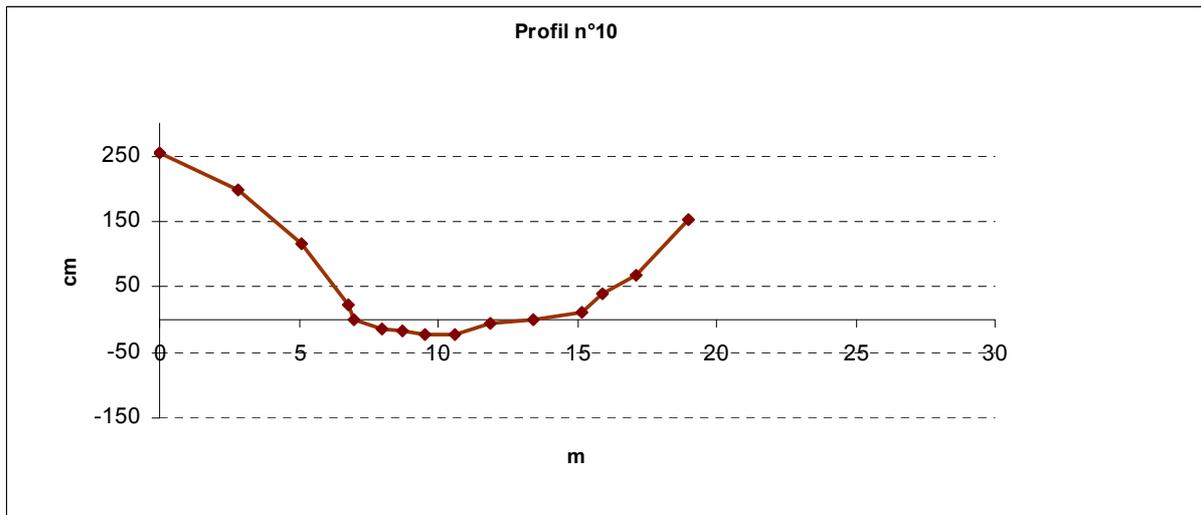


Figure 12 : Profil en travers 10.

Localisation approximative du profil n°10 vue vers l'amont (vue partielle)



Tracé en plan chenal : courbure

Section : talus parking, chenal, banc convexe, terrasse

Faciès : hauteur d'eau faible, vitesse faible, chenal lentic

Altération anthropique : modéré, fascine de saule

Granulométrie de fond : sable + galets en bordure

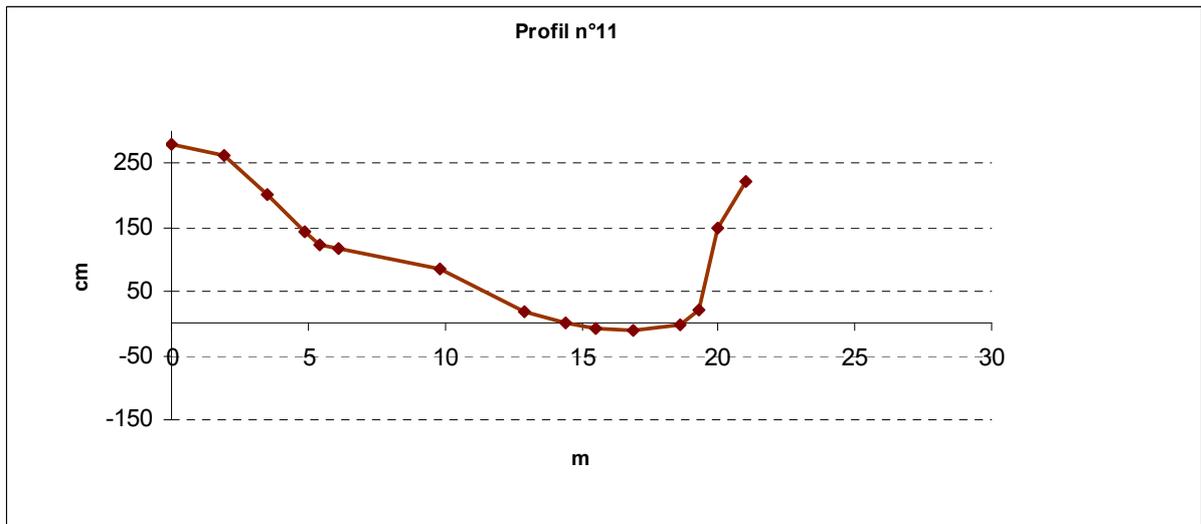


Figure 13 : Profil en travers 11.

Localisation approximative du profil n°11 vue vers l'aval (vue partielle)



CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

- Tracé en plan chenal : courbure concave
- Section : talus parking, banc convexe, chenal, érosion, versant
- Faciès : hauteur d'eau faible, vitesse modéré, plat courant
- Altération anthropique : faible
- Granulométrie de fond : grossière, galets

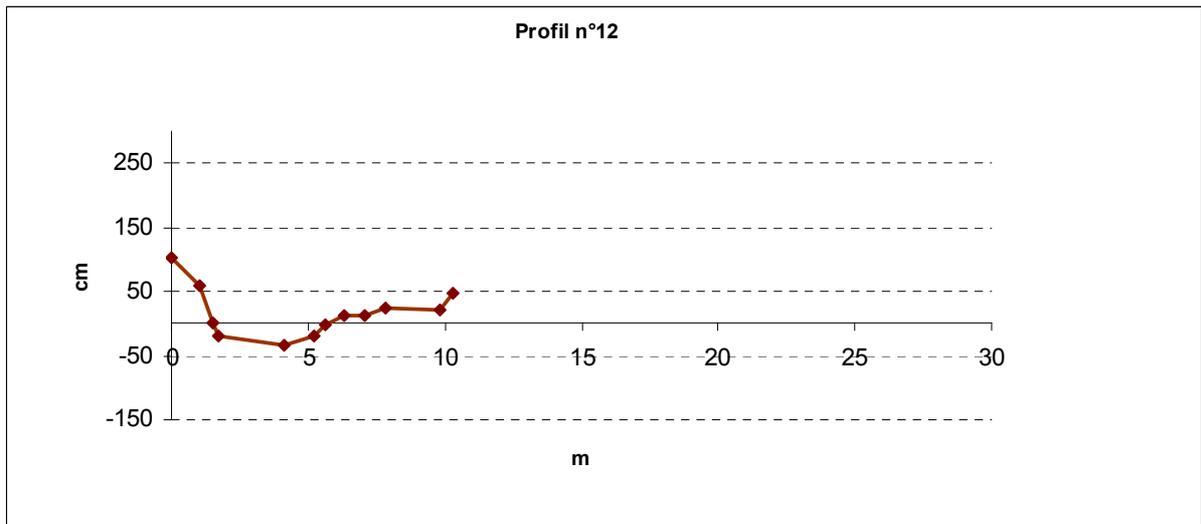


Figure 14 : Profil en travers 12.

Localisation approximative du profil n°12 vue vers l'aval (vue partielle)



Tracé en plan chenal : sinueux

Section : mur + enrochement, chenal, banc alterné, versant

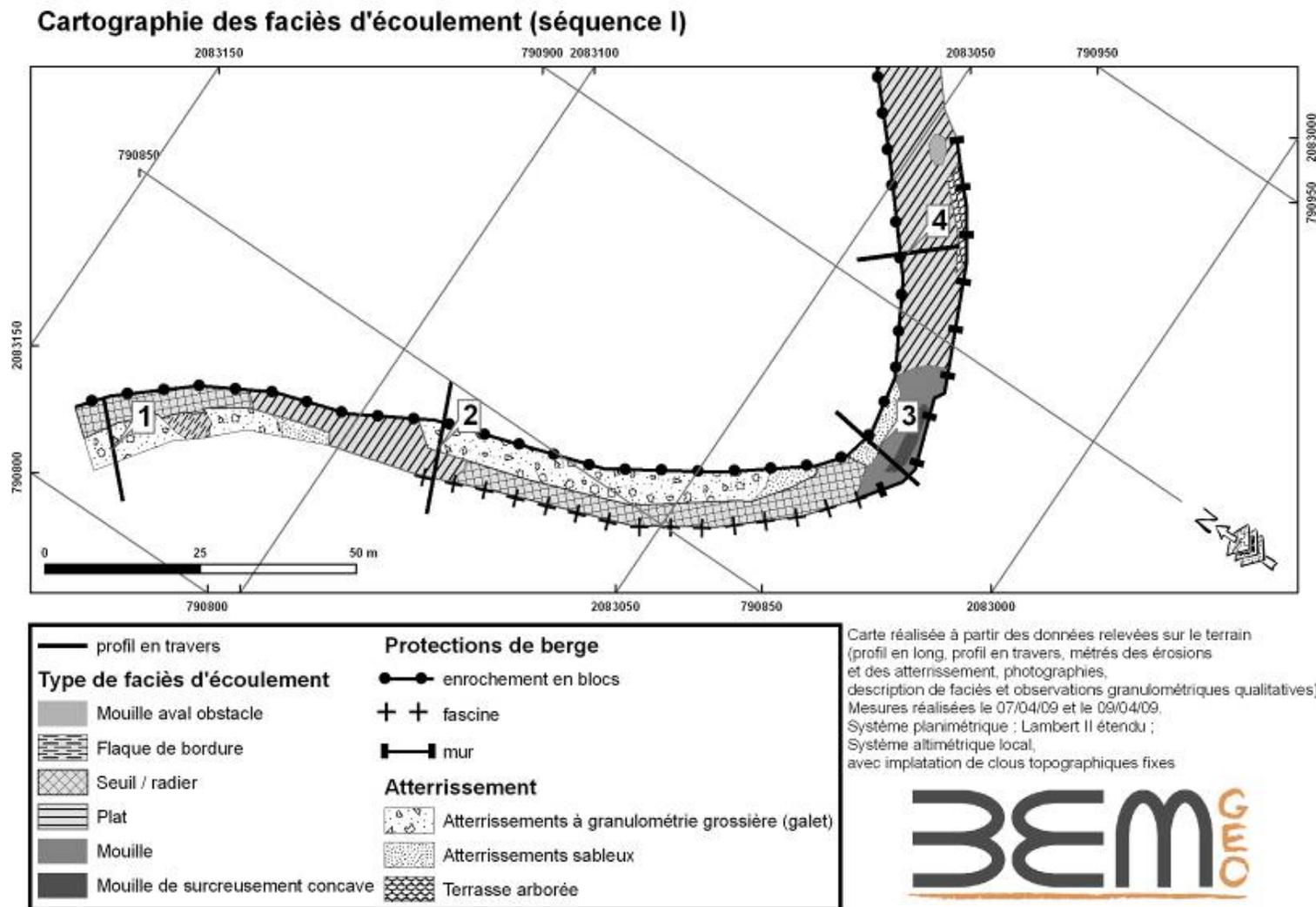
Faciès : hauteur d'eau faible, vitesse faible, plat lentique

Altération anthropique : forte en rive gauche, enrochement en pied de berge puis mur

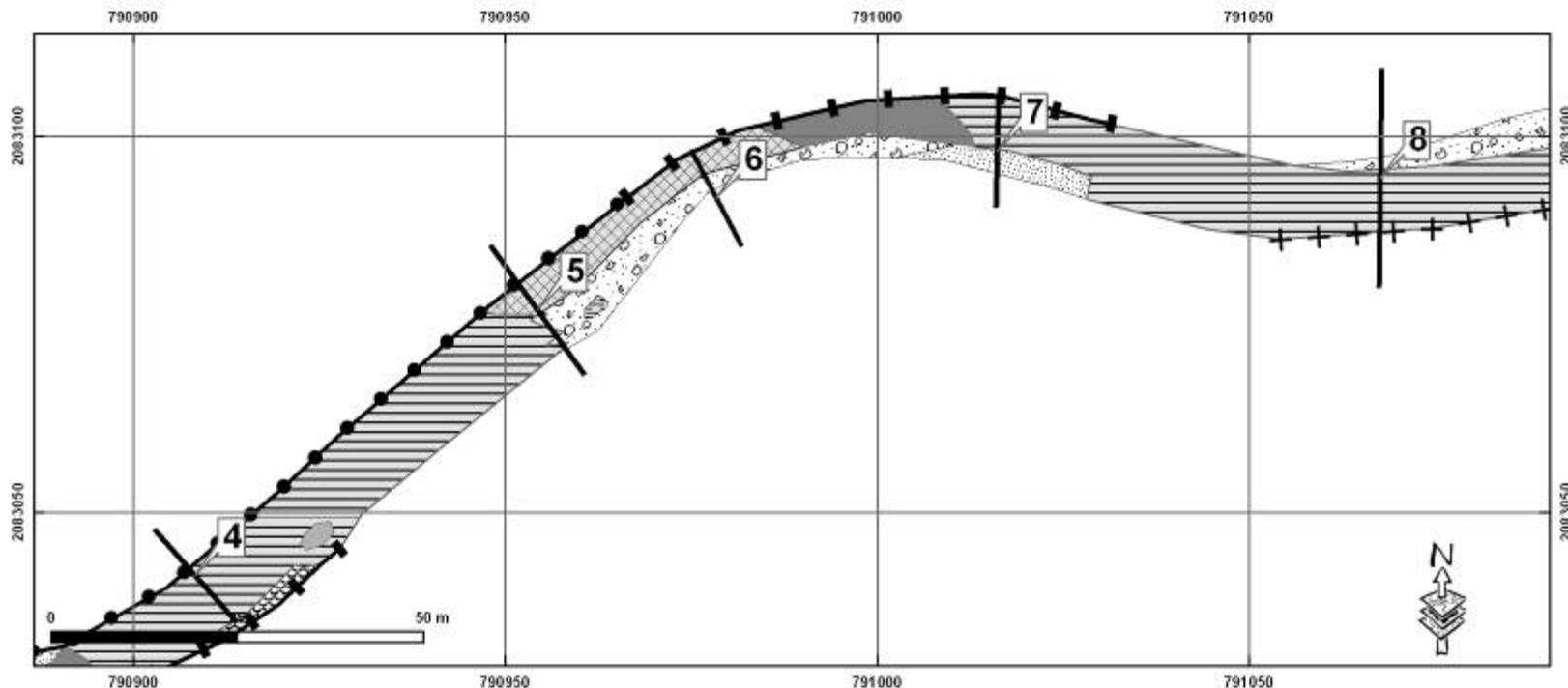
Granulométrie de fond : sable

Cartographie morphodynamique et des faciès d'écoulement

Figure 15 : Cartographie morphodynamique et des faciès d'écoulement.



Cartographie des faciès d'écoulement (séquence II)

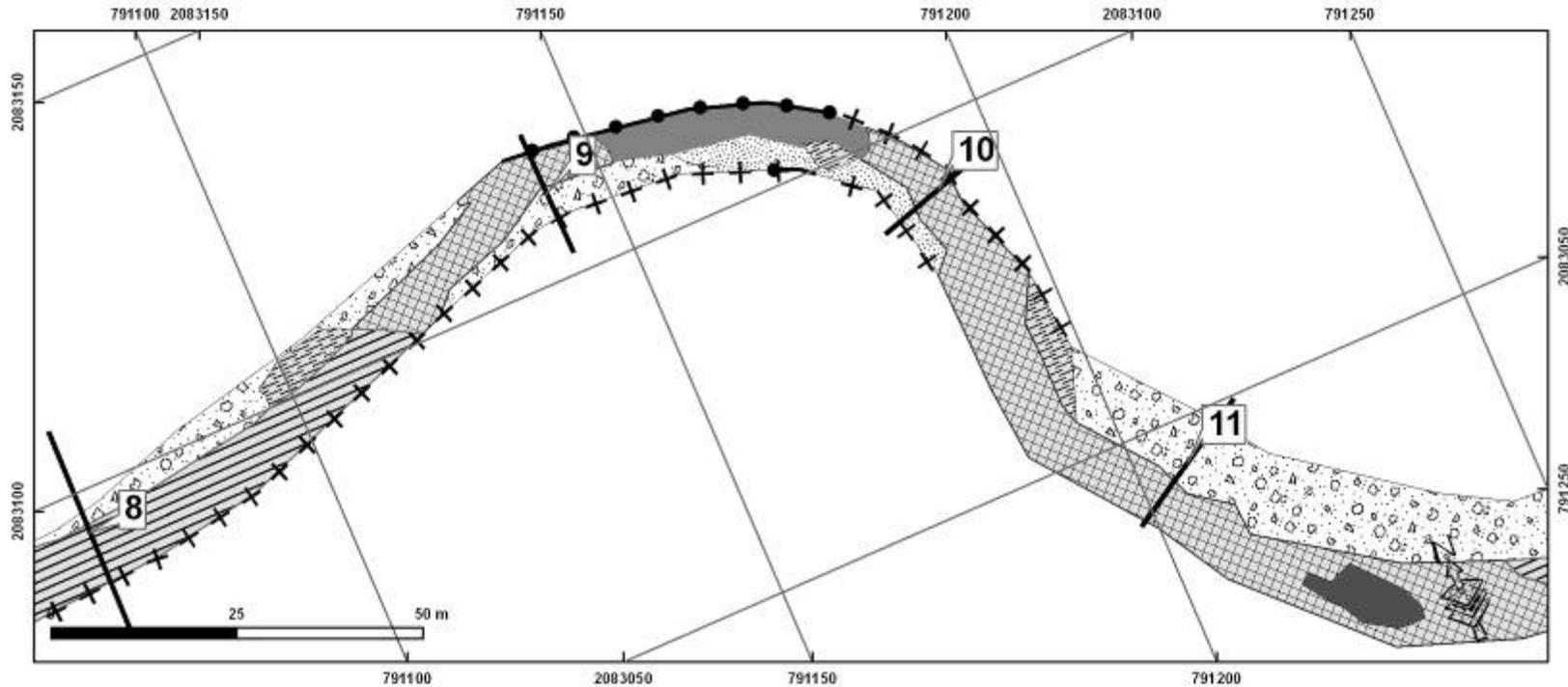


— profil en travers	Protections de berge
Type de faciès d'écoulement	●—● enrochement en blocs
■ Mouille aval obstacle	+ + fascine
▨ Flaque de bordure	— mur
▩ Seuil / radier	Atterrissement
▨ Plat	▨ Atterrissements à granulométrie grossière (galet)
■ Mouille	▨ Atterrissements sableux
■ Mouille de surcreusement concave	▨ Terrasse arborée

Carte réalisée à partir des données relevées sur le terrain (profil en long, profil en travers, mètres des érosions et des atterrissement, photographies, description de faciès et observations granulométriques qualitatives).
 Mesures réalisées le 07/04/09 et le 09/04/09.
 Système planimétrique : Lambert II étendu ;
 Système altimétrique local,
 avec implantation de clous topographiques fixes

BEM
OMG

Cartographie des faciès d'écoulement (séquence III)

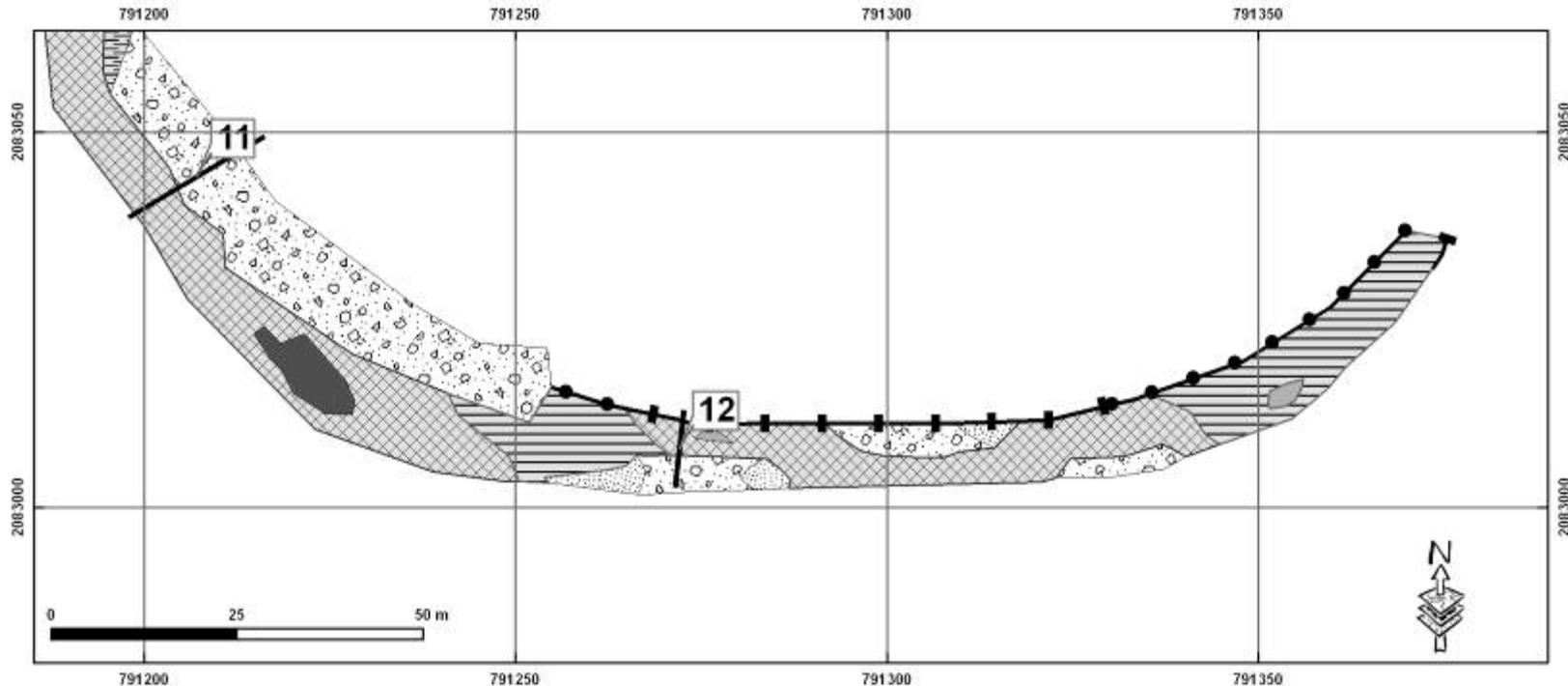


profil en travers	Protections de berge
Type de faciès d'écoulement	enrochement en blocs
Mouille aval obstacle	fascine
Flaque de bordure	mur
Seuil / radier	Atterrissement
Plat	Atterrissements à granulométrie grossière (galet)
Mouille	Atterrissements sableux
Mouille de surcreusement concave	Terrasse arborée

Carte réalisée à partir des données relevées sur le terrain (profil en long, profil en travers, mètres des érosions et des atterrissement, photographies, description de faciès et observations granulométriques qualitatives).
 Mesures réalisées le 07/04/09 et le 09/04/09.
 Système planimétrique : Lambert II étendu ;
 Système altimétrique local,
 avec implantation de clous topographiques fixes



Cartographie des faciès d'écoulement (séquence IV)



profil en travers	Protections de berge
Type de faciès d'écoulement	enrochement en blocs
Mouille aval obstacle	fascine
Flaque de bordure	mur
Seuil / radier	Atterrissement
Plat	Atterrissements à granulométrie grossière (galet)
Mouille	Atterrissements sableux
Mouille de surcreusement concave	Terrasse arborée

Carte réalisée à partir des données relevées sur le terrain (profil en long, profil en travers, mètres des érosions et des atterrissement, photographies, description de faciès et observations granulométriques qualitatives).
 Mesures réalisées le 07/04/09 et le 09/04/09.
 Système planimétrique : Lambert II étendu ;
 Système altimétrique local,
 avec implantation de clous topographiques fixes

BEM
OMG

Caractérisation morphodynamique quantitative

Par rapport à la surface de la bande active (7303 m²)

Tableau 2 : Surfaces et pourcentages de surface des bancs et faciès d'écoulement dans la bande active.

	m ²	%
Banc de galets	1803,3	24,7
Banc de sables	367,5	5,0
Flaque de bordure	185,9	2,5
Seuil	2144,2	29,4
Plat	2320,6	31,8
Mouille	386,7	5,3
Mouille de surcreus^t en concavité	95,0	1,3

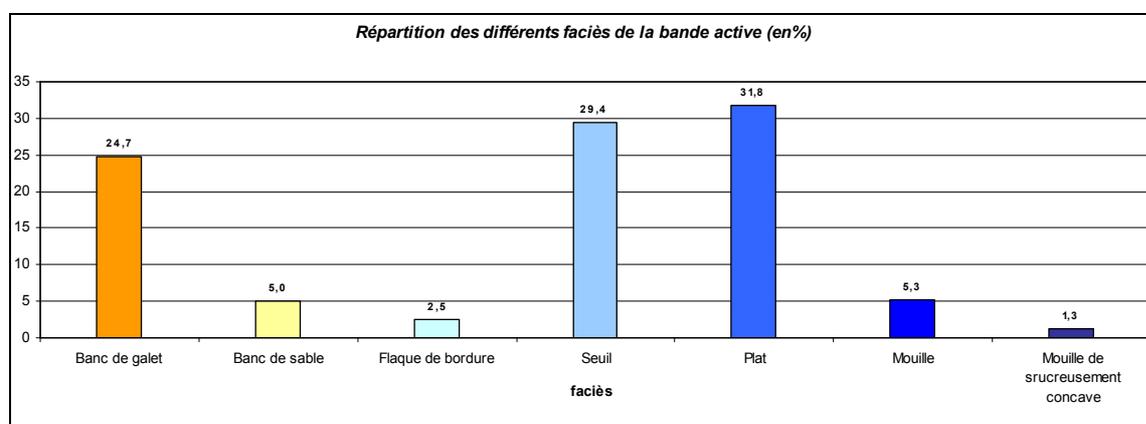


Figure 16 : Pourcentages de surface des bancs et faciès d'écoulement dans la bande active.

Par rapport à la surface du lit mouillé (5132 m²)

Dans ce lit mouillé, les principaux faciès sont les plats (45%) et les seuils (41%). Les mouilles, mouilles de surcreusement concave et flaques de bordures sont présentes de manière marginale (respectivement 7,5%, 1,9% et 3,6%).

Tableau 3 : Surfaces et pourcentages de surface des bancs et faciès d'écoulement dans le lit mouillé.

	%	m ²
Flaque de bordure	3,6	185,9
Seuil	41,8	2144,2
Plat	45,2	2320,6
Mouille	7,5	386,7
Mouille de surcreus^t en concavité	1,9	95,0

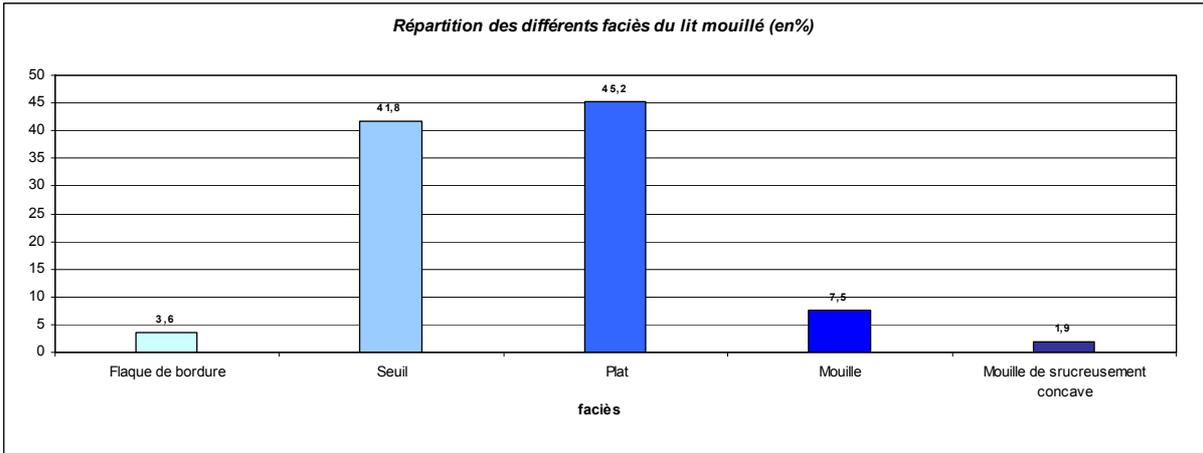
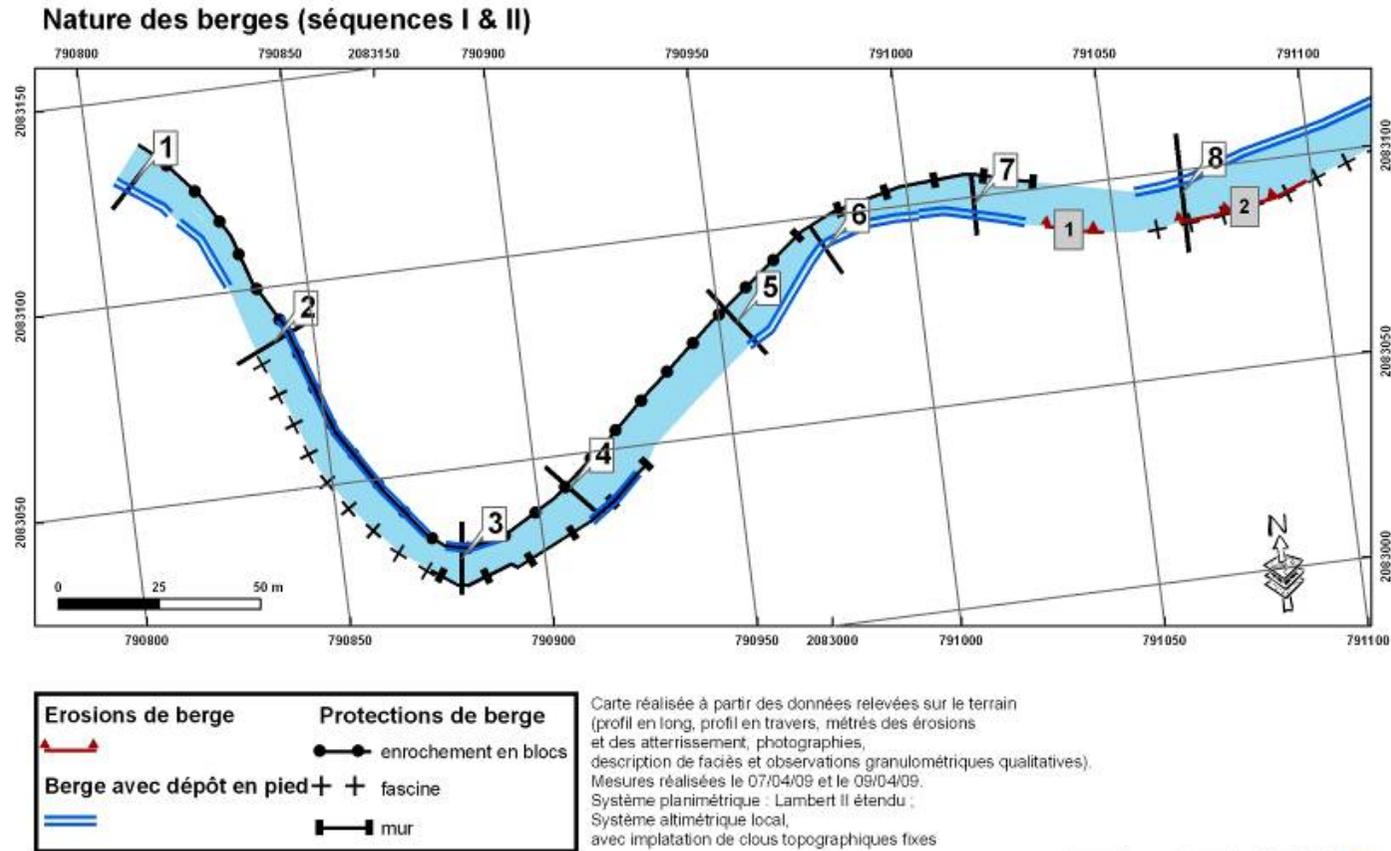


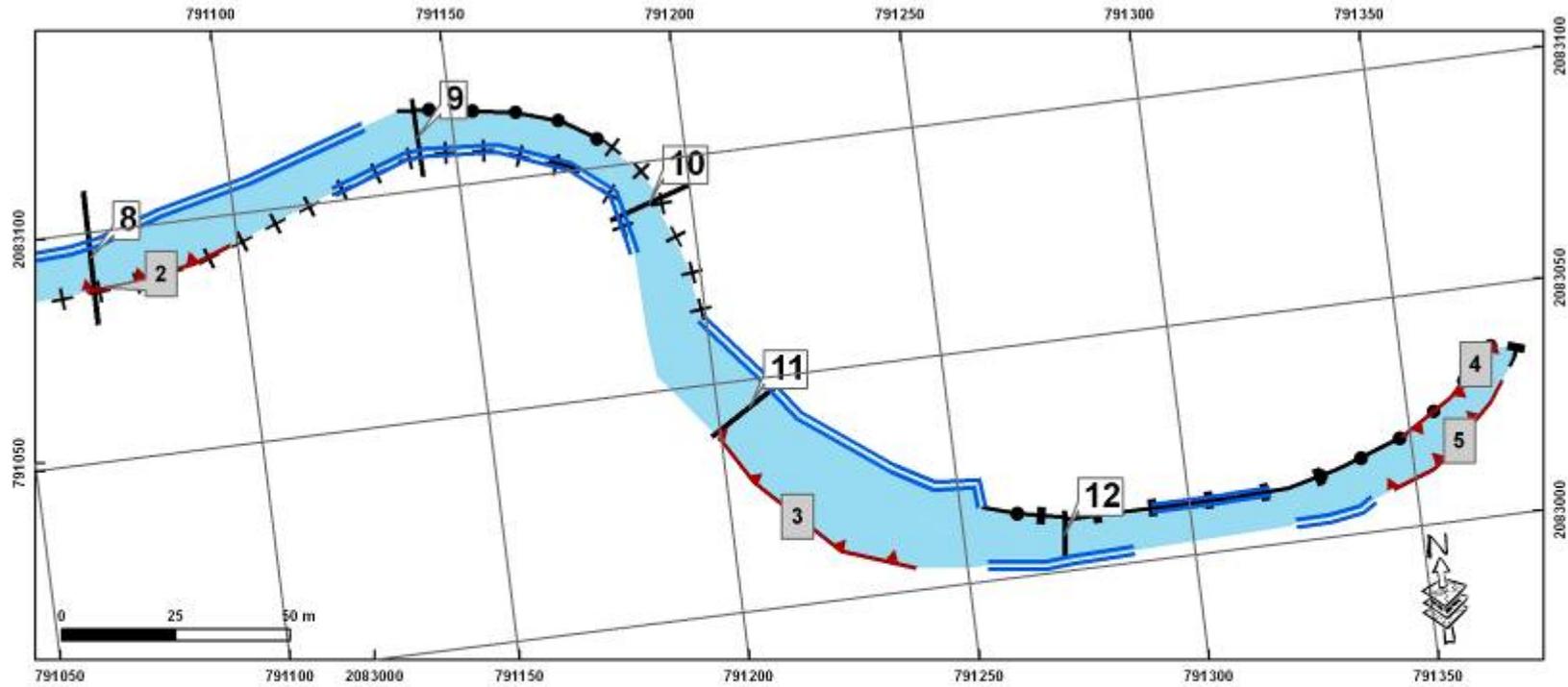
Figure 17 : Pourcentages de surface des bancs et faciès d'écoulement dans le lit mouillé.

Cartographie des berges

Figure 18 : Cartographie des berges.



Nature des berges (séquences III & IV)



Erosions de berge	Protections de berge
Erosion de berge	enrochement en blocs
Berge avec dépôt en pied	fascine
	mur

Carte réalisée à partir des données relevées sur le terrain (profil en long, profil en travers, mètres des érosions et des atterrissement, photographies, description de faciès et observations granulométriques qualitatives).
 Mesures réalisées le 07/04/09 et le 09/04/09.
 Système planimétrique : Lambert II étendu ;
 Système altimétrique local, avec implantation de clous topographiques fixes



Érosion 1



Érosion 3



Érosion 2



Érosion 4



Érosion 5



Caractérisation quantitative des berges

Longueur du talweg (axe médian du chenal mouillé) = 736,3 m
Longueur directe (à vol d'oiseau amont-aval du site) = 573,3 m
Indice de sinuosité = 1,2 (= sinuosité faible)

Longueur de la berge gauche = 710,7 m
Longueur de la berge droite = 736,6 m
Total longueur des deux berges = 1147,4 m

Nature des berges de la bande active :

Longueur de berges soumises à érosion = 164,4 m, **soit 11,4 % de la longueur des deux berges**

Longueur de berges soumises à protection (mur, enrochement libre, génie végétal) = 810,1 m, **soit 56,0 % de la longueur des deux berges**

Longueur de berges soumises à dépôts en pied = 526,8 m, **soit 36,4 % de la longueur des deux berges**

Indice de mobilité pondéré = **59,2**

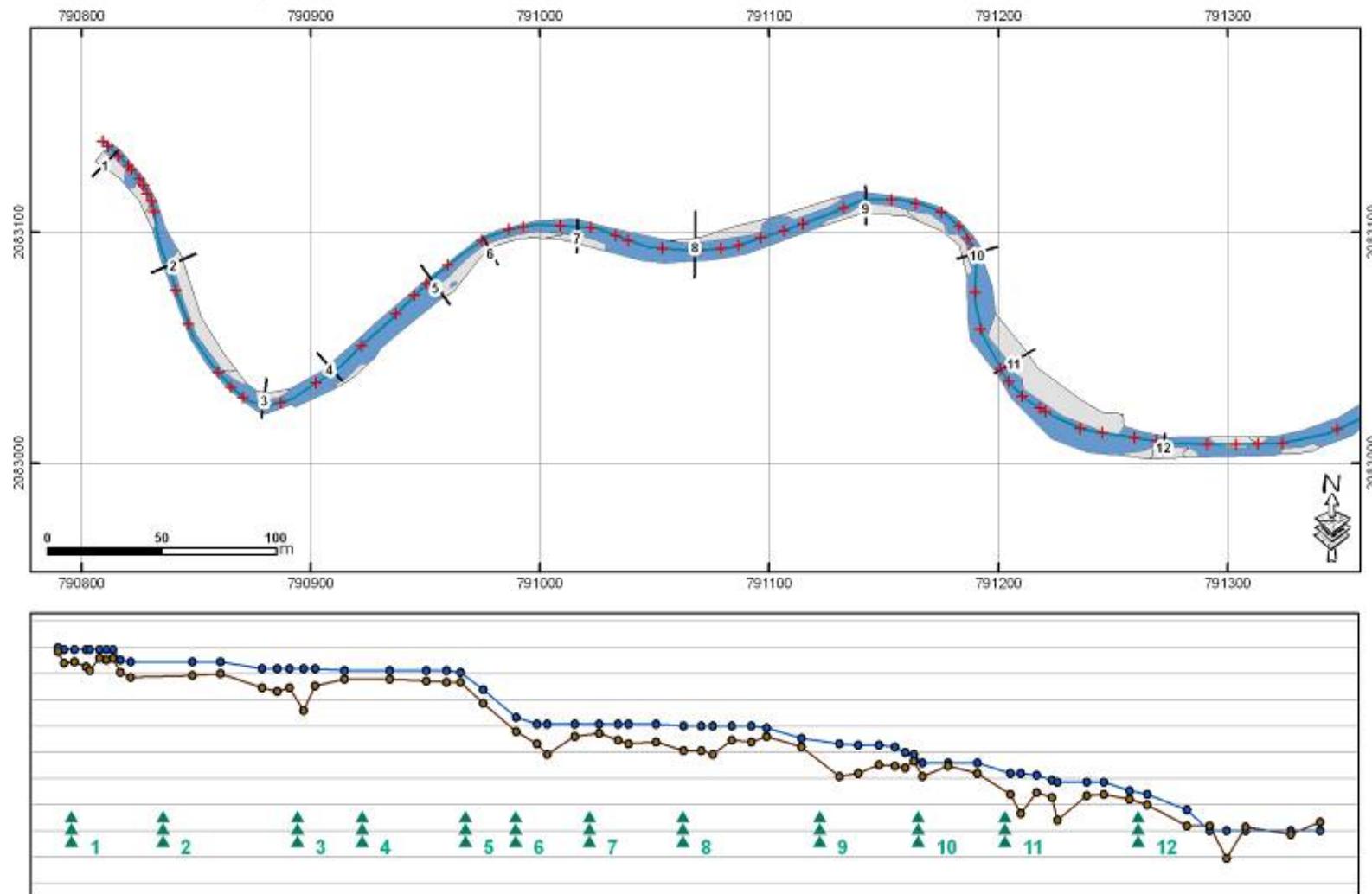
Une telle valeur indique une **dynamique latérale active** (Schmitt *et al.*, 2007).

Tableau 4 : Détails de la nature des berges.

	Berge gauche	Berge droite	Total en ml	% total de berge
Longueur de berge en m	710,7	736,6	1447,4	100
% rive	49	51		
Longueur érodée en m	62,7	101,8	164,5	11
% érodé	38,1	61,9		
Longueur avec dépôt en m	262,0	264,8	526,8	36,4
% avec dépôt	49,7	50,3		
dont				
Longueur dépôt galets m	230,9	162,2	393,1	27,2
% dépôts galets	43,8	30,8		
Longueur dépôts sables	31,1	86,2	117,3	8,1
% dépôts sables	5,9	16,4		
Longueur dépôts litière	0,0	16,4	16,4	1,1
% dépôt litière	0,0	3,1		
Longueur protégée	511,4	298,7	810,1	56
% rive protégée	63,1	36,9		
dont				
Longueur protégée par blocs	330,0	13,8	343,8	24
% protégé par blocs	40,7	1,7		
Longueur protégée par murs	137,6	69,6	207,2	14
% protégé par murs	17,0	8,6		
Longueur protégée par génie végétal	43,9	215,2	259,1	18
% protégé par génie végétal	5,4	26,6		

Figure 19 : Cartographie du talweg et représentation du profil en long.

Profil en long du linéaire d'étude



Planimétrie : Lambert II étendu ; l'altimétrie : système locale avec implantation de clous topographique fixes. Sur le graphique est multiplié par 3, chaque graduation représente 5 m.
Source donnée de terrain collectées le 07/04/09

La **pente moyenne** du site témoin est de **0,4075 %**.

Le fait que cette valeur soit plus faible que la moyenne du type hydro-géomorphologique B4-C s'explique par la position très en aval du site témoin.

Le profil en long montre clairement la variabilité morphologique du site :

- faciès variés ;
- fortes alternances seuils-mouilles, ce qui, compte tenu de la granulométrie grossière, favorise les échanges hydriques avec la zone hyporhéique et les processus d'auto-épuration et de dégradation de la matière organique (Schmitt *et al.*, 2010).

Interprétation morphodynamique

- forte **hétérogénéité morphologique** (faciès, profils en travers et en long, bancs...), malgré la présence de nombreux aménagements, essentiellement de stabilisation de berges. Cela atteste d'ailleurs que la dynamique latérale est active ;
- malgré ces aménagements, la **morphodynamique** est clairement **active** (indice de mobilité pondéré, traces d'érosion de berges, nombreux bancs...).

Granulométrie de surface

Tableau 5 : Synthèse des données granulométriques.

	Banc 1	Banc 2	Banc 3*	Autre site**
D₅₀ (mm)	36,6	45	10,5	47
D_{moyen} (mm)	45,9	59,4	29,2	57
Classe modale (mm)	32-45	32-45	32-45	/
Coef de variat^o (tri)	0,77	0,88	1,53	0,88
Sorting index (tri)	1,9	1,46	5,4	/

* non utilisable en raison d'un nombre trop faible de données.

** issu du programme GEREHPUR. Site appartenant au type B4 et localisé sur l'Yzeron à quelques km à l'amont de la confluence avec le Charbonnières.

NB : les prélèvements ont été réalisés sur des transects allant des bancs (sédiments grossiers et relativement bien triés) au chenal d'étiage (faciès de type plat avec sables fréquents) ; les prélèvements dans le chenal sont néanmoins largement les moins nombreux. Les résultats montreraient des valeurs moyennes légèrement plus élevées et des tris meilleurs sans ce biais méthodologique.

La granulométrie est relativement grossière, ce qui est lié à l'énergie de la rivière. Le tri est moyen ; cela s'explique par la présence de nombreux points de contact du lit mineur avec les versants susceptibles de fournir des particules grossières (Schmitt *et al.*, 2004). Ces résultats sont pleinement conformes aux données du type hydro-géomorphologique B4-C (cf. tabl. 1 et Schmitt *et al.*, 2004).

Les données de lit mineur montrent la présence de sables, ce qui est lié à une abondante fourniture sableuse de l'amont (Grosprêtre et Schmitt, 2010).

Estimation de la dynamique de la charge de fond

Comme nous l'avons indiqué plus haut, le suivi de galets marqués par des PITs n'a pas pu être réalisé. Nous avons néanmoins pu utiliser des données issues de la thèse de L. GROSPRÊTRE (en cours). Le site de suivi se trouve sur un tronçon du type hydro-géomorphologique B4-C. Il est localisé sur la figure 20.

Caractéristiques du suivi :

- période de suivi : octobre 2006 à avril 2009 (2ans et demi). Cette période comprend une crue de durée de retour de l'ordre de 20 ans (crue de nov. 2008 ; P. Breil, comm^o orale) ;

- nombre de galets marqués : 105.
- Caractéristiques sédimentologiques : tableau 6.

Tableau 6 : Données granulométriques des sédiments du site et des galets marqués par des PITs.

	Granulo naturelle	Galets marqués PITs
D_{50} (mm)	55	73
D_{moyen} (mm)	64	90
Coef de variat° (tri)	0,66	0,30

Les données de la granulométrie naturelle montrent des résultats proches des données du site témoin, ce qui renforce la comparaison entre ce site de suivi des galets et le site témoin. Le fait que les galets marqués par des PITs soient plus grossiers et mieux triés est logique car il n'est pas possible d'introduire des PITs, d'une longueur de 3 cm, dans des galets trop petits.

Résultats :

- nombre de galets détectés : 53, soit un taux de récupération de 51% ;
- distances de transport :
 - o comprises entre 0 et 15 m ;
 - o distance moyenne : 4 m ;
 - o distance médiane : 2 m ;
 - o aucune influence de l'axe b ou du poids des particules sur les distances de transport n'a été notée.

La pente est d'environ 1,5 % (estimation à partir de la BD Carthage).

Ces résultats ne sont évidemment pas directement transférables au site témoin. Néanmoins, comme les granulométries ont environ la même taille et que ces données concernent le même type hydro-géomorphologique, et donc le même fonctionnement morphodynamique, il est possible de transposer dans une certaine mesure ces résultats.

Il semble donc que :

- les sédiments grossiers sont clairement **mobiles** ;
- les distances de transport restent cependant faibles, ce qui est logique vue la taille réduite de la rivière et l'hétérogénéité de sa morphologie qui contient de nombreuses zones de dépôt.

Cette interprétation est cohérente avec l'interprétation des données qui précède, ainsi que notre expertise géomorphologique qualitative de terrain.

Estimation de la puissance spécifique à pleins bords

Les profils en travers N° 5 et 9 sont adaptés à ce type d'estimation (faible courbure du tracé en plan). Nous avons choisi pour cette estimation le profil en travers N° 9, aussi compris celui dans la zone d'étude des écoulements hyporhéiques (voir annexe 2, tâche B). L'estimation du Q_b repose sur la formule de Manning Strickler.

Tableau 7 : Estimation de la puissance spécifique et de quelques autres paramètres, pour différentes valeurs de rugosité.

	Rugo 20	Rugo 15	Rugo 10
Q_b ($m^3.s^{-1}$)	18,3	13,7	9,1
Puissance spécifique ($W.m^{-2}$)	55	41	28
Puissance brute ($W.m^{-1}$)	729	547	365
Vitesse moyenne ($m.s^{-1}$)	1,29	0,97	0,65
Rapport largeur/profondeur	12,3	12,3	12,3
Rugosité (n Manning)	0,05	0,067	0,10

Selon les valeurs de rugosité retenues, la puissance spécifique à pleins bords varie entre 28 et 55 $W.m^{-2}$. Par ailleurs, le Q_b est généralement proche de la crue de durée de retour de 1,5 à 2 ans. Or, sur la station hydrométrique de Taffignon, la crue instantanée de durée de retour 1 an est de 24 $m^3.s^{-1}$, ce qui est relativement proche avec la valeur de 18,3 $m^3.s^{-1}$ qui a été estimée avec la formule de Manning Strickler (durée de retour de 0,7 an sur la station de Taffignon, d'après l'échantillon des pics de crue présenté en Annexe 2, Etude de l'effet des barrages, figure 2a). Nous retiendrons donc une valeur de puissance spécifique de l'ordre de **55 $W.m^{-2}$** .

Cette valeur est plus faible que la valeur moyenne du type B4-C (tabl. 1). Ceci est logique car les sites de mesures utilisées pour l'élaboration de la typologie sont situés plus à l'amont, où la pente est plus élevée (0,91 %, alors que la pente du site témoin est de 0,4075 %).

Une puissance spécifique de 55 $W.m^{-2}$ indique une **dynamique latérale active**, permettant à un cours d'eau de se **réajuster après des aménagements**, généralement par érosion latérale (Brookes, 1988).

Notons que rapport largeur/profondeur est de 12,3. Ceci est typique d'un cours d'eau alluvial graveleux à dynamique latérale active, mais moyenne, c'est-à-dire sans tressage ou des méandres divagants (Schmitt *et al.*, 2007). Cette valeur correspond bien au type hydro-géomorphologique B4-C (à noter que les valeurs de rapports largeur/profondeur du tableau 1 sont plus faibles du fait d'une méthode de mesure plus rapide, qui avait été allégée pour les mémoires de Master de Laurent VALETTE et Karine VALIN ; Valette, 2004 ; Valin, 2004).

Echelle du bassin versant

Sur la base des profils en travers réalisés sur le site du stade du Merloo, et de profils en travers supplémentaires réalisés dans le bassin versant, et appartenant au même type hydro-géomorphologique B4-C (Schmitt *et al.*, 2004), nous avons tenté d'utiliser des relations de géométrie hydraulique longitudinale (Leopold et Maddock, 1953) pour caractériser la géométrie à pleins bords des tronçons bétonnés à restaurer : largeur à pleins bords, profondeur moyenne à pleins bords.

Il est à noter que les résultats des modélisations hydrologiques menées en annexe 2 sur le fonctionnement des futurs barrages secs, montrent que ces derniers n'auront pas d'effets sur les crues $Q_{1,5}$ et Q_2 . Les relations de géométrie hydraulique à pleins bords peuvent donc, *a priori*, être utilisées.

Profils en travers utilisés

- les profils en travers N° 5 et 9 du site témoin. Ils ont été sélectionnés car ils se situent sur des seuils naturels et des zones à faible courbure du tracé en plan. Comme ils sont très proches et que la surface drainée est la même, les paramètres de géométrie hydraulique ont été moyennés entre ces deux PT ;
- deux profils en travers issus du programme de recherche GEREHPUR ;
- quatre profils en travers issus du rapport Navratil (2005) (fig. 20). Dans ce cas, pour chaque site, 3 PT, localisés au niveau des seuils naturels, ont été moyennés ;
- trois profils en travers supplémentaires ont été levés par AEMGEO dans le bassin versant de l'Yzeron, de façon à couvrir toute la gamme des superficies drainées et d'avoir un nombre suffisants de données. Ces profils concernent le même type hydro-géomorphologique B4-C. Ces profils ont été levés le 17/08/09, en période d'étiage sévère, sur des seuils naturels. Ils ont été localisés sur la figure 20 ;
- au final, la régression comporte donc **10 points**.

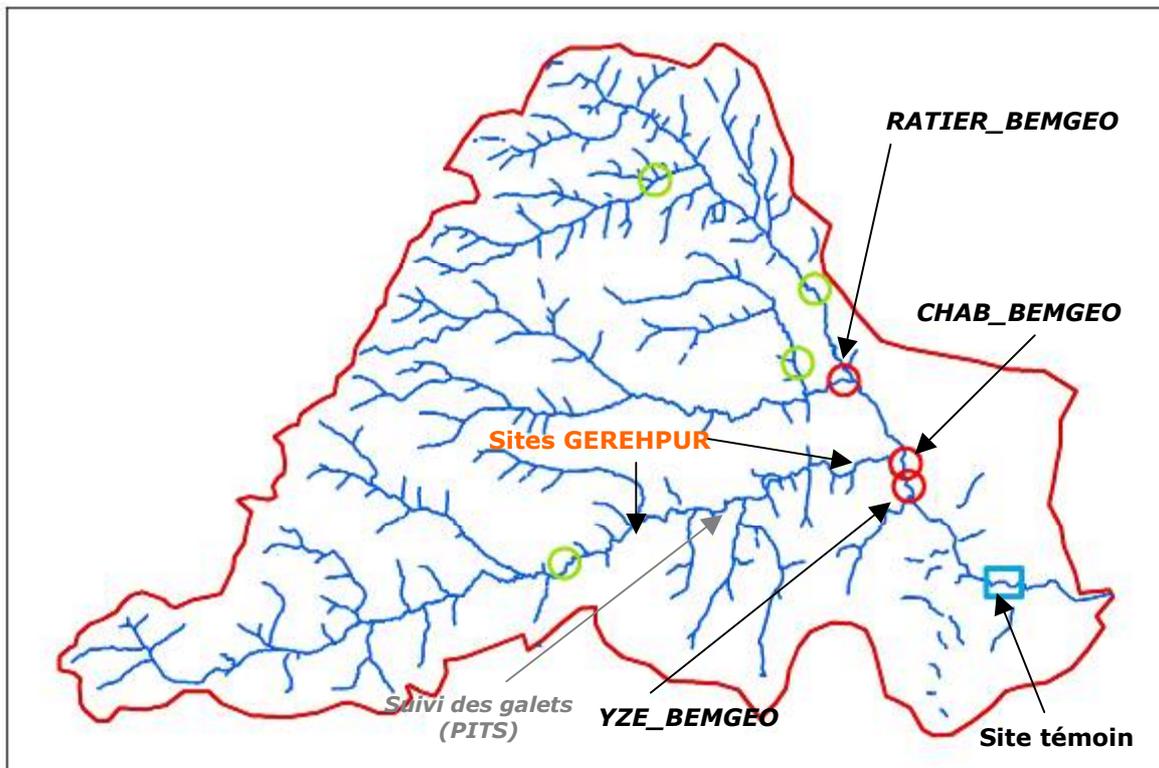
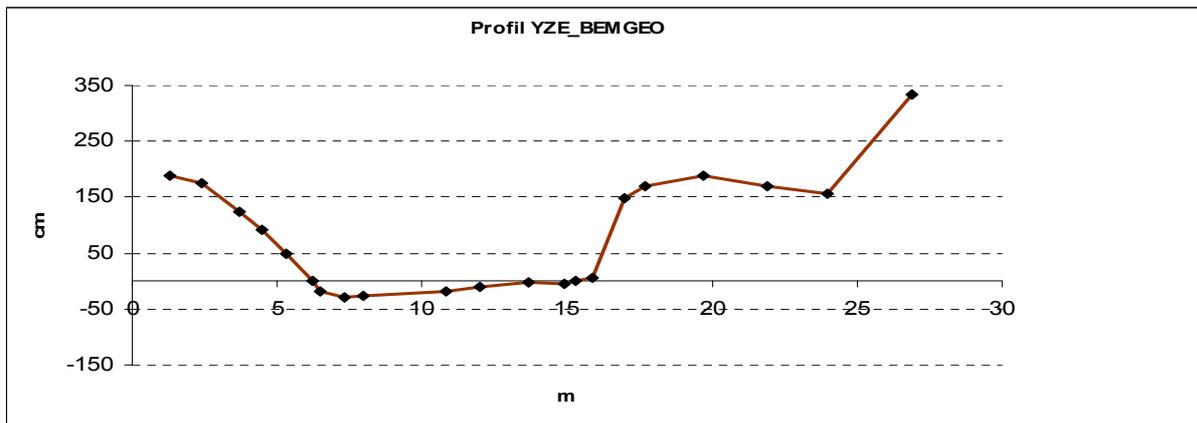


Figure 20 : Localisation des profils en travers et du site de suivi des galets marqués à l'aide de PITs. Les cercles verts indiquent les profils en travers issus de Navratil (2005).

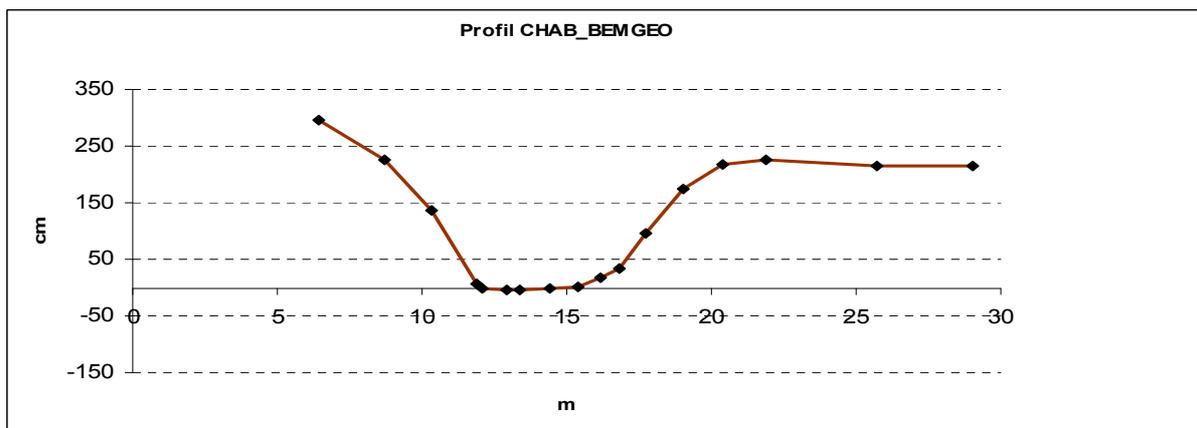
Profils en travers réalisés par AEMGEO



Figure 21 : Localisation et données synthétiques des profils YZE_BEMGEO et CHAB_BEMGEO.



Périmètre mouillé = 12,79 m ; Section mouillée = 11,32 m² ; Rayon hydraulique = 0,88 m ; Largeur à plein bord = 12,06 m



Périmètre mouillé = 8,91 m ; Section mouillée = 8,38 m² ; Rayon hydraulique = 0,94 m ; Largeur à plein bord = 8,09 m.

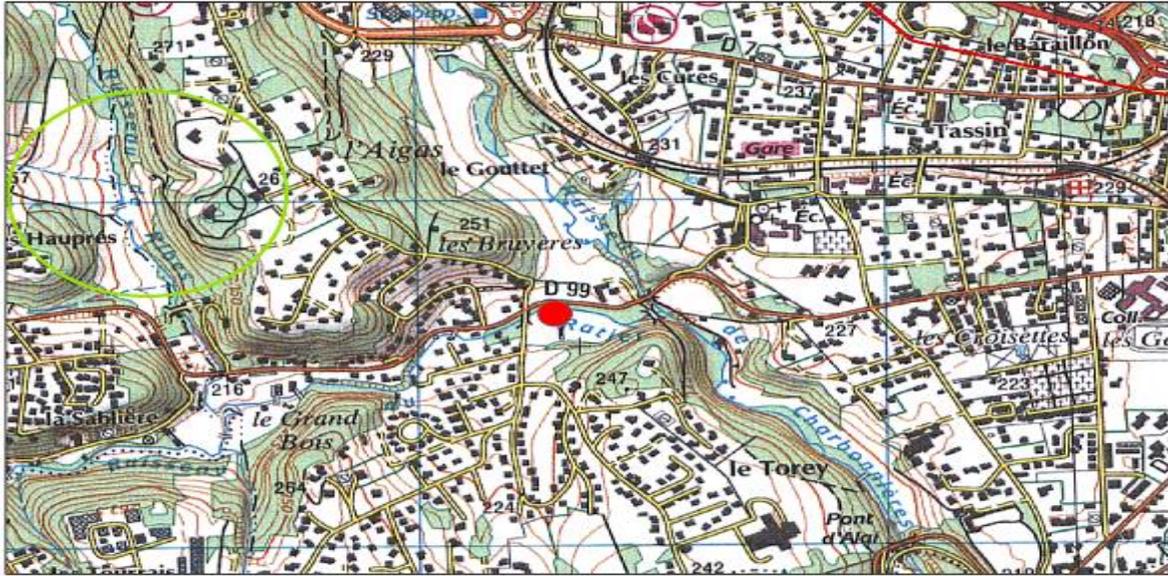
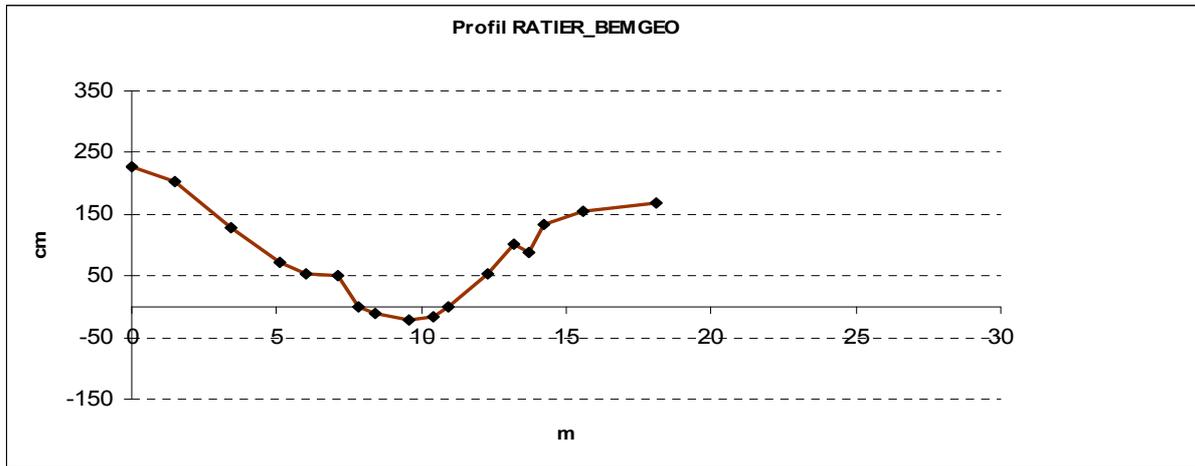


Figure 22 : Localisation et données synthétiques du profil Ratier_BEMGEO.



Périmètre mouillé = 9,51 m ; Section mouillée = 6,38 m² ; Rayon hydraulique = 0.67 m ; Largeur à plein bord = 9,01 m.

Résultats

Tableau 8 : Synthèse des résultats.

Station	Largeur (m)	Haut Moy (m)	Rapp larg/prof	Suf BV km ²	% urba°
POIRCOMB	4,4	0,6	7,5	7,2	3
YZECHAUZ	9,1	1,0	8,7	33,9	1
CHARMON	12,6	1,7	7,5	27,3	19
RIBAUH	6,3	0,6	10,5	8,8	23
MERLOO(2pt)	14,7	0,9	15,9	143,9	30
RATIER_BEMGEO	9,0	0,7	12,7	31,0	29
YZE_BEMGEO	12,1	0,9	12,8	127,5	27
CHARB_BEMGEO	8,1	1,0	7,8	65,4	34
B4 URBAIN	18,4	1,1	16,7	59,0	20
B4 RURAL	10,7	1,2	8,9	33,1	5

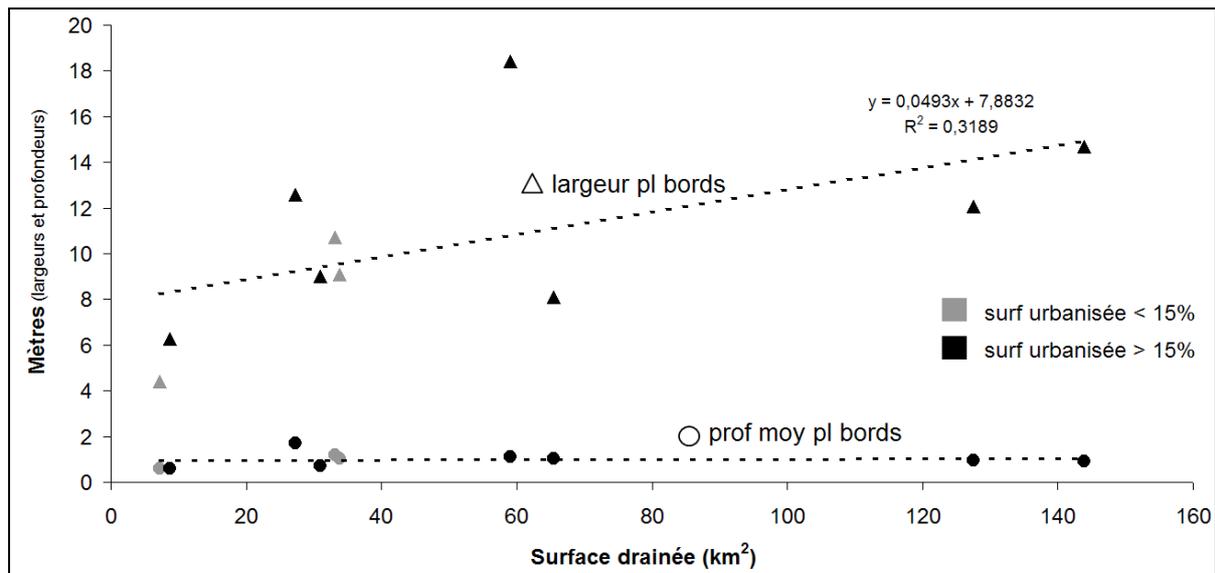


Figure 23 : Synthèse des relations de géométrie hydraulique concernant les largeurs et profondeur moyenne à pleins bords.

Ces résultats montrent tout d'abord l'absence de relation de la profondeur moyenne à pleins bords avec la surface drainée, quel que soit le pourcentage de surface urbanisée du bassin. Ceci semble lié à la faible taille du bassin versant global de l'Yzeron et sans doute aux variations géomorphologiques locales. Il est connu par ailleurs que la profondeur varie nettement moins avec la surface drainée que la largeur.

La largeur à pleins bords montre une relation linéaire avec la surface drainée. Le nombre de données semble trop faible pour vérifier que les largeurs sont plus faibles quand le pourcentage de surface urbanisée est inférieur à 15 %, comme Navratil (2005) a pu le montrer. Comme pour la plupart des points le pourcentage de surface urbanisée est supérieur à 15 %, il convient de considérer que le modèle élaboré traduit l'évolution de la largeur avec l'augmentation de la surface drainée, **dans un contexte d'urbanisation globalement croissante de l'amont vers l'aval.**

Le nuage de point indique une forte variabilité, ce qui est traduit par un coefficient de détermination R^2 faible de 0,31. Là aussi, la variabilité géomorphologique locale reste élevée, rendant difficile toute utilisation exagérée de ce modèle. Il est toutefois intéressant de noter que le site témoin du Merloo, où la surface drainée est de 143,9 km², est bien fidèle au modèle.

En définitive, sur la base de ce modèle, et les surfaces drainées au droit des cunettes béton, qui sont quasiment identiques à celle du site témoin, la **largeur à plein bords des tronçons à restaurer devrait être de l'ordre de 14 à 15 m.** La **profondeur moyenne à pleins devrait être de l'ordre de 1 m.** Ces valeurs sont évidemment à prendre avec du recul, comme des ordres de grandeur.

Synthèse générale sur l'étude géomorphologique

Synthèse des résultats

Une morphodynamique active du site témoin

Le site témoin présente une forte **hétérogénéité morphologique** (faciès variés, profils en long et en travers, bancs...), typique d'une rivière alluviale graveleuse, et une **morphodynamique**

active (indice de mobilité élevé, érosion de berges, nombreux bancs...) malgré des stabilisations de berges.

Ce constat est renforcé par une valeur de puissance spécifique à pleins bords de 55 W.m^{-2} , ce qui indique également, d'après la littérature, une **dynamique latérale générale active** (Schmitt *et al.*, 2001). Rappelons que, lorsque la puissance spécifique d'un cours d'eau aménagé dépasse 35 W.m^{-2} , celui-ci tend à se **réajuster** (fréquemment par érosion latérale) (Brookes, 1988).

Une valeur de **12,3 pour le rapport largeur/profondeur** est également typique d'un cours d'eau **alluvial graveleux, à dynamique latérale active**, mais moyenne, c'est-à-dire sans tressage ou des méandres divagants. Pour ces derniers cas ce rapport est généralement supérieur à 20, voire à 50 (Schmitt *et al.*, 2001 ; Schmitt *et al.*, 2007).

Les **sédiments grossiers sont mobiles**, d'après les suivis de particules plus à l'amont mais dans un contexte morphodynamique comparable, et d'après notre interprétation des données morphodynamiques (cf. parag. précédents). Les distances de transport restent cependant faibles, ce qui est cohérent vu la taille réduite de la rivière et l'hétérogénéité de sa morphologie qui comprend de nombreuses zones de dépôt.

Les alternances seuils-mouilles visibles sur le profil en long et la granulométrie grossière (relativement peu de colmatage sableux observé), sont susceptibles de **favoriser les échanges hydriques avec la zone hyporhéique**, ainsi que les **processus d'auto-épuration** et de **dégradation de la matière organique** qui peuvent être associés et qui ont été observés sur le bassin de l'Yzeron (Lafont *et al.*, 2006 ; Schmitt *et al.*, 2010).

La typologie hydro-géomorphologique : un cadre pertinent pour les restaurations

L'ensemble des résultats sur le **site témoin** montre que celui-ci **est représentatif du type hydro-géomorphologique B4-C** (Schmitt *et al.*, 2004), comme le montre le tableau 9. Ceci est d'autant plus remarquable qu'aucun site situé en aval de la confluence Yzeron-Charbonnières n'avait été utilisé pour élaborer le modèle typologique. La représentativité du site témoin s'explique par le fait que les variables de contrôle du système fluvial sont identiques sur l'ensemble du linéaire classé dans le type B4-C : hydrodynamique, type et abondance de la charge sédimentaire, pente longitudinale du plancher alluvial (qui tend toutefois à baisser de l'amont vers l'aval pour le type B4-C, ce qui est cohérent), contraintes exercées par les versants latéraux, héritages géomorphologiques...

L'utilité de l'outil « typologie hydro-géomorphologique d'état de référence » en vue d'une restauration géomorphologique de cours d'eau, est donc vérifiée. Cela rejoint l'approche méthodologique proposée par Kondolf (1995). Le site témoin (Merloo), valide cette approche générale, tout en permettant de préciser davantage le « *design* » morphologique des tronçons bétonnés à restaurer.

Tableau 9 : Comparaison entre les caractéristiques du type hydro-géomorphologique B4-C (Schmitt *et al.*, 2004) et le site témoin.

	lv/lm	Sinuosité (%)	pende (%)	l/p	Pspé (W.m ²)	granu (mm)	Coef var	%M	%P	%L	%BS	%B	I _m
B4+C	17,5	1,18	0,91	7,0	100	48	0,70	38	20	42	37	22	26,1
Site témoin	8	1,2	0,41	12,3	55	53	0,83	8	45	42	11*	36	59,2

* à quoi il faudrait rajouter 56,0 % de berges enrochées.

lv/lm : rapport d'encaissement (rapport largeur fond vallée/largeur à pleins bords / l/p : rapport largeur à pleins bords/profondeur moyenne à pleins bords / Pspé : puissance spécifique à pleins bords / granu : granulométrie moyenne (largeurs) / Coefvar : coefficient de variation de la largeur des particules / M : mouilles / P : plats / L : faciès lotiques / BS : berges sapées / B : bancs / I_m : indice de mobilité pondéré.

Utilisation de relations de géométrie hydraulique

Ce type d'approche est complémentaire de l'approche typologique. En effet, la typologie caractérise le fonctionnement morphodynamique des cours d'eau, essentiellement à l'aide de variables non liées (directement) à la taille des cours d'eau (« variables relatives »), ce qui est indispensable pour comparer les dynamiques hydro-géomorphologiques des cours d'eau d'un bassin versant donné. Il s'agit de variables comme la pente, la largeur relative du fond de vallée (rapport d'encaissement), la charge sédimentaire, le rapport largeur/profondeur, l'intensité de la dynamique latérale, la granulométrie, les faciès...

Par contre, pour estimer la taille d'un lit fluvial à restaurer (largeur à pleins bords, profondeur moyenne à pleins bords ; c'est-à-dire des « variables de stock »), l'approche des relations de géométrie hydraulique (Leopold et Maddock, 1953) apparaît pertinente, à condition toutefois qu'elle soit mise en œuvre pour des **sites appartenant au même type hydro-géomorphologique**.

Sur la base du modèle élaboré, la **largeur à plein bords des tronçons à restaurer devrait être de l'ordre de 14 à 15 m. La profondeur moyenne à pleins de l'ordre devrait être de l'ordre de 1 m**, éventuellement légèrement plus, pour avoisiner un rapport largeur/profondeur de l'ordre de 11 à 14. Ces valeurs sont évidemment à considérer comme des ordres de grandeur.

Recommandations opérationnelles et perspectives

Sur les tronçons où la cunette bétonnée doit être supprimée et la rivière restaurée

Les indications données ci-dessous sont des **ordres de grandeur** fondés sur une approche la plus rigoureuse possible, compte tenu des moyens limités à notre disposition. Ces estimations sont susceptibles de modifications si de nouvelles études, plus complètes, devaient être menées.

- Largeur à pleins bords : de l'ordre de 14 à 15 m.
- Sinuosité : de l'ordre de 1,2
- Profondeur moyenne à pleins bords : de l'ordre de 1 m, voire légèrement plus (1,1).
- Le rapport largeur/profondeur : de l'ordre de 11 à 14.
- Dynamique latérale : elle doit être **active**, avec **érosion latérale** des berges concaves et **dépôt** sur les bancs de convexité et les seuils naturels.
- Granulométrie (largeurs) : de l'ordre de 50 mm, en taille moyenne. Le tri sédimentaire, en surface, n'est pas très élevé (coefficient de variation de l'ordre de 0,7 à 0,8).

Remarques générales et perspectives :

Compte tenu des travaux prévus de suppression de la cunette, et d'enlèvement des remblais situés sous la cunette (cf. Annexe 2, Etude des flux hyporhéiques), ce qui est indispensable pour recouvrer des échanges nappe-rivière actifs, l'opérateur de la restauration sera vraisemblablement confronté à un problème de manque de sédiments de la bonne granulométrie dans lesquels le nouveau chenal s'inscrira. Cette question importante devra être solutionnée, pour éviter que le nouveau chenal soit encaissé.

Voici quelques pistes :

- déterminer la bonne granulométrie en réalisant des **mesures granulométriques volumétriques** (granulométries « étendues ») des sous-couches au niveau du site témoin et de quelques autres sites situés dans le type hydro-géomorphologique B4-C ;
- ce sont des sédiments de cette taille, ou d'une taille légèrement supérieure, qui devraient être mis en place. Il est important de ne pas utiliser des sédiments de taille inférieure à la taille actuelle des sous-couches pour éviter tout risque d'incision post-restauration. A cette condition il pourrait s'avérer inutile d'implanter des rampes de fond visant à maintenir le profil en long (la construction de barrages artificiels est bien entendu à éviter impérativement). En cas d'incision, détecté par un suivi géomorphologique pertinent ;
- avant cela, il nous semble important de réaliser des estimations complémentaires des **puissances spécifiques** (voire également des forces tractrices), pour écarter là aussi tout risque d'incision, si l'énergie en crue après restauration devait être plus élevée que sur le site témoin (et d'autres sites situés dans le type B4-C) ;
 - o crues retenir : débit à pleins bords, crue instantanée de durées de retour 1 à 2 ans ;
 - o l'énergie pourrait être plus élevée qu'attendu si la pente après restauration devait être plus élevée que prévue, par exemple du fait d'une sinuosité plus faible que prévue.
- se pose évidemment la question de la **provenance des sédiments**... peut-être que les futurs décaissements pour la construction des deux retenues sèches pourraient convenir, mais cela reste à vérifier... ;
- sur le plan de la morphodynamique du chenal restauré, après avoir donné au chenal la morphologie indiquée (en ordres de grandeur), il semble important de laisser le chenal **s'auto-ajuster et modeler lui-même ses formes** lors des premières crues qui suivront la restauration. Il nous semble que cela serait la meilleure approche pour diversifier efficacement la morphologie du chenal ;
- cet aspect morphodynamique renvoie à la question cruciale de l'« espace de liberté » du lit mineur. A *minima*, il semble fondamental que le chenal d'étiage puisse **migrer latéralement**, entre des bancs latéraux mobiles, au sein du lit mineur. Il semble également important que ce dernier décrive des sinuosités de façon à ce que la sinuosité globale du talweg (ou plus simplement du chenal d'étiage) soit de l'ordre de 1,2 ;
- comme étude préalable, nous estimons qu'il serait utile de réaliser une **étude historique**, depuis 60 ans, voire davantage, pour caractériser le fonctionnement morphodynamique de l'Yzeron aval avant la construction de la cunette ;
- compte tenu des **problèmes d'ensablement** diagnostiqués à l'échelle du bassin de l'Yzeron (Grosprêtre et Schmitt, 2010), le gestionnaire devra être attentif à ne pas favoriser un excès de dépôt de sable (seuils artificiels, lit trop large...).

Sur les tronçons non bétonnés (comme le site témoin)

Supprimer (ou tout du moins ne pas les entretenir), quand cela est possible (absence d'enjeux particuliers), les protections de berges, car c'est l'érosion latérale qui permet à une rivière alluviale de reconstituer sa charge de fond.

Poursuivre le bon entretien de la ripisylve.

Indicateurs de suivi envisageables

Après toute restauration de cours d'eau, un suivi sur plusieurs années est indispensable. Nous proposons ici quelques indicateurs de suivi géomorphologiques.

- suivi topographique : suivis au cours du temps profils en travers fixes, et du profil en long ;
- suivi de la mobilité latérale du chenal : % de berges sapées, % de berges soumises à des dépôts, indice de mobilité pondéré ;
- suivi des faciès d'écoulement : % de la surface du lit occupé par les différents faciès ;
- une attention doit être apportée aux dépôts sableux, car une augmentation significative de ce type de dépôt pourrait diminuer le potentiel écologique du cours d'eau. Or, nous rappelons que les apports sableux issus de l'amont (incisions en têtes de bassins) sont importants (Grosprêtre et Schmitt, 2010). Grosprêtre et Schmitt (2010) proposent d'ailleurs un indice d'ensablement (taux de comblement des mouilles) ;
- suivi de la mobilité des sédiments grossiers, à l'aide de PITs ou, plus simplement, de marquages colorimétriques ;
- estimation de l'épaisseur de la couche active à l'aide de chaînes d'érosion ;
- d'autres indicateurs sont également envisageables.

Bibliographie

- BROOKES A., 1988. Channelized rivers. Perspectives for env. management. *John Wiley & Sons*, 326 p.
- GROSPRETRE L. et SCHMITT L., 2010. Etude hydro-géomorphologique de l'Yzeron et définition d'indicateurs de suivi – Partie 1 : Diagnostic hydro-géomorphologique des affluents et sous-affluents de l'Yzeron et des branches principales du réseau hydrographique et mesures de réhabilitation – CNRS/UMR 5600. Réalisé pour le compte du Grand Lyon et du S.A.G.Y.R.C. 107 p. + ann.
- KONDOLF G.M., 1995. Cases studies and reviews. Geomorphological stream channel classification in aquatic habitat restoration : uses and limitations. *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems*, 5, pp. 127-141.
- LAFONT, M., VIVIER, A., NOGUEIRA, S., NAMOUR, P., BREIL, P., 2006. Surface and hyporheic oligochaete assemblages in a French suburban stream. *Hydrobiologia*, 564, 183–193.
- LEOPOLD L.B. & MADDOCK T., 1953. The hydraulic geometry of stream channels and some physiographic implications. U. S. Geological Survey Professional Paper 252, 57 p.
- NAVRATIL O., 2005. Influence de l'urbanisation sur la morphologie des cours d'eau de l'Yzeron (Ouest Lyon) à travers l'analyse du débit de pleins bords et de leur géométrie hydraulique. Cemagref - Lyon, 27 p.
- SCHMITT L., MAIRE G. and HUMBERT J., 2001. La puissance fluviale : définition, intérêt et limites pour une typologie hydro-géomorphologique de rivières. *Zeitschrift für Geomorphologie*, 45, 2, 201-224.
- SCHMITT L., VALETTE L., VALIN K., PIEGAY H. & HALLOT E., 2004. Proposition d'une méthode de typologie hydro-géomorphologique des cours d'eau et test sur un sous-bassin du Rhône (bassin de l'Yzeron). *Mosella*, XXIX, 3-4, 323-340.
- SCHMITT L., MAIRE G., NOBELIS P., HUMBERT J., 2007. Quantitative morphodynamic typology of rivers. A methodological study based on the French Upper Rhine basin. *Earth Surface Processes and Landforms*, 32, 11, 1726-1746.
- SCHMITT L., LAFONT M., TREMOLIERES M., JEZEQUEL C., VIVIER A., BREIL P., NAMOUR P., VALIN K., VALETTE L., 2010. Use of hydro-geomorphological typologies in functional ecology: preliminary results in contrasted hydrosystems. *Physics and Chemistry of the Earth*, in press.
- VALETTE Laurent, 2004. Typologie hydro-géomorphologique naturelle des cours d'eau du bassin versant de l'Yzeron. Mémoire de Maîtrise, Université Lyon 2, 106 p.
- VALIN Karine, 2004. Intégration d'une typologie hydro-géomorphologique dans l'étude écologique d'un bassin versant périurbain. Premiers résultats et perspectives. Mémoire de DEA, Université Lyon 2, CEMAGREF-Lyon, 52 p.

Tâche B :Caractérisation des facteurs hydrologiques qui conditionnent les échanges de flux nappe-rivière

Coordination : P. Breil

Collecte des données originales : P.Breil, T. Fournier, M. Lagouy

Rédaction : P. Breil

Remerciements au directeur du Sagyr, S. Guérin, qui a bien voulu mettre à disposition les données d'études recueillies dans le cadre du contrat de rivière « Yzeron Vif ».

L'objectif de cette action est :

- de confirmer les facteurs de contrôle des échanges entre la colonne d'eau et le substrat de la rivière
- d'en donner les grandeurs caractéristiques à même de maintenir les meilleures conditions d'échange du couple nappe (variable saisonnière), débit (variable événementielle) et géomorphologie (formes fixes).

Etude de l'effet des barrages secs de l'Yzeron sur les débits au niveau d'Oullins

Problématique

La mise en place des barrages secs prévue dans le contrat de rivière « Yzeron Vif » a pour objectif de protéger les riverains qui subissent plus d'inondations que par le passé. Des recalibrages locaux du lit des cours d'eau viendront compléter ce dispositif. Ainsi l'élargissement de l'Yzeron, lié au projet de réhabilitation, au niveau d'Oullins doit permettre le passage d'un débit objectif de 95 m³/s pour une surface de bassin de 135 km² (Rapport étude Hydratec, 2007). Les barrages sont positionnés sur les deux cours d'eau principaux, l'Yzeron et le Charbonnières, en amont et non loin de leur confluence. Comme tenu de l'importance des barrages secs projetés, il a été analysé dans le cadre de cette étude l'influence du laminage de ces ouvrages sur les crues morphogènes. Celle-ci sont estimées correspondre à une occurrence moyenne de 1 à 2 ans pour les cours d'eau de plaine alluviales mais seraient de l'ordre de plusieurs fois par an pour les petits cours d'eau (Navratil, 2005)⁴. L'étude permet aussi d'analyser l'influence des ouvrages sur la durée des écoulements de crue qui devraient augmenter la durée des débits. Cela pourrait avoir une implication sur le charriage.

Matériel et Méthode

Deux chroniques de débits, suivies par la DIREN, sont disponibles : celle de Pont Chabrol dite de Craponne et celle de Taffignon. Leurs positions sont indiquées dans le schéma suivant :

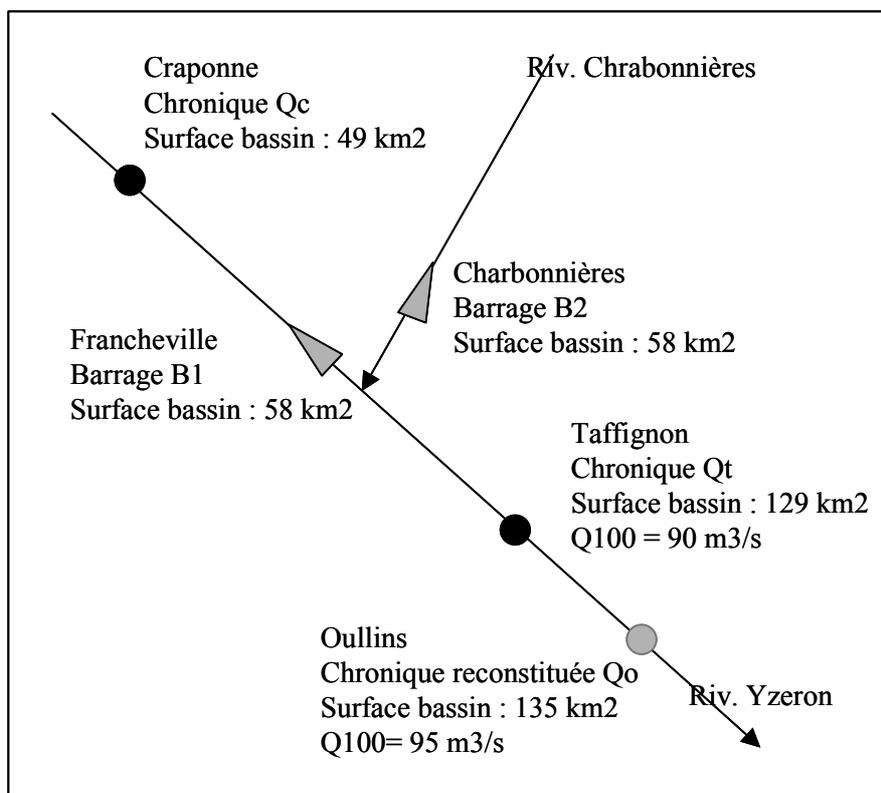


Fig. 1 : Localisation des stations de l'étude et des barrages secs

⁴ Thèse INPG : Débit de pleins bords et géométrie hydraulique : une description synthétique de la morphologie des cours d'eau pour relier le bassin versant et les habitats aquatiques

La reconstitution des débits à Oullins (Qo) après la mise en place des barrages s'appuie sur les chroniques de débits disponibles aux deux stations DIREN, Qc et Qt, ainsi que sur les débits de coupure et les lois de vidange des barrages secs (Rapport étude Hydratec, 2007). Seule la période commune des chroniques peut être utilisée dans cette démarche, soit de janvier 1989 à janvier 2006 (fin de chronique disponible au moment de l'étude). Les chroniques sont au format de la base nationale des données sur l'eau (format de la banque Hydro). Pour reconstituer Qo il convient de reconstituer la contribution du Charbonnières, qui ne dispose pas de station hydrométrique exploitable, en entrée de B2. Cette opération a été réalisée selon les étapes suivantes :

Etape 1: Calcul des temps de transfert (Tf) des débits entre les stations. Il est estimé en considérant plusieurs hypothèses de rugosité du lit dans la formule de Manning-Stickler qui fournit une vitesse moyenne. Connaissant la distance, il est possible de calculer le temps de transfert (voir tableau 1).

Tableau 1 : calcul des temps de transfert entre stations

Stations	Distance (km) à Qt	Tf (mn)	Rap Surface à Qt
Qt	0	0	129/129
Qc	5.8	60	49/129
B1*	1.5	16	58/129
B2*	2.8	32	58/129
Qo*	3.5	40	129/135

Etape 2 : Le transfert amont-aval des débits. Le décalage de temps étant connu, le rapport de surface est utilisé. Il n'est pas appliqué de coefficient de laminage sur les débits, conformément à l'hypothèse de travail retenue par Hydratec (2007) pour la crue 100 ans. Les (*) indiquent les chroniques à reconstituer.

Etape 3 : La chronique translatée de Craponnes à Taffignon est soustraite à cette dernière pour générer une chronique qui représente la contribution du bassin du Charbonnières. Le rapport de surface et le temps de transfert de la station B2 sont alors utilisés pour générer la chronique B2* en entrée de ce barrage sec. Pour B1*, on utilise directement le rapport de surface et le décalage de temps calculés entre Qc et B1 qui sont situés sur le même cours d'eau.

Etape 4 : Les chroniques B1s et B2s en sorties des barrages sont calculées par simulation dynamique du laminage par les ouvrages sur leurs chroniques d'entrée B1* et B2*.

Etape 5 : Les chroniques B1s et B2s sont translatées au niveau d'Oullins en utilisant de nouveaux les rapports de surface et les temps de transfert du tableau 1.

Etape 6 : Il est alors possible de comparer les débits de crue avec et sans les barrages secs. La simulation continue des débits sortant des barrages sur les 17 années d'observation communes aux deux stations de débit permet d'étudier l'évolution en fréquence, durée et intensité des crues. Les résultats sont transcrits de manière synthétique dans la figure ci-dessous.

Développement logiciel

Cette partie de l'étude a nécessité le développement de deux codes de calcul fortran :

- Le premier (simret.f90) permet de calculer l'effet d'une retenue sèche à partir d'une station de débit située sur le même cours d'eau. L'hypothèse du transfert implique une expertise hydrologique. Ce code nécessite en entrée la chronique de débit, le temps de

transfert entre la station de débit et l'ouvrage, le rapport de surface de bassin station/ouvrage, la loi débit-hauteur de l'ouvrage. Le code restitue quatre chroniques : débits en entrée, débits en sortie, volumes et cote de l'eau dans l'ouvrage. Les calculs sont réalisés au pas d'une minute mais les fichiers sont restitués au pas de temps variables pour rester manipulables par d'autres codes (affichage, analyse QdF par exemple). Ainsi les calculs restent précis et exportables.

- Le deuxième code (mixtqv.f90) complète mutuellement 2 fichiers de débit à pas de temps variable sur leurs pas de temps respectifs et fournit en plus un fichier de différence aval-amont des débits. Il est requis le décalage de temps et le rapport de surfaces entre les stations. Cette opération permet de calculer la contribution d'une chronique de débit amont à une chronique de débit aval en partant de fichiers à pas de temps variable.

Résultats

L'analyse QdF consiste à échantillonner les plus hauts seuils de débit qui ont été dépassés en continu pendant des durées fixées *a priori*. Les durées choisies pour cette étude étaient : 1 seconde, c'est à dire les pics de crues, puis 3 heures, 6 heures et 12 heures pour estimer l'effet de laminage des crues par les barrages. Ce choix prend en compte la durée moyenne des crues débordantes qui est de la dizaine d'heure. Plus la durée choisie est grande, plus l'on se situe bas dans la crues. Les figures 2a,2b,2c et 2d représentent les débits seuils (QCX) en fonction de leur occurrence d'apparition exprimée en années. Les périodes de retour ne sont qu'indicatives pour les crues fortes car il faut les interpréter ici par rapport aux 18 années de chroniques utilisées. Les points foncés correspondent à l'absence de barrages et les points clairs prennent en compte leur effet.

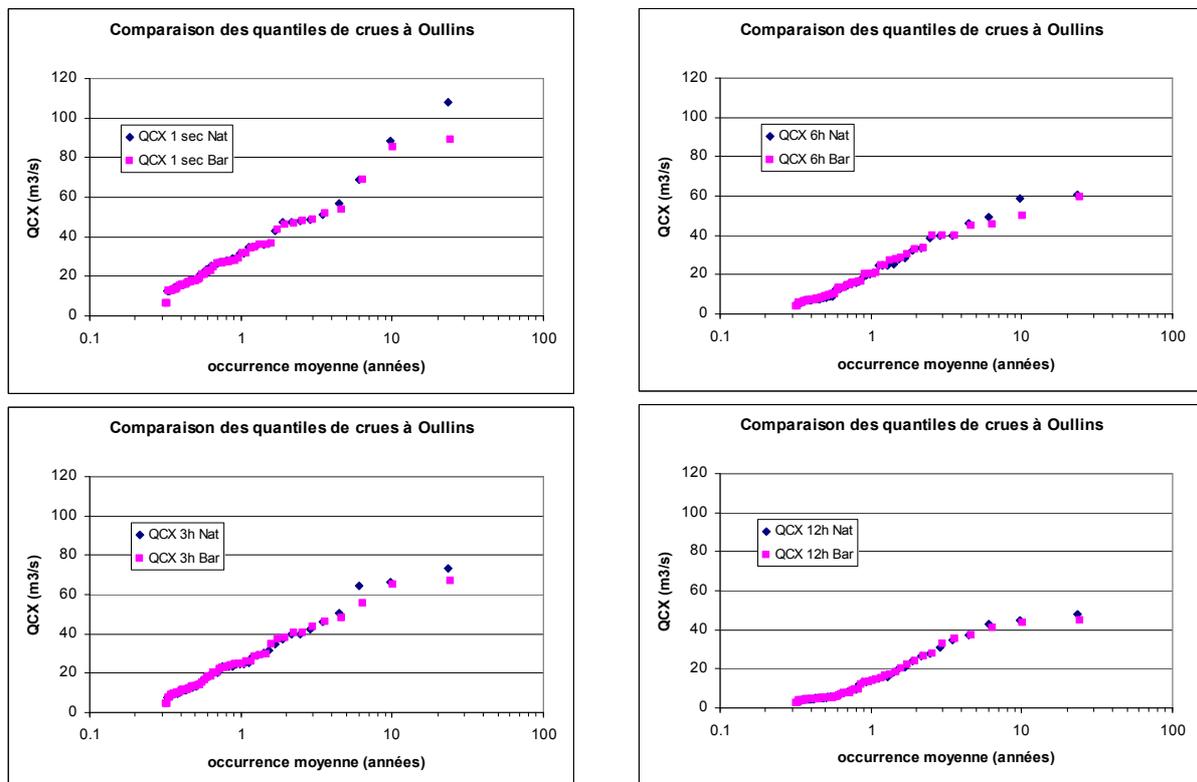


Figure 2: Effet des barrages sur les débits seuils de crue ; (a) QCX 1 seconde, (b) QCX 3 heures, (c) QCX 6 heures, (d) QCX 12 heures.

Nous constatons que les barrages prévus n'affectent pas les crues avant d'atteindre un débit de pointe de 90 m³/s environ (fig. 2a). La valeur objectif fixée pour protéger Oullins à l'aide des deux barrages est de 95 m³/s (Hydratec 2007). Le résultat est donc conforme. L'effet des barrages disparaît totalement pour d=12 heures (fig. 2d). Cela signifie que les barrages se sont vidés. L'effet du laminage est sensible pour le débit de 65 m³/s qui passe à 55 m³/s sur 3h (figure 2b) et de 60 à 50 m³/s sur 12h (figure 2c). L'effet des barrages est d'augmenter la durée d'un débit seuil. Il est possible de l'évaluer en comparant les QCX de 6h sans barrage avec les QCX de 12h avec barrages. Les zones où les points se rapprochent marquent l'effet du laminage (Fig.3). Les débits concernés sont dans la gamme de 34 à 44 m³/s et leurs durées passent de 6 à 12 heures.

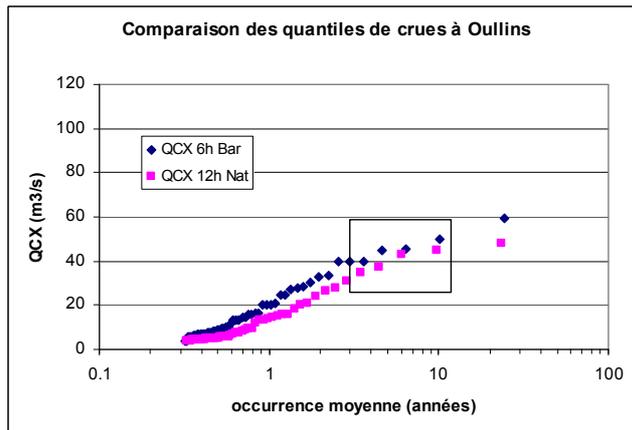


Figure 3 : Illustration de l'augmentation de la durée des crues à Oullins par effet de laminage.

Conclusion

La simulation en dynamique de l'effet des barrages sur les chroniques des débits mesurés (stations DIREN) et des débits reconstitués (barrage sur le Charbonnières, Oullins) confirment le débit objectif qu'il est prévu de ne pas dépasser à Oullins. Ce débit conditionne la section en travers du cours à réhabiliter.

L'analyse des débits de crue par la méthode QdF permet de montrer que pour la gamme des débits de 34 à 44 m³/s, l'effet des barrages est de doubler le temps de ces débits dans le cours d'eau, suite à une crue importante. L'énergie développée est donc moindre mais la durée augmente et pourrait conduire à une charriage du fond du lit sur de plus longues distances.

La capacité d'érosion d'un cours d'eau augmente quand il est contraint par des levées de berge. Ce sera le cas pour le site d'étude. Il convient d'évaluer avec plus de précision l'effet combiné de l'augmentation de durée des débits et de la force tractrice.

Etude du charriage dans le tronçon réhabilité

Problématique

L'équilibre hydrogéomorphologique d'un cours d'eau naturel implique que le bilan sédimentaire soit équilibré entre les phases de dépôts et les phases de charriage des matériaux du fond et pour partie des berges si celle-ci sont mobilisables. Dans un contexte naturel ce processus s'équilibre de l'amont vers l'aval en ajustant la morphologie du cours d'eau au travers de son gabarit, sa sinuosité, ses bancs... Dans le cas d'une modification locale du gabarit, deux situations sont possibles : l'élargissement diminue l'énergie hydraulique locale et favorise les dépôts sédimentaires qui lors des crues vont à leur tour favoriser le débordement des eaux. A l'inverse il est possible de diminuer le gabarit et de favoriser la vitesse d'écoulement qui permet de transporter plus efficacement les sédiments. Néanmoins cela implique de fixer le fond et les parois du lit du cours d'eau qui autrement répondrait par un élargissement de son gabarit. La cunette béton de l'Yzeron à Oullins répond à cet objectif tout en permettant de limiter les débordements lors des crues.

Dans le cas de la réhabilitation de l'Yzeron au niveau d'Oullins, l'effacement de la cunette béton et l'élargissement de la section vont permettre la remise en œuvre du processus de transport lors des crues morphogènes que nous définissons ici comme celles qui produisent un transport par charriage. La question se pose du gabarit et de l'espace de liberté nécessaires à un équilibre dynamique qui évite des dépôts trop importants comme l'érosion du fond et des berges.

L'étude du tronçon témoin (Tâche B : Etude des flux hyporhéiques, Fig. 1) montre que pour une pente moyenne de 2 ‰ l'amplitude de sinuosité est de 100 m alors qu'elle est de 25m pour une pente moyenne de 4.3 ‰. Si l'on considère maintenant la pente de la cunette actuelle, qui est de (2.8 ‰), on peut s'attendre à une amplitude de sinuosité dans des matériaux sédimentaire *a priori* comparables de 50 à 75m. L'indice de mobilité pondérée du tronçon témoin (voir tâche A) indique que la dynamique latérale est très active. Cet espace latéral de liberté n'est pas disponible et peut au mieux atteindre 15 m contre 9 actuellement. Il est donc clair que les berges du lit majeur devront être fixées ainsi que celle du lit mineur si l'on veut conserver un espace piétons dans le lit majeur. Le cours d'eau devrait alors répondre par un processus d'incision pour fournir les sédiments en lien avec l'énergie hydraulique développé par les crues. Il est alors important d'évaluer la valeur seuil des crues morphogènes selon la géométrie retenue.

Matériel et Méthode

Nous disposons de la géométrie de la cunette, de sa pente (Tâche B : Etude de la relation nappe/rivière, Fig. 3&4), d'une estimation de la granulométrie de surface (Tâche A : tableau 5).

Le paramètre adimensionnel de Shields est utilisé pour calculer le débit nécessaire au début du charriage. La formule de calcul est donnée par l'expression suivante :

$$\tau^* = (\gamma_w \times R_h \times i) / [(\gamma_s - \gamma_w) \times d_{50}]$$

avec : γ_s = poids volumique spécifique des grains (26 à 27 kN/m³) ; γ_w = poids volumique spécifique de l'eau (10 kN/m³) ; d_{50} = diamètre médian de la distribution granulométrique ; R_h

= Rayon hydraulique ; I = pente de l'écoulement assimilée à la pente du fond en régime permanent (le débit est calculé par la formule de Manning-Strickler).

Il est considéré que pour une granulométrie uniforme (non hétéro-métrique) le charriage commence pour $\tau^* \geq 0.047$ et pour une granulométrie étalée pour $\tau^* \geq 0.138$. Nous considérons d'après les résultats de la tâche A que $d_{50} = 50$ mm et que la distribution est granulométrique est uniforme. Il s'agit d'une hypothèse simplificatrice qui vise à comparer les options de géométrie.

Trois géométries sont testées : la géométrie actuelle, la géométrie proposée par un bureau d'étude, la géométrie dite à potentiel écologique et respectant au mieux le gabarit nécessaire du lit mineur dont la largeur est proposée entre 14 et 15m en conclusion de la tâche A.

Résultats

Les trois géométries sont représentées dans la figure 1. Il est à noter que le V de la section la plus petite (en bleu, situation actuelle) correspond à la partie en béton. Les calculs prennent en compte l'évolution de la rugosité pour cette section. La section « bureau d'étude » en noir prend en compte l'élargissement et la rehausse possible de 2.8m (situation actuelle) à 3.2 m en considérant une revanche de 0.3 m environ (à 3.5 m). Sa section basale, approchée par un rectangle, fait 7 m de large contre 12 m de large pour la section en rouge dite « à potentiel écologique ». Pour ces deux options futures le coefficient de rugosité est uniforme et pris à 0.03 (rivière en bon état).

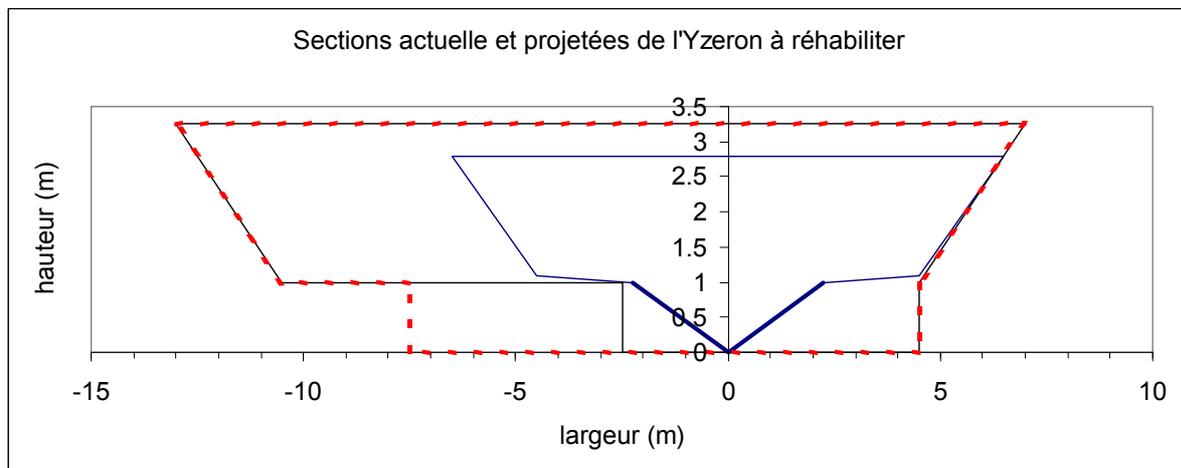


Figure 1 : détail des sections testées pour l'étude du débit seuil de charriage.

La figure 2 montre l'évolution des débits en fonction du tirant d'eau dans chacune des trois géométries. Les débits maximum calculés pour un tirant d'eau de 3.2m montrent que l'objectif des 95 m³/s en lien avec la protection contre les inondations est atteint pour les deux géométries « élargies ».

La figure 3 montre l'évolution du paramètre de Shields. Il est noté que le débit seuil de charriage apparaît plus tôt dans l'option géométrique « à potentiel écologique », dès 60 m³/s et pour un tirant d'eau de 2 m alors qu'il est de 67 m³/s et 2.4m de tirant d'eau pour l'option « bureau d'étude ». Pour juger de l'effet du charriage il faut considérer la durée sur laquelle il

se produit ainsi que sa fréquence. Comme dit plus haut le risque d'une incision est à craindre lors des grandes crues.

La question est de savoir si la fourniture sédimentaire de l'amont permettra de combler les déficits épisodiques de crue qui dépasseront 60 m³/s. Les débits dépassés en continu pendant 3 heures situés au-delà de 65 m³/s ne sont pas affectés par les barrages car ils correspondent à des débits de pointe dont la durée est au plus de 3 heures. Par contre les débits compris entre 50 et 60 m³/s sont modifiés par les barrages sur les durées comprises entre 3 et 6 heures (Tâche B : Etude de l'effet des barrages secs, Fig. 3)

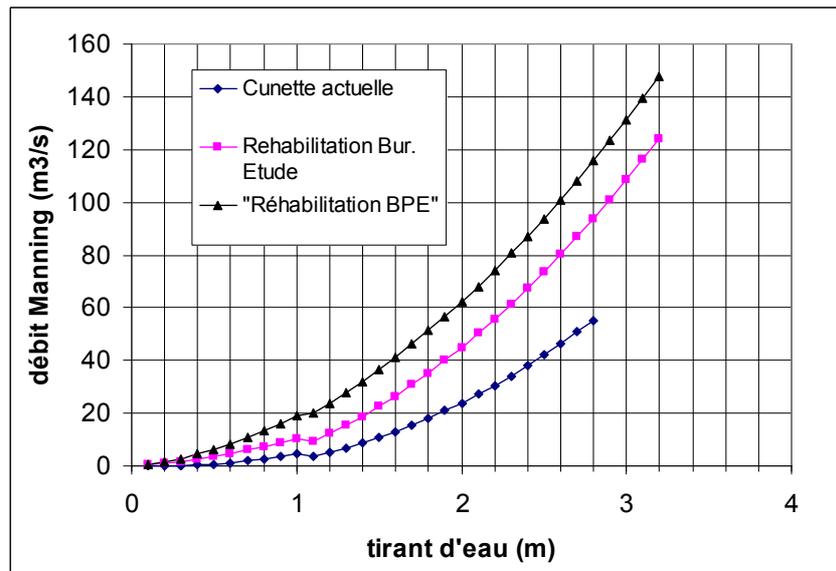


Figure 2 : Evolution des débits en fonction du tirant d'eau dans l'Yzeron au niveau d'Oullins (situation actuelle et deux hypothèses d'élargissement)

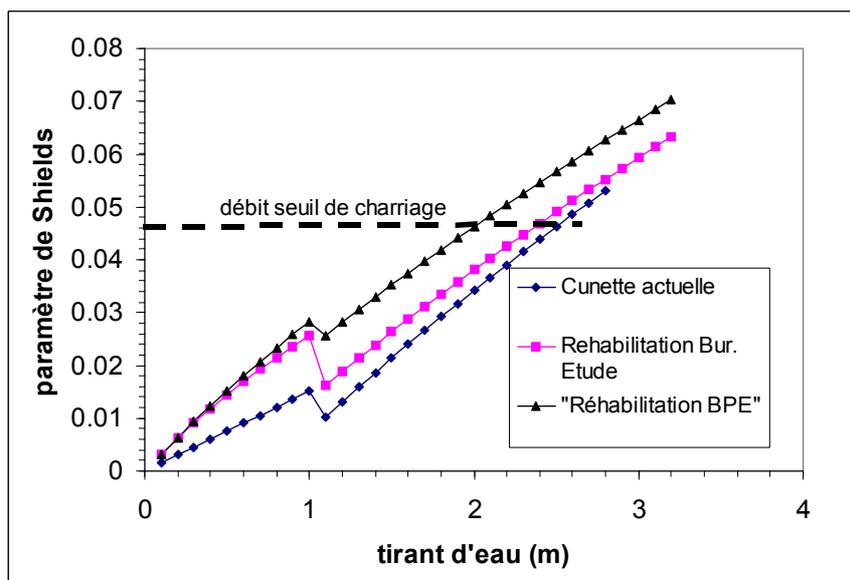


Figure 3 : Détection du tirant d'eau de charriage dans l'Yzeron à Oullins pour la situation actuelle et deux hypothèses d'élargissement.

Etude des flux hyporhéiques sur le site témoin

Problématique

Le substrat constitue un support pour le développement des biocénoses aquatiques qui vont participer à l'auto-épuration d'un cours d'eau. Pour les rivières courantes comme l'Yzeron dont les biocénoses microbiennes et invertébrées sont intimement liées au substrat, l'essentiel de l'activité métabolique dépend des flux hyporhéiques. Il convient donc de caractériser ces flux et les conditions de leur réalisation dans un projet de réhabilitation de cours d'eau urbain.

Matériel et méthode

Un tronçon témoin de 650m du cours d'eau a été délimité en concertation avec les géomorphologues (Fig.1) environ 350 m avant le début de la section bétonnée. Il est composé de deux méandres de grande amplitude (rayon de courbure estimé à 100m) dont la pente est d'environ 2%. Il est bordé d'un espace boisé en rive droite (Fig. 1), présente des enrochements (conférer Annexe 1) de stabilisation de bas de berge en rive gauche sur l'ensemble des profils excepté en 8, 10 et 11. Un long mur de protection contre l'érosion en rive droite du profil 3 à forte courbure, ainsi que des murets locaux en rive gauche des profils 4, 6, 7 et 12 pour éviter la sape des berges sur lesquelles sont construits bâtiments. Ces contraintes locales témoignent d'un cours d'eau à la géomorphologie active, contenue par endroit.

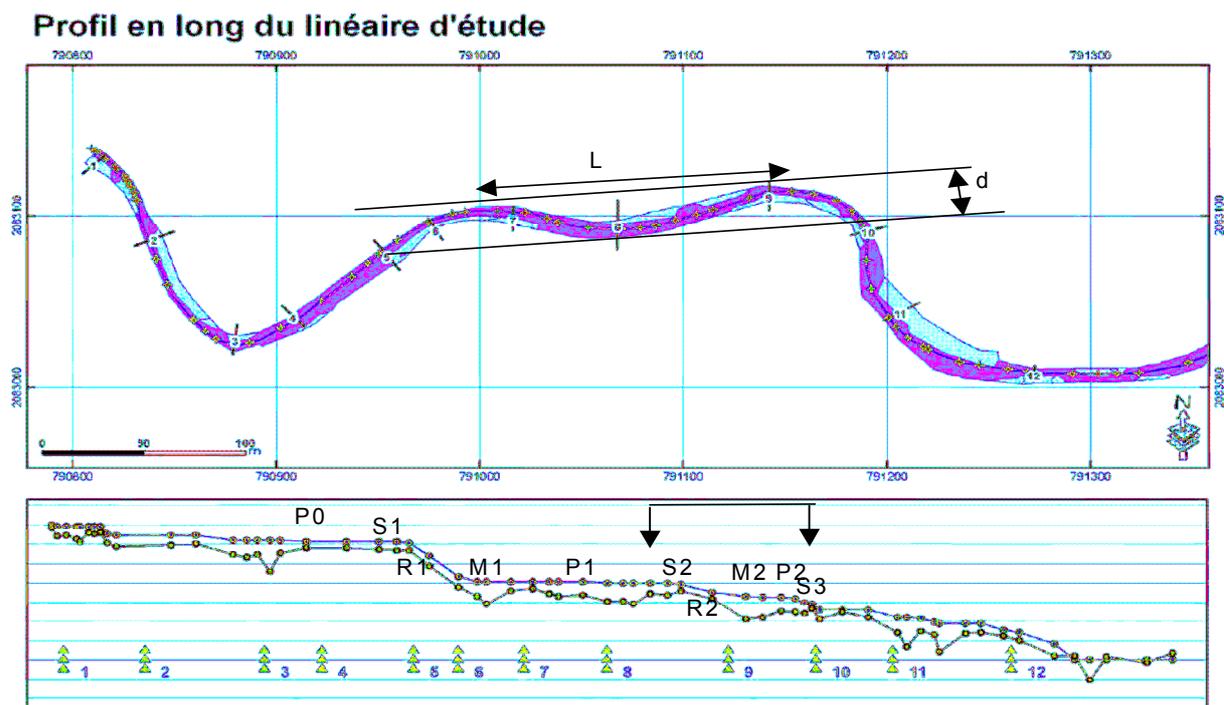


Figure 1 : Choix d'un tronçon représentatif (source données topographique BMGEO, Annexe 1)

La partie médiane la plus pentue (4.3 ‰) présente deux sinuosités qui marquent la répétition d'une séquence morphologique typique : (P)lat, (S)euil, (R)apide, (M)ouille. La longueur d'onde (L) est estimée à 150m et l'amplitude (d) à 25m. Cette pente est supérieure à la partie du cours d'eau en béton (2.8 ‰). En fait la pente la plus proche est celle du grand méandre supérieur (2.14 ‰) mais l'amplitude associée est de l'ordre de 130m, donc hors de portée de tout re-calibrage à l'aval. La partie médiane est plus proche de l'espace disponible qui serait disponible en aval dans le cadre du projet de réhabilitation (Fig. 2). Il est à noter que les sections 7 et 9 ne sont pas contraintes et que l'enrochement sur la section 8 ne déporte pas

l'écoulement en crue. La séquence composée des sections 8 à 10 a donc été retenue pour l'étude des flux hyporhéiques.

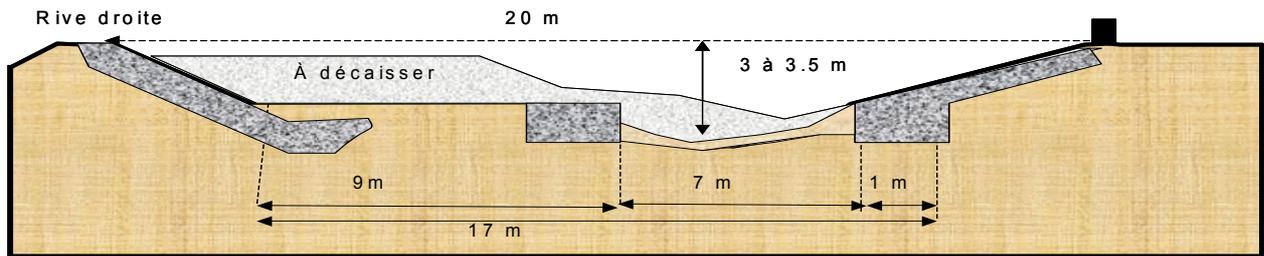


Figure 2 : coupe type de réhabilitation envisagée pour l'Yzeron à Oullins. Schéma reproduit depuis esquisse dans l'action C8 du contrat de rivière « Yzeron Vif ».

D'une manière générale, pour la charge sédimentaire actuelle et l'énergie que procure la pente locale, une contrainte sur la largeur entraînera l'incision du cours d'eau.

Mesure de la conductivité hydraulique du substrat

Les écoulements en milieu poreux sont régis par la loi de Darcy qui exprime le débit spécifique q d'écoulement dans le milieu interstitiel selon l'équation 1.

$$q = -K \frac{dH}{L} \quad \text{Eq1}$$

avec K : conductivité hydraulique, dH : différence de charge hydraulique, L : longueur de milieu poreux traversée, dH/L : gradient hydraulique.

Dans cette formule les invariants temporels sont classiquement K et L . Pour un cours d'eau et ses berges, K est susceptible de varier rapidement dans l'espace. La mesure de K est donc réalisée en différents points du milieu étudié. La charge hydraulique H est définie par l'équation de Bernouilli comme la somme de l'énergie potentielle (altitude du point de mesure), de l'énergie de pression (la hauteur d'eau libre au dessus du point de mesure) et l'énergie cinétique qui est liée à la vitesse d'écoulement de l'eau. Cette dernière est négligeable devant les deux autres termes dans le cas d'un écoulement en milieu poreux (de l'ordre du $1/10^6$). La mesure de dH se résume alors à la différence d'altitude plus celle de la hauteur d'eau libre entre deux points de mesure. La valeur dH variant avec le débit du cours d'eau, elle doit être mesurée en continue. La formule de Darcy reste vraie en règle générale pour l'eau jusqu'à un dH de 1m par m de substrat, ce qui est difficilement atteint dans un cours d'eau naturel.

La mesure de K est réalisée par un choc hydraulique ou essai d'Injection-Relaxation appelé aussi « slug-test ». Il consiste à injecter instantanément de l'eau dans un piézomètre et à mesurer l'abaissement du niveau d'eau libre en fonction du temps. La conductivité hydraulique est estimée selon la méthode simplifiée de Hvorslev (1951).

$$K = \frac{r^2 \ln\left(\frac{L}{R}\right)}{2 L T_i} \quad \text{Eq2}$$

Avec : K est la conductivité hydraulique du terrain testé, [m/s] ; r est le rayon intérieur du puits, [m] ; L est la longueur de la zone crépinée, [m] ; R est le rayon intérieur du forage du puits, [m] ; T_i le temps quand $h(t)/h_0 = 0,37$

$h(t)$ est la charge hydraulique variable en temps et h_0 est la charge hydraulique immédiatement après l'injection de l'eau. Dans notre cas le protocole consiste à remplir complètement le tube d'eau en maintenant le débordement pendant 10 secondes afin d'établir un régime d'infiltration stabilisé puis à « couper » brutalement l'alimentation. La temps de vidange jusqu'à l'équilibre avec la pression hydrostatique du substrat peut varier de quelques secondes à quelques minutes selon la conductivité hydraulique du milieu. La baisse de niveau est donc enregistrée à l'aide d'un capteur de pression autonome introduit dans le tube sous le niveau de la crépine. Il s'agit de sonde « mini Diver » dont le pas de temps d'acquisition peut être fixé à 0.5 secondes. L'intérêt de ces capteurs est à la fois leur faible encombrement (9cm de long par 1.8cm de diamètre) et le stockage dynamique des données qui n'intervient que lors des variations supérieures à 10 mm entre deux pas de temps successifs. Les essais sont répétés au minimum 3 fois pour prendre en compte un phénomène de dé-colmatage de la crépine ou de refoulement de substrat.

La figure 3 montre un essai à l'aide d'un piézomètre métallique implanté à la masse. On note ici l'utilisation d'une bouteille-entonnoir pour canaliser l'eau. Il convient lors du traitement des courbes de descente de ne pas considérer la partie qui correspond à la vidange de l'entonnoir dont la forme est variable. Cette partie est repérable sur les données (vitesse plus lente) ou peut être soustraite en connaissant la hauteur utile de l'essai qu'il faut mesurer sur le terrain par différence entre le niveau d'eau extérieur et la tête du piézomètre.



Figure 3 : Slug-test ou choc hydraulique pour mesurer la conductivité hydraulique k . (crédit Photo P.Breil)

Le tableau suivant donne une idée des distances que l'eau peut parcourir dans un substrat homogène de cours d'eau sous une pente hydraulique i de 1%. C'est l'ordre de grandeur des pentes locales rencontrées dans les petits cours. Le temps de séjours de l'eau hyporhéique dépend de la longueur du faciès convexe traversé. Pour le site témoin étudié une moyenne 10 mètres est assez représentative.

Tableau 1 : Relation porosité efficace- vitesse d'écoulement. Modifié de l'U.S. Geological Survey.

Nature du sédiment	Diamètre moyen (mm)	Porosité efficace (%)	Conductivité hydraulique (K en m/s)	Distance (m) parcourue en 1 jour pour $i=1\%$	Temps de transit (heure) dans un seuil de 5 m
Gravier moyen	2.5	40	3.00E-01	648.000	0.19 heure
Sable grossier	0.25	34	2.00E-03	5.082	24 heure
Sable moyen	0.125	30	6.00E-04	1.728	70 heure
Sable fin	0.09	28	7.00E-05	0.216	3 jours
Sable très fin	0.045	24	2.00E-05	0.072	70 jours
Sable silteux	0.005	5	1.00E-09	0.000	792 années

La dernière colonne du tableau permet de constater la grande amplitude du temps de transit selon la nature du matériaux en place. Il est à noter que la conductivité hydraulique (K) exprime une vitesse moyenne d'écoulement fictive dans toute la section considérée et pour un gradient hydraulique unitaire (soit 1 m de hauteur d'eau par mètre de milieu traversé), ce qui est très rarement le cas dans la nature.

Méthode de calcul du flux hyporhéique

Cette méthode, développée dans le cadre de cette étude, est décrite en détail dans l'annexe 2 : « Méthode de calcul du flux hyporhéique ». Elle est séparée car constitue par elle même une fiche de protocole terrain et d'obtention des flux.

Mesure en continue des gradients hydrauliques

(note : cette méthode est décrite plus à fond dans le rapport de l'action13 de l'a Zabr : « Do-Tox »)

Afin d'évaluer l'influence du débit et donc de la hauteur d'eau sur les flux hyporhéiques, une campagne d'enregistrement en continu des hauteurs d'eau a été menée sur une dizaine de jours à l'aide de piézomètres développée à cette effet. Les piézomètres font 0.5 m de longueur et sont crépinés sur 0.15m autour de la longueur 0.3m. Ils sont enfoncés à l'affleurement du substrat et reçoivent des sondes autonomes (sans raccordement externe) de mesure de la pression d'eau. Une fois mis en place, les mesures sont représentatives des charges hydrauliques à -0.3m dans le substrat.

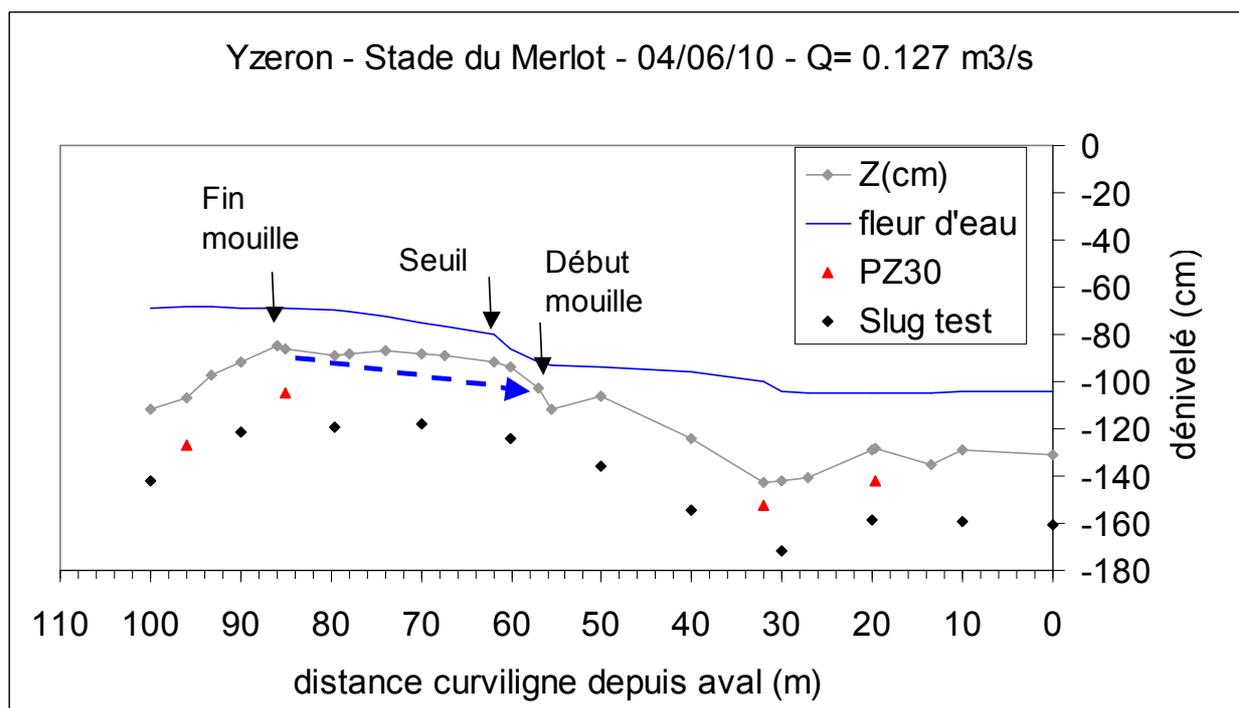


Figure 4 : Profil en long de la partie du tronçon témoin retenue pour l'étude des flux hyporhéiques.

Quatre piézomètres (nommés PZ30) ont été placés dans le profil témoin, comme indiqué sur la figure 4. La ligne d'eau mesurée lors de la campagne des slug-tests confirme le rôle de contrôle hydraulique du seuil situé à 60 m dans le repère local. On note par ailleurs le contrôle hydraulique exercé sur la ligne d'eau au niveau du seuil. Le trajectoire du flux hyporhéique est symbolisée par la flèche en tirets.

La figure 5 restitue la campagne de mesures des niveaux d'eau au droit des piézomètres hyporhéiques (PZ30). La période d'observation comprend une petite crue à 2 m³/s selon la station de Taffignon.

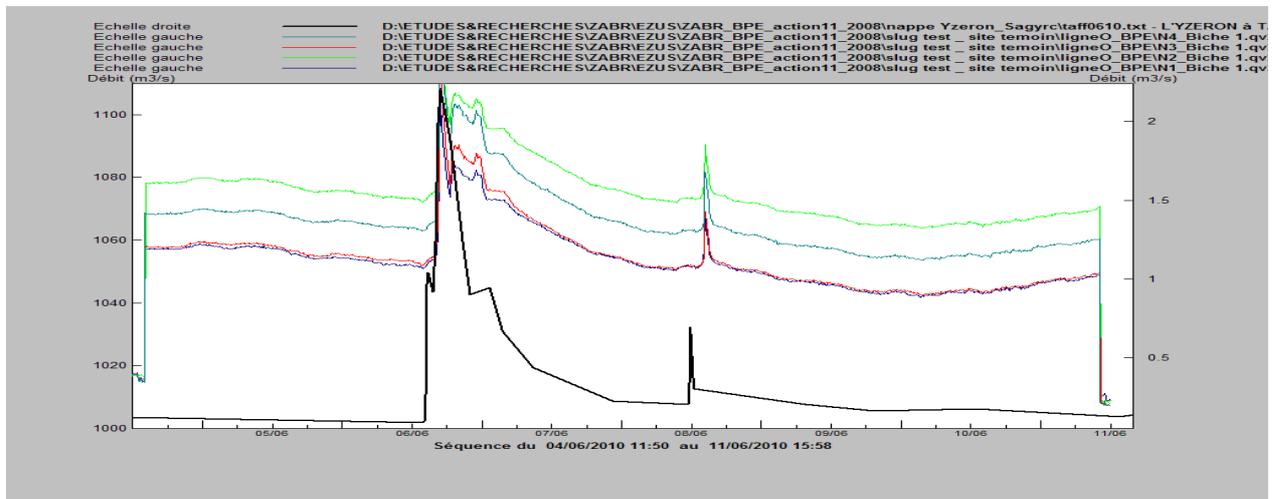


Figure 5 : Variation du niveau d'eau sur les piézomètres hyporhéiques – campagne du 05/06 au 10/06/2010.

Résultats

Conductivité hydraulique

22 mesures de la conductivité hydraulique K à -0.3 m ont été réalisées et répétées 3 fois chacune. Elles sont localisées sur le fond de plan de la figure 5.

La valeur moyenne de l'échantillon est de $4.2 \cdot 10^{-3}$ m/s avec des extrêmes à 0.6 et $8.0 \cdot 10^{-3}$. Celles proches de 8.0 sont estimées plus que mesurées car le dispositif est en limite et donne une valeur par défaut. Cette gamme correspond, d'après le tableau 1, à une granulométrie de sables grossiers à graviers moyens. C'est tout à fait cohérent avec la description granulométrique de surface fournie en annexe 1.

Cartographie des faciès d'écoulement (séquence III)

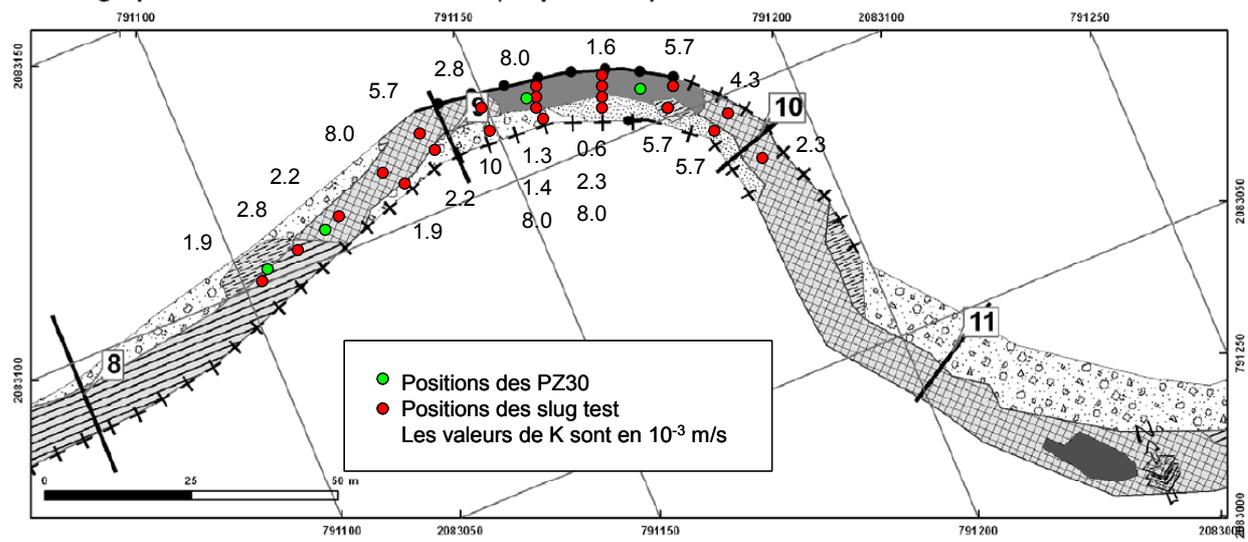


Figure 6 : Positions des slug-tests et des sondes PZ30 dans le tronçon témoin. (fond plan BMGEO).

Les valeurs les plus fortes 8.0 et 5.7 sont mesurées dans la partie apicale du seuil à 60 et 70 m (cf. fig.4) avec une chute de K à 2.8 à la transition avec la mouille. On retrouve cependant des valeurs fortes dans cette mouille à 20 et 40m. cela témoigne d'une charge grossière avec peu de fines. Le banc sableux présente des valeurs forte surtout en bordure de la rive droite. Les valeurs chutent dans les transitions latérales mouille-banc et longitudinale gravier – sable. Cette conductivité hydraulique à -0.3m de profondeur dans le substrat reflète la granulométrie de surface. Il n'a pas été noté de phénomène de colmatage comme c'est le cas sur des affluent plus petites. Cela confirme le caractère dynamique du substrat et des flux hyporhéiques dans ce secteur.

Valeurs de flux hyporhéiques

En application de la note de calcul décrite dans cette annexe 2 nous obtenons le calcul du flux hyporhéique pour deux débits assez différents : un débit d'étiage à 0.127 m³/s et un débit de petite crue comparable au débit moyen de l'Yzeron. Le tableau 2 résume les valeurs calculées pour les flux. On note que la profondeur impliquée est multipliée par 3, pour atteindre 27 cm dans le substrat, que la longueur traversée est doublée mais que la vitesse moyenne diminue sensiblement. Le temps de transit s'en trouve rallongé. En fait la ligne d'eau (fig.7) présente un gradient moins prononcé qu'en débit d'étiage. Au global, le flux traversant est quand même doublé.

Tableau 2 : Calcul du flux hyporhéique sur séquence d'étude

Grandeurs caractéristiques	unité	valeur	valeur
débit cours d'eau (si connu)	m ³ /s	2.00	0.13
Profondeur du flux	m	0.27	0.08
Longueur moy. traversée	m	32.00	14.50
Flux	m ³ /j	12.35	5.18
Vitesse moyenne	m/j	5.00	6.85
Temps de séjour moyen	j	6.41	2.12

Sur la figure 7 nous constatons le déplacement du ressaut hydraulique vers l'aval et du contrôle hydraulique vers l'amont. Cela tient au fait que plus le tirant d'eau augmente, moins les petits formes on d'effet sur la ligne d'eau. Cette dernière est toujours contrôlée entre deux mouilles mais d'amplitude plus importante. Le trajets hyporhéique s'allonge d'autant.

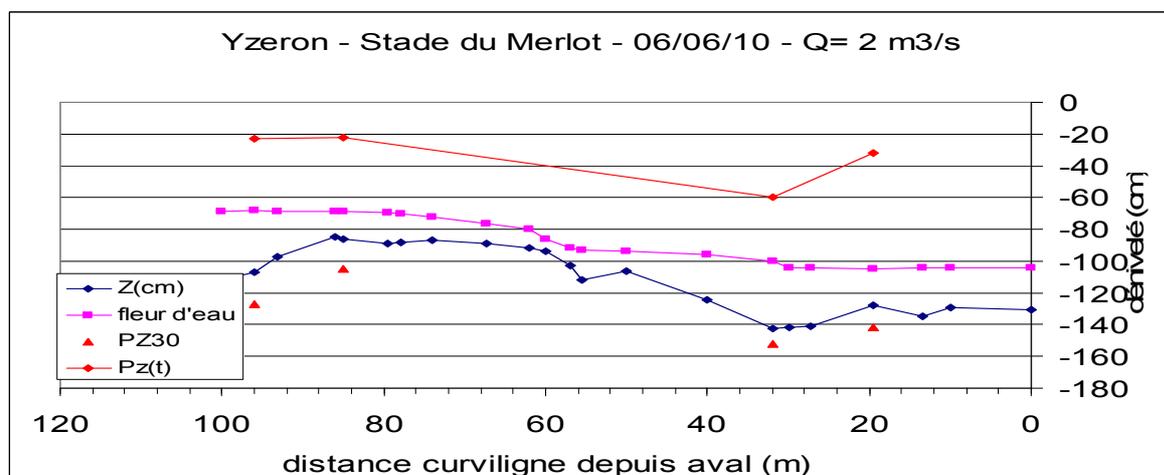


Figure 7 : Position de la ligne d'eau sur la site témoin du Merlot pour un débit de 2 m³/s.

Conclusion

Il ressort de l'étude des flux hyporhéiques une tendance à l'augmentation avec le débit du cours d'eau. La zone traversée augmente en longueur, en épaisseur (et sans doute en largeur). On comprend bien alors l'intérêt d'une variabilité des débit mais aussi des formes avec un emboîtement d'échelle nécessaire pour que ces processus soient efficaces. Les faibles débits concernent une zone hyporhéique limitée en épaisseur mais où la circulation est plus rapide qu'à débit plus important.

Cartographie de la capacité potentielle d'auto-épuration par le substrat

L'essentiel des résultats utilisés ici a été réalisés dans le cadre du projet GEREHPUR (Gestion de la ressource en eau dans les hydrosystèmes périurbains) en 2006 pour le compte de la Région Rhône Alpes, Thématique prioritaire 2003 – 2005 : Développement Durable. Ces résultats sont repris afin de caractériser la relation versant-rivière du tronçon à réhabiliter classé en type « C » proche du type « B4 » dans la typologie hydrogéomorphologique (voir figure 1 et tableau 1 en tâche A). Ces types se distinguent par leur lit large (rapport largeur / profondeur à plein bord), un bon tri granulométrique (plus faible coefficient de variation parmi tous les types), des faciès « plats » ainsi que des bancs développés (20 et 22% du linéaire), une dynamique géomorphologique active (37 % de berges sapées et un indice pondéré de mobilité de 26).

Il a été évalué en 2006 le degré de correspondance spatiale qui peut exister entre la typologie hydrogéomorphologique et la typologie des processus d'écoulement (Gnouma 2005)⁵, toutes deux réalisées à l'échelle du bassin versant de l'Yzeron. Dans l'absolu, il n'était pas attendu un lien fort de cause à effet entre deux processus dont les échelles de temps sont bien différentes. Il s'agissait plutôt d'analyser les combinaisons de flux et de formes pouvant déterminer les dynamiques d'échanges hydriques entre les eaux superficielles et souterraines. Ces dynamiques sont maintenant bien connues pour activer les processus métaboliques dans le milieu aquatique (Boulton & Hancock, 2006; Lafont & Vivier, 2006). Elles sont liées :

- à la dynamique hydrologique et les chemins de l'eau qui conditionnent les gradients hydrauliques ainsi que le sens des flux majeurs en infiltration ou exfiltration entre la nappe d'accompagnement ou pérenne et la rivière.
- à la pente, à la complexité morphologique et à l'épaisseur du substrat poreux qui favorisent les fréquences et profondeurs d'échanges entre la rivière et son substrat.

Les types hydrologiques

Les dynamiques hydrologiques sont traduites par leur mode de connexion à la rivière. Ces modes ont été évalués à partir des propriétés hydrodynamiques des sols, de leurs pentes et épaisseurs.

Le mode « **latéral profond** » est caractérisé par deux types de fonctionnement bien différents :

- (I) des sols à forte conductivité hydraulique verticale et horizontale, de l'ordre de plusieurs mètres par jour, et par des sols peu épais de l'ordre du mètre, situés pour l'essentiel sur des pentes fortes de 4 à 7%. Ils correspondent aux sols sous forêt du haut bassin de l'Yzeron. Durant les saisons pluvieuses, l'eau de pluie est rapidement infiltrée et rejoint latéralement la rivière via la couche d'arène qui correspond à l'altération de la roche mère, ici constituée de granite. Cette couche d'arène alimente le fond sableux de la rivière. La conductivité électrique, qui révèle la minéralisation des

⁵ GNOUMA, Raouf. Aide à la calibration d'un modèle hydrologique distribué au moyen d'une analyse des processus hydrologiques : application au bassin versant de l'Yzeron [En ligne]. Thèse : Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 2006 [01/12/2006], 412 p. Disponible sur <http://docinsa.insa-lyon.fr/these/pont.php?id=gnouma>

eaux, est en moyenne de $400 \mu\text{S cm}^{-2-1}$ pour les ruisseaux du haut bassin de l'Yzeron, contre $150 \mu\text{S cm}^{-2-1}$ pour les sous bassins en prairies et cultures de la partie intermédiaire. Une forte minéralisation confirme un cheminement de l'eau dans le sol et les fractures du massif granitique. Durant les périodes à faible pluviosité, l'eau rejoint la rivière via ces réseaux de fractures. En conclusion, pour les ruisseaux du haut bassin, l'eau des versants semble cheminer principalement au contact de la roche mère et exfiltrer dans le lit de la rivière jusqu'à ce que le niveau de réserve soit situé sous celui du fond du cours d'eau, entraînant son assèchement de surface.

- (II) des sols à bonne conductivité hydraulique verticale et horizontale, de l'ordre de plusieurs mètres par jour, et par des sols épais de plusieurs mètres, situés pour l'essentiel sur des pentes inférieures à 5%. Ils correspondent aux sols formés sur les alluvions péri-glaciaires des fonds de vallée du Charbonnières et de l'Yzeron aval. Ces formations autorisent la constitution de nappes développées et permanentes qui soutiennent l'étiage.

Le mode « **latéral superficiel** » caractérise toute la partie moyenne du bassin, avec des sols plus épais, de l'ordre de deux mètres, des pentes de 1 à 3% et des conductivités hydrauliques de l'ordre du mètre par jour. Les suivis piézométriques et les traçages géochimiques ont montré dans ce contexte la formation de nappes de versant et de surfaces contributives par intumescence des nappes en bordure des cours d'eau en période pluvieuse. L'alimentation latérale par la nappe ainsi que par le ruissellement de surface en séquence pluvieuse soutenue caractérisent le fonctionnement du réseau hydrographique du bassin moyen en période d'écoulement pérenne. Les chemins de l'eau apparaissent plus courts que pour l'amont sous forêts, comme semble le confirmer la minéralisation moyenne (conductivité électrique de l'ordre de $150 \mu\text{S cm}^{-2-1}$). L'assèchement des nappes de versant et d'accompagnement (par définition saisonnière) conduit à celui du cours d'eau en période d'étiage.

Le mode « **poches** » est présent de manière très sporadique. Il concerne principalement un plateau déconnecté du réseau hydrographique principal et ensuite des placettes en lien avec le réseau secondaire. Il correspond à des sols dont l'épaisseur est supérieure à 2 mètres avec des pentes faibles et une bonne conductivité hydraulique. Ces caractéristiques sont propices à la formation de réserves ou poches d'eau. Le tarissement de ces poches se manifeste par des sources qui maintiennent un écoulement dans certains brins du réseau secondaire pendant l'étiage.

Méthode

Les modes d'alimentation versant-rivière peuvent ainsi différer selon que l'on se trouve en saison de hautes ou de basses eaux. Pour étudier la relation entre les types hydrogéomorphologiques et les modes d'alimentation hydrologique il est ainsi considéré que les caractéristiques hydrologiques à considérer sont situées dans un espace restreint (zone tampon) proche du cours d'eau en basses eaux. *A contrario*, il est considéré l'ensemble du bassin versant amont en hautes eaux. Cette distinction est nécessaire pour tenir compte des aires de drainage sollicitées en basses et hautes eaux. Le choix d'une zone tampon de 100m est arbitraire mais correspond à une largeur moyenne de fond de vallée pour le bassin de l'Yzeron. Les résultats n'ont pas été très différents avec des zones tampons de 400 et 200 m.

En basses eaux, à partir d'une zone tampons de 100m de part et d'autre du cours d'eau. Elle a été calculée sous SIG (Gnouma, 2005). Les pourcentages des différents modes hydrologiques localisés le long de chaque segment géomorphologique ont été extraits. Les résultats sont

ensuite moyennés par type géomorphologique afin d'identifier les combinaisons dominantes de flux et de formes.

En hautes eaux, en considérant que c'est l'ensemble du bassin versant amont à chaque segment géomorphologique qui impose la dynamique hydrologique. Les pourcentages des différents modes hydrologiques sont alors extraits des bassins situés en amont des segments.

Résultats

En basses eaux, les résultats sont consignés dans la figure 1. On constate le rôle dominant mode de connexion latérale superficielle pour les types hydrogéomorphologiques A2, B1 à B4 et C. Cela se traduit par une connexion latérale, via une nappe d'accompagnement, au ruisseau. Les flux hyporhéiques latéraux pourront exister au gré des changements de sens des gradients hydrauliques nappe-rivière. Les caractéristiques de sinuosité et de substrat des types B2, B4, B5 et C vont favoriser les échanges latéraux pour l'essentiel ainsi que les bancs et plats du type C. La densité des alternances seuil-mouille reste comparable et contrôlent quant à elle les flux hyporhéiques verticaux (Breil *et al.* 2007)⁶. Le mode de connexion « poche » est peu présent sauf en B2. Cela s'explique par la largeur limitée de la zone tampon qui n'intègre que partiellement les placettes où se développent les poches d'eau.

Nous retiendrons que les flux hyporhéiques longitudinaux qui court-circuitent les sinuosités devraient prédominer dans le type C en basses eaux.

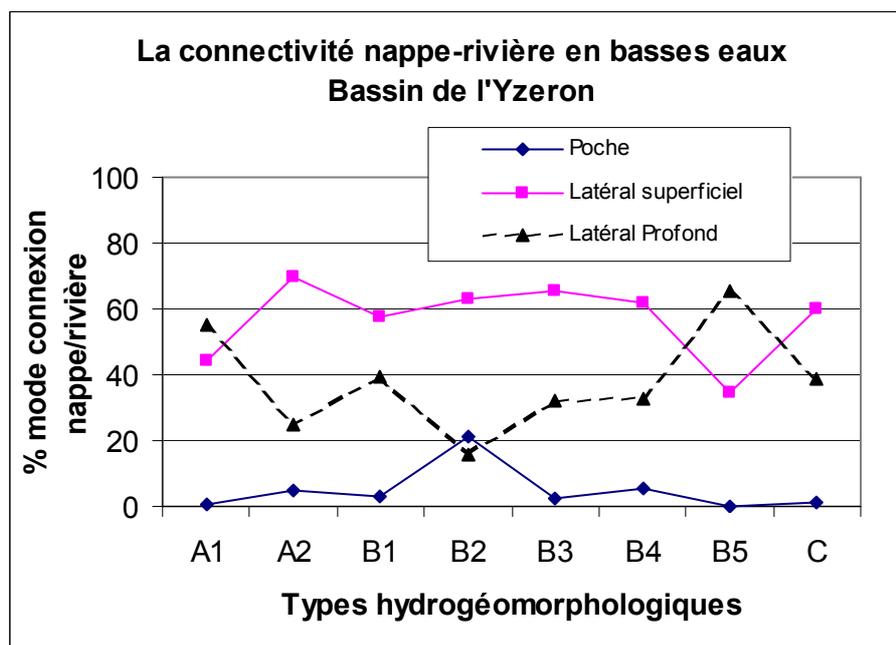


Figure 1. Pourcentage de combinaison des dynamiques de flux (dynamique hydrologique) et de formes (types hydrogéomorphologiques) en période de basses eaux sur le bassin de l'Yzeron.

Le type B2 qui caractérise une bonne partie du Charbonnières et de l'Yzeron avat confluence se distingue par une influence sensible de la connexion versant-rivière par « poche » que l'on

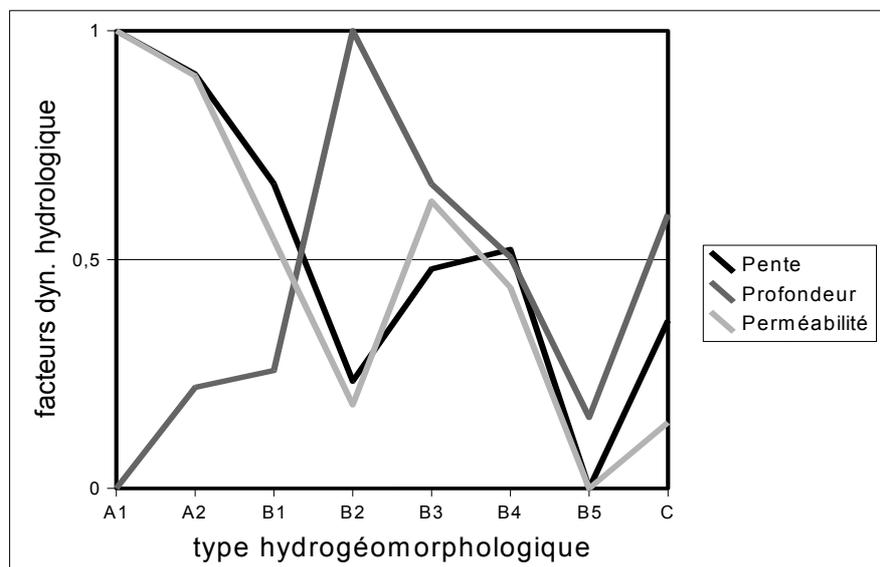
⁶ Breil P., Grimm N.B., Vervier P. (2007). Surface water groundwater exchanges processes and fluvial ecosystem function: an analysis of temporal and spatial scale dependency. In "hydroecology and ecohydrology: past, present and future", ed. : Wood P.J., Hannah D.M. and Sadler J.P. Wiley & sons inc. P 93-108.

qualifie de source ou résurgence dans le cours d'eau. L'étude et la localisation de ces zones de résurgence mériteraient une attention particulière dans le cadre d'un plan de gestion.

Le ruissellement urbain, non pris en compte dans cette analyse, va essentiellement modifier la dynamique des écoulements de surfaces et créer des conditions de forts gradients depuis la rivière vers la nappe. Ces pulsations devraient intensifier les flux hyporhéiques par un phénomène de « pompage » mais il convient d'en mesurer l'effet réel sur les flux échangés entre le substrat et la rivière (Breil *et al.* 2007)⁷.

En hautes eaux, l'influence des écoulements liés aux bassins amont des segments est résumée dans la figure 2. Y sont représentées les 3 modalités qui influencent la dynamique hydrologique : la pente, la profondeur et la perméabilité des sols. Les valeurs moyennes des facteurs ont été calculées pour chaque bassin versant amont à chaque segment hydrogéomorphologique du réseau hydrographique. Ensuite, les valeurs obtenues ont été moyennées par type de segment A1 à C. Pour rendre la figure lisible, les moyennes ont été normées par rapport à leur gamme de valeurs respectives.

On constate que les fortes pentes, les faibles épaisseurs de sol et les fortes perméabilités caractérisent les bassins amont aux types A1, A2, B1, B3 et B4. Ce qui suggère un fonctionnement dominant par apports latéral profond. Le type B2 se distingue par de fortes épaisseurs de sol de ses bassins amont et des valeurs assez faibles en perméabilité et pente. Cela suggère une connexion dominante par résurgence. Le type B5 est contrôlé en amont par les valeurs les plus faibles que l'on puisse rencontrer à l'échelle du bassin de l'Yzeron. Cela correspond au bassin versant du Charbonnières, principal affluent de l'Yzeron sur lequel on trouve le type B5. Un fonctionnement de type nappe d'accompagnement et nappe de versant caractérise le type B5.



⁷ Breil P., Lafont M., Vivier A., Namour Ph., Schmitt L. (2007) Effects of combined sewer overflows on A periurban stream ecosystem: Methodological approach. International Symposium on New Directions in Urban Water Management. 12-14 September 2007, UNESCO Paris

Figure 2 : Evolution moyenne des modalités pente, profondeur et perméabilité des sols des bassins versants amont aux segments hydrogéomorphologiques du réseau hydrographique de l'Yzeron.

Interprétation

Au regard de la diversité des combinaisons flux-formes rencontrées, nous avons tenté de hiérarchiser la capacité d'échanges entre la surface et la sub-surface en rivière selon deux axes: l'axe des flux verticaux entre la colonne d'eau et le substrat et l'axe des flux horizontaux, qui marque des conditions actives d'échanges entre la rivière et ses berges (fig. 3). Ainsi les facteurs des types géomorphologiques (voir tableau, tâche A) de pente, granulométrie, % de faciès lotique et connectivité souterraine ont été attribués aux flux verticaux, les facteurs de sinuosité et de connectivité latérale aux flux horizontaux. Les valeurs de chaque facteur ont été normalisées sur les gammes de valeurs rencontrées dans le bassin de l'Yzeron. La hiérarchisation qui en résulte est donc relative au bassin lui même. La moyenne des facteurs de forme et de flux a été calculée pour chaque type hydrogéomorphologique.

Il en ressort que les combinaisons flux-formes les plus actives en terme d'échanges entre la rivière et le corridor hyporhéique correspondent aux types A1, A2, B4 et B5, avec des composantes d'échanges nuancées entre A1-A2 et B4-B5. Le type B1, situé sur des affleurements de la roche mère, présente les plus faibles capacités d'échange. Les types B2, B3 et C sont en situation intermédiaire, mais avec une composante de flux essentiellement horizontale. Les types B1 et B2 sont contrôlés par les affleurements de la roche mère et présentent respectivement l'absence de seuils et la plus faible sinuosité. Ces types hydrogéomorphologiques se comportent essentiellement comme des systèmes de transfert en raison de l'absence de corridor hyporhéique et donc de capacité de stockage et d'échange verticaux. Ils constituent un troisième groupe à faible capacité d'échange.

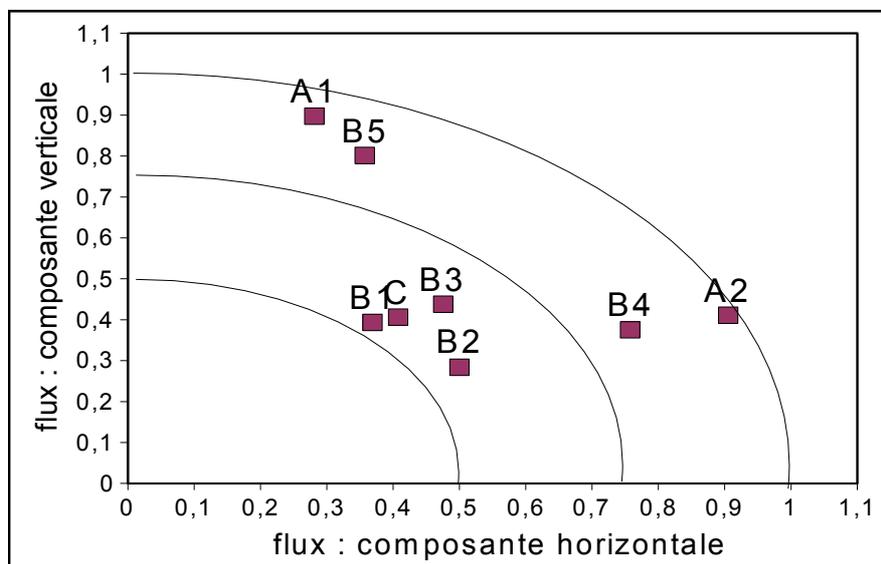
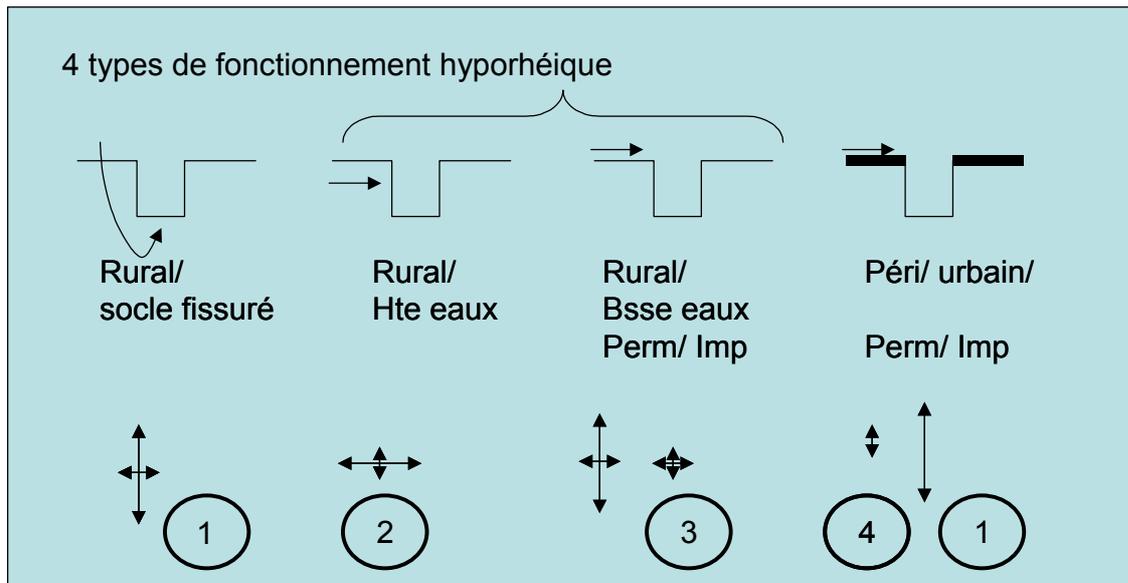


Figure 3. Normalisation des combinaisons flux-formes en composantes de flux verticales et horizontales entre la rivière et son substrat en période d'étiage.

Les types C et B3 sont des types moyens, mais cela ne signifie pas que les échanges soient faibles car il s'agit d'une normalisation dans la gamme des facteurs observés du bassin de l'Yzeron. Les types B5 et B4 (B1, B2, B3 et C de même) sont situés dans des secteurs soumis

à des influences urbaines. Leur capacité de restauration écologiques pourrait différer compte tenu des directions privilégiées d'échanges entre versant, rivière et substrat.

Ce premier modèle de prédétermination doit être considéré comme une clef de lecture de la capacité d'échange des flux hydriques dans le corridor hyporhéique et pourrait déjà aider à mieux gérer les impacts sur le linéaire du réseau hydrographique de l'Yzeron. Ils pourraient être cartographiés en 4 classes de capacité d'échange décroissante avec le corridor hyporhéique, depuis A1-B5 à A2, B4 à B3, C et enfin B1-B2. Les modes de connexion versant-rivière sont ainsi résumés dans la figure X, éventuellement selon les saisons hautes eaux et basses eaux.



Méthode de calcul du flux hyporhéique

Cette note est dédiée au calcul "géométrique" ou simplifiée du flux traversier d'un seuil perméable dans un cours d'eau. (P.Breil, Cemagref Lyon, 2010).

Problématique

Le calcul du flux hyporhéique peut être abordé très grossièrement par simple différence de la charge hydraulique entre l'amont et l'aval d'un seuil géomorphologique perméable. Dans le détail il s'agit d'un écoulement tri-dimensionnel qui varie avec le débit du cours d'eau mais aussi le niveau variable de la nappe qui accompagne le cours d'eau, sur la durée des crues mais aussi des saisons. La modélisation d'un tel processus d'écoulement dans le détail réclame de nombreuses données pour caler un modèle de mécanique des flux. Un calcul plus réaliste que la solution de la différence amont-aval mais lié à un protocole d'acquisition simple a été développé pour cette étude. Il permet de prendre en compte la variation du gradient de charge hydraulique selon la distance au seuil qui est traversé par le flux hyporhéique.

Objectif

L'objectif de cette méthode de calcul est d'avoir un ordre de grandeur des flux d'eau et de substances associées (dissoutes et particulaires minérales et colloïdales de quelques dizaines de micron-m) qui traversent un seuil perméable submergé par un écoulement d'eau. Pour un cours d'eau, ce sous écoulement est désigné par le terme « d'écoulement hyporhéique ». Les calculs proposés sont faciles à réaliser sous un tableur à partir des données de terrain.

Méthodologie

Il n'est pas détaillé ici les notions de contrôle hydraulique, ni d'écoulements fluvial, critique et torrentiel, ni de ressaut hydraulique. Ces notions sont accessibles dans les ouvrages et cours d'hydraulique à surface libre.

La figure 1 représente le profil en long type d'un cours d'eau à énergie modérée à forte (pente moyenne entre 1% et 1‰) en équilibre morphologique. On observe une séquence mouille (M), plat (P), Seuil (S), Rapide (R) qui se répète de manière plus ou moins prononcée dans le milieu naturel. La forme de la ligne d'eau est figurée en pointillée. Cette forme varie avec le débit.

Le repérage d'une séquence est d'autant plus aisée que le débit est moyen à faible sans toutefois être nul. Les formes du cours d'eau sont en partie exondées et les seuils morphologiques fonctionnent alors en « dénoyé ». Cela ne signifie pas qu'ils sont hors d'eau mais qu'ils imposent un changement de régime d'écoulement, de l'amont dit en régime fluvial à l'aval dit en régime torrentiel. Dans cette situation de débit, les mouilles (M) sont des poches d'eau plus ou moins profondes avec un écoulement lent et des matériaux fins en surface du sédiment. Sur les plats (P), la surface de l'écoulement est « lisse » et le substrat est « propre » car sans dépôt fins. A l'abord amont du seuil (S), l'écoulement s'accélère et développe des « rides » fugaces. Dans le rapide (R), plus ou moins étalé qui suit le seuil, les rides sont persistantes et bien orientées pour se dissiper plus en aval dans un « bourrelet d'eau » parfois bouillonnant qui traduit la dissipation d'énergie hydraulique. C'est entre deux mouilles qu'il convient d'acquiescer les mesures de la figure 1 qui sont détaillées dans la figure 2.

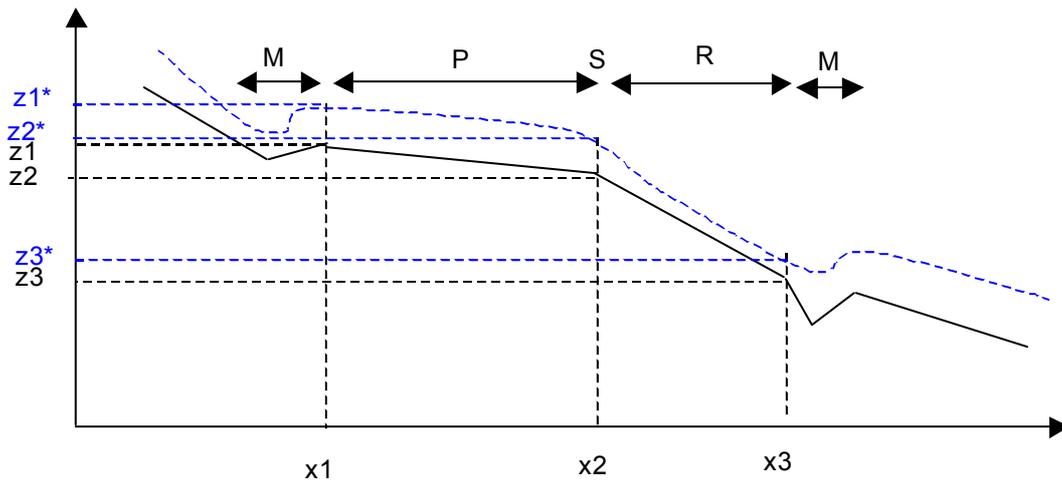


Fig 1 : Repérage d'une séquence Plat-Seuil-Rapide entre deux mouilles.

En pratique, pour estimer le flux traversier il s'agit de choisir dans un tronçon de pente moyenne homogène une séquence dite représentative (ou de faire la moyenne des données de plusieurs séquences). Les données sont recueillies sur le terrain à l'aide d'un niveau et d'un décimètre (ou d'un tachéomètre qui cumule ces fonctions)

Les données de hauteur (z et z^*) sont en relatif à la station car se sont les écarts entre ces mesures qui interviennent dans les calculs.

L'écoulement hyporhéique s'établit sous l'effet de la différence de la charge hydraulique (ou énergie) qui existe à la surface du substrat entre deux points. Cette différence est en règle générale maximale entre deux mouilles (M) consécutives, du fait de la présence d'un seuil dans la séquence morphologique qui marque une « marche topographique ». Cette marche provoque une différence d'énergie potentielle (ou de pesanteur) à laquelle s'ajoute le contrôle hydraulique exercé par le seuil sur la ligne d'eau qui peut en débit moyen accentuer le dénivelé hydraulique (assimilé ici à l'énergie de pression) ou le diminuer (seuil noyé) à fort débit. On peut donc, en première approximation, considérer que l'écoulement hyporhéique est dirigé d'amont en aval sous le seuil et qu'il suit une ligne qui joint la fin de la mouille amont au début de la mouille aval.

Hypothèses de calcul :

1. La ligne d'eau est figurée par le trait plein supérieur. Sa forme est normalement courbe autour de S, convexe en amont et concave en aval (voir fig.1) mais nous faisons l'hypothèse simplificatrice d'une forme plane.
2. La direction de l'écoulement hyporhéique suit la direction de la plus grande différence d'énergie qui est donnée ici par la plus grande amplitude de variation mesurée sur la ligne d'eau entre l'amont et l'aval du seuil S.
3. La ligne d'écoulement hyporhéique est aussi considérée plane (elle est en principe concave du fait de la conductivité hydraulique plus forte au niveau de la zone qui entoure le seuil S en règle générale)
4. Corollaire du point 3, la conductivité hydraulique K du substrat est considérée homogène

5. La charge hydraulique H (donnée par l'équation de Bernouilli⁸) se ramène à la somme des énergies de pression (Pe) et gravitationnelle (z) car l'énergie cinétique est totalement négligeable compte tenu des vitesses d'écoulement à la surface proche du substrat⁹.
6. Aucune hypothèse n'est faite sur le régime d'écoulement (noyé, dénoyé, fluvial, torrentiel) à ce stade. Seul la description de la ligne d'eau importe pour effectuer le calcul. *L'idéal serait de jauger le débit en même temps ou de disposer d'une station hydrométrique proche pour lier le flux hyporhéique au débit du cours d'eau.*

Mesures à réaliser in situ à partir des informations de la figure 2:

On utilise le mètre (m) comme unité. Un décimètre et une lunette topographique ou un tachéomètre.

d1	la distance entre A et B
d2	la distance entre B et C
d1*	la distance entre A* et B*
d2*	la distance entre B* et C*
Ls	la largeur du seuil S en travers du cours d'eau (#largeur du fond du lit)
z1	la hauteur de A par rapport à un repère d'altitude commun à tous les points
z2	la hauteur de B par rapport à un repère d'altitude commun à tous les points
z3	la hauteur de C par rapport à un repère d'altitude commun à tous les points
z1*	la hauteur de A* par rapport à un repère d'altitude commun à tous les points
z2*	la hauteur de B* par rapport à un repère d'altitude commun à tous les points
z3*	la hauteur de C* par rapport à un repère d'altitude commun à tous les points

Les calculs sont organisés en amont et aval du seuil morphologique S qui joue le rôle de contrôle hydraulique dans une certaine gamme de débit.

Calculs intermédiaires à réaliser

$A \sin [(z1-z2)/d1]$	pour avoir	$\alpha 1$
$A \sin [(z2-z3)/d2]$	pour avoir	$\alpha 2$
$A \tan [(z1-z3)/(d1 \cos \alpha 1 + d2 \cos \alpha 2)]$	pour avoir	β
$P1=(z1*-z2*) / d1*$	pour avoir	penne ligne d'eau amont
$P2=(z2*-z3*) / d2*$	pour avoir	penne ligne d'eau aval
$p=d1 \times \sin(\alpha 1-\beta)=d2 \times \sin (\alpha 2-\beta)$	pour avoir	la hauteur en B

La figure 2 illustre les points mesurés et les angles à calculer. La trajectoire d'une particule d'eau est figurée par la flèche en pointillés dans le substrat. « L » représente la longueur du parcours depuis son point d'entrée en amont de S à sa sortie en aval de S. La direction de l'écoulement est imposée par le gradient de charge hydraulique maximum de la ligne d'eau (selon hypothèse 2) et suit la direction AC.

⁸ $H_A = z + Pe/pg + V^2/2g$ avec au point A, z la cote, Pe la pression d'eau, V la vitesse d'écoulement, p est le poids spécifique de l'eau, V la vitesse d'écoulement au contact supérieur du substrat et g l'accélération de la pesanteur.

⁹ Cette hypothèse conduit à sous estimer la différence de charge globale entre l'amont et l'aval d'un seuil. L'expérimentation montre une erreur relative sur le gradient de 1 à 2% (Tonina, D., and J. M. Buffington (2007), Water Resour. Res., 43, W01421), ce qui est largement acceptable compte tenu des moyens de mesure déployés sur le terrain.

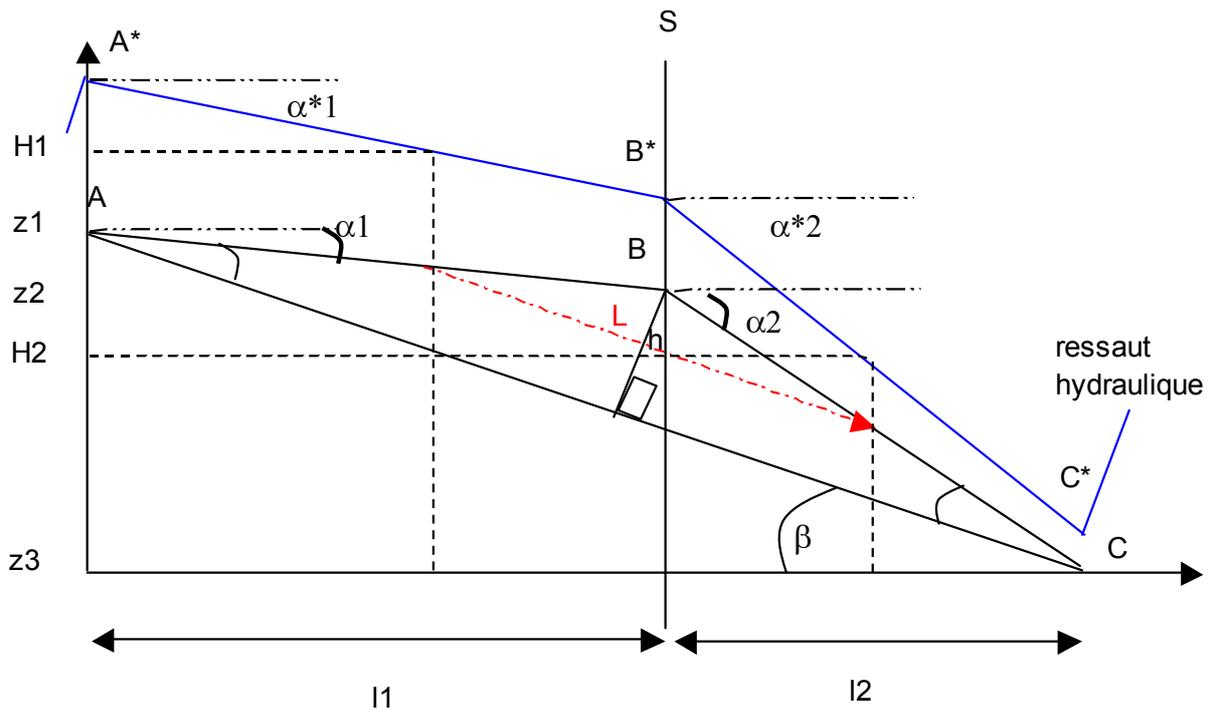


Fig 2 : représentation géométrique d'un seuil perméable en cours d'eau et mesures associées

Le flux hyporhéique qui traverse le seuil est donné par la formule de Darcy intégrée sur la hauteur passant par B du triangle ABC.

$$F = -k \int_0^p dH(h) / L(h) dh$$

Où :

F (m²/s) représente le flux qui traverse la ligne AB et sort par la ligne BC. Le flux total (m³/s) est obtenu en multipliant F par la largeur (LS) du seuil, sous hypothèse de géométrie homogène du seuil.

k est la conductivité hydraulique (m/s), dH la différence de charge hydraulique (exprimée en m d'énergie), L la distance parcourue par l'eau dans le milieu poreux (en m).

On constate dans la formule qui précède que dH (soit H1-H2) comme L sont fonction de la profondeur h du flux. C'est la raison de l'intégration en fonction de h (de 0 à p avec p la hauteur du triangle ABC passant par B) de la formule de Darcy dans le cas qui nous intéresse.

Calculs intermédiaires (à titre de démonstration) pour exprimer dH et L en fonction de h:

Considérant un point d'entrée i entre A et B, soit le trajet L de la figure 2.

li1 est l'abscisse curviligne du point d'entrée de l'eau entre A et B.

xi1 est la projection de li1 sur AC

li2 est l'abscisse curviligne du point de sortie de l'eau entre A et B.

xi2 est la projection de li2 sur AC

Par calcul géométrique on obtient :

$$li1 = hi / (\sin(\beta - \alpha1)); li2 = hi / (\sin(\alpha2 - \beta))$$

$$xi1 = li1 * \cos(\beta - \alpha1); xi2 = li2 * \cos(\alpha2 - \beta)$$

$$\text{soit : } xi1 = hi / \tan(\beta - \alpha1) \text{ et } xi2 = hi / \tan(\alpha2 - \beta)$$

d'où :

$$Li = xi1 + xi2 = hi * [(1/\tan(\beta - \alpha1)) + (1/\tan(\alpha2 - \beta))] = hi * k1 \text{ avec } k1 \text{ cte}$$

$$dH = xi2 * P2 - xi1 * P1 = hi * [(P2/\tan(\alpha2 - \beta)) - (P1/\tan(\beta - \alpha1))] = hi * k2 \text{ avec } k2 \text{ cte } < 0$$

$$dH/L = k2/k1$$

note : k2 est négatif car l'écoulement suit le gradient de charge hydraulique décroissant, le flux F est alors positif.

Formules de calcul directes du flux et des grandeurs associées

Le flux est alors donnée à travers la ligne AB par l'expression :

$$F = -(k * k2 / k1) * \int_0^P dh = -(k * k2 / k1) * p$$

Le flux volumique ou débit hyporhéique (Qh) est obtenu en multipliant par la largeur du seuil (Ls) en travers du cours d'eau

$$Qh(m^3/s) = \boxed{F * LS}$$

La vitesse moyenne de l'écoulement hyporhéique (Vmh) est obtenue en divisant F par la profondeur p du Seuil.

$$Vmh(m/s) = \boxed{F/p}$$

La longueur moyenne (Lm) de parcours de l'écoulement hyporhéique est donnée par l'intégrale :

$$Lm = (1/p) * \int_0^P Li(h) dh = (k1/p) * \int_0^P h dh = (k1/2p) * [h^2]_0^P = k1 * p/2$$

Le temps moyen de résidence (Tm) est donné par l'expression :

$$Tm (s) = Lm/Vmh = (k1p/2)/(F/p) = k1 * p^2/2 * F = k1 * p^2/(2 * p * k * k2/k1) = \boxed{p * k1^2/(2 * k * k2)}$$

Pour mémoire : $k1 = [(1/\tan(\beta - \alpha1)) + (1/\tan(\alpha2 - \beta))]$

Pour mémoire : $k2 = [(P2/\tan(\alpha2 - \beta)) - (P1/\tan(\beta - \alpha1))]$

Etude de la relation nappe – cours d'eau au niveau d'Oullins

Problématique

Le projet de réhabilitation doit permettre la re-connexion de l'Yzeron avec sa nappe. Cette possibilité est importante pour redonner au tronçon à réhabiliter une capacité d'assimilation qui soutiendra l'écosystème aquatique. Celui-ci se réduit aujourd'hui à un tapis d'algues filamenteuses accrochées au béton de la cunette qui constitue le lit mineur. La question se pose des conséquences de cette re-connexion par rapport aux réseaux d'assainissement urbain. Il a en effet été mesuré que le collecteur unitaire principal situé en rive gauche drainait en moyenne 100 l/s en période d'étiage (Breil *et al.* 2010)¹⁰. Cette mesure a été réalisée en amont du secteur à réhabiliter mais il est important de localiser les différents collecteurs du secteur par rapport au niveau de la nappe actuelle et future si il est montré que la cunette béton maintenait artificiellement ce niveau plus longtemps au dessus de son niveau normal.

Matériel et méthode

Le Cemagref mesure en continu depuis plusieurs années le niveau de l'Yzeron en trois points dans son parcours urbain. En parallèle, le Sagyrc en charge de l'opération de réhabilitation suit quatre piézomètres implantés dans Oullins à proximité du cours d'eau (Fig. 1). Cinq profils ont été établis pour étudier le niveau de la nappe et sa position par rapport aux collecteurs d'assainissement (Fig. 1).

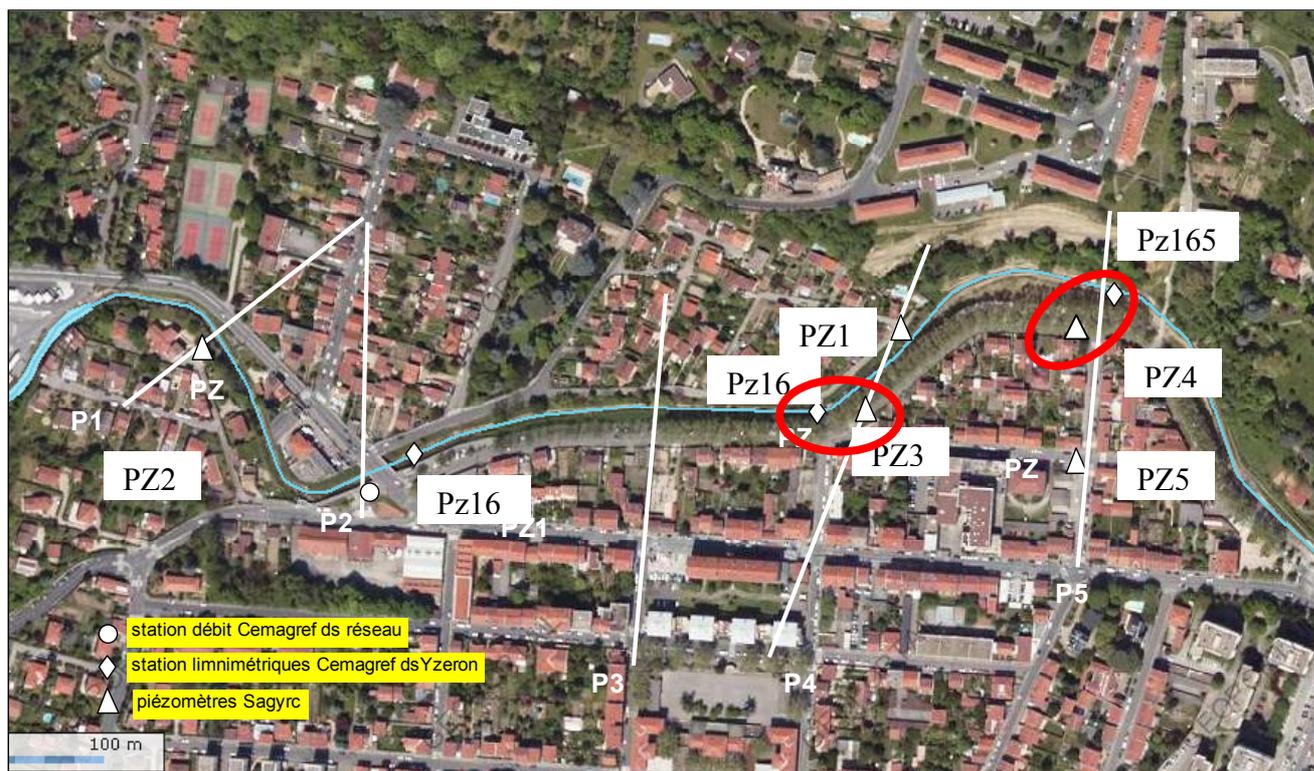


Figure 1: localisation des piézomètres (PZ) en nappe (Sagyrc) et en cours d'eau (Cemagref). Tracé des cinq profils en travers.

D'après la position des mesures piézométriques réalisées en nappe et en rivière, il est possible d'associer PZ3 et PZ166, ainsi qu PZ4 et PZ165.

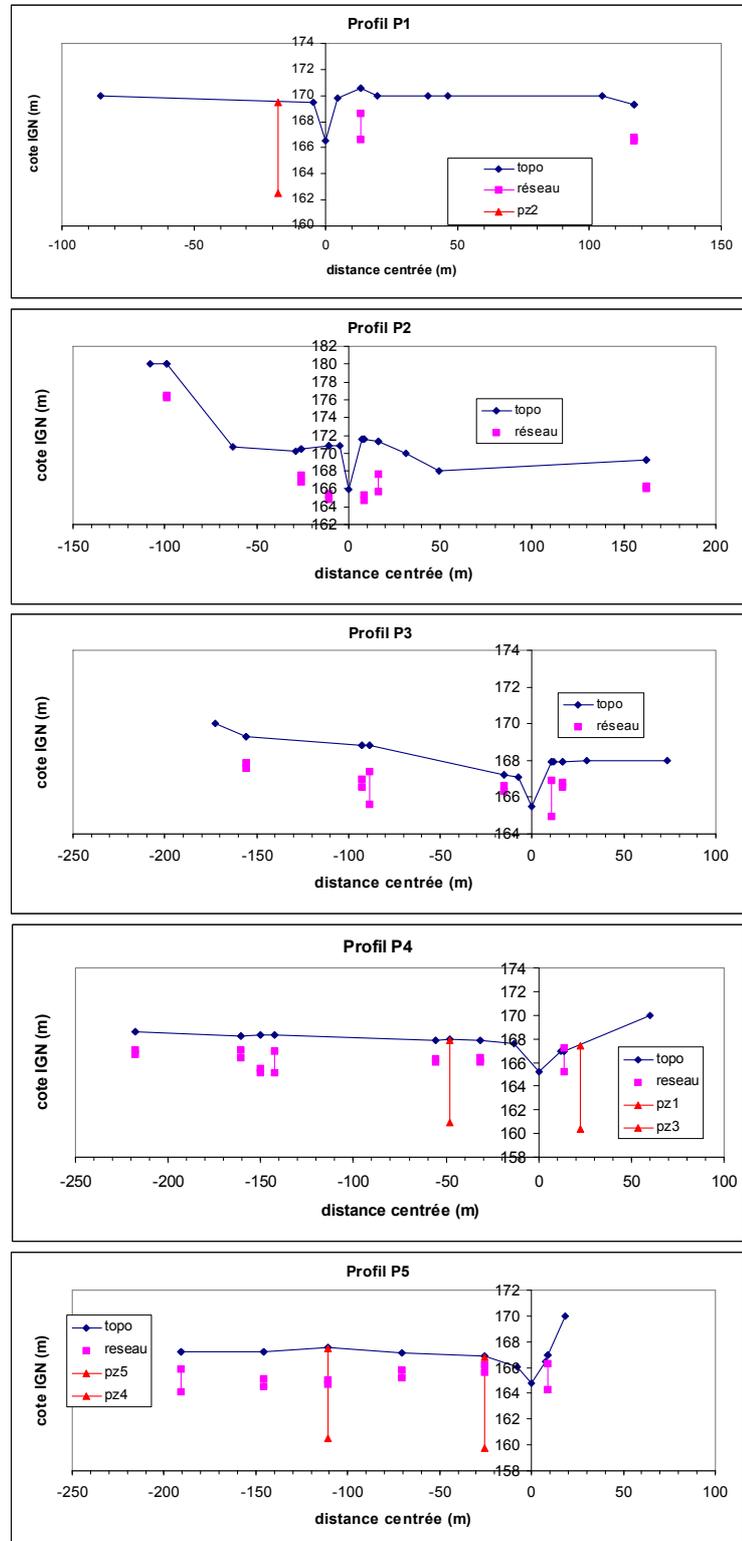
¹⁰ Breil P., Radojevic B., Chocat B. 2010. Urban development and extreme flow regime changes. IAHS Publ. N° 340.

Données sur les réseaux d'assainissement

La topographie des profils P1 à P5, comprenant les berges, le lit et la position exacte en profondeur des réseaux et des piézomètres est fournie dans les cinq graphiques suivants (Fig.2, profils 1 à 5). Les profils sont présentés rive gauche à droite des figures. Les réseaux sont figurés par leur diamètre vertical. Les données réseaux sont reprises de la base GESICA du Grand Lyon. L'amplitude de l'échelle verticale est adaptée pour donner du détail (elle n'est pas comparable d'une figure à l'autre). L'amplitude horizontale est de 350 m (sauf pour le graphique 1 où elle est de 250 m).

On observe que la cote du radier (cote basse du diamètre vertical) du grand collecteur situé en rive gauche est égale ou inférieure à celle de la cunette béton du cours d'eau sur les cinq profils (Fig.2). Dans ces conditions, le réseau qui est très proche pourra toujours drainer le cours d'eau au travers des défauts de structures mais pourra aussi alimenter la nappe d'accompagnement lors de ses lises en pression. D'autres cote radier de réseaux sont situées sous le niveau du fond actuel du cours d'eau. On notera un gros collecteur en rive droite sur le profil 3 (fig. 2) et plusieurs collecteurs secondaires sur le profil 5 (fig.2). On note que les piézomètres en berge

descendent sous largement sous le niveau de la cunette béton. Figure.2 : Topographie des berges, du cours d'eau et profondeurs des piézomètres et des réseaux sur les profils P1, P2, P3, P4 et P5.



Données sur la cunette béton

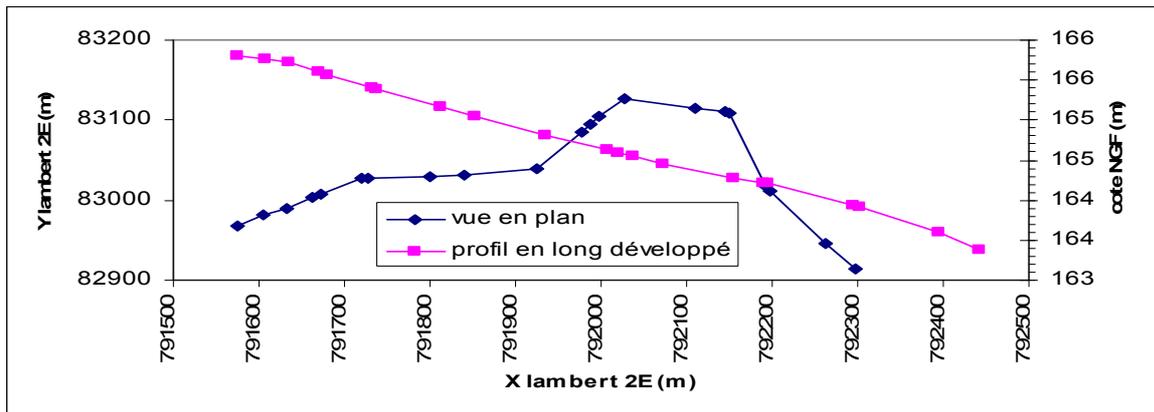


Figure 3 : Tracé en plan avec et profil en long de l'Yzeron à Oullins. La pente moyenne est 2.8 ‰.

Dans le profil 5 le radier de la cunette béton est donné à 164.33m (NGF) par le Sagyrc près de PZ4. Le Cemagref donne 164.281. Le haut de la cunette est donc situé 165.33m (NGF). Dans le profil 4, le radier est mesuré à 164.81m (NGF) près de PZ3. Le Cemagref donne 164.806. Le haut de la cunette est donc situé à 165.81m (NGF). Les différences sont minimales.

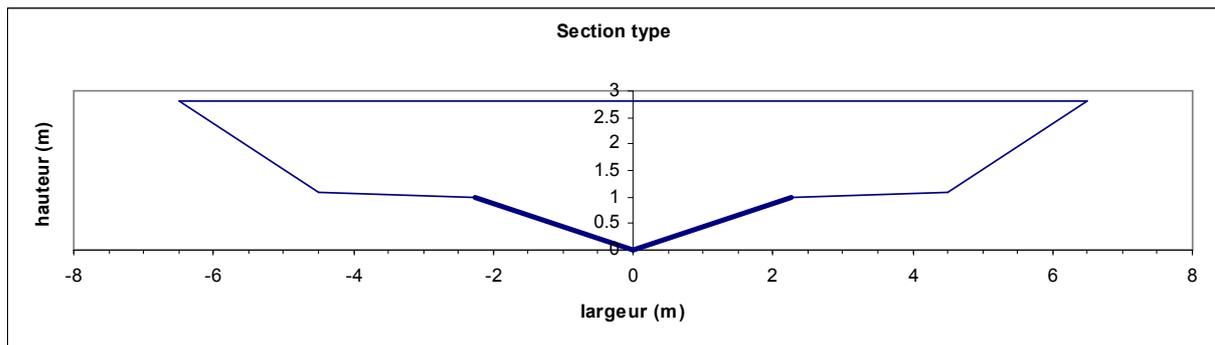


Figure 3 : Section type de l'Yzeron à Oullins (rapport d'échelle verticale/horizontale=1). La partie épaisse correspond à la cunette béton. La hauteur bétonnée est de 1 m.

Résultat des suivis piézométriques

Les cotes du radier et du haut de la cunette sont représentées dans les figures suivantes par deux traits horizontaux. La période d'observation court de Août 2008 à Juin 2009.

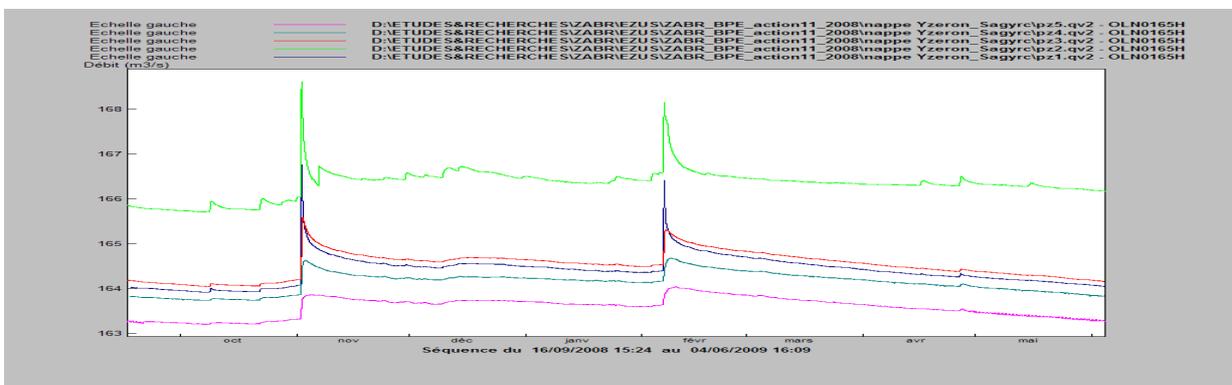


Figure 3: Evolution de la nappe au niveau des piézomètres suivis par le Sagyrc. Période 16/09/2008 au 04/06/2009.

La figure 3 permet une première analyse de la sensibilité des variations de la nappe en fonction de sa distance à l'Yzeron. De haut en bas de la figure nous avons les piézomètres Pz2, Pz3, Pz1, Pz4 et Pz5. Cette ordre suit la pente générale d'écoulement de l'Yzeron avec cependant une composante sud comme en atteste la comparaison de Pz4 et Pz5 situés sur un profil Nord-Sud (profil 5).

Par ailleurs Pz2, Pz3 et Pz4 semblent très réactifs, ce qui indiquerait l'absence d'un effet de la cunette béton. Ce point est vérifié plus loin. Dans le détail, Pz3 et Pz1 peuvent s'inverser pendant les crues. Ils sont situés à une centaines de mètres, l'un de l'autre, Pz3 étant en amont rive droite, Pz1 en aval rive gauche. Une explication peut être la mise en charge du grand collecteur rive gauche pendant les fortes pluies (voir figure 2, profil 4) qui peut alors augmenter la pression de la nappe localement. On note par contre la « mollesse » de Pz4, pourtant proche du cours d'eau, situé dans le profil 5, en rive droite dans l'ancien méandre. On peut évoquer ici l'effet écran de la cunette béton. Pour Pz5 qui est situé à presque 200 mètres de la rive droite, la réponse atténuée est logique mais elle reste de l'ordre de celle de Pz4 lors des crues. Une analyse détaillée révèle que Pz5 réagit en même temps et peut précéder Pz4. A moins d'un décalage d'horloge entre les centrales d'acquisition (à vérifier auprès du Sagyrc), il semble que la nappe soit aussi alimentée par les réseaux unitaires et d'eaux pluviales pour réagir aussi rapidement. Cette hypothèse est réaliste quand l'on regarde les réseaux recensés dans le profil 5.

La figure 4 fait un zoom sur une crue de l'Yzeron. Les niveaux d'eau dans la nappe (Pz4), l'Yzeron (Pz165) et le débit à Taffignon sont représentés. De même les limites haute et basse de la cunette béton symbolisés par les traits horizontaux. Les pointillés verticaux marquent le début et la fin de réaction de la nappe. Il apparaît clairement qu'elle ne réagit qu'une fois le niveau d'eau dans l'Yzeron ayant dépassé celui de la cunette. Le processus de transfert (humidification du sol, perméabilité) peut expliquer le retard de la réponse par rapport au passage du niveau dans la cunette. La réponse à la décrue doit être plus directe. C'est ce que montre la figure 4 : le niveau de la nappe cesse d'augmenter avec le passage du niveau d'eau rivière sous la haut de la cunette béton.

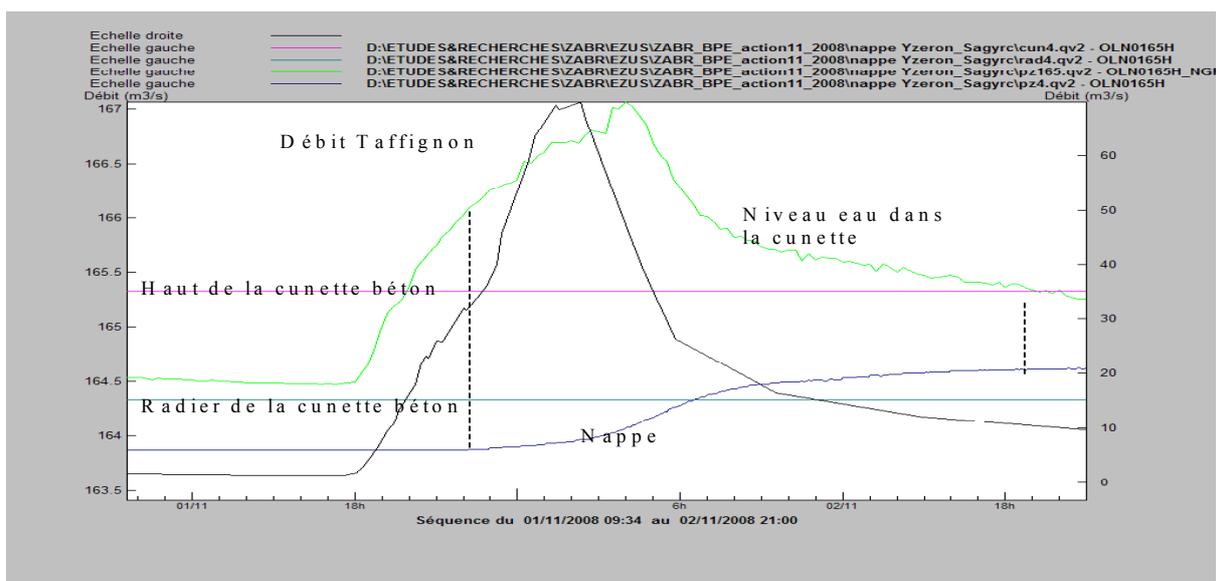


Figure 4: Comparaison de l'évolution des niveau nappe et cours d'eau dans le profil 5 (voir fig. 1). Les débits à Taffignon sont aussi représentés.

Cette tendance est confirmée sur la figure 5 qui représente l'évolution des piézomètres du profil 5 : Pz4 et Pz5 (nappe) avec Pz165 (cours d'eau). On note en particulier que l'augmentation du niveau d'eau dans l'Yzeron qui va de mi-novembre à mi-décembre, tout en restant sous le niveau haut de la cunette, n'empêche pas Pz4 et Pz5 de décroître. Cela confirme à nouveau la déconnexion de la nappe de son cours d'eau pour des débits moyens à forts. La réaction de la nappe, assez molle, intervient après la mi-décembre et peut provenir de l'accumulation de l'eau dans les sols.

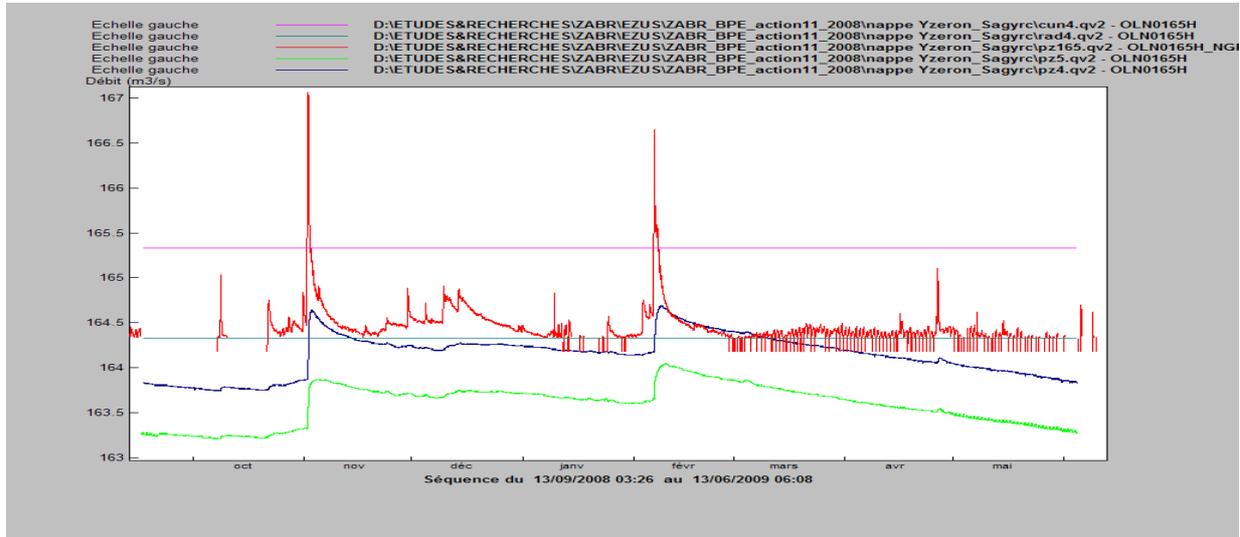


Figure 5 : Réaction de la nappe au niveau d'eau dans le cours d'eau dans le profil 5 sur une année de suivi.

On retrouve la même tendance pour les piézomètres du profil 4. Dans ce cas cependant le niveau d'eau du cours vient à dépasser celui de la cunette de manière continue pendant une dizaine de jours à la mi-décembre.

Conclusion

Les résultats présentés confirment le rôle d'écran exercé par la cunette béton entre le cours d'eau et la nappe. La connexion ne s'établit que pendant les crues fortes dont la hauteur d'eau dépasse la cunette. Des connexions artificielles via les réseaux d'assainissement sont très probables et peuvent fonctionner dans les deux sens selon le niveau de la nappe et celui du réseau. Il s'ensuit qu'une pollution de la nappe « sous ville » n'est pas à écarter.

L'écoulement générale de la nappe est supposé orienté OSO mais nous ne disposons que d'un seul piézomètres (Pz5) pour l'affirmer. Si l'on s'en tient à la hauteur de nappe donnée par Pz5, une partie des réseaux « sous ville » est hors d'eau et devrait le rester après le retrait de la cunette béton. Si l'effet de drainage de l'Yzeron n'inverse pas l'écoulement local sur une bande de 100 à 200 mètres, la qualité des eaux drainées devraient être bonne (étant considéré la ré-habilitation du grand collecteur).

Tâche C : caractérisation des fonctionnalités et espèces cibles du bon potentiel

Coordination : M. Lafont

Collecte des données originales : C. Jézequel et M. Lafont

Rédaction : C. Jézequel et M. Lafont

Remerciements au directeur du Sagyr, S. Guérin, qui a bien voulu mettre à disposition les données d'études recueillies dans le cadre du contrat de rivière « Yzeron Vif.

Partie 1 : Introduction

Dans le cadre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE), toutes les masses d'eau doivent atteindre un bon état écologique d'ici 2015. Un certain nombre de masses d'eau ont été durablement modifiées par l'action humaine (urbanisation, artificialisation) et ont été classées en Masses d'Eau Fortement Modifiées (MEFM). Si l'on admet qu'elles ne peuvent atteindre un « bon état écologique » d'ici 2015, elle doivent au moins atteindre un « bon potentiel écologique » (BPE). Les contours de cette notion de BPE sont incertains et font l'objet de recherches pour essayer de les préciser. En outre, que ce soit dans l'optique de définir un bon état ou celle de définir un bon potentiel, la réhabilitation ou la restauration des écosystèmes d'eau douce altérés par les activités humaines fait partie intégrante des recommandations de la DCE. Cette dernière spécification de la DCE est la plus porteuse en terme de recherche en écologie aquatique, car elle s'écarte sensiblement des aspects réglementaires actuels. Ainsi, l'écologie de la restauration ou de la réhabilitation des hydrosystèmes d'eau douce constitue une problématique porteuse et pluridisciplinaire.

Toute la démarche pluridisciplinaire que nous allons développer ici tendra donc à concilier deux objectifs en apparence parallèles, mais en fait étroitement liés :

- développer des recherches sur **l'écologie de la restauration**, enjeu scientifique de portée internationale, qui nécessite de se pencher sur le fonctionnement des écosystèmes d'eau douce ;
- proposer des **métriques d'évaluation du potentiel écologique**, impliquant tout une réflexion sur sa définition, ce qui constituera en fait **une valorisation appliquée des recherches précédentes**.

Notre démarche pluridisciplinaire va donc s'appuyer sur l'hypothèse que la notion de BPE inclut une vision du fonctionnement du milieu et de sa résilience, suite à la diminution ou la disparition d'une perturbation donnée. **Cette vision du fonctionnement se fonde sur l'étude des relations entre les formes (géomorphologie), les flux (flux d'eau et des substances dissoutes et figurées) et les biocénoses, au sein des habitats aquatiques.** Cette vision devra permettre de définir des règles de restauration ou de réhabilitation du BPE fiables, pertinentes et surtout permettant sa conservation durable dans le temps.

Les divers indices biologiques couramment utilisés actuellement (normes AFNOR : IBGN, IBD, IOBS, IBMR, IPR) ont été conçus pour définir un « état écologique » statique et qualitatif. Ils ne fournissent donc que des informations indirectes sur le fonctionnement du milieu. Les travaux actuels de modification de l'IBGN tiennent compte de ce problème. Il est donc possible d'avoir une méthodologie à court terme pour étudier les MEFM et préciser les enjeux de restauration, en adaptant des méthodes non prévues initialement pour ces enjeux.

Une autre approche peut répondre simultanément aux besoins de la DCE en terme de BPE et en terme de définition de règles de restauration, qui seraient adaptables aux MEFM ainsi qu'aux autres cours d'eau. **C'est cette approche que nous avons retenue et qui nécessitera :**

- 1- de s'appuyer sur des bases conceptuelles solides, pluridisciplinaires et opérationnelles
- 2- de mettre au point des métriques à partir de protocoles d'échantillonnage spécifiques
- 3- de tisser un lien avec les méthodes définissant un état écologique, pour ne pas se déconnecter des aspects réglementaires de la DCE
- 4- de proposer des critères de définition du BPE et des boîtes à outils permettant de l'évaluer.

Bases conceptuelles : concept EASY

Elles seront consolidées par le concept « d'ambiance écologique » EASY (Lafont 2001 ; Lafont *et al.* 2001), résumé dans le tableau 1 et la figure 1. Le bon état fonctionnel se rencontrera donc dans un milieu où les habitats physiques sont peu altérés et où la biodiversité est élevée, avec des apports modérés en nutriments et une capacité d'assimilation forte.

<p>Concept EASY</p> <p>Les biocénoses d'un écosystème (BIO) sont liées à l'ambiance écologique (AE) qu'elles rencontrent, qui est la résultante des apports organiques et minéraux allochtones et autochtones (AP), ainsi que de la capacité du milieu à les dégrader, à les assimiler et à inhiber leur éventuel effet nocif (DM).</p> <p style="text-align: center;">BIO = k (AE) → AE = f (AP) – g (DM) → BIO = f (AP) – g (DM)</p> <p>AP : nature, concentrations, et flux des apports, spéciation, stockage, relarguage, complexation,...</p> <p>DM : processus physico-chimiques et biologiques engagés dans la métabolisation des apports.</p>
<p>Echelle de travail</p> <p>Station : définie conformément à la norme IBGN : sa longueur = dix fois sa largeur (L = 10 l).</p> <p>Unité fonctionnelle UF: 8 UFs sont recensées (Fig. 1) ; dans une UF donnée UF_i, le concept devient :</p> <p style="text-align: center;">BIO_{UF_i} = k [(Ambiance Ecologique)_{UF_i}] → BIO_{UF_i} = f (AP_{UF_i}) – g (DM_{UF_i})</p> <p>Sur l'ensemble de la station on obtient : BIO = % BIO_{UF_i} + % BIO_{UF_j} + % BIO_{UF_k}....</p>
<p>Conception trophique des Unités Fonctionnelles</p> <p>On part de l'axiome que les ressources alimentaires constituent le facteur indispensable au développement des organismes vivants (biodisponibilité trophique et accessibilité aux nutriments constituent des facteurs-clés).</p> <p style="text-align: center;">Application du concept EASY au cas des sédiments</p> <p>Le concept est applicable à toutes les UFs ; les sédiments grossiers superficiels et le milieu hyporhéique (UF3 et UF4, fig. 1) ne sont privilégiés ici que dans un premier temps.</p> <p style="text-align: center;">Trait Fonctionnel ou Trait de Fonctionnement (TRF)</p> <p>Les UFs sont caractérisées par des « Traits Fonctionnels » biologiques provenant de l'examen des biocénoses d'invertébrés peuplant les sédiments superficiels (UF3) et le milieu hyporhéique (UF4) ; ces traits regroupent les informations écologiques communes qu'apportent plusieurs espèces et permettent de caractériser un « état écologique fonctionnel » ; par exemple, les oligochètes Tubificidae, organismes électifs des sédiments fins (UF5), caractérisent dans les UF3 et 4 un colmatage des interstices par des boues polluées.</p>

Tableau 1 : Présentation résumée du concept EASY

Les différentes Unités fonctionnelles UFs concernées par le concept EASY sont :

- UF1 : milieu terrestre rivulaire
- UF2 : masse d'eau
- UF3 : sédiments grossiers superficiels
- UF4 : milieu hyporhéique
- UF5 : sédiments fins
- UF7 : macrophytes

L'UF6 (bancs de sable) et l'UF 8 (substrats plats) ne sont pas représentées sur la figure 1.

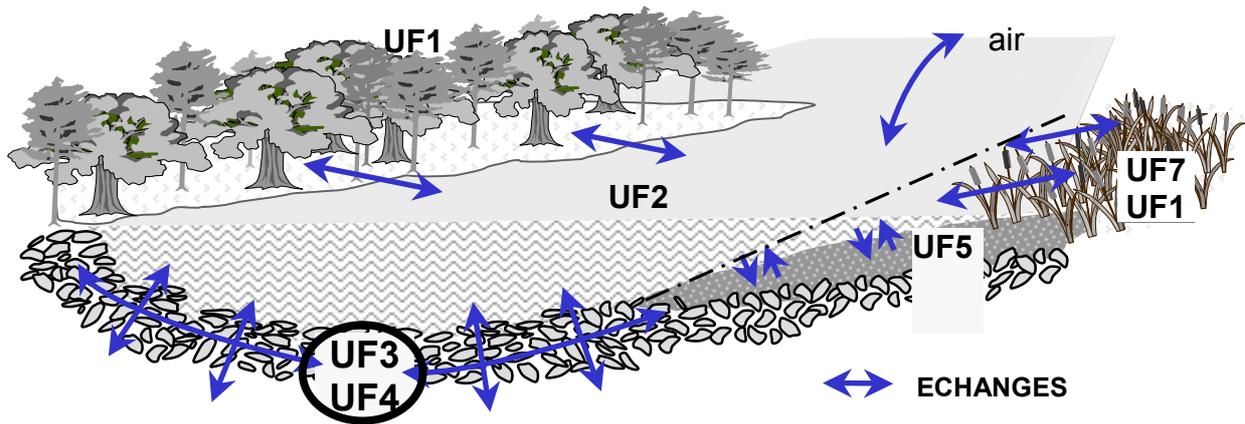


Figure 1: Présentation des différentes Unités fonctionnelles UFs

Le concept EASY a été conçu dans le but de décliner, de façon opérationnelle, les relations entre les formes, les flux et les biocénoses au sein des habitats aquatiques.

UF3-UF4 et traits fonctionnels

L'UF3 (sédiments grossiers superficiels) et l'UF4 (milieu hyporhéique) ont été privilégiées car i) elles constituent les habitats dominants dans la plupart des cours d'eau et ii) elles constituent des habitats très actifs en terme de recyclage des substances nutritives (voir notamment Jones & Mulholland 2000 ; Lafont & Vivier 2006). Dans les UF3 et UF4, sont définis des traits fonctionnels (tableau 2), basés sur l'étude des peuplements d'oligochètes (Vivier 2006 ; Lafont *et al.* 2006) :

- TRF1 : perméabilité/capacité d'échanges entre les eaux superficielles et souterraines
- TRF2 : sensibilité à la pollution chimique
- TRF3 : résistance à la pollution chimique
- TRF4 : effet boues polluées
- TRFi : résistance à des stress physico-chimiques et physiques d'intensité moyenne

Traits fonctionnels (TRFs) dans les sédiments grossiers superficiels et le milieu hyporhéique	Exemples d'espèces d'oligochète interstitiels caractérisant chaque TRF
TRF1: « Perméabilité » : % d'espèces d'oligochètes qui décrivent l'existence d'échanges hydrologiques actifs entre les eaux superficielles et souterraines	<i>Cernosvitoviella atrata</i> , <i>Trichodrilus</i> spp., <i>Stylodrilus</i> spp., <i>Rhyacodrilus falciformis</i> , <i>R. subterraneus</i> , <i>Pristina aequisetata</i> , <i>P. jenkiniae</i> , <i>P. osborni</i> ...
TRF2: « Sensibilité à la pollution » : % d'espèces d'oligochètes intolérantes à la pollution des eaux.	<i>Vejdovskyella comata</i> , <i>Eiseniella tetraedra</i> , <i>R. ardierae</i> , <i>R. falciformis</i> , <i>R. subterraneus</i> , <i>C. atrata</i> , <i>A. vesiculata</i> , <i>M. argentea</i> , ...
TRF3: « Résistance à la pollution »: pourcentages d'espèces d'oligochètes tolérantes à la pollution des eaux.	<i>Nais elinguis</i> , <i>P. jenkiniae</i> , <i>Dero digitata</i> , <i>Marionina riparia</i> ...
TRF4: « Effet boues polluées »: % d'espèces d'oligochètes indiquant la présence de boues polluées dans les interstices sédimentaires.	Tubificinae avec et sans soies capillaires, <i>Tubifex ignotus</i> , <i>T. tubifex</i> , <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> , <i>Bothrioneurum</i> sp, <i>Lumbricillus</i> spp....
TRFi: % d'espèces d'oligochètes tolérantes à des pollutions organiques et toxiques modérées, et à des stress physiques modérés	<i>Chaetogaster</i> spp., <i>Nais</i> spp. (excepté <i>N. alpina</i> et <i>N. elinguis</i>), <i>Slavina appendiculata</i> , <i>Vejdovskyella intermedia</i> , <i>Fridericia</i> spp....

Tableau 2 : Traits Fonctionnels (TRFs) des sédiments grossiers superficiels et du milieu hyporhéique.

Le choix de retenir les peuplements d'oligochètes a été fait sur la base de plusieurs critères, à savoir (Lafont 1989 ; Juget & Lafont 1994 ; Vivier 2006 ; Lafont & Vivier 2006 ; Lafont *et al.* 1992 ; 1996 ; 2006 ; 2007) : i) leur forte occurrence dans tous les milieux aquatiques, ii) leur mode de vie strictement aquatique, iii) le fait qu'ils colonisent les interstices des substrats poreux (galets, graviers, sables) et ceux du milieu hyporhéique iv) ils ne présentent pas de zonation longitudinale des peuplements le long d'un écosystème d'eau courante v) ce sont des indicateurs d'échanges entre les eaux superficielles et souterraines, vi) ils peuvent intégrer les interactions entre l'effet de pollutions chimiques et celui de perturbation des échanges eaux superficielles eaux souterraines et vii) leurs réponses aux impacts anthropogènes s'avèrent similaires à celles des autres invertébrés (baisse de la richesse spécifique, augmentation des taxons résistants, baisse des effectifs en cas de pollution, toxique accusée...).

De plus, de nombreuses espèces sont communes entre les différents bassins français, indépendamment des caractéristiques géographiques, climatiques et géologiques (86% d'espèces communes sur les bassins du Rhône, Saône, Dordogne, Seine). Les traits fonctionnels constituent donc une synthèse de connaissances sur l'écologie des taxons d'oligochètes, et sur leur valeur en tant qu'indicateurs de fonctionnalités dans les écosystèmes d'eau courante.

Le TRF1 « perméabilité » caractérise une fonctionnalité physique du cours d'eau, celle de la dynamique d'échanges entre les eaux superficielles et souterraines, liée à la perméabilité des habitats, à l'existence d'un gradient hydraulique et au contexte géomorphologique du milieu. Une faible valeur de ce TRF peut indiquer un colmatage par des particules minérales.

Le TRF2 est caractéristique d'un état chimique peu ou pas altéré. Le TRF3 exprime la réponse du milieu à des pollutions organiques ou toxiques, mais plutôt sous forme dissoute. Le TRFi illustre l'effet de pollutions organiques et toxiques modérées, en général en synergie avec des altérations physiques, essentiellement superficielles, mais modérées. Il peut exprimer aussi une perte significative de perméabilité des habitats poreux en l'absence de pollutions organiques ou toxiques accusées.

Le TRF 4, qui n'est pas l'inverse du TRF 1, indique un « effet boues », c'est à dire une imprégnation des interstices des habitats poreux par des boues polluées. Il indique aussi la présence de biofilms, donc d'un colmatage par une masse vivante. Ce biofilm contient des microorganismes, des larves de Diptères et des oligochètes, notamment des Tubificinae et des Enchytraeidae (genre *Lumbricillus* surtout), et s'avère très actif sur le plan biochimique. En effet, les invertébrés présents dans les biofilms, notamment les oligochètes, vont favoriser la circulation de l'eau via les galeries qu'ils creusent, l'aération du milieu, son décolmatage et l'activation du métabolisme de l'azote (Nogaro 2007 ; Nogaro *et al.* 2006).

Le TRF4 est donc relié à situations fortement polluées, associées à des effets toxiques, que l'on rencontre par exemple à l'aval de déversoirs d'orage ou de pollutions industrielles et urbaines accusées. Il exprime un fonctionnement caractérisé par une circulation lente de l'eau au sein des interstices, un stockage des polluants et une forte activité métabolique anaérobie. Ce fonctionnement s'avère donc différent de celui du TRF3, caractérisé par des pollutions dissoutes, probablement une circulation rapide des polluants au sein des interstices, notamment si le TRF1 est élevé, et par une forte activité métabolique aérobie (Vivier 2006 ; Lafont *et al.* 2006).

Calcul actuel du Potentiel Ecologique

L'association prédominante des TRFs 1 et 2 (forte perméabilité ; bonne qualité physico-chimique de l'eau) est associée à des écosystèmes peu ou pas anthropisés, tandis que la prédominance des TRFs 3 et 4 est associée à des effets anthropiques très accusés (Vivier 2006 ; Lafont *et al.* 2006 ; 2007). Le TRFi représente une situation moyenne, qui peut basculer, soit vers une situation non altérée, soit vers une situation fortement altérée. Le ratio des TRFs des situations les plus préservées sur celui des situations les plus perturbées, excluant le TRFi (altération modérée), donne une valeur de **Potentiel Ecologique**. Le Potentiel Ecologique est défini ici comme résultant d'interactions entre des facteurs physico-chimiques et des facteurs physiques, notamment les dynamiques d'échanges nappe-rivière et tous les facteurs pouvant influencer sur ces dynamiques, comme le contexte géomorphologique ou des altérations, comme l'imperméabilisation, les pompages dans la nappe, les barrages...).

Le Potentiel Ecologique est donc basé sur le rapport :

$$PE = \frac{[TRF1 + TRF2] + 1}{[TRF3 + TRF4] + 1}$$

Les plus fortes valeurs de PE ont été calculées sur la rivière Roseg, localisée dans une plaine glaciaire de haute altitude, sans altérations physico-chimiques et avec une dynamique très active d'échanges nappe-rivière (Malard *et al.* 2001 et tableau 3). Les plus faibles valeurs ont été observées dans des stations fortement polluées, avec des infiltrations d'eau de surface polluée dans la zone hyporhéique, infiltrations liées aux pompages dans la nappe sur la Moselle ou le Rhône à Chasse, à la présence de déversoirs d'orages sur la Chaudanne.

Cours d'eau	PE	TRF3	TRF4	Cours d'eau	PE	TRF3	TRF4
Rivière Roseg H	194,7	0,0	0,0	Yzeron 4 H**	3,2	33,1	2,7
Rivière Roseg S	181,4	0,0	0,0	Yzeron 4 S**	1,9	36,6	5,9
Yzeron 2b H	84,0	0,0	2,2	Chaudanne 2 H**	1,9	38,9	11,9
Chaudanne 1 H	15,1	8,5	0,0	Chaudanne 3 H**	1,9	43,4	4,8
Yzeron 1 H	14,3	9,0	2,0	Chaudanne 3 S**	0,8	49,2	15,4
Chaudanne 1 S	8,1	10,3	2,5	Chaudanne 2 S**	0,7	53,2	17,1
Yzeron 2a H	8,1	20,5	0,0	Moselle 4 S**	0,3	13,3	60,0
Yzeron 3 H	6,6	19,2	1,1	Moselle 4 H**	0,2	13,4	79,5
Yzeron 2a S	6,3	24,0	0,0	Chaudanne 4 S**	0,2	44,4	31,6
Yzeron 1 S	5,6	25,0	0,0	Chaudanne 4 H**	0,2	30,1	51,1
Yzeron 2b S	5,0	22,7	1,3	Chasse-s-Rh S**	0,2	0,4	44,8
Yzeron 3 S	3,2	25,8	1,6	Chasse-s-Rh H**	0,2	0,2	79,9

Tableau 3. Potentiel écologique PE de divers cours d'eau ; S: sédiments grossiers superficiels ; H : milieu hyporhéique ; TRF3 et TRF4 : traits fonctionnels 3 et 4 ; Chasse-s-Rh : le Rhône à Chasse-sur-Rhône ; ** : paysage environnant périurbain ; modifié d'après Vivier (2006) et Lafont *et al.* (2007).

On voit tout de suite que les valeurs de BPE s'étagent de près de 200 à moins de 1. En conséquence, nous adopterons une échelle logarithmique et **les valeurs de BPE seront exprimées en log₂ (BPE + 1)**. Ces sont ces dernières valeurs qui seront retenues dans les tâches suivantes (Tâches B et C).

Discussion

Cette vision du BPE présente le grand avantage de tenir compte de l'effet sur des peuplements d'invertébrés interstitiels des interactions entre les flux et les formes. On s'aperçoit, par exemple, que des incohérences apparentes entre les peuplements d'oligochètes et les facteurs chimiques ne sont en fait que la résultante de ne pas avoir intégré les facteurs hydro-géomorphologiques dans le raisonnement (Jézéquel 2006 ; Schmitt *et al.* 2009, accepté) : dès que ces derniers sont pris en compte, les incohérences s'estompent. Les traits fonctionnels TRF oligochètes sont incontestablement des outils performants en écohydrologie et permettent de donner un aperçu fiable du fonctionnement du milieu. En outre, la technique des TRF est opérationnelle et transférée à des utilisateurs finaux (Lafont *et al.* 2007). Cependant, la pertinence de l'outil ne doit pas masquer certains manques. Le premier problème vient du terme BPE lui-même que l'on a donné au rapport TRF1-TRF2/TRF3-TRF4. S'agit-il d'un BPE ou d'un des aspects du BPE ? Le deuxième problème, corollaire du précédent, réside dans le fait que le BPE (bon potentiel écologique) reste encore un terme vague. Quelle est la définition du potentiel écologique, qu'est-ce qu'un « bon » potentiel ? On voit qu'il y a tout un travail de réflexion conceptuelle et méthodologique qui, impérativement, ne doit pas être négligé.

En outre, Vivier (2006) et Jézéquel (2006) avaient constaté que les traits fonctionnels ne réagissaient pas à une perturbation physique superficielle, à condition que celle-ci ne perturbe pas la dynamique d'échanges hydriques au sein des habitats poreux. En revanche, si les communautés d'invertébrés superficiels, autres que les oligochètes, ne caractérisaient pas du tout la dynamique d'échanges, elles réagissaient à une perturbation physique superficielle.

Nous partons donc de l'hypothèse que le BP, tel que calculé actuellement à partir des peuplements d'oligochètes superficiels et hyporhéiques, ne représente qu'une facette de la définition d'un potentiel écologique, même si cette facette caractérise les fonctionnalités importantes de dynamiques d'échanges hydriques entre les eaux superficielle et souterraines.

Notre approche consistera d'abord à effectuer un bilan d'utilisation des invertébrés benthiques (IBGN essentiellement) et des traits fonctionnels oligochètes, dans le contexte hydro-géomorphologique d'un bassin versant en théorie bien étudié, comme celui de l'Yzeron (partie 2).

Enfin, la synthèse finale (Tâche C) traitera des améliorations apportées à la notion de PE/BPE au travers du bilan effectué sur le bassin précédent, bilan auquel seront ajoutées des données concernant d'autres cours d'eau du bassin du Rhône ou de la Loire. En conséquence, le BP devra intégrer des informations sur les flux et les formes : **il constituera en quelque sorte une synthèse des relations formes-flux-biocénoses**. On tentera de proposer des réponses opérationnelles, notamment dans l'optique à court terme de réhabiliter le secteur aval urbanisé et imperméabilisé de l'Yzeron.

En outre, un lien sera tissé avec les méthodes DCE compatibles, comme l'IBGN. Notre approche est en effet basée sur l'idée que ce qui existe déjà ne doit pas être ignoré, mais intégré dans les nouvelles méthodologies, et ce pour deux raisons essentielles :

- ne pas se priver de l'expérience déjà acquise sur des outils de conception plus ancienne, mais ayant permis des avancées significatives ;
- disposer d'une connexion avec la réglementation DCE, qui n'est basée pour l'instant que sur des méthodes de bioindication d'état.

Travaux cités

- Jézéquel, C., 2006. Le rôle de la géomorphologie sur les échanges nappe-rivière et les écosystèmes aquatiques interstitiels en milieu pollué (compartiment superficiel et hyporhéique). *Mémoire du Master « Sciences des Sociétés et leur environnement », Université L. Lumière Lyon 2* : 102 pp.
- Jones J.B. & Mulholland P.J., 2000. Streams and ground waters. *Academic Press, San Diego* : 425 pp.
- Juget J. & Lafont M., 1994. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: aquatic oligochaetes in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology* 31 : 327-340.
- Lafont M., 1989. Contribution à la gestion des eaux continentales: utilisation des Oligochètes comme descripteurs de l'état biologique et du degré de pollution des eaux et des sédiments. *Thèse de Doctorat d'Etat ès Sciences, UCBL Lyon 1* : 403 pp.
- Lafont M., 2001. A conceptual approach to the biomonitoring of freshwater: the Ecological Ambience System. *Journal of Limnology* 60, Sup. 1: 17-24.
- Lafont M. & Vivier A., 2006. Oligochaete assemblages in the hyporheic zone and coarse surface sediments: their importance for understanding of ecological functioning of watercourses. *Hydrobiologia* 564 : 171-181.
- Lafont M., Durbec A. & Ille C., 1992. Oligochaete worms as biological describers of the interaction between surface and groundwaters: a first synthesis. *Regulated Rivers* 7 : 65-73.
- Lafont M., Camus J.C. & Rosso A., 1996. Superficial and hyporheic oligochaete communities as indicators of pollution and water exchange in the River Moselle, France. *Hydrobiologia*, 334 : 147-155.
- Lafont M., Vivier, A., Nogueira, S., Namour, P. & Breil, P. 2006. Surface and hyporheic oligochaete assemblages in a French suburban stream. *Hydrobiologia* 564 : 183-193.
- Lafont M., Vivier A., Breil, P., Jézéquel C., Schmitt L., Perrin J.-F., Namour P. & Bernoud S. 2007. Appréciation et suivi du potentiel écologique PE: application aux cours d'eau en paysages urbanisés. *Document OTHU, Fiche Technique* 3 : 4 pp.
- Malard F., Lafont M., Burgherr P. & Ward J.V., 2001. A comparison of longitudinal patterns in hyporheic and benthic oligochaete assemblages in a glacial river. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 33 : 457-466.
- Nogaro G. 2007. Influence des dépôts de sédiments fins sur le fonctionnement physique et biogéochimique des interfaces sédimentaires aquatiques: interactions avec les processus de bioturbation. *Thèse Université Lyon 1* : 238 pp.
- Nogaro G., Mermillod-Blondin F., François-Carcaillet F., Gaudet J.P., Lafont M. & Gibert J., 2006. Invertebrate bioturbation can reduce the clogging of sediment: an experimental study using infiltration sediment columns. *Freshwater Biol.* 51 : 1458-1473.
- Schmitt L., Lafont M., Trémolières M., Vivier A., Jézéquel C., Breil P., Valin K., Valette L., Perrin J.F. & Namour P., 2009. Use of hydro-geomorphological typologies in functional ecology: first results in contrasted hydrosystems. *Physics and Chemistry of the Earth* : accepté pour publication.
- Vivier A. 2006. Effets écologiques de rejets urbains de temps de pluie sur deux cours d'eau périurbains de l'ouest lyonnais et un ruisseau phréatique en plaine d'Alsace. *Thèse de l'Université Louis Pasteur, Strasbourg* : 208 pp.

Partie 2 : Evaluation du potentiel écologique dans une rivière urbaine très modifiée.

Dans le rapport de la partie 1 (Lafont *et al.* 2009), le contexte conceptuel a été exposé. Le projet BPE s'attache, entre autres, à l'étude du bassin de l'Yzeron, qui présente un gradient d'urbanisation entre un amont rural et un aval classé en Masse d'Eau Fortement Modifiée (MEFM). Il fait l'objet d'une réflexion sur une possible restauration et réduction des flux entrants dans le système. Il s'agit également de travailler sur un bassin très étudié par la communauté scientifique, ce qui sous-tend une grande diversité de données disponibles. L'objectif de ce document est donc de réaliser une synthèse des données existantes sur le bassin de l'Yzeron.

Recueil des données existantes

Les données existantes sur le bassin de l'Yzeron ont été recensées et compilées dans un fichier source, puis géoréférencées sur un logiciel de SIG, ArcGis 9. Plusieurs types de données existent, allant de données biologiques (notes IBGN, listes de relevés de macrophytes et de poissons), physico-chimiques (28 variables mesurés), métaux (8 variables mesurées) et Traits Fonctionnels (basés sur le concept EASY ; Vivier 2006 ; Lafont *et al.* 2009). L'attention a porté sur les données les plus exploitables, mais on peut ajouter qu'une typologie géomorphologique et de nombreux relevés hydrologiques ont été effectués sur le bassin (Gnouma 2006 ; Schmitt *et al.* 2006 ; Schmitt *et al.*, accepté).

Bilan des stations

En tout, 38 stations ont été recensées de l'amont vers l'aval sur un linéaire de cours d'eau de 26 km (Figure 2). Les stations sont plus rares sur la partie amont préservée du bassin versant. Les stations possédant des données sur les Traits Fonctionnels se situent seulement sur la partie intermédiaire du linéaire du cours d'eau tandis que les autres données biologiques et physico-chimiques sont présentes sur l'ensemble du linéaire. La chronique des données s'étale des années 1950 jusqu'à 2007.

Des données macrophytes et poisson ont été recensées. Cependant, elles sont fragmentaires et ne permettent pas un calcul pertinent de leur indice respectif. On peut juste préciser que le contexte piscicole est considéré comme médiocre, voire mauvais, selon les différentes études effectuées. Les données biologiques ne vont donc concerner ici que les valeurs IBGN.

De manière générale, presque toutes les stations possèdent des données physico-chimiques (Tableau 1). Plus de 20 stations possèdent des données biologiques (IBGN) et physico-chimiques. Cependant, seules 3 stations regroupent des données biologiques, physico-chimiques et Traits Fonctionnels.

	Données				
	Biologique	Physico-Chimique	TRFs		
1 type de donnée	25			25	Nombre de stations possédant des données biologique (par exemple)
		34			
			13		
2 types de données	22			38	Nombre total de stations sur l'Yzeron
		12			
	3				
3 types	3				

Tableau 1 : Type de données et répartition sur l'Yzeron.

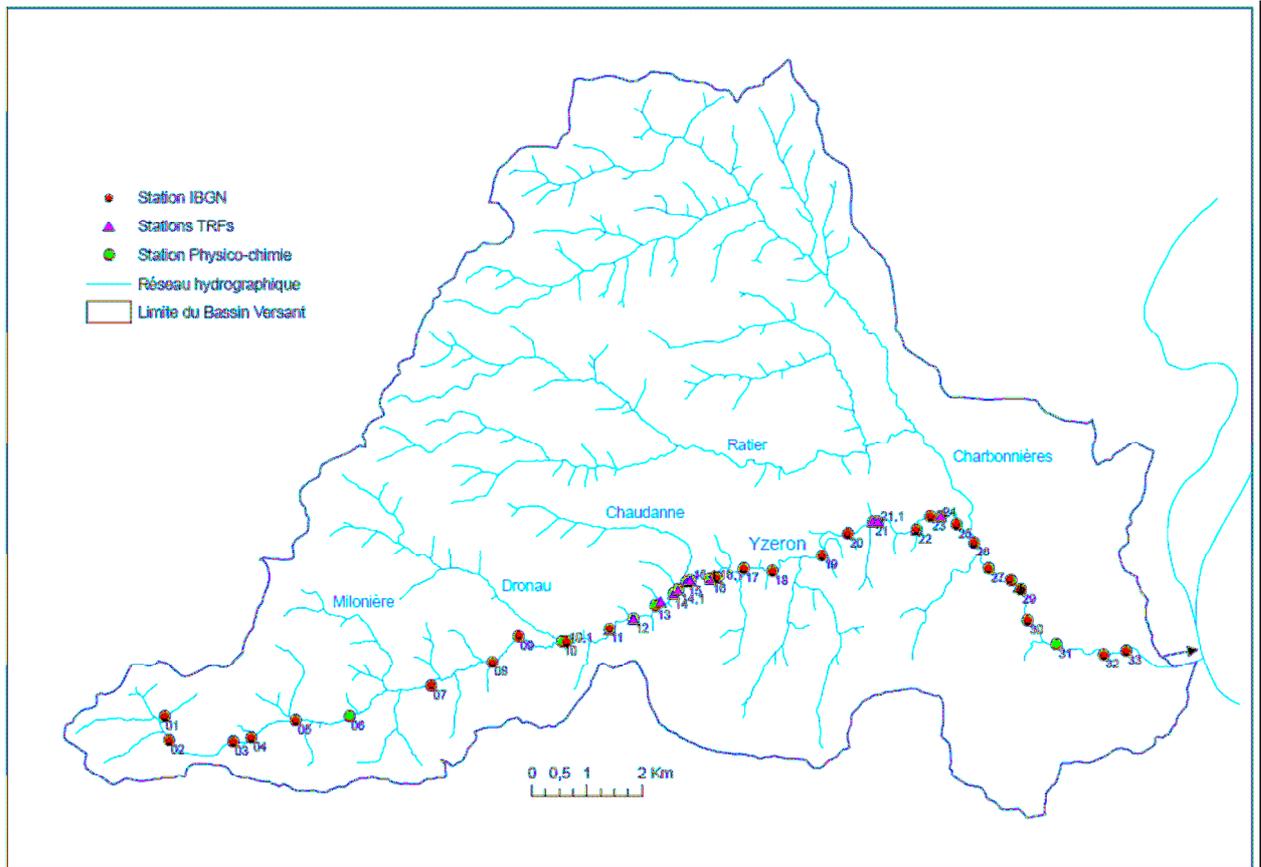


Figure 2 : Localisation des stations présentant des données biologiques, physico-chimiques ou de Traits Fonctionnels sur l'Yzeron.

Calcul de notes IBGN

Des données biologiques sont disponibles pour 25 stations sur l'Yzeron. La chronique des valeurs IBGN s'étend sur 5 années, 1993, 1995, 1999, 2006 et 2007. Des listes faunistiques antérieures à la norme IBGN de 1992 ont été recensées (Joliet 1951, Fiasson 1964, Lacombe 1988). Deux types de documents sont disponibles, une liste faunistique rassemblant les espèces recensées lors de plusieurs campagnes sur une station donnée (Joliet 1951, Fiasson 1964) ou une liste faunistique pour un prélèvement, accompagnée de la densité et de la biomasse par taxon au lieu d'effectifs (Lacombe 1988).

Une note IBGN a été calculée empiriquement à partir des groupes indicateurs et du nombre de taxons. Même si le protocole IBGN n'est pas respecté, ces valeurs permettent d'obtenir une estimation historique de l'état du milieu. Une chronique peut s'avérer particulièrement intéressante, celle réalisée par Fiasson (1964). Il s'agit de relevés saisonniers des invertébrés macro-benthiques sur 12 stations réparties de l'amont vers l'aval entre 1951 et 1959, au début de la phase de périurbanisation du bassin versant.

Douze stations possèdent au moins 2 notes IBGN relevées à des dates différentes et permettent une analyse historique. Des valeurs sont également disponibles sur l'affluent principal de l'Yzeron, le Charbonnières.

Autres données existantes

Des données physico-chimiques sont disponibles pour 34 stations et regroupent jusqu'à 28 variables. La chronique s'étale de 1950 à 2007. Au vu du grand nombre de variables, de l'absence d'indice physico-chimique et de la variabilité de ces mesures dites instantanées, une analyse ne peut être faite de manière globale. Ces données pourront faire l'objet d'une analyse plus poussée par la suite pour éclairer tel ou tel phénomène observé par exemple. De la même manière, des données métaux existent et concernent 9 stations de l'Yzeron sur le tronçon intermédiaire. Si une mesure globale n'est pas possible, une analyse plus poussée permettra d'apporter certains éléments.

Les données sur les Traits Fonctionnels basés sur le concept EASY concernent 13 stations sur l'Yzeron, uniquement sur le tronçon intermédiaire.

A partir des données recensées, il est possible de réaliser une analyse multiscalaire par type de données : physico-chimiques, biologiques (IBGN et PE-TRFs) et d'en effectuer une synthèse globale.

Les données physico-chimiques

Descriptif des données représentées cartographiquement

Au vu du grand nombre de paramètres physico-chimiques disponibles, il a été choisi de les représenter de deux manières : une vision linéaire qui représente la qualité globale et une vision ponctuelle avec le SEQ Eau. Les linéaires de qualité globale de l'eau ont été élaborés par l'Agence de l'Eau-Diren (1988-1994) et par l'IRAP-SEAGYRC (1999). Ils ont été superposés pour visualiser l'évolution de la qualité globale entre les deux périodes.

Les valeurs de SEQ Eau proviennent de plusieurs origines. Tout d'abord, les données présentes dans le Système d'Information de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse ont été reprises (1993, 1999 et 2008). Puis, le SEQ Eau a été calculé à partir des données de 1988, 1995 et 2006 qui résultent d'une seule campagne ainsi que pour les données de 1998, 2004 et 2005, qui ont fait l'objet de plusieurs campagnes (programme Ecco). La valeur la plus déclassante sur l'ensemble des résultats a alors été sélectionnée pour le SEQ Eau. Les teneurs en métaux mesurées en 1998 et 2006 ont également été incorporées à cette carte, ainsi que les valeurs IBGN disponibles.

Données physico-chimiques historiques (1955-1956)

Des données physico-chimiques plus anciennes, datant de 1955-1956, ont été recensées et ne concernent que 2 variables, les nitrates et l'oxygène dissous. Les valeurs de nitrates sur les 8 stations mesurées augmentent au fur et à mesure vers l'aval (passage de 0,07 à 0,69 mg/l) tandis que l'oxygène aurait tendance à diminuer (6 à 3,5 mg/l). Cependant, selon la norme SEQ Eau, toutes les stations seraient classées en excellente qualité pour les nitrates et passeraient de bonne qualité à médiocre qualité en aval pour l'oxygène dissous.

Analyse de la qualité physico-chimique à l'échelle du bassin versant

Qualité physico-chimique globale de l'eau

Si l'on regarde uniquement la qualité globale de l'eau (Figure 3), plusieurs tendances peuvent être dégagées :

- le cours d'eau ne présente pas de pollution flagrante : la classe de qualité se positionne entre excellente et moyenne.

- pas de gradient de dégradation de la qualité clairement visible même si les tronçons d'excellente qualité se situent en amont rural et les tronçons de moyenne qualité en secteur médian périurbain ou aval urbain. Des tronçons de bonne et moyenne qualité sont présents sur l'ensemble du linéaire.
- la situation reste globalement stable entre 1988 et 1999, excepté dans le secteur intermédiaire qui s'améliore ou se dégrade entre les deux périodes. On peut noter l'amélioration du tronçon situé le plus en aval qui passe de moyenne à bonne qualité.

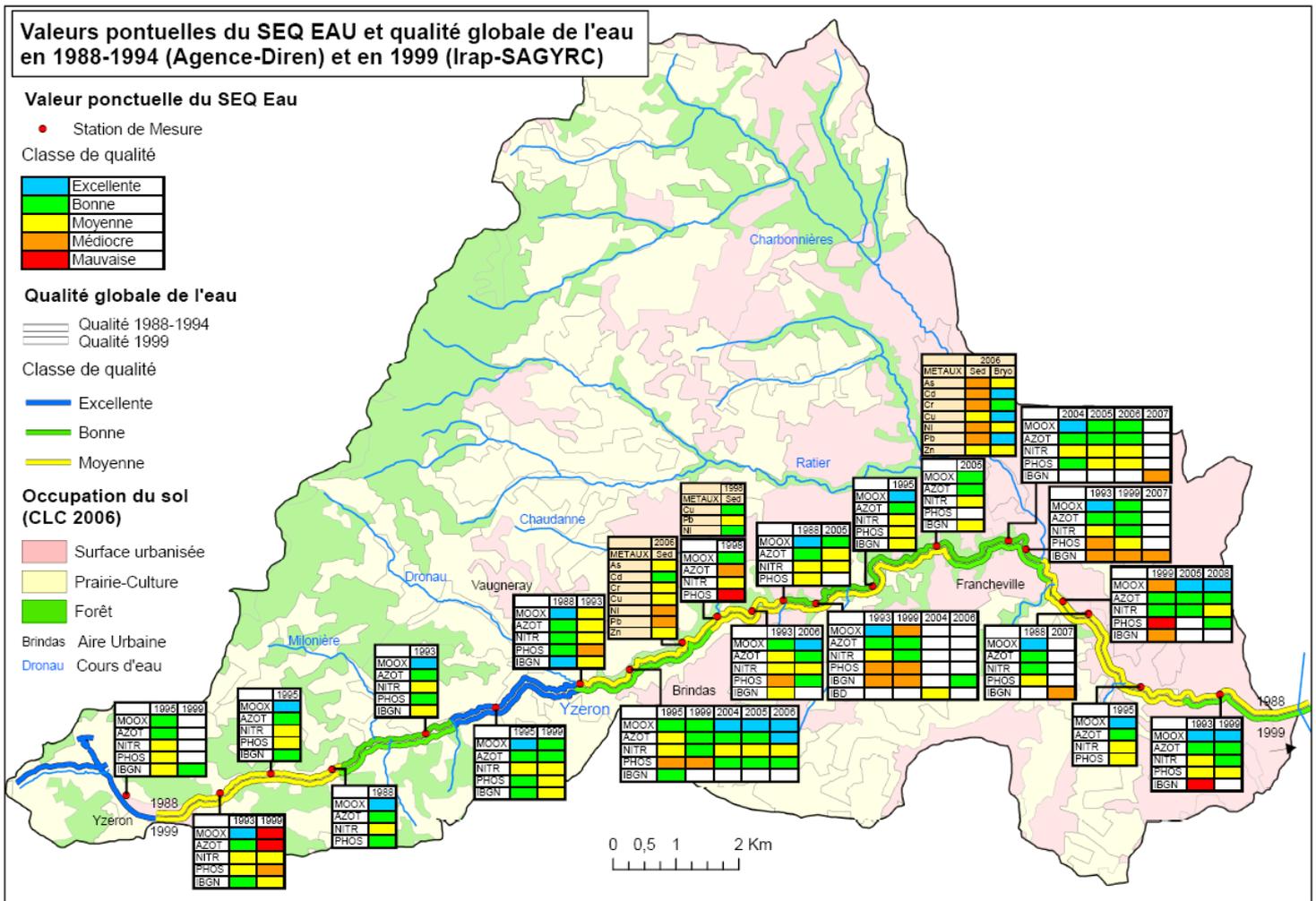


Figure 3 : Représentation de la qualité physico-chimique de l'Yzeron.

Qualité physico-chimique de l'eau à partir de stations SEQ Eau

Les stations avec des valeurs de SEQ Eau permettent une analyse plus fine de la qualité physico-chimique. Les tendances dégagées sont :

- les matières organiques et oxydables (Moox), les matières azotées et les nitrates ne semblent pas être des paramètres de pollution chronique du bassin. Ils s'inscrivent généralement en bonne-moyenne qualité excepté sur certains points
- les phosphates semblent être par contre un paramètre déclassant avec de nombreux points en médiocre qualité situés en aval de la confluence avec le Dronau (impact des rejets urbains et d'une station d'épuration défectueuse plus en amont, Vaugneray). L'effet de l'arrêt de la station est d'ailleurs clairement visible avec une amélioration de la qualité entre 1995-1999 et les années 2000 un peu plus en aval de la confluence

- on n'observe pas de dégradation ou d'amélioration significative de la qualité dans le temps ni dans l'espace (le gradient d'urbanisation ne ressort pas)
- l'impact de la station d'épuration défectueuse d'Yzeron située en amont du cours d'eau est particulièrement visible en 1999. Le point de mesure de la campagne de 1999 qui suit montre la forte capacité d'auto-épuration du cours d'eau.

Teneurs en métaux mesurées sur le cours d'eau (Bernoud, 1998, Namour et al., 2006)

Les teneurs en métaux des sols ont été relevées en 3 points sur la partie intermédiaire du cours d'eau en 1998 et 2006. Plusieurs observations peuvent être faites :

- en 1998, que ce soit en amont ou en aval de la confluence du cours d'eau avec la Chaudanne, les teneurs en métaux sont normales (Cuivre, Nickel et Plomb)
- en 2006, le point amont confirme les tendances mesurées en 1998 plus en aval avec des teneurs métalliques globalement normales. Cependant, deux métaux s'inscrivent en qualité médiocre, le Nickel et le Plomb
- pour le point aval mesuré en 2006, les mesures ont été réalisées sur les sédiments et sur les bryophytes. Si les sédiments présentent une pollution métallique avec une qualité médiocre pour l'ensemble des métaux prospectés, les bryophytes indiquent des teneurs normales

Si on regarde de manière globale, la qualité physico-chimique de l'Yzeron ne montre pas de pollution chronique du cours d'eau ni de gradient amont aval clairement visible. L'étude des divers paramètres mesurés va permettre d'affiner cette lecture.

Analyse de l'évolution spatiale des différents paramètres

Une compilation des paramètres mesurés à diverses périodes sur le cours d'eau ayant été réalisée, il semble pertinent d'effectuer une moyenne des relevés par station et par paramètre mesuré. Les graphiques suivants permettent de visualiser l'évolution amont-aval des valeurs des différents paramètres. Pour se situer, le contexte rencontré, la localisation des stations de TRFs étudiées lors du programme Ecco-PNRH en 2004 et 2006, les principales confluences et pressions urbaines, ainsi que les classes de SEQ Eau, ont été rajoutés aux figures.

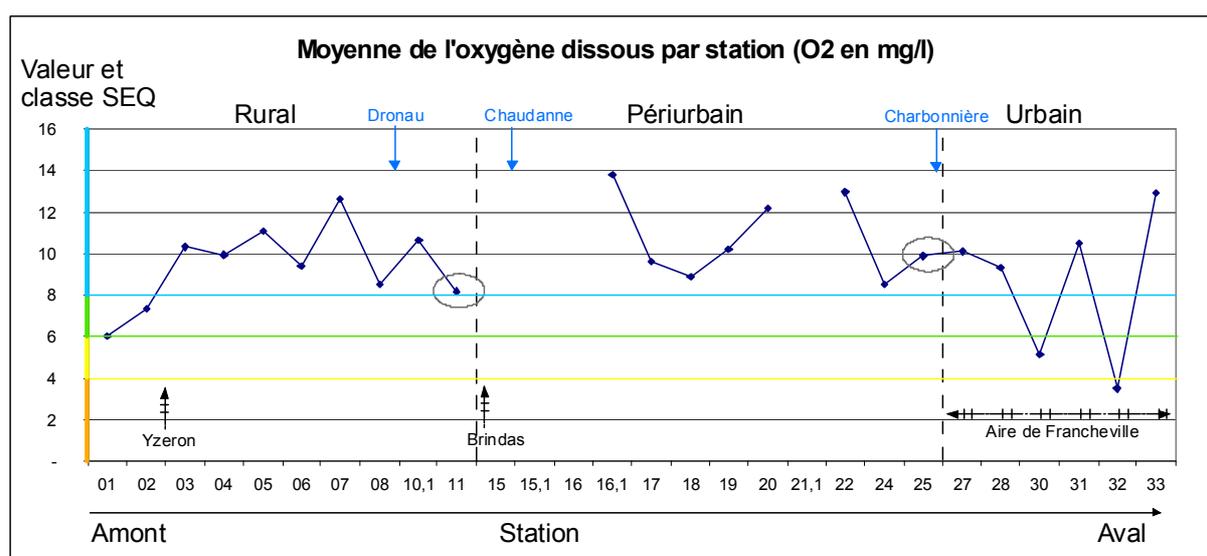


Figure 4 : Evolution des valeurs d'oxygène dissous de l'amont vers l'aval

L'ensemble du bassin semble présenter une très bonne oxygénation des eaux hormis dans le secteur urbain en aval (Figure 4).

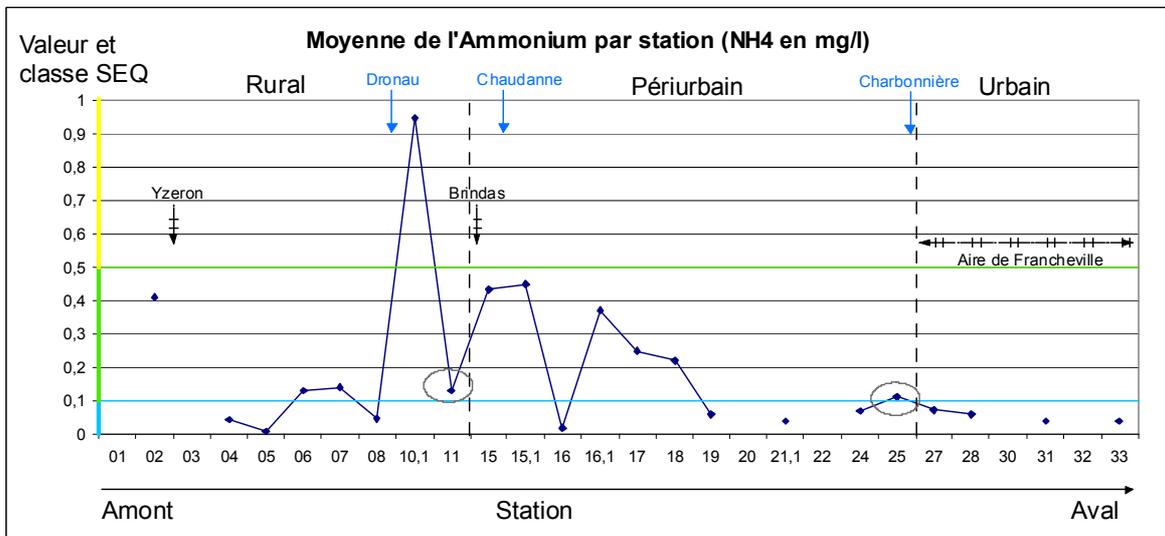


Figure 5 : Evolution des valeurs d'ammonium de l'amont vers l'aval

L'ensemble du bassin se situe en bonne qualité pour l'ammonium, excepté en un point suite à la confluence avec le Dronau (qualité moyenne, mesurée en 1993) (Figure 5).

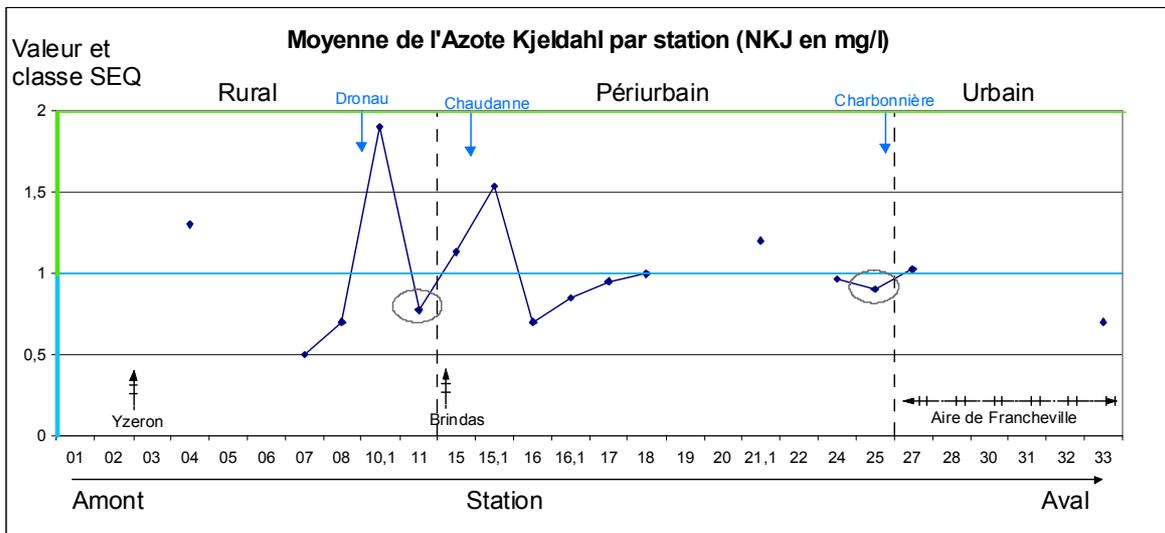


Figure 6 : Evolution des valeurs d'Azote Kjeldahl de l'amont vers l'aval

De même, le bassin présente une bonne à excellente qualité en Azote Kjeldahl (Figure 6).

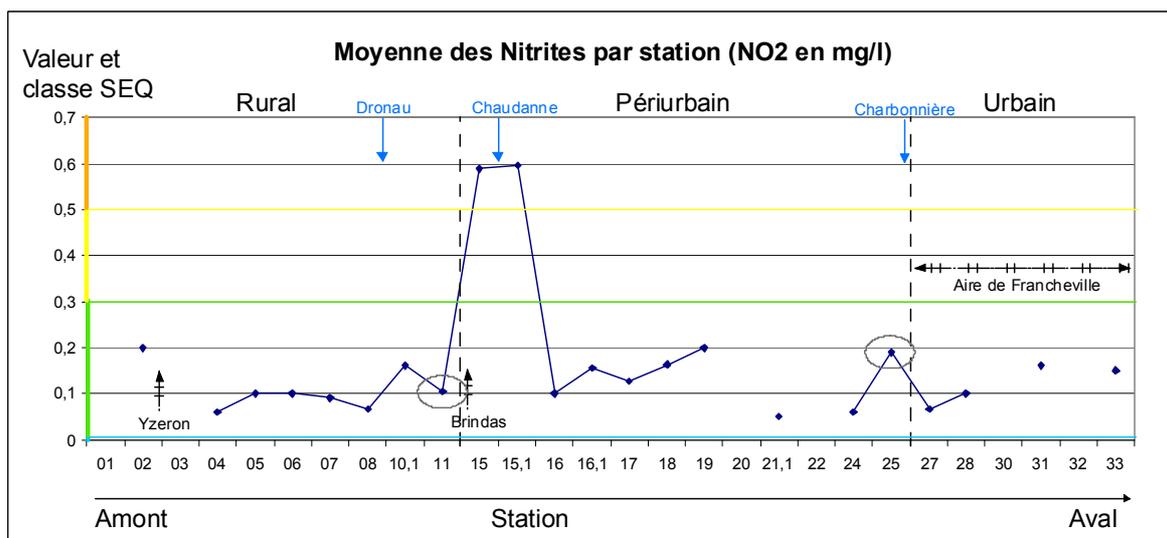


Figure 7 : Evolution des valeurs de nitrites de l'amont vers l'aval

Pour les nitrites, l'ensemble du bassin se situe en bonne qualité (Figure 7). Seules deux stations situées en aval des déversoirs d'orages de Brindas présentent une qualité médiocre.

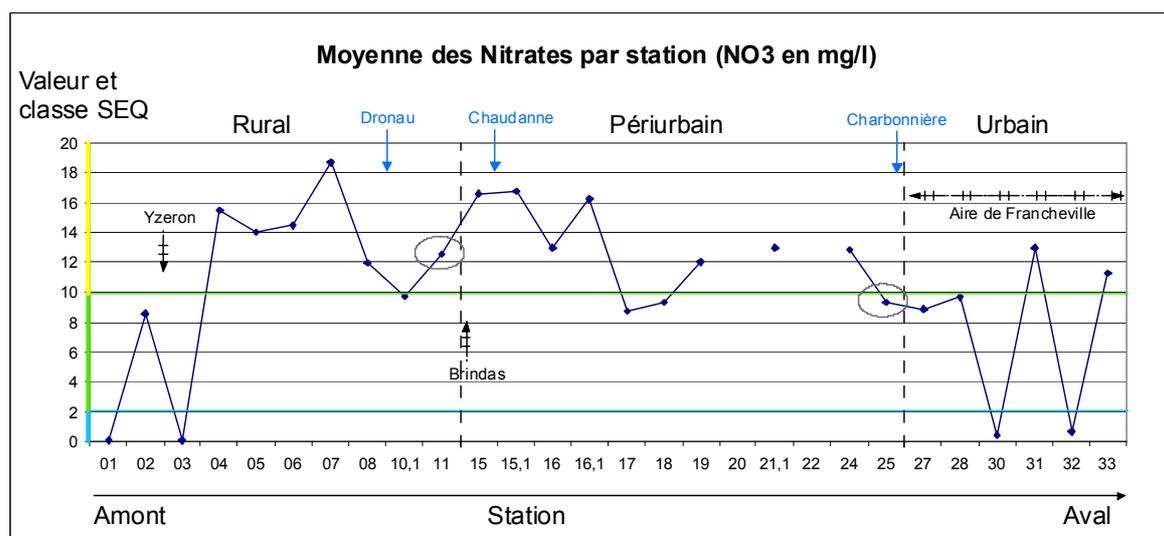


Figure 8 : Evolution des valeurs de nitrates de l'amont vers l'aval

Pour les nitrates (Figure 8), la situation est plus contrastée que pour les autres paramètres. Les tronçons situés les plus en amont et les plus en aval présentent une bonne à excellente qualité, tandis que la partie intermédiaire se situe en qualité moyenne. Les teneurs augmentent en aval du village Yzeron puis diminuent pour remonter suite à la confluence avec le Dronau. Par la suite, les milieux périurbain et urbain connaissent une certaine variabilité des valeurs.

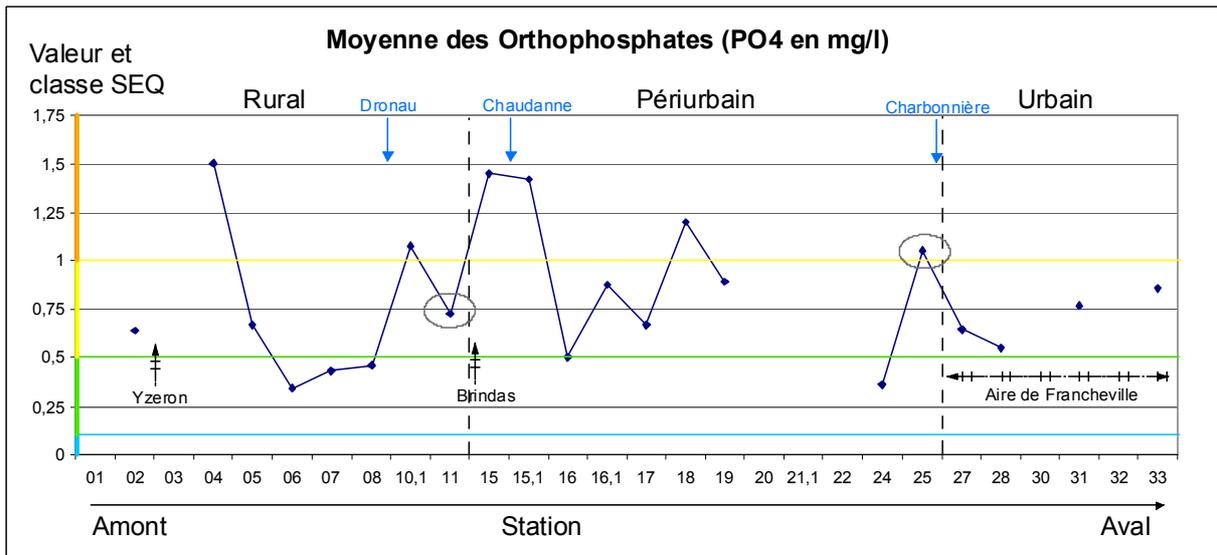
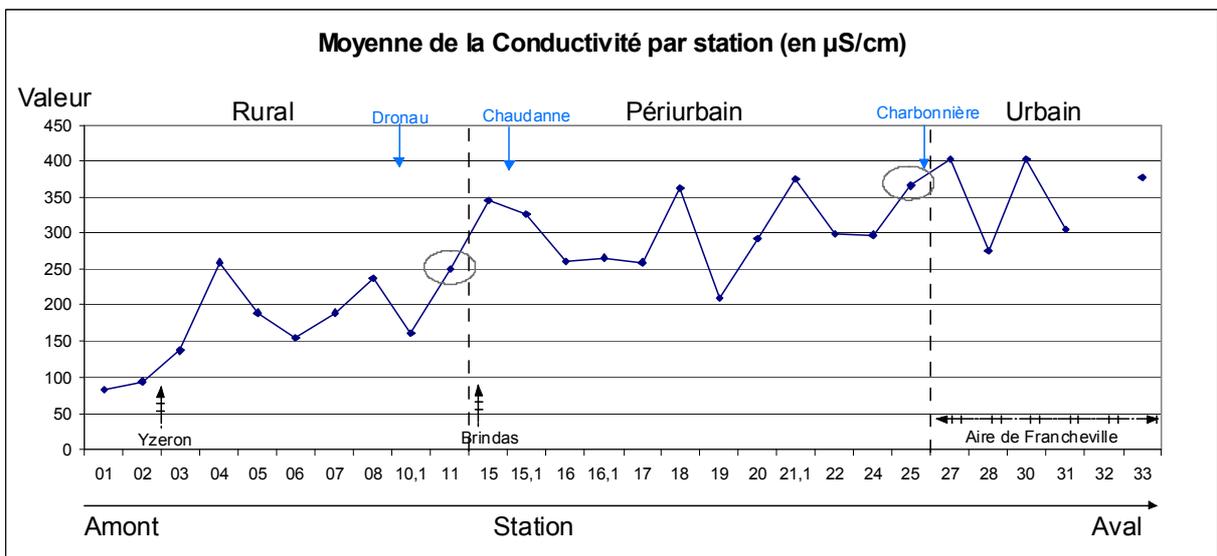


Figure 9 : Evolution amont-aval des teneurs en orthophosphates.

Les teneurs en orthophosphates (Figure 9) évoluent également de l'amont vers l'aval. Si l'ensemble des stations montrent une bonne ou moyenne qualité, des pics de qualité médiocre sont visibles. Ils se situent tous en aval de pressions urbaines : village Yzeron en amont, confluence avec le Dronau, déversoirs de Brindas et du milieu périurbain. On peut s'étonner de la qualité moyenne en orthophosphates mesurée dans la partie aval, alors que l'on se situe en contexte urbain avec de nombreux déversoirs.

Trois autres paramètres montrent des évolutions intéressantes, la conductivité, le pH et le calcium (Figure 10). Leurs valeurs augmentent de l'amont vers l'aval du cours d'eau.



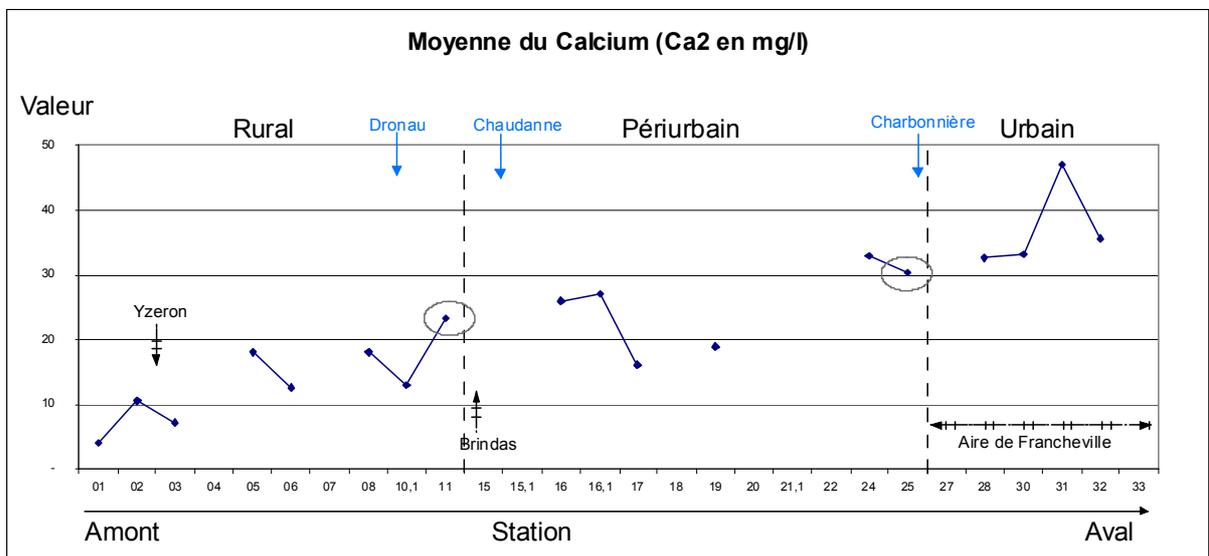
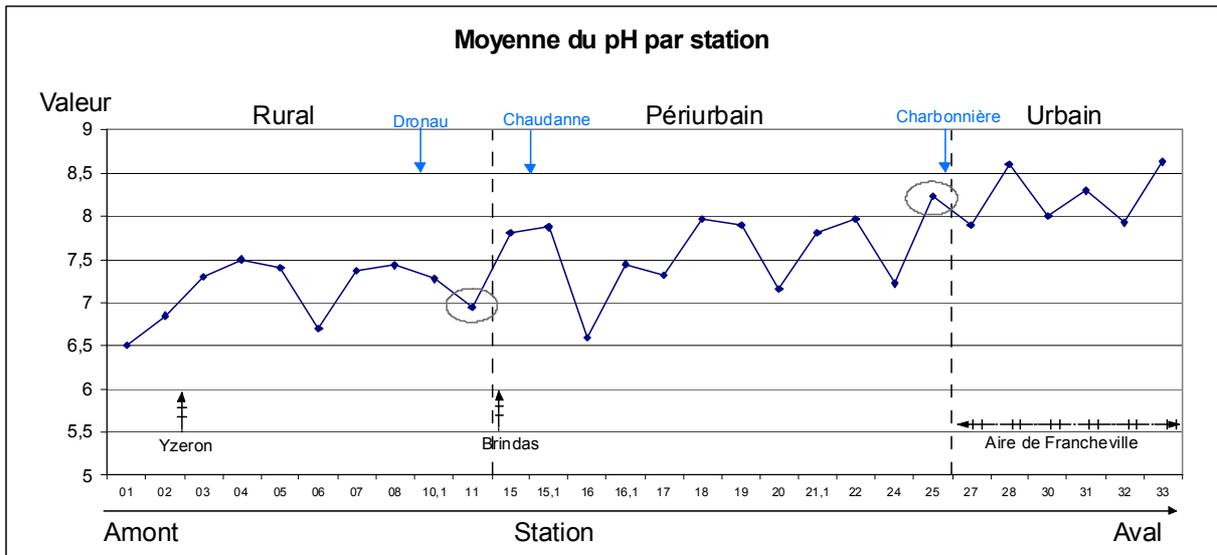


Figure 10 : Evolution de la conductivité, du pH et du Calcium de l'amont vers l'aval

Pour conclure, la qualité physico-chimique globale de l'Yzeron est considérée comme moyenne. On n'observe pas de gradient de qualité amont-aval particulier. Cela pourrait indiquer une grande capacité d'auto-restauration du cours d'eau.

Données biologiques (valeurs IBGN)

La chronique des données IBGN disponibles s'étale de 1950 à 2007. Deux types de représentations cartographiques ont été réalisés pour permettre deux types d'analyse. Tout d'abord, les valeurs IBGN antérieures à 1960 (au début de la phase de périurbanisation), qui concernent une chronique de 12 points, avec des valeurs saisonnières qui sont présentées pour obtenir un historique de l'état des lieux. Puis toutes les valeurs recensées (avec une moyenne annuelle pour les valeurs saisonnières de 1960) sont représentées pour faire un état des lieux général de la qualité hydrobiologique du bassin versant.

En supplément de la note IBGN, le mois et l'année de prélèvement sont précisés ainsi que les conditions hydrologiques de l'année du prélèvement. Ces conditions ont été obtenues à partir de la station hydrométrique de Craponne (Banque Hydro, débits mensuels minimaux naturels sur l'ensemble de la chronique 1970-2008).

Pour les données antérieures, une estimation a été faite en se basant sur le cumul annuel de précipitations mesuré sur la station de Bron (chronique 1921-1998).

Des analyses graphiques simples ont également été effectuées sur l'ensemble des données IBGN pour essayer de dégager des tendances.

Etat des lieux de la qualité biologique avant 1960

Il a été choisi de représenter les valeurs calculées antérieures à 1960, notamment les données saisonnières relevées par Fiasson (1964), qui ont été collectées au début de la phase de périurbanisation du bassin. Le travail de Cottet (2005) a montré que l'occupation du sol a fortement évolué entre 1950 et 2008.

La périurbanisation débute dès 1950 avec une augmentation des surfaces imperméabilisées et une baisse des champs cultivés dans la partie aval du bassin. Entre 1970 et 1990, l'ensemble du bassin est passé de 6% à 19% de surfaces urbanisées. Le secteur amont a connu une autre mutation durant cette période : les cultures ont laissé la place aux prairies, aux friches et enfin à la forêt.

Plusieurs tendances fortes peuvent être relevées :

- bonne qualité biologique du cours d'eau excepté en 3 points en aval (qualité moyenne en 1950 et en amont de la confluence avec le Charbonnières, qualité médiocre en aval extrême)
- dégradation générale des notes de l'amont vers l'aval
- faiblesse générale des notes IBGN à l'échelle de la station lors des campagnes automnales.

On peut préciser que le site aval présentant une qualité médiocre selon Fiasson (1964 ; Figure 10) diffère des autres sites. Il est décrit comme un méandre avec une vitesse d'écoulement presque nulle, où les prélèvements n'ont pu être effectués que pendant quelques mois seulement. En effet, la mise en place d'une clôture a empêché de poursuivre les campagnes de prélèvements hydrobiologiques.

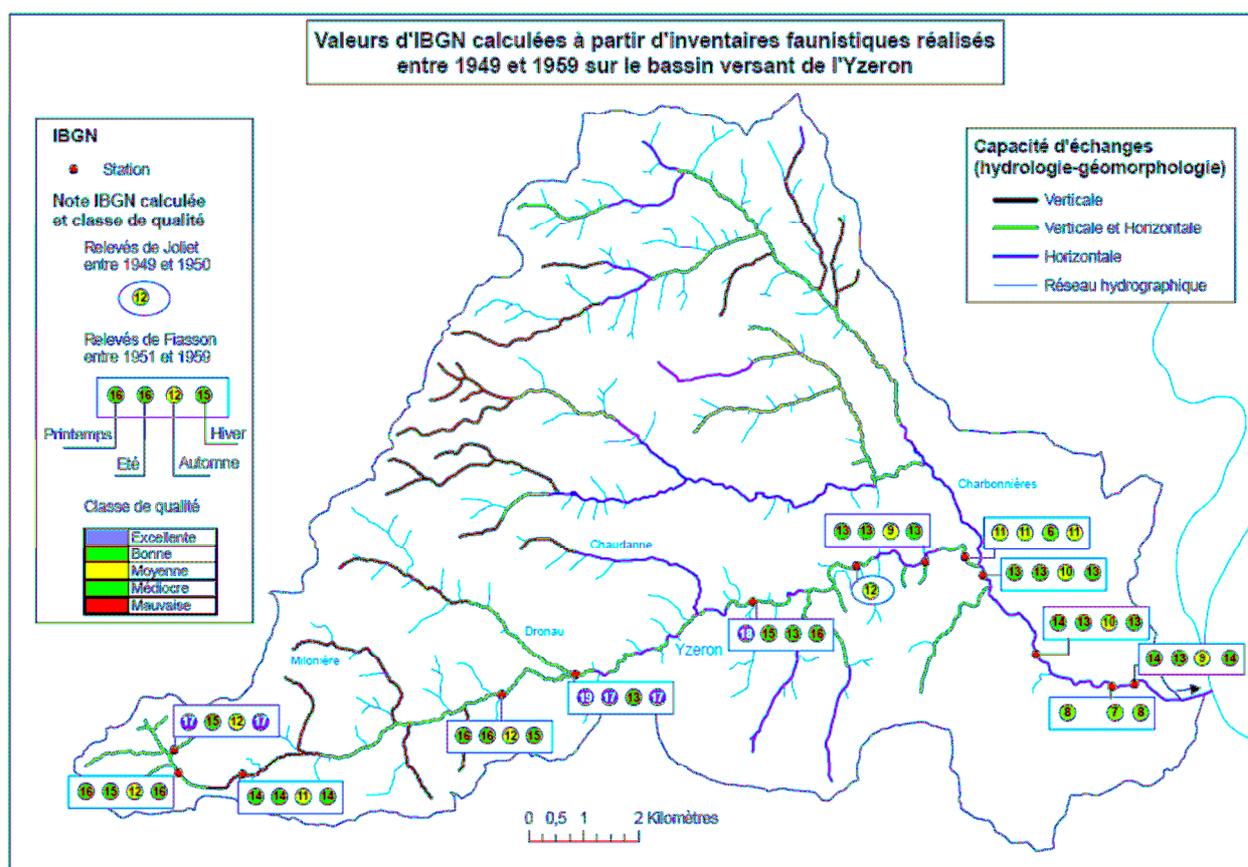


Figure 11 : Représentation de l'évolution amont aval des valeurs d'IBGN de 1950 à 1959 calculées à partir de listes faunistiques

Le cours d'eau peut être séparé en 2 parties, une partie amont avec des notes généralement supérieures à 14 et une partie aval (à partir de la station de Joliet) avec des notes inférieures à 13 (Figure 11).

Etat des lieux de la qualité biologique générale du cours d'eau

Toutes les valeurs IBGN recensées ont été représentées pour obtenir le plus large éventail possible. Les valeurs calculées à partir de listes faunistiques (1950, 1959 et 1988) ont également été rajoutées en précisant qu'il s'agit de moyennes.

Si l'on regarde uniquement les classes de qualité des notes IBGN obtenues selon la norme, on observe une dégradation des valeurs de l'amont vers l'aval confirmant les tendances notées en 1960 (Figure 12). Le cours d'eau peut également être divisé en 2 tronçons, une partie amont où les notes atteignent des valeurs élevées, jusqu'à 15 (17 pour les valeurs calculées de 1960 et 1988) et une partie aval où les notes deviennent inférieures à 10. Par contre, la limite entre les deux tronçons évolue entre 1960 et actuellement. Le tronçon aval dégradé remonte jusqu'à la confluence avec la Chaudanne alors que cette partie semblait être en bon état en 1960.

En comparant ce qui est comparable, c'est à dire la zone amont du cours d'eau *a priori* préservée, on n'observe pas de distorsion importante entre les notes IBGN relevées selon la norme et celles calculées à partir de listes faunistiques. On peut donc estimer que ces valeurs sont dans une certaine mesure comparables. Les notes sont plutôt homogènes et la classe de bonne qualité biologique se maintient entre 1950 et 1995.

En croisant les valeurs IBGN avec le contexte actuel rencontré (occupation du sol, présence de rejets et de décharges, contexte géomorphologique), on peut distinguer trois tronçons : un amont rural qui s'étend jusqu'aux premières décharges, un intermédiaire périurbain jusqu'à la confluence avec le Charbonnières et un aval urbain.

Un tronçon amont à priori préservé

Le tronçon amont est situé dans un secteur rural (contexte de prairies avec élevage extensif et de forêts), avec une faible urbanisation et des rejets urbains peu nombreux. Cependant, plusieurs stations d'épuration qui impactaient directement le milieu lors de la décennie 1990 et qui sont actuellement aux normes sont présentes (Yzeron, Vaugneray). Le contexte géomorphologique de ce secteur amont, de type A1-A2 selon Schmitt *et al.* (2006), est plutôt favorable aux échanges nappe-rivière.

Les valeurs IBGN dépassent souvent la note de 14 et indiquent une bonne qualité biologique du milieu. Les derniers relevés IBGN de 1999 s'accompagnent de la chute d'une classe de qualité, de bonne à moyenne, pour 2 stations. Celle située plus en amont est directement impactée par les rejets d'une station d'épuration défectueuse (Yzeron) mais présente toutefois une certaine auto-épuration du milieu (qualité moyenne). La note de 12 située plus en aval pourrait montrer une situation de pollution insidieuse non révélée par les analyses physico-chimiques (bonne diversité taxonomique, mais taxons polluo-tolérants significativement présents).

La note de 10, relevée tout en amont du cours d'eau en 1995 (Figure 11), résulte d'une faible diversité taxonomique et d'une absence de taxons polluo-sensibles, liées à une charge organique non négligeable.

Les notes de 14 en aval de la confluence avec le Dronau, malgré une qualité physico-chimique dégradée pour le phosphore (impact de la station de Vaugneray), semblent montrer une bonne capacité d'assimilation du cours d'eau.

A l'échelle du bassin versant de l'Yzeron, on peut conclure que le tronçon amont est apparemment préservé, avec une bonne qualité hydrobiologique. La dégradation de la qualité, visible en 1999 par le déclassement de bonne à moyenne qualité, serait à confirmer par la réalisation de nouveaux relevés.

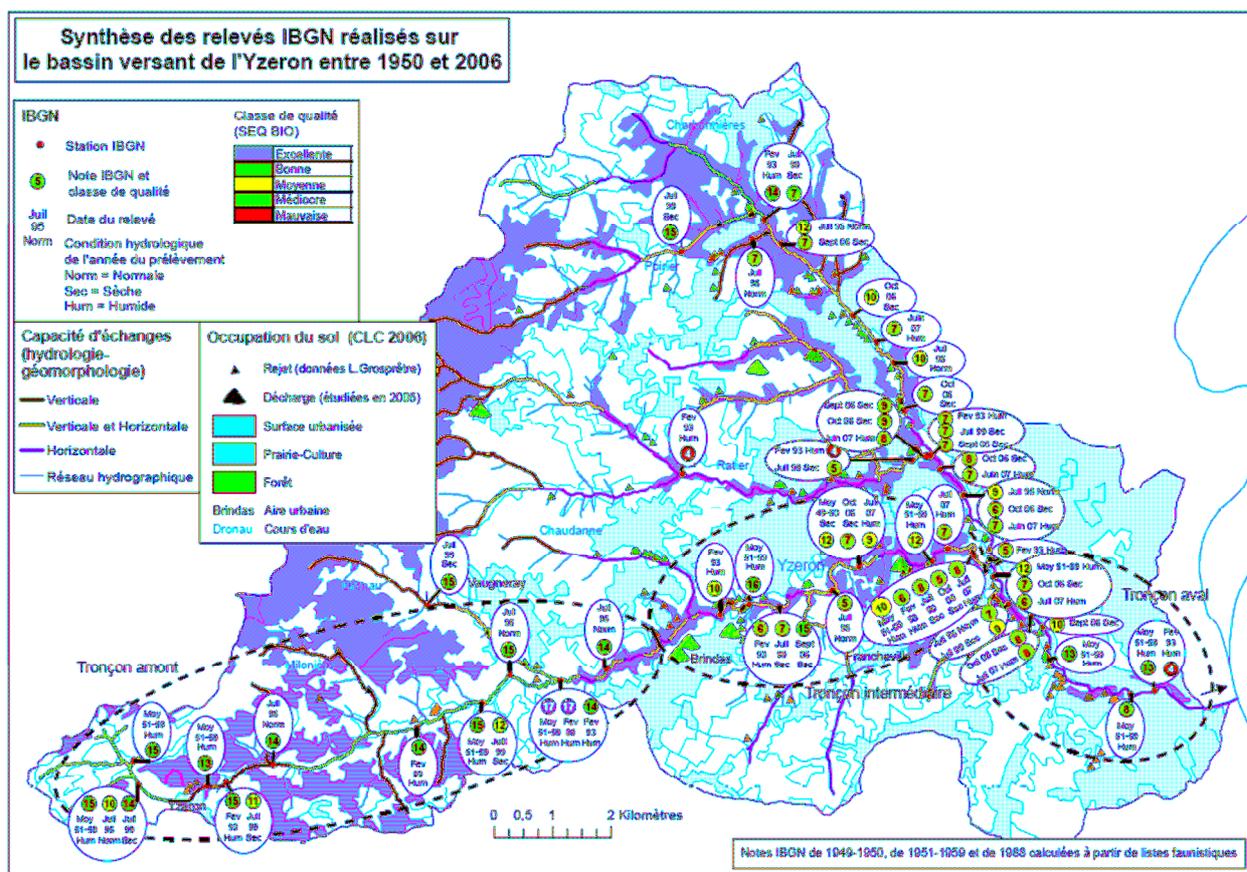


Figure 12 : Représentation des notes IBGN mesurées sur le bassin versant de l'Yzeron entre 1950 et 2007

Un tronçon intermédiaire de médiocre qualité

Le tronçon intermédiaire est situé en milieu péri-urbain, avec la présence d'une zone tampon forestière puis de prairies qui protègent le cours d'eau. Le contexte géomorphologique de ce secteur, de type B3-B4 (Schmitt *et al.* 2006), est plutôt favorable aux échanges nappe-rivière. Le type B3 serait plus favorable que le type B4 avec une pente plus élevée et une granulométrie plus grossière. L'urbanisation ne se situe pas directement en bordure du cours d'eau et aura une influence essentiellement via les divers déversoirs d'orage. Ces déversoirs sont nombreux en aval de la confluence avec la Chaudanne, puis ils sont plus espacés en aval.

Plusieurs décharges sont également présentes et proches du cours d'eau (dépôts d'ordures ménagères, de déchets horticoles ou industriels, de mâchefers). Une étude menée en 2005 sur ces décharges (mesures des métaux, qualité physico-chimique et traits fonctionnels en amont et en aval des secteurs de rejets) n'a pas montré d'impacts particuliers sur la qualité du cours d'eau, à l'exception des traits fonctionnels qui ont marqué un effet significatif à l'aval de quelques décharges (Namour *et al.* 2005).

Les valeurs IBGN montrent une tendance générale à une qualité biologique médiocre. Une dégradation est visible entre 1950 et 1990 par le passage d'une bonne qualité à une qualité moyenne à médiocre. Le seul point qui se distingue est une note de 15 en septembre 2006.

L'ensemble des rapports d'études mettent en avant la faiblesse du nombre de taxons par rapport à des stations plus en amont ou en plus aval. Plusieurs hypothèses peuvent être avancées pour expliquer la faiblesse des notes IBGN : la présence d'un effet toxique,

l'homogénéité des habitats, un substrat mobile à dominance sableuse, le contexte hydrologique (zone d'assecs en saison estivale). L'IRAP-SEAGYRC (1999) émet une autre hypothèse, l'effet de chasse provoqué par les déversoirs d'orage nombreux un peu plus en amont gênerait l'installation et le maintien de la macrofaune.

Un tronçon urbain de médiocre qualité, sans dégradation notable par rapport au secteur périurbain

Le secteur aval situé après la confluence de l'Yzeron avec le Charbonnières se place en contexte urbain avec de nombreux rejets. Le type géomorphologique est de type C, paléovallée du Rhône. Au niveau physico-chimique, ce tronçon présente une qualité moyenne, avec un déclassement au niveau des matières phosphorées. Les classes des différents paramètres sont globalement similaires à celles mesurées sur le tronçon précédent, tandis que le contexte a changé (urbanisation, rejets plus nombreux).

Au niveau des notes IBGN, la qualité biologique est généralement médiocre, avec une dégradation de la qualité entre 1950 et 2006 par un déclassement de bonne qualité à médiocre-mauvaise qualités. Deux points mesurés en 1999 et 2006 présentent une qualité moyenne et un point situé en aval extrême, sur la partie bétonnée du cours d'eau, présente une mauvaise qualité. De même que pour la qualité physico-chimique, il n'y a pas de chute de la note IBGN entre le tronçon périurbain et le tronçon urbain.

En comparaison, les valeurs IBGN mesurées sur le Charbonnières montrent une qualité médiocre et celles mesurées sur le Ratier une qualité médiocre à mauvaise (note de 4 sur 2 points en 1993). Les notes relevées sur des secteurs amont préservés montrent une bonne qualité, avec des notes de 15 en 2006 (Dronau, Poirier).

Conclusion

La partie amont du cours d'eau présente une bonne qualité biologique, qui semble s'être dégradée dans les années 90. Les rejets non conformes de la station d'épuration dès la traversée d'Yzeron en tête de bassin font chuter la qualité biologique en 1999 en qualité moyenne. Puis la baisse de la qualité biologique continue et se stabilise au niveau médiocre dans les tronçons intermédiaire et aval du cours d'eau. Malgré une forte capacité d'auto-épuration, la multitude de sources ponctuelles de pollution organique réparties le long du linéaire ne permet pas d'amélioration du milieu vers l'aval.

Examen graphique des valeurs IBGN

Les graphiques ci-dessous représentent l'évolution spatiale, temporelle et saisonnière des notes IBGN ainsi que les classes de qualité correspondantes (SEQ Bio).

Evolution temporelle des notes IBGN (Figure 13)

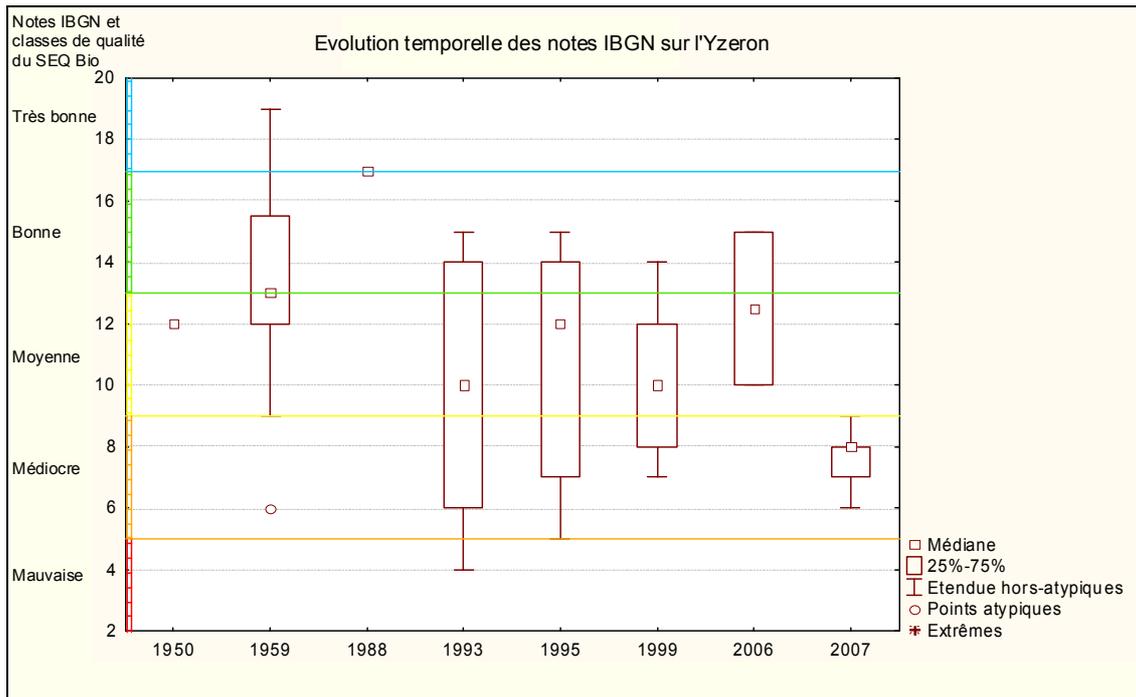


Figure 13 : Evolution temporelle des notes IBGN

On observe une baisse progressive des notes, qui s'accompagne d'un déclassement de bonne qualité en 1959 à médiocre qualité en 2007. Les notes s'avèrent être très variables durant la décennie 1990 puis plus stables durant la décennie 2000. On peut rappeler qu'il s'agit d'une analyse générale de toutes les notes relevées sur le cours d'eau.

Evolution saisonnière des notes IBGN (Figure 14)

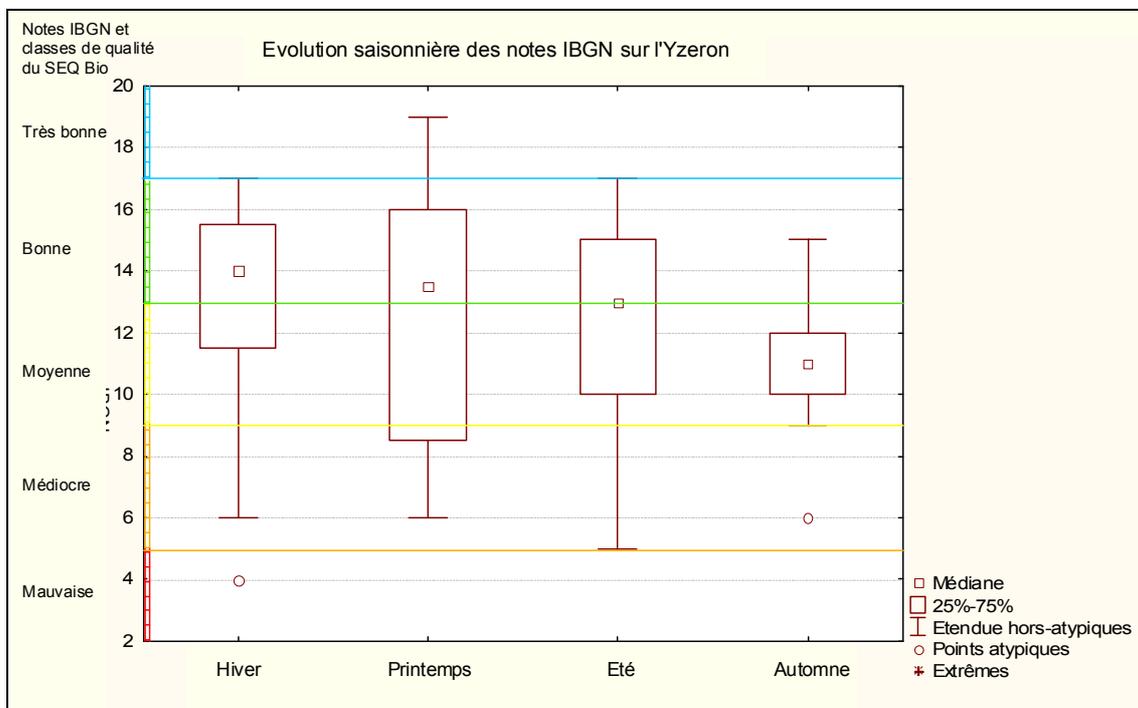


Figure 14 : Evolution saisonnière des notes IBGN

L'automne est la saison où les notes IBGN sont les plus faibles, peut-être suite à des conditions de fin d'étiage ou en réponse à des crues. L'automne n'est d'ailleurs pas considéré comme la saison la plus favorable pour réaliser un IBGN, car se situant juste après les vols d'imagos d'insectes aquatiques² à partir des larves âgées et des stades nymphaux. Ces stades sont remplacés par des larvules issues de pontes.

Evolution par tronçon rural, périurbain et urbain (Figure 15)

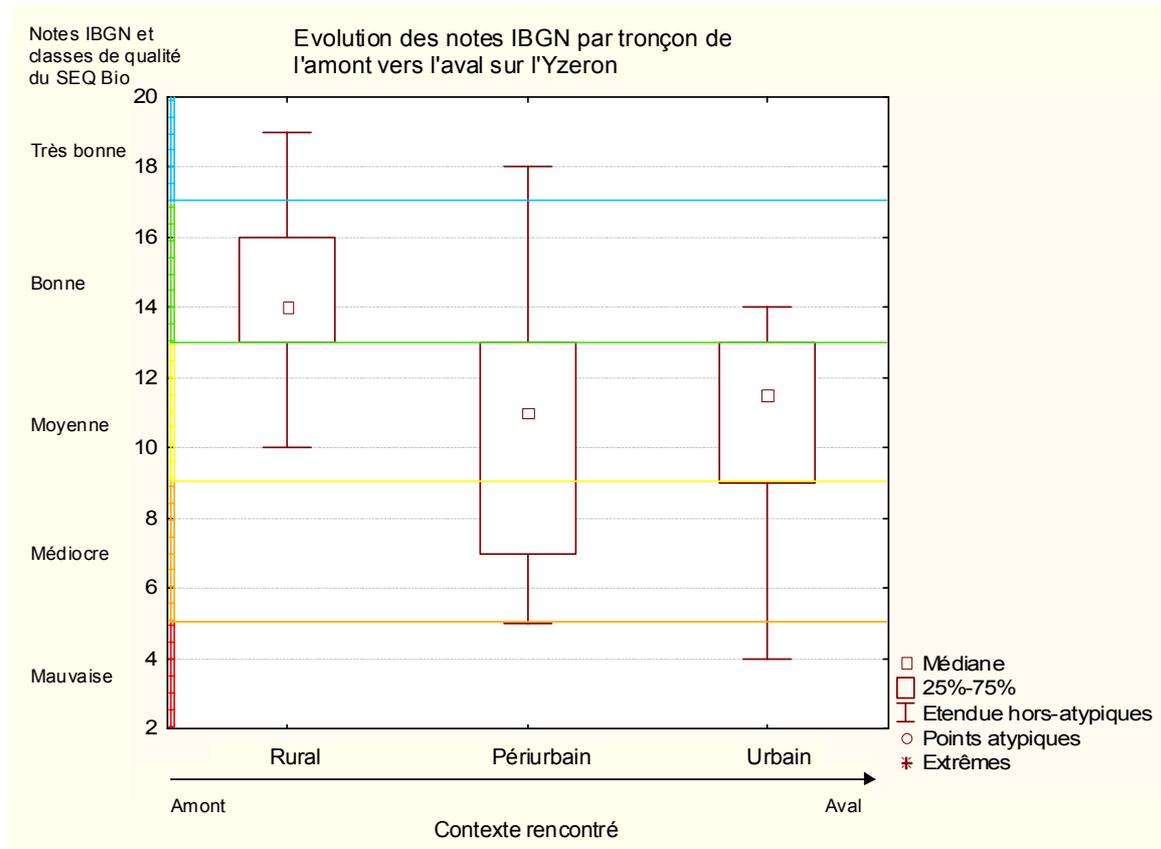


Figure 15 : Evolution par tronçon des notes IBGN

Le cours d'eau Yzeron a été découpé en 3 tronçons selon le contexte rencontré : amont rural, intermédiaire périurbain et aval urbain. Les déversoirs de Brindas distinguent la partie rurale de la partie périurbaine, tandis que la confluence de l'Yzeron avec le Charbonnières sépare les parties intermédiaire et urbaine.

Plusieurs tendances se dégagent :

- déclassement de la qualité entre l'amont (bonne) et les tronçons intermédiaire et aval (qualité moyenne)
- plus grande variabilité des notes dans les tronçons périurbain et aval (4 classes de qualité observées) par rapport au tronçon rural
- si de manière globale, les tronçons périurbain et urbain sont similaires au niveau de la valeur médiane de l'IBGN, le milieu périurbain semble être beaucoup plus variable, avec une capacité aussi bien de présenter des notes maximales atteintes dans le milieu rural que des notes minimales
- la note la plus basse relevée à l'échelle du bassin versant se situe dans le milieu urbain, au niveau de la cunette de béton (IBGN = 4, Figure 15).

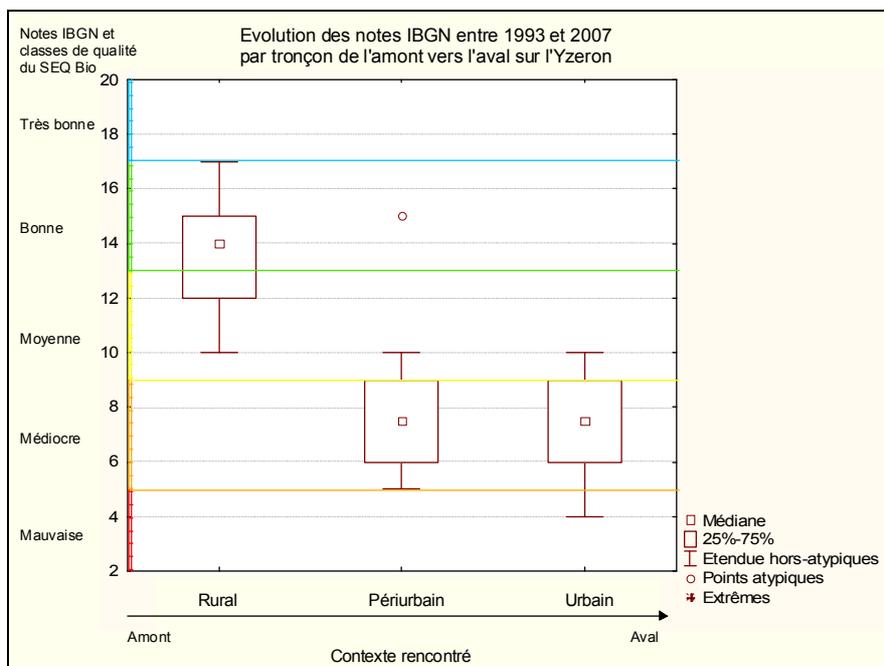
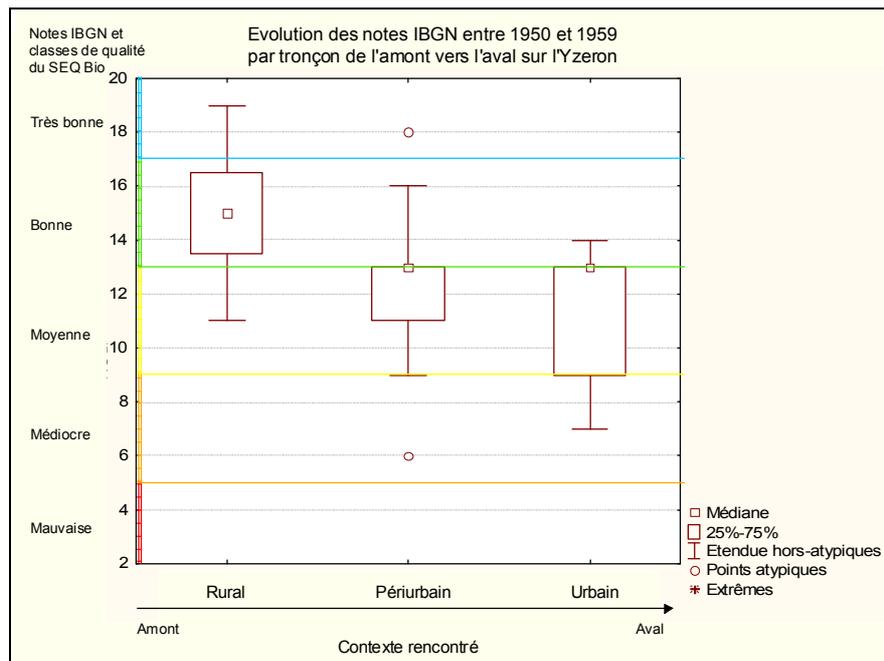


Figure 16 : Evolution par tronçon et par période (1950-1959 et 1993-2007) des notes IBGN

Si on distingue les valeurs IBGN calculées entre 1950-1959 et les valeurs relevées entre 1993-2007 tout en gardant la répartition par tronçon (Figure 16), de nouvelles observations peuvent être faites :

- dégradation progressive de la qualité entre l'amont et l'aval en 1950-1959 tandis que la situation est stable entre les milieux périurbain et urbain en 1993-2007
- la partie rurale amont présente une diminution des valeurs entre 1950 et 1990 mais sans vrai déclassement de la qualité globale
- les parties périurbaine et urbaine présentent un déclassement de la qualité, de moyenne à médiocre, entre 1950 et 1990.

Evolution des notes IBGN par station de l'amont vers l'aval (Figure 17)

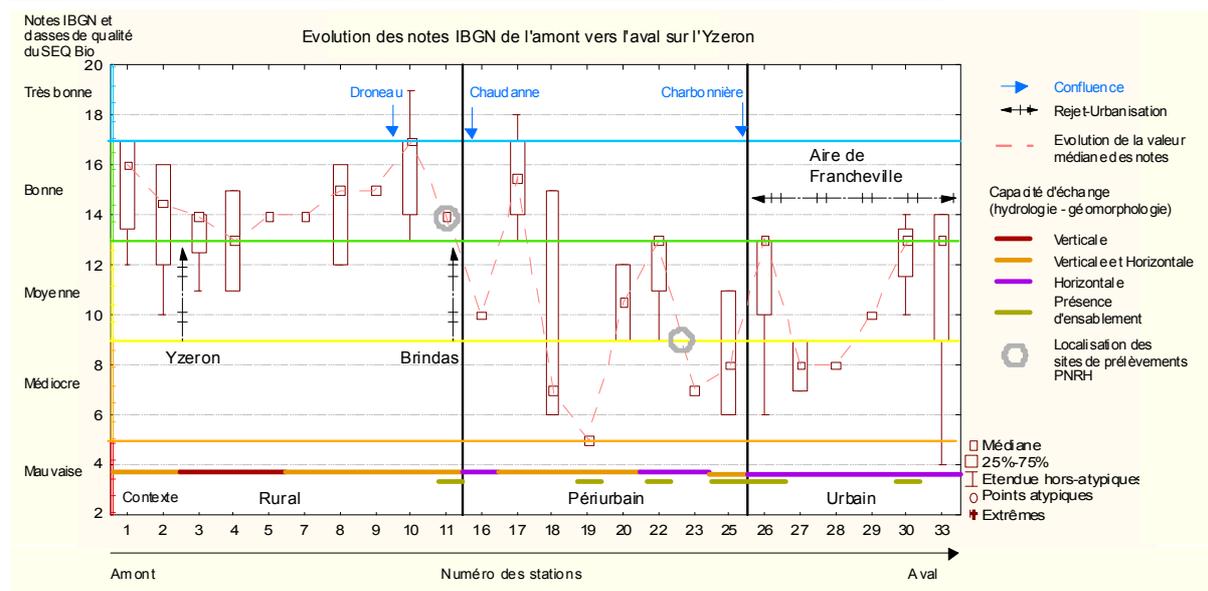


Figure 17 : Evolution des notes IBGN de 1950 à 2007 par station de l'amont vers l'aval

Ce graphique permet une analyse plus fine de l'évolution des notes IBGN de l'amont vers l'aval. D'autres informations ont été insérées pour mieux comprendre dans quel contexte on se situe. La délimitation des tronçons est la même que celle précisée pour les graphiques précédents.

A l'échelle du cours d'eau, on observe une relative stabilité des valeurs pour la zone amont puis une évolution en dent de scie pour les parties périurbaine et urbaine. L'impact de l'urbanisation peut être avancé pour expliquer cette variabilité. Chaque tronçon est analysé distinctement.

Pour la partie amont :

- les valeurs médianes se situent toutes en classe de bonne qualité biologique avec des extrêmes en très bonne ou moyenne qualité
- une dégradation du milieu est visible suite au passage dans le village Yzeron (impact de l'urbanisation et de la station d'épuration)
- elle est suivie par une récupération progressive du milieu jusqu'à atteindre les valeurs maximales observées sur le cours d'eau
- une nouvelle dégradation se présente ensuite mais ne peut être interprétée comme ayant une raison spatiale (les notes des années 1990 entre les deux stations sont stables, la dégradation est liée à l'écart entre les notes de 1959 et celles plus récentes).

Cette partie amont présente donc une bonne qualité biologique du milieu, accompagnée par une pression humaine plutôt faible et une bonne capacité d'échanges nappe-rivière (Schmitt *et al.* 2006).

Suite aux déversoirs de Brindas, on se situe dans un secteur périurbain :

- très grande variabilité des valeurs médianes qui s'étalent de 5 à 15 en dent de scie, une dégradation faisant généralement suite à la présence de déversoirs d'orages
- suite aux déversoirs de Brindas, le milieu semble capable de récupérer pour atteindre le bon niveau biologique de la partie amont

- puis, forte dégradation biologique, qui va osciller entre une qualité moyenne et une qualité médiocre, au gré des déversoirs d'orages. Le milieu peut récupérer, mais semble incapable de retrouver le niveau obtenu en amont.

Les graphiques précédents montraient une tendance à une plus forte variabilité des valeurs dans le milieu périurbain, avec une apparente capacité à se rapprocher des valeurs du tronçon rural. Cette observation doit être tempérée ici par le fait que seule la partie amont du secteur périurbain peut approcher la bonne qualité biologique. Les stations situées plus en aval n'arrivent pas à dépasser une qualité biologique moyenne, bien qu'elles montrent une certaine capacité de restauration.

Pour affiner le diagnostic, les notes relevées lors de la période 1950-1959 et celles obtenues lors de la période 1993-2007 ont été séparées en 2 graphiques (Figure 18 et Figure 19).

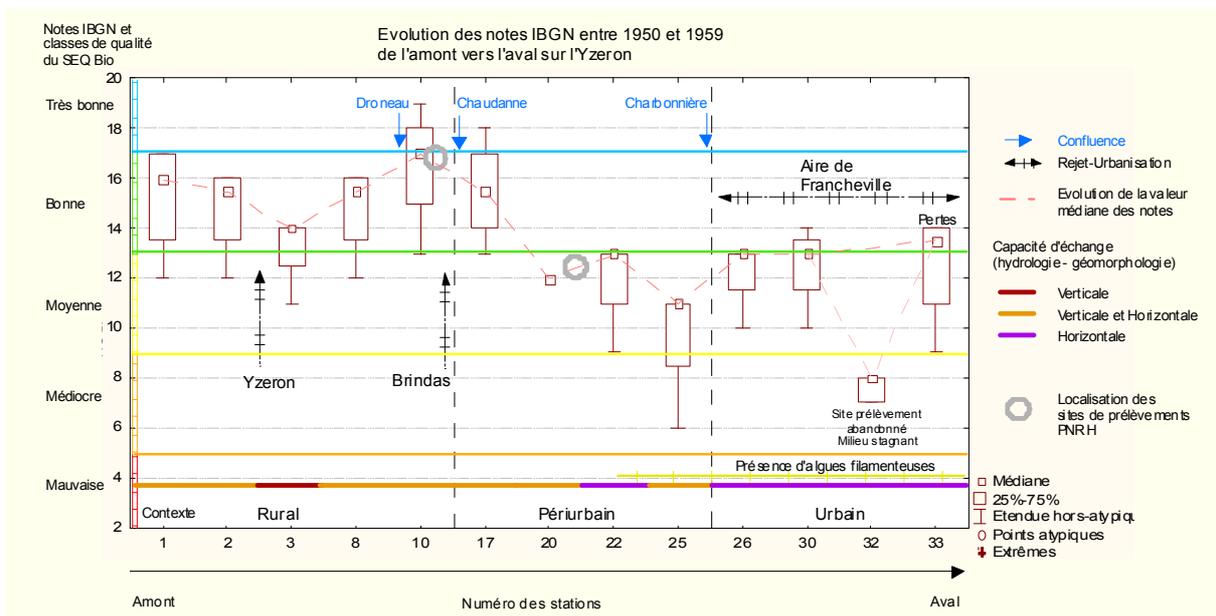


Figure 18 : Evolution des notes IBGN par station de l'amont vers l'aval entre 1950 et 1959

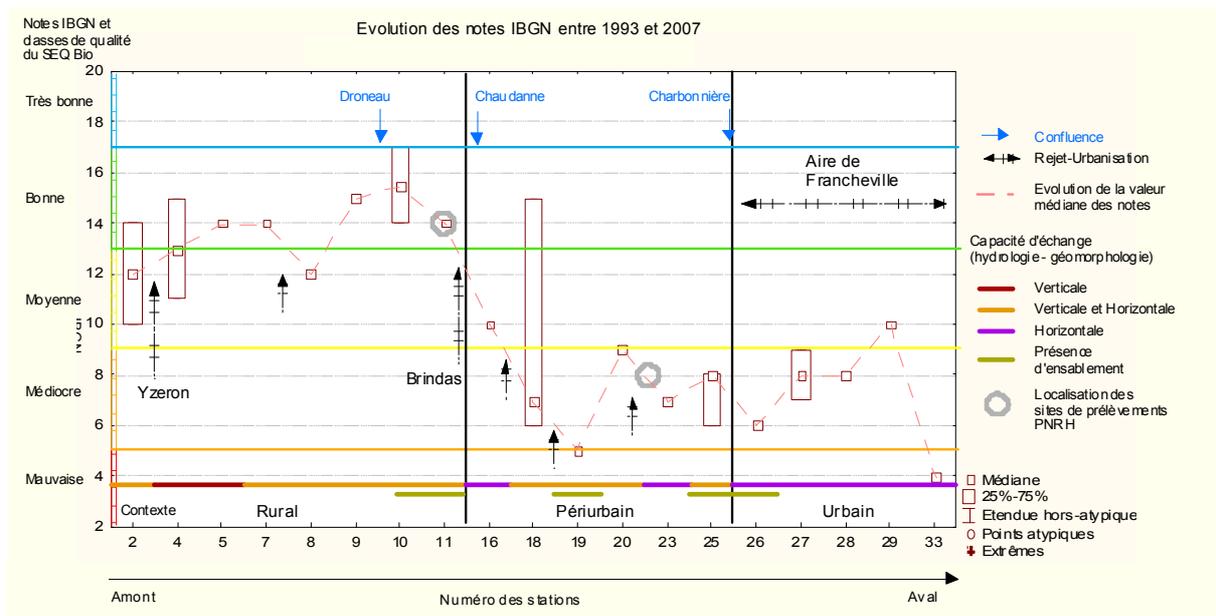


Figure 19 : Evolution des notes IBGN par station de l'amont vers l'aval entre 1993 et 2007

Les notes IBGN et la qualité du milieu sont plus stables de l'amont vers l'aval durant la décennie 1950. On observe bien une dégradation entre le milieu rural et périurbain mais elle est beaucoup moins conséquente que celle notée en 1993-2007.

Si le milieu rural se dégrade un peu entre 1950 et 1990, les milieux périurbains et urbains présentent une chute d'une classe de qualité.

Pour conclure, le cours d'eau de l'Yzeron se divise donc en 2 tronçons si l'on se réfère aux notes IBGN, un amont rural, avec une bonne qualité hydrobiologique, et un aval périurbain/urbain perturbé, avec une qualité médiocre. On peut noter qu'il n'y a pas de gradient de la qualité entre le secteur périurbain et le secteur urbain, alors que les pressions augmentent entre les deux tronçons.

Analyse des macroinvertébrés présents dans les prélèvements d'oligochètes

Lors des prélèvements de la faune interstitielle des sédiments superficiels et du milieu hyporhéique réalisés en 2004, les invertébrés autres que les oligochètes ont été examinés (Vivier 2006). A partir de cette liste faunistique, une estimation de la note IBGN a été effectuée (Tableau 2).

Milieu superficiel	Station	Nombre Taxons	Groupe Indicateur	Note IBGN
27/04/2004	B4 Rural	15	7	11
07/07/2004	B4 Rural	13	3	7
24/11/2004	B4 Rural	14	4	8
27/04/2004	B4 Urbain	5	3	4
07/07/2004	B4 Urbain	9	9	11
24/11/2004	B4 Urbain	11	2	5

Milieu hyporhéique	Station	Nombre Taxons	Groupe Indicateur	Note IBGN
27/04/2004	B4 Rural	5	2	3
07/07/2004	B4 Rural	7	2	4
24/11/2004	B4 Rural	5	7	8
27/04/2004	B4 Urbain	4	7	8
07/07/2004	B4 Urbain	6	2	3
24/11/2004	B4 Urbain	4	2	3

Tableau 2 : Nombre de taxons, groupes indicateurs (GI) et valeurs de l'IBGN issus des relevés de traits fonctionnels en 2004 (d'après Vivier, 2006)

Comme le montre le tableau ci-dessus, les notes IBGN s'avèrent être très faibles et leur analyse en tant que telle n'est pas pertinente. En effet, une note IBGN résulte de l'analyse de deux éléments : le nombre de taxons et le groupe indicateur (GI). Le groupe indicateur montre une bonne corrélation avec la qualité physico-chimique de l'eau pour les paramètres de pollution classique à dominante organique. La richesse faunistique est bien corrélée avec la nature des habitats quand la qualité de l'eau n'est pas limitante. Or dans le cas présent, on analyse la faune prélevée sur un seul habitat. Le nombre de taxons n'est donc pas représentatif de ce que l'on aurait pu trouver en appliquant la norme IBGN. Par contre, les groupes indicateurs GI pour le milieu superficiel peuvent être interprétés, avec prudence cependant :

- au mois d'avril, présence du GI 7 en station rurale, puis dégradation (GI 3) en station périurbaine (situation inverse pour le milieu hyporhéique)
- au mois de juillet, présence du GI 3 en station rurale puis forte amélioration avec la présence du GI 9 en station péri-urbaine
- en novembre, on passe du GI 4 sur la station rurale au GI 2 sur la station périurbaine (sédiments superficiels), et du GI 7 au GI 2 dans le milieu hyporhéique.

Dans les sédiments superficiels, on peut dire que des taxons représentatifs des GI élevés, indiquant une bonne qualité physico-chimique, sont présents en avril 2004 dans le tronçon rural (GI 7 représenté par 1 taxon regroupant 7 individus) et en juillet 2004 dans le tronçon urbain (GI 9 représenté par 1 taxon regroupant 61 individus). Cet examen illustre encore l'extrême variabilité des résultats biologiques en zone péri-urbaine.

Analyse des traits fonctionnels (TRF) et du potentiel écologique (PE)

Les 13 stations présentant des valeurs de TRF sur l'Yzeron se concentrent sur le tronçon périurbain, avec cependant 2 stations sur la partie la plus aval du tronçon rural. Les chroniques s'étendent sur une ou plusieurs campagnes. Pour élargir l'analyse, les valeurs relevées sur la Chaudanne (Vivier, 2006), le Rizoud et le Ribes (décharges, Namour *et al.* 2005 ; 2006) ont été prises en compte. On rappellera que le PE est exprimé ici en $\log_2(\text{PE} + 1)$ (Lafont *et al.* 2009).

Le potentiel écologique PE

Plusieurs tendances se dégagent pour les valeurs de potentiel écologique (Figure 20 et 21):

- Le PE est généralement plus élevé dans le milieu hyporhéique que dans le milieu superficiel, suite à l'influence du TRF1 (perméabilité)
- les stations préservées présentent un PE plus élevé (station de référence de la Chaudanne, station du Rizoud), tandis que les stations dégradées présentent un PE plus faible (station 4 de la Chaudanne)
- sur le linéaire de l'Yzeron, les valeurs de PE vont de moins de 0,1 à 5,3. A l'échelle du bassin versant, les valeurs les plus élevées de PE du milieu hyporhéique sont de 7 sur le Rizoud (station sans pression), et de 5,3 sur l'Yzeron, en aval du secteur périurbain (station 22), dans un secteur où les métriques IBGN indiquent un milieu dégradé
- les valeurs de PE relevées lors des mêmes campagnes ne montrent pas de différence notable entre les parties amont et aval du tronçon (2004, 2005, 2006). Il n'y a pas de dégradation clairement visible, même si la baisse des valeurs semble être plus sensible dans le milieu superficiel, premier compartiment impacté par d'éventuels rejets
- les valeurs de PE sont plus élevées en 1998 dans le milieu superficiel qu'en 2004-2005-2006. Il y a donc eu vraisemblablement une dégradation de la qualité entre les deux périodes
- un secteur montre un très faible PE (<1, Figure 20) en aval de la confluence avec la Chaudanne. Il s'agit de stations situées en amont et en aval d'une décharge, avec un effectif très faible d'oligochète. Ce très faible PE est en contradiction avec une valeur IBGN ponctuelle indiquant une qualité biologique moyenne
- présence d'un décalage entre les PE du milieu superficiel et ceux du milieu hyporhéique, qui semble se dégrader plus lentement que le milieu superficiel en amont et récupérer plus vite en aval.

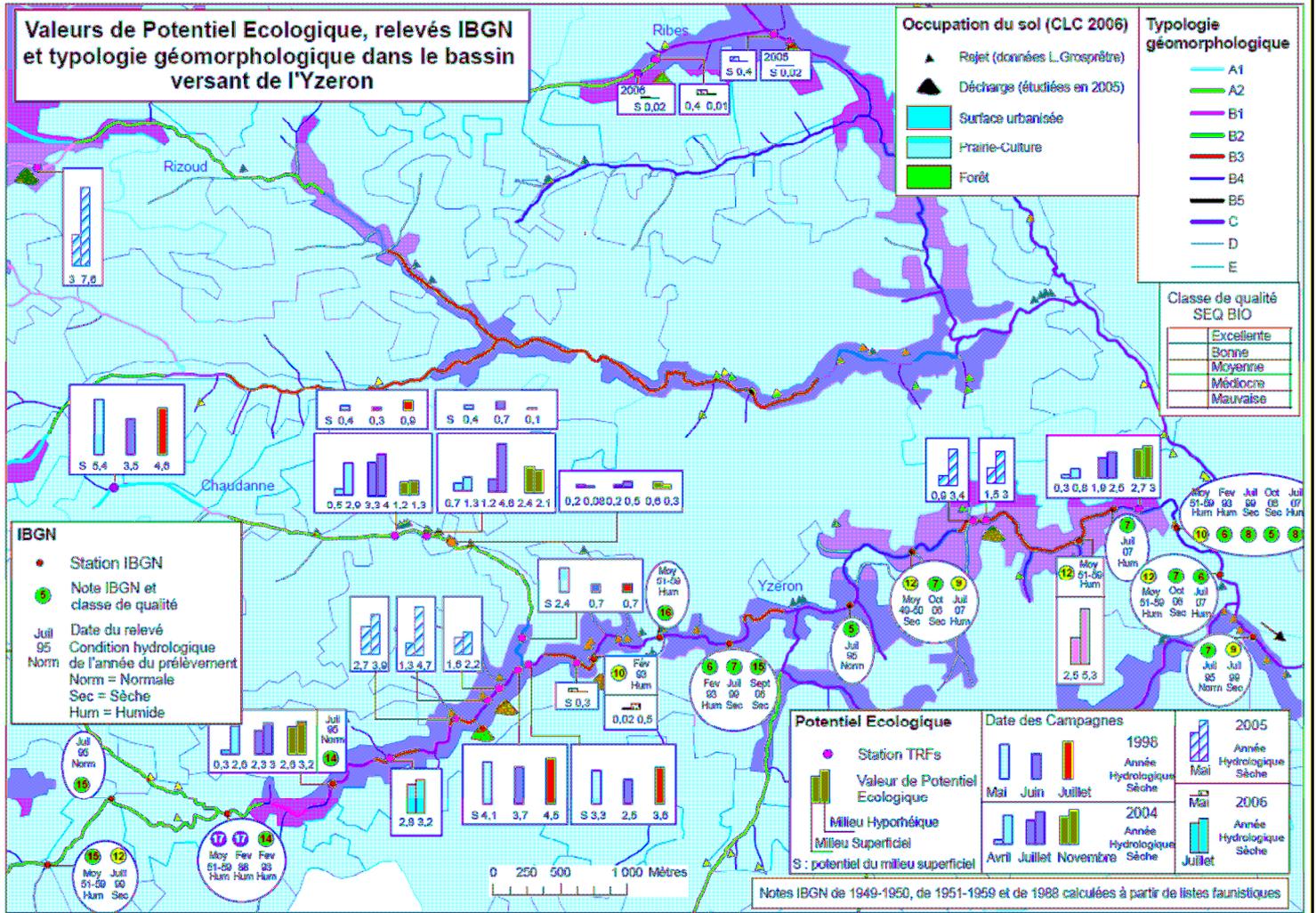


Figure 20 : Représentation des valeurs de Potentiel Ecologique PE de l'amont vers l'aval dans le bassin de l'Yzeron

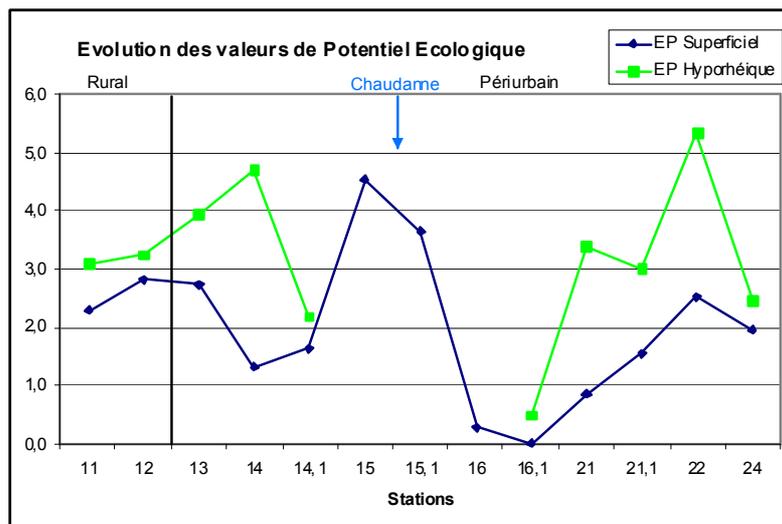


Figure 21 : Evolution des valeurs de PE de l'amont vers l'aval dans le bassin de l'Yzeron (valeur de juillet retenue pour les stations présentant plusieurs campagnes)

Les Traits Fonctionnels

Pour les Traits Fonctionnels, on peut noter (Figure 22, Figure 23, Figure 24) :

- pour le tronçon rural, les TRFs 1 et 2 prédominent, les TRFs 3 et 4 sont présents et le TRF 4 est inexistant pour le milieu superficiel et le milieu hyporhéique
- puis dans le milieu périurbain, alternance de la dominance des TRFs 1 et 2 et du TRF 3 pour le milieu superficiel qui montre une grande variabilité
- les stations qui présentent un TRF 3 élevé sont des stations situées en contexte de rejets de déversoirs et de décharges (stations 14-14.1 et 16-16.1)
- le milieu hyporhéique présente une relative stabilité avec la dominance des TRFs 1 et 2 sur les TRFs 3 et 4 pour l'ensemble des stations. Seule une station présente un TRF 3 plus élevé que les TRFs 1 et 2, la station 16.1 située en aval d'une décharge
- plusieurs stations présentent un TRF 4 significatif, les stations 16-16.1 (aval de décharge, Namour *et al.* 2005) et la station 24 (aval de charge, Namour *et al.* 2006).

De manière générale, on peut dire que le milieu hyporhéique montre une relative stabilité temporelle et spatiale, avec des TRFs 1 et 2 supérieurs à 50% et des TRFs 3 et 4 inférieurs à 25%. Le milieu conserve donc une bonne perméabilité, avec des espèces sensibles à la pollution sur l'ensemble du tronçon, et ce sur des mesures s'étalant sur 3 années consécutives (2004, 2005 et 2006).

Seule une station se démarque, avec un TRF 3 plus élevé que les TRFs 1 et 2 et un TRF 4 significatif (station 16.1 en aval d'une décharge), mais le milieu retrouve des TRFs 1 et 2 dominants en aval.

Par contre, le milieu superficiel se montre beaucoup plus sensible et variable, avec des stations sous l'influence des décharges ou de déversoirs d'orage qui présentent des TRFs 3 voire 4 supérieurs aux TRFs 1 et 2. Mais le TRF 4 n'est présent de manière importante que sur une seule station (station 16, Figure 23).

Ces résultats sont en accord avec les observations sur la qualité physico-chimique de l'eau, considérée comme moyenne sur le tronçon périurbain. Par contre, ils entrent en contradiction avec les valeurs IBGN très faibles relevées sur ce secteur. Cependant, on a pu voir que des groupes indicateurs GI de l'IBGN élevés (GI= 7-9) ont été relevés au cours de campagnes 2004 (cf. § 1.11).

Toutes ces observations seront réexaminées, synthétisées et discutées dans la synthèse finale (Tâche C).

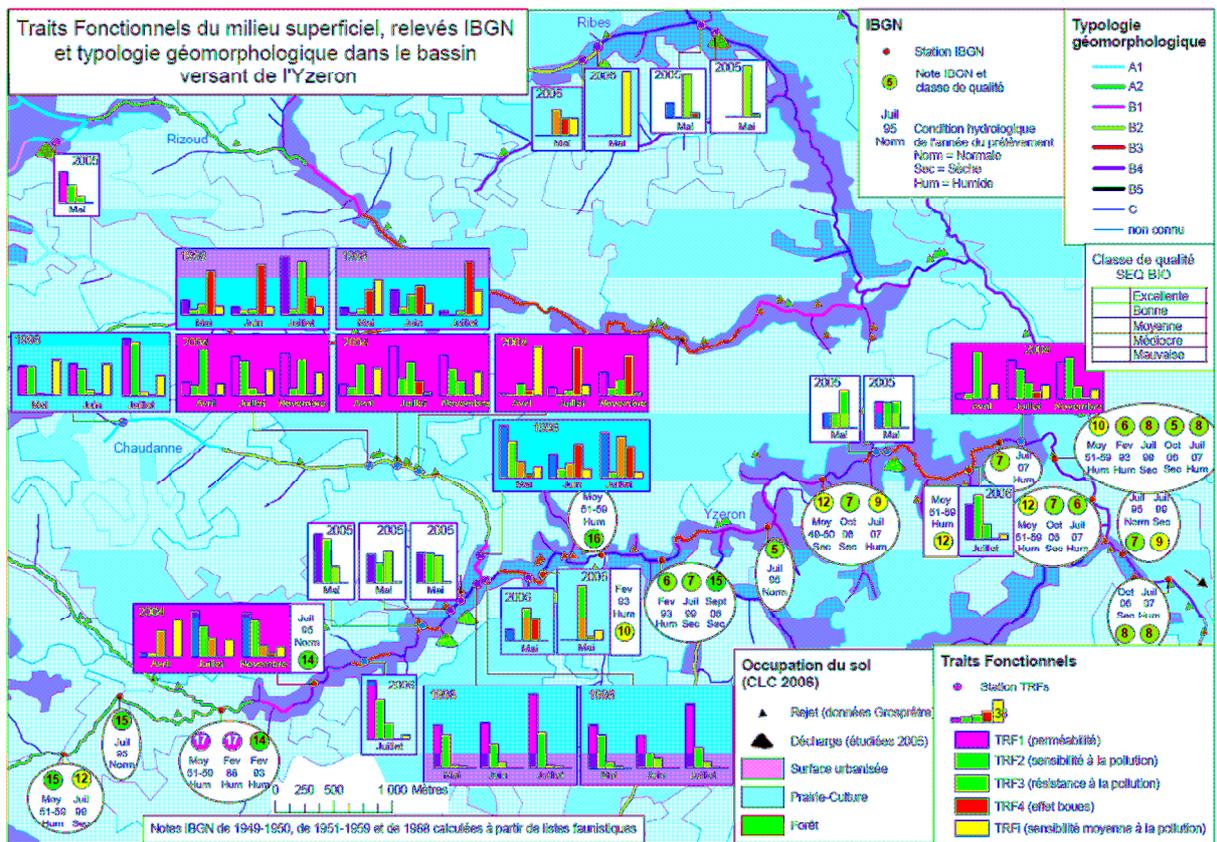


Figure 22 : Représentation des traits fonctionnels du milieu superficiel

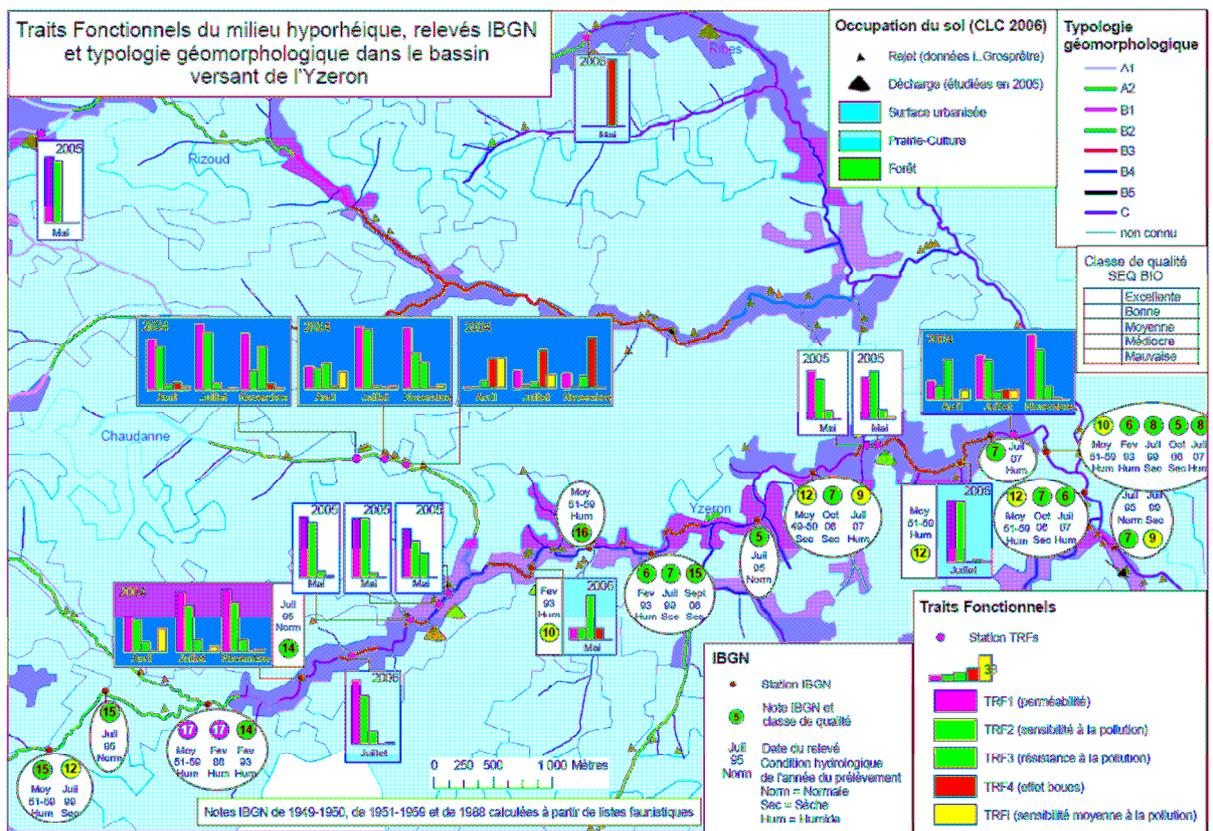


Figure 23 : Représentation des traits fonctionnels du milieu hyporhéique

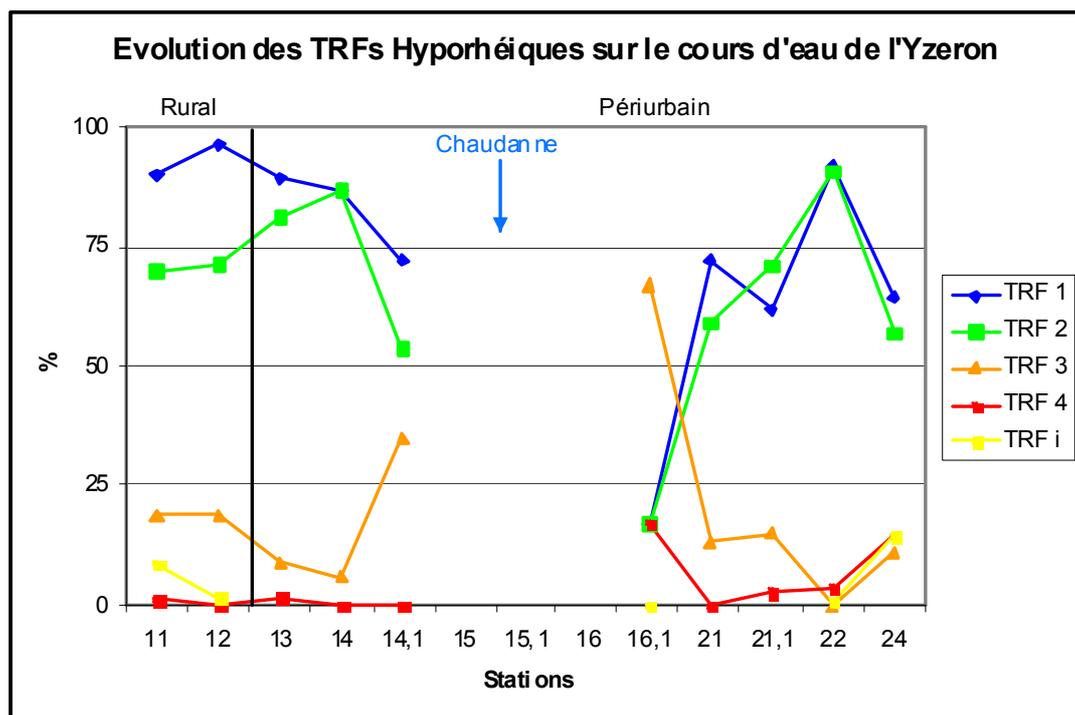
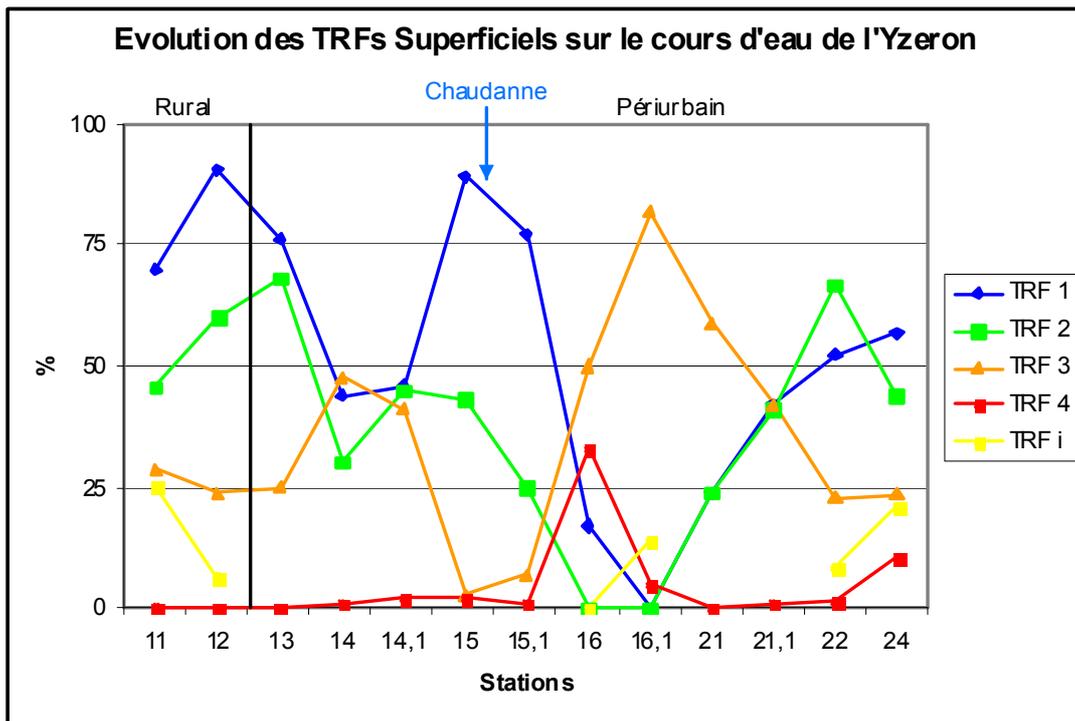


Figure 24 : Evolution spatiale des Traits Fonctionnels pour le milieu superficiel et hyporhéique (pour les campagnes de 1998 et 2004, la variable de juillet a été prise en compte)

Bibliographie

- BARREYRE S., GOUY S., 1995, *Etude synthétique de deux cours d'eau : cas de l'Yzeron et du ruisseau de Charbonnières*, Université Blaise Pascal Clermont-Ferrand et Cemagref, Mémoire de Maîtrise, 27p.
- BERNOUD S., 1998, *Réponse écologique d'un ruisseau périurbain aux rejets de temps de pluie*, Rapport de stage ENGEES-Cemagref, 55p.
- COTTET M., 2005, *Evolution de l'occupation du sol dans le bassin versant de l'Yzeron au cours du XXème siècle. Premiers éléments pour un diagnostic hydrologique*. Université Jean Moulin Lyon III, Université Lumière Lyon II, UMR 5600 CNRS, Mémoire de Master 1 de Géographie, 105 p.
- FIASSON S., 1964, *Recherches écologiques sur la faune d'une rivière de la région lyonnaise : l'Yzeron*, Thèse Université de Lyon, 182p.
- FIASSON S., 1972, *L'évolution de l'Yzeron au cours de la dernière décennie*, 2^{ème} colloque sur la pollution et la protection des eaux de la région Rhône Alpes, Lyon
- HYDRATEC-SEAGYRC, 1993, *Définition d'une stratégie d'aménagement sur le périmètre du Bassin Versant de l'Yzeron*
- IRAP-SEAGYRC, 1999, *Bilan et définition des objectifs de qualité des eaux du bassin versant de l'Yzeron et programme d'assainissement, Projet de contrat de rivière Yzeron Vif*, 43p. et annexes
- GNOUMA R., 2006. *Aide à la calibration d'un modèle hydrologique distribué au moyen d'une analyse des processus hydrologiques : application au bassin versant de l'Yzeron*. Thèse, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 412 p. Disponible sur <http://docinsa.insa-lyon.fr/these/pont.php?&id=gnouma>
- JEZEQUEL C., 2006, *Le rôle de la géomorphologie sur les échanges nappe-rivière et les écosystèmes aquatiques interstitiels en milieu pollué (compartiments superficiel et hyporhéique)*, Université Lyon 2 et Cemagref, Mémoire de Maîtrise de Géographie, 102p.
- JOLIET C., 1951, *Contribution à l'étude du peuplement de l'Yzeron du Grand Moulin à Francheville*, Bulletin Mensuel de la Société Linnéenne de Lyon, n°4, p78-83, n°5, p104-111 et n°6, p143-145
- LACOMBE C., 1988, *Apports de la méthode des microhabitats dans la définition d'un plan de gestion piscicole. Application au cas de l'Yzeron (Rhône)*, Thèse Université Lyon I, 58p. et annexes
- LAFONT M., JEZEQUEL C., BREIL P., SCHMITT L. & POULARD C., 2009. *Projet BPE Yzeron. Partie 1 : approche conceptuelle*. Document Cemagref Lyon, UR BELY, 8 pp.
- NAMOUR P., VOLATIER L., LAFONT M. & GEFFARD O., 2005. *Impact des décharges du bassin de l'Yzeron*. Rapport 1ère et 2ème phase. Cemagref Lyon : 34 pp.
- SAGYRC, 2007, *Aménagements hydrauliques de protection contre les inondations du bassin versant de l'Yzeron, Dossier d'enquête publique, Etude d'impact*, 71p.
- SCHMITT L., LAFONT M., TREMOLIERES M., VIVIER A., JEZEQUEL C., BREIL P., VALIN K., VALETTE L., PERRIN J.F & NAMOUR P. *Use of hydro-geomorphological typologies in functional ecology: first results in contrasted hydrosystems*. Physics and Chemistry of the Earth: accepté.
- VIVIER A., 2006, *Effets écologiques de rejets urbains de temps de pluie sur deux cours d'eau périurbains de l'ouest lyonnais et un ruisseau phréatique en plaine d'Alsace*, Thèse Université L. Pasteur, Strasbourg, 293p.

Fiche action 11 : Evaluation du potentiel écologique dans une rivière urbaine fortement modifiée.

Personnes responsables du projet scientifique :

Pascal BREIL, Cemagref HHLY, 3bis quai Chauveau, C.P. 220, F-69 336 Lyon Cedex 09
Michel LAFONT, Cemagref BELY, 3bis quai Chauveau, C.P. 220, F-69 336 Lyon Cedex 09

Equipes de recherche « ZABR » concernées :

Cemagref, 3 Unités de Recherche (HHLY, BEALY),
UMR CNRS 5600 Univ. Lyon 2, (Géographie)

Autres partenaires :

- Recherche : OTHU, observatoire de terrain en hydrologie urbaine
- Opérationnels : SAGYRC, responsable du Contrat de rivière Yzeron
Grand Lyon, Direction de l'eau

Thème de rattachement :

GESTION DES RIVIERES PERI-URBAINES (projet 1)

Thème 2 : Flux - formes - habitats – biocénoses ;

Thème 9 : Evaluation, perspectives et aide à la décision.

Groupe ZABR-Agence n° 10 Aide à la gestion de l'espace alluvial et corridors et à la restauration écologique. Liens forts avec la thématique « mise en œuvre de la DCE à l'échelle du bassin RM&C) et le GT 4 (Processus fonctionnels)

Site de rattachement :

Bassin atelier de l'Yzeron : cours aval classé comme masse d'eau fortement modifiée

Objectifs généraux :

- explorer la définition du potentiel écologique pour les communautés appauvries des rivières péri-urbaines et urbaines,
- consolider les bases actuelles de la bio-indication des fonctionnalités, en validant les notions de traits fonctionnels, et d'habitats physiquement limitant, notamment perméabilité et colmatage du substrat,
- esquisser les termes du diagnostic géomorphologique, hydrologique et hydrobiologique, permettant de proposer des objectifs en termes d'atteinte du potentiel écologique maximal (PEM) ou du bon potentiel écologique (BPE), notamment en sélectionnant les entités biologiques capables de répondre à une amélioration de l'habitat physique,
- développer le domaine de l'ingénierie écologique (INECO) en péri-urbain ; proposer des scénarios de gestion et de remédiation à partir d'objectifs de PE à préserver ou à restaurer.
- contribuer à la création de métiers et d'emplois liés à la protection de l'environnement.

Il s'agit précisément de soutenir le domaine de *l'écologie de la restauration* pour les petits hydrosystèmes, démarche qui passe par l'étude de leur fonctionnement. **Cette thématique est nouvelle pour notre équipe et d'une façon générale très peu abordée par la recherche française.**

Tâche a : détermination du contexte hydro-morpho-dynamique

Dans un secteur peu aménagé situé en amont de la zone canalisée, il s'agit de délimiter une séquence de faciès représentative, puis :

- estimer la granulométrie de la couche superficielle et sa mobilité;
- estimer la granulométrie de la sous-couche et son colmatage par les fines ;
- déterminer la réponse des faciès au test pénétrométrique (méthode Panda)
- caractériser la géométrie à pleins bords du lit (largeur, profondeur...) et ses principales caractéristiques morphodynamiques (érosion, dépôts, cohésion...);
- caractériser et quantifier les faciès d'écoulement, et si possible les charges hydrauliques et la piézométrie dans le lit mineur

Sur cette base, et à partir des données disponibles sur le bassin de l'Yzeron (typologie) et de relations de géométrie hydraulique *longitudinale*, ces variables seront estimées sur le tronçon à restaurer.

Tâche b : Caractérisation des facteurs hydrologiques qui conditionnent les échanges de flu nappe-rivière

- de confirmer les facteurs de contrôle des échanges entre la colonne d'eau et le substrat de la rivière
- d'en donner les grandeurs caractéristiques à même de maintenir les meilleures conditions d'échange du couple nappe (variable saisonnière), débit (variable événementielle) et géomorphologie (formes fixes).

Pour cela le site d'étude sera équipé temporairement de mesures de niveau d'eau (ligne d'eau, substrat et berge). Seront suivis en parallèle la température et la conductivité électrique de l'eau afin de cerner les conditions de débit favorables au mélange des eaux de surface et hyporhéiques. En parallèle un modèle conceptuel de simulation des échanges sera élaboré.

Il sera analysé l'effet de la suppression de la cunette sur le niveau de la nappe et son implication sur les échanges nappe/cours d'eau.

Ces éléments pourront être repris pour la réhabilitation écologique du tronçon aval à ce site (action du contrat de rivière Yzeron vif).

Tâche c : caractérisation des fonctionnalités et espèces cibles du bon potentiel

L'analyse des faunes benthiques et hyporhéiques sera réalisée à partir d'échantillons prélevés sur le terrain. Ces deux compartiments du substrat révèlent le fonctionnement de surface et de sub-surface du métabolisme de la rivière. L'analyse conjointe permet d'évaluer la capacités d'échanges et sa dynamique si l'on prend soin de procéder à au moins 4 prélèvements dans une année. Un modèle de liaison de l'état fonctionnel biocénose-habitat entre ces niveaux ou compartiments a pu être établi au travers des recherches antérieures menées sur le site OTHU de l'Yzeron. Ce modèle servira de clé d'interprétation de l'état du secteur témoin et permettra d'évaluer les progrès potentiels qui pourront être réalisés sur la partie réhabilitée.