



HAL
open science

Effets écologiques de rejets urbains de temps de pluie sur deux cours d'eau periurbains de l'ouest lyonnais et un ruisseau phreatique en plaine d'alsace

A. Vivier

► **To cite this version:**

A. Vivier. Effets écologiques de rejets urbains de temps de pluie sur deux cours d'eau periurbains de l'ouest lyonnais et un ruisseau phreatique en plaine d'alsace. Sciences de l'environnement. Thèse de doctorat : "Mathématiques, Sciences de l'Information et de l'Ingénieur", ENGEES Strasbourg, 2006. Français. NNT: . tel-02588836

HAL Id: tel-02588836

<https://hal.inrae.fr/tel-02588836v1>

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.



ÉCOLE DOCTORALE MSII

« Mathématiques, Sciences de l'Information et de l'Ingénieur »

THESE

Présentée pour obtenir le grade de

Docteur de l'Université Louis Pasteur – Strasbourg I
Discipline : Sciences pour l'Ingénieur

par

Anne VIVIER

EFFETS ECOLOGIQUES DE REJETS URBAINS DE TEMPS DE
PLUIE SUR DEUX COURS D'EAU PERIURBAINS DE L'OUEST
LYONNAIS ET UN RUISSEAU PHREATIQUE EN PLAINE
D'ALSACE

Soutenue publiquement le 21 novembre 2006

Membres du jury

Directeurs de thèse : M. Robert MOSE, Professeur, ENGEES
M. Michel LAFONT, Directeur de recherche, Cemagref
Rapporteur interne : Mme Michèle TREMOLIERES, Professeur, ULP, Strasbourg I
Rapporteur externe : Mme Magali GERINO, MDC, HDR, UPS Toulouse
Rapporteur externe : M. François GUEROLD, Professeur, Université de Metz
Examineur : M. Alfred EXINGER, Professeur, CAR, IllKirch

RESUME

Cette thèse s'inscrit dans une recherche pluridisciplinaire sur la préservation et la restauration d'un « bon état écologique » dans les cours d'eau, et ce dans un contexte de développement durable et réaliste. L'objectif de cette thèse est la connaissance des relations entre les flux de polluants, provenant de déversoirs d'orage, et l'état écologique de plusieurs cours d'eau. Ces relations ont été étudiées à partir de l'examen de variables physiques et chimiques et des biocénoses aquatiques interstitielles, principalement les peuplements d'oligochètes, le concept « d'ambiance écologique » constituant le cadre conceptuel du travail. Trois sites ateliers ont été retenus, afin de disposer de gradients hydrogéomorphologiques et chimiques contrastés. Le premier site (le Brunnwasser) est un cours d'eau phréatique du ried alsacien, soumis à des pollutions importantes (déversoirs d'orage, rejets d'une station d'épuration). Le second est la Chaudanne, ruisseau périurbain de l'ouest de l'agglomération lyonnaise (bassin de l'Yzeron), site atelier étudié depuis 1998 et soumis à des surverses de déversoirs d'orage. Le troisième est l'Yzeron, dans un secteur rural et un secteur urbain. Les unités fonctionnelles (UF) sur lesquelles ont porté les recherches sont les sédiments grossiers superficiels (UF3) et le milieu hyporhéique (UF4). Ces unités, prédominantes dans les sites étudiés, constituent les habitats où se produit l'essentiel de l'activité métabolique du milieu. Les peuplements d'oligochètes ont permis de définir des traits fonctionnels (TRF), qui regroupent les informations écologiques communes qu'apportent plusieurs espèces pour caractériser le fonctionnement du système. Quatre traits fonctionnels ont été retenus : TRF1 (perméabilité), TRF2 (sensibilité à la pollution), TRF3 (résistance à la pollution), TRF4 (effet boues).

Les TRF1 et 2 se rencontrent dans les secteurs préservés de la Chaudanne et de l'Yzeron, mais aussi dans d'autres milieux de référence. Ils sont favorisés par des situations d'énergie haute à modérée et par des dynamiques actives d'échanges entre les eaux superficielles et hyporhéiques. Les TRF 1 et 2 pourraient être retenus comme critères d'un « bon fonctionnement » ou d'un « bon état écologique » au sens de la DCE et servir de modèles de restauration du milieu. Un nouveau TRF (TRFi) a été validé et caractérise un état fonctionnel moyennement altéré (absence de très fortes crues ou d'étiages sévères, pollution organique moyenne). Le TRF3, et surtout le TRF4, caractérisent les états fonctionnels les plus dégradés, en particulier ceux où l'on rencontre les plus importantes synergies entre les rejets polluants, les dynamiques d'infiltration et le stockage de la pollution dans l'UF4 (milieu hyporhéique). Les dynamiques d'infiltration semblent favorisées par les flux provenant des déversements d'orage, et sont accentuées par un contexte géomorphologique favorable à l'infiltration (rupture de pente). Les temps de réponses des TRF aux paramètres hydrauliques ont montré que 60 jours de débits soutenus (débit minimum de $0.03 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) pour l'UF3 et 120 jours pour l'UF4 sont nécessaires pour que ces deux UF se restaurent (diminution significative du TRF4).

A partir des résultats acquis sur les trois sites ateliers et de données provenant d'autres systèmes comme la Loire, le Rhône, la Moselle, l'Azergues ou la rivière glaciaire Roseg, une typologie du fonctionnement écologique des cours d'eau a permis de mettre en évidence 7 types distincts, allant d'un type très préservé (rivière Roseg, Chaudanne et Yzeron amont : type 1), à des types très altérés (Chaudanne S4, Moselle, Brunnwasser, types 6 et 7), où la synergie entre altérations physiques (prédominance des dynamiques d'infiltration) et chimiques (rejets industriels ou domestiques accusés) est la plus prononcée. Cette typologie est basée sur le découpage en zones du plan factoriel d'une ACP normée, dont les variables, pour chaque station étudiée, sont les traits fonctionnels des sédiments grossiers superficiels (UF3) et du milieu hyporhéique (UF4). Un guide technique de mise en oeuvre des TRF et de la typologie est proposé et constitue les premières bases d'une bioindication opérationnelle

des fonctionnalités du milieu. Des perspectives de recherche sont avancées pour améliorer la typologie actuelle, préciser la signification des fonctionnalités associées aux 5 TRF actuels et proposer d'autres TRF, dont le TRF5 (constance temporelle d'un type donné) et le découpage du TRF1 en 2 TRF (TRF1a, Lumbriculidae et Propappidae dominants, milieux perméables sans déficits hydriques, TRF1b, Enchytraeidae dominants, milieux perméables à déficits hydriques). Ces perspectives ne peuvent fonder leur existence que dans le cadre de recherches pluridisciplinaires.

Mots-clés : eaux courantes, cours d'eau péri-urbains, bioindication fonctionnelle, sédiments grossiers superficiels, milieu hyporhéique, communautés d'oligochètes.

ABSTRACT

This work takes place in a multi-disciplinary research on preservation or restoration/rehabilitation of good ecological status of watercourses, in a need of durable and realistic development. The aim of this work is the knowledge of relations between fluxes of pollutants coming from combined sewer overflows, and the ecological status of several watercourses. Those relations were studied by the examination of physical and chemical parameters, and aquatic interstitial biocenoses (superficial and hyporheic oligochaete assemblages). The "Ecological Ambience" concept constitutes the conceptual framework of this work. Three case-study sites were chosen. They are hydrogeomorphologically different and present gradients of pollution. The first case-study site is a phreatic watercourse, the Brunnwasser river, polluted by combined sewer overflows and a strong capacity waste water treatment plant, in the Alsacian Ried (Sélestat, 67). The second one is the Chaudanne stream. It is a little watercourse of Lyon's suburbs, also polluted by urban sources of pollution. It is located in the Yzeron watershed. The Chaudanne stream has been studied since 1998, and is strongly instrumented. The Yzeron river is our third case-study site, it was prospected in its rural area and its urban area. The work units chosen to implement this work are the surface coarse sediments (FU3) and the hyporheic system (FU4). Those units are predominant in the studied sites, and concentrate a great part of metabolic activity. Functional traits (FTRs) are defined by studying oligochaete assemblages. Those functional traits gather ecological information common to several species. They intend to characterize the ecological functioning of the system. Four functional traits have been studied : FTR1 (permeability), FTR2 (intolerance to water pollution), FTR3 (tolerance to water pollution), and FTR4 (sludge effect).

FTR1 and 2 are not only related to preserved areas of the Chaudanne and Yzeron streams, but also to reference watercourses. They are supported by moderate to high energy situations and by active hydraulic exchanges dynamics between surface and subsurface. FTR1 and 2 could be considered as "good functioning" or "good ecological status" criteria, in accordance with the WFD, and be used as references in a restoration context. A new functional trait (FTRi) has been validated and characterizes a moderately altered functioning (no severe floods or severe low water levels, average organic pollution). FTR3, and above all FTR4, are characterizing the most altered ecological functioning, in particular when pollutant loads, downwelling dynamics and storage of pollution interact in the FU4 (hyporheic system). It seems that downwellings are favoured by pollution loads coming from combined sewer overflows, and are reinforced by a geomorphological context favourable to infiltration (slope attenuation). The rank correlations between FTRs and hydraulic parameters, computed on several back-time periods, showed that maintaining $0.03 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ discharge during at least 60 days (for the

FU3) and 120 days (for the FU4) is necessary for an ecological improvement (decrease of FTR4).

The previous results on the three case-study sites as well as data coming from other miscellaneous hydrosystems (Loire, Rhône, Moselle, Azergues or the glacial river Roseg) allowed the elaboration of an ecological functioning typology of watercourses. This typology highlights 7 ecological functioning schemes or types, from a very preserved functioning type (the Roseg stream, upstream Chaudanne and Yzeron areas : type 1), to a very altered functioning type (Chaudanne S4, Brunnwasser, Moselle, types 6 or 7). Type 6 and 7 represent the situations where interactions between physical disturbances (predominance of downwellings) and chemical disturbances (urban or industrial pollution loads) are the highest. This typology is based on the spatial division of the factorial map from a standardized PCA. For every stations, the variables chosen to run this PCA were both surface (FU3) and hyporheic (FU4) functional traits. A technical guide to implement FTRs and the typology of ecological functioning is proposed. It presents the first basis of an operational bioindication of hydrosystem functionalities. Research perspectives are proposed to improve the current typology, precise the meaning of functionalities attributed to the current five FTRs, and to propose new FTRs, including FTR5 (temporal constancy of a given type), and the subdivision of FTR1 in two FTRs (FTR1a, predominance of Lumbriculidae and Propappidae, permeable substrates without hydraulic deficit, FTR1b, predominance of Enchytraeidae, permeable substrates but with hydraulic deficits). Those perspectives are only meaningful in a multi-disciplinary research framework.

Keywords : running waters, suburban watercourses, functional bioindication, surface coarse sediments, hyporheic system, oligochaete assemblages.

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier mes deux co-directeurs de thèse Robert Mosé et Michel Lafont. Robert Mosé d'abord, qui a su soutenir sans faille ce projet, bien qu'assez éloigné de ses problématiques, merci beaucoup. Michel Lafont ensuite. Merci pour votre travail précieux en écologie, merci pour m'avoir tout appris sur les oligochètes (je n'ai pas souvent eu à « trouver toute seule »), merci pour votre patience, votre soutien, votre gentillesse, et votre grande humanité, merci pour m'avoir supportée, dans tous les sens du terme, et merci pour ce travail d'équipe qui m'a tant apporté.

Toute ma reconnaissance va aux rapporteurs qui ont consacré de la patience et du temps à la lecture et à la correction de mon manuscrit : Magali Gérino, François Guérold et Michèle Trémolières, qui malgré des emplois du temps plus que surchargés en cette fin d'année, ont accepté de relire avec grand soin ce travail. Je leur sais gré d'avoir assuré cette charge et de m'avoir fait l'honneur d'assister à la soutenance.

Je remercie également Monsieur Exinger d'avoir accepté avec enthousiasme de faire partie de ce jury et d'apporter ses connaissances et conseils éclairés en matière de chimie du milieu récepteur.

Je voudrais ensuite remercier l'ENGEES pour m'avoir permis de réaliser cette FCPR. Je tiens notamment à remercier ceux qui m'ont proposé ce sujet de thèse, et qui, malgré les obstacles, ont su me prêter une oreille attentive et m'ont permis d'achever ce travail : Pierre-Jean Dessez, Antoine-Georges Sadowski, Thierry Leviandier, Daniel Loudière, ainsi que M. Claude Bernhard, actuel directeur de l'ENGEES. Merci à vous.

Merci au *Cemagref* de Lyon pour son accueil, à l'unité de recherche BEA (Biologie des Ecosystèmes Aquatiques) et son Chef d'Unité, M. Marc Babut, merci au laboratoire DSA (Diagnose des Systèmes Aquatiques) et notamment Jean-Claude Camus et Marie-Claude Roger, pour leur aide.

Un grand merci aux différents financeurs, sans eux, pas de travail possible, notamment l'OTHU (Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine) et son directeur M. Bernard Chocat, professeur à l'INSA de Lyon, le projet européen URBEM (« Urban River Basin Enhancement Methods », 5^{ème} PCRD), le projet Région Rhône-Alpes GEREHPUR (« Gestion de la Ressource en Eau dans les Hydrosystèmes Péri-Urbains », thématique « Développement Durable ») et le projet DYCARA (« Dynamiques du Carbone et de l'Azote en Rivière dans un gradient rural-urbain » projet INSU ECCO/PNRH).

Merci à l'équipe pluridisciplinaire : Pascal Breil pour ses données, et son approche pertinente sur tous les aspects hydrauliques, Philippe Namour pour la chimie et Laurent Schmitt, mon initiateur en géomorphologie, dont la vision pluridisciplinaire permet de ne jamais éclipser la complexité des processus environnementaux.

Merci à mes devancières : Stéphanie Bernoud, Sylvie Nogueira et Nathalie Fropier pour la qualité de leurs travaux sur la Chaudanne.

Merci à mes compagnes de paillasse et de terrain : Karine Valin, Laurence Volatier, Alexia Montchaud et Céline Jézéquel. Merci pour l'efficacité, pour les fous rires, les bons moments en tous genres. J'espère vous avoir apporté un tout petit peu de ce que vous, vous m'avez donné.

Merci au laboratoire de chimie du *Cemagref*, dans son ensemble, d'avoir su traiter mes échantillons avec égards, même quand ils n'étaient pas prévus au planning, et de m'avoir accueillie le temps de quelques centrifugations sauvages.

Merci aux précieuses du service de Documentation, Anne-Laure Achard, Aline Bazergan et Marie-Pascal Baligand, pour leur efficacité dans la recherche de publications, pour leurs thés parfumés, et pour tout le reste. Merci aux précieuses de la gestion, Michèle Favérial et Adeline Dubost ; merci à Edwige Nappey pour sa contribution efficace à la reproduction et la diffusion de mon mémoire. C'est grâce à vous que « tout roule », soyez-en remerciées.

Merci à Jean-François Perrin et Raouf Gnouma pour leur aide si précieuse, notamment sur le terrain. Vos biceps ont sauvé plus d'une fois la pompe Bou-Rouch du colmatage.

Un grand merci à la DIREN Bourgogne de m'accueillir à présent, notamment Nicolas Murlon (chef du Service Eau et Milieu Aquatique), pour sa grande compréhension de ma problématique « fin de thèse », ainsi qu'Anne-Marie Levraut, nouvelle directrice de la DIREN.

Un remerciement plus personnel, et en vrac à ma famille et mes amis, qui m'ont toujours soutenue, même lorsque je n'étais vraiment pas fréquentable.

Cette thèse est dédiée à mes Grands-Pères : *Vous n'êtes plus ici, mais vous êtes là.*

SOMMAIRE GENERAL

<u>Résumé.....</u>	<u>3</u>
<u>Abstract.....</u>	<u>4</u>
<u>Remerciements</u>	<u>7</u>
<u>Chapitre I : Introduction-hypothèses de travail</u>	<u>21</u>
1 Préambule	23
2 Introduction	23
2.1 Problématique	23
2.2 Hypothèse de travail.....	25
2.3 Approche retenue	25
2.4 Caractéristiques générales des hydrosystèmes en paysages urbanisés.....	33
3 Matériel et méthodes	36
3.1 Relevés biologiques : sédiments grossiers superficiels et milieu hyporhéique	36
3.2 Analyses chimiques au laboratoire : éléments majeurs et métaux lourds.....	38
3.3 Analyses de données	40
3.4 Discussion sur la méthodologie biologique.....	40
3.5 Utilisation des traits fonctionnels TRF.....	40
<u>Chapitre II - Etude écologique de la Chaudanne</u>	<u>43</u>
<u>II-1 - Présentation du site atelier et premiers résultats.....</u>	<u>45</u>
1 Le site expérimental de la Chaudanne et les campagnes de mesures	47
1.1 La Chaudanne.....	47
1.2 Campagnes de mesures	49
1.3 Bilan global.....	50
2 Premiers résultats sur la Chaudanne.....	52
2.1 Milieu superficiel	52
2.2 Milieu hyporhéique	53
2.3 Discussion des premiers résultats sur la Chaudanne	56
2.4 Liaison entre les états de la biocénose et les types géomorphologiques	56
2.5 Discussion générale	59
Remarque	62
<u>II-2 - Etude écologique de la Chaudanne de 1998 à 2005</u>	<u>63</u>
1 Introduction	65
2 Résultats.....	66
2.1 Remarque générale : évolution du milieu depuis 1998.....	66
2.2 Liste des espèces (pourcentages d'occurrence et abondance relative)	66

2.3	Evolution des traits fonctionnels du milieu superficiel de 1998 à 2005.....	68
2.4	Evolution des traits fonctionnels du milieu hyporhéique de 2000 à 2005	71
2.5	Relations entre les variables chimiques et les traits fonctionnels	75
2.6	Relations entre la chimie des eaux et la biologie.....	82
2.7	Relations entre les métaux lourds et la biologie	86

II-3 - Etude des dynamiques saisonnières d'évolution écologique du ruisseau

Chaudanne..... 91

1	Essai d'interprétation du fonctionnement géochimique des stations ; liens avec les TRF	92
2	Dynamique saisonnière d'évolution des traits fonctionnels TRF	95
2.1	Sédiments superficiels	95
2.2	Milieu hyporhéique	97
2.3	Conclusion	101
3	Relations entre les traits fonctionnels TRF des sédiments superficiels et du milieu hyporhéique	101
4	Relations entre les TRF et les débits (ruisseau et déversoir d'orage DO)	104
4.1	Comparaison entre les hydrogrammes et les TRF.....	104
4.2	Etude des corrélations entre variables hydrauliques et TRF.....	109
5	Etude des temps de réponse.....	113
5.1	Station 3 : évolution des coefficients de corrélation de rang en fonction du temps	113
5.2	Station 4 : évolution des coefficients de corrélation de rang en fonction du temps	118
5.3	Conclusion	124
5.4	Valeurs seuils de dégradation et de restauration de la station 4.....	125
5.5	Conclusion sur les valeurs seuils	130

Chapitre III : Brunnwasser et Yzeron 131

1	Introduction.....	133
2	Sites étudiés.....	133
2.1	Le Brunnwasser	133
2.2	L'Yzeron	133
3	Matériel et méthodes	135
4	Résultats.....	135
4.1	Le Brunnwasser : examen des traits fonctionnels.....	135
4.2	Cas de l'Yzeron	138

Chapitre IV : Liste des espèces recensées ; remarques taxonomiques et faunistiques

..... 149

1	Remarques générales sur la distribution des peuplements.....	151
1.1	Cas de la Chaudanne	151

1.2	Cas de l'Yzeron	151
2	Examen des différentes familles.....	152
2.1	Enchytraeidae	152
2.2	Haplotaxidae, Lumbricidae et Lumbriculidae.....	157
2.3	Naididae	157
2.4	Tubificidae	158
3	Discussion, conclusion	159
3.1	Distribution des peuplements dans la Chaudanne et l'Yzeron.....	159
3.2	Remarques sur l'examen des différentes familles.....	160
3.3	Remarques sur la distribution des peuplements	161
4	Perspectives	162
Chapitre V – Synthèse générale : proposition d'une typologie.....		163
1	Préambule	165
2	Mise au point de la typologie.....	165
2.1	Approche retenue, sites étudiés.....	165
2.2	Résultats	166
3	Discussion générale	179
3.1	Méthodologie utilisée	179
3.2	Discussion sur les 7 groupes fonctionnels	179
3.3	Discussion sur les traits fonctionnels	185
4	Bilan et perspectives	193
4.1	Bilan final.....	193
4.2	Perspectives.....	197
Chapitre VI - Proposition d'un guide technique de bioindication des fonctionnalités		199
.....		199
1	Introduction	201
1.1	Stratégie de transfert de savoir-faire	201
1.2	Bioindication opérationnelle.....	201
1.3	Bioindication des fonctionnalités.....	202
1.4	Discussion	203
2	Guide technique de la bioindication des fonctionnalités	203
2.1	Domaine d'application	203
2.2	Termes et définitions	204
3	Principe.....	204
3.1	Relevés dans les sédiments grossiers superficiels et milieu hyporhéique	205
3.2	Préparation des échantillons au laboratoire	206
3.3	Calcul des traits fonctionnels TRF.....	207
4	Evaluation du fonctionnement des cours d'eau à partir des traits fonctionnels	211

4.1	Différenciation entre fonctionnement préservé et fonctionnement altéré.....	211
4.2	Gradients d'altération dans les milieux au fonctionnement préservé ($R1>1$).....	211
4.3	Gradients d'altération dans les milieux au fonctionnement altéré ($R1<1$).....	211
5	Discussion, conclusion	212
6	Expression des résultats.....	215
7	Perspectives	217
<u>Bibliographie</u>		<u>219</u>
<u>Annexes</u>		<u>233</u>
<u>Annexe I - Travaux de Anne Vivier.....</u>		<u>235</u>
	Annexe I-1	237
	Annexe I-2	257
	Annexe I-3	263
<u>Annexe II - Peuplements d'invertébrés autres que les oligochètes dans le ruisseau Chaudanne (relevés effectués de 1998 à 2005)</u>		<u>279</u>
<u>Annexe III - Tableaux des données physico-chimiques des eaux superficielles et hypohéiques de la Chaudanne.....</u>		<u>285</u>
<u>Annexe IV - Tableaux des corrélations de rang de Spearman entre les traits fonctionnels TRF et les variables hydrauliques (débits du ruisseau et du déversoir d'orage) dans la Chaudanne.....</u>		<u>291</u>

INDEX DES TABLEAUX

Tableau 1 : Présentation résumée du concept EASY (d'après Lafont 2001 ; Lafont <i>et al.</i> 2001a).....	28
Tableau 2 : Démarche qualité recherche (adapté, d'après Lafont et al. 2001a).....	32
Tableau 3 : Paramètres analytiques et méthodes d'analyse utilisées au laboratoire ; d'après AFNOR (1999 ; 2005a).....	39
Tableau 4 : Traits Fonctionnels (TRF) des sédiments grossiers de surface (UF3) et du milieu hyporhéique (UF4) de la Chaudanne (d'après Lafont <i>et al.</i> 2006).....	41
Tableau 5 : Campagnes de mesures réalisées sur le milieu superficiel de la Chaudanne ; codes des relevés biologiques ; * prélèvements physico-chimiques.....	50
Tableau 6 : Campagnes de mesures sur le milieu hyporhéique de la Chaudanne ; codes des relevés ; en italique sont notées les campagnes dont les effectifs cumulés d'oligochètes sont inférieurs à 20 exemplaires pour 5 ou 10 litres (selon protocole) ; lorsque le nom du prélèvement est suivi d'une parenthèse (R2, R12 par exemple), cela signifie que seuls un ou deux répliquats ont pu être collectés (assec ou colmatage du milieu hyporhéique) ; * prélèvements physico-chimiques.....	51
Tableau 7 : Transcription dans le concept EASY de la typologie en 3 types (Types 1 à 3) relevée dans les unités fonctionnelles poreuses UF3 (sédiments grossiers superficiels) et UF4 (milieu hyporhéique) ; BIO : biocénoses d'oligochètes, caractérisées par les TRF (TRF1 à TRF4) et les 3 types de fonctionnement ; AP : apports organiques et minéraux ; DM : défenses du milieu ; A1, B1, B2 : types géomorphologiques ; modifié, d'après Lafont et al. (2005 et annexe I-2).....	60
Tableau 8 : Rappel des hypothèses de travail à tester sur l'ensemble des données Chaudanne (de 1998 à 2005) (cf. tab. 7).....	65
Tableau 9 : Pourcentage d'occurrence des 11 taxons les plus fréquents dans la Chaudanne de 1998 à 2005 (sédiments superficiels) ; S1 à S5 : stations de la Chaudanne ; % occ. : pourcentage d'occurrence moyen.....	66
Tableau 10 : Abondance relative moyenne des 11 taxons dominants dans la Chaudanne de 1998 à 2005 (sédiments superficiels).....	67
Tableau 11 : Pourcentage d'occurrence des 13 taxons les plus fréquents dans la Chaudanne de 1998 à 2005 (milieu hyporhéique) ; S1 à S5 : stations de la Chaudanne ; % occ. : pourcentage d'occurrence moyen....	67
Tableau 12 : Abondance relative moyenne des 13 taxons dominants dans la Chaudanne de 1998 à 2005 (milieu hyporhéique).....	68
Tableau 13 : Sédiments superficiels (1998 à 2005) : valeur moyenne des 5 traits fonctionnels (TRF1 à TRF4, TRFi) sur les stations de la Chaudanne (S1 à S5) ; n = nombre de relevés ; et : écart-type ; cv : coefficient de variation.....	68
Tableau 14 : Milieu hyporhéique (1998 à 2005) : valeur moyenne des 5 traits fonctionnels (TRF1 à TRF4, TRFi) sur les stations de la Chaudanne (S1 à S5) ; n = nombre de relevés ; et : écart-type ; cv : coefficient de variation.....	72
Tableau 15 : Classes de qualité chimique selon les critères du SEQ-Eau (Simonet, 2001).....	75
Tableau 16 : Valeurs moyennes des variables chimiques des eaux superficielles de la Chaudanne (1998 à 2005) ; S1 à S5 : stations de prélèvements.....	76
Tableau 17 : Valeurs maximales des variables chimiques des eaux superficielles de la Chaudanne (1998 à 2005).....	77
Tableau 18 : Valeurs moyennes des variables chimiques des eaux hyporhéiques de la Chaudanne (2000 à 2005).....	79
Tableau 19 : Valeurs maximales des variables chimiques des eaux hyporhéiques de la Chaudanne (1998 à 2005).....	79
Tableau 20 : Milieu superficiel : matrice des corrélations entre variables biologiques et physico-chimiques ; * : significatif (P=0,05) ; ** : significatif (P=0,02) ; *** : significatif (P=0,01) ; n-2 = 46.....	83
Tableau 21 : Milieu hyporhéique : matrice des corrélations entre variables biologiques et physico-chimiques ; * : significatif (P=0,05) ; ** : significatif (P=0,02) ; *** : significatif (P=0,01) ; n-2= 39.....	85

Tableau 22 : Milieu superficiel : relations linéaires entre les TRF et les concentrations en métaux lourds ; Val. Brut. : valeurs exprimées en mg Kg ⁻¹ ; LOG(X+1) : valeurs transformées en log ₁₀ (n+1) ; * : significatif (P=0,05) ; n-2 = 12.	86
Tableau 23 : Milieu hyporhéique : relations linéaires entre les TRF et les concentrations en métaux lourds ; Val. Brut. : valeurs exprimées en mg Kg ⁻¹ ; LOG(X+1) : valeurs transformées en log ₁₀ (n+1) ; * , ** , *** : significatif (P = 0,05, P = 0,02, P = 0,01) ; n-2 = 11.	87
Tableau 24 : Coefficients de corrélation linéaire entre les concentrations de quelques sels dissous analysées dans les eaux de surface et celles qui ont été analysées dans le milieu hyporhéique sur les stations 2, 3 et 4 de la Chaudanne ; * : significatif (P = 0,05 ; n-2 = 11) ; ** significatif (P= 0,02 ; n-2= 11) ;*** significatif (P= 0,01 ; n-2= 11) ; (1) : n-2 = 12.....	92
Tableau 25 : Signes des corrélations de rang de Spearman entre les variables hydrauliques liées aux plus grands déversements (en italique) et les TRF (TRF1 à TRF4, TRFi) ; S3, S4 : stations de la Chaudanne ; S : milieu superficiel ; H : milieu hyporhéique ; signes surlignés en jaune : corrélations significatives ; Qmax = débit maximal de déversement ; Vmax = volume (en 10 ⁻³ m ³) de Qmax ; Rmax = rapport du Logn de Qmax au débit du ruisseau au même instant ; Dmax = durée du seuil de Qmax en jours ; D_qmax = durée séparant Qmax de la date d'échantillonnage biologique (en jours).	110
Tableau 26 : Signes des corrélations de rang de Spearman entre les variables hydrauliques liées aux déversements totaux (en italique) et les TRF (TRF1 à TRF4, TRFi) ; S3, S4 : stations de la Chaudanne ; S : milieu superficiel ; H : milieu hyporhéique ; signes surlignés en jaune : corrélations significatives ; Ndo = nombre de déversements ; Ttdo = durée totale de déversement (en jours) ; Vtdo = volume total déversé.	111
Tableau 27 : Signes des corrélations de rang entre le débit moyen du ruisseau (<i>Qbmo</i>) et les TRF (TRF1 à TRF4, TRFi) ; S3, S4 : stations de la Chaudanne ; S : milieu superficiel ; H : milieu hyporhéique ; signes surlignés en jaune : corrélations significatives ; Qbmoy = débit moyen du débit de base sur l'historique (= débit moyen du cours d'eau).	112
Tableau 28 : Signes des corrélations de rang de Spearman entre les variables hydrauliques liées aux temps secs (en italique) et les TRF (TRF1 à TRF4, TRFi) ; S3, S4 : stations de la Chaudanne ; S : milieu superficiel ; H : milieu hyporhéique ; signes surlignés en jaune : corrélations significatives ; Nts = nombre de temps secs ; Tsecx = durée de temps sec max (en jours) ; Tsecxx = durée de temps sec ayant précédée Qmax ; Ttsec = durée totale de temps sec (en jours).	112
Tableau 29 : Nombre de séries de mesures (N) et seuil de signification du coefficient de corrélation de rang de Spearman pour p=0,05 ; S3, S4 : stations ; S : milieu superficiel ; H : milieu hyporhéique.....	113
Tableau 30 : Caractéristiques géomorphologiques des deux stations étudiées sur la rivière Yzeron ; modifié, d'après Schmitt et al. (2006).	134
Tableau 31 : Liste des espèces et taxons recensés dans la Chaudanne, l'Yzeron et le Brunnwasser (1998 à 2005) ; Sup. : relevés superficiels ; Hyp. : relevés hyporhéiques ; % Occ. : pourcentage d'occurrence ; Prés-abs. : présence (X) ou absence (case blanche) d'un taxon ; entre parenthèses : nombre de relevés ; ** : ne sont pas comptés comme espèces ou taxons, car peuvent être des formes immatures d'espèces déjà recensées à l'état adulte ; (XX) : espèces trouvées dans des prélèvements qualitatifs effectués dans les sédiments superficiels de l'Yzeron en 1998, au niveau de la confluence avec la Chaudanne (Bernoud, 1998) ; °? : première mention possible pour la faune de France	153
Tableau 32 : Traits fonctionnels (TRF1 à 4 et TRFi) sur les stations retenues dans 9 cours d'eau ; TRF1S : trait fonctionnel 1 dans les sédiments superficiels, etc. ; TRF1H : trait fonctionnel 1 dans le milieu hyporhéique, etc. ; code couleur pour le pourcentage des TRF : rouge >75%, orange entre 50 et 75%, vert entre 25 et 50%, blanc <25% ; (1) : stations étudiées dans le chapitre III.....	167
Tableau 33 : Traits fonctionnels (TRF1 à 4 et TRFi) sur les stations des 7 groupes définis par l'ACPN (facteurs F1-F3) ; TRF1S : trait fonctionnel 1 dans les sédiments superficiels, etc. ; TRF1H : trait fonctionnel 1 dans le milieu hyporhéique, etc. ; code couleur pour le pourcentage des TRF : rouge >75%, orange entre 50 et 75%, vert entre 25 et 50%, blanc <25%. ; BR : le Brunnwasser ; CH : la Chaudanne ; CS : le Rhône à Chasse-sur-Rhône ; LO : la Loire ; M : le Rhône à Miribel ; MO : la Moselle ; AZ : l'Azergues ; Rot : la rivière Roseg ; YZ : l'Yzeron ; (1) : stations étudiées dans le chapitre III (Yzr : station rurale ; Yzu : station péri-urbaine).	172
Tableau 34 : Traits fonctionnels saisonniers sur les différents cours d'eau analysés ; MO11 : station 1 de la Moselle, 1 ^{ère} campagne, etc. ; S101 : station 1 de la Chaudanne, 1 ^{ère} campagne, etc., YzS11, YzS21 : stations rurale et péri-urbaine de l'Yzeron (cf. chapitre III), 1 ^{ère} campagne, etc.	175

Tableau 35 : Répartition des campagnes saisonnières dans les groupes 1 à 7 ; MO11 : station 1 de la Moselle, 1 ^{ère} campagne, etc. ; S101 : station 1 de la Chaudanne, 1 ^{ère} campagne, etc., YzS11, YzS21 : stations rurale et péri-urbaine de l'Yzeron (cf. chapitre III), 1 ^{ère} campagne, etc ; S : milieu superficiel ; H : milieu hyporhéique.	177
Tableau 36 : Examen des groupes fonctionnels 1 et 2 dans la Chaudanne et l'Yzeron ; BIO (biocénoses, représentées par les groupes 1 et 2), AP (apports de substances) et DM (capacités de défense ou d'auto-restauration du milieu).	181
Tableau 37 : Examen des groupes fonctionnels 3, 6 et 7 ; BIO (biocénoses, représentées par les groupes 3 à 7), AP (apports de substances) et DM (capacités de défense ou d'auto-restauration du milieu) ; IOBS : indice oligochètes de bioindication des sédiments (Lafont et al. 2003).	183
Tableau 38 : Dimensions recommandées des cuves de sous-échantillonnage (d'après Lafont, 1989).	207
Tableau 39 : Permutation au hasard des nombres de 1 à 99 (d'après Lafont, 1989).	207
Tableau 40 : Signification actuelle des 5 traits fonctionnels, TRF1 à 4 et TRFi, dans les sédiments grossiers superficiels (UF3) et le milieu hyporhéique (UF4).	208
Tableau 41 : Liste des espèces et taxons, avec leur appartenance aux 5 traits fonctionnels (TRF1 à 4 et TRFi) ; 1 : le taxon appartient au TRF ; 0 : le taxon n'appartient pas au TRF.	210
Tableau 42 : Appartenance des relevés saisonniers à un des 7 groupes fonctionnels, vue par la projection sur le plan F1-F3 de l'ACPN et vue par le calcul exposé dans les § 4.1, 4.2 et 4.3.	213

INDEX DES FIGURES

Figure 1 : Unités fonctionnelles UF d'une station ; 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 ; d'après Lafont (2001).	29
Figure 2 : A : La France de 1936 (41,5M d'habitants) ; B : La France de 1999 (58,5M d'habitants) ;	34
Figure 3 : Filets de type Surber et appareillage de laboratoire ; modifié d'après Lafont & Bernoud (1999).	37
Figure 4 : Sonde crépinée et pompe Bou-Rouch.	38
Figure 5 : La Chaudanne et l'Yzeron : stations d'étude ; R1 et R2 : rejets polluants ; DO1 : déversoir d'orage ; modifié d'après Bernoud (1998) et Nogueira (2001) ; échelle : 1/30000 ^{ème}	48
Figure 6 : Sédiments grossiers superficiels : liens entre les variables physico-chimiques et les traits fonctionnels (TRF 1 à 4) ; les variables physico-chimiques sont exprimée en mg/L ; DO : déversoir d'orage ; A1, B1, B2 : types géomorphologiques (cf. fig. 10 et 11) ; d'après Lafont et al. (2006).	52
Figure 7 : Milieu hyporhéique : liens entre les variables physico-chimiques et les traits fonctionnels (TRF 1 à 4) ; les variables physico-chimiques sont exprimée en mg/L ; DO : déversoir d'orage ; A1, B1, B2 : types géomorphologiques (cf. fig. 10 et 11) ; d'après Lafont et al. (2006).	53
Figure 8 : Liens entre hydrologie et le TRF4 (effets boues) sur les stations de la Chaudanne ; ligne continue : débit du ruisseau (en m ³ .s ⁻¹) ; lignes verticales : débits du déversoir d'orage (CSOs PEAKS) (en m ³ .s ⁻¹) ; Δ : dates d'échantillonnage biologique ; modifié d'après Lafont et al. (2006).	54
Figure 9 : Analyse des corrélations entre les poids factoriels des traits fonctionnels sur les axes F1 et F2 des ACPN et les indicateurs de débits des rejets du déversoir d'orage et du ruisseau (notés en haut de la figure) ; axe F1, axe F2 : axes factoriels F1 et F2 des ACPN ; les chiffres verticaux représentent les durées exprimées en jours ; + : corrélations positives ; - : corrélations négatives ; d'après Lafont et al. (2004) ; Breil et al. (2005).	55
Figure 10 : Carte de la typologie géomorphologique des cours d'eau du réseau hydrographique de l'Yzeron et localisation des 46 sites de mesure ; la flèche indique la localisation de la Chaudanne dans le bassin de l'Yzeron.	57
Figure 11 : Traits fonctionnels (TRF1 à 4) des stations de la Chaudanne. ; TRF1 : perméabilité ; TRF2 : intolérance à la pollution ; TRF3 : résistance à la pollution des eaux ; TRF4 : effet « boues polluées » ; 1 à 5 en médaillon : stations étudiées ; A1, B1, B2 : types géomorphologiques ; modifié d'après Valin (2004) ; Lafont et Coll. (2005) ; la station 5 a été étudiée en 1998 (Bernoud, 1998 ; Lafont et al. 2000).	58

Figure 12 : Proposition de critères pour une réhabilitation écologique du ruisseau Chaudanne ; modifié, d'après Lafont et al. (2005).....	61
Figure 13 : Sédiments grossiers superficiels (1998 à 2005) : valeur moyenne et écart-type des 5 traits fonctionnels (trf) sur les stations de la Chaudanne (S1 à S5).	69
Figure 14 : Sédiments grossiers superficiels de la Chaudanne de 1998 à 2005 : résultats de l'ACPN ; A : cercle des corrélations ; B : polygones de dispersion des relevés.	70
Figure 15 : Prise en compte du TRFi dans la typologie mise en évidence sur la Chaudanne (cercle des corrélations de l'ACPN sur les sédiments superficiels, relevés de 1998 à 2005).	71
Figure 16 : Milieu hyporhéique (1998 à 2005) : valeur moyenne et écart-type des 5 traits fonctionnels (TRF) sur les stations de la Chaudanne (S1 à S4).	72
Figure 17 : Milieu hyporhéique de la Chaudanne de 2000 à 2005 : résultats de l'ACPN ; A : cercle des corrélations ; B : polygones de dispersion des relevés.	74
Figure 18 : Prise en compte du TRFi dans la typologie mise en évidence sur la Chaudanne (cercle des corrélations de l'ACPN sur le milieu hyporhéique, relevés de 1998 à 2005).	75
Figure 19 : COD, sels d'azote et de phosphore dans les eaux superficielles de la Chaudanne (1998 à 2005) ; valeurs minimales, moyennes (en rouge) et maximales, 1 ^{er} quartile (base du rectangle blanc) et 3 ^{ème} quartile (sommet du rectangle blanc).	78
Figure 20 : COD, sels d'azote et de phosphore dans les eaux hyporhéiques de la Chaudanne (1998 à 2005) ; valeurs minimales, moyennes (en rouge) et maximales, 1 ^{er} quartile (base du rectangle blanc) et 3 ^{ème} quartile (sommet du rectangle blanc).	81
Figure 21 : ACPN sur variables biologiques actives et physico-chimiques supplémentaires du milieu superficiel (Chaudanne, données 1998-2005); cercle des corrélations.....	83
Figure 22 : Milieu superficiel : relations linéaires entre les TRF3-TRF4 et les nitrates.	84
Figure 23 : ACPN sur variables biologiques actives et physico-chimiques supplémentaires du milieu hyporhéique (Chaudanne, données 1998-2005); cercle des corrélations.....	85
Figure 24 : Milieu hyporhéique : relations linéaires entre le TRF4 et les sels ammoniacaux.	86
Figure 25 : Milieu superficiel : relations linéaires entre le TRF2 et le cuivre.	87
Figure 26 : Milieu hyporhéique : relations linéaires entre le TRF2 et le log ₁₀ des concentrations en Pb et Cu. ...	88
Figure 27 : Milieu hyporhéique : relations linéaires entre le TRF4 et les concentrations en plomb, cuivre et Zinc.	88
Figure 28 : Milieu hyporhéique : relations linéaires entre le TRF4 et le log ₁₀ des concentrations en Pb, Cu et Zn	89
Figure 29 : Evolution des concentrations en sels ammoniacaux, nitrites, nitrates et chlorures dans les eaux superficielles et hyporhéiques de la stations 2 de la Chaudanne.	93
Figure 30 : Evolution des concentrations en chlorures, sels ammoniacaux, nitrites, nitrates et orthophosphates dans les eaux superficielles et hyporhéiques des stations 3 et 4 de la Chaudanne.	94
Figure 31 : Sédiments superficiels de la Chaudanne ; trajectoire des relevés de 2000 à 2001 sur les stations 1 à 4 (S1 à S4) ; en pointillés : période d'assèchement du cours d'eau entre deux relevés ; en haut : cercle des corrélations (rappel).....	96
Figure 32 : Sédiments superficiels de la Chaudanne ; trajectoire des relevés de 2004 à 2005 sur les stations 2 à 4 (S2 à S4) ; en pointillés : période d'assèchement du cours d'eau entre deux relevés ; en haut : cercle des corrélations (rappel).....	98
Figure 33 : Milieu hyporhéique de la Chaudanne ; trajectoire des relevés de 2000 à 2001 sur les stations 1 à 4 (S1 à S4) ; en pointillés : période d'assèchement entre deux relevés ; en haut : cercle des corrélations (rappel).	99
Figure 34 : Milieu hyporhéique de la Chaudanne ; trajectoire des relevés de 2004 à 2005 sur les stations 2 à 4 (S2 à S4) ; en pointillés : période d'assèchement entre deux relevés ; en haut : cercle des corrélations (rappel).	100

Figure 35 : Relations entre les TRF des sédiments grossiers superficiels et du milieu hyporhéique sur la station 2 (11 campagnes de 2000 à 2005 ; n-2= 9).....	102
Figure 36 : Relations entre les TRF des sédiments grossiers superficiels et du milieu hyporhéique sur la station 3 (11 campagnes de 2000 à 2005 ; n-2= 9).....	102
Figure 37 : Relations entre les TRF des sédiments grossiers superficiels et du milieu hyporhéique sur la station 4 (11 campagnes de 2000 à 2005 ; n-2= 9).....	103
Figure 38 : Hydrogrammes et traits fonctionnels TRF (1998-1999) ; S3 : station 3 ; TRF1S à TRF4S, TRFIS : TRF du milieu superficiel ; TRF1H à TRF4H, TRFIH : TRF du milieu hyporhéique.....	105
Figure 39 : Hydrogrammes et traits fonctionnels TRF (2000-2001) ; S3 et S4 : stations 3 et 4 ; TRF1S à TRF4S, TRFIS : TRF du milieu superficiel ; TRF1H à TRF4H, TRFIH : TRF du milieu hyporhéique ; cases barrées : pas de relevés biologiques (habitat à sec).....	106
Figure 40 : Hydrogrammes et traits fonctionnels TRF (2002-2003) ; S3 et S4 : stations 3 et 4 ; TRF1S à TRF4S, TRFIS : TRF du milieu superficiel ; TRF1H à TRF4H, TRFIH : TRF du milieu hyporhéique ; cases barrées : pas de relevés biologiques (habitat à sec).....	107
Figure 41 : Hydrogrammes et traits fonctionnels TRF (2004-2005) ; S3 et S4 : stations 3 et 4 ; TRF1S à TRF4S, TRFIS : TRF du milieu superficiel ; TRF1H à TRF4H, TRFIH : TRF du milieu hyporhéique ; cases barrées : pas de relevés biologiques (habitat à sec).....	108
Figure 42 : Station 3 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Rmax (débit maximal de déversement) et les TRF 3 et 4 ; S3S : milieu superficiel ; S3H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.....	113
Figure 43 : Station 3 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Dmax (durée du seuil de Qmax en jours) et les TRF 3 et 4 ; S3S : milieu superficiel ; S3H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.....	114
Figure 44 : Station 3 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Vmax (volume du déversement maximal) et les TRF 3 et 4 (station 3) ; S3S : milieu superficiel ; S3H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.....	114
Figure 45 : Station 3 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Qbmoy (débit moyen du débit de base du ruisseau sur l'historique d'échantillonnage) et les TRF 3 et 4 ; S3S : milieu superficiel ; S3H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.....	115
Figure 46 : Station 3 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Ndo (nombre de déversements) et les TRF 3 et 4 ; S3S : milieu superficiel ; S3H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.....	115
Figure 47 : Station 3 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Vtdo (volume total déversé) et les TRF 3 et 4 ; S3S : milieu superficiel ; S3H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.....	116
Figure 48 : Station 3 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Ttdo (temps total de déversement) et les TRF 3 et 4 ; S3S : milieu superficiel ; S3H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.....	116
Figure 49 : Station 3 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Tsecx (durée de temps sec maximum en jours) et les TRF 3 et 4 ; S3S : milieu superficiel ; S3H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.....	117
Figure 50 : Station 3 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Nts (nombre de temps secs) et les TRF 3 et 4 ; S3S : milieu superficiel ; S3H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.....	117
Figure 51 : Station 4 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Qmax (débit maximal de déversement) et les TRF 3 et 4 ; S4S : milieu superficiel ; S4H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.....	118
Figure 52 : Station 4 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Dmax (durée du seuil de Qmax en jours) et les TRF 3 et 4 ; S4S : milieu superficiel ; S4H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.....	119

Figure 53 : Station 4 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Vmax (volume de Qmax) et les TRF 3 et 4 ; S4S : milieu superficiel ; S4H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.	119
Figure 54 : Station 4 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Rmax (Logn de Qmax/débit du ruisseau au même instant) et les TRF 3 et 4 ; S4S : milieu superficiel ; S4H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.	120
Figure 55 : Station 4 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable D_qmax (durée en jours séparant Qmax de la date des échantillons biologiques) et les TRF 3 et 4 ; S4S : milieu superficiel ; S4H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.....	120
Figure 56 : Station 4 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Qbmoy (débit moyen du ruisseau sur l'historique d'échantillonnage) et les TRF 3 et 4 ; S4S : milieu superficiel ; S4H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.	121
Figure 57 : Station 4 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Ttdo (durée totale de déversement) et les TRF 3 et 4 ; S4S : milieu superficiel ; S4H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.	121
Figure 58 : Station 4 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Ndo (nombre de déversements) et les TRF 3 et 4 ; S4S : milieu superficiel ; S4H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.	122
Figure 59 : Station 4 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Nts (nombre de temps secs) et les TRF 3 et 4 ; S4S : milieu superficiel ; S4H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.	122
Figure 60 : Station 4 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Ttsec (durée totale de temps sec) et les TRF 3 et 4 ; S4S : milieu superficiel ; S4H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.	123
Figure 61 : Station 4 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Tsecx (durée maximale de temps sec) et les TRF 3 et 4 ; S4S : milieu superficiel ; S4H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.	123
Figure 62 : Débits maximums de rejets du DO (Qmax) ; facteur défavorable (sédiments superficiels) ; en abscisses : débits du DO (en $m^3 s^{-1}$) ; en ordonnées : pourcentages des TRF3 et TRF4 ; temps = 90 jours.	126
Figure 63 : Durée du temps sec ; facteur défavorable (sédiments superficiels) ; en abscisses : temps en jours ; en ordonnées : pourcentages des TRF3 et TRF4 ; temps = 10 jours.	126
Figure 64 : Nombre de déversements (ndo) ; facteur défavorable (sédiments superficiels) ; en abscisses : nombre de déversements ; en ordonnées : pourcentages des TRF3 et TRF4 ; temps = 90 jours.....	127
Figure 65 : Seuil de Dmax ; facteur favorable (sédiments superficiels) ; en abscisses : débits du DO ($m^3 s^{-1}$) ; en ordonnées : pourcentages des TRF3 et TRF4 ; temps = 10 jours.	127
Figure 66 : Débit moyen du débit de base du ruisseau sur l'historique d'échantillonnage ; facteur favorable (sédiments superficiels) ; en abscisses : débits du ruisseau (en $m^3 s^{-1}$) ; en ordonnées : pourcentages des TRF3 et TRF4 ; temps = 60 jours.....	128
Figure 67 : Débits maximums de rejets du DO ; facteur défavorable (milieu hyporhéique) ; en abscisses : débits du DO (en $m^3 s^{-1}$) ; en ordonnées : pourcentages des TRF3 et TRF4 ; temps = 30 jours.	128
Figure 68 : Ndo (nombre de déversements) ; facteur défavorable (milieu hyporhéique) ; en abscisses : nombre de déversements ; en ordonnées : pourcentages des TRF3 et TRF4 ; temps = 30 jours.	129
Figure 69 : Débit moyen du débit de base du ruisseau sur l'historique d'échantillonnage ; facteur favorable (milieu hyporhéique) ; en abscisses : débits du ruisseau (en $m^3 s^{-1}$) ; en ordonnées : pourcentages des TRF3 et TRF4 ; temps = 120 jours.	129
Figure 70 : Localisation des deux stations d'échantillonnage sur le bassin de l'Yzeron ; d'après Gnouma (2006).	134
Figure 71 : Débits relevés dans l'Yzeron à Craponne au cours de l'année 2004 ; d'après Gnouma (2006).	135

Figure 72 : Traits fonctionnels (TRF1 à TRF4, TRFi) des sédiments grossiers superficiels sur les deux stations du Brunnwasser ; A : valeurs par replicat ; B : valeurs moyennes ; novembre 2004.....	136
Figure 73 : Traits fonctionnels (TRF1 à TRF4, TRFi) du milieu hyporhéique sur les deux stations du Brunnwasser ; A : valeurs par replicat ; B : valeurs moyennes ; novembre 2004.	137
Figure 74 : Sédiments superficiel de l'Yzeron ; Analyse en Composantes Principales Normée ; cercle des corrélations et carte factorielle des relevés sur les stations S1 et S2 (plan F1-F2) ; TRF1, 2, 3, 4 et TRFi : traits fonctionnels.	139
Figure 75 : Milieu hyporhéique de l'Yzeron ; Analyse en Composantes Principales Normée ; cercle des corrélations et carte factorielle des relevés sur les stations S1 et S2 (plan F1-F2) ; TRF1, 2, 3, 4 et TRFi : traits fonctionnels.	140
Figure 76 : Sédiments superficiels de l'Yzeron ; Analyse en Composantes Principales Normée ; cercle des corrélations et carte factorielle des relevés sur les stations S1 et S2 (plan F1-F2) ; TRF1, 2, 3, 4 et TRFi : traits fonctionnels ; NBOL, EFOL : nombre d'espèces et effectifs d'oligochètes ; NBAF, EFAF : nombre de taxons et effectifs des autres invertébrés.....	142
Figure 77 : Milieu hyporhéique de l'Yzeron ; Analyse en Composantes Principales Normée ; cercle des corrélations et carte factorielle des relevés sur les stations S1 et S2 (plan F1-F2) ; TRF1, 2, 3, 4 et TRFi : traits fonctionnels ; NBOL , EFOL : nombre d'espèces et effectifs d'oligochètes ; NBAF, EFAF : nombre de taxons et effectifs des autres invertébrés.....	143
Figure 78 : Teneurs en azote dans la station rurale et la station péri-urbaine de l'Yzeron (juin, novembre 2004) dans l'unité fonctionnelle UF4 (milieu hyporhéique ; modifié d'après Breil et al. 2005) ; les concentrations sont exprimées en mg/L.....	144
Figure 79 : Pourcentage d'inertie des 3 premiers facteurs de l'ACP.....	168
Figure 80 : Résultats de l'ACP ; A : cercle des corrélations ; B : espace des individus ; BR : le Brunnwasser ; CH : la Chaudanne ; CS : le Rhône à Chasse-sur-Rhône ; LO : la Loire ; M : le Rhône à Miribel ; MO : la Moselle ; AZ : l'Azergues ; Rot : la rivière Roseg ; YZ : l'Yzeron ; Gr.1 à Gr.6 : groupements de stations.	169
Figure 81 : Résultats de l'ACP (facteurs F1-F3) ; A : cercle des corrélations ; B : espace des individus et les 6 groupes de stations ; CH : la Chaudanne ; CS : le Rhône à Chasse-sur-Rhône ; LO : la Loire ; M : le Rhône à Miribel ; MO : la Moselle ; AZ : l'Azergues ; Rot : la rivière Roseg ; YZ : l'Yzeron ; Gr.1 à Gr.7 : groupements de stations.....	171
Figure 82 : Résultats de l'ACP (facteurs F1-F3) ; espace des individus, groupes de stations 1 à 6 et nuages des points projetés en données supplémentaires ; A : nuage de points ; B : nuage de points et les 6 groupes de stations ; direction des variables TRF (cercle des corrélations centré sur l'origine des axes) ; BR : le Brunnwasser ; CH : la Chaudanne ; CS : le Rhône à Chasse-sur-Rhône ; LO : la Loire ; M : le Rhône à Miribel ; MO : la Moselle ; AZ : l'Azergues ; Rot : la rivière Roseg ; YZ : l'Yzeron.	176
Figure 83 : Proposition de la typologie en 7 groupes fonctionnels (1 à 7) ; d'après les figures 81 et 82.	178
Figure 84 : Aperçu global et schématique de l'effet de rejets urbains ; d'après Lafont et al. (comm. pers.).....	196
Figure 85 : Filets de type Surber et appareillage de laboratoire ; modifié d'après Lafont & Bernoud (1999).	204
Figure 86 : Sonde crépinée et pompe Bou-Rouch.....	205
Figure 87 : Proposition de la typologie en 7 types fonctionnels (cf. chapitre V).	212
Figure 88 : Projection des données supplémentaires (points jaunes) sur l'ACP globale (d'après chapitre V) ; entourées en rouge : stations dont l'appartenance à un groupe est discordante entre le calcul et la projection sur le plan F1-F2 de l'ACP.....	214
Figure 89 : Proposition de fiche standardisée de diagnostic, associant les facteurs hydro-géomorphologiques, physico-chimiques et les bioindicateurs fonctionnels (groupes fonctionnels via les TRF) ; application à la station périurbaine de la rivière Yzeron décrite dans le chapitre III) ; modifié, d'après Lafont et Coll. (2006).	216

Figure 90 : Palette de bioindicateurs qualitatifs opérationnels (IBGN, AFNOR, 1992 ; IBD, AFNOR, 2000 ; IOBS, AFNOR, 2002 ; IBMR, AFNOR, 2003 ; IPR, AFNOR, 2004), associés à des bioindicateurs des fonctionnalités (traits fonctionnels TRFs) ; UF1 : unité fonctionnelle UF terrestre rivulaire ; UF2 : masse d'eau ; UF3 : sédiments superficiels ; UF4 : milieu hyporhéique ; UF5 : sédiments fins ; UF7 : communautés de macrophytes en tant qu'habitat pour les autres biocénoses..... 217

CHAPITRE I : INTRODUCTION-HYPOTHESES DE TRAVAIL

1 Préambule

Cette thèse a fait l'objet de trois documents publiés, deux articles et une communication écrite dans un séminaire international, Lafont & Vivier (2006) ; Lafont et al. (2005 et 2006), cf. Annexe I (**I-1, I-2 et I-3**).

Cette thèse s'est intégrée dans des recherches pluridisciplinaires, déjà engagées depuis 6 ans sur les liens entre biodiversité et paysages aquatiques, avec une application directe au cas des hydrosystèmes en paysage péri-urbain. Elle en constitue un jalon sur la partie écologie des peuplements d'oligochètes interstitiels.

Ce mémoire se termine par la proposition d'un guide technique, pour permettre l'application et le transfert à des opérateurs de tous les outils de bioindication mis au point dans ce travail à partir de l'examen des peuplements d'oligochètes.

2 Introduction

2.1 Problématique

L'écologie de la conservation et de la restauration des écosystèmes constitue un enjeu majeur des recherches en écologie, enjeu amplifié pour les eaux continentales par la parution de la Directive Cadre Eau 2000/60/CE (UE 2000) sur la qualité des eaux. Elle dresse le cadre d'une stratégie spatialisée de la ressource en eau, tout en laissant aux Etats membres le soin de développer les concepts et outils nécessaires à sa mise en oeuvre.

Cette directive définit des objectifs de qualité en terme d'*état* et accorde une place majeure à la biologie, et prévoit une évaluation des dommages écologiques par le calcul d'un écart à une situation de référence, référence établie par types de cours d'eau. En outre, la DCE introduit une obligation de résultats à l'horizon 2015 et dresse un catalogue des mesures possibles, qui restent sous la responsabilité des États membres. La DCE impose donc :

- de réduire ou de supprimer les rejets de certaines substances dangereuses classées comme « prioritaires » ;
- de mettre en œuvre les mesures nécessaires pour prévenir la détérioration de l'état de toutes les masses d'eau, comprenant les eaux courantes, stagnantes, les eaux côtières et les eaux souterraines, et incluant aussi les masses d'eau artificielles ;
- de protéger, améliorer et restaurer toutes ces masses d'eau afin de parvenir à un « bon état écologique » au plus tard en 2015 (sauf impossibilités justifiées) ; pour les masses d'eau artificielles, il faut parvenir à un « bon potentiel écologique » et à un « bon état chimique » des eaux.

La DCE accorde en outre un poids important aux variables biologiques, les bioindicateurs devant constituer la base de l'évaluation de l'état écologique, même si les variables physico-chimiques peuvent être déclassantes. Malgré l'absence de critères précis, certains paramètres physiques devront être pris en considération, comme par exemple les paramètres hydro-géomorphologiques et la connexion avec les eaux souterraines.

On a déjà vu que la DCE impose une appréciation des dommages par un calcul d'écart de l'état existant à un « bon état ». Cette appréciation des dommages présente en apparence quelques difficultés, mais il est toujours possible de proposer des procédures relativement simples, et basées sur des bioindicateurs d'état opérationnels, donc normalisés et transférables à des opérateurs (Lafont et al. 2003).

En revanche, si l'on souhaite proposer des mesures de restauration efficaces et durables, c'est-à-dire restant efficaces à long terme, le problème devient plus ardu car extrêmement complexe : il faut alors se pencher sur la compréhension du fonctionnement des écosystèmes (Lafont, 2001). Or, l'écologie de la restauration ou de la conservation des milieux devient l'enjeu majeur des recherches en écologie terrestre ou aquatique (Wertern, 1992). On passe d'un travail de Recherche et Développement (R&D), basé essentiellement sur des bioindicateurs d'état déjà validés et opérationnels, à un travail de recherche sur le fonctionnement des milieux.

La dimension n'est plus la même et nécessite l'apport de nombreuses disciplines, le développement simultané de travaux de terrain couplés avec des expérimentations de laboratoire et des outils de stockage et d'échanges de données (Thompson et al. 2001). Parmi les disciplines, on peut citer : biologie, biochimie, hydraulique, hydrologie, hydrogéologie, hydro-géomorphologie, climatologie, géologie, chimie, géochimie, etc. pour décrire les interactions multiples entre le physique, le chimique et le vivant, incluant les processus de base.

La biodiversité n'est plus seulement considérée comme le résultat d'interactions, ce qui est le cas des bioindicateurs d'état comme les indices biotiques, mais comme une description synthétique et intégratrice des processus, et le rôle de la biodiversité sur ces mêmes processus doit également être pris en compte (Hooper et al. 2005).

C'est précisément dans cette problématique d'écologie de la restauration et de la conservation des écosystèmes d'eau courante que s'inscrit le présent travail de thèse. Nous avons cherché à mettre au point des outils de bioindication de l'état fonctionnel du milieu, c'est-à-dire **des outils permettant de décrire l'effet simultané des facteurs physiques et physico-chimiques**, donc donnant une idée des processus impliqués, permettant de définir un « état écologique fonctionnel » ou un « potentiel écologique » du milieu, résultat d'interactions entre les facteurs physiques et physico-chimiques.

L'objectif est d'arriver à préserver ou à restaurer/réhabiliter un « bon fonctionnement » dans le milieu récepteur, et de proposer des solutions d'aménagements réalistes et durables.

Ces problèmes deviennent particulièrement épineux dans le cas des écosystèmes aquatiques en paysages urbanisés ou d'écosystèmes récepteurs de rejets intermittents urbains comme les déversoirs d'orage. En effet, la très grande majorité des concepts en écologie et des méthodes mises au point ne concernent pas ces écosystèmes, par nature très anthropisés (Paul & Meyer 2001). En particulier, quels critères de « bon état écologique fonctionnel » peut-on retenir dans des milieux dont le paysage environnant modifie fortement les régimes hydrologiques et hydrogéologiques, ainsi que les quantités et qualités d'eau, avec des rejets intermittents qui ne sont actifs qu'en période pluvieuse ? Or, ces écosystèmes d'eau courante présentent une importance sociale reconnue dans les environnements urbanisés (Cyr *et al.* 1998 ; Lafont *et al.* 2000 ; Paul & Meyer 2001 ; Rochfort *et al.* 2000 ; Walsh et al. 2001, Perrin et al. 2004), et ne constituent pas une exception dans la DCE

2.2 Hypothèse de travail

Le fonctionnement d'une rivière, dans son corridor fluvial, résulte d'interactions mutuelles entre :

les dynamiques de formes (modelage hydro-géomorphologique) ;

les dynamiques de flux (eau et substances, échanges hydriques entre la surface et la sub-surface) ;

la dynamique de la biodiversité, ou dynamique du vivant, incluant la richesse taxonomique et les processus biochimiques.

En particulier, la dynamique d'échanges hydrologiques entre les eaux de surface et les eaux souterraines est considérée ici comme un point-clé du fonctionnement des écosystèmes d'eau courante (voir la littérature citée par Lafont & Vivier 2006), notamment pour la structuration de la biodiversité, pour la dynamique de recyclage des substances nutritives et donc pour la capacité d'auto-restauration du milieu.

Cette hypothèse n'est pas originale en soi, elle ne fait que reprendre ce que des écologistes aquatiques ont déjà écrit. On rejoint en effet la notion de liens entre les paysages aquatiques et la biodiversité, notion que l'on retrouve chez divers auteurs comme par exemple Hynes (1970 ; 1975) ; Juget (1980) ; Juget & Roux (1982) ; Vannote et al. (1980), Bravard et al. (1986) ; Amoros et al. (1987) ; Naiman et al. (1988) ; Gibert et al. (1990) ; Bravard et al. (1997) ; Fischer et al. (1998a) ; Poff (1997) ; Tockner & Ward (1999) ; Petts (2000) ; Lafont (2001), Malard et al. (2002) ; Allan (2004)... Cette liste d'auteurs est elle-même très incomplète, démontrant que le problème des liens entre flux, formes et biodiversité fait partie des préoccupations majeures des écologistes aquatiques.

Cette hypothèse s'applique aux hydrosystèmes périurbains, qui ne constituent pas une exception par rapport aux autres cours d'eau. Mais à l'étude de ces liens entre formes, flux et biodiversité, on doit ajouter l'effet du contexte sociologique et économique du corridor fluvial, incluant les pressions d'usage. Ce contexte est fondamental dans les bassins urbanisés où se concentre le peuplement humain. Les jeux d'acteurs deviennent incontournables à examiner. Contribuer à décortiquer les liens formes-flux-biodiversité, en les intégrant dans le contexte humain et social du corridor fluvial, devrait permettre de définir des scénarios de gestion patrimoniale durable, socialement acceptés et susceptibles d'être suivis *in situ*. Mais dans ce travail, nous n'aborderons pas formellement le contexte humain et social, celui-ci étant étudié par ailleurs (Perrin et al. 2004 ; Lafont et Coll. 2003 ; 2005 ; 2006).

L'objet de cette thèse sera de s'intégrer dans une recherche générale sur les liens existant entre l'environnement physique (hydrogéomorphologie, hydrogéologie) et chimique (flux de substances) et les biocénoses d'invertébrés aquatiques. En particulier, **on fonde l'hypothèse que la perméabilité physique des sédiments grossiers superficiels et du milieu hyporhéique, ainsi que les flux d'échanges hydriques et de substances organiques et minérales entre la surface et la sub-surface, constituent des facteurs fondamentaux de structuration de la biodiversité dans les rivières à fond caillouteux**. La rivière est alors considérée dans ses 4 dimensions (Ward, 1989) : longueur, largeur, profondeur et temps.

2.3 Approche retenue

L'enjeu est extrêmement complexe à concrétiser, car il nécessite de mettre impérativement en œuvre une approche pluridisciplinaire de laboratoire et de terrain, par essence très difficile à développer, aussi bien sur le plan conceptuel que sur le simple plan pratique et financier.

Comment mobiliser les disciplines indispensables, sans créer un ensemble complexe et trop lourd à animer, notamment dans le cadre étroit et limité d'un mémoire de Thèse ?

Nous avons donc tenté ici de vérifier l'hypothèse de départ, qui n'est pas totalement originale, en développant une approche pluridisciplinaire qui, elle, serait plus originale.

L'approche retenue se base sur la démarche suivante :

- une équipe et des programmes pluridisciplinaires pour intégrer le sujet de thèse ;
- une vision conceptuelle globale permettant de décliner les disciplines ;
- une démarche qualité recherche ;
- une vision Recherche et Développement (R&D) associée, pour assurer le transfert des techniques mises au point ;
- des sites ateliers de terrain disponibles et surtout réactifs.

2.3.1 Equipe et programmes pluridisciplinaires

Les collaborations avec le laboratoire « Systèmes Hydrauliques Urbains » (SHU) de l'ENGEES sont restées étroites, via une problématique commune, l'effet écologique des rejets urbains, un site de terrain commun en Alsace (le Brunnwasser) et la possibilité pour l'ENGEES de bénéficier, à très court terme, d'un transfert des connaissances acquises au sein d'une équipe du *Cemagref* Lyon.

L'équipe actuelle *Cemagref*, dans laquelle cette thèse s'est intégrée, se fédère autour des activités de l'Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine (OTHU), fédération d'organismes de recherche en Région Lyonnaise. Cette fédération, créée en 1999, regroupe 11 équipes de recherche appartenant à 8 établissements lyonnais (BRGM, *Cemagref*, École Centrale de Lyon, ENTPE, INSA, Universités Lyon 1, Université Lyon 2).

Elle couvre des champs disciplinaires variés (climatologie, biologie, chimie, hydrologie, hydraulique, hydrogéologie, santé, sociologie, économie, etc.) et développe un programme de recherche concernant tous les effets de l'urbanisation sur les écosystèmes aquatiques:

- les précipitations et les risques d'inondation par les eaux pluviales urbaines ;
- les accumulations d'eau et les transferts de polluants liés au ruissellement ;
- leur évolution à travers divers ouvrages (réseaux, retenue, dispositifs d'infiltration) ;
- leur devenir dans les systèmes naturels (rivières, sols et nappes) ;
- **les effets des rejets urbains dans les petites rivières périurbaines** : c'est dans ce dernier programme que s'inscrit le présent sujet de recherche.

En outre, le projet région Rhône-Alpes « Gestion de la Ressource en Eau dans les Hydrosystèmes Péri-urbains » (GEREHPUR, AO « Développement Durable », 2003-2006, Lafont et Coll. 2003) a permis d'obtenir une partie des crédits de fonctionnement de la thèse. Par l'intermédiaire du projet européen « Urban River Basin Enhancement Methods » (URBEM, 5^{ème} PCRD, 2002-2005), dans lequel l'équipe *Cemagref* était engagée avec 10 partenaires européens, on pouvait assurer une insertion internationale de la thèse (cf. Lafont et al. 2005).

2.3.2 Vision conceptuelle

Des concepts globaux nourrissent depuis un demi-siècle l'hydro-écologie en poursuivant le double but de modéliser le fonctionnement et d'étayer des modes de gestion d'un "bon état écologique" de l'hydrosystème. Parmi les concepts-clés du corridor fluvial, on peut citer, entre autres :

le River continuum concept (Vannote et al., 1980), qui décrit une transition fonctionnelle de l'amont à l'aval entre invertébrés dilacérateurs, collecteurs et autotrophes ;

le cadre dynamique d'évolution fluviale à 4 dimensions de Ward (1989), issu des théories de discontinuités en séries et de problèmes de connectivité (Ward & Stanford, 1995a, 1995b) ;

le « Flood Pulse Concept » de Junk et al. (1989) (in Tockner et al. 2000) et des perturbations chroniques, qui comprennent plusieurs degrés de gravité, ceux de niveau intermédiaire conditionnant les biocénoses, selon l'Intermediate Disturbance Hypothesis de Connell (1978) et Huston (1979) ;

le Patch Dynamic Concept et son application dans le haut bassin du Rhône (Stattner et al. 1994) ;

et divers concepts écologiques fonctionnels, parmi lesquels on peut citer le Telescoping Ecosystem Model (Fischer et al. 1998b).

Cette vision conceptuelle est très riche et pertinente. La liste ci-dessus est elle-même très incomplète. Le seul vrai problème vient en fait de mettre concrètement en œuvre tous ces acquis théoriques, **en particulier d'avoir des jeux de données prévus spécifiquement pour développer les concepts.**

Le problème se complexifie encore dans le contexte de recherches appliquées, où l'opérationnalité d'un concept devient prédominante sur les acquis théoriques. C'est l'existence du débat théorique, riche et stimulant, allié au besoin de méthodes et concepts opérationnels, besoins amplifiés par les spécifications de la DCE (UE, 2000), qui ont été à l'origine du concept « d'ambiance écologique » (concept EASY, « Ecological Ambiance System », Lafont, 2001, Lafont et al. 2001a).

Ce besoin urgent d'outils opérationnels est illustré par le fait que le concept EASY a été exposé, accepté et publié dans le cadre d'un séminaire européen, qui s'est tenu à Pallanza (Italie) en septembre 2000 (« Scientific and Legal Aspects of Biological Monitoring in Freshwater »). Ce séminaire entraine en droite ligne dans les prolongements liés à la DCE.

Le concept EASY fait l'objet du tableau 1 et de la figure 1.

Concept EASY

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**).

$$\mathbf{BIO} = k (\mathbf{AE}) \rightarrow \mathbf{AE} = f (\mathbf{AP}) - g (\mathbf{DM}) \rightarrow \mathbf{BIO} = f (\mathbf{AP}) - g (\mathbf{DM})$$

AP : nature, concentrations, et flux des apports, spéciation, stockage, relargage, complexation,...

DM : processus physiques, physico-chimiques et biologiques engagés dans la métabolisation des apports.

Echelle de travail

Station : définie conformément à la norme IBGN (AFNOR 1992) : sa longueur = dix fois sa largeur ($L = 10 l$).

Unité fonctionnelle UF: 8UF sont recensées (Fig. 1) ; dans une UF donnée UF_i , le concept devient :

$$\mathbf{BIO}_{UF_i} = k [(\mathbf{Ambiance\ Ecologique})_{UF_i}] \rightarrow \mathbf{BIO}_{UF_i} = f (\mathbf{AP}_{UF_i}) - g (\mathbf{DM}_{UF_i})$$

Sur l'ensemble de la station on obtient : $\mathbf{BIO} = \% \mathbf{BIO}_{UF_i} + \% \mathbf{BIO}_{UF_j} + \% \mathbf{BIO}_{UF_k} \dots$

Conception trophique des Unités Fonctionnelles

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).

Application du concept EASY au cas des sédiments

Le concept est applicable à toutes les UF ; les sédiments grossiers superficiels et le milieu hyporhéique (UF3 et UF4, fig. 1) ne sont privilégiés ici que dans un premier temps.

Trait Fonctionnel ou Trait de Fonctionnement (TRF)

Les UF sont caractérisées par des « Traits Fonctionnels » biologiques provenant de l'examen des biocénoses d'oligochètes peuplant les sédiments grossiers 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 (Brinkhurst 1965), etc.

Tableau 1 : Présentation résumée du concept EASY (d'après Lafont 2001 ; Lafont *et al.* 2001a).

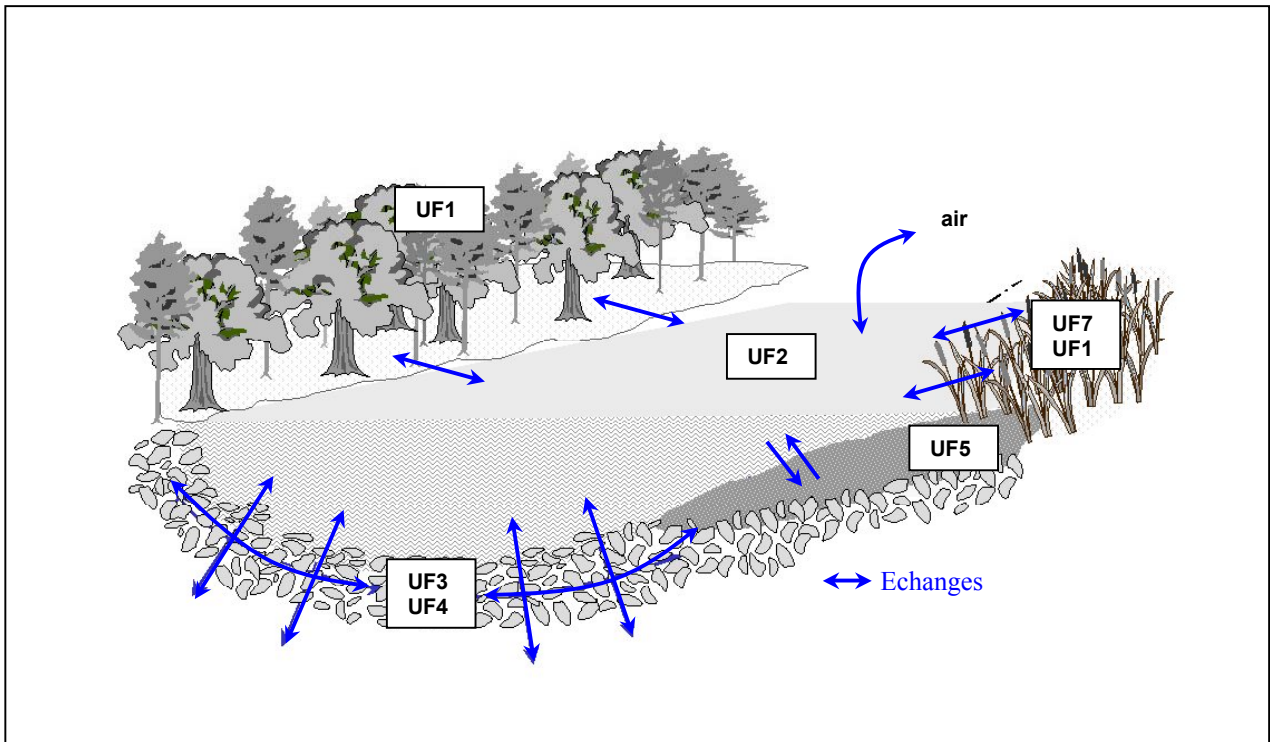


Figure 1 : Unités fonctionnelles UF d'une station ; UF1 : milieu terrestre rivulaire ; UF2 : masse d'eau ; UF3 : sédiments grossiers superficiels ; UF4 : milieu hyporhéique ; UF5 : sédiments fins ; UF7 : macrophytes ; l'UF6 (bancs de sable) et l'UF 8 (substrats plats) ne sont pas représentées sur la figure ; d'après Lafont (2001).

Le concept « d'ambiance écologique » se fonde sur le principe que les biocénoses (BIO) sont liées aux apports de substances particulières et dissoutes (AP) et à la capacité de défense du milieu (DM) (tab. 1). On part ensuite de l'axiome que les ressources alimentaires constituent le facteur-clé pour le développement des organismes vivants. Mais ces ressources alimentaires doivent être simultanément assimilables (**biodisponibilité trophique**) et physiquement accessibles aux organismes qui les consomment (**accessibilité**).

On tentera de démêler l'écheveau à partir de l'étude de certaines **unités fonctionnelles (UFs)**. On part en effet de la prise en considération d'unités de petites tailles sur une station dans un écosystème d'eau courante, unités définies sur la base d'une classification empirique qui recoupe celle de Frissel et al. (1986). Huit UF sont définies (fig. 1). Tous les facteurs de l'environnement physique, chimique et biologique, vont donc jouer sur la biodisponibilité et l'accessibilité des ressources nutritives pour les biocénoses de ces différentes UF.

L'hydro-géomorphologie intervient sur les trois termes de la formule (BIO, AP, DM), en façonnant le type de substrat. Elle intervient en ayant une influence sur la dynamique des flux d'apports selon la structuration physique du paysage aquatique (Jones et Mulholland 2000, Lafont 2001), structuration qui influe à son tour sur la capacité de défense du milieu, donc sur les processus de dégradation, d'assimilation et de stockage des substances.

Dans la majorité des écosystèmes d'eau courante, les sédiments, qu'ils soient fins, grossiers, superficiels ou hyporhéiques, forment des UF essentielles, car c'est la plupart du temps à leur niveau que s'effectue la majorité des processus fonctionnels, notamment l'assimilation des substances nutritives. En outre, la distinction entre sédiments fins et sédiments grossiers repose sur des critères granulométriques. Mais en terme de dynamique de fonctionnement, ces deux entités s'avèrent très différentes.

Un sédiment grossier et le milieu hyporhéique associé (cf. UF3, UF4, fig. 1) sont constitués par un réseau plus ou moins perméable de pores saturés d'eau, pouvant atteindre parfois des épaisseurs considérables (quelques mètres à plusieurs dizaines de mètres). Ce système, particulièrement efficace pour assurer la dégradation des matières organiques, est utilisé dans certains procédés d'épuration (lits bactériens, Williams et al. 1968 ; Solbé, 1975). Les échanges avec l'eau surnageante et d'imbibition s'effectuent au sein du réseau de pores.

Les facteurs hydrogéologiques, notamment la dynamique de circulation des eaux au sein des alluvions et les échanges entre les eaux superficielles et souterraines, prennent toute leur importance dans la dynamique de recyclage des substances nutritives (voir par exemple Jones et Mulholland, 2000, Lafont & Vivier, 2006 ; Lafont et al. 2006) : la littérature sur le sujet s'avère très abondante, et nous aurons l'occasion d'y revenir.

Dans les sédiments fins, l'essentiel des processus chimiques et biologiques s'effectue sur une épaisseur réduite de sédiment, limitée à une couche superficielle qui ne dépasse pas quelques centimètres, voire quelques millimètres d'épaisseur. Cette couche superficielle peut grossièrement être assimilée à une « membrane de dialyse » (Lafont, 2001), mais l'effet filtre ne joue pas dans ce type de sédiment et la circulation de l'oxygène sera principalement liée à l'activité de bioturbation des organismes vivants (Datry et al. 2003a ; Mermillod-Blondin et al. 2003 ; 2005 ; Lafont & Vivier, 2006 ; Nogaro et al. 2006).

La question sera alors de savoir quelles seront les caractéristiques hydro-géomorphologiques qui contribueront à favoriser la défense du milieu (DM), autrement dit qui favoriseront sa résistance et sa résilience.

2.3.3 Choix des UF étudiées

On a vu précédemment l'importance essentielle, dans le recyclage des nutriments, des échanges hydrologiques au sein des filtres des sédiments grossiers et du milieu hyporhéique associé. La dynamique des relations hydriques entre les sédiments grossiers superficiels et le milieu hyporhéique est considérée actuellement comme un facteur clé explicatif du fonctionnement des écosystèmes où les sédiments poreux prédominent (Jones & Mulholland, 2000 ; Ward, 1989). L'étude simultanée de ces deux unités est même préconisée pour les actions de biosurveillance appliquée (Boulton, 2000, Boulton et al. 2003).

Or, ces habitats prédominent largement en terme de surface (et de volume) de recouvrement sur une station donnée dans la très grande majorité des écosystèmes d'eau courante, incluant les fleuves (Lafont, 1989 ; 2001). En conséquence, il ressort un besoin d'acquisition de connaissances nouvelles de terrain sur ces types d'habitats, à partir d'une approche fonctionnelle (Lafont & Vivier, 2006). C'est donc sur l'étude simultanée des ces deux habitats, ou unités fonctionnelles **UF3 et UF4** (fig. 1), que ce travail se focalisera.

2.3.4 Choix des peuplements d'oligochètes

Dans notre récente contribution (Lafont & Vivier 2006), nous avons exposé et argumenté le choix de privilégier l'étude des peuplements d'oligochètes. On peut le résumer ainsi :

- leur écologie est à peu près bien cernée ; les espèces ne présentent pas de distribution liée aux écorégions ou à l'ordre d'un cours d'eau ;
- elles sont liées aux flux d'eau et de substances superficiels, mais pas directement liées, à l'inverse des espèces d'insectes aquatiques et des poissons, à la géomorphologie et l'hydrologie ; elles restent influencées par la dynamique hydro-géomorphologique

dans la mesure où celle-ci va influencer sur les flux d'échanges d'eau et de substances entre la surface et la sub-surface ;

- les espèces, en zone holarctique, sont peu influencées par la température ; seules des températures exceptionnellement basses, comme celles que l'on peut rencontrer dans une rivière glaciaire d'altitude du type de la rivière Roseg, peuvent limiter le nombre d'espèces ; cependant, les 6 espèces dominantes de la rivière Roseg, espèces indicatrices d'échanges hydriques actifs entre les eaux superficielles et souterraines (« AED species »), sont aussi recensées dans le Rhône ;
- les espèces qui permettent de décrire des tendances fonctionnelles, que ce soit des espèces « AED », ou des espèces/taxons intolérants ou résistants à la pollution, se rencontrent dans tous les milieux, des sédiments superficiels au milieu hyporhéique, dans les eaux courantes, les eaux karstiques ou les lacs ;
- les oligochètes tiennent un rôle majeur dans la bioturbation et le recyclage des nutriments associé à cette bioturbation ; ce sont des indicateurs du métabolisme au sein des habitats ;
- en conséquence, les oligochètes constituent un matériel de choix pour tester l'effet sur la biodiversité des interactions entre les dynamiques de formes et de flux, et pour apprécier l'intensité des échanges hydrologiques entre la surface et la sub-surface.

Nous arrivions donc à la conclusion que, pour développer des recherche sur le fonctionnement des écosystèmes d'eau courante, le choix des peuplements d'oligochètes colonisant les UF3 et UF4 s'avérerait judicieux.

2.3.5 Traits Fonctionnels (TRF)

Cette approche a été initiée dans la Chaudanne (Bernoud, 1998 ; Lafont et al. 2000). Les TRF, qui ne portaient pas encore ce nom, ont été explorés de façon plus approfondie, toujours sur la Chaudanne, dans les mémoires de Nogueira (2001) et de Fropier (2002).

L'approche est l'aboutissement de divers travaux concernant les peuplements d'oligochètes (Lafont, 1989 ; Lafont et al. 1992 ; 1996) et leur intégration dans le Patch Dynamic Concept PDC, appliqué dans le bassin amont du Rhône (Statzner et al. 1994 ; Juget & Lafont, 1994).

Dans le PDC, les espèces d'oligochètes et toutes les autres biocénoses étaient caractérisées par des « traits biologiques » (Statzner et al. 1994). Cette caractérisation n'avait pas été considérée comme entièrement satisfaisante, les traits retenus n'étant probablement pas adaptés aux peuplements d'oligochètes (Juget & Lafont, 1994) et le jeu de données n'étant pas construit spécifiquement pour développer le PDC (Lafont, comm. pers.).

On ne faisait que retomber sur des résultats que l'on avait déjà obtenus à partir de variables classiques, comme la richesse spécifique ou les effectifs. Les Naididae étaient confirmés en tant qu'organismes opportunistes. L'importance majeure des connexions entre les eaux superficielles et souterraines sur la distribution des espèces était une fois de plus soulignée et les traits biologiques n'étaient pas corrélés avec le type d'habitat colonisé. De plus, la variabilité spatiale et temporelle des habitats n'était que très peu corrélée avec les traits biologiques.

Pour innover, il fallait, soit repenser les traits biologiques, soit développer une approche nouvelle, **avec la constitution d'un jeu de données spécifique**, ce qui risquait de mettre de côté des jeux de données entiers, traçables et soigneusement constitués, mais pas adaptés

(Lafont, comm. pers.). C'est cette deuxième solution qui a finalement été retenue, avec le concept EASY et les « traits fonctionnels » (Lafont, 2001 ; Lafont et al. 2001a ; 2006).

Les traits fonctionnels (TRF) sont des « ...traits regroupant les informations communes qu'apportent plusieurs espèces, et permettant de caractériser un état écologique fonctionnel » (Lafont et al. 2001a). A l'origine, il y avait 9 TRF, mais 4 seulement ont été conservés et testés (Lafont et al. 2006).

Ces TRF doivent nous informer, non pas seulement sur l'état des peuplements d'oligochètes, mais principalement sur le fonctionnement du milieu : cette démarche serait donc exactement l'inverse de celle des traits biologiques. Les oligochètes deviennent des indicateurs de processus et d'interactions fonctionnelles et non des indicateurs d'effet. Toutes les précisions nécessaires, la liste des TRF retenus et des espèces associées figurent dans le § I-3, « Matériel et méthodes » et dans Lafont et al. (2006) (cf. annexe I-3).

2.3.6 Démarche qualité recherche

Cette démarche qualité a été définie par Lafont et al. (2001a) et c'est celle qui a été suivie dans ce mémoire (tab. 2). Elle est destinée à assurer la qualité et la traçabilité des données et à trouver une bonne adéquation entre la qualité des données et la valorisation de celles-ci. Elle est aussi destinée à optimiser le travail et éviter, dans la mesure du possible, divers dysfonctionnements et pertes de temps inhérents à tout travail de recherche.

<p>1^{ère} ETAPE : Qualitative et exploratoire (non dévolue au thésard) ; non publiable dans des revues internationales ; → communications écrites de congrès et séminaires (ex : Lafont et al. 2000 ; 2001a) ;</p> <ul style="list-style-type: none">- Utilisation de méthodologies standard ;- Tester la réactivité des sites envisagés ; éliminer les sites peu réactifs ; vérifier l'existence de gradients ; éliminer dans un premier temps les sites sans gradients ; les reprendre éventuellement plus tard ;- Premières hypothèses ; premiers essais sur des outils nouveaux (ex : TRF). <p>2^{ème} ETAPE : Quantitative, développements conceptuels et fonctionnels (travail de thèse par excellence) → résultats publiables (ex : Lafont & Vivier, 2006 ; Lafont et al. 2006, annexes I-1, I-2)</p> <ul style="list-style-type: none">- Formulation d'une hypothèse de travail s'intégrant dans le travail du groupe ; développements méthodologiques adaptés au déroulement de la 2^{ème} étape ; examen approfondi des TRF dans les UF3 et UF4 ;- Caractérisation physique et chimique des TRF → relations avec les dynamiques de flux et si possible de formes ; TRF de systèmes de référence et altérés ; <p>3^{ème} ETAPE : Synthèse, inflexions (thésard et encadrant) → résultats publiables (ex : pas encore d'article soumis sur cette partie) ;</p> <ul style="list-style-type: none">- Consolidation de la typologie développée dans la 2^{ème} étape ;- Proposition d'inflexions conceptuelles et méthodologiques pour progresser dans la connaissance ; vers la définition d'une biodiversité des fonctionnalités. <p>4^{ème} ETAPE : Opérationnelle, projets et actions de recherche et développement (R&D) : ne doit pas être déconnectée des activités de recherche cognitive de la 3^{ème} étape (éviter les « pertes en ligne ») ;</p> <p>→ résultats publiables dans des revues techniques (ex : Perrin et al. 2004) (encadrant, appui d'un ingénieur de R&D, appui éventuel du thésard après avoir soutenu son mémoire) ;</p> <ul style="list-style-type: none">- Proposition d'outils opérationnels d'appréciation du fonctionnement des écosystèmes : définition d'une bioindication des fonctionnalités (= bioindication de l'effet simultané des dynamiques de formes et de flux) ;- Transfert de ces outils pour une application en routine.
--

Tableau 2 : Démarche qualité recherche (adapté, d'après Lafont et al. 2001a).

L'étape 1 (qualitative, exploratoire) a été assurée avant le début de ce mémoire, pour éviter le risque de passer beaucoup trop de temps sur des activités de terrain sans certitude d'aboutir. Par exemple, il était indispensable de savoir, avant le début de la thèse, si la Chaudanne et le Brunnwasser constituaient des sites de travail répondant à la problématique, c'est-à-dire des sites accessibles et prélevables, riches en oligochètes et **surtout présentant des gradients tranchés d'état écologique**, allant de la zone préservée à la zone impactée.

La Chaudanne répondait à ces spécifications (accessibilité, oligochètes abondants, gradients d'état écologique importants, Bernoud, 1998 ; Nogueira, 2001 ; Fropier, 2002). Le Brunnwasser ne répondait qu'à la spécification « richesse en oligochètes ». De 2001 à 2003, le milieu était très dégradé de sa source à son embouchure avec l'Ill, donc sans gradient tranché d'état écologique, et non prélevable pour des raisons d'hygiène.

Une campagne exploratoire simplifiée sur les seuls sédiments superficiels (UF3) a cependant été effectuée en 2003 et a confirmé les faits précédents. Une deuxième campagne, complète cette fois-ci (UF3 et UF4), a été effectuée pour vérification en novembre 2004 sur deux stations, le Brunnwasser semblant se restaurer significativement. Elle a été incluse dans ce travail, dans la mesure où, avec la Chaudanne, puis l'Yzeron, nous disposions de gradients d'état écologique suffisamment étendus.

Le travail de thèse entre donc pleinement dans l'étape 2 (tab. 2). Il peut significativement apporter sa pierre à la 3^{ème} étape (synthèse, inflexion), mais cette étape implique aussi la responsabilité de l'encadrement. La 4^{ème} étape (Recherche et Développement) se nourrit des résultats de la recherche cognitive et le thésard a un rôle clé puisqu'il aura contribué de façon majeure à la mise au point d'outils. Cependant, pour le transfert de savoir-faire concernant ces outils, il est impératif que ce travail s'effectue après la thèse, avec un appui de son encadrement et/ou d'un ingénieur de R&D.

2.3.7 Recherche et développement (R&D)

La stratégie de R&D sera exposée dans le chapitre VI (« Guide technique »). En particulier, les activités de R&D doivent faire partie intégrante des projets de recherche et ne pas en être déconnectées, pour éviter les « pertes en ligne » (tab.2), c'est à dire éviter le décalage temporel entre la mise au point d'une méthode et son utilisation opérationnelle (Gaillard, 1997 ; Lafont, comm. pers.).

2.4 Caractéristiques générales des hydrosystèmes en paysages urbanisés

2.4.1 Urbanisation

La progression de l'urbanisation dans le monde est illustrée par le fait qu'environ 80% de la population des pays industrialisés vit dans des zones urbaines ; 60% de la population mondiale devraient y vivre en 2003 (Paul et Meyer, 2001). En France, 76% de la population est urbaine en n'occupant que 18% du territoire (Chavouet & Fanouillet, 2000, cités par Melet, 2005). La figure 2 illustre ce phénomène d'urbanisation croissante du territoire Français, de 1936 à 1999 : l'augmentation de la population depuis 1936 ne touche que les milieux urbains et notamment les grandes agglomérations comme Paris, Lyon, Bordeaux, Marseille, Toulouse, etc., avec une extension prodigieuse des zones périurbaines.

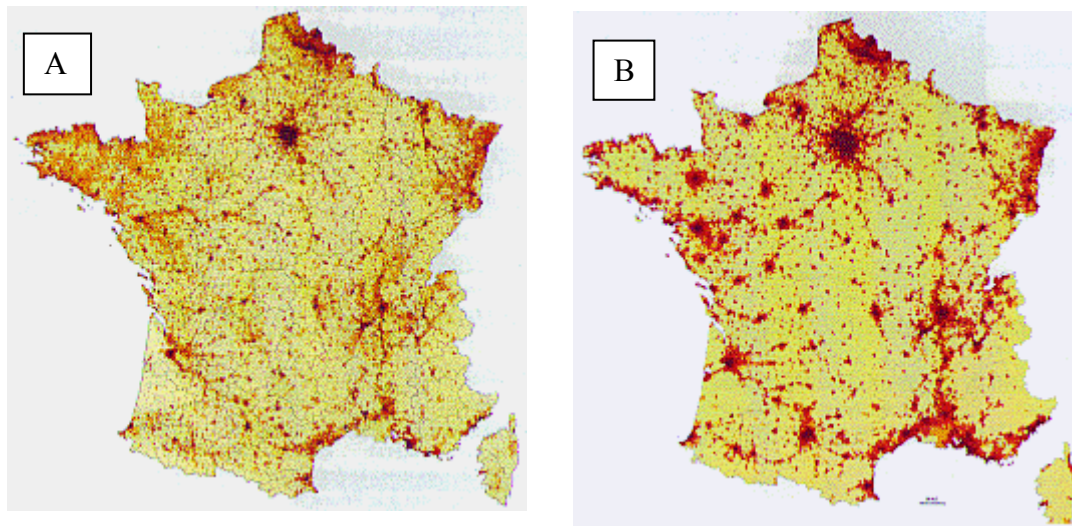


Figure 2 : A : La France de 1936 (41,5M d'habitants) ; B : La France de 1999 (58,5M d'habitants) ;

> 1000 hab/ km²
 500 à 1000 hab/ km²
 200 à 500 hab/ km²
 100 à 200 hab/ km² ;

 70 à 100 hab/ km²
 50 à 70 hab/ km²
 30 à 50 hab/km²
 < 30 hab/ km² ;

d'après Melet (2005).

2.4.2 Effets de l'urbanisation

Le facteur urbain a de nombreux impacts sur les hydrosystèmes. L'urbanisation, par l'imperméabilisation des surfaces et les rejets par temps de pluie, modifie les conditions de drainage dans le bassin et façonne de nouvelles conditions hydrologiques et sédimentaires (Hammer, 1972). Elle engendre des perturbations dans la dynamique des formes (hydro-géomorphologie), dans celle des flux d'eau et de substances et bien sûr dans la dynamique de la biodiversité.

Il est couramment admis que l'urbanisation s'accompagne (Boisson, 1998 ; Cyr et al. 1998 ; Paul & Meyer, 2001 ; Walsh et al., 2001 ; Rochefort et al. 2000 ; Rogers et al. 2002) :

- d'une augmentation des écoulements (rejets urbains de temps de pluie : ruissellements sur surfaces imperméables, rejets des réseaux d'assainissement unitaires et/ou séparatifs) ;
- d'une augmentation des débits à pleins bords ou des pics de crue, les plus morphogènes, par réduction du temps de réponse du bassin, causée par l'imperméabilisation et l'assainissement qui accroissent les vitesses d'écoulement ;
- d'un déficit sédimentaire.

Les rejets urbains par temps de pluie, notamment via les déversoirs d'orage en réseaux unitaires, constituent la principale cause de dégradation chimique des eaux. Selon leur origine, ruissellements ou réseaux d'assainissement, les eaux pluviales n'ont pas les mêmes propriétés. Toutefois, d'une manière générale, on va rencontrer dans ces déversements (Chocat, 1994 ; Nogueira 2001) :

- des matières organiques biodégradables (principalement constituées de graisses, de sucres, de protéines),
- des substances nutritives (sels d'azote et de phosphore),
- des bactéries et des virus,

- des micro-polluants (métaux lourds, hydrocarbures, pesticides...),
- des matières en suspension (MES),
- de l'eau chaude,
- des macro-déchets (sacs plastiques, bidons, pneus, carcasses métalliques diverses de vélos, d'automobiles...).

2.4.3 Hydrosystèmes périurbains : raisons du choix de ce type de milieu

On peut constater, à la lecture de la figure 2, que l'urbanisation ne progresse significativement que dans les couronnes périurbaines, qui tendent à s'étendre de plus en plus. En conséquence, les zones périurbaines d'hier sont devenues des zones urbaines et des zones rurales sont devenues des zones périurbaines, etc.

Or, nous avons fait le constat que les zones périurbaines sont les plus intéressantes à considérer sur le plan écologique (Lafont et al. 2005 ; 2006) :

- par rapport aux zones urbaines, le pourcentage d'imperméabilisation du paysage environnant n'atteint que 15-20% (il dépasse significativement 50-60% en milieu urbain, Paul & Meyer, 2001) ;
- il existe, au moins provisoirement avant les lotissements, des secteurs en déprise agricole et industrielle, où la nature peut reprendre quelques temps ses droits ;
- il existe donc des gradients d'imperméabilisation, de quelques % à 20%, ce qui permet de suivre en corollaire des gradients croissants d'effets écologiques ;
- à l'inverse des secteurs urbains figés, il est toujours possible de proposer des mesures de gestion destinées à protéger ou restaurer les milieux aquatiques, notamment tant que le tissu urbanisé n'est pas encore trop développé.

Pour le choix de nos sites d'étude, nous avons retenu ici le critère de gradient d'imperméabilisation du paysage environnant, de quelques % à 15-20%. Par ailleurs, certains auteurs considèrent que les effets écologiques de l'urbanisation deviennent significatifs à partir d'un pourcentage d'imperméabilisation de 15% (Paul & Meyer, 2001 ; Walsh et al. 2001). L'existence d'un gradient est fondamentale, car elle permet de mieux cerner les premiers effets de l'urbanisation : l'idéal serait d'arriver à une **LOUE** « Lowest Observed Urbanisation Effects », par analogie avec la **LOEC** (« Lowest Observed Effect Concentrations ») en écotoxicologie.

2.5 Retombées attendues du travail de thèse

Ce travail de recherche doit donc contribuer, dans un contexte fondamentalement pluridisciplinaire, à enrichir nos connaissances sur l'appréciation du fonctionnement des rivières, avec une application au cas des hydrosystèmes périurbains. Ces connaissances seront essentielles, dans l'optique d'une volonté de conservation et de restauration de ces milieux qui soit viable à long terme.

En particulier, il est espéré que soient approfondis 1) la validation écologique des Traits Fonctionnels (TRF), 2) la proposition de nouveaux TRF et 3) le premier cadre d'une typologie fonctionnelle, basée sur les TRF.

En terme d'application, cette approche devrait apporter sa contribution au domaine de l'ingénierie écologique dans les écosystèmes périurbains (Perrin et al. 2004), et à la mise au point d'un guide des procédures de bio-surveillance du fonctionnement écologique, basé sur

la métrique des TRF. L'intégration des données biologiques dans un Système d'Information et de Connaissance (SIC), dont le prototype doit être mis au point dans le cadre du projet GEREHPUR (AO Thématiques Prioritaires, Région Rhône-Alpes, 2003-2006), constitue aussi une des voies de valorisation appliquée de la thèse.

Pour la partie géomorphologie, nous nous appuyons sur la typologie hydro-géomorphologique fonctionnelle des cours d'eau, qui est en cours de développement (Schmitt et al. 2001 ; 2006 ; Valin, 2004). On sait par ailleurs que la géomorphologie, en tant que cadre physique de l'écosystème, exerce une influence sur le fonctionnement et donc sur l'état écologique des cours d'eau (Malard et al. 2003). La morphologie du chenal intervient sur les facteurs hydrauliques qui conditionnent à leur tour l'état biochimique de l'eau (oxygénation, turbidité) et la biodiversité du système fluvial.

3 Matériel et méthodes

3.1 Relevés biologiques : sédiments grossiers superficiels et milieu hyporhéique

Dans les sédiments grossiers superficiels, les prélèvements ont été effectués au moyen de filets échantillonneurs de type Surber (fig. 3), de 400 cm² d'ouverture et de 0,160 mm de vide de maille, utilisés pour les eaux peu profondes (inférieures à un mètre de profondeur). On collecte le sédiment sur 10 cm d'épaisseur à l'aide d'une griffe, qui permet de creuser le sédiment dans le cadre du filet.

Chaque échantillon est constitué de trois réplicats (un prélèvement tous les 10 mètres). Très généralement, la quantité de sédiment récoltée est telle qu'il est nécessaire de se débarrasser de l'excès de sable pour réduire la quantité de prélèvement. Cet excès peut en effet entraîner des phénomènes d'abrasion, avec un broyage du corps des invertébrés fragiles et/ou une cassure des soies.

On effectue alors une première décantation sur le terrain. Les 3 refus de tamis sont transférés dans le même récipient de récupération, dans lequel une quantité de formaldéhyde permettant d'obtenir une concentration finale d'environ 5% est ajoutée. Il est indispensable de bien assurer l'homogénéisation du contenu du bocal sinon le formol reste en surface.

Dans le milieu hyporhéique, les prélèvements ont été réalisés à l'aide d'une sonde crépinée (diamètre interne : 2 cm, fig. 4), enfoncée à la masse jusqu'à une profondeur de 20-30 cm dans les sédiments grossiers. Une pompe Bou-Rouch (Bou & Rouch, 1967), emmanchée sur la sonde, a permis de pomper un volume de 10 litres (2000 à 2001), puis de 5 litres (2002 à 2005).

Le volume prélevé (10 ou 5 litres) est filtré sur le terrain par un tamis de 0,160 mm de vide de maille. Le refus de tamis est ensuite versé dans un récipient avec ajout d'un peu d'eau.

Chaque échantillon est constitué de trois réplicats (un pompage tous les 10 mètres), effectués aux mêmes emplacements que les relevés de surface. Contrairement aux relevés de surface, les réplicats hyporhéiques ont été conservés séparément et transférés dans des récipients différents, dans lesquels une quantité de formaldéhyde permettant d'obtenir une concentration finale d'environ 5% a été ajoutée.

Il est indispensable, comme dans le cas des relevés superficiels, de bien assurer l'homogénéisation du contenu du bocal, sinon le formol reste en surface.

Au laboratoire, les particules minérales (pierres, graviers, sables, ...) sont séparées du surnageant contenant les débris et les invertébrés par une série de 10 décantations. Le surnageant est à chaque fois filtré sur un tamis de 0,160 mm de vide de maille. Le refus de tamis est alors versé dans une cuve de sous-échantillonnage avec ajout d'eau. Selon la quantité de refus, ces cuves comportent 12, 25, 49 ou 100 cases.

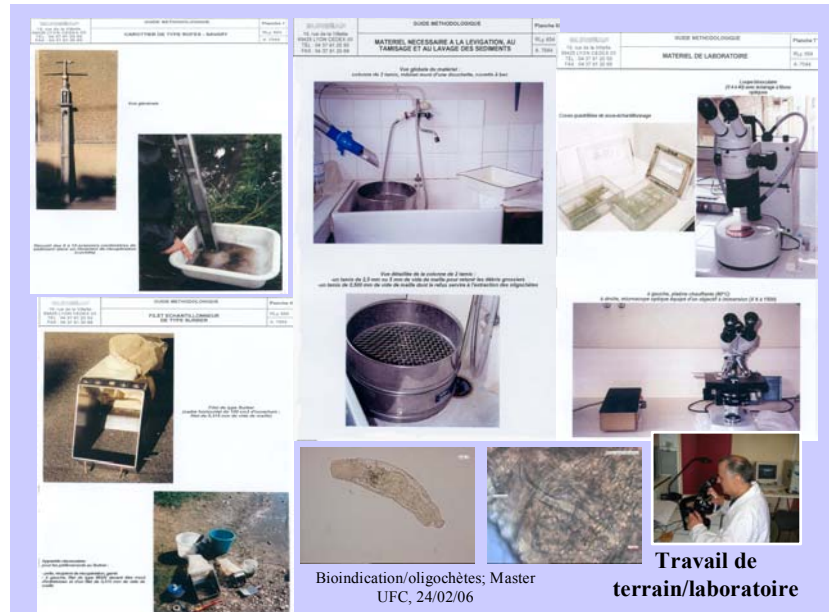


Figure 3 : Filets de type Surber et appareillage de laboratoire ; modifié d'après Lafont & Bernoud (1999).

Le contenu des cases est prélevé par aspiration à l'aide d'une pipette (le choix des cases retenues est effectué à l'aide d'une table de nombres aléatoires), puis examiné sous une loupe binoculaire au cours de 2 passages (grossissement moyen X 16). Les spécimens sont extraits avec une pince fine. On examine ainsi des cases successives jusqu'à l'obtention d'un total de 100 exemplaires d'oligochètes, dont au moins la partie antérieure est intacte.

Les spécimens d'oligochètes sont déposés dans un milieu de montage constitué à parts égales de glycérine et d'acide lactique pur (Lafont, 1983). Les oligochètes doivent être montés si possible en position latérale pour observer sur le même champ les faisceaux de soies ventraux et dorsaux. Les lames sont alors recouvertes par une lamelle et mises à chauffer si nécessaire sur une platine chauffante à 70–80°C pendant au moins une demi-heure.

Ce chauffage est indispensable pour assurer l'éclaircissement de certains individus et l'observation des soies et de l'anatomie interne. La détermination des taxons d'oligochètes montés sur les lames s'effectue à l'aide d'un microscope, équipé si possible d'un contraste de phase, et permettant un grossissement de X6 à X1500 (objectif à immersion). Pour obtenir des informations sur la qualité du milieu, la détermination doit se faire si possible jusqu'à l'espèce.

La détermination des oligochètes se fait sur des caractères morphologiques généraux (taille, aspect général...) et sur des caractères anatomiques précis (formes des soies, observation de l'appareil reproducteur mâle...).

Des clés de détermination sont disponibles. On citera les ouvrages suivants: Lafont (1983), pour une première initiation à la taxonomie des oligochètes ; Sperber (1950, Naididae) ; Brinkhurst (1971, Royaume Uni, toutes familles confondues) ; Brinkhurst & Jamieson (1971, ouvrage général, la « Bible » dans le domaine) ; Klemm (1985, toutes familles confondues, USA).

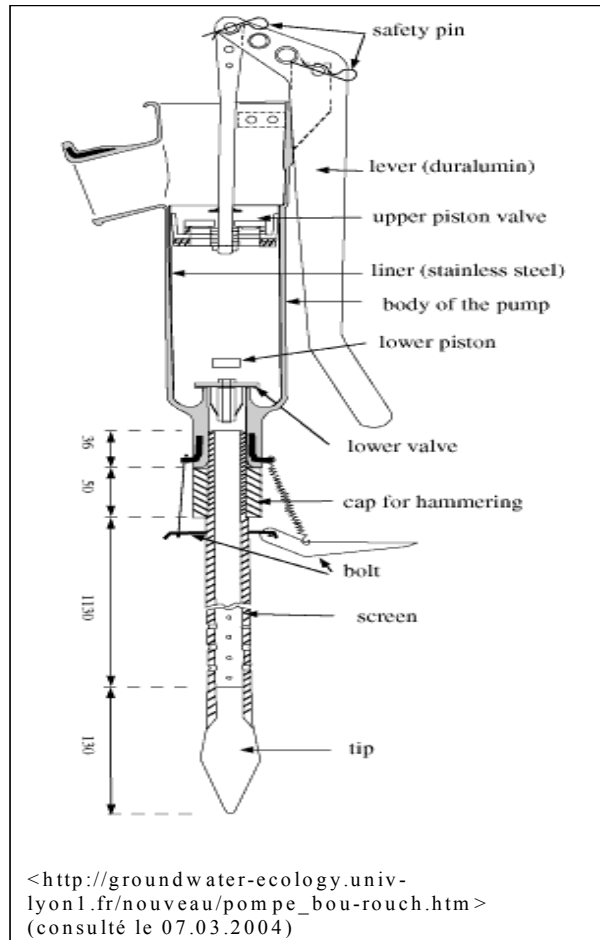


Figure 4 : Sonde crépinée et pompe Bou-Rouch

3.2 Analyses chimiques au laboratoire : éléments majeurs et métaux lourds

Les échantillons d'eau superficielle et d'eau hyporhéique ont été collectés en même temps que les relevés biologiques, aux mêmes emplacements et aux mêmes dates de prélèvements. Les eaux de surface ont été collectées dans des récipients en polyéthylène de 2 litres selon la procédure standard préconisée (Le Pimpec et al. 2002). Les eaux hyporhéiques ont été extraites à partir de pompages à la pompe Bou-Rouch et transvasées dans des récipients en polyéthylène de 2 litres.

Au laboratoire, après centrifugation des eaux hyporhéiques, les analyses ont été effectuées selon les protocoles normalisés AFNOR, EN et ISO communément mis en œuvre en France (AFNOR, 1999 ; 2005a et tab. 3).

Paramètres	Méthodes utilisées
Ca ⁺⁺ en mg/L	NF T90-005/ NF EN ISO 14911
Cl ⁻ en mg/L	NF EN ISO 9297 / NF EN ISO 10304
COD, COT en mg/L	NF EN 1484
Conductivité en µS/cm	NF EN 27888
HCO ₃ ⁻ en mg/L	NF EN ISO 9963
K ⁺ en mg/L	NF T 90.019 / NF T 90.020
Indice KMnO ₄ en mg/L	NF T 90-018
MES en mg/L	NF EN 872
Mg ⁺⁺ en mg/L	NF T90-005 / NF T 90.020
N Kjeldahl en mg/L	NF EN 25663
Na ⁺ en mg/L	NF T 90.019 / NF EN ISO 14911
NH ₄ ⁺ en mg/L	NF T 90.015-2/ NF T 90.015-1
NO ₂ ⁻ en mg/L	NF EN 26777
NO ₃ ⁻ en mg/L	NF EN ISO 10304
P total en mg/L	NF EN 1189
pH en unité pH	NF T 90.008
PO ₄ ³⁻ en mg/L	NF EN 1189
SO ₄ ²⁻ en mg/L	NF EN ISO 10304
Cd, Cr, Cu, Pb	FD T 90-112 / NF EN ISO 15586
Zn	FD T 90-112
Cd	NF EN ISO 5961
Cr	NF EN 1233

Tableau 3 : Paramètres analytiques et méthodes d'analyse utilisées au laboratoire ; d'après AFNOR (1999 ; 2005a).

3.3 Analyses de données

Les données biologiques ont été traitées par des Analyses en Composantes Principales Normées (ACPN). Le logiciel utilisé est ADE-4 (Thioulouse et al. 1997). L'ACPN est une technique d'analyse multivariée permettant de réduire le nombre de variables d'entrée. Il était attendu ici que ce type d'analyse puisse mettre en évidence les gradients écologiques éventuels et dégager les évolutions spatio-temporelles des peuplements d'oligochètes (via les traits fonctionnels TRF).

3.4 Discussion sur la méthodologie biologique

La pose de la sonde sur laquelle s'emmanche la pompe Bou-Rouch peut créer par aspiration un cône de rabattement susceptible d'entraîner, dans le milieu interstitiel, des éléments de surface indésirables.

En fait, les biais liés à l'utilisation de la pompe Bou-Rouch sont connus (Boulton et al. 2004), et le pompage crée une perturbation et provoque le rabattement de la faune au niveau de la crépine. Ces biais sont compensés ici par le fait que le même protocole d'échantillonnage du milieu hyporhéique a été systématiquement utilisé (depuis 1996 et l'étude de la Moselle, Lafont et al. 1996).

Notons que les protocoles retenus pour l'étude des sédiments de surface et du milieu hyporhéique de cours d'eau examinés dans la discussion générale (Azergues, Loire, Moselle, Rhône, Roseg, Chapitre V) sont eux-aussi identiques ou proches de ceux utilisés sur les sites ateliers de cette thèse (Chaudanne, Yzeron, Brunnwasser, cf. chapitres suivants).

L'observation de 100 individus est un minimum si l'on veut assurer simultanément la récolte des formes dominantes, pour apprécier la qualité biologique du milieu, et la récolte de quelques espèces présentant un intérêt faunistique (Lafont, 1989). De plus, la détermination à l'espèce est indispensable pour avoir des informations écologiques précises. En effet, deux espèces appartenant à un même genre peuvent présenter des résistances différentes aux pollutions : par exemple, dans la famille des Enchytraeidae, *Marionina argentea* est une espèce sensible à la pollution, *Marionina riparia* est une espèce résistante (Lafont et al. 2006).

3.5 Utilisation des traits fonctionnels TRF

Nous avons ainsi testé, sur les sites ateliers retenus dans le cadre de ce travail (Chaudanne, Yzeron, Brunnwasser, cf. chapitres suivants), l'approche par les « traits fonctionnels » (TRF), tirés de l'examen de la structure des peuplements d'oligochètes (tab. 4, Lafont et al. 2006). Cette approche par traits fonctionnels a été initiée sur la Chaudanne, à partir de l'examen d'un petit jeu de données (Lafont et al. 2000). D'abord au nombre de 9 (Lafont et al. 2001a), les TRF ont été réduits à 4.

Le TRF1 décrit des propriétés physiques du milieu, les TRF2 et 3, des propriétés chimiques et trophiques. Le TRF4 est mixte et décrit l'association de propriétés physiques (présence de boues) et chimiques (boues polluées, toxicité). Ces TRF (logique du vivant) décrivent donc l'incidence simultanée des propriétés de circulation d'eau et des types de flux nutritifs et/ou polluants (logique de flux), dans les milieux poreux benthiques et hyporhéiques (logiques de formes). Les TRF sont considérés comme étant la base d'une future bioindication du fonctionnement des écosystèmes, dans la mesure où l'on peut ainsi disposer d'informations simultanées sur l'effet de facteurs physiques et chimiques.

Traits fonctionnels (TRF) dans les sédiments grossiers superficiels (UF3) et le milieu hyporhéique (UF4)	Espèces d'oligochètes caractérisant chaque TRF
TRF1: « Perméabilité » : % d'espèces d'oligochètes qui décrivent l'existence d'échanges hydrologiques actifs entre les eaux superficielles et souterraines	<i>Trichodrilus strandi</i> , <i>Stylodrilus heringianus</i> , <i>S. parvus</i> , <i>Rhyacodrilus ardierae</i> , <i>R. coccineus</i> , <i>R. falciformis</i> , <i>R. subterraneus</i> , <i>Haber speciosus</i> , <i>Pristina aequiseta</i> , <i>P. jenkiniae</i> , <i>P. osborni</i> , <i>Cernosvitoviella atrata</i> , <i>Achaeta vesiculata</i> , <i>Marionina argentea</i> , <i>Haplotaxis gordioides</i>
TRF2: « Sensibilité à la pollution » : % d'espèces d'oligochètes intolérantes à la pollution des eaux	<i>R. ardierae</i> , <i>R. falciformis</i> , <i>R. subterraneus</i> , <i>C. atrata</i> , <i>A. vesiculata</i> , <i>M. argentea</i> , <i>Eiseniella tetraedra</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	Tubificidae immatures, avec ou sans soies capillaires, <i>Tubifex ignotus</i> , <i>T. tubifex</i> , <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> , <i>Bothrioneurum</i> sp, <i>Lumbricillus</i> spp.
Autres espèces (< 5% des peuplements d'oligochètes dans la Chaudanne, excepté <i>Chaetogaster diastrophus</i> et <i>Nais communis</i>) ; ces espèces sont cependant représentées par des variables telles que la richesse spécifique et les effectifs d'oligochètes pour 0,1 m ² ou pour 10 L.	

Tableau 4 : Traits Fonctionnels (TRF) des sédiments grossiers de surface (UF3) et du milieu hyporhéique (UF4) de la Chaudanne (d'après Lafont *et al.* 2006).

CHAPITRE II - ÉTUDE ECOLOGIQUE DE LA CHAUDANNE

II-1 - Présentation du site atelier et premiers résultats

1 Le site expérimental de la Chaudanne et les campagnes de mesures

1.1 La Chaudanne

L'étude portera sur le bassin versant de l'Yzeron, rivière de l'Ouest Lyonnais (26 km) qui draine un bassin de 150 km² environ. Ce bassin versant se caractérise par des étiages sévères d'été qui succèdent à des crues abondantes d'automne et de printemps, l'hiver ayant généralement moins d'activité hydrologique. Par ailleurs, il présente un gradient urbain, d'ouest en est, du rural à l'urbain dense. La partie périurbaine s'anthropise fortement depuis quelques décennies. Sa superficie est en effet passée de 15 à 30% entre 1970 et 1990 au détriment des surfaces agricoles (Radojevic et al. 2002).

Ce paragraphe ne présentera que la Chaudanne, petit affluent rive gauche de l'Yzeron, qui constitue le site atelier central de ce travail. En ce qui concerne l'Yzeron lui-même (2 stations) et le Brunnwasser en plaine d'Alsace (2 stations), ils seront décrits dans le chapitre III.

C'est sur la Chaudanne que la problématique périurbaine a été développée à partir de l'année 2000, à l'instigation de l'Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine (OTHU). Si le présent travail de thèse n'a pas été financé par l'OTHU, en revanche, toute l'instrumentation de terrain a été soutenue financièrement par cette structure fédérative, qui a assuré également près de 40% des crédits de fonctionnement, les 60% restants étant assurés par le projet européen « Urban River Basin Enhancement Methods » (URBEM, 5^{ème} PCRD, 2003-2005) et le projet région Rhône-Alpes « Gestion de la Ressource en Eau dans les Hydrosystèmes PériURbains » (GEREHPUR, 2003-2006).

Le bassin versant de la Chaudanne est situé dans la région Rhône-Alpes sur la commune de Grézieu-la-Varenne, au nord-ouest de la ville de Lyon. Il s'agit d'un bassin versant péri-urbain. La partie haute est de type rural avec une surface de 222,4 hectares. Les sols du bassin versant sont caractérisés par des formations granitiques, avec des sols bruns nodaux sur roches granito-gneissiques ; 80 à 100 % des analyses du sol concluent à une dominance sablo-argileuse (Bernoud, 1998). En ce qui concerne l'occupation des sols, la surface agricole utile représente 77,4 % de la surface totale du bassin versant.

Le ruisseau de la Chaudanne est un affluent rive gauche de l'Yzeron (fig. 5), lui-même affluent rive droite du fleuve Rhône. Ce ruisseau s'écoule sur une longueur de 3843 mètres, du nord-ouest vers le sud-est, d'une altitude de 443 mètres (sommet du bassin versant) jusqu'à sa confluence avec l'Yzeron (306 mètres d'altitude). Il s'agit d'un cours d'eau à écoulement non permanent et une nappe phréatique est présente au niveau du secteur d'étude.

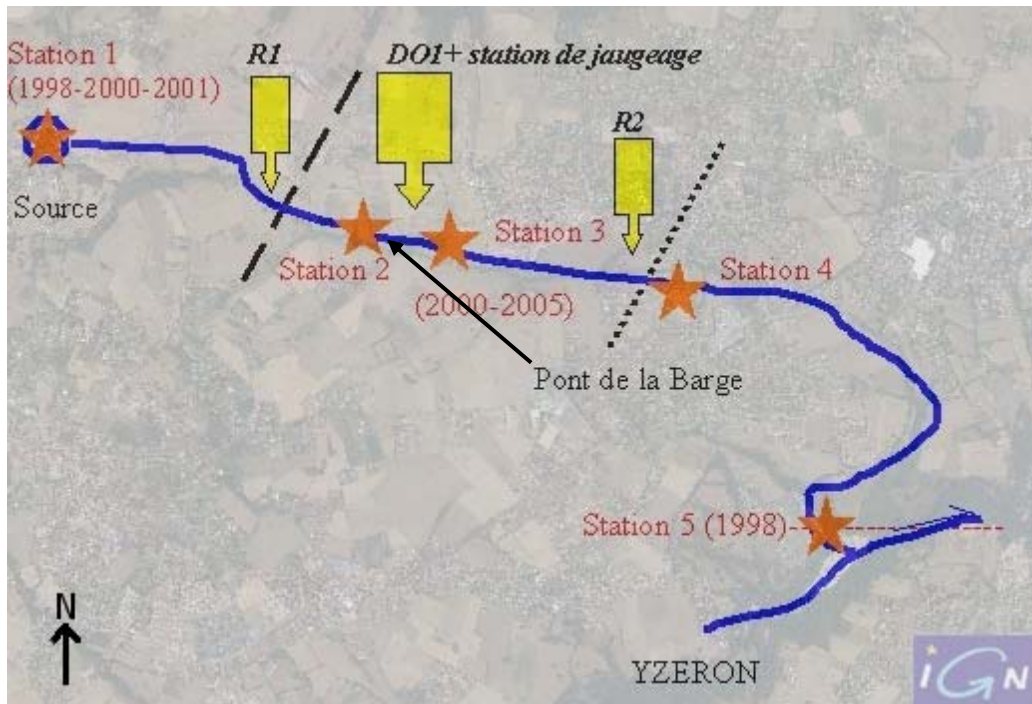


Figure 5 : La Chaudanne et l'Yzeron : stations d'étude ; R1 et R2 : rejets polluants ; DO1 : déversoir d'orage ; modifié d'après Bernoud (1998) et Nogueira (2001) ; échelle : 1/30000^{ème}.

Au total, de 1998 à 2005, 5 stations ont été étudiées sur la Chaudanne (fig. 5). La station 1 est située près de la source, en amont de tous les déversements urbains polluants et dans une zone exempte de rejets agricoles. Cette station de mesure, recevant uniquement des eaux de ruissellement sur surfaces non cultivées, constitue un secteur témoin qui permettra de révéler une éventuelle dégradation du milieu au niveau des autres stations. Elle pourrait constituer un modèle de « bonne » qualité écologique à préserver ou à restaurer dans la Chaudanne.

La station 2 a été placée à 50 mètres en amont du déversoir d'orage du Pont de la Barge (DO1). Cette station, bien qu'impactée par des rejets polluants plus ou moins diffus (R1, fig. 5), sert de station témoin à l'amont immédiat du DO1. La station 3 est située à 150 mètres en aval du rejet DO1. Ce déversoir d'orage provient d'un réseau unitaire et réceptionne, en temps de pluie, les eaux pluviales et les eaux résiduaires urbaines. Le rejet DO1 est donc considéré comme le foyer majeur de pollution sur le secteur étudié de la Chaudanne.

La station 4 se trouve 500 mètres en aval du DO1. Elle reçoit un rejet actif en période pluvieuse. Ce rejet draine le parking d'une zone commerciale. La station 5 avait été placée à l'amont immédiat (50 mètres) de la confluence entre la Chaudanne et l'Yzeron.

Pour toutes les stations, le lit est composé de galets, de graviers et de sables. Une description géomorphologique plus précise des stations de la Chaudanne sera donnée par la suite (cf. § 2.4). Le cours d'eau peut s'assécher complètement pendant plusieurs mois (août à octobre 2000, fin avril à novembre 2003).

La Chaudanne présente en outre un gradient d'imperméabilisation de son bassin :

- l'imperméabilisation est < 5% dans la tête du bassin et dans la zone de confluence avec l'Yzeron (stations 1 et 5) ;
- l'imperméabilisation atteint 15% dans la zone périurbaine (stations 2, 3 et 4).

Si l'assèchement complet du lit est inhérent au caractère naturellement temporaire du ruisseau, il est probablement accentué par l'imperméabilisation du paysage environnant

urbain, qui favorise le ruissellement des eaux de pluies au détriment de leur infiltration dans les sols environnants. La vitesse de courant des eaux de surface dans les stations étudiées atteint plus de 30 cm.s^{-1} dans les seuils où les relevés chimiques et biologiques ont été effectués. Elle décroît à moins de 10 cm.s^{-1} lors des étiages.

La température des eaux de surface varie de $6,5^{\circ}\text{C}$ en hiver (février) à 18°C en été (août). La température des eaux hyporhéiques (-20 à -30 cm de profondeur sous le lit du cours d'eau) varie de $6,4^{\circ}\text{C}$ en hiver à 17°C en été.

Les mesures journalières des débits de la Chaudanne, ainsi que celles du déversoir DO1 lors des épisodes pluvieux, ont été obtenues par une station de jaugeage, implantée dans un bungalow installé entre les stations 2 et 3 (fig. 5). Ce bungalow a été financé par l'OTHU.

1.2 Campagnes de mesures

Les campagnes de mesures ont commencé en mai 1998 sur la Chaudanne. Depuis 1998, 5 séries de mesures ont été effectuées sur la Chaudanne (tab. 5 et 6).

La première série de mesures date de 1998 (Bernoud, 1998). Elle comprend 3 campagnes (mai, juin et juillet). Les prélèvements biologiques portent seulement sur le milieu superficiel des stations 1, 2, 3 et 5.

La seconde série s'étale sur un cycle complet en 2000-2001 et comprend 7 campagnes de prélèvements (avril, juin, août, octobre, décembre 2000, février et avril 2001). Les milieux superficiel et hyporhéique ont été simultanément prospectés sur les stations 1, 2, 3 et 4 (Nogueira, 2001).

La troisième série de mesure a été effectuée au début de l'année 2002 (Fropier, 2002). Elle a porté sur le seul milieu hyporhéique. Elle visait à expérimenter une modification du protocole expérimental de prélèvement à la pompe Bou-Rouch (profondeur de la sonde crépinée : -15 à -25 cm). Cependant cette modification du protocole n'a pas provoqué de modifications des résultats. Ces données étant cohérentes avec les données précédentes, elles ont été incluses dans les analyses malgré la légère différence de protocole. Les stations 2, 3 et 4 ont été concernées.

La quatrième série de mesures comprend 2 campagnes réalisées en 2003. Elle porte sur les milieux hyporhéique et superficiel. Les protocoles de 2000-2001 ont été repris afin de mieux assurer la cohérence des données et concernent les stations 2, 3 et 4.

La cinquième série, réalisée en 2004-2005, est comme dans le cas de 2000-2001, une série de mesures effectuée sur une année complète. Sur les stations 2, 3 et 4, six campagnes ont été réalisées, en mars, avril, juillet et octobre 2004, puis en janvier et juin 2005. Le protocole standard de 2000-2001 a été conservé.

SURFACE		S1	S2	S3	S4	S5
25/05/98	01	S101S*	S201S*	S301S*		S501S*
23/06/98	02	S102S*	S202S*	S302S*		S502S*
10/07/98	03	S103S*	S203S*	S303S*		S503S*
04/04/00	04	S104S	S204S	S304S	S404S	
06/06/00	05	S105S	S205S*	S305S*	S405S	
01/08/00	06	(assec)	S206S*	S306S*	(assec)	
04/10/00	07	S107S	S207S*	S307S*	S407S*	
06/12/00	08	S108S*	S208S	S308S*	S408S*	
05/02/01	09	S109S*	S209S*	S309S*	S409S*	
05/04/01	10	S110S*	S210S*	S310S*	S410S*	
15/01/02	11					
07/02/02	12		*	*	*	
12/03/02	13		*	*	*	
17/04/02	14		*	*	*	
10/03/03	15				S415S*	
10/04/03	16		S216S*	S316S*	S416S*	
09/03/04	17		S217S*	S317S*	S417S*	
28/04/04	18		S218S*	S318S*	S418S*	
08/07/04	19		S219S*	S319S*	S419S*	
06/10/04	20		S220S*	S320S*	S420S*	
12/01/05	21		S221S*	S321S*	S421S*	
28/06/05	22				S422S*	
	Nombre de relevés chimiques	5	17	18	15	3
	Nombre de relevés chimiques	9	16	16	14	3
	Nombre de relevés simultanés	5	14	15	12	3

Tableau 5 : Campagnes de mesures réalisées sur le milieu superficiel de la Chaudanne ; codes des relevés biologiques ; * prélèvements physico-chimiques

1.3 Bilan global

Le milieu superficiel a fait l'objet de 4 séries de mesure. Il n'a pas été prospecté lors de la série de 2002. En 1998, durant l'étude exploratoire, la station aval choisie n'a pas été la station 4 mais la station 5. Les prélèvements ont montré qu'elle présentait des caractéristiques constantes de régénération du milieu (Lafont et al. 2000).

Lors des études suivantes, la station aval choisie fut par conséquent la station 4, qui s'est révélée être très impactée par les rejets du déversoir d'orage. Elle a été conservée par la suite surtout pour disposer **d'un gradient de pollution marqué** sur le secteur prospecté de la Chaudanne. Le milieu superficiel a, par conséquent, fait l'objet de 58 prélèvements sur 7

années. Les réplicats furent regroupés afin d'avoir une homogénéité de protocoles et durant la majorité des campagnes, des prélèvements d'eau pour analyses physico-chimiques ont été récupérés (tab. 5).

HYPORHEOS	S1	S2	S3	S4
04/04/00	<i>S104H (R2)</i>		<i>S304H (R3)</i>	S404H
06/06/00	S105H (R2)*	S205H (R12)*	S305H*	S405H*
01/08/00	*	S206H (R12)*	S306H (R23)*	
04/10/00	S107H (R12)*	S207H*	S307H (R23)*	S407H*
06/12/00	<i>S108H (R2)*</i>	S208H*	S308H*	S408H (R13)*
05/02/01	S109H (R2)*	S209H*	S309H*	S409H*
05/04/01		S210H*	S310H*	S410H (R1)*
15/01/02		S211H*	S311H*	S411H*
07/02/02		S212H*	S312H*	S412H*
12/03/02		S213H*	S313H*	S413H*
17/04/02		S214H*	S314H (R13)*	S414H*
10/03/03		S215H*	S315H*	S415H*
10/04/03		S216H (R12)*	S316H*	S416H*
09/03/04		S217H*	S317H*	S417H*
28/04/04		S218H*	S318H*	S418H*
08/07/04		S219H*	S319H*	S419H*
06/10/04		S220H*	S320H*	S420H*
12/01/05		S221H*	S321H*	S421H*
28/06/05		S222H (R12)*	S322H (R23)*	S422H (R13)*
Nb échantillons chimie	5	18	18	17
Nb de réplicats biologie	6	50	51	50
Nb éch biologie	5	18	19	18

Tableau 6 : Campagnes de mesures sur le milieu hyporhéique de la Chaudanne ; codes des relevés ; en italique sont notées les campagnes dont les effectifs cumulés d'oligochètes sont inférieurs à 20 exemplaires pour 5 ou 10 litres (selon protocole) ; lorsque le nom du prélèvement est suivi d'une parenthèse (R2, R12 par exemple), cela signifie que seuls un ou deux réplicats ont pu être collectés (assec ou colmatage du milieu hyporhéique) ; * prélèvements physico-chimiques.

L'exploration du milieu hyporhéique de la Chaudanne a débuté en 2000. Il a par la suite fait l'objet de 4 séries de mesures. Un total de 157 réplicats a été prélevé. Dans les analyses multivariées, les réplicats ont été regroupés pour chaque station. Lorsque les effectifs au niveau d'une station et d'un prélèvement étaient inférieurs à 20, ils n'étaient pas inclus dans les analyses statistiques qui n'ont ainsi concerné que 51 prélèvements regroupés. Mais tous les relevés sans exception ont pu servir à calculer les abondances moyennes et les pourcentages d'occurrence des espèces par station.

2 Premiers résultats sur la Chaudanne

Les premiers résultats concernent la seconde série de mesures, donc les données collectées en 2000-2001. Ce jeu de données est homogène et prenait pour la première fois en considération le milieu hyporhéique. Les données taxonomiques et faunistiques concernant cette seconde série de mesures seront incluses dans le chapitre IV (« Liste des espèces recensées ; remarques taxonomiques et faunistiques »). Les résultats écologiques qui suivent proviennent d'Analyses en Composantes Principales Normées (ACPN).

2.1 Milieu superficiel

Sur la Chaudanne, les TRF 1 et 2 caractérisent les sédiments superficiels de la station de référence (station 1, fig. 6). Ces deux TRF sont associés à une bonne qualité chimique et sont constamment observés depuis 1998 dans la station 1.

A l'amont et surtout à l'aval immédiat du DO (stations 2 et 3), on relève l'association des TRF 1 et 3, qui correspond à un enrichissement significatif en azote et phosphore (fig. 6). Les sédiments restent perméables (TRF1, bonne circulation des eaux dans les interstices), mais les espèces d'oligochètes résistantes à la pollution des eaux prédominent (TRF3), témoignant de la circulation d'une eau polluée dans les interstices sédimentaires. Les TRF 1 et 3 sont donc associés à de fortes teneurs en nitrates, suggérant la prédominance d'une situation polluée mais à forte activité métabolique, ce qui est également attesté par l'existence d'effectifs importants d'oligochètes (Lafont et al. 2006).

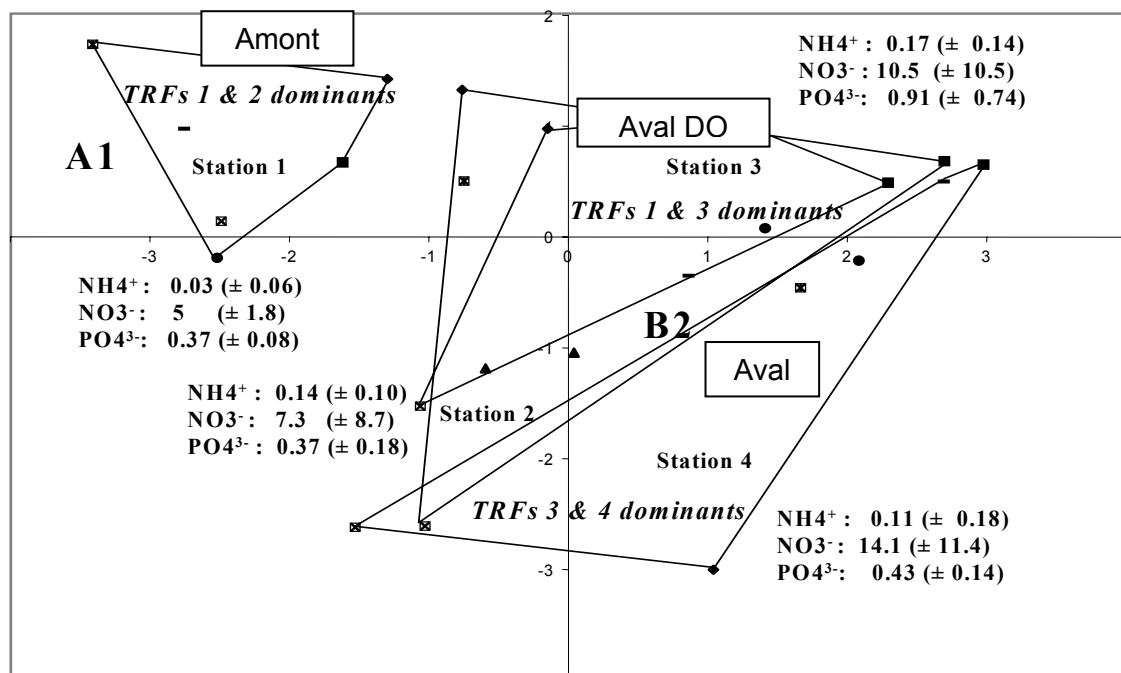


Figure 6 : Sédiments grossiers superficiels : liens entre les variables physico-chimiques et les traits fonctionnels (TRF 1 à 4) ; les variables physico-chimiques sont exprimées en mg/L ; DO : déversoir d'orage ; A1, B1, B2 : types géomorphologiques (cf. fig. 10 et 11) ; d'après Lafont et al. (2006).

Sur la station 4, les TRF 3 et 4 caractérisent une situation qui s'est encore dégradée par rapport à la précédente. L'effet boues (TRF4) devient significatif en périodes de basses eaux

(juin, août et octobre), et l'on constate une augmentation des teneurs en nitrates et une diminution des teneurs en sels ammoniacaux et en orthophosphates (fig. 6). Le caractère oxydant du milieu semble donc préservé, mais l'apparition à certaines saisons du TRF4 reste préoccupante. En résumé, dans les sédiments poreux superficiels, l'évolution des TRF suit un gradient croissant d'enrichissement en sels nutritifs, avec une activation des processus métaboliques (conditions ambiantes oxydantes pour les sels d'azote).

2.2 Milieu hyporhéique

Les stations 1, 2 et 3 se situent au même niveau de fonctionnement (dominance des TRF 1 et 2, apparition du TRF3 à certaines saisons sur les stations 2 et 3, fig. 7). Les teneurs en azote et en phosphore sont élevées, y compris dans la station amont, témoignant de processus de stockage. A l'aval immédiat du DO (station 3), il n'y a pas d'effets très significatifs (le TRF3 n'apparaît qu'à certaines saisons). En revanche, la situation se dégrade significativement sur la station 4 (dominance temporelle du TRF4, toxicité du milieu), avec des teneurs importantes en sels ammoniacaux, corrélées avec une diminution des nitrates (conditions ambiantes réductrices).

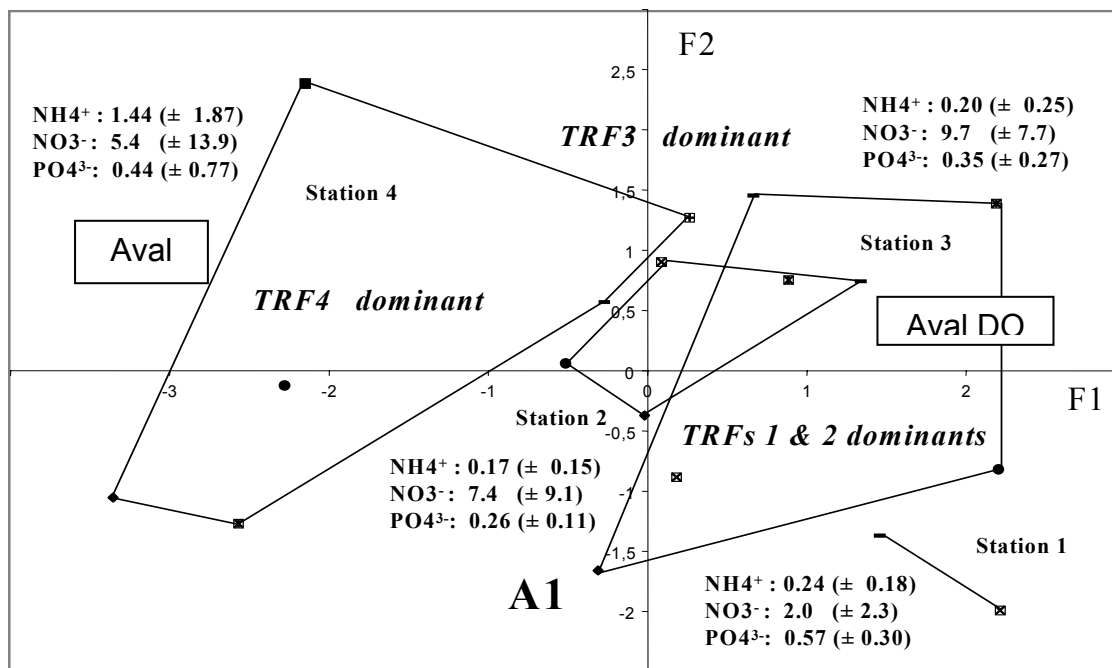
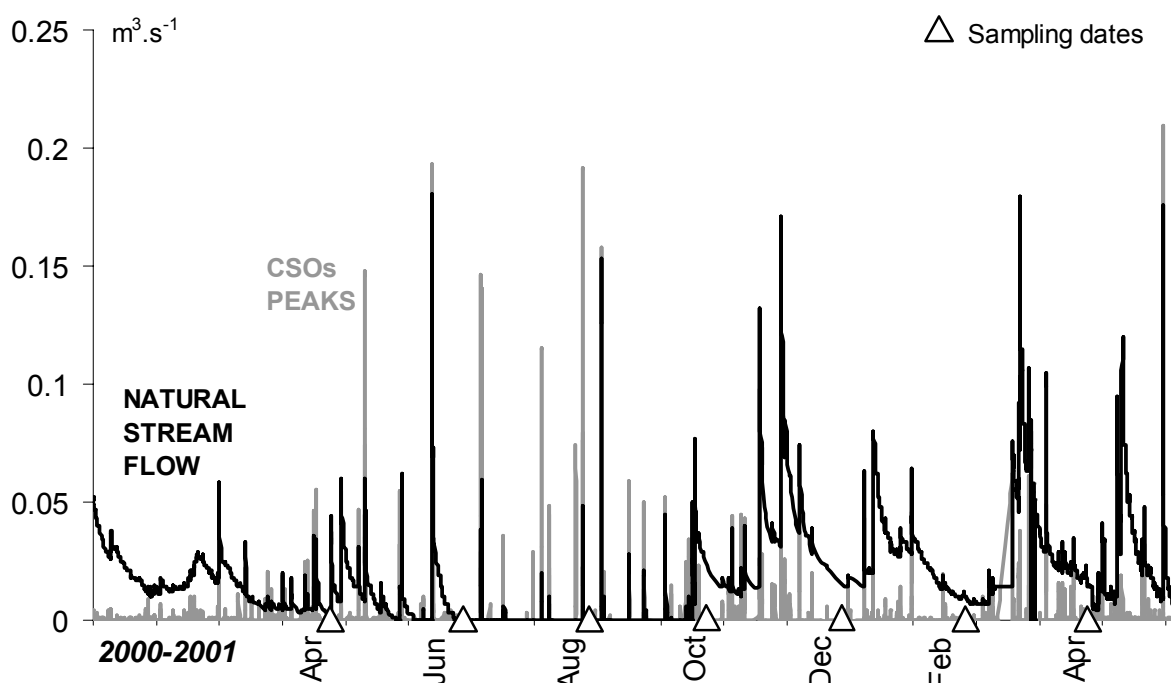


Figure 7 : Milieu hyporhéique : liens entre les variables physico-chimiques et les traits fonctionnels (TRF 1 à 4) ; les variables physico-chimiques sont exprimées en mg/L ; DO : déversoir d'orage ; A1, B1, B2 : types géomorphologiques (cf. fig. 10 et 11) ; d'après Lafont et al. (2006).

A l'inverse du milieu superficiel, le milieu hyporhéique se dégrade de façon brusque, témoignant du fait que les processus de stockage sont prédominants, y compris sur la station amont non impactée par le DO. L'absence de sédiments fins ne doit pas faire oublier que le milieu hyporhéique peut lui-aussi stocker les substances (Lafont et al. 1996 ; 2006).

Sur la station 4, on constate en outre que le TRF4 (effet boues + toxicité) apparaît dans les sédiments superficiels lorsque le débit du ruisseau décroît, alors que les déversements du déversoir d'orage sont importants et fréquents (fig. 8). Cette observation met bien en évidence le rôle de nettoyage du lit par les hauts débits : le milieu superficiel reste très lié aux

variations de débit superficiel. Sa qualité écologique sera préservée si les débits du ruisseau sont élevés et les déversements du DO limités en volumes et dans le temps (moins de déversements).



Sédiments de surface : pourcentages d'espèces indicatrices du TRF4 (effet boues)

Stations	1	1%	0%	?	11%	0%	1%	7%
	2	1%	2%	24%	54%	5%	14%	7%
	3	0%	0%	30%	33%	0%	1%	0%
	4	1%	71%	?	50%	22%	3%	16%

Milieu hyporhéique : pourcentages d'espèces indicatrices du TRF4 (effet boues)

Stations	1	0%	?	?	?	?	0%	?
	2	?	24%	?	17%	7%	2%	9%
	3	?	7%	?	8%	4%	7%	2%
	4	40%	87%	?	30%	63%	31%	32%

Figure 8 : Liens entre hydrologie et le TRF4 (effets boues) sur les stations de la Chaudanne ; ligne continue : débit du ruisseau (en $m^3.s^{-1}$) ; lignes verticales : débits du déversoir d'orage (CSOs PEAKS) (en $m^3.s^{-1}$) ; Δ : dates d'échantillonnage biologique ; modifié d'après Lafont et al. (2006).

Ce rapport entre le débit du ruisseau et celui du DO devrait pouvoir être modélisé pour connaître le rapport débit du ruisseau/débit du DO qui soit le plus favorable au maintien de la biodiversité dans les habitats de surface (éradication du TRF4). En revanche, dans le milieu hyporhéique, on observe une logique de stockage, qui est indirectement liée aux débits. Il faut alors chercher l'influence de facteurs géomorphologiques.

En outre, la mémoire des données biologiques a été recherchée en calculant des indicateurs de débits de déversements et d'absences de déversements dans les 10, 20, 30, 40... jours ayant précédé les échantillonnages biologiques (fig. 9). Les métriques ont été corrélées aux poids factoriels des traits fonctionnels sur les axes F1 et F2 des ACPN de ces mêmes campagnes de prélèvement (Lafont et al. 2004).

La figure 9 donne un aperçu des corrélations positives, qui indiquent une amélioration du milieu plus l'indicateur hydrologique est grand (et vice versa). L'analyse des durées d'exposition aux effets cumulés des déversements permet de cerner les dynamiques de réponse et d'assimilation de la biocénose hyporhéique et benthique. Ainsi la tendance à l'amélioration de la biocénose benthique semble résulter d'effets de rajeunissement du substrat survenus au minimum dans les 70 jours précédents. Il s'agit d'un effet indirect et décalé, car le milieu superficiel est censé répondre plus rapidement que le milieu hyporhéique.

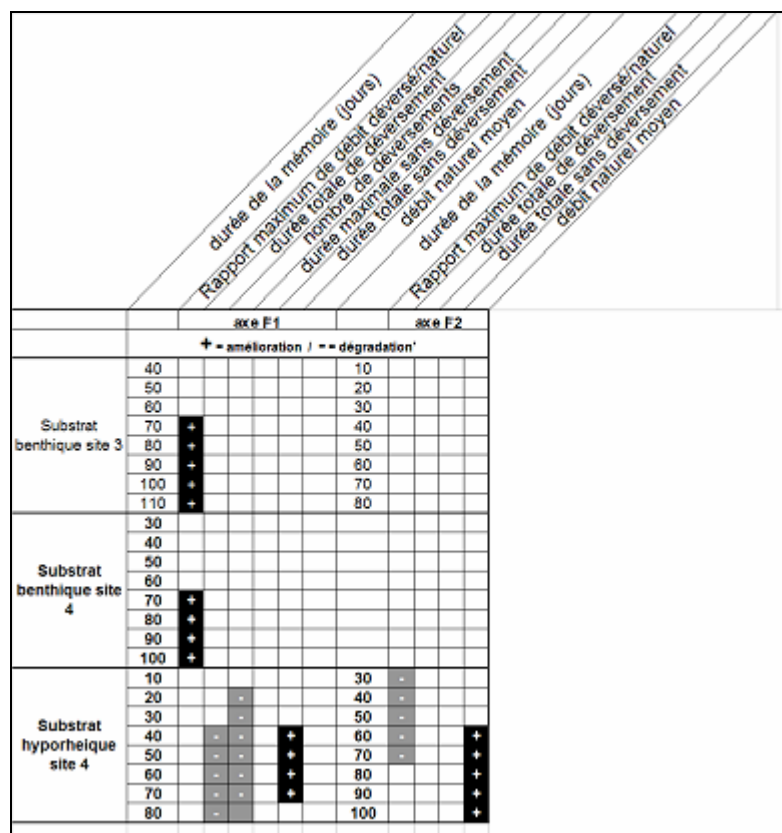


Figure 9 : Analyse des corrélations entre les poids factoriels des traits fonctionnels sur les axes F1 et F2 des ACPN et les indicateurs de débits des rejets du déversoir d'orage et du ruisseau (notés en haut de la figure) ; axe F1, axe F2 : axes factoriels F1 et F2 des ACPN ; les chiffres verticaux représentent les durées exprimées en jours ; + : corrélations positives ; - : corrélations négatives ; d'après Lafont et al. (2004) ; Breil et al. (2005).

La dégradation du milieu hyporhéique de la station 4 semble liée essentiellement aux indicateurs de déversements survenus au delà des 30 jours précédents et l'amélioration de la situation tiendrait à la valeur du débit naturel ayant persisté aux moins 70 jours. On observe que l'amélioration du substrat superficiel des sites 3 et 4 situés à l'aval du déversoir semble liée à l'importance du rapport entre les débits déversés et les débits naturels. L'effet n'est sensible qu'au delà de 70 jours et semble indiquer que le substrat superficiel a été érodé par action mécanique, provoquant une re-colonisation. Le substrat hyporhéique de la station 4 se

dégrade avec le nombre de déversements, avec un maximum à 60 jours (non visible ici), et avec la durée totale de déversements.

Le corollaire est l'amélioration en l'absence de rejets. Sur l'axe F2, la dégradation est liée à l'intensité du déversement, et donc à la quantité de polluants, et l'amélioration vient du débit naturel qui régénère la zone hyporhéique au delà de 80 jours d'exposition.

2.3 Discussion des premiers résultats sur la Chaudanne

Les peuplements d'oligochètes de la station témoin (station 1) présentent une richesse spécifique moyenne plus élevée que sur les autres stations. Ils sont dominés par des espèces indicatrices de perméabilité (TRF1), qui sont également des espèces intolérantes à la pollution (TRF2). Des traits fonctionnels similaires ont été rencontrés dans une rivière glaciaire indemne de toute pollution (rivière Roseg, Lafont & Malard, 2001; Malard et al. 2001, 2003). Dans cette rivière de référence, les sédiments grossiers superficiels et le milieu hyporhéique sont colonisés par des espèces intolérantes à la pollution, qui sont en même temps des espèces indicatrices de perméabilité et d'échanges hydrologiques actifs entre les eaux superficielles et souterraines (TRF1).

Le fait que la qualité fonctionnelle des sédiments superficiels et celle du milieu hyporhéique des stations 2 (amont immédiat du déversoir) et 3 (aval immédiat du déversoir) soient similaires, avec une forte valeur du TRF1 (perméabilité), suggère que ce TRF joue un rôle dans la conservation de la qualité du milieu, de même que les forts débits. Les boues polluées (TRF4) s'accumulent dans le milieu hyporhéique de la station 4, probablement en raison de la prédominance de phénomènes d'infiltration d'eaux superficielles polluées et de l'accumulation de polluants sous forme d'éléments figurés (boues). Ces dynamiques d'infiltration dominante seraient liées à une synergie entre l'atténuation de la pente du ruisseau sur la station 4 et un stress hydrologique, induit par des rejets polluants dont le débit est trop important par rapport à celui du ruisseau (Valin, 2004 ; Lafont et Coll. 2005). Ces observations soulignent le fait que le milieu hyporhéique peut stocker les nutriments et la pollution (Hynes, 1983; Jones & Mulholland, 2000) et constituer le témoin de pollutions passées ou présentes (Danielopol, 1989; Giere, 1993; Lafont et al. 1996).

La technique des traits fonctionnels (TRF) a été discutée dans Lafont et al. (2006). On peut considérer que le TRF1 est validé et décrit la perméabilité des sédiments, avec l'existence d'échanges hydrologiques actifs entre les eaux superficielles et souterraines. Les TRF2 et 3 (tolérance, intolérance à la pollution des eaux) méritent encore des précisions. Le TRF4 est validé en tant que descripteur d'une situation très altérée et toxique dans les sédiments grossiers superficiels et le milieu hyporhéique, sous l'effet de rejets urbains et industriels. Mais ce TRF reste complexe et décrit probablement une dynamique d'effets combinés (colmatage, effets des polluants, activité métabolique).

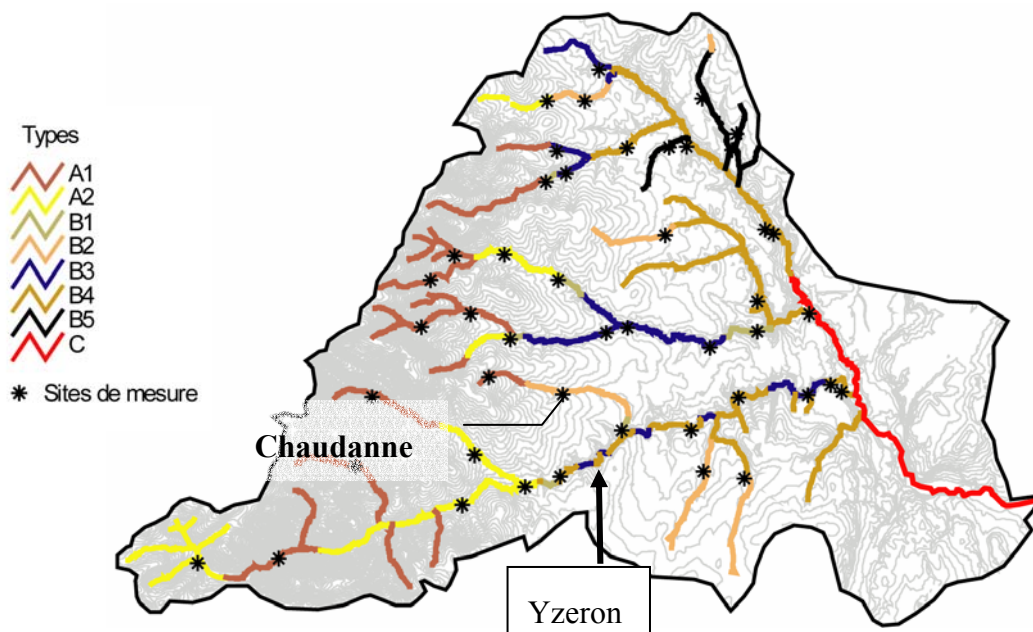
2.4 Liaison entre les états de la biocénose et les types géomorphologiques

Les traits fonctionnels relevés sur la Chaudanne ont été croisés avec les données géomorphologiques (Valin, 2004 ; Lafont et Coll. 2005), en appliquant la classification géomorphologique proposée par Schmitt et al. (2001 ; 2006). Cette typologie permet de subdiviser la Chaudanne en trois types (fig. 10):

A1 : Energie élevée ; le fond de vallée, non alluvial, est étroit et ne permet pas de dynamique latérale. La charge solide est constituée de sédiments hétérométriques. Les blocs les plus

grossiers peuvent être métriques, mais les sables sont abondants. La charge sédimentaire provient essentiellement des versants dont les pentes sont généralement élevées. Les unités morphodynamiques s'agencent en séquences marches/cuvettes, associées à des rapides. Les marches des chenaux les plus petits peuvent être constituées de racines de la ripisylve ;

B1 : Energie très élevée ; correspond à des tronçons de raccordement entre les zones encaissées et non-encaissées du plateau lyonnais métamorphique ou du plateau recouvert de cailloutis miocènes et pliocènes. Les tronçons sont courts et le fond de vallée étroit en « V » ne permet pas de dynamique latérale. Le chenal, rectiligne, incise la roche mère ou est constitué de blocs métriques en provenance des versants. Là encore, le colmatage par les sables est important. Les unités morphodynamiques s'agencent en séquences marches/cuvettes associées à des rapides.



Dénominations et codes des types de cours d'eau	Codes
Torrents des Monts du lyonnais (marron)	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 (marron clair)	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

Figure 10 : Carte de la typologie géomorphologique des cours d'eau du réseau hydrographique de l'Yzeron et localisation des 46 sites de mesure ; la flèche indique la localisation de la Chaudanne dans le bassin de l'Yzeron.

B2 : Energie modérée ; fonds de vallée alluviaux peu encaissés dans le plateau lyonnais métamorphique et le plateau recouvert de cailloutis miocènes et pliocènes. La charge solide est composée de blocs, galets, graviers et sables provenant principalement des versants et des

colluvions de pied de versants. Les galets les plus émoussés peuvent être d'origine glaciaire. La dynamique latérale est modérée. Les unités morphodynamiques s'ordonnent en séquences seuils/mouilles associées à des rapides et des plats.

L'examen de la figure 11 permet de dégager diverses tendances :

- les TRF1 et 2 (perméabilité, intolérance à la pollution) prédominent dans les types A1 et B1 (homogènes, à haute énergie) ;
- le TRF3 (résistance à la pollution des eaux) n'apparaît qu'en aval de rejets polluants (en l'occurrence le déversoir d'orage) ;
- le TRF4 (boues polluées) n'est répertorié de façon durable que dans le secteur à énergie modérée récepteur de rejets polluants (B2) et s'il y a atténuation de la pente.

Les TRF1 et 2 caractériseraient donc les secteurs préservés, aussi bien en situation de forte énergie que d'énergie modérée. La station 3, directement impactée par le DO, voit le TRF3 prédominer, mais la perméabilité des sédiments et les échanges hydrologiques entre les eaux superficielles et hyporhéiques restent actifs (TRF1).

Sur la station 5 de la Chaudanne (type B1 à haute énergie, étudiée en 1998), moins impactée par les rejets du DO que les stations 3 et 4, les TRF1 et 2 prédominent à nouveau comme sur la station 1. Les échanges hydriques entre les eaux superficielles et hyporhéiques seraient actifs dans les trois types (A1, B1, B2), si l'on se réfère au TRF1.

Ces échanges constituent des facteurs qui favorisent l'assimilation des nutriments et l'autoépuration du milieu (Hancock, 2002 ; Hancock et al. 2005, Lafont & Vivier, 2006). Mais il demeure le risque que la pollution soit stockée dans le milieu hyporhéique dès que des conditions favorables à l'infiltration se présentent (cf. station 4). Dans ce dernier cas, tout facteur hydrogéomorphologique favorisant l'infiltration des eaux superficielles dans le milieu hyporhéique constitue un risque en ambiance polluée.

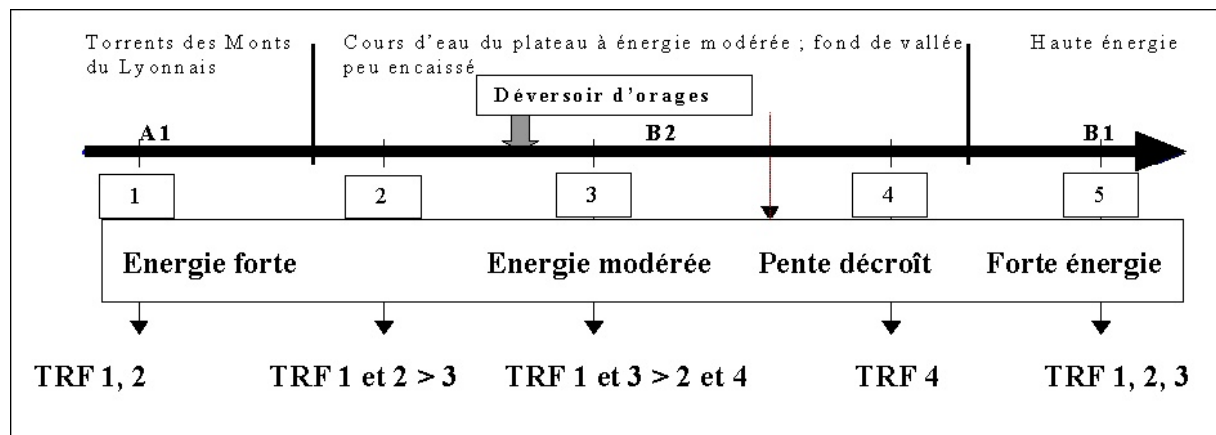


Figure 11 : Traits fonctionnels (TRF1 à 4) des stations de la Chaudanne. ; TRF1 : perméabilité ; TRF2 : intolérance à la pollution ; TRF3 : résistance à la pollution des eaux ; TRF4 : effet « boues polluées » ; 1 à 5 en médaillon : stations étudiées ; A1, B1, B2 : types géomorphologiques ; modifié d'après Valin (2004) ; Lafont et Coll. (2005) ; la station 5 a été étudiée en 1998 (Bernoud, 1998 ; Lafont et al. 2000).

2.5 Discussion générale

2.5.1 Premiers éléments

Une discussion plus approfondie fera l'objet du chapitre V (« Discussion et conclusion générale »). Nous résumerons ici les principaux points-clés de ces premiers résultats :

- la richesse spécifique de la Chaudanne est considérée comme forte, notamment parce que les unités fonctionnelles UF3 et UF4 ont été examinées simultanément ;
- l'importance majeure des dynamiques d'échanges hydrologiques entre les eaux superficielles et souterraines a été une fois de plus soulignée, avec la confirmation du stockage des polluants dans le milieu hyporhéique, point très important en terme de gestion ;
- le rôle de la température ne semble pas majeur dans la Chaudanne, mais ce n'est peut-être qu'un cas particulier ;
- si les résultats obtenus s'avèrent encourageants, il est nécessaire de préciser la signification des TRF, notamment les TRF correspondant aux espèces dont on ne connaît pas encore avec précision les exigences écologiques (comme *N. communis* et *C. diastrophus*, tab. 4) ;
- la nécessité de conserver l'approche visant à étudier simultanément les sédiments grossiers superficiels (UF3) et le milieu hyporhéique (UF4) ;
- la richesse des gradients de réponses écologiques du milieu périurbain Chaudanne, et la nécessité de travailler sur ce type d'écosystèmes aquatiques, tant pour l'aspect cognitif que pour l'aspect appliqué.

2.5.2 Ebauche d'une typologie du fonctionnement

A partir des résultats précédents, une ébauche de typologie du fonctionnement a été proposée (tab. 7 et Lafont et al. 2005, annexe I-2). Elle servira de base, avec les éléments de discussion exposés plus haut, pour la suite des travaux (cf. sous-chapitres II-2 et II-3). Cette typologie est censée donner un premier aperçu de l'effet des interactions entre formes et flux.

Si l'on revient au concept d'ambiance écologique EASY (Lafont, 2001), on se souvient qu'il est de la forme : $\mathbf{BIO} = \mathbf{f}(\mathbf{AP}) - \mathbf{g}(\mathbf{DM})$, avec \mathbf{BIO} = biocénoses, \mathbf{AP} = apports organiques et minéraux et \mathbf{DM} = défenses du milieu, c'est à dire la capacité d'assimilation des apports, capacité liée aux composantes physiques (géomorphologie, hydrologie, hydrogéologie...) et biologiques (activité métabolique des biocénoses).

L'association des TRF1 et 2 (type 1, tab. 7), observée dans la station la plus préservée de la Chaudanne, et ce depuis 1998 (Lafont et al. 2000), pourrait constituer un premier modèle simple d'état fonctionnel à préserver ou à restaurer.

Le type 2 peut ne pas dériver vers le type 3 si les rejets (AP) restent limités et les capacités de défense du milieu (DM) préservées, notamment le contexte géomorphologique et la capacité d'échanges hydriques au sein des habitats poreux (UF3 et UF4), avec un contexte de débits du ruisseau et de débits du DO qui restent favorables. Les processus aérobies prédomineraient et le milieu aurait une forte capacité d'assimilation, fait attesté par les forts effectifs d'oligochètes (Lafont et al. 2006).

Le type 3 apparaît dès que les rejets polluants deviennent plus importants, si le rapport débits de déversements/débits du ruisseau devient défavorable, ou si les polluants sont stockés, en général dans le milieu hyporhéique (station 4), en raison de phénomènes d'infiltration d'eau superficielle polluée, infiltration accentuée par le contexte géomorphologique (atténuation

naturelle et brusque de la pente du ruisseau). Les processus anaérobies prédomineraient dans ce type 3 (Lafont et al. 2006).

BIO	AP	DM
Type 1 TRF1 + TRF2	Charge organique : faible à modérée $\text{NH}_4^+ \leq 0,03 \text{ mg L}^{-1}$; $\text{NO}_3^- \leq 5 \text{ mg L}^{-1}$; $\text{PO}_4^{3-} \leq 0,37 \text{ mg L}^{-1}$ (eaux de surface) $\text{NH}_4^+ \leq 0,17 \text{ mg L}^{-1}$; $\text{NO}_3^- \leq 7,4 \text{ mg L}^{-1}$; $\text{PO}_4^{3-} \leq 0,26 \text{ mg L}^{-1}$ (eaux hypohéliques)	Non altérées Forte énergie (A1) Perméabilité-échanges actifs Pas d'imperméabilisation du paysage → contexte géomorphologique préservé
Type 2 TRF1 + TRF3	Charge organique : moyenne $\text{NH}_4^+ \leq 0,17 \text{ mg L}^{-1}$; $\text{NO}_3^- \leq 10,5 \text{ mg L}^{-1}$; $\text{PO}_4^{3-} \leq 0,91 \text{ mg L}^{-1}$ (eaux de surface) Processus aérobies dominants ? $\text{NH}_4^+ \leq 0,20 \text{ mg L}^{-1}$; $\text{NO}_3^- \leq 9,7 \text{ mg L}^{-1}$; $\text{PO}_4^{3-} \leq 0,35 \text{ mg L}^{-1}$ (eaux hypohéliques)	Peu altérées Forte énergie (A1, B1) Forts débits ruisseau/déversements Perméabilité-échanges actifs Mais imperméabilisation du paysage
Type 3 TRF4	Charge organique : moyenne à forte $\text{NH}_4^+ \leq 0,11 \text{ mg L}^{-1}$; $\text{NO}_3^- \leq 14,1 \text{ mg L}^{-1}$; $\text{PO}_4^{3-} \leq 0,43 \text{ mg L}^{-1}$ (eaux de surface) Processus anaérobies dominants ? $\text{NH}_4^+ \leq 1,44 \text{ mg L}^{-1}$; $\text{NO}_3^- \leq 5,4 \text{ mg L}^{-1}$; $\text{PO}_4^{3-} \leq 0,44 \text{ mg L}^{-1}$ (eaux hypohéliques)	Altérées Energie modérée (B2) Faibles débits ruisseau/déversements Imperméabilisation du paysage Dynamique d'infiltration favorisée Stockage de polluants dans l'UF4 mais forte activité métabolique du TRF4

Tableau 7 : Transcription dans le concept EASY de la typologie en 3 types (Types 1 à 3) relevée dans les unités fonctionnelles poreuses UF3 (sédiments grossiers superficiels) et UF4 (milieu hypohélique) ; BIO : biocénoses d'oligochètes, caractérisées par les TRF (TRF1 à TRF4) et les 3 types de fonctionnement ; AP : apports organiques et minéraux ; DM : défenses du milieu ; A1, B1, B2 : types géomorphologiques ; modifié, d'après Lafont et al. (2005 et annexe I-2)

En outre, les facteurs favorables aux défenses du milieu (DM) seraient liés à la capacité de filtration et d'échanges hydriques des habitats poreux (UF3 et UF4), facteurs connus pour activer la dégradation des apports (voir travaux cités dans Lafont & Vivier, 2006 ; Lafont et al. 2006), capacité elle-même liée au contexte géomorphologique (Schmitt et al. 2006, sous presse). La préservation du contexte géomorphologique revêt donc une importance primordiale dans le maintien du type 1.

Lorsque le TRF4 est prédominant et constant, parmi les facteurs favorables à une restauration de la perméabilité et à une limitation des boues au sein des filtres UF3-UF4, on a pu noter l'importance du rapport débits du ruisseau/débits de déversement (fig. 9 et tab. 7). Il convient aussi de noter l'activité de bioturbation d'organismes comme les Tubificidae (Datry et al. 2003a ; Mermillod-Blondin et al. 2002 ; 2003 ; 2004 ; 2005 ; Nogaro et al. 2006). Les Tubificidae font précisément partie des formes indicatrices du TRF4 (tab. 4). Ces vers

construisent des galeries, où l'eau peut circuler, et contribuent ainsi à la dégradation des substances azotées, donc à la capacité d'auto-épuration des habitats poreux.

2.5.3 Premières propositions en matière de gestion écologique du milieu

A la suite de cette première série de résultats, on peut proposer un premier schéma de gestion du ruisseau Chaudanne (fig. 12). Le type 1 servirait de modèle à préserver ou à restaurer. Le type 2 pourrait être toléré à titre transitoire si des mesures de protection pertinentes ont été mises en place. En revanche, le type 3 est à proscrire et à éradiquer.

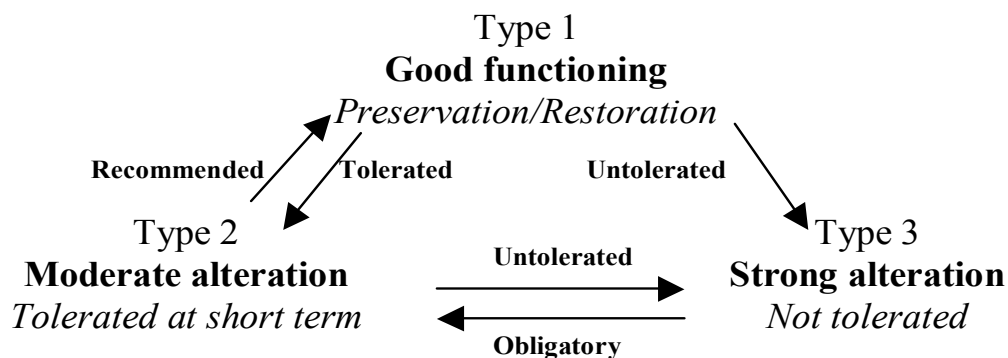


Figure 12 : Proposition de critères pour une réhabilitation écologique du ruisseau Chaudanne ; modifié, d'après Lafont et al. (2005).

Parmi les mesures de gestion concrètes destinées à minimiser l'effet des rejets urbains, nous avons proposé de suivre la ligne de conduite suivante (Lafont et al. 2005) :

- évaluer l'état fonctionnel et le type prédominant par les TRF ; intégrer éventuellement cet état dans un diagnostic plus large (Perrin et al. 2004) ;
- en priorité, assurer la réhabilitation de la qualité chimique du milieu, que l'on peut suivre par la typologie et les TRF (TRF2, TRF3 et TRF4) ;
- assurer ensuite la réhabilitation physique du milieu, que l'on peut suivre par le TRF1, par les insectes aquatiques et par des méthodes hydro-géomorphologiques ; en particulier, préserver ou restaurer le contexte géomorphologique de l'hydrosystème.

Pour la réhabilitation chimique du milieu, il est nécessaire de supprimer les rejets parasites, au moins ceux qui sont connus, comme par exemple le rejet du parking du centre commercial (fig. 5). De plus, la construction d'un bassin de décantation en sortie du déversoir d'orage serait nécessaire.

La mise en séparatif du réseau d'égouts est aussi préconisée dans les environnements urbains (Walsh et al. 2001). Mais, outre que cette mesure est extrêmement coûteuse, elle n'a pas donné les résultats escomptés dans la Chaudanne. En effet, des travaux de génie civil ont été menés en 2003, avec la mise en séparatif d'une partie du réseau d'égouts et la construction de bacs de décantation pour l'eau de pluie amenée par le réseau séparatif. Mais, en 2005, ces travaux n'ont pas encore été suivis d'une amélioration de la qualité fonctionnelle du milieu (Lafont et al. 2005). En particulier, le TRF4 est toujours prédominant dans le milieu hyporhéique de la station 4.

Remarque

Il semble possible de relier les TRF et les formes (fig. 11). Mais la signification géomorphologique des TRF ne peut s'entendre que dans un contexte chimique donné. En effet, les TRF1 et 2 se rencontrent dans des milieux préservés et sont favorisés par des situations de haute énergie et d'échanges actifs entre les eaux superficielles et souterraines. En revanche, la présence de rejets polluants va influencer sur ces relations, avec l'apparition du TRF3 dans les zones de forte énergie et du TRF4 dans les zones d'énergie modérée, notamment dans les secteurs d'atténuation de la pente.

Tout l'enjeu sera donc d'arriver à prédire quelles combinaisons de formes et de flux d'eau et de substances permettront de préserver les TRF 1 et 2, les plus représentatifs d'un « bon fonctionnement » écologique : la réhabilitation ou la conservation des milieux passera par ce type de prédictions.

II-2 - Etude écologique de la Chaudanne de 1998 à 2005

1 Introduction

Les travaux effectués sur la Chaudanne et exposés dans le sous-chapitre précédent **II-1** ont permis de proposer une première typologie (tab. 7). C'est donc la validité de cette typologie, rappelée dans le tableau 8, qui constitue l'hypothèse que nous allons tester dans la Chaudanne, mais sur la séquence totale de données, allant de 1998 à 2005.

Types (BIO)	Apports (AP)	Défenses du milieu (DM)
Type 1 : TRF1 + TRF2	Charge organique : faible à modérée	Non altérées : contexte géomorphologique préservé → échanges hydrologiques actifs entre la surface et la sub-surface
Type 2 : TRF1 + TRF3	Charge organique : moyenne Processus aérobies dominants Forte capacité d'assimilation	Peu altérées : contexte géomorphologique moins préservé (>10% d'imperméabilisation du paysage urbanisé) ; les échanges hydrologiques entre la surface et la sub-surface restent actifs
Type 3 : TRF4	Charge organique : moyenne à forte, présence de substances toxiques Processus anaérobies dominants Capacité d'assimilation altérée	Altérées : contexte géomorphologique moins préservé et/ou naturellement moins favorable à la capacité d'assimilation du milieu ; prédominance d'une dynamique d'infiltration

Tableau 8 : Rappel des hypothèses de travail à tester sur l'ensemble des données Chaudanne (de 1998 à 2005) (cf. tab. 7)

Cependant, on peut discerner à l'avance l'ampleur de la tâche, notamment étudier les liens entre les TRF et les dynamiques de formes, la physico-chimie de l'eau et les facteurs hydrologiques : débits du ruisseau et du déversoir d'orage, dynamique d'échanges hydriques entre la surface et la sub-surface.

Dans ce sous-chapitre, nous développerons surtout les liens entre les TRF et les facteurs physico-chimiques du support aqueux (ruisseau et déversoir).

Les relations entre les TRF et les types géomorphologiques sont évoquées dans le tableau 7. Nous ne pourrions pas progresser ici par rapport à ce qui a déjà été fait. Dans la discussion finale du chapitre V, nous reviendrons sur le sujet, mais il est évident qu'il faut travailler sur des jeux de données plus conséquents. Les liens entre les TRF et les échanges hydrologiques entre la surface et la sub-surface n'ont pu être étudiés comme nous le souhaitions, les données hydrogéologiques n'étant à ce jour pas encore disponibles.

La méthodologie utilisée et la description des stations d'étude a été exposée dans le sous-chapitre **II-1**. Cependant, toutes les espèces dont les exigences écologiques ne sont pas encore clarifiées avec certitude et qui ne peuvent être incluses dans les TRF1 à TRF4 (tab. 4), ont été regroupées au sein d'un nouveau trait fonctionnel, le **TRFi** (i = indéterminé). Ce TRF avait déjà été testé à petite échelle dans le travail de Fropier (2002). Il sera étudié ici sur toute la séquence de données disponibles, soit dans les relevés effectués de 1998 à 2005 dans la Chaudanne.

2 Résultats

2.1 Remarque générale : évolution du milieu depuis 1998

D'un point de vue géomorphologique, les stations 1 et 2 sont restées pratiquement inchangées, malgré une incision débutante en station 2 en 2005 (Valette, 2005 ; Schmitt et al. 2006). La station 3 est en revanche extrêmement remaniée, avec l'invasion du lit par des blocs de bétons et une incision significative. Les berges ont en effet été modifiées et remblayées lors de la construction des bassins d'orage en 2003 (Lafont et al. 2005). La station 4 a également été remaniée à cause de travaux sur le parking du centre commercial, entraînant des rejets de terre provenant de déblais. La construction de bassins d'orage et la mise en séparatif d'une partie du réseau étaient initialement considérées comme susceptibles d'améliorer la qualité écologique du milieu. Un premier bilan a montré qu'il n'en était rien (Lafont et al. 2005). Ce bilan va être affiné pour voir si l'absence de restauration significative se confirme.

2.2 Liste des espèces (pourcentages d'occurrence et abondance relative)

Le tri et la détermination des oligochètes ont donc été effectués sur toutes les séries de mesures, allant de 1998 à 2005 (cf. sous-chapitre II-1). Les abondances, exprimées en pourcentages, ont été calculées à partir des effectifs totaux pour une station (addition des effectifs d'oligochètes pour un taxon donné sur toutes les campagnes de mesure). La liste complète des espèces recensées dans la Chaudanne, ainsi que les commentaires taxonomiques et faunistiques associés, sont exposés dans le chapitre IV.

2.2.1 Sédiments grossiers superficiels

Onze taxons présentent une fréquence d'occurrence > 25% (tab. 9). Cependant, l'examen des 11 taxons dominants dans la Chaudanne montre qu'en fait, seuls 4 taxons présentent une abondance relative moyenne > 10% (tab. 10), soit *N. elinguis*, *Cernosvitoviella* sp., *C. diastrophus* et *N. communis* ; ces 4 taxons font également partie des plus fréquents (tab. 9).

	S1	S2	S3	S4	S5	% occ.
<i>Nais communis</i>	88,89	68,75	93,75	71,43	100,00	84,56
<i>Pristina jenkinsae</i>	66,67	93,75	81,25	71,43	100,00	82,62
<i>Cernosvitoviella</i> sp. (<i>atrata</i>)	100,00	93,75	62,50	14,29	100,00	74,11
<i>Nais elinguis</i>	66,67	62,50	75,00	78,57	66,67	69,88
Tubificidae avec s. capillaires	44,44	62,50	50,00	78,57	100,00	67,10
<i>Pristina aequisetata</i> (<i>foreli</i>)	33,33	68,75	75,00	50,00	100,00	65,42
<i>Marionina argentea</i>	100,00	56,25	62,50	14,29	33,33	53,27
Enchytraeidae	66,67	25,00	37,50	28,57	100,00	51,55
Tubificidae sans soies capillaires	33,33	25,00	56,25	42,86	100,00	51,49
<i>Chaetogaster diastrophus</i>	55,56	62,50	50,00	78,57	0,00	49,33
Lumbriculidae immatures	100,00	6,25	6,25	28,57	0,00	28,21

Tableau 9 : Pourcentage d'occurrence des 11 taxons les plus fréquents dans la Chaudanne de 1998 à 2005 (sédiments superficiels) ; S1 à S5 : stations de la Chaudanne ; % occ. : pourcentage d'occurrence moyen.

Tableau 10 : Abondance relative moyenne des 11 taxons dominants dans la Chaudanne de 1998 à 2005 (sédiments superficiels).

	S1	S2	S3	S4	S5	%
<i>Nais elinguis</i>	2,48	49,95	41,99	59,61	0,36	30,88
<i>Cernosvitoviella</i> sp. (<i>atrata</i>)	32,44	3,11	3,40	0,11	34,98	14,81
<i>Chaetogaster diastrophus</i>	1,33	13,11	15,70	21,12	0,00	10,25
<i>Nais communis</i>	25,34	2,80	11,00	2,81	9,15	10,22
<i>Pristina jenkinsae</i>	6,64	6,82	6,89	1,16	20,82	8,46
Tubificidae avec s. capillaires	0,63	9,49	6,11	5,05	17,00	7,66
<i>Pristina aequisetata (foreli)</i>	0,28	5,04	3,88	0,20	6,98	3,28
Enchytraeidae G. sp.	6,81	0,23	0,95	0,53	4,65	2,63
<i>Marionina argentea</i>	5,44	1,20	1,44	0,04	3,21	2,27
Lumbriculidae immatures	5,31	0,06	0,20	0,11	0,00	1,14
<i>Lumbricillus</i> spp.	0,41	0,15	0,23	4,41	0,21	1,08

Les peuplements d'oligochètes superficiels de la Chaudanne, bien que très riches en espèces (cf. chapitre IV), ne se révèlent réellement dominés que par 4 espèces, une très résistante à la pollution (*N. elinguis*), 2 résistantes à une charge en sels nutritifs (*N. communis* et *C. diastrophus*) et une sensible à la pollution (*Cernosvitoviella* sp.). Cependant, les grandes tendances relevées dans le sous-chapitre II-1 se retrouvent ici, avec la dominance de *Cernosvitoviella* (TRF1-TRF2) sur la station 1, et l'augmentation significative de la proportion de *N. elinguis* (TRF3) à partir de la station 2, l'abondance relative de cette espèce s'avérant la plus forte sur la station 4.

2.2.2 Milieu hyporhéal

Dans le milieu hyporhéal, parmi les espèces les plus fréquentes (% occ. > 28%), *N. elinguis* se révèle la plus fréquente (tab. 11), mais aussi la plus abondante (tab. 12).

	S1	S2	S3	S4	% occ.
<i>Pristina jenkinsae</i>	33,33	83,33	78,95	61,11	64,18
<i>Nais elinguis</i>	0,00	72,22	78,95	88,89	60,01
Tubificidae avec soies capill.	0,00	66,67	84,21	88,89	59,94
<i>Marionina argentea</i>	50,00	61,11	73,68	22,22	51,75
<i>Cernosvitoviella</i> sp. (<i>atrata</i>)	16,67	88,89	73,68	27,78	51,75
<i>Pristina aequisetata (foreli)</i>	0,00	66,67	68,42	50,00	46,27
<i>Nais communis</i>	33,33	33,33	68,42	44,44	44,88
<i>Cernosvitoviella atrata</i>	16,67	61,11	68,42	5,56	37,94
Lumbriculidae immatures	33,33	11,11	47,37	44,44	34,06
<i>Chaetogaster diastrophus</i>	0,00	38,89	42,11	50,00	32,75
<i>Tubifex ignotus</i>	0,00	27,78	42,11	50,00	29,97
<i>Lumbricillus</i> spp.	0,00	11,11	15,79	88,89	28,95
Enchytraeidae groupe 1	16,67	27,78	36,84	33,33	28,65

Tableau 11 : Pourcentage d'occurrence des 13 taxons les plus fréquents dans la Chaudanne de 1998 à 2005 (milieu hyporhéal) ; S1 à S5 : stations de la Chaudanne ; % occ. : pourcentage d'occurrence moyen.

Cependant, comme dans le cas des sédiments superficiels, les grandes tendances relevées dans le sous-chapitre II-1 se retrouvent ici, avec la dominance de *Cernosvitoviella* (*Cernosvitoviella* formes immatures + *C. atrata* = 33,3%, TRF1-TRF2) sur la station 1, et l'augmentation significative de la proportion de *N. elinguis* et de *P. jenkinsae* (TRF3, TRF1-

TRF3) à partir de la station 2, l'abondance relative de *N. elinguis*, associée à celles de *Lumbricillus* spp. et des Tubificidae (TRF4), s'avérant les plus fortes sur la station 4 (tab. 12).

	S1	S2	S3	S4	%
<i>Nais elinguis</i>	0,00	10,12	24,84	38,67	18,41
<i>Cernosvitoviella</i> sp. (<i>atrata</i>)	26,21	27,65	15,21	0,32	17,35
<i>Marionina argentea</i>	20,69	12,61	2,96	0,45	9,18
<i>Pristina jenkiniae</i>	5,52	11,69	10,04	3,71	7,74
<i>Lumbricillus</i> spp.	0,00	0,16	0,04	20,43	5,16
Tubificidae avec soies capill.	0,00	4,69	1,63	14,00	5,08
<i>Pristina osborni</i>	0,00	0,73	16,73	0,07	4,38
<i>Rhyacodrilus ardiераe</i>	15,17	0,03	0,01	0,00	3,80
<i>Pristina aequiseta (foreli)</i>	0,00	5,94	4,89	1,76	3,15
<i>Cernosvitoviella atrata</i>	3,45	4,89	3,95	0,13	3,10
<i>Chaetogaster diastrophus</i>	0,00	3,26	5,20	3,50	2,99
<i>Haber</i> sp	8,97	0,86	0,14	0,06	2,51
<i>Pristina aequiseta (aequiseta)</i>	0,00	4,28	3,87	0,64	2,20

Tableau 12 : Abondance relative moyenne des 13 taxons dominants dans la Chaudanne de 1998 à 2005 (milieu hyporhéique).

2.3 Evolution des traits fonctionnels du milieu superficiel de 1998 à 2005

Cette étude a concerné 58 relevés superficiels effectués sur les 5 stations de la Chaudanne (tab. 13). Les variables analysées sont les 4 traits fonctionnels initiaux (TRF1 à 4), le nouveau trait fonctionnel (TRFi, cf. § 1), le nombre d'espèces et les effectifs d'oligochètes.

	S1 (n=9)	S2 (n=16)	S3 (n=16)	S4 (n=14)	S5 (n=3)
Nb. de relevés	9	16	16	14	3
TRF1 moyenne	62,9	34,1	36,3	9,7	55,7
et	16,1	26,7	26,2	11,9	21,5
cv	25,7	78,4	72,2	123,3	38,7
TRF2 moyenne	48,0	12,6	12,9	2,0	25,0
et	14,2	12,6	13,3	3,1	25,4
cv	29,5	100,0	103,0	160,9	101,4
TRF3 moyenne	10,3	53,2	49,2	44,4	31,7
et	7,6	28,7	23,8	25,2	15,0
cv	73,3	53,9	48,3	56,8	47,5
TRF4 moyenne	2,5	17,1	15,4	31,6	31,0
et	3,9	25,3	20,4	28,9	22,6
cv	160,5	148,0	132,5	91,4	72,9
TRFi moyenne	28,9	17,6	22,6	21,6	12,3
et	16,4	16,3	15,9	18,0	4,7
cv	56,7	92,5	70,1	83,4	38,3

Tableau 13 : Sédiments superficiels (1998 à 2005) : valeur moyenne des 5 traits fonctionnels (TRF1 à TRF4, TRFi) sur les stations de la Chaudanne (S1 à S5) ; n = nombre de relevés ; et : écart-type ; cv : coefficient de variation.

Un premier examen du tableau 13 et de la figure 13 montre que les traits fonctionnels 1 et 2 caractérisent comme prévu la station 1. Il est intéressant en outre de constater que le coefficient de variation cv de ces 2 TRF ne dépasse pas 30% (tab. 13), soit le plus faible de tout le jeu de données. Cette faible variation est d'autant plus remarquable que sont inclus ici

des relevés de 1998 et de 2000-2001. La constance temporelle de la dominance des TRF1 et 2 pourrait donc bien constituer une caractéristique de milieux préservés.

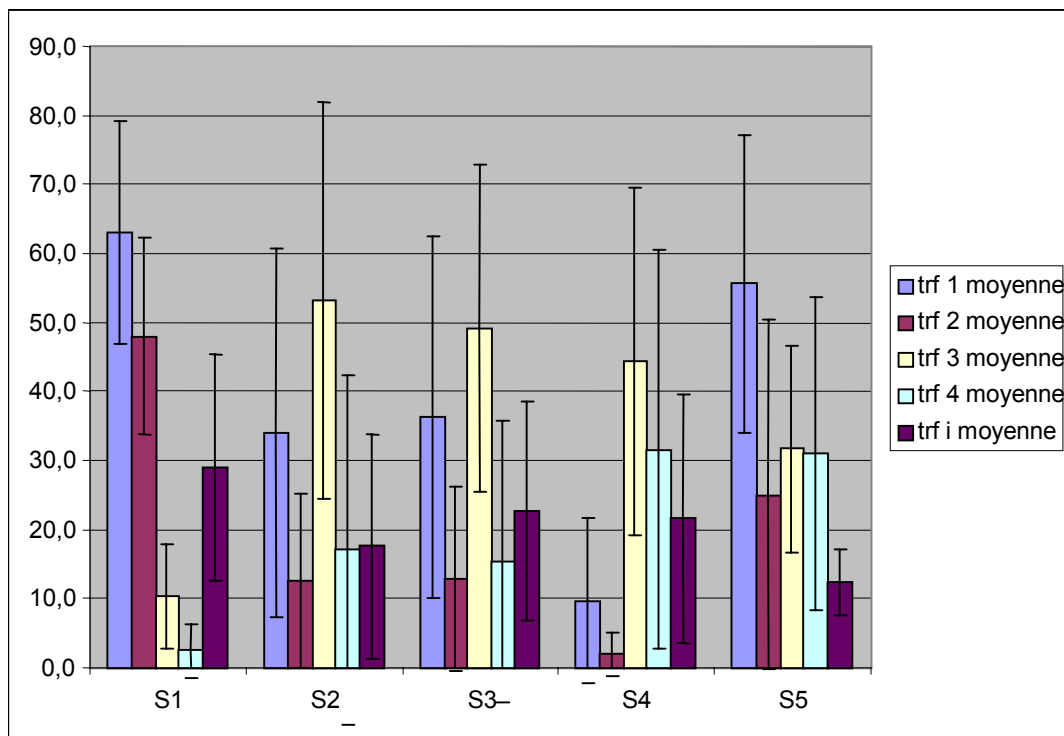


Figure 13 : Sédiments grossiers superficiels (1998 à 2005) : valeur moyenne et écart-type des 5 traits fonctionnels (trf) sur les stations de la Chaudanne (S1 à S5).

Une ACPN a été effectuée sur ce jeu de données (58 relevés et 7 variables, soit 5 TRF, le nombre d'espèces et les effectifs totaux d'oligochètes/0,1 m²). L'axe F1 (38.1% d'inertie) est corrélé positivement avec l'association TRF1 et TRF2, ainsi qu'au nombre d'espèces d'oligochètes (fig. 14A). Il est corrélé négativement au TRF3 et aux effectifs totaux. L'axe F2 (28.1% d'inertie) est corrélé fortement au TRF4, et négativement au TRF3. Cette répartition des variables biologiques sur le cercle des corrélations est très semblable aux résultats obtenus lors de l'analyse de la série 2000-2001 (Lafont et al. 2006, annexe I-3).

On peut discerner trois cas de figure (fig. 14B). Tout d'abord la station 1 se dégage clairement des autres stations. Elle montre une prépondérance très nette des TRF1 et 2, à l'exclusion des autres TRF. La dispersion des relevés est peu importante par rapport à celle des autres stations si l'on se réfère aux 5 polygones de dispersion des relevés, montrant une constance temporelle des variables biologiques, constance déjà observée par l'examen des coefficients de variation (tab. 13). Les polygones de dispersion des relevés des stations 2 et 3 se recoupent. Ils occupent une large plage de forme grossièrement triangulaire, dont le sommet supérieur se situe sur l'axe F2 (corrélé au TRF4), avec une pointe du côté négatif de F1 (TRF3) et une pointe du côté positif de F1 (association TRF1 et 2). Le polygone de dispersion des relevés de la station 4 oscille entre l'axe F2 (TRF4) et le côté négatif de l'axe F1 (TRF3), donc entre une prédominance de l'effet boue et une prédominance d'espèces résistantes à la pollution.

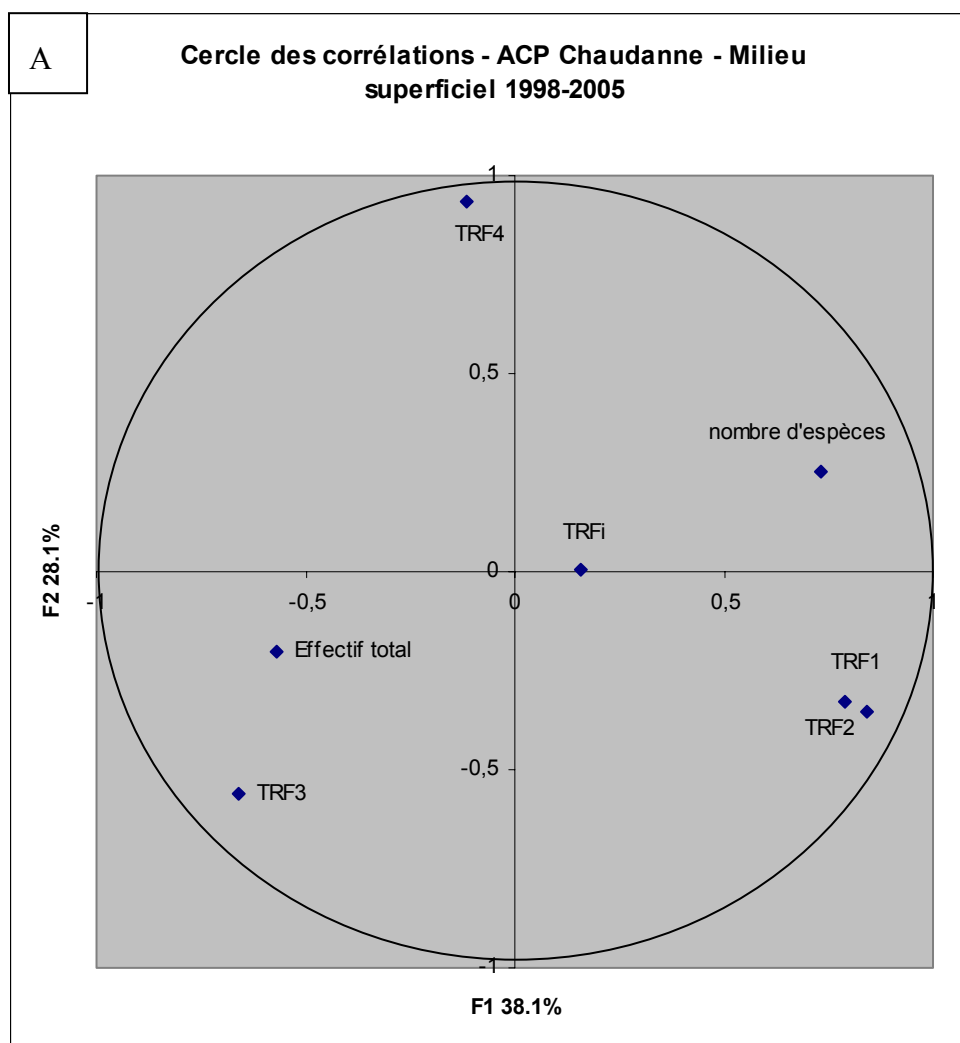
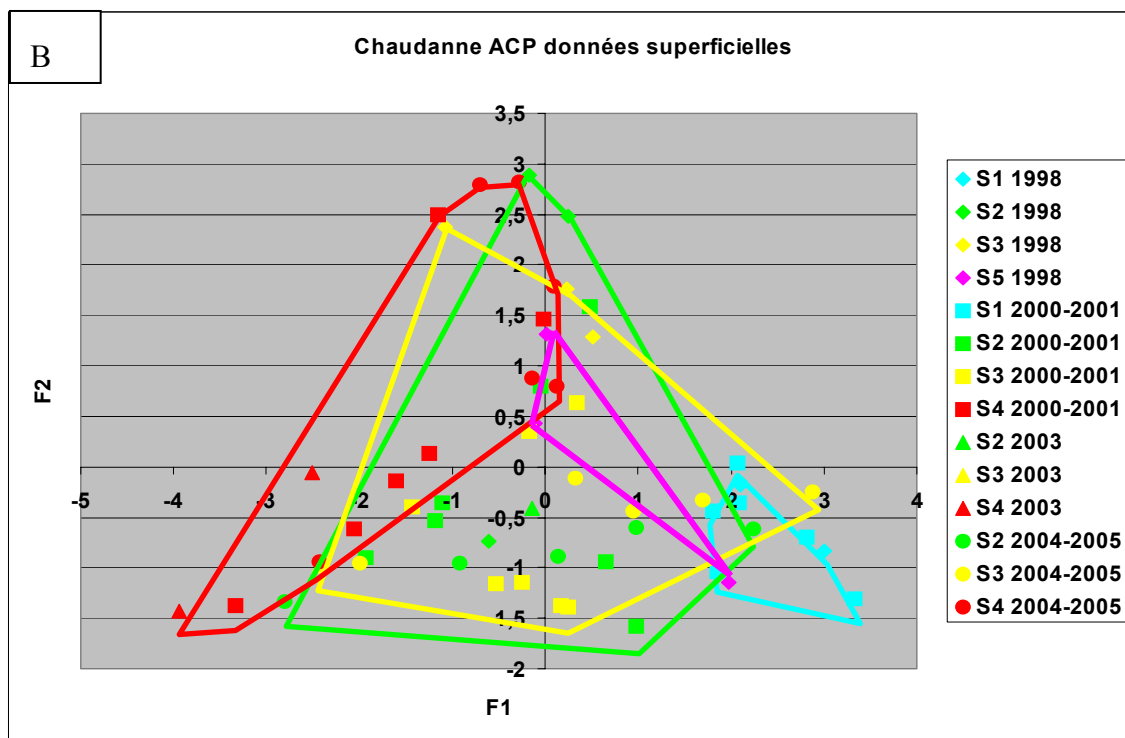


Figure 14 : Sédiments grossiers superficiels de la Chaudanne de 1998 à 2005 : résultats de l'ACP ; A : cercle des corrélations ; B : polygones de dispersion des relevés.

La station 5 ne comporte que trois prélèvements. Elle oscille entre les TR1 et 2 et un effet boues peu accusé. Il s'agit incontestablement d'un secteur de restauration du ruisseau (Lafont et al. 2000), sans apparition significative du TRF3 : le système passe directement d'un effet boues peu accusé à la prédominance des TRF1 et 2.

En conclusion, de 1998 à 2005, on observe les mêmes tendances fonctionnelles sur les mêmes stations. Cette observation tendrait à prouver que la qualité du milieu n'a pas évolué et que les bassins de décantation, construits en 2002, n'ont pas encore eu d'effets bénéfiques tangibles, ce qui confirme notre premier aperçu sur le sujet (Lafont et al. 2005).

Par ailleurs, le TRFi n'a pas apporté de modifications majeures à la structure mise ici en évidence. Or, ce TRFi est loin de présenter des valeurs négligeables (12 à 29%, tab. 13). Il est surtout représenté dans la Chaudanne par les espèces *Nais communis* et *Chaetogaster diastrophus*.

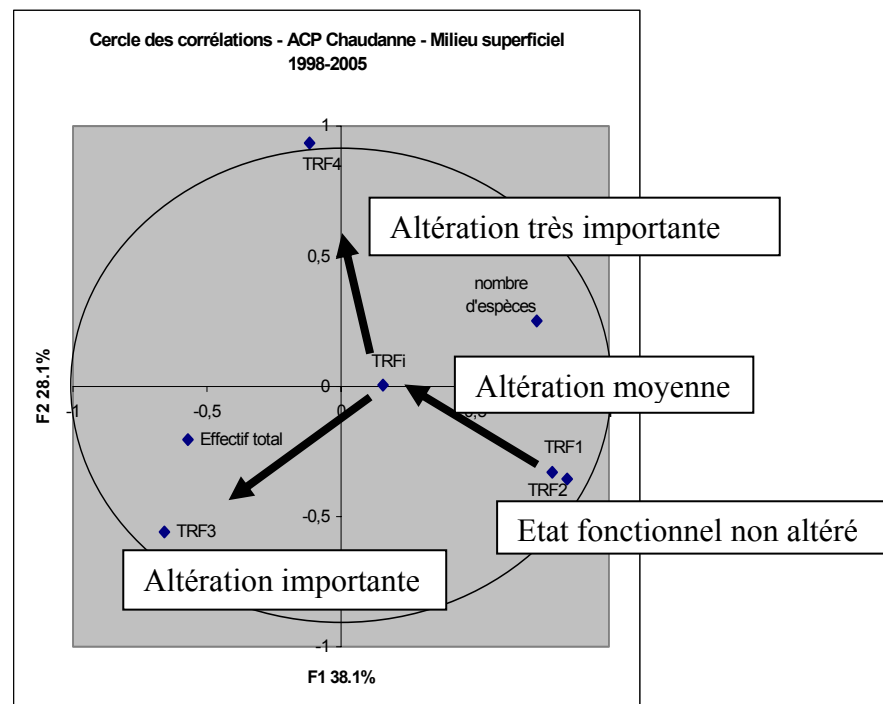


Figure 15 : Prise en compte du TRFi dans la typologie mise en évidence sur la Chaudanne (cercle des corrélations de l'ACPN sur les sédiments superficiels, relevés de 1998 à 2005).

La nature du TRFi était au départ un peu incertaine et représentait surtout les espèces dont les exigences écologiques étaient mal connues. L'hypothèse selon laquelle ce TRFi ne changerait pas fondamentalement la structure fonctionnelle mise en évidence (Lafont et al. 2006), s'est donc bien vérifiée ici. Qui plus est, le TRFi semble caractériser une situation intermédiaire d'altération de l'état fonctionnel (fig. 15), avant basculement, soit vers le TRF3 et de forts effectifs d'oligochètes, soit vers le TRF4 (effet boues). De plus, le TRFi ne dépasse pas 29% en moyenne sur la station 1, ce qui confirmerait le statut d'espèces moyennement résistantes à la pollution attribué à *N. communis* et *C. diastrophus* (Lafont, 1989).

2.4 Evolution des traits fonctionnels du milieu hyporhéique de 2000 à 2005

Cette étude a concerné 51 relevés hyporhéiques effectués sur 4 stations de la Chaudanne (tab. 14). Seules deux campagnes concernant la station 1 de la Chaudanne ont pu être conservées

dans l'analyse, les autres campagnes, comprenant des effectifs cumulés inférieurs à 20 individus, n'ont pas été prises en considération.

	S1 (n=2)	S2 (n=17)	S3 (n=15)	S4 (n=17)
TRF1 moyenne	78,47	61,59	56,65	13,60
et	12,77	24,78	32,97	14,32
cv	16,27	40,24	58,21	105,29
TRF2 moyenne	64,06	36,73	33,10	3,28
et	19,89	28,01	24,09	6,41
cv	31,04	76,25	72,79	195,61
TRF3 moyenne	8,51	38,89	43,38	30,13
et	7,61	27,82	22,32	24,15
cv	89,47	71,54	51,45	80,14
TRF4 moyenne	0,00	11,88	4,76	51,12
et	0,00	14,80	4,90	24,38
cv		124,55	102,96	47,68
TRFi moyenne	21,53	12,07	17,65	12,64
et	12,77	13,40	19,93	11,03
cv	59,31	111,05	112,92	87,31

Tableau 14 : Milieu hyporhéique (1998 à 2005) : valeur moyenne des 5 traits fonctionnels (TRF1 à TRF4, TRFi) sur les stations de la Chaudanne (S1 à S5) ; n = nombre de relevés ; et : écart-type ; cv : coefficient de variation.

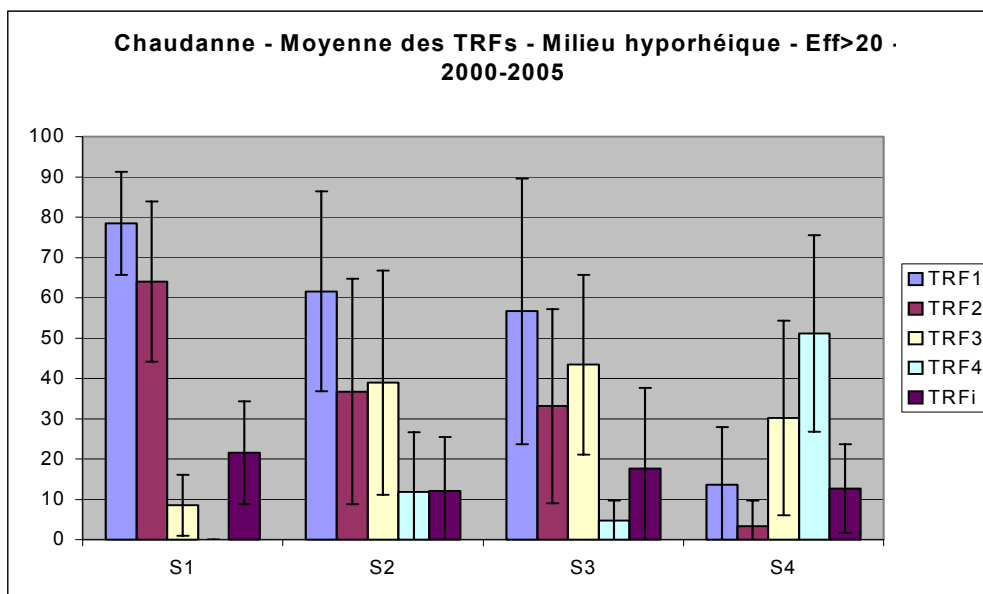


Figure 16 : Milieu hyporhéique (1998 à 2005) : valeur moyenne et écart-type des 5 traits fonctionnels (TRF) sur les stations de la Chaudanne (S1 à S4).

La station S1 présente une forte prédominance des TRF1 et 2 (tab. 14 et fig. 16). Cependant, seuls deux échantillons ont été pris en compte. Les stations S2 et S3 ont un profil comparable. La station S3 présente cependant un TRF1 légèrement inférieur et plus variable qu'en S2, un TRF3 un peu plus important et un TRF4 par contre inférieur à 5%. Le profil de la station S4 est très différencié. Le TRF1 est légèrement supérieur à 10% mais très variable. Les TRF3 et 4 sont largement dominants.

Une ACPN a été effectuée sur ce jeu de données (51 relevés et 7 variables, soit 5 TRF, le nombre d'espèces et les effectifs totaux d'oligochètes/5 ou 10 L). L'axe F1 représente 35.7% de l'inertie totale (fig. 17A). Tout comme dans le milieu superficiel, il est fortement corrélé positivement aux TRF1 et TRF2, et de façon moindre au nombre d'espèces d'oligochètes. L'axe F1 est également corrélé négativement au TRF4. L'axe F2 représente 21.7% de l'inertie totale. Il met en opposition les traits fonctionnels TRFi (corrélation positive) et TRF3 (corrélation négative).

Comme deux relevés seulement sont disponibles, il n'est pas possible de discriminer la station S1 (fig. 17B). Les stations S2 et S3 sont confondues, comme dans le cas des sédiments superficiels. Cependant, la station S3 présente une dispersion légèrement plus importante. Les polygones de dispersion des relevés des stations S2 et S3 s'étalent entre les valeurs positives de l'axe F1 (TRF1 et TRF2), et positives et négatives de l'axe F2 (TRFi et TRF3), mais ils sont peu orientés en direction du TRF4.

Enfin la station 4 est bien discriminée par cette analyse. Sa dispersion sur l'axe F1 est faible et du côté négatif (TRF4) ; sa dispersion selon F2 est plus importante, indiquant des oscillations entre les TRF3, 4 et TRFi.

En conclusion, on retrouve des résultats déjà acquis (Lafont et al. 2006). On observe donc trois types de profils dans le milieu hyporhéique de la Chaudanne :

le type 1 : prédominance des TRF1 et 2,

le type de profil 2 présente déjà une dégradation par rapport à la station 1, le TRF1 reste supérieur à 50% ; cependant on observe une diminution du TRF2 et une augmentation du TRF3. Ce qui indique une dégradation de la qualité physico-chimique des eaux circulant dans les sédiments hyporhéiques. Il y a même la présence du TRF4 supérieur à 10% dans le milieu hyporhéique de la station 2,

contrairement au milieu superficiel, le TRF4 est plus important dans le milieu hyporhéique que le TRF3 ; la station 4 présente donc une situation critique, avec un effet boues important et constamment présent. Il se produit un stockage permanent de la pollution.

La prise en compte du TRFi, comme dans le cas des sédiments grossiers superficiels, ne change pas fondamentalement la structure déjà mise en évidence sans ce trait fonctionnel (Lafont et al. 2006). Comme dans le cas des sédiments superficiels, le TRFi semble exprimer un état intermédiaire d'altération entre TRF1/2 et TRF3/4 (fig. 18). En effet, TRFi et TRF3 sont opposés sur le facteur F2, suggérant que le milieu évolue vers un effet boues (TRF4) en passant, soit par une oscillation TRFi-TRF3 (stations 2 et 3), soit par une oscillation TRF3-TRF4 (station 4).

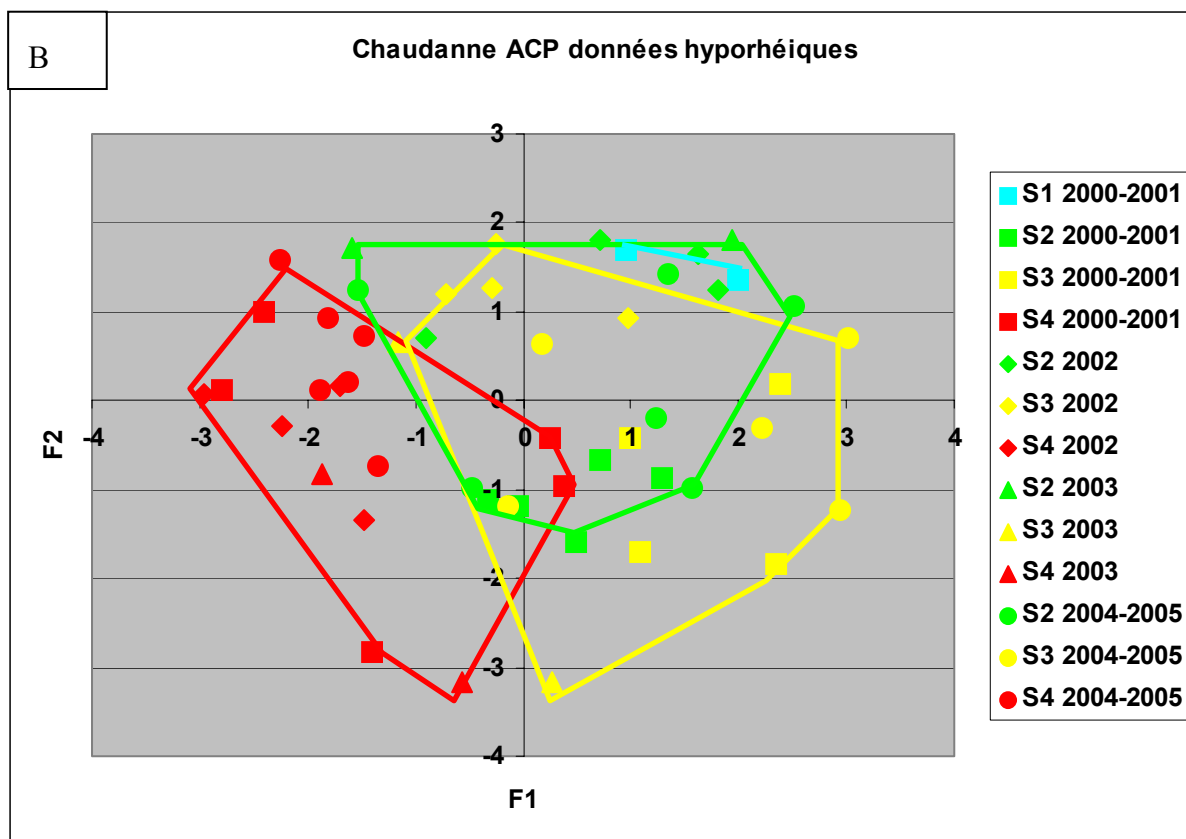
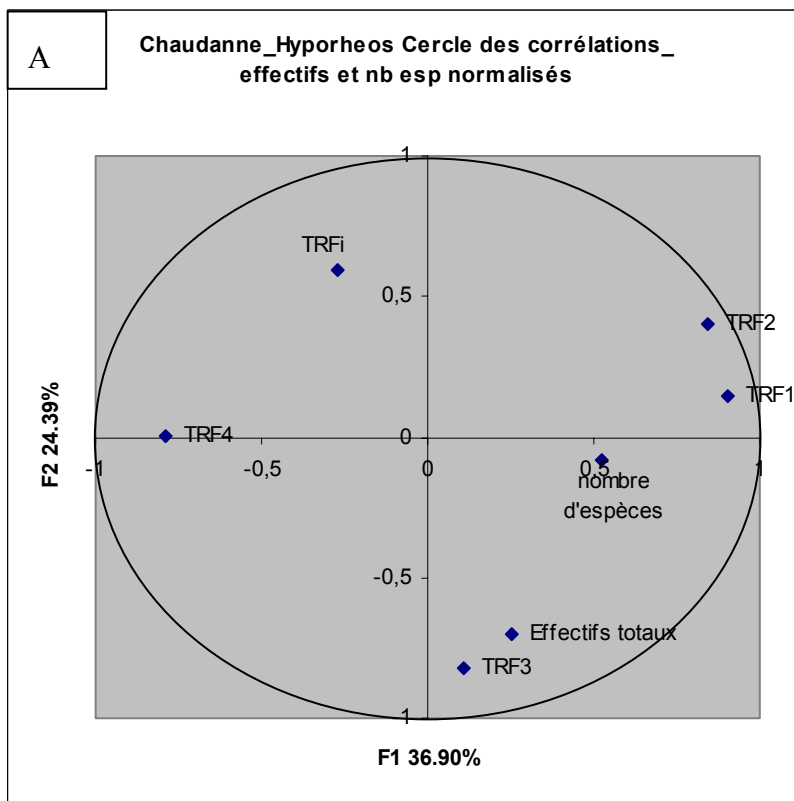


Figure 17 : Milieu hyporhéique de la Chaudanne de 2000 à 2005 : résultats de l'ACP ; A : cercle des corrélations ; B : polygones de dispersion des relevés.

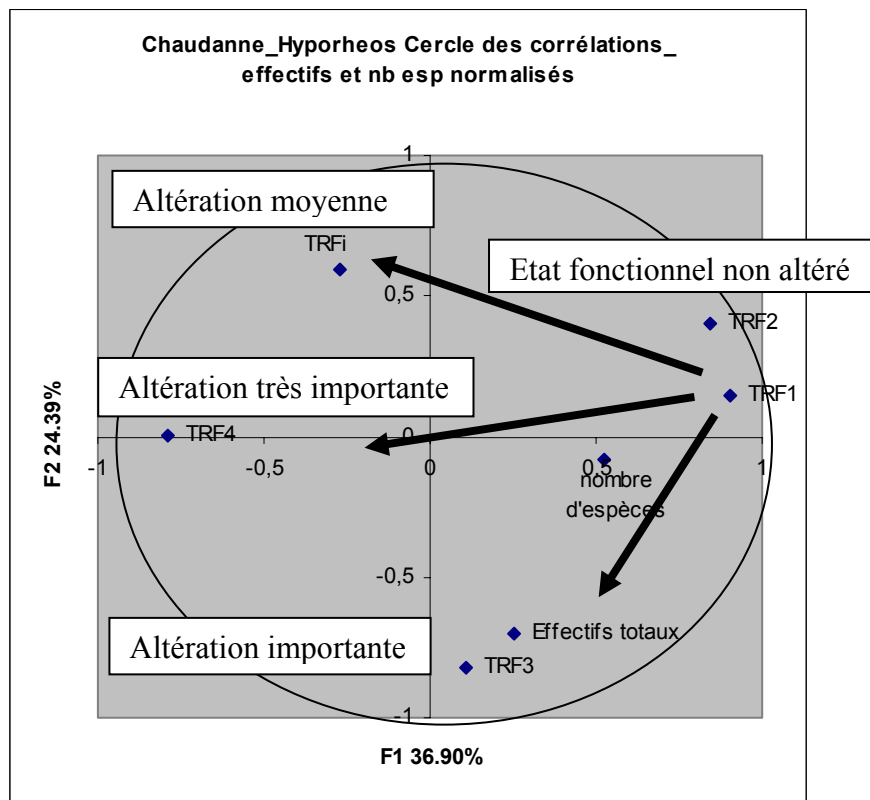


Figure 18 : Prise en compte du TRFi dans la typologie mise en évidence sur la Chaudanne (cercle des corrélations de l'ACPN sur le milieu hyporhéique, relevés de 1998 à 2005).

2.5 Relations entre les variables chimiques et les traits fonctionnels

Les critères proposés dans le cadre du SEQ Eau (Inter-Agences 1999 ; Simonet, 2001) ont été utilisés pour classer la qualité chimique des eaux superficielles et hyporhéiques de la

Chaudanne (tab. 15). Les valeurs brutes des variables chimiques, les valeurs moyennes, maximales, minimales, ainsi que les médianes, les 1^{ers} et 4^{èmes} quartiles, figurent dans l'Annexe 3.

	1	2	3	4	5
Ca ⁺⁺ en mg/L	si 32<Ca<160mg/L				
Cl ⁻ en mg/L	50	100	150	200	>
COD en mg/L	5	7	10	15	>
Conductivité en µS/cm	si 180<Cond<2500				
DCO en mg/L	20	30	40	80	>
MES en mg/L	2	25	38	50	>
Mg ⁺⁺ en mg/L	50	75	100	400	>
Na ⁺ en mg/L	200	225	250	750	>
NH ₄ ⁺ en mg/L	0,1	0,5	2	4	>
N Kjeldahl en mg/L	1	2	4	6	>
NO ₂ ⁻ en mg/L	0,03	0,3	0,5	1	>
NO ₃ ⁻ en mg/L	2	10	25	50	>
pH en unité pH	6,5<pH<8,2				
PO ₄ ³⁻ en mg/L	0,1	0,5	1	2	>
P total en mg/L	0,05	0,2	0,5	1	>
SO ₄ ²⁻ en mg/L	60	120	190	250	>

Tableau 15 : Classes de qualité chimique selon les critères du SEQ-Eau (Simonet, 2001).

2.5.1 Variables chimiques : eaux superficielles (1998 à 2005)

La chimie des eaux superficielles de la station 1 est globalement correcte, notamment en ce qui concerne les sels d'azote, et varie peu (tab. 16). On peut cependant mettre en avant des teneurs en matières phosphorées comparativement élevées par rapport aux autres stations (classe 3 pour le phosphore total et les orthophosphates. Les concentrations en matières en suspension (MES, classe 5), en COD et COT (classe 3) sont également élevées.

La station 2 de la Chaudanne est soumise à des rejets urbains diffus et difficilement identifiables. Sa qualité chimique se révèle dégradée d'une classe de qualité par rapport à la station 1 pour les sels d'azote (fig. 19). On note un enrichissement en substances azotées (1 à deux classes de qualité perdues).

	Moyenne S1	Moyenne S2	Moyenne S3	Moyenne S4	Moyenne S5
Ca ⁺⁺ en mg/L		35,63	39,75	50,67	
Cl ⁻ en mg/L	17,5	30,8	32,16	34,07	
COD en mg/L	8,05	7,52	8,4	9,27	
COT en mg/L	7,95	9,9	9,35	9,2	
Conductivité en µS/cm	246	349,2	384,19	389,23	381,67
DCO en mg/L				37	
HCO ₃ ⁻ en mg/L		83	96,88	123	
K ⁺ en mg/L		5,23	5,74	6,43	
KMnO ₄ en mg/L	5,73	5,45	4,98	6,32	5,55
MES en mg/L	272	8,07	18,2	54,33	1,33
Mg ⁺⁺ en mg/L		6,02	6,14	6,44	
N Kjeldahl en mg/L	0,87	1,73	2,27	2,06	0,7
Na ⁺ en mg/L	16	18,75	20,6	22,77	
NH ₄ ⁺ en mg/L	0,03	0,15	0,59	0,38	0,03
NO ₂ ⁻ en mg/L	0,02	0,1	0,29	0,24	0,07
NO ₃ ⁻ en mg/L	4,4	10,04	11,45	12,05	4,73
P total en mg/L	0,43	0,27	0,6	0,4	0,33
pH en unité pH	6,98	7,28	7,51	7,46	7,6
PO ₄ ³⁻ en mg/L	0,51	0,49	0,91	0,52	0,93
SiO ₂ en mg/L		12	11,7	13,4	
SO ₄ ²⁻ en mg/L		23,63	30,09	36,35	

Tableau 16 : Valeurs moyennes des variables chimiques des eaux superficielles de la Chaudanne (1998 à 2005) ; S1 à S5 : stations de prélèvements

La station 3 de la Chaudanne reçoit directement les eaux du déversoir d'orage. Sa qualité est donc nettement dégradée par rapport à la station 2 (tab. 16), notamment pour l'azote et surtout le phosphore total (classe 4).

La station 4 de la Chaudanne reçoit quelques déversements supplémentaires, notamment le ruissellement du parking d'un centre commercial. La qualité physico-chimique des eaux superficielle n'est néanmoins pas plus détériorée que celle de la station 3, avec la récupération d'une classe de qualité par rapport à la station 3 pour les sels ammoniacaux (classe 3 → classe 2) et le phosphore total (classe 4 → classe 3, tab. 16).

Trois campagnes de relevés seulement sont disponibles pour la station 5 (mai, juin et juillet 1998, Bernoud, 1998). Cette station présente des caractéristiques physico-chimiques moins détériorées que celles des stations précédentes. Les teneurs en matières phosphorées restent en moyenne élevées (classe 3, PO₄³⁻ = 0,93 mg L⁻¹), mais les valeurs en matières azotées sont

inférieures à celles des stations 2 et 3, et comparables à celles de la station amont (station 1). Ce secteur de la Chaudanne constitue, comme on l'a vu précédemment, un tronçon où le milieu se restaure significativement.

L'examen des valeurs maximales des variables chimiques (tab. 17) montre bien que le déversoir d'orage du Pont de l Barge (amont de la station S3) constitue le principal foyer de pollution, avec des pics d'azote et de phosphore en périodes pluvieuses (deux campagnes ont été réalisées lors de crues : campagnes des 19 et 20 juillet 2004 et d'octobre 2004), ce qui est une caractéristique bien connue des rejets de temps de pluie en milieux urbanisés (Paul & Meyer, 2001, Fatta et al. 2002).

	Max S1	Max S2	Max S3	Max S4	Max S5
Ca ⁺⁺ en mg/L		46	46	111	
Cl ⁻ en mg/L	22	51	51	66	
COD en mg/L	8,05	9,3	15,2	17,3	
COT en mg/L	7,95	9,9	9,35	9,2	
Conductivité en µS/cm	505	485	570	745	460
DCO en mg/L				37	
HCO ₃ ⁻ en mg/L		119	115	285	
K ⁺ en mg/L		9,4	9,2	9,4	
KMnO ₄ en mg/L	7,6	7,35	6,45	7,5	9,55
MES en mg/L	1070	59	94	403	4
Mg ⁺⁺ en mg/L		6,8	7,1	7,8	
N Kjeldahl en mg/L	1,15	6,5	15,1	5,7	0,85
Na ⁺ en mg/L	18,5	28	28	47	
NH ₄ ⁺ en mg/L	0,05	0,99	8,35	2,25	0,04
NO ₂ ⁻ en mg/L	0,05	0,3	3,25	0,54	0,1
NO ₃ ⁻ en mg/L	9,4	28	27	28	5,9
P total en mg/L	0,88	0,54	3,25	1,25	0,52
pH en unité pH	7,2	7,7	8,2	8	8
PO ₄ ³⁻ en mg/L	0,89	1,03	5,45	0,98	1,11
SiO ₂ en mg/L		12	11,7	13,4	
SO ₄ ²⁻ en mg/L		41	40	67	

Tableau 17 : Valeurs maximales des variables chimiques des eaux superficielles de la Chaudanne (1998 à 2005).

De même, si le COD semble relativement élevé sur la station de référence (station 1), en réalité, les pics les plus élevés de COD n'apparaissent qu'en aval du DO (stations 3 et 4, fig. 19). La même remarque s'applique au phosphore total. Les pics d'azote nitreux et ammoniacal ne sont observés qu'à l'aval immédiat du déversoir d'orage (station 3). Seuls les nitrates sont abondants sur les stations 2, 3 et 4 et peu concentrés sur les stations 1 et 5 (référence et zone de récupération). En conclusion, la principale source d'azote, hors nitrates, et de phosphore a pour origine le déversoir d'orage. Les nitrates semblent plus issus de ruissellements sur tout le bassin versant, avec un potentiel nitrifiant important sur les stations 2, 3 et 4. Par ailleurs, à l'exception des nitrates, on constate la grande variabilité des valeurs des sels d'azote, du phosphore et du COD à l'aval du déversoir (station S3, fig. 19), attestant une fois encore que le principal foyer de pollution se trouve à cet endroit et qu'il fonctionne par pics de concentrations (rejets de temps de pluie).

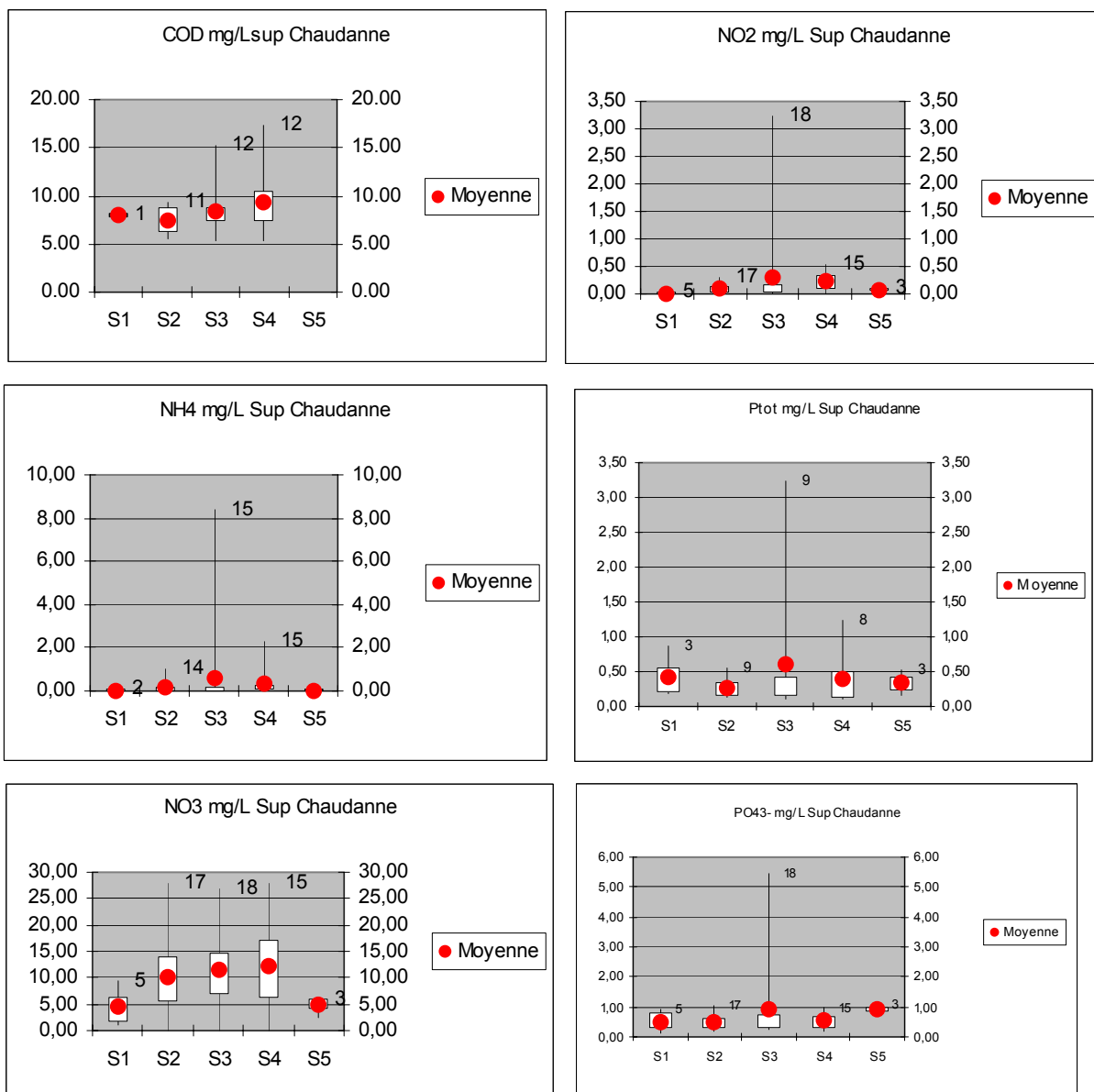


Figure 19 : COD, sels d'azote et de phosphore dans les eaux superficielles de la Chaudanne (1998 à 2005) ; valeurs minimales, moyennes (en rouge) et maximales, 1^{er} quartile (base du rectangle blanc) et 3^{ème} quartile (sommets du rectangle blanc).

Quant aux fortes concentrations en MES observées sur la station 1 (tab. 16 et 17), elles sont liées à la nature du bassin versant propice à la mise en suspension et au transport des particules fines, fait attesté par le colmatage du milieu hyporhéique par des limons, colmatage d'ailleurs observé lors des prélèvements à la pompe Bou-Rouch sur le terrain.

2.5.2 Variables chimiques : eaux hyporhéiques (2000 à 2005)

Les valeurs des variables chimiques de la Chaudanne, incluant les valeurs moyennes, les valeurs maximales et minimales, ainsi que les médianes, les 1^{ers} et 4^{èmes} quartiles, figurent dans l'Annexe 3. Les classes de qualité chimique correspondent à celles du SEQ Eau (Simonet, 2001 et tab. 15). Le milieu hyporhéique de la station 1 (tab. 18) a une bonne qualité dans le cas des sels ammoniacaux et des nitrites (classe 2), et présente des teneurs élevées en phosphore (classe 3) et en COD (classe 4). Cependant, seules deux analyses d'eau sont disponibles.

	S1	S2	S3	S4
Ca ⁺⁺ en mg/L		43,33	49,30	66,17
Cl ⁻ en mg/L	37,83	30,44	31,93	40,31
COD en mg/L	11,43	8,36	8,19	8,75
Conductivité en µS/cm	250,83	366,43	409,41	512,92
DCO en mg/L		7,50	7,50	15,00
HCO ₃ ⁻ en mg/L		98,92	120,00	192,19
K ⁺ en mg/L		5,24	5,56	11,45
KMnO ₄ en mg/L		5,40	5,21	5,26
MES en mg/L	26,00	2,53	9,00	11,00
Mg ⁺⁺ en mg/L		5,95	6,28	8,08
Na ⁺ en mg/L	24,88	20,27	22,21	29,25
NH ₄ ⁺ en mg/L	0,23	0,15	0,23	1,00
N Kjeldahl en mg/L		1,31	1,69	1,84
NO ₂ ⁻ en mg/L	0,10	0,08	0,14	0,13
NO ₃ ⁻ en mg/L	1,55	8,95	10,51	6,26
pH en unité pH	6,89	7,56	7,54	7,53
PO ₄ ³⁻ en mg/L	0,62	0,37	0,49	0,29
P total en mg/L	0,35	0,21	0,27	0,13
SiO ₂ en mg/L		13,50	17,50	15,80
SO ₄ ²⁻ en mg/L		32,03	34,75	39,31

Tableau 18 : Valeurs moyennes des variables chimiques des eaux hyporhéiques de la Chaudanne (2000 à 2005)

Max	S1	S2	S3	S4
Ca ⁺⁺ en mg/L		54,00	64,00	84,00
Cl ⁻ en mg/L	127,50	39,33	48,33	49,00
COD en mg/L	27,60	10,30	14,17	11,67
Conductivité en µS/cm	612,50	458,33	633,33	650,00
DCO en mg/L		30,00	30,00	33,00
HCO ₃ ⁻ en mg/L		133,00	205,00	265,00
K ⁺ en mg/L		6,50	7,80	36,30
KMnO ₄ en mg/L		6,05	5,70	6,85
MES en mg/L	26,00	3,40	16,00	11,00
Mg ⁺⁺ en mg/L		8,60	14,10	
Na ⁺ en mg/L	62,50	29,33	47,00	49,33
NH ₄ ⁺ en mg/L	0,51	0,36	1,77	2,80
N Kjeldahl en mg/L		2,20	3,80	2,93
NO ₂ ⁻ en mg/L	0,20	0,16	0,61	0,42
NO ₃ ⁻ en mg/L	5,85	25,33	25,33	19,00
pH en unité pH	7,50	9,05	8,27	8,15
PO ₄ ³⁻ en mg/L	1,15	0,74	1,25	1,35
P total en mg/L	0,35	0,30	0,51	0,19
SiO ₂ en mg/L		13,50	17,50	15,80
SO ₄ ²⁻ en mg/L		46,00	62,00	58,00

Tableau 19 : Valeurs maximales des variables chimiques des eaux hyporhéiques de la Chaudanne (1998 à 2005).

La qualité physico-chimique du milieu hyporhéique de la station 2 reste bonne, si l'on excepte le COD (classe 3). On note cependant un enrichissement significatif en nitrates et une augmentation de la conductivité. La qualité physico-chimique de la station 3 reste elle-aussi relativement bonne. On note encore un enrichissement significatif en nitrates et une

augmentation de la conductivité. Par rapport à la station précédente (station 3), on assiste sur la station 4 à une diminution de la teneur en nitrates (classe 3 → classe 2) avec, corrélativement, une augmentation des sels ammoniacaux (classe 2 → classe 3).

Si l'on considère à présent les valeurs maximales des variables (tab. 19), on remarque que les teneurs en azote total, en sels ammoniacaux et en nitrites sont les plus élevées à l'aval du déversoir d'orage (stations 3 et 4), de même que le phosphore total (en station 3). L'aval du déversoir constitue donc, comme pour les eaux de surface, le principal foyer de pollution.

L'examen simultané des valeurs minimales, moyennes, maximales et des 1^{er} et 3^{ème} quartiles du COD, des sels d'azote et de phosphore (fig. 20), montre des tendances plus complexes et plus diversifiées que dans les eaux superficielles. Les pics d'azote total, de nitrites et de phosphore total (tab. 19) sont observés en station 3 (aval immédiat du déversoir d'orage). Mais les pics de concentrations en orthophosphates et en sels ammoniacaux sont plus accusés en station 4 qu'en station 3. En outre, la station 1, si l'on peut juger à partir seulement de deux séries d'analyses, reste chargée en COD et en phosphore, mais demeure très pauvre en nitrates.

Par rapport aux eaux de surface, on remarque donc quelques différences avec les eaux hyporhéiques :

- la qualité des eaux hyporhéiques de la Chaudanne est généralement moins dégradée que celle des eaux de surface, notamment, aucune des valeurs maximales n'atteint la classe 5 ;
- on constate un enrichissement en nitrates en station 3, et en NH_4^+ en station 4 : cette situation est l'inverse de celle que l'on rencontre en surface et indiquerait des conditions réductrices dans le milieu hyporhéique, avec un stockage des polluants (Lafont et al. 2006) ;
- les pics de concentrations en azote et phosphore liés aux déversements d'orages sont plus atténués dans le milieu hyporhéique.

En conclusion, les déversements polluants lors d'épisodes pluvieux sont bien marqués en station 3 (aval immédiat du déversoir d'orage) par les variables chimiques des eaux superficielles et hyporhéiques, bien que plus atténués dans le milieu hyporhéique. Dans la mesure où ces pics se correspondent au niveau temporel, notamment la pluie et les déversements associés du 6 octobre 2004 qui ont donné les pics les plus importants, cette observation indiquerait une dynamique d'échanges actifs et rapides entre les eaux superficielles et souterraines, avec des processus de stockage de l'azote ammoniacal dans le milieu hyporhéique de la station 4, en lien avec des dynamiques actives d'infiltration d'eaux superficielles (Lafont et al. 2006).

Le déversoir d'orage du Pont de la Barge constitue donc le principal foyer de pollution si l'on se réfère aux eaux superficielles. En revanche, le rejet situé en amont de la station 4 (drainage du parking d'une zone commerciale), semble apporter une pollution additionnelle si l'on considère, dans les eaux hyporhéiques de la station 4 (fig. 20), le cas des sels ammoniacaux, des PO_4^{3-} et des nitrites : les pics de concentrations de ces substances sont plus élevés qu'en aval immédiat du déversoir (cas notamment de NH_4^+ et PO_4^{3-}). Si l'on ajoute à cela la dynamique active d'infiltration d'eaux superficielles dans le milieu hyporhéique de la station 4, le stockage de la pollution est donc favorisé dans cette station. On peut ajouter que les fortes teneurs en NH_4^+ et en nitrites, alliées aux comparativement faibles teneurs en nitrates, tendraient à démontrer l'existence de processus de dénitrification, ce qui confirmerait la présence de conditions réductrices et anoxiques.

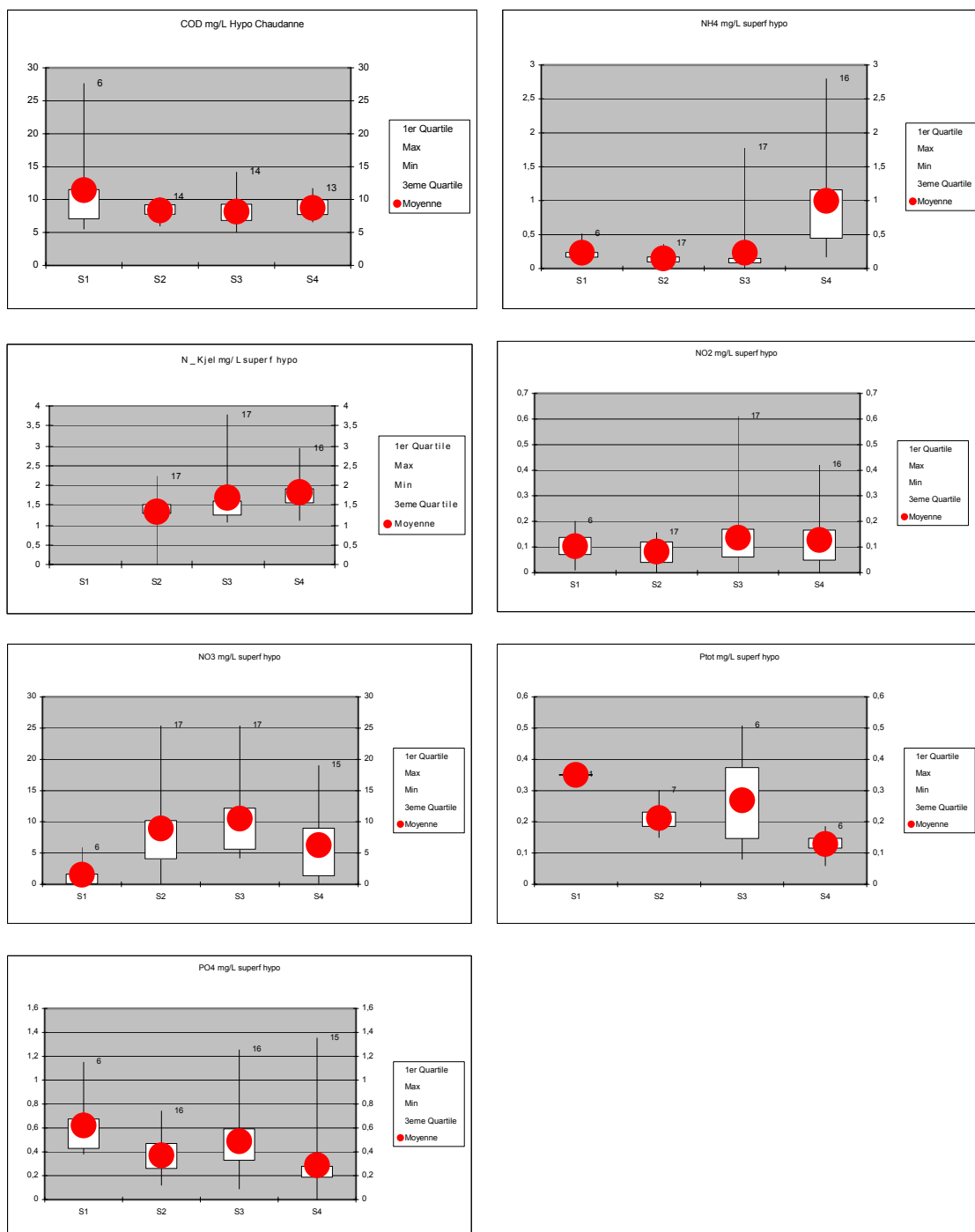


Figure 20 : COD, sels d'azote et de phosphore dans les eaux hyporhéiques de la Chaudanne (1998 à 2005) ; valeurs minimales, moyennes (en rouge) et maximales, 1^{er} quartile (base du rectangle blanc) et 3^{ème} quartile (sommet du rectangle blanc).

Enfin, il reste l'énigme du milieu hyporhéique de la station 1, avec ses fortes teneurs en COD, en sels ammoniacaux et en phosphore, fortes teneurs non observées dans les eaux de surface. Bien qu'il soit difficile de conclure avec certitude, deux séries d'analyse seulement étant disponibles, il semblerait que cette station reçoit des quantités importantes de particules fines susceptibles de colmater le milieu hyporhéique. Ce type de situation favorise des conditions

anoxiques (Baker et al. 2000) et la rétention des substances, notamment si elles ne sont pas consommées par des organismes vivants, en effet peu abondants dans le milieu hyporhéique de la station 1.

Cette situation pourrait aussi expliquer les fortes teneurs en orthophosphates des eaux superficielles de la station 1, ces sels provenant de relargages via des exfiltrations d'eau hyporhéiques vers les eaux de surface. Si la contamination des eaux souterraines via des infiltrations d'eaux superficielles polluées est un fait connu (Lafont et al. 1996), la situation inverse est moins connue bien que tout à fait réelle (Jones & Mulholland, 2000).

2.6 Relations entre la chimie des eaux et la biologie

Il s'agit ici de tenter d'établir des corrélations entre les paramètres biologiques et les paramètres physico-chimiques. La grande difficulté réside dans le fait que les paramètres biologiques sont des données intégrant, d'un point de vue spatial et temporel, les conditions du milieu, et que les mesures physico-chimiques sont des mesures ponctuelles.

Les corrélations calculées ici n'ont donc pas pour but de mettre en évidence des relations de causes à effets, mais plutôt de relier des paramètres biologiques à une ambiance physico-chimique dans le but de comprendre le fonctionnement du système. Les deux milieux, superficiel et hyporhéique, ont été traités séparément, car ils présentent des caractéristiques physico-chimiques différentes.

Afin de visualiser d'éventuelles corrélations entre physico-chimie et biologie, des ACPN ont été réalisées sur toutes les données où biologie et chimie étaient simultanément présentes. Les données biologiques ont constitué les variables actives des ACPN, les données physico-chimiques ont été projetées en données supplémentaires.

Nous avons vu précédemment que les paramètres importants et très variants sont essentiellement les matières azotées et phosphorées, avec un enrichissement amont-aval des teneurs. Ce sont ces variables, associées à la conductivité, qui ont été retenues dans l'analyse.

2.6.1 Milieu superficiel (1998 à 2005)

Le jeu de données comprend 48 relevés et 7 variables biologiques actives (5 TRF, nombre d'espèces, effectifs) et 6 variables supplémentaires, pH, conductivité, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- et PO_4^{3-} , transformées en $\log_{10}(n+1)$.

Le premier facteur de l'ACPN (36,4% de l'inertie totale) représente l'opposition entre TRF1-TRF2 et TRF3-effectifs (fig. 21), comme cela a déjà été observé. Le deuxième facteur (22,7% de l'inertie) représente « l'effet boues » (TRF4). Les nitrates, les orthophosphates et la conductivité sont les variables chimiques les plus corrélées avec le facteur 1 de l'ACPN. En réalité, il n'y a pas de message clair concernant cette structure.

Si l'on considère à présent la matrice des corrélations entre variables (tab. 20), on remarque que les sels ammoniacaux ne sont corrélés avec aucune des variables biologiques. En revanche, les nitrates sont corrélés positivement avec le TRF3 et négativement avec le TRF4. La conductivité est reliée positivement au TRF4 et négativement au TRF2, les orthophosphates étant corrélés positivement avec le TRF1.

Cercle des corrélations ACP avec TRF, milieu superficiel, chimie en log en données supplémentaires

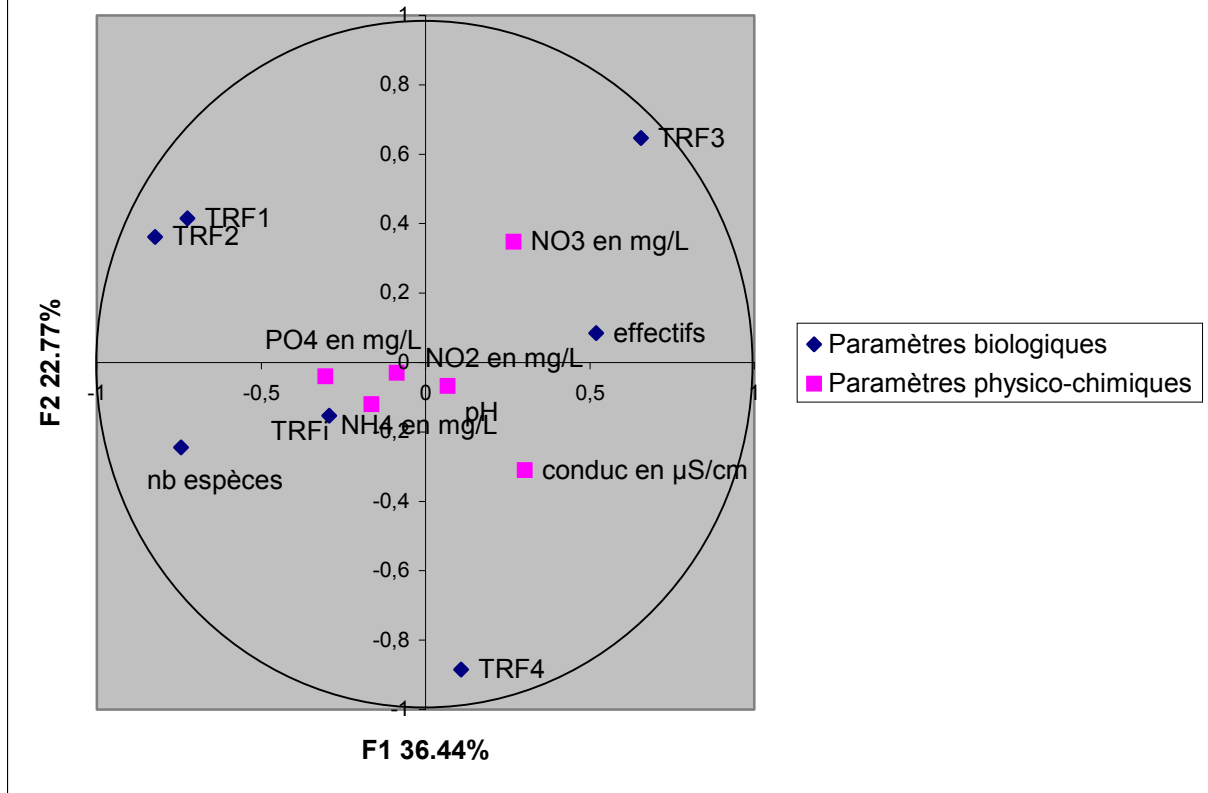


Figure 21 : ACPN sur variables biologiques actives et physico-chimiques supplémentaires du milieu superficiel (Chaudanne, données 1998-2005); cercle des corrélations.

	Conduct.	NH4	NO3	PO4
TRF1	-0,18	0,06	-0,23	0,36**
TRF2	-0,34**	0,07	0,007	0,19
TRF3	0,01	-0,12	0,40***	-0,21
TRF4	0,46***	0,09	-0,32*	0,09
TRFi	-0,25	0,002	-0,20	0,005

Tableau 20 : Milieu superficiel : matrice des corrélations entre variables biologiques et physico-chimiques ; * : significatif (P=0,05) ; ** : significatif (P=0,02) ; *** : significatif (P=0,01) ; n-2 = 46.

Cette analyse, sans être décevante, n'apporte pas d'informations plus élaborées que celles que nous avons déjà recueillies dans les travaux précédents, et ce, sans analyse statistique (sous-chapitre II-1 ; Lafont et al. 2006). Le TRF3 est confirmé comme étant associé aux formes oxydées de l'azote (nitrates), le TRF4 étant plutôt opposé aux nitrates. La relation TRF3-nitrates semble significative si l'on considère aussi la structure du nuage de points (fig. 22).

La conductivité qui, en l'absence de teneurs importantes en chlorures ou en sulfates, représente un enrichissement du milieu en sels dissous, s'avère logiquement corrélée négativement avec le TRF2 (sensibilité à la pollution) et positivement avec le TRF4 (effet boues, mauvais état du milieu).

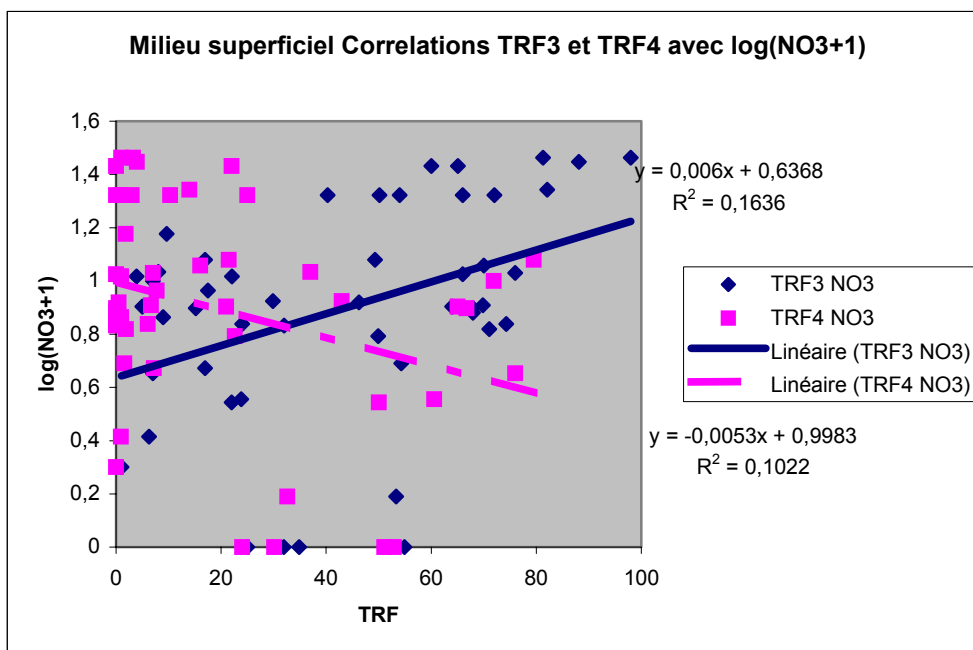


Figure 22 : Milieu superficiel : relations linéaires entre les TRF3-TRF4 et les nitrates.

L'association orthophosphates-TRF1 tient au fait qu'ils sont relativement abondants sur la station considérée en principe comme préservée. On a vu que, très probablement, les orthophosphates de la station 1, où le TRF1 (perméabilité) et le TRF2 (intolérance à la pollution) prédominent, proviennent du relargage du phosphore stocké dans le milieu hyporhéique. Ce relargage est lié à des exfiltrations d'eaux hyporhéiques, exfiltrations logiquement favorisées par la perméabilité des sédiments de surface (cf. dominance du TRF1). Ceci pourrait expliquer cette relation, sachant que les orthophosphates ne sont pas connus pour être toxiques pour les oligochètes (Lafont, 1984 ; 1989), donc sans influence notable sur le TRF2, à l'inverse d'ailleurs des nitrates, dont la toxicité semble avérée pour les invertébrés (Camargo et al. 2005). Il n'est donc pas exclu que les nitrates soient également nocifs pour les oligochètes.

2.6.2 Milieu hyporhéique (2000 à 2005)

Comme dans le cas des sédiments superficiels, une ACPN a été réalisée sur toutes les données où biologie et chimie étaient simultanément présentes. Le jeu de données comprend 41 relevés, 7 variables biologiques actives (5 TRF, nombre d'espèces, effectifs) et 7 variables physico-chimiques supplémentaires (pH, Cl⁻, conductivité, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻ et PO₄³⁻), transformées en log₁₀(n+1).

Le premier facteur de l'ACPN (35,6% de l'inertie totale) représente le TRF4 (fig. 23). Le deuxième facteur (21,4% de l'inertie) représente le TRF3. Les nitrates, les sels ammoniacaux, les orthophosphates et la conductivité sont les variables chimiques les plus corrélées avec le facteur 1 de l'ACPN. La structure mise en évidence tranche avec celle du milieu superficiel. L'opposition, entre sels ammoniacaux-conductivité et les nitrates, constitue une tendance cohérente sur le facteur 1, qui exprime un gradient d'altération biologique. Si l'on examine la matrice des corrélations entre variables (tab. 21), on constate l'existence de nombreuses relations significatives et cohérentes avec les hypothèses de départ, ce qui tranche avec les tendances relevées dans le milieu superficiel.

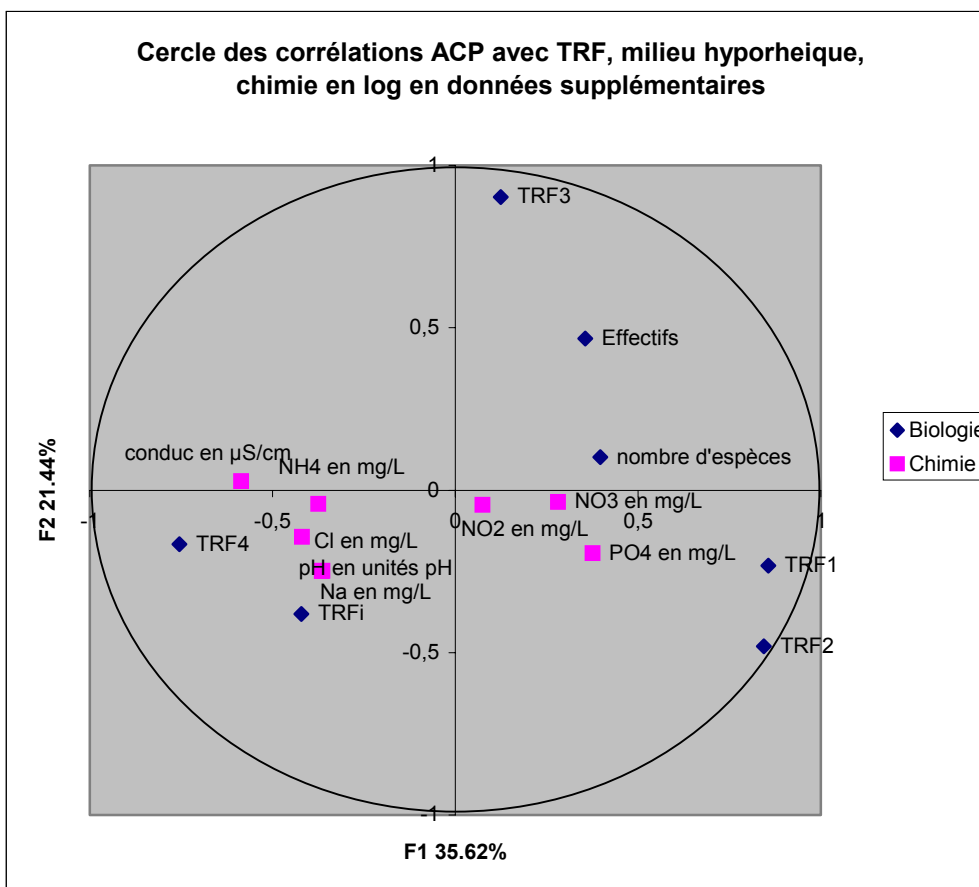


Figure 23 : ACPN sur variables biologiques actives et physico-chimiques supplémentaires du milieu hyporhéique (Chaudanne, données 1998-2005); cercle des corrélations.

	Conduct.	NH4	NO2	NO3	PO4	COD
TRF1	-0,48***	-0,26	0,09	0,13	0,34*	0,29
TRF2	-0,49***	-0,30*	0,02	0,28	0,38**	0,20
TRF3	-0,04	-0,24	-0,22	0,01	-0,20	0,19
TRF4	0,50***	0,60***	0,22	-0,35**	-0,22	-0,19
TRFi	0,10	-0,09	-0,07	0,03	0,06	-0,42***

Tableau 21 : Milieu hyporhéique : matrice des corrélations entre variables biologiques et physico-chimiques ; * : significatif (P=0,05) ; ** : significatif (P=0,02) ; *** : significatif (P=0,01) ; n-2= 39.

Les TRF1 et 2, considérés comme représentatifs d'un bon fonctionnement du milieu, sont corrélés négativement avec la conductivité et les sels ammoniacaux. Le COD, non inclus dans l'ACP, montre une corrélation négative avec le TRFi et la relation TRF4/sels ammoniacaux est particulièrement évidente si l'on examine le nuage de points (fig. 24). Le TRF4 exprimerait donc des conditions réductrices et anoxiques (chapitre II-1 ; Lafont et al. 2006).

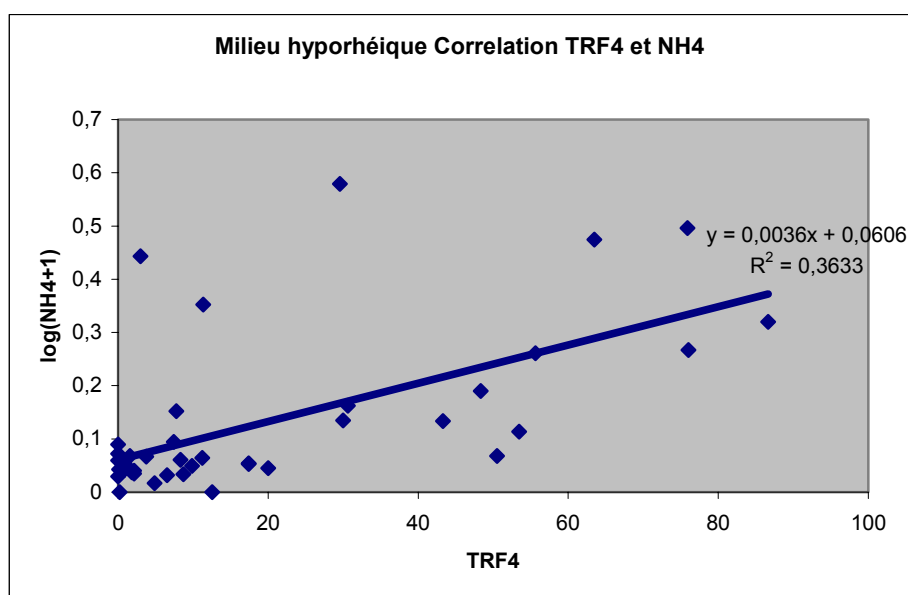


Figure 24 : Milieu hyporhéique : relations linéaires entre le TRF4 et les sels ammoniacaux.

Les relations entre la structure exprimée par les TRF et les variables physico-chimiques apparaissent de façon plus significative dans le milieu hyporhéique que dans le milieu superficiel. L'explication la plus plausible est que le milieu hyporhéique constitue un compartiment hydrologiquement plus confiné que le milieu superficiel, qui est plus lié aux hétérogénéités de l'hydrologie de surface (Giere, 1993 ; Danielopol, 1989 ; Lafont et al. 1996 ; Boulton et al. 2003, voir aussi le chapitre V). De ce fait, la probabilité de contact entre les organismes vivants et les diverses substances dans le milieu hyporhéique devient très forte par rapport au milieu superficiel (Lafont, 2001).

2.7 Relations entre les métaux lourds et la biologie

2.7.1 Sédiments grossiers superficiels (2000-2001)

Le jeu de données comprend 14 séries de relevés concernant les stations 2, 3 et 4 en 2000-2001, où la biologie et les métaux Cr, Cu, Pb, Zn et Cd étaient simultanément considérés.

Val. Brut.	Cr	Cu	Pb	Zn	Cd
TRF3	-0,29	0,01	0,14	0,02	0,06
TRF4	0,35	0,46	0,13	0,23	0,04
TRF2	-0,18	-0,50	-0,43	-0,44	-0,11
TRF1	-0,30	-0,45	-0,49	-0,46	0,07
TRFi	0,20	-0,02	0,15	0,24	0,02
LOG(x+1)	Cr	Cu	Pb	Zn	Cd
TRF3	-0,26	0,15	0,25	0,11	0,06
TRF4	0,26	0,40	0,13	0,20	0,02
TRF2	-0,13	-0,57*	-0,50	-0,48	-0,11
TRF1	-0,34	-0,44	-0,47	-0,47	0,06
TRFi	0,21	-0,05	0,08	0,17	0,03

Tableau 22 : Milieu superficiel : relations linéaires entre les TRF et les concentrations en métaux lourds ; Val. Brut. : valeurs exprimées en mg Kg^{-1} ; LOG(X+1) : valeurs transformées en $\log_{10}(n+1)$; * : significatif ($P=0,05$) ; $n-2 = 12$.

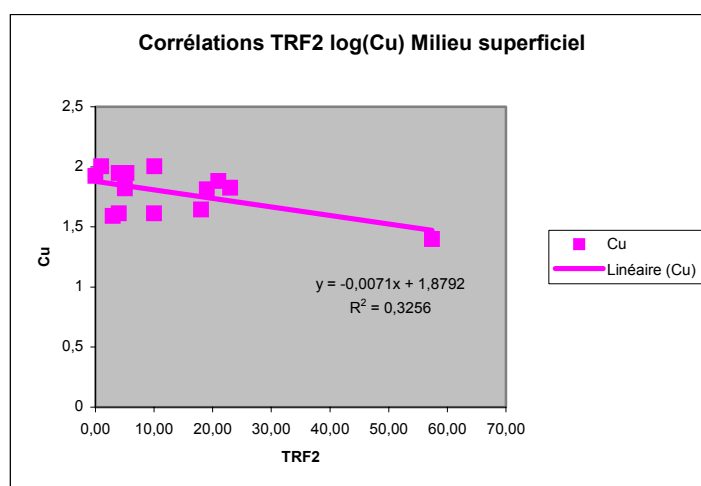


Figure 25 : Milieu superficiel : relations linéaires entre le TRF2 et le cuivre.

L'analyse statistique a consisté à observer les relations linéaires entre les TRF et les concentrations en métaux. L'examen du tableau 22 et celui de la figure 25 montrent qu'il n'existe qu'une seule relation (négative) significative, entre le TRF2 (sensibilité à la pollution) et le \log_{10} des concentrations en cuivre.

2.7.2 Milieu hyporhéique (2000-2001)

Le jeu de données comprend 13 séries de relevés, effectuées sur les stations 2, 3 et 4 en 2000-2001, où la biologie et les métaux Cr, Cu, Pb, Zn et Cd étaient simultanément considérés.

Val. Brut.	Cr	Cu	Pb	Zn	Cd
TRF4	0,36	0,66**	0,78***	0,56*	0,11
TRF3	-0,11	0,15	-0,13	-0,18	0,03
TRF2	-0,22	-0,62**	-0,54	-0,22	0,01
TRF1	-0,35	-0,43	-0,58**	-0,41	-0,02
TRFi	0,20	-0,27	0,00	-0,09	-0,28
LOG(x+1)	Cr	Cu	Pb	Zn	Cd
TRF4	0,36	0,62**	0,67**	0,56*	0,10
TRF3	-0,11	0,25	0,07	-0,12	0,04
TRF2	-0,24	-0,66**	-0,61**	-0,27	0,01
TRF1	-0,36	-0,41	-0,50	-0,40	-0,02
TRFi	0,24	-0,38	-0,19	-0,17	-0,30

Tableau 23 : Milieu hyporhéique : relations linéaires entre les TRF et les concentrations en métaux lourds ; Val. Brut. : valeurs exprimées en mg Kg^{-1} ; LOG(X+1) : valeurs transformées en $\log_{10}(n+1)$; *, **, *** : significatif ($P = 0,05$, $P = 0,02$, $P = 0,01$) ; $n-2 = 11$.

On constate, comme dans le cas de la chimie des eaux, que les relations significatives métaux-TRF sont plus nombreuses dans le milieu hyporhéique que dans le milieu superficiel (tab. 23). On soulignera en particulier la relation négative entre le TRF2 et le cuivre et le plomb (tab. 23 et fig. 26), ainsi que les relations positives entre le TRF4 et le cuivre, le plomb et le zinc (fig. 27 et 28), que les données soient exprimées en concentrations brutes ou en \log_{10} des concentrations.

La prise en compte des métaux des sédiments hyporhéiques ne contredit pas les tendances observées avec la chimie du milieu liquide : les relations entre TRF et variables chimiques sont toujours plus nombreuses et plus significatives dans la sub-surface que dans l'horizon superficiel. En revanche, ces tendances ne signifient pas qu'il y a relation de cause à effet.

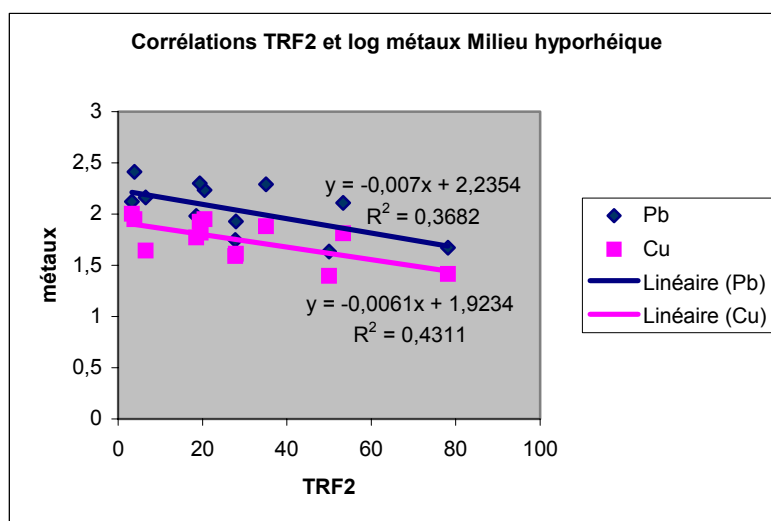


Figure 26 : Milieu hyporhéique : relations linéaires entre le TRF2 et le \log_{10} des concentrations en Pb et Cu.

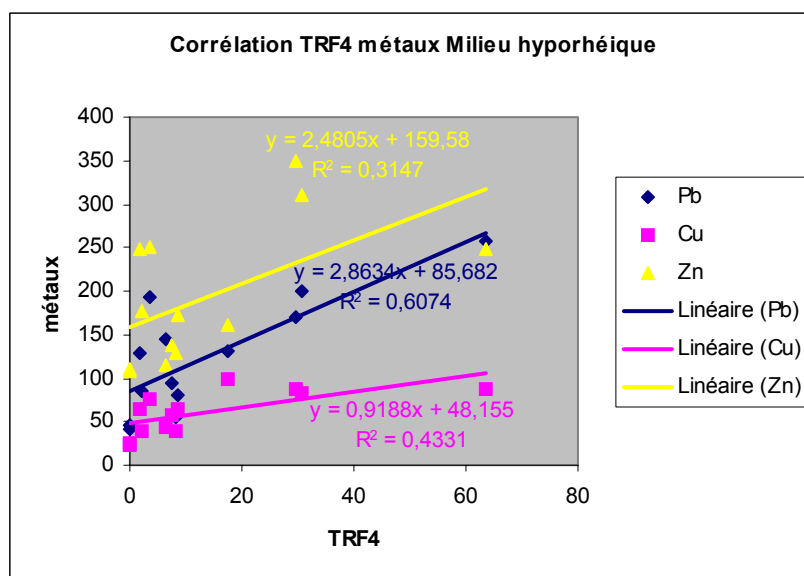


Figure 27 : Milieu hyporhéique : relations linéaires entre le TRF4 et les concentrations en plomb, cuivre et Zinc.

En particulier, les relations négatives entre le TRF2 et les métaux sont séduisantes, mais elles ne démontrent pas que le plomb ou le cuivre soient toxiques pour les oligochètes. Certes, ces métaux sont effectivement toxiques (Lafont, 1989 ; Prygiel et al. 1999), mais ces relations ne sont qu'une présomption de toxicité. De même, les fortes relations positives entre le TRF4 et le plomb, le cuivre et le zinc ne sont pas la preuve que ce TRF est favorisé par les métaux lourds, mais plutôt qu'il est bien associé à un syndrome de pollution, avec stockage dans le milieu hyporhéique de boues polluées par des matières azotées réduites et des métaux. Cette pollution mixte, plus que les métaux eux-mêmes, est sans doute la cause de la diminution du TRF2 et de la prédominance du TRF4.

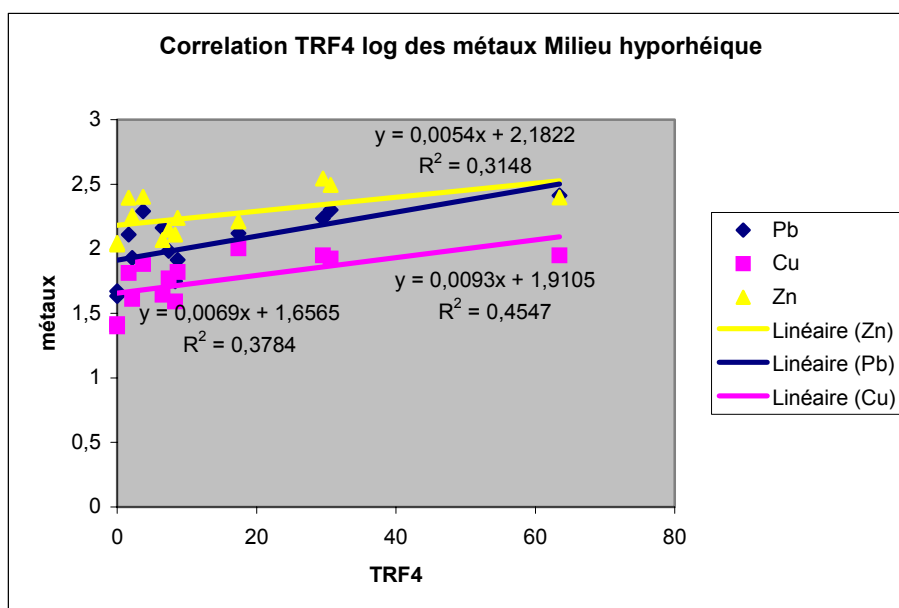


Figure 28 : Milieu hyporhéique : relations linéaires entre le TRF4 et le log₁₀ des concentrations en Pb, Cu et Zn

Ces résultats restent des pistes de travail intéressantes et valorisables dans le domaine de l'écotoxicologie des sédiments poreux, domaine encore peu exploré (Bassères et al. 2004). Il n'est pas du propos de ce travail de s'y pencher. Cependant, il était intéressant ici de préciser si le TRF2 et le TRF4 étaient bien des indicateurs d'un état de pollution du milieu. Le TRF3 apparaît en revanche non corrélé avec les métaux et semble ici un indicateur de fonctionnement associé aux formes oxydées de l'azote dans le milieu superficiel. Mais ceci peut n'être lié, comme le reste des tendances observées, qu'à la situation propre de la Chaudanne. Ce point sera abordé plus précisément dans le chapitre III (Yzeron et Brunnwasser) et le chapitre V (Synthèse finale, discussion et conclusion).

II-3 - Etude des dynamiques saisonnières d'évolution écologique du ruisseau Chaudanne

Dans ce sous-chapitre II-3 seront développés tous les aspects concernant la variabilité saisonnière de la Chaudanne, soit :

- un premier aperçu sommaire du fonctionnement géochimique pour apprécier l'intensité des échanges hydrologiques entre la surface et la sub-surface
- la dynamique saisonnière d'évolution des TRF, en essayant de vérifier si les aménagements (réseau séparatif, bassins de décantation) ont eu un effet bénéfique à certaines saisons
- l'étude des relations entre les TRF du milieu superficiel et ceux du milieu hyporhéique, là-aussi pour apprécier l'intensité des échanges entre la surface et la sub-surface
- les relations entre les TRF et les variables hydrologiques (débit du ruisseau et du déversoir d'orage DO), avec notamment une étude des temps de réponse des TRF aux sollicitations du DO ; on en déduira des valeurs seuils de débits pour lesquelles la station la plus altérée (station 4) reste altérée ou se restaure.

1 Essai d'interprétation du fonctionnement géochimique des stations ; liens avec les TRF

Pour des raisons indépendantes de notre volonté, nous n'avons pu disposer à temps des données concernant la modélisation des échanges hydriques entre la surface et la sub-surface. Nous avons donc eu recours à la comparaison de quelques variables chimiques entre les eaux de surface et les eaux hyporhéiques, pour lesquelles nous avons des campagnes simultanées et des variables communes entre la surface et la sub-surface (13 campagnes pour les chlorures, les sels ammoniacaux, les nitrites, les nitrates et les orthophosphates).

	Cl ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻
Station 2	0,79***	0,53*(1)	0,41(1)	0,81***(1)	0,15(1)
Station 3	0,73***	0,98***	0,94***	0,80***	0,83***
Station 4	0,24	0,22	0,59*	0,67**	-0,17

Tableau 24 : Coefficients de corrélation linéaire entre les concentrations de quelques sels dissous analysées dans les eaux de surface et celles qui ont été analysées dans le milieu hyporhéique sur les stations 2, 3 et 4 de la Chaudanne ; * : significatif (P = 0,05 ; n-2 = 11) ; ** significatif (P= 0,02 ; n-2= 11) ; *** significatif (P= 0,01 ; n-2= 11) ; (1) ; n-2 = 12.

Cas des chlorures.

On rappelle que la station 2 est située en amont du déversoir d'orage et donc qu'elle n'est pas affectée par des impacts hydrauliques et des rejets polluants liés au déversoir. Les chlorures ont été retenus, non comme des traceurs de pollution, les teneurs en chlorures restant très modérées dans les eaux de la Chaudanne, mais comme des traceurs de l'origine possible de l'eau et qui ne soient pas liés à des processus métaboliques.

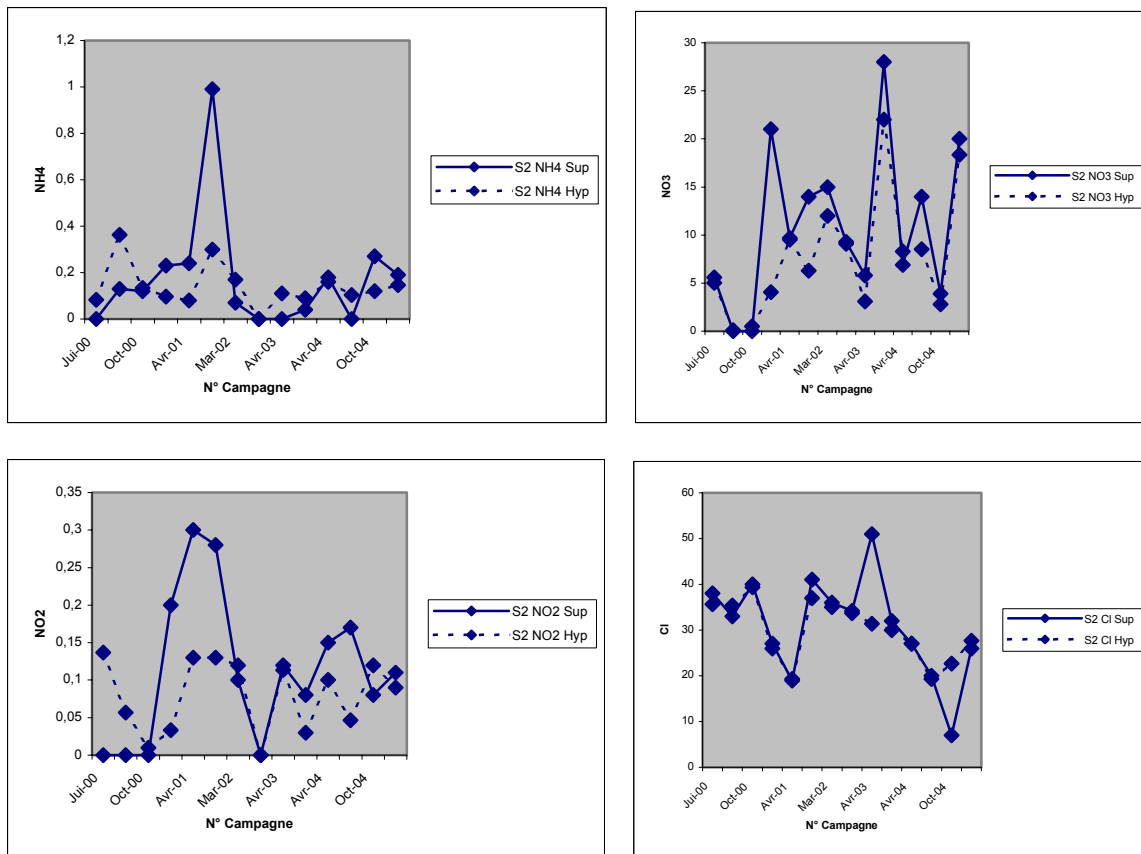


Figure 29 : Evolution des concentrations en sels ammoniacaux, nitrites, nitrates et chlorures dans les eaux superficielles et hyporhéiques de la stations 2 de la Chaudanne.

L'examen du coefficient de corrélation (tab. 24) et celui des figures 29 et 30 semblent indiquer que les eaux de surface sont très similaires aux eaux hyporhéiques sur les stations 2 et 3, et d'origine différente sur la station 4. La même remarque s'applique à la conductivité (non mentionnée dans le tab. 24). Dans le cas des chlorures, on pourrait donc diagnostiquer des connexions actives entre la surface et la sub-surface sur les stations 2 et 3 et des déconnexions sur la station 4.

Cas des sels d'azote et des orthophosphates.

Pour les sels ammoniacaux et les orthophosphates, le diagnostic de déconnexion entre la surface et la sub-surface se confirmerait pour la station 4 (tab. 24), mais aussi pour la station 2. En revanche, dans le cas des nitrites et surtout des nitrates, les eaux de surface et hyporhéiques seraient plutôt de qualité similaire sur les trois stations.

L'examen des profils d'évolution des sels d'azote et de phosphore (fig. 29 et 30) illustre bien les relations du tableau 24. Les pics de nitrites et surtout de nitrates se correspondent sur les stations 2, 3 et 4. Les pics de sels ammoniacaux se correspondent sur les stations 2 et 3 et sont décalés sur la station 4 entre les eaux de surface et les eaux hyporhéiques. Les pics d'orthophosphates ne se correspondent que sur la station 3 (fig. 30).

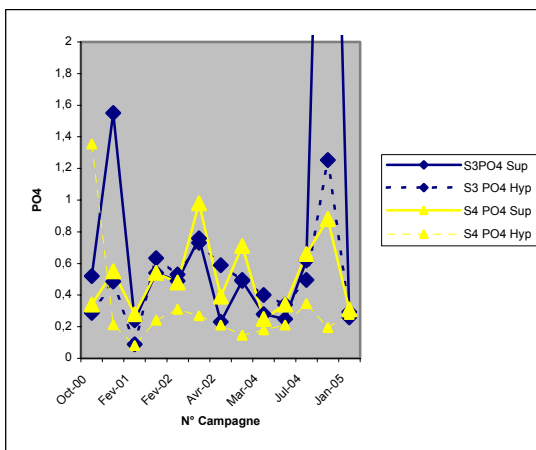
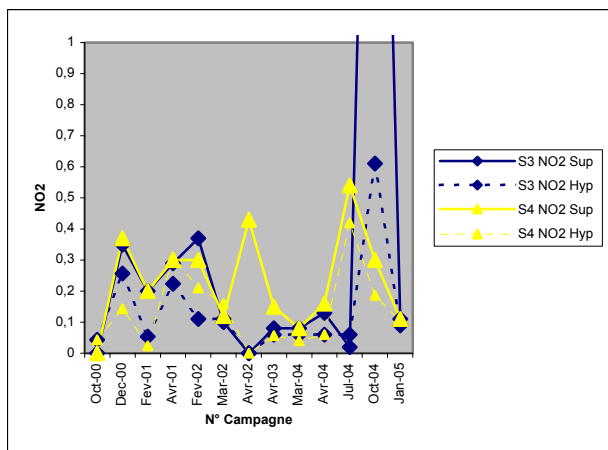
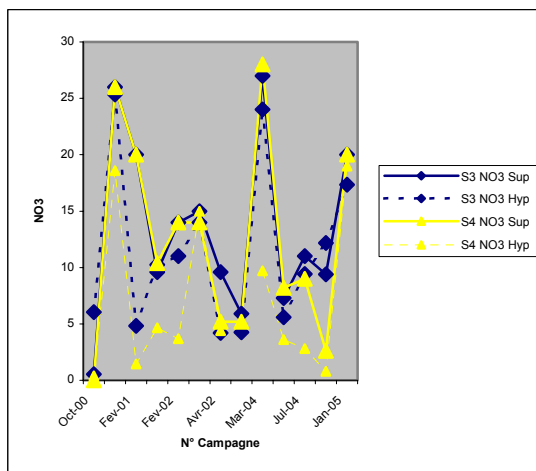
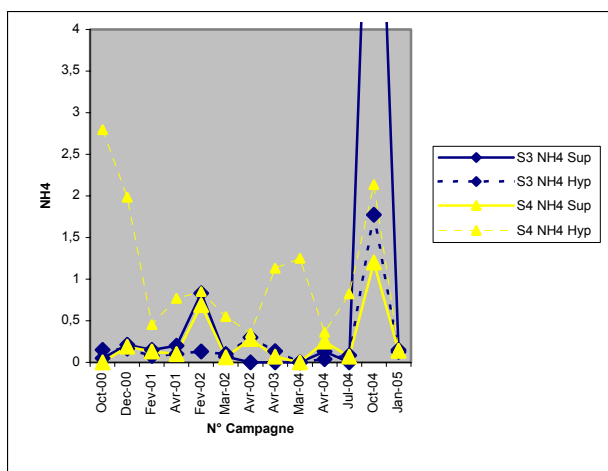
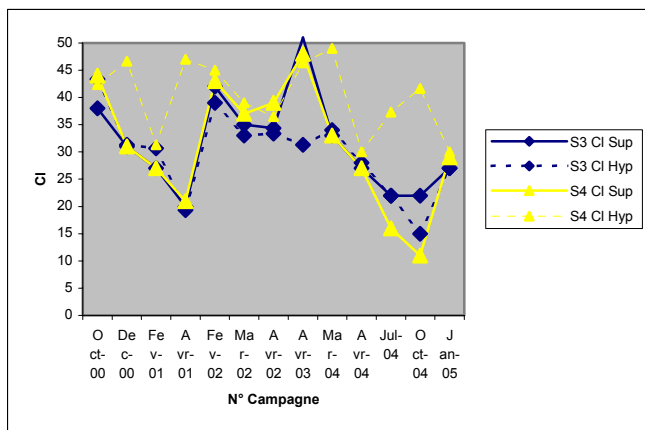


Figure 30 : Evolution des concentrations en chlorures, sels ammoniacaux, nitrites, nitrates et orthophosphates dans les eaux superficielles et hyporhéiques des stations 3 et 4 de la Chaudanne.

Conclusion

Il est difficile de conclure avec certitude, le jeu de données n'étant pas assez étoffé et nos compétences en géochimie étant très insuffisantes. Nous suggérons l'interprétation suivante :

- les déconnexions entre les eaux superficielles et souterraines seraient plus fréquentes sur la station 4 que sur les stations 2 et 3, comme l'attesteraient les teneurs en chlorures et le fait que le TRF1 (perméabilité) reste significativement plus élevé sur ces deux stations que sur la station 4 ;

- les pics de sels ammoniacaux et d'orthophosphates dans l'hyporhéon de la station 4, décalés avec ceux des eaux de surface, permettraient de diagnostiquer la conjonction d'un stockage de polluants dans le milieu hyporhéique et d'un rejet urbain supplémentaire, celui du parking de la zone commerciale ; ce qui est attesté par la prédominance du TRF4 (effet boues) dans le milieu hyporhéique ;
- les nitrites et surtout les nitrates suivent des tendances analogues sur les trois stations, avec des pics de surface non décalés avec ceux du milieu hyporhéique ; or, celui-ci est considéré en principe comme potentiellement très dénitrifiant (Sebilo, 2003).

Dans le cas de la station 4, le stockage des sels d'azote et de phosphore dans le milieu hyporhéique, relié au TRF4, signifierait, non pas une déconnexion entre la surface et la sub-surface, mais la prédominance d'une dynamique d'infiltration, liée à une rupture de pente qui la favoriserait (Schmitt et al. 2001). Si l'on peut admettre que les fortes teneurs en sels ammoniacaux sont associées à des déficits en oxygène dissous, une déconnexion surface/sub-surface se traduirait alors par des phénomènes de dénitrification, et donc par des décalages entre les pics de nitrates de surface et ceux du milieu hyporhéique. Ce n'est pas le cas, et il faudrait alors admettre que des nitrites et surtout des nitrates sont apportés par les eaux de surface dans le milieu hyporhéique. La seule donnée qui attesterait d'une réelle déconnexion entre la surface et la sub-surface est constituée par les chlorures.

On pourrait en conséquence en conclure que la station 4 est plus souvent le siège de déconnexions entre les eaux de surface et les eaux hyporhéiques que les stations 2 et 3. Mais lorsque les connexions seraient restaurées, ce seraient les dynamiques d'infiltration qui prédomineraient.

La station 3 présente des connexions permanentes entre les eaux superficielles et hyporhéiques, avec un mélange des eaux important et des dynamiques très actives et alternées d'infiltration-exfiltration, phénomène considéré comme particulièrement efficace dans le recyclage des nutriments (voir en particulier Jones et Mullholland, 2000). Si le type géomorphologique de cette station (B2, Schmitt et al. 2006) favorise la dynamique d'échanges entre la surface et la sub-surface, paradoxalement, le déversoir d'orage semblerait lui-aussi la favoriser. Le paradoxe de la station 3 est qu'elle est très perturbée sur le plan hydrologique par les rejets du DO, mais cette perturbation favorise aussi l'auto-restauration du milieu. D'où la prédominance des TRF1 (perméabilité) et TRF2 (sensibilité à la pollution) dans le milieu hyporhéique (cf. sous-chapitres II-1 et II-2).

La station 2 présenterait une dynamique d'échanges intermédiaire entre celle de la station 3 et celle de la station 4, avec des rejets polluants moins importants, des déconnexions limitées entre la surface et la subsurface et une dynamique d'échanges alternant infiltration et exfiltration, soit un fonctionnement hydrogéologique relativement peu perturbé.

2 Dynamique saisonnière d'évolution des traits fonctionnels TRF

2.1 Sédiments superficiels

Nous avons eu recours à l'Analyse en Composantes Principales Normée (ACPN) vue dans le sous-chapitre II-2 (7 variables biologiques). Tous les relevés superficiels effectués de 1998 à 2005 ont été pris en compte (n= 58 relevés). Les trajectoires des stations dans le plan de l'ACPN ont été tracées pour les campagnes 2000-2001 et 2004-2005, afin d'analyser le comportement des stations au cours des campagnes de mesure. On rappellera que cette ACPN

est caractérisée par un facteur 1 soulignant une opposition entre les TRF1-TRF2 et le TRF3 + les effectifs, et un facteur 2 exprimant l'effet boues (TRF4).

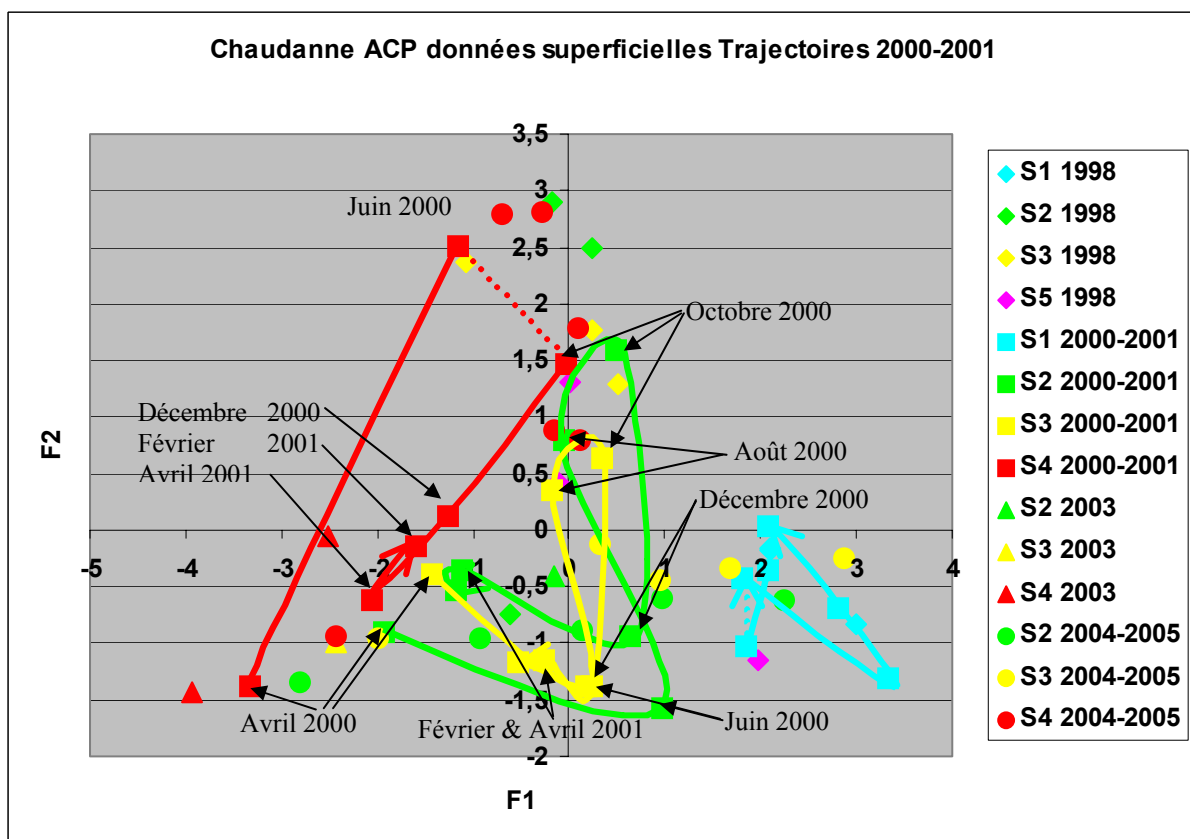
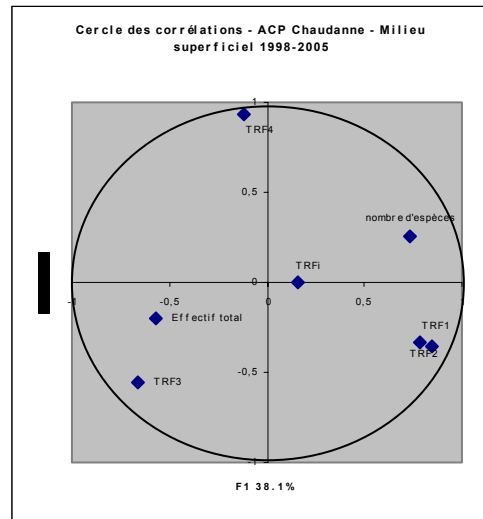


Figure 31 : Sédiments superficiels de la Chaudanne ; trajectoire des relevés de 2000 à 2001 sur les stations 1 à 4 (S1 à S4) ; en pointillés : période d'assèchement du cours d'eau entre deux relevés ; en haut : cercle des corrélations (rappel).

Trajectoires des relevés 2000-2001 (fig. 31).

Ces relevés correspondent à la période antérieure à la construction des bassins de décantation et à la mise partielle du réseau d'égouts en séparatif (2003). On va donc retrouver les résultats déjà acquis dans le sous-chapitre II-1 et que nous rappellerons ici.

Station 1.

Elle évolue peu de 1998 à 2000-2001. La dominance des TRF1 et 2 constitue donc une caractéristique de cette station amont de tous les rejets notables. Cette observation confirmerait que la proposition d'un trait fonctionnel 5 (**TRF5**) « constance des tendances fonctionnelles » serait pertinente (Perrin et al. 2004). Notons que sur la rivière glaciaire Roseg, les tendances fonctionnelles sont constantes de 1996 à 1997 (Malard et al. 2001 ; 2003). Cette station est bien discriminée des stations polluées (fig. 31) et justifie son statut de station de référence ou au moins de station témoin d'un fonctionnement relativement préservé.

Stations 2, 3 et 4.

Les stations 2 et 3 évoluent en 2000-2001 de façon identique, avec un aller-retour entre un effet boues (TRF4, août et octobre 2000, basses eaux) et une situation de pollution des eaux (TRF3, hautes eaux avril 2000 et 2001, février 2001) et de forts effectifs. La station 2 montre une nette restauration de sa qualité fonctionnelle en juin 2000 (TRF1-2 dominants, fin de hautes eaux, fig. 31). La station 4 évolue entre un TRF4 dominant en fin de hautes eaux (juin 2000) et en basses eaux (octobre 2000), et un TRF3 dominant en hautes eaux (avril 2000).

Trajectoires des relevés 2004-2005 (fig. 32).

Ces relevés correspondent à la période postérieure à la construction des bassins de décantation et à la mise partielle du réseau d'égouts en séparatif (fig. 32). Rappelons que la station 1 n'a pas été prospectée depuis 2001.

Stations 2, 3 et 4.

Les stations 2 et 3 se caractérisent en 2004-2005 par la diminution significative du TRF4 (fig. 32). Comme en 2000-2001, les trajectoires des relevés de ces deux stations sont semblables. Les aménagements (bassins, réseau séparatif) ne semblent pas avoir d'effet notable dans la mesure où le TRF4 diminue aussi bien dans la station amont du déversoir d'orage (2) que dans la station aval de ce même déversoir (3). La seule différence notable concerne les relevés d'octobre 2004 où la station aval (3) se révèle en meilleur état que la station amont (2), avec la forte dominance des TRF1 et TRF2. La station 4, comme en 2000-2001, oscille entre les TRF3 (hautes eaux d'avril 2004) et le TRF4 (étiage printanier, 06/05 ou estival 07/04).

2.2 Milieu hyporhéique

Trajectoires des relevés 2000-2001 (fig. 33)

On ne reviendra pas sur des résultats déjà acquis dans les sous-chapitres II-1 et II-2, avec la dominance d'une opposition TRF4/TRF1-TRF2 sur le premier facteur de l'ACPN. La trajectoire des relevés 2000-2001 montre bien que les stations 2 et 3 restent préservées et que la station 4 est constamment le siège d'une dominance du TRF4.

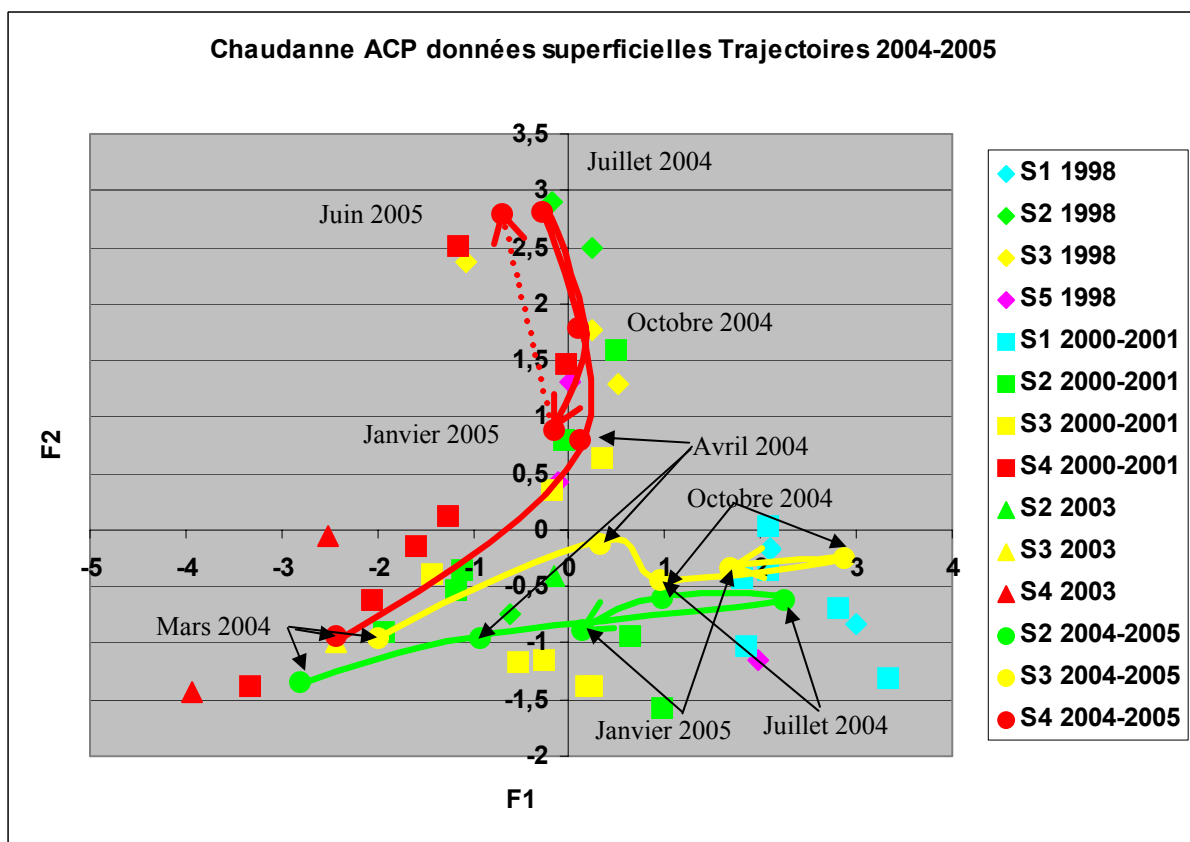
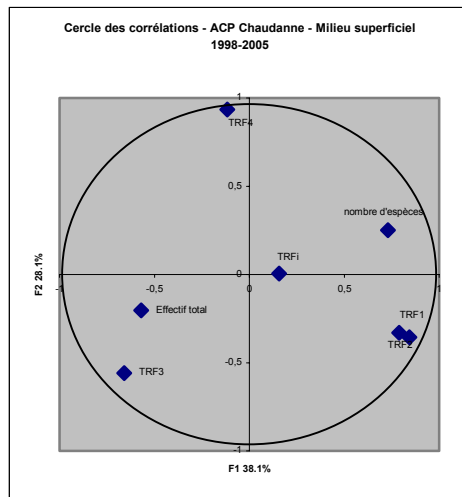


Figure 32 : Sédiments superficiels de la Chaudanne ; trajectoire des relevés de 2004 à 2005 sur les stations 2 à 4 (S2 à S4) ; en pointillés : période d'assèchement du cours d'eau entre deux relevés ; en haut : cercle des corrélations (rappel).

Trajectoires des relevés 2004-2005 (fig. 34).

On ne constate pas de différences notables entre 2000-2001 et 2004-2005. Tout au plus peut-on constater que le TRFi tend à prendre plus d'importance en 2004-2005 sur les stations 2 et 3, mais aussi sur la station 4. Cependant, l'effet boues (TRF4) reste toujours aussi accusé et surtout constant de 2000 à 2005 sur cette dernière station et ce, au détriment du TRF3.

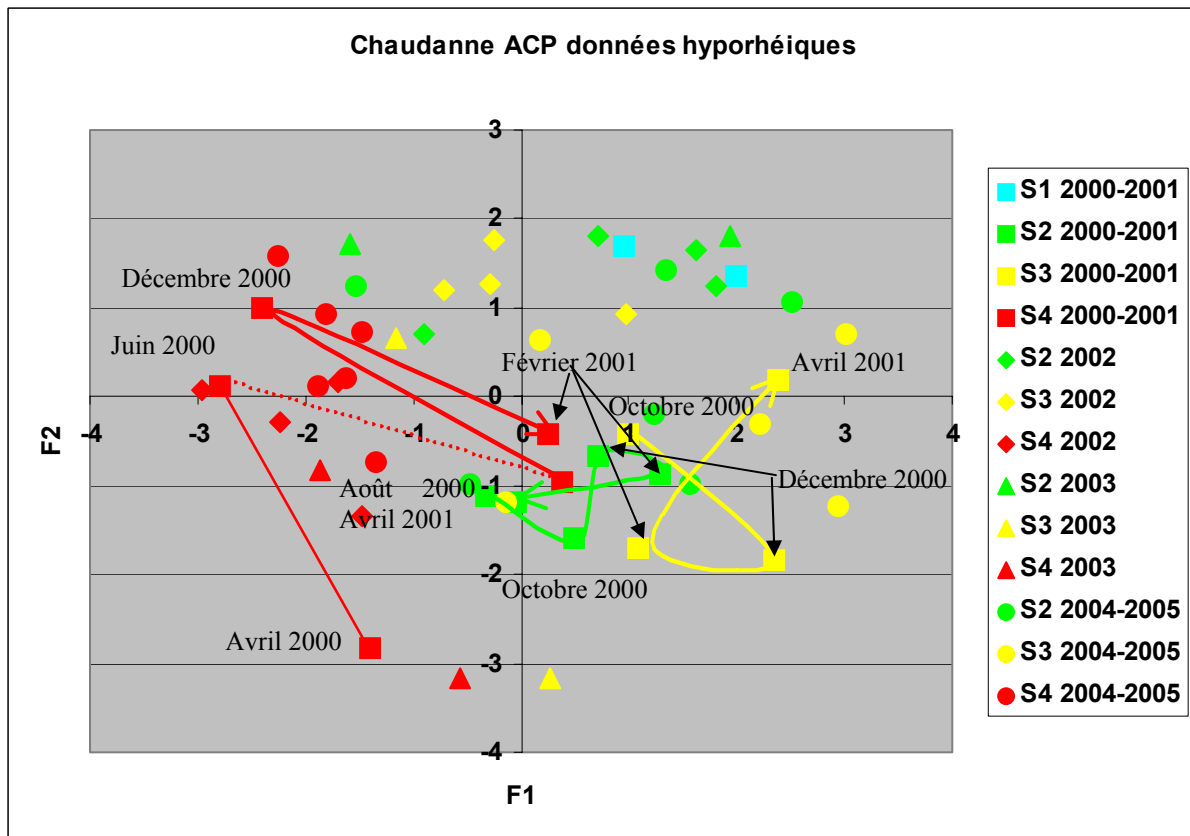
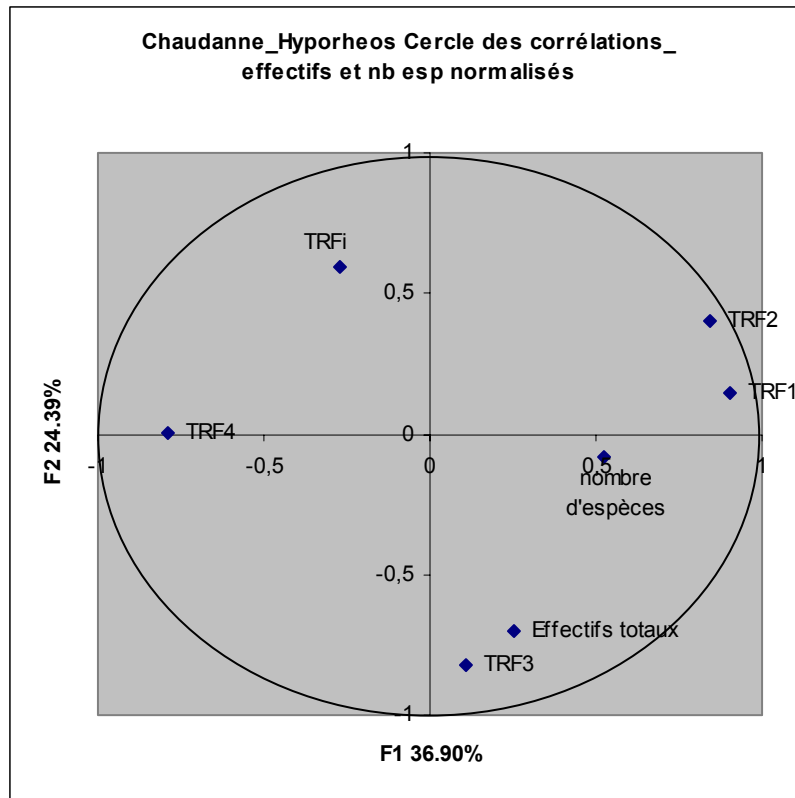


Figure 33 : Milieu hyporhéique de la Chaudanne ; trajectoire des relevés de 2000 à 2001 sur les stations 1 à 4 (S1 à S4) ; en pointillés : période d'assèchement entre deux relevés ; en haut : cercle des corrélations (rappel).

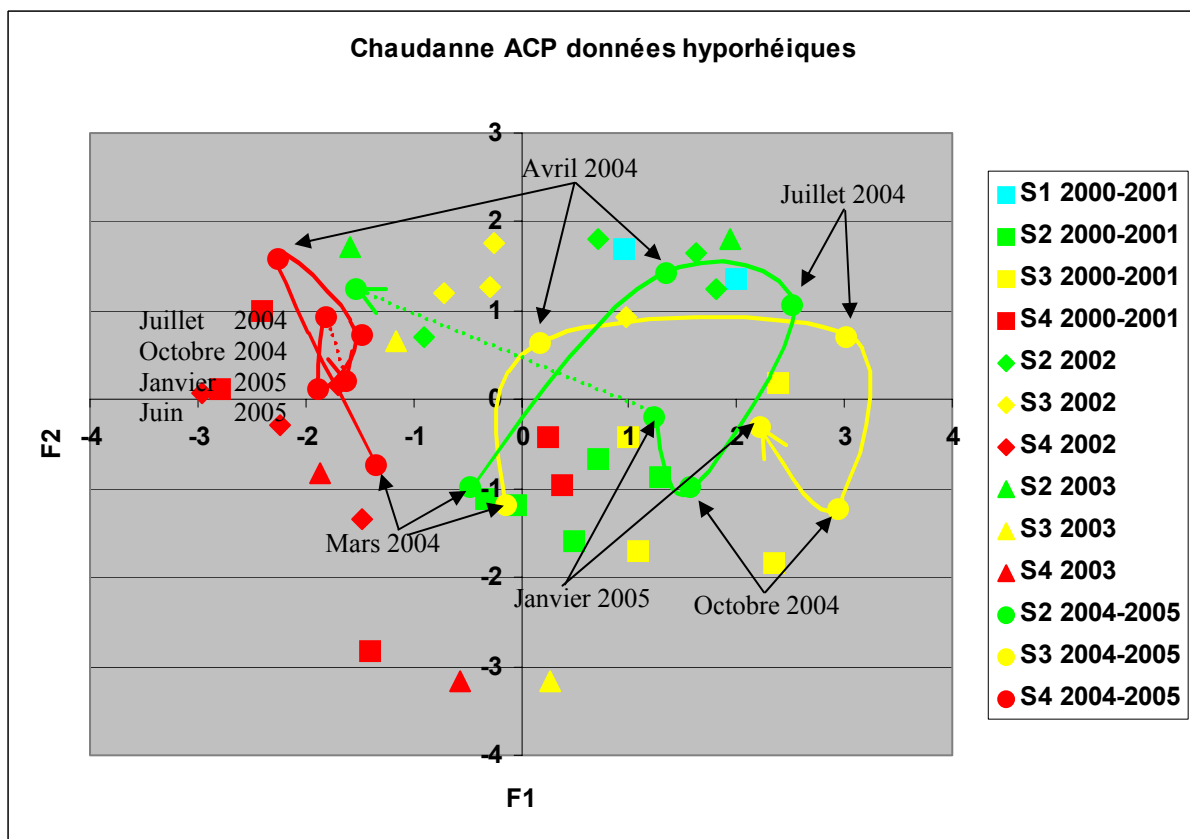
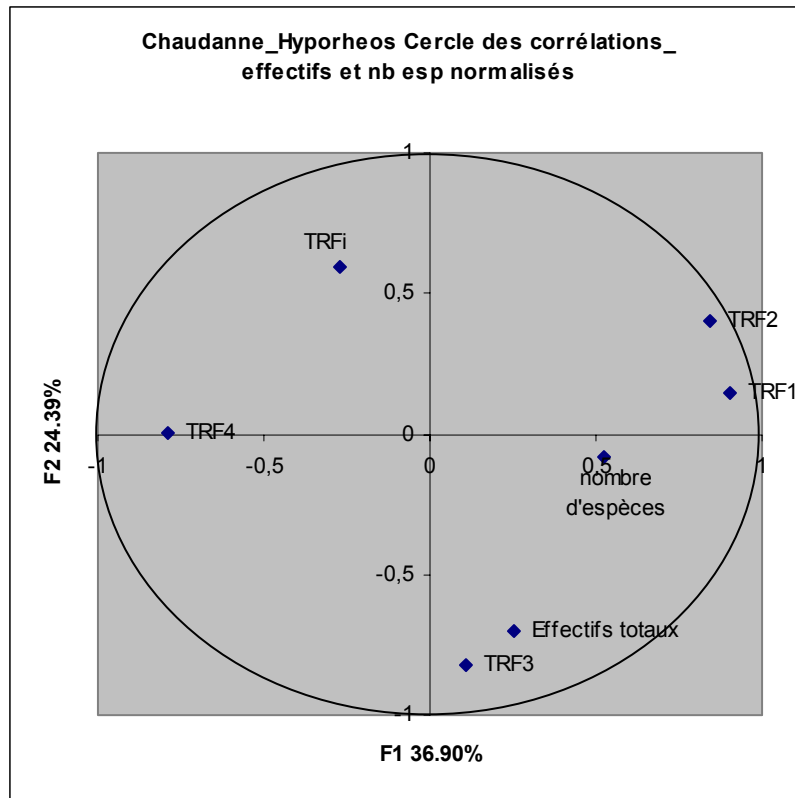


Figure 34 : Milieu hyporhéique de la Chaudanne ; trajectoire des relevés de 2004 à 2005 sur les stations 2 à 4 (S2 à S4) ; en pointillés : période d'assèchement entre deux relevés ; en haut : cercle des corrélations (rappel).

2.3 Conclusion

L'effet de la construction des bassins de décantation et la mise en séparatif partielle du réseau d'égouts n'a pas entraîné de modifications majeures de la situation fonctionnelle de la Chaudanne. Cette observation avait déjà été faite par l'examen des valeurs moyennes des TRF (Lafont et al. 2005, annexe I-2). On peut cependant affiner cette première analyse. Parmi les changements les plus significatifs, on notera :

- une amélioration générale de la qualité fonctionnelle en 2004-2005 sur les stations 2 et 3 par rapport à 2000-2001, constatation déjà effectuée précédemment (Lafont et al. 2005) ;
- une amélioration de la station 3 (aval déversoir) par rapport à la station 2 (amont déversoir) en octobre 2004, avec la prédominance des TRF1 et TRF2 dans les sédiments superficiels ;
- le TRFi tend à prendre plus d'importance par rapport au TRF3 dans toutes les stations, y compris dans le milieu hyporhéique de la station 4.

Le bilan de l'effet des aménagements (bassins + séparatif) reste donc mitigé. Une des hypothèses serait que la mise en séparatif d'une partie du réseau d'égouts pourrait absorber une part non négligeable des ruissellements pollués qui ne rejoindraient plus le ruisseau, d'où une amélioration générale de la qualité sur les stations 2 et 3. L'autre hypothèse serait que le milieu aurait une résilience lente et que les effets bénéfiques des aménagements se verraient plus tard. Ce point sera abordé par la suite dans les liens entre les débits (ruisseau et déversements) avec les TRF.

Cet examen saisonnier des relevés superficiels et hyporhéiques souligne cependant trois points très importants.

La saison proprement dite n'a pas d'importance ; ce qui compte, ce sont les conditions de l'ambiance hydro-géomorphologique et physico-chimique du moment ; en d'autres termes, la même ambiance aura le même effet fonctionnel, quelle que soit la saison de son existence.

La résilience du milieu doit être prise en compte pour comprendre les processus de restauration ; ce n'est pas une idée nouvelle, mais il est toujours bon de rappeler que ce n'est pas parce que l'on met en place des mesures de remédiation qu'elles seront obligatoirement et rapidement suivies par des améliorations.

La constance d'une situation fonctionnelle, que ce soit TRF1+TRF2 ou TRF4, constitue une caractéristique de l'écosystème qui peut avoir des répercussions majeures sur sa capacité de résilience et de résistance. La proposition d'un **TRF5** (constance temporelle des tendances) semblerait donc pertinente (Perrin et al. 2004). La constance des TRF1-TRF2 serait la marque des écosystèmes de référence, la constance du TRF4 celle des écosystèmes les plus altérés. Le seul inconvénient est que pour estimer ce trait fonctionnel TRF5, il faut disposer de longues séquences de données. Nous aurons l'occasion de revenir sur ce point dans la discussion générale (chapitre V).

3 Relations entre les traits fonctionnels TRF des sédiments superficiels et du milieu hyporhéique

Sur la station 2 (fig. 35), les seules relations significatives concernent les TRF1 et TRF2 ($p < 0,01$). Sur la station 3 (fig. 36), les relations significatives s'observent principalement avec le TRF1 ($p < 0,01$) et moins avec le TRF2 ($p = 0,05$). Sur la station 4 (fig. 37), les relations les

plus significatives sont constatées pour le TRF1, le TRF3 et le TRF4 ($p < 0,01$), mais aussi pour le TRFi ($p = 0,02$).

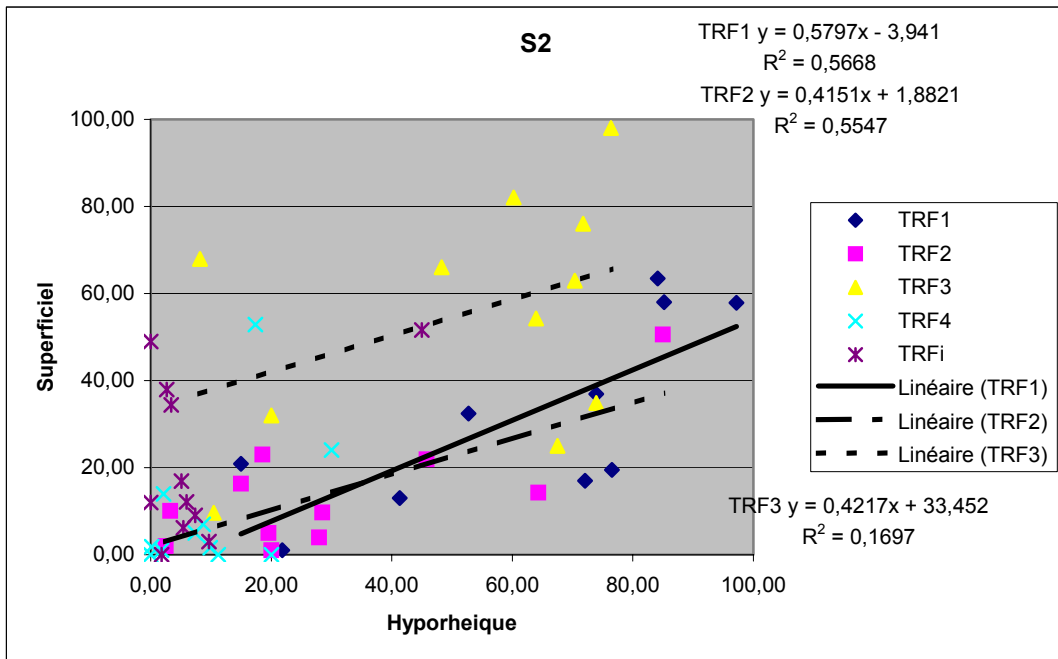


Figure 35 : Relations entre les TRF des sédiments grossiers superficiels et du milieu hyporhéique sur la station 2 (11 campagnes de 2000 à 2005 ; $n-2 = 9$).

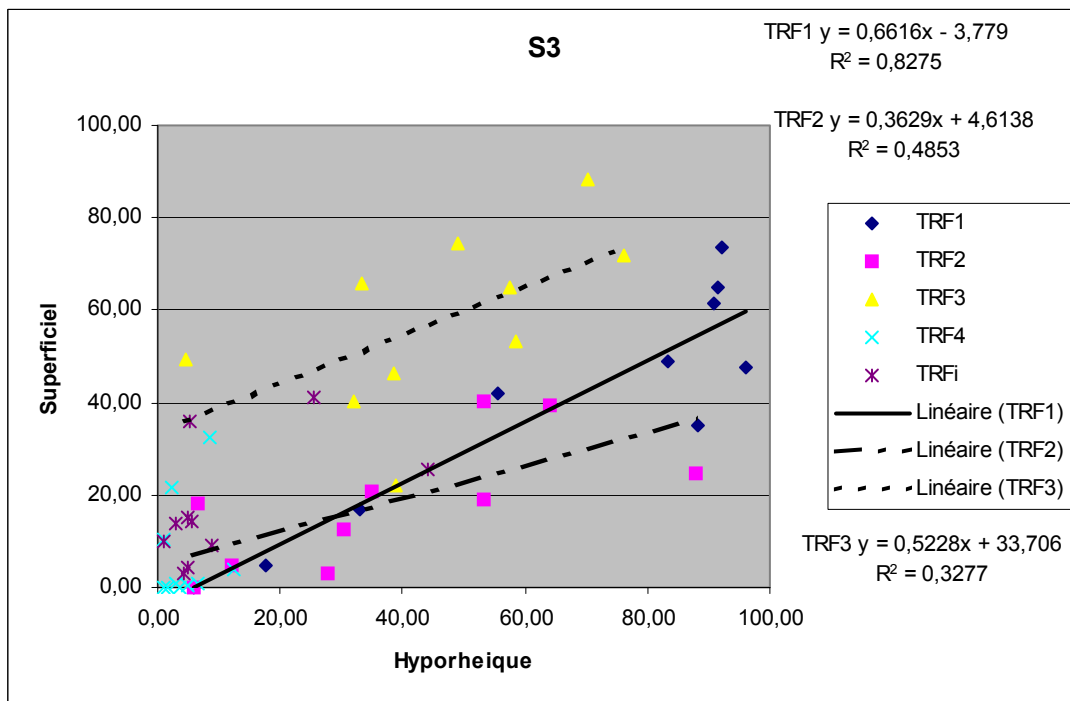


Figure 36 : Relations entre les TRF des sédiments grossiers superficiels et du milieu hyporhéique sur la station 3 (11 campagnes de 2000 à 2005 ; $n-2 = 9$).

En première conclusion, le TRF1 (perméabilité) s'avère bien un trait fonctionnel exprimant des fonctionnalités essentiellement physiques du milieu et des connexions fortes entre les eaux superficielles et souterraines. Si l'on propose un classement de l'intensité des connexions à partir des relations linéaires, ce serait sur les stations 3 et 4 que ces connexions

seraient les plus actives, avec en particulier une relation hautement significative entre le TRF1 superficiel et le TRF1 hyporhéique sur la station 3.

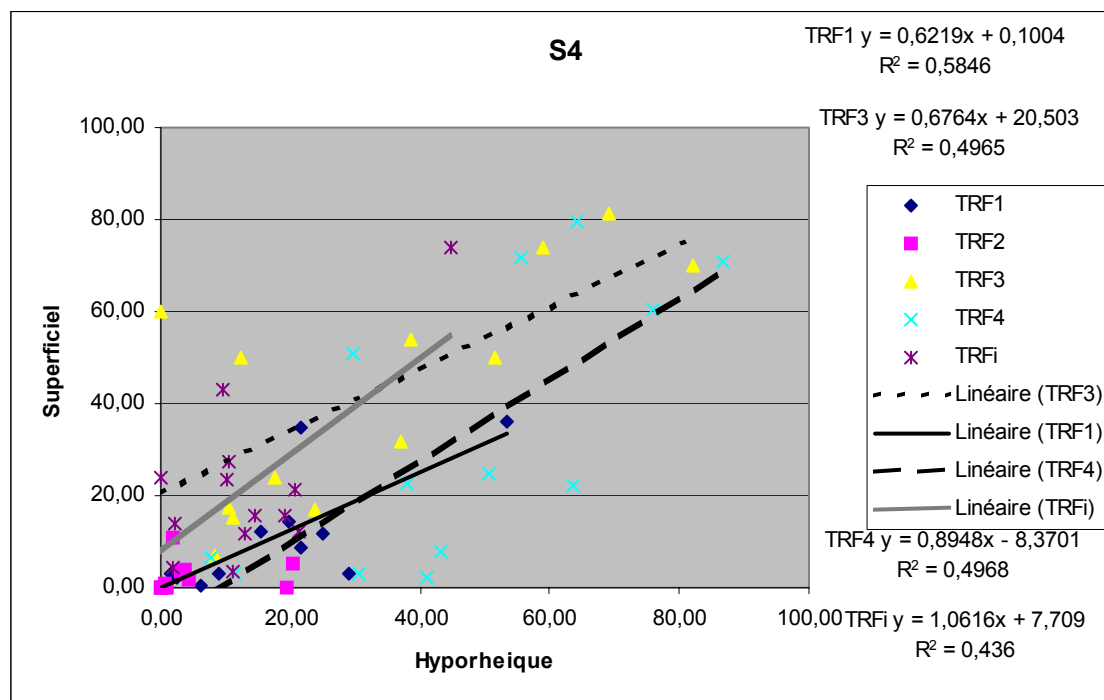


Figure 37 : Relations entre les TRF des sédiments grossiers superficiels et du milieu hyporhéique sur la station 4 (11 campagnes de 2000 à 2005 ; n-2= 9).

Les stations 2 et 3 auraient plutôt une dynamique d'exfiltration dominante (pas de relations significatives entre les TRF3 et TRF4 superficiels et hyporhéiques, donc pas de processus de stockage de la pollution très accusé). La station 4 aurait quant à elle une dynamique d'infiltration dominante, avec stockage de la pollution (relations significatives entre les TRF3-TRF4 de surface et de sub-surface) et migration des espèces du TRFi entre la surface et la sub-surface. Cette migration n'est pas observée sur les stations 2 et 3. Il semble donc que le TRFi soit lié à une dynamique d'échanges hydrologiques lorsqu'il y a une dynamique dominante d'infiltration. Ce qui suggérerait que les espèces composant le TRFi sont des espèces typiquement superficielles : cette remarque est banale pour les deux espèces dominantes du TRFi dans la Chaudanne, *Nais communis* et *Chaetogaster diastrophus*.

Le TRF1 n'est associé au TRF2 (sensibilité à la pollution) que si le milieu reste de qualité acceptable, et dans ce cas, les espèces indicatrices de perméabilité sont également sensibles à la pollution. Mais dans la station 3 et surtout la station 4 (fig. 36 et 37), si on obtient toujours des relations fortes entre le TRF1 superficiel et le TRF1 hyporhéique, celles-ci sont moins significatives (station 3) ou non significatives (station 4) avec le TRF2. Ce sont alors des espèces indicatrices de perméabilité, mais résistantes à la pollution (TRF3), qui prennent le pas (principalement *Pristina jenkinsae*).

En fait, le trait fonctionnel perméabilité (TRF1) tendrait à exprimer une circulation activée des eaux au sein des pores des interstices sédimentaires, mais pas nécessairement un sens particulier d'échanges hydrologiques. Un sédiment perméable facilitera les échanges dans les deux sens. Paradoxalement, les dynamiques d'infiltration de substances polluantes dans le milieu hyporhéique seront facilitées par une forte perméabilité des sédiments, mais leur dégradation sera activée par une dynamique d'échanges hydrologiques, favorisée elle-aussi par la perméabilité : il s'agit d'un jeu subtil et complexe d'interactions entre les facteurs physiques et physico-chimiques (voir discussion, chapitre V).

Ces conclusions sur les dynamiques d'échanges hydriques sont concordantes avec celles obtenues avec les résultats physico-chimiques du paragraphe précédent (§ 1). En revanche, le diagnostic des déconnexions entre les eaux de surface et les eaux souterraines n'est pas vérifié avec les TRF, ce qui suggère que, soit ces déconnexions sont de courte durée, soit les oligochètes se réfugient dans les eaux souterraines en attendant les nouvelles connexions. Dans ce contexte, l'étude du temps de réponse des TRF aux variables hydrauliques va être intéressante à considérer.

4 Relations entre les TRF et les débits (ruisseau et déversoir d'orage DO)

4.1 Comparaison entre les hydrogrammes et les TRF

L'examen graphique simultané des hydrogrammes et des TRF devrait déjà permettre d'émettre des hypothèses en ce qui concerne les corrélations entre hydraulique et TRF (fig. 38, 39, 40 et 41). Ce premier examen graphique est similaire à celui qui avait été effectué lors de la première étude Chaudanne (sous-chapitre II-1 ; Lafont et al. 2006). Il pouvait en effet s'avérer intéressant d'effectuer la même approche sur un jeu de données plus conséquent. Les grandes tendances suivantes ont pu être observées. On peut en effet réaliser un découpage des hydrogrammes selon trois grandes catégories et observer le comportement des traits fonctionnels dans ces catégories.

A. Hautes eaux (débit du ruisseau > 0,03 m³ s⁻¹ ; déversements forts et variables)

Elles sont caractérisées par des débits soutenus en rivière, accompagnés de crues importantes. Il y a des déversements fréquents durant ces périodes : octobre 1999 à janvier 2000 (fig. 38), octobre 2000-mai 2001 (fig. 39), novembre 2002 à février 2003 (fig. 40), décembre 2003 à mars 2004 (fig. 40 et 41), décembre 2004 à mai 2005 (fig. 41). Dans les relevés biologiques effectués pendant ces périodes, on remarque la prédominance du **TRF3** dans les sédiments superficiels et le milieu hyporhéique des stations aval du déversoir (stations 3 et 4, ex : fig. 39, 40 et 41). De plus, de hautes eaux prolongées semblent provoquer la diminution du TRF4 dans le milieu hyporhéique de la station 4.

B. Moyennes eaux (débit du ruisseau > 0,01 à 0,03 m³ s⁻¹ ; déversements < 0,02 m³ s⁻¹)

Elles sont caractérisées par des débits stables dans la rivière, sans crue importante, et sans déversements importants : janvier à mai 1998, décembre 1998 à mai 1999, février 2000 à juin 2000, juin à juillet 2001, novembre 2001 à mai 2002, avril à mai 2004. On constate la dominance régulière et significative du **TRFi** dans le milieu superficiel de la station 3, et plus ponctuellement dans le milieu hyporhéique de la station 3 (tous les relevés biologiques de 2002, fig. 39 et celui de mai 2004, fig. 41) et de la station 4 (mai 2004, fig. 41).

C. Etiages (débit du ruisseau < 0,01 m³ s⁻¹ ; déversements forts et variables)

Les étiages sont sévères dans la Chaudanne. La rivière est fréquemment à sec, mais des orages peuvent survenir, entraînant des pics de crues et des déversements importants, mais sur de petites périodes de temps : juin à novembre 1998 et juin à septembre 1999 (fig. 38), juillet à septembre 2000 et août à octobre 2001 (fig. 39), juin à octobre 2002 et mars à novembre 2003 (fig. 40), juin à novembre 2004 et juin à décembre 2005 (fig. 41).

L'effet boues (**TRF4**) prédomine dans les sédiments grossiers superficiels et le milieu hyporhéique de la station 3 uniquement si l'étiage est associé à des déversements. Par exemple, en 2003, le TRF4 est relativement peu accusé sur les stations 3 et 4, car le cours d'eau ne reçoit pas de déversements (fig. 39). Ces constats, bien que restant très globaux,

précisent ceux que nous avons précédemment obtenus (sous-chapitre II-1 ; Lafont et al. 2006). Le **TRF4** reste caractéristique de déversements importants en période d'étiage sévère, le **TRF3**, de déversements importants en périodes de hautes eaux. En revanche, le **TRFi** voit sa signification précisée : il semble associé à des conditions moyennement stressantes, soit des débits moyens et des rejets présents, mais d'importance moyenne.

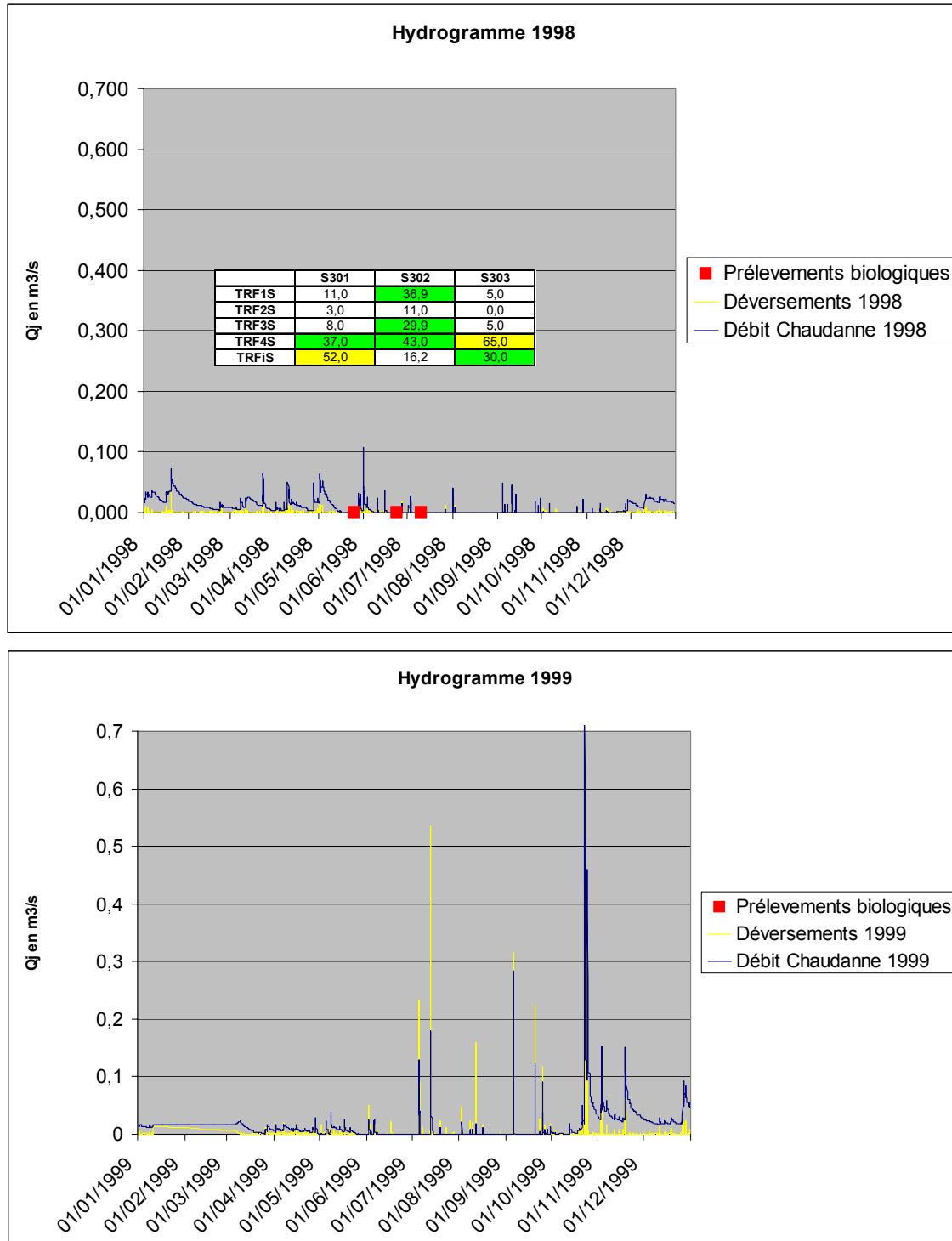


Figure 38 : Hydrogrammes et traits fonctionnels TRF (1998-1999) ; S3 : station 3 ; TRF1S à TRF4S, TRFIS : TRF du milieu superficiel ; TRF1H à TRF4H, TRFIH : TRF du milieu hyporhéique.

On peut donc commencer à discerner des grands types de relations, associant le débit du ruisseau et celui des déversements, ces deux variables s'avérant indissociables d'un point de vue gestion.

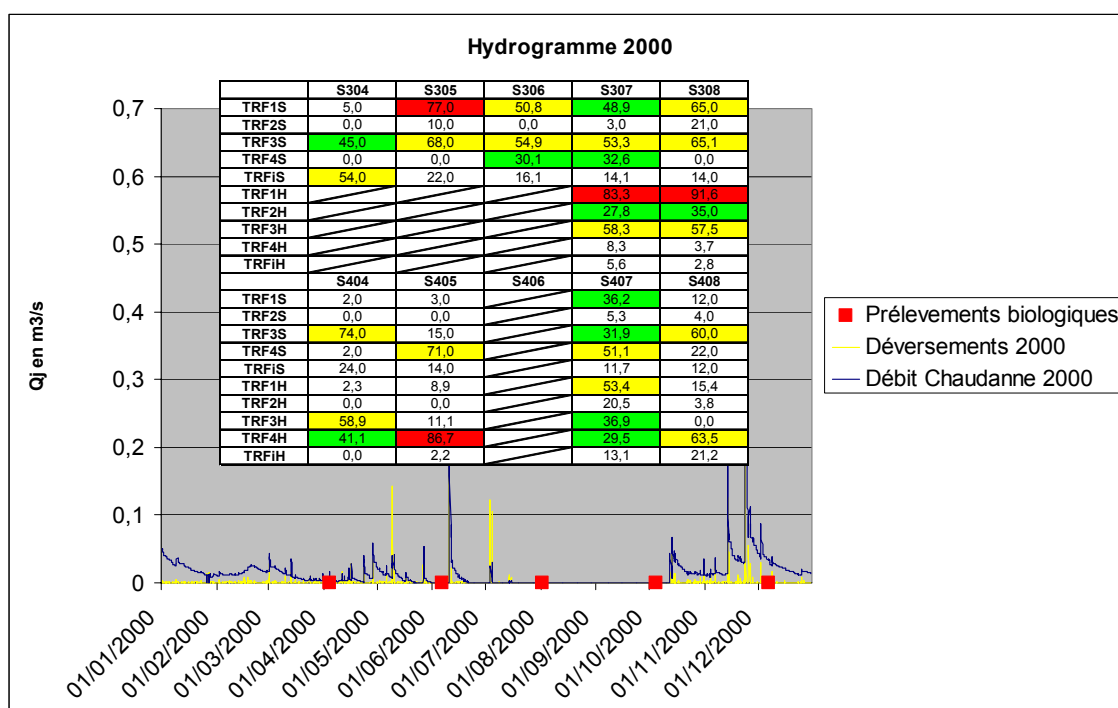
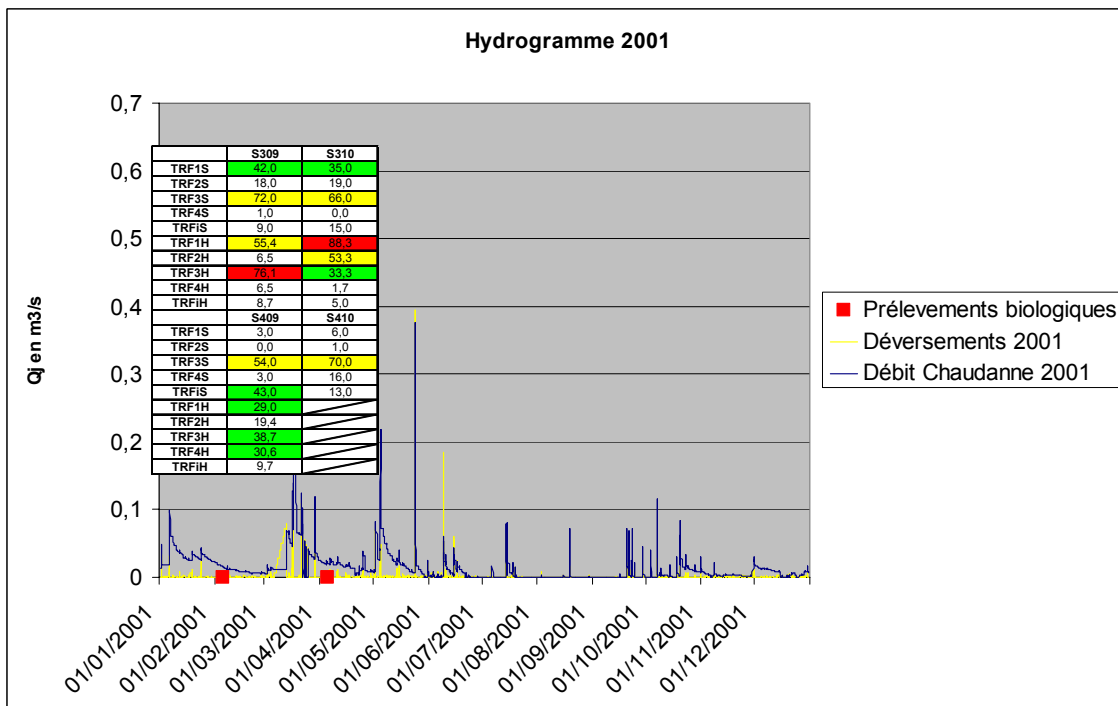


Figure 39 : Hydrogrammes et traits fonctionnels TRF (2000-2001) ; S3 et S4 : stations 3 et 4 ; TRF1S à TRF4S, TRFIS : TRF du milieu superficiel ; TRF1H à TRF4H, TRFIH : TRF du milieu hyporhéique ; cases barrées : pas de relevés biologiques (habitat à sec).

Le problème reste cependant que les tendances concernant les relations entre les déversements et les TRF ne peuvent être visualisées par des méthodes graphiques, compte tenu de l'extrême variabilité des déversements.

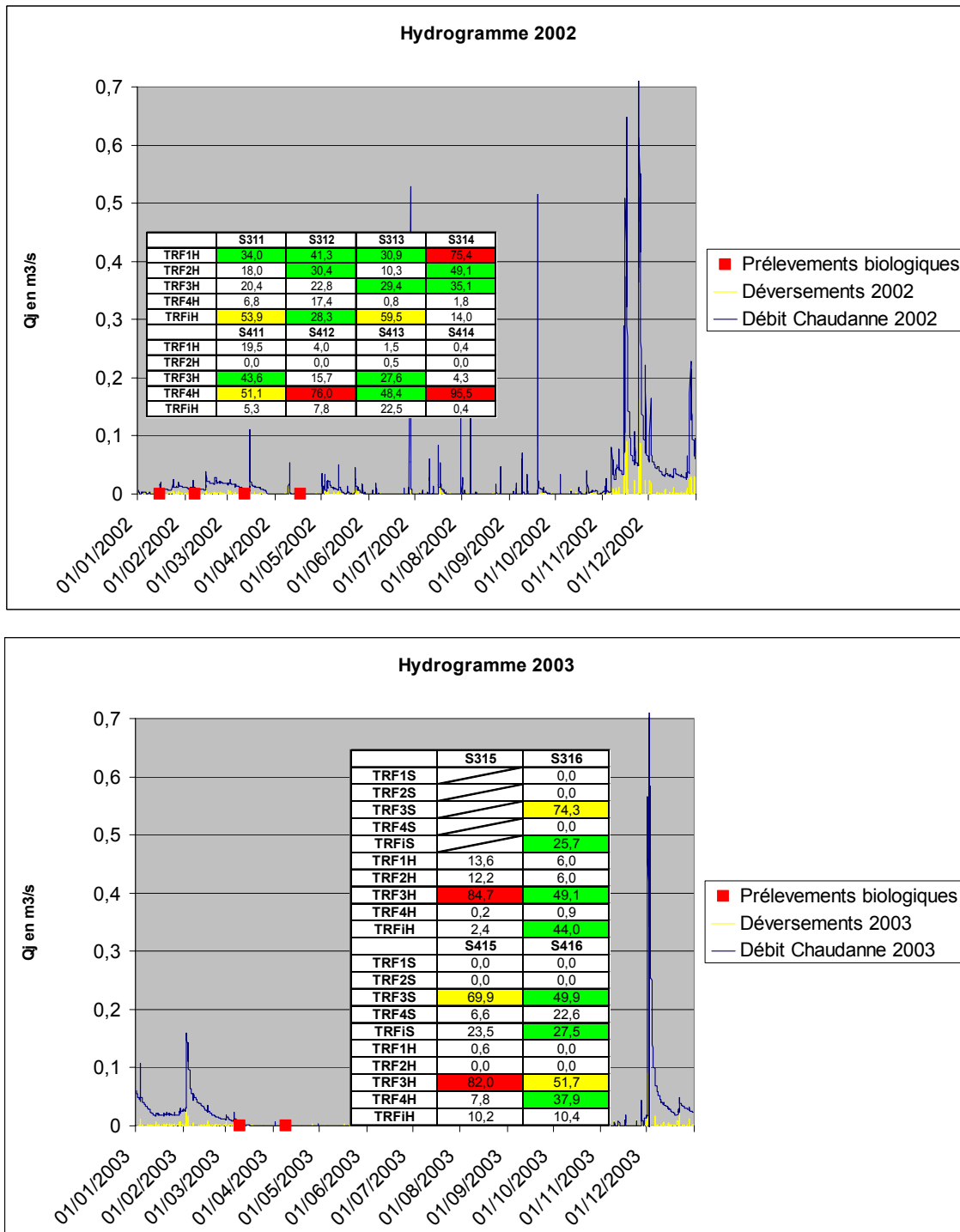


Figure 40 : Hydrogrammes et traits fonctionnels TRF (2002-2003) ; S3 et S4 : stations 3 et 4 ; TRF1S à TRF4S, TRFIS : TRF du milieu superficiel ; TRF1H à TRF4H, TRFIH : TRF du milieu hyporhéique ; cases barrées : pas de relevés biologiques (habitat à sec).

Ainsi, il convient de trouver des corrélations entre paramètres biologiques (ici les TRF) et des paramètres hydrauliques. Cependant, les paramètres biologiques étant des intégrateurs temporels des conditions du milieu, il convient de choisir des marqueurs hydrauliques intégrés sur une période de temps.

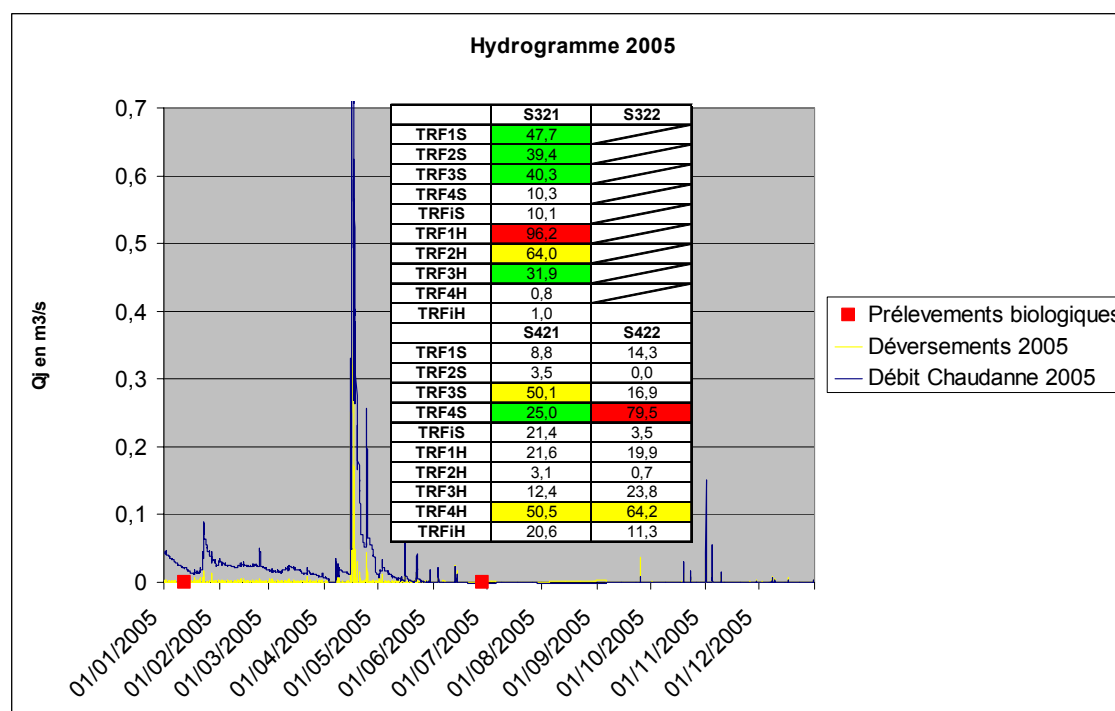
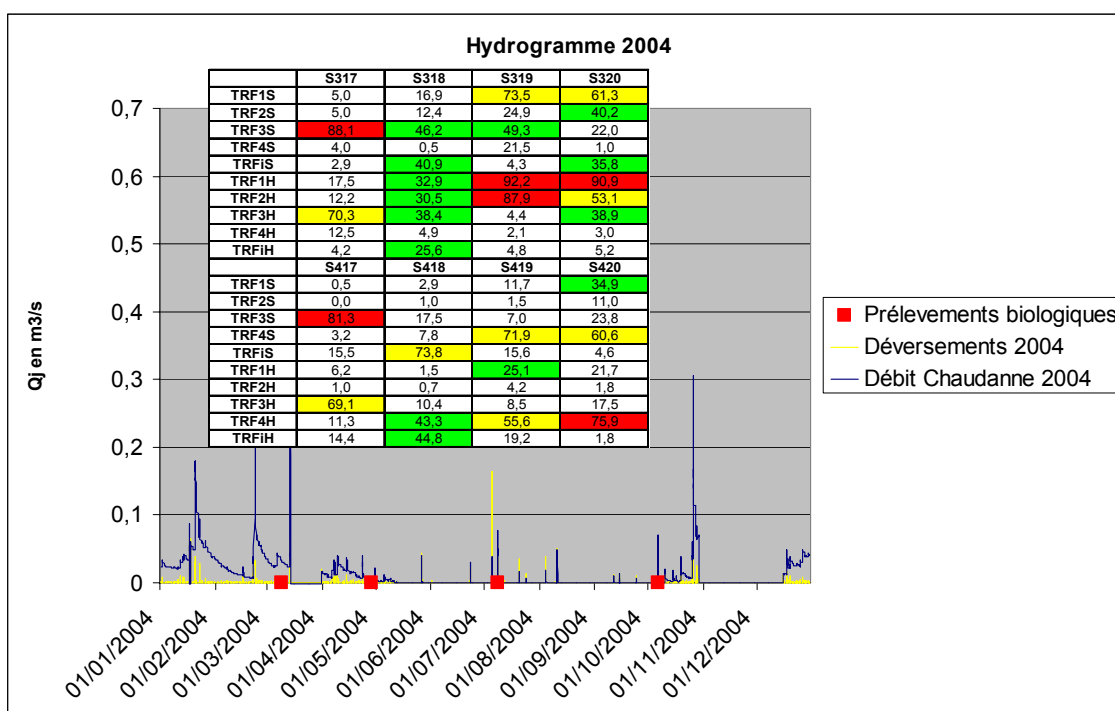


Figure 41 : Hydrogrammes et traits fonctionnels TRF (2004-2005) ; S3 et S4 : stations 3 et 4 ; TRF1S à TRF4S, TRFIS : TRF du milieu superficiel ; TRF1H à TRF4H, TRFIH : TRF du milieu hyporhéique ; cases barrées : pas de relevés biologiques (habitat à sec).

4.2 Etude des corrélations entre variables hydrauliques et TRF.

A priori, on ne connaît pas le temps de réponse de la faune à des variations hydrauliques. Par conséquent, plusieurs périodes de temps doivent être prospectées. Un pas de temps de 10 jours a été choisi entre les périodes de retour des déversements, qui s'étalent de 10 à 120 jours. Treize variables hydrauliques ont été retenues pour les **déversements du déversoir**.

Pour les déversements, les variables suivantes ont été analysées :

Qmax = débit maximal de déversement

Vmax = volume (en 10^{-3} m^3) de Qmax

Rmax = rapport du Logn de Qmax au débit du ruisseau au même instant

Dmax = durée du seuil de Qmax en jours

D_qmax = durée séparant Qmax de la date d'échantillonnage biologique (en jours)

Ndo = nombre de déversements

Ttdo = durée totale de déversement (en jours)

Vtdo = volume total déversé

Pour le temps sec, on retiendra :

Nts = nombre de temps secs

Tsecx = durée de temps sec max (en jours)

Tsecxx = durée de temps sec ayant précédé Qmax

Ttsec = durée totale de temps sec (en jours)

Pour le cours d'eau, c'est Qbmoy = débit moyen du débit de base sur l'historique (= débit moyen du cours d'eau) qui a été choisi.

Les corrélations entre les variables hydrauliques intégrées sur plusieurs périodes de temps et les traits fonctionnels TRF ont été calculées. Cependant, les données hydrauliques posent un autre problème : afin de calculer des coefficients de corrélation entre variables, les données doivent suivre des distributions de type « Loi Normale ». Or les données hydrauliques dont nous disposons n'ont pas une telle distribution. Afin de pallier à ce problème, nous avons recalculé les coefficients de corrélation, mais cette fois ci en prenant leurs rangs dans la série de données et non plus leurs valeurs. Ces sont les corrélations de rang de Spearman qui ont finalement été retenues (logiciel ADE4, cf. chapitre I). Cependant, les résultats obtenus avec les corrélations linéaires et les corrélations de rang donnent des résultats extrêmement proches. L'ensemble des résultats des relations de rang figurent dans **l'annexe 4**.

4.2.1 Variables hydrauliques liées au plus grands déversements

Dans les **sédiments superficiels**, les variables Qmax, Vmax, Rmax et Dmax sont positivement corrélées avec les variables biologiques TRF1 et TRF2 (tab. 25). Les plus forts déversements semblent, dans un premier temps, avoir un effet d'activation des échanges hydrologiques entre les eaux superficielles et hyporhéiques, avec une augmentation de la proportion des espèces indicatrices de ces échanges et sensibles à la pollution. On peut donc supposer un effet mécanique de nettoyage des sédiments par un gros déversement, ce qui permettrait de réactiver la dynamique globale d'infiltration-exfiltration, avec l'arrivée d'eaux souterraines contenant des espèces sensibles.

Les relations de rang avec le TRF3 (résistance à la pollution des eaux) sont moins tranchées. C'est avec le D_{max} (durée en jours du seuil de débits maximums de déversements, relations négatives) et le D_{qmax} (durée séparant le débit maximum de rejets et les relevés biologiques, relation positive) que les relations sont les plus constantes (tab. 25). Le TRF3 semble également affecté par les gros déversements (Q_{max}, R_{max}), qui provoquent sa diminution, surtout en station 4, au profit du TRF4.

Le paramètre D_{qmax} représente le temps séparant le prélèvement biologique du débit maximal déversé (Q_{max}), pendant la période considérée. En toute logique, plus les relevés biologiques seront éloignés du Q_{max}, plus les corrélations avec les TRF1 et 2 deviendront négatives, l'effet nettoyant des très gros déversements s'estompant avec le temps.

<i>Q_{max}</i>	TRF1	TRF2	TRF3	TRF4	TRFi
S3S	+	+	-/+	(-/+)	-
S3H	+	+	-/+	(-/+)	-
S4S	+	+	-	+	-
S4H	+	+	-	+	(+)
<i>V_{max}</i>	TRF1	TRF2	TRF3	TRF4	TRFi
S3S	+	+	+	-	-
S3H	+	+	-/+	-/+	-
S4S	+	+	+	-	-
S4H	+	+	-	+/-	+
<i>R_{max}</i>	TRF1	TRF2	TRF3	TRF4	TRFi
S3S	+	+/-	(+)	-	+
S3H	(+)	(-/+)	-	+	+
S4S	+	(-/+)	-	-/+	(-)
S4H	+	(-/+)	-	+	-
<i>D_{max}</i>	TRF1	TRF2	TRF3	TRF4	TRFi
S3S	-	+	-	-	+
S3H	+	+	+	-	-
S4S	(-/+)	(-/+)	+	-	(-)
S4H	(+)	+	+	-	+
<i>D_{qmax}</i>	TRF1	TRF2	TRF3	TRF4	TRFi
S3S	-	-	-/+	(-/+)	+
S3H	-	-	+	-/+	-/+
S4S	-	-	(+)	-	(-/+)
S4H	-	-	+	-	+/-

Tableau 25 : Signes des corrélations de rang de Spearman entre les variables hydrauliques liées aux plus grands déversements (en italique) et les TRF (TRF1 à TRF4, TRFi) ; S3, S4 : stations de la Chaudanne ; S : milieu superficiel ; H : milieu hyporhéique ; signes surlignés en jaune : corrélations significatives ; Q_{max} = débit maximal de déversement ; V_{max} = volume (en 10⁻³ m³) de Q_{max} ; R_{max} = rapport du Logn de Q_{max} au débit du ruisseau au même instant ; D_{max} = durée du seuil de Q_{max} en jours ; D_{qmax} = durée séparant Q_{max} de la date d'échantillonnage biologique (en jours).

Dans le **milieu hyporhéique**, on observe les mêmes relations que celles relevées dans les sédiments superficiels (tab. 25). L'effet d'activation des échanges hydrologiques entre la surface et la sub-surface doit vraisemblablement prédominer. Ceci est attesté par le fait que, en station 4 principalement, l'augmentation des échanges actifs s'accompagne également d'une augmentation de l'effet boues en surface et en sub-surface. En station 4, les phénomènes d'infiltration sont déjà connus pour prédominer. Dans ces conditions, un nettoyage des sédiments et une réactivation des dynamiques d'infiltration signifierait une

activation de l'imprégnation des interstices sédimentaires par les substances polluantes. Enfin, les déversements importants semblent totalement néfastes au TRFi et entraîner sa disparition, à l'exception de la variable Vmax (volume de Qmax) dans le milieu hyporhéique de la station 4.

4.2.2 Variables hydrauliques liées aux déversements totaux

Les variables représentant le total des déversements (tab. 26) sont moins bien corrélées aux paramètres biologiques que celles qui représentent les plus forts déversements. Le nombre de déversements (Ndo) et le volume total déversé (Vtdo) semblent avoir une action à peu près similaire sur les variables biologiques, avec des relations de rang positives avec les TRF1 et 2, et une diminution du TRF3 (surtout dans le milieu hyporhéique). Le nombre total de déversements (Ttdo) semble plutôt favoriser le TRF4 en station 4.

<i>Ndo</i>	TRF1	TRF2	TRF3	TRF4	TRFi
S3S	+	+	-	-/+	+/-
S3H	+	+	-	(+/-)	-
S4S	+	+	-	+	-
S4H	+	+	-	+	(-/+)
<i>Ttdo</i>	TRF1	TRF2	TRF3	TRF4	TRFi
S3S	-	+	+	-	(-/+)
S3H	-	(+/-)	(-/+)	(+)	-
S4S	-	-	+	-	+
S4H	-	-	+	-	+
<i>Vtdo</i>	TRF1	TRF2	TRF3	TRF4	TRFi
S3S	(+)	+	+	-	-
S3H	+	+	-/+	(+/-)	-
S4S	(+)	(+)	+	(-)	-
S4H	+	+	-	(+/-)	+

Tableau 26 : Signes des corrélations de rang de Spearman entre les variables hydrauliques liées aux déversements totaux (en italique) et les TRF (TRF1 à TRF4, TRFi); S3, S4 : stations de la Chaudanne ; S : milieu superficiel ; H : milieu hyporhéique ; signes surlignés en jaune : corrélations significatives ; Ndo = nombre de déversements ; Ttdo = durée totale de déversement (en jours) ; Vtdo = volume total déversé.

Le TRFi est toujours positivement corrélé avec les variables Ndo, Ttdo et Vtdo, mais principalement dans le milieu hyporhéique de la station 4, comme c'était le cas pour le volume du déversement maximal (Vmax, tab. 25). C'est encore le temps total de déversement (Ttdo) qui aurait le plus d'effet (positif) sur le TRFi. Les espèces qui composent le TRFi, si elles sont sensibles aux forts déversements, ont besoin d'eau en quantité suffisante et semblent mal supporter les assèchements du lit. Dans ces conditions, plus le déversoir fournit de l'eau à la rivière de manière prolongée, plus ces espèces ont une chance de pouvoir coloniser les milieux tant que la pollution n'atteint pas un degré incompatible avec leur survie.

4.2.3 Débits du ruisseau

Tout comme les forts déversements, les plus forts débits du ruisseau ont des corrélations fortes et durables avec les traits fonctionnels (tab. 27). Les forts débits provoquent une nette diminution du TRF1, ainsi que du TRF4, sur toutes les stations et milieux (S et H). Cette diminution s'effectue en majorité au profit du TRF3. Il semblerait donc se produire une homogénéisation entre les milieux hyporhéique et superficiel, amenant une prolifération d'espèces favorisées par la pollution. Cependant, la diminution générale du TRF4 implique un nettoyage des milieux. Les forts débits sont néfastes aux espèces du TRFi sur la station 3 mais

favorables en station 4, probablement parce que la rupture de pente constatée sur cette station doit contribuer à ralentir les écoulements et à limiter l'instabilité physique du lit.

<i>Qbmoy</i>	TRF1	TRF2	TRF3	TRF4	TRFi
S3S	+	+	+	-	-
S3H	-	-	+	-	-
S4S	+	-	+	+	+
S4H	-	(+/-)	+	+	+

Tableau 27 : Signes des corrélations de rang entre le débit moyen du ruisseau (*Qbmoy*) et les TRF (TRF1 à TRF4, TRFi) ; S3, S4 : stations de la Chaudanne ; S : milieu superficiel ; H : milieu hyporhéique ; signes surlignés en jaune : corrélations significatives ; *Qbmoy* = débit moyen du débit de base sur l'historique (= débit moyen du cours d'eau).

Cela confirmerait les exigences écologiques des espèces composant le TRFi : elles ont besoin d'eau de manière prolongée, et même les rejets du déversoir peuvent les favoriser, tant que la pollution et les stress hydrauliques n'atteignent pas un degré incompatible avec leur survie. Tout facteur préservant la constance de conditions hydrauliques et physico-chimiques moyennement stressantes favoriserait donc le TRFi.

4.2.4 Variables hydrauliques liées aux temps secs

Les corrélations entre les TRF et les variables de temps secs, c'est à dire sans déversements, sont beaucoup plus difficiles à interpréter (tab. 28). Les corrélations les plus constantes sont celles calculées avec le paramètre *Tsecx* (durée de temps sec maximale). Les temps secs (*Tsecx* et *Tsecxx*) semblent surtout favorables au TRF1 et au TRF2. Par contre, il semblerait que plus la durée de temps sec est importante, plus le TRF3 est négativement corrélé, ce qui semble logique puisque le TRF3 est positivement corrélé aux forts débits en rivière.

<i>Nts</i>	TRF1	TRF2	TRF3	TRF4	TRFi
S3S	-	+	+	+	(-/+)
S3H	-	+/-	-	(+)	(-)
S4S	-	-	+	-	+
S4H	-	-	(+)	(+)	+
<i>Tsecxx</i>	TRF1	TRF2	TRF3	TRF4	TRFi
S3S	+	-	-	+	(+/-)
S3H	+	+	(-)	(-)	+
S4S	+	+	+	+	+
S4H	+	+	+	+	-/+
<i>Tsecx</i>	TRF1	TRF2	TRF3	TRF4	TRFi
S3S	+	+	-	(+)	-/+
S3H	+	+	(+)	+	+
S4S	+	+	(+/-)	(-/+)	(-)
S4H	+	+	-	(-)	(+/-)
<i>Ttsec</i>	TRF1	TRF2	TRF3	TRF4	TRFi
S3S	+	-	-	+	(+)
S3H	+	(-)	(-)	(+)	+
S4S	+	+	-	+	-
S4H	+	+	-	+	-

Tableau 28 : Signes des corrélations de rang de Spearman entre les variables hydrauliques liées aux temps secs (en italique) et les TRF (TRF1 à TRF4, TRFi) ; S3, S4 : stations de la Chaudanne ; S : milieu superficiel ; H : milieu hyporhéique ; signes surlignés en jaune : corrélations significatives ; *Nts* = nombre de temps secs ; *Tsecx* = durée de temps sec max (en jours) ; *Tsecxx* = durée de temps sec ayant précédée *Qmax* ; *Ttsec* = durée totale de temps sec (en jours).

5 Etude des temps de réponse

On se focalisera sur les deux stations situées en aval du déversoir d'orage DO (station 3 et 4) et sur les deux traits fonctionnels indésirables dans le milieu, soit le TRF3 (résistance à la pollution) et le TRF4 (effet boues), en considérant aussi sa constance dans le milieu. Le nombre de séries de mesures analysées et le seuil de signification du coefficient de corrélation de rang de Spearman figurent dans le tableau 29.

	S3S	S3H	S4S	S4H
N	16	15	14	17
Seuil p=0,05	0.497	0.514	0.532	0.482

Tableau 29 : Nombre de séries de mesures (N) et seuil de signification du coefficient de corrélation de rang de Spearman pour $p=0,05$; S3, S4 : stations ; S : milieu superficiel ; H : milieu hyporhéique.

5.1 Station 3 : évolution des coefficients de corrélation de rang en fonction du temps

Les résultats sont illustrés par les figures 42 à 50. On se focalisera ici sur les variables où les coefficients de corrélation de rang sont significatifs au seuil $p=0,05$ ou proches de ce seuil. Les variables ne montrant pas de tendances claires ne seront pas prises en considération ici.

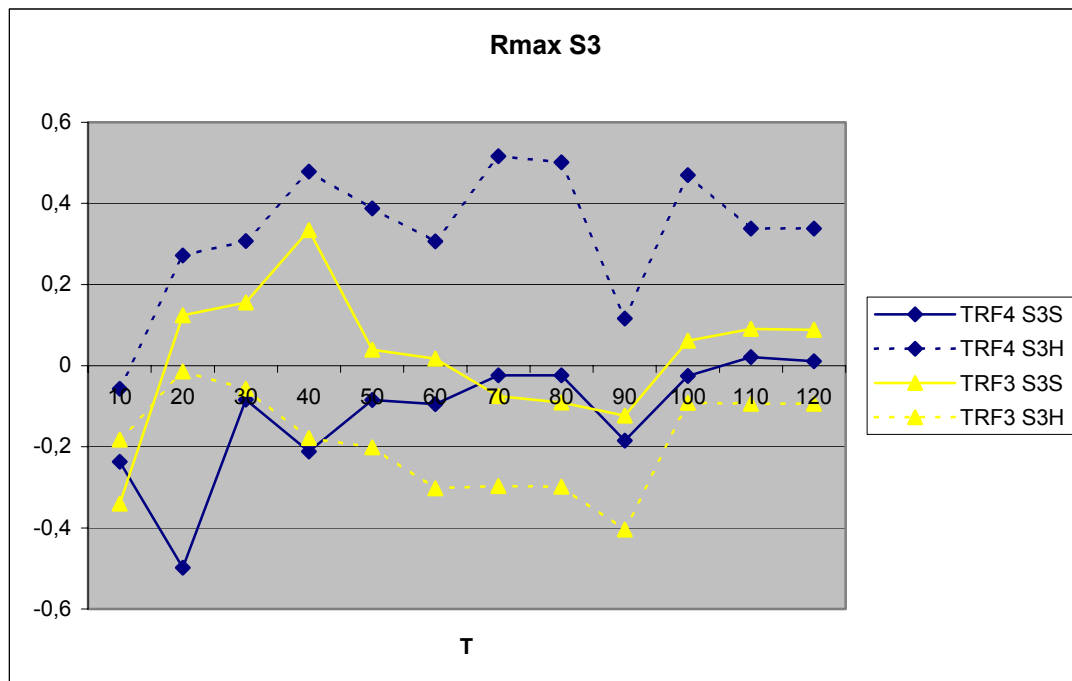


Figure 42 : Station 3 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Rmax (débit maximal de déversement) et les TRF 3 et 4 ; S3S : milieu superficiel ; S3H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.

Sur la station 3, les corrélations ne sont pas dans l'ensemble très significatives. On retiendra surtout une tendance à ce que les corrélations avec le Rmax (fig. 42) deviennent positives à partir de 40 jours pour le TRF4 et négatives à partir de 90 jours pour le TRF3 dans le milieu hyporhéique.

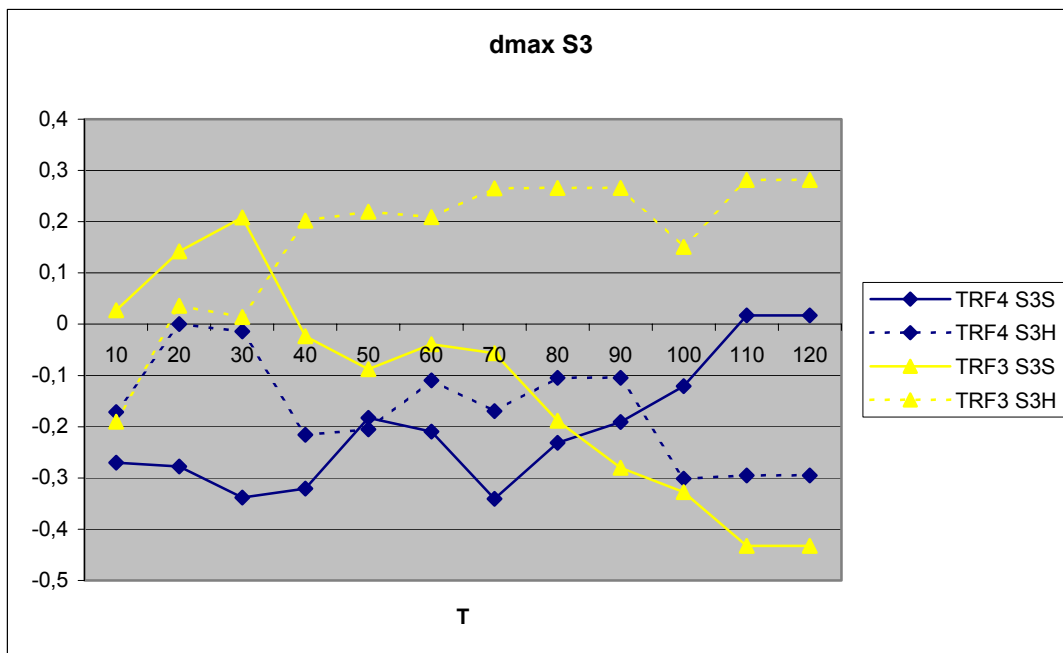


Figure 43 : Station 3 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Dmax (durée du seuil de Qmax en jours) et les TRF 3 et 4 ; S3S : milieu superficiel ; S3H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.

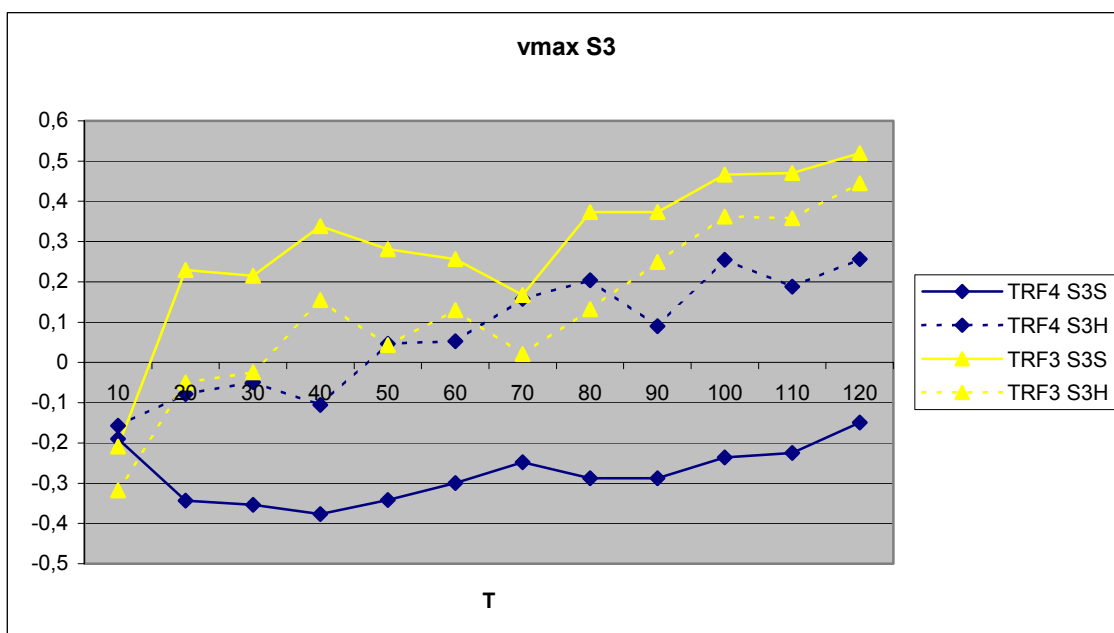


Figure 44 : Station 3 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Vmax (volume du déversement maximal) et les TRF 3 et 4 (station 3) ; S3S : milieu superficiel ; S3H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.

Le volume du déversement maximal (fig. 44) semble surtout avoir un impact sur le milieu superficiel de S3. Dès 20 jours, il provoquerait une diminution du TRF4 (effet de nettoyage ?), et une augmentation du TRF3. Si l'impact sur le TRF3 est croissant dans le temps, celui sur le TRF4 tend à diminuer après 50 jours. On peut aussi noter la similarité des évolutions temporelles du TRF3 entre la surface et la sub-surface (fig. 44).

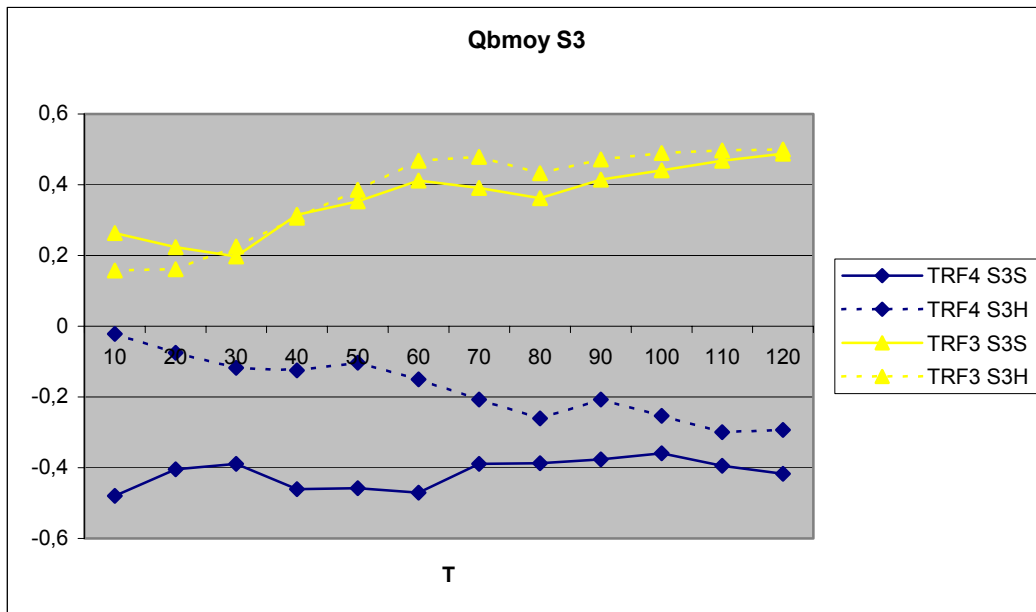


Figure 45 : Station 3 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Qbmoy (débit moyen du débit de base du ruisseau sur l'historique d'échantillonnage) et les TRF 3 et 4 ; S3S : milieu superficiel ; S3H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.

Dans le cas du débit du ruisseau (Qbmoy, fig. 45), on observe une relation négative dès 10 jours avec le TRF4 superficiel et une relation positive, mais non significative, qui se stabilise vers T=50 jours avec le TRF3, en milieu superficiel et hyporhéique. On remarquera aussi la similarité des profils temporels du TRF3 entre les deux milieux.

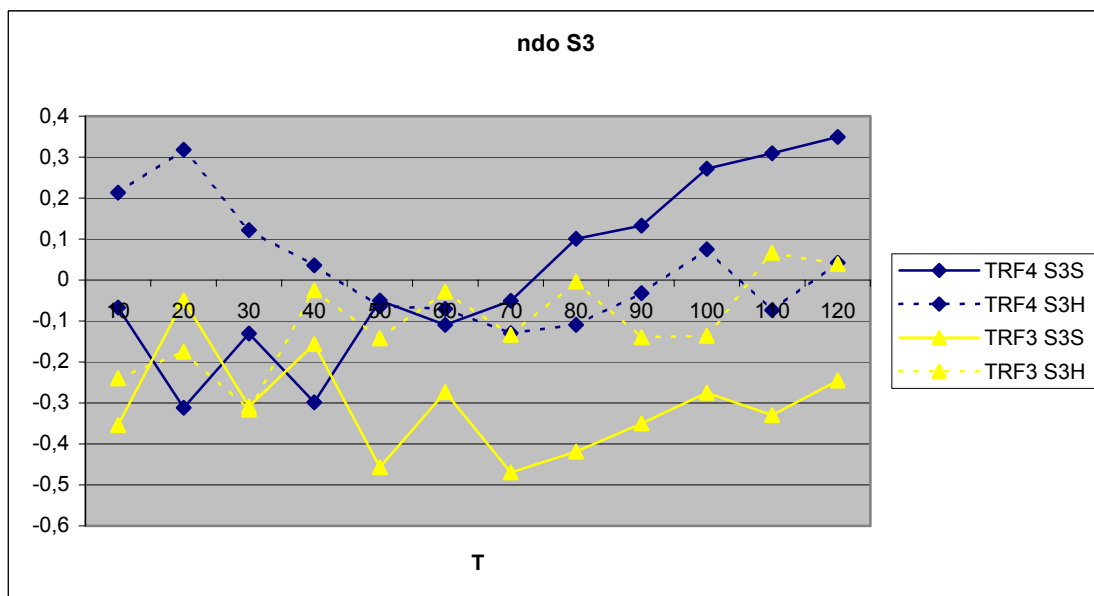


Figure 46 : Station 3 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Ndo (nombre de déversements) et les TRF 3 et 4 ; S3S : milieu superficiel ; S3H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.

Le nombre de déversements (fig. 46) semble provoquer une brusque augmentation du TRF4 dans le milieu hyporhéique (20 jours), effet qui se réduit rapidement. A partir de 60 jours, le Ndo paraît augmenter le TRF4 dans le milieu superficiel. En ce qui concerne le TRF3 superficiel, un Ndo important semble le réduire dès 50 jours.

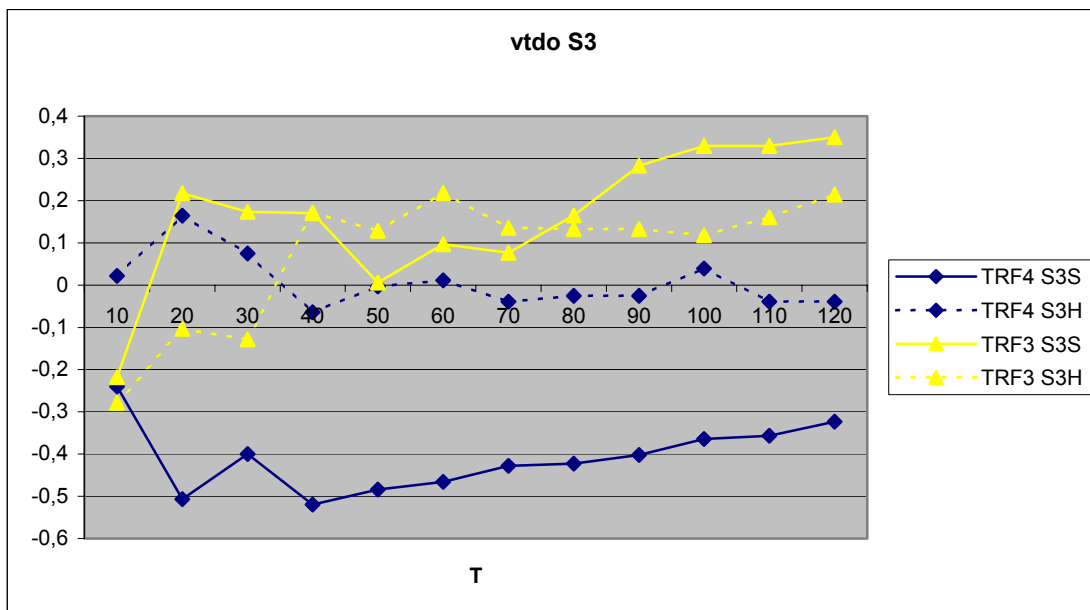


Figure 47 : Station 3 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Vtdo (volume total déversé) et les TRF 3 et 4 ; S3S : milieu superficiel ; S3H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.

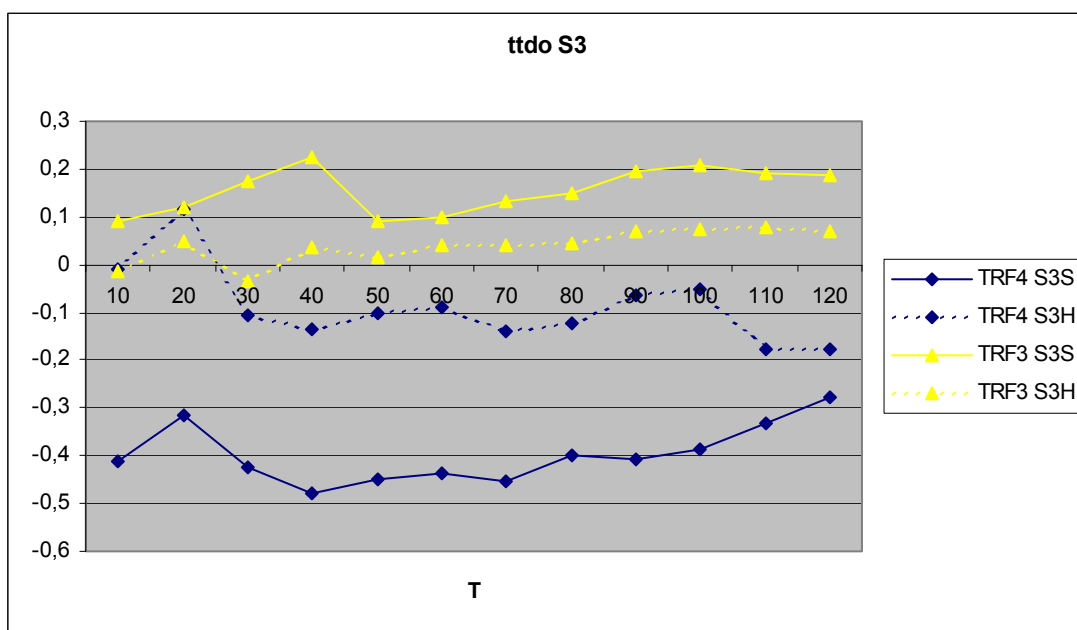


Figure 48 : Station 3 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Ttdo (temps total de déversement) et les TRF 3 et 4 ; S3S : milieu superficiel ; S3H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.

Contrairement au nombre de déversements, le volume total déversé en S3 (Vtdo, fig. 47), ainsi que la durée totale de déversement (Ttdo, fig. 48), ont un effet plutôt favorable sur le TRF3, surtout en surface, dès 40 jours. Mais les relations les plus significatives sont obtenues avec le TRF4 du milieu superficiel. Dès 30 jours, le volume total déversé semble provoquer la diminution du TRF4. Cet effet reste significatif jusqu'à 70 jours.

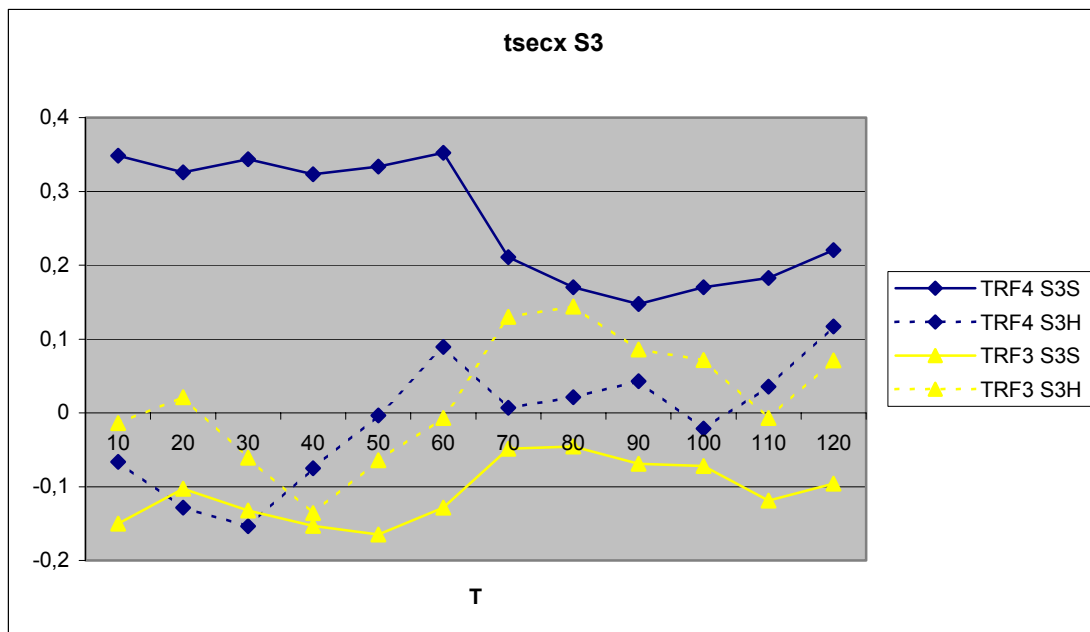


Figure 49 : Station 3 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Tsecx (durée de temps sec maximum en jours) et les TRF 3 et 4 ; S3S : milieu superficiel ; S3H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours

L'effet des temps sec (fig. 49) se fait essentiellement ressentir sur le TRF4 du milieu superficiel. La durée de temps sec semble favoriser le TRF4, jusqu'à 60 jours environ.

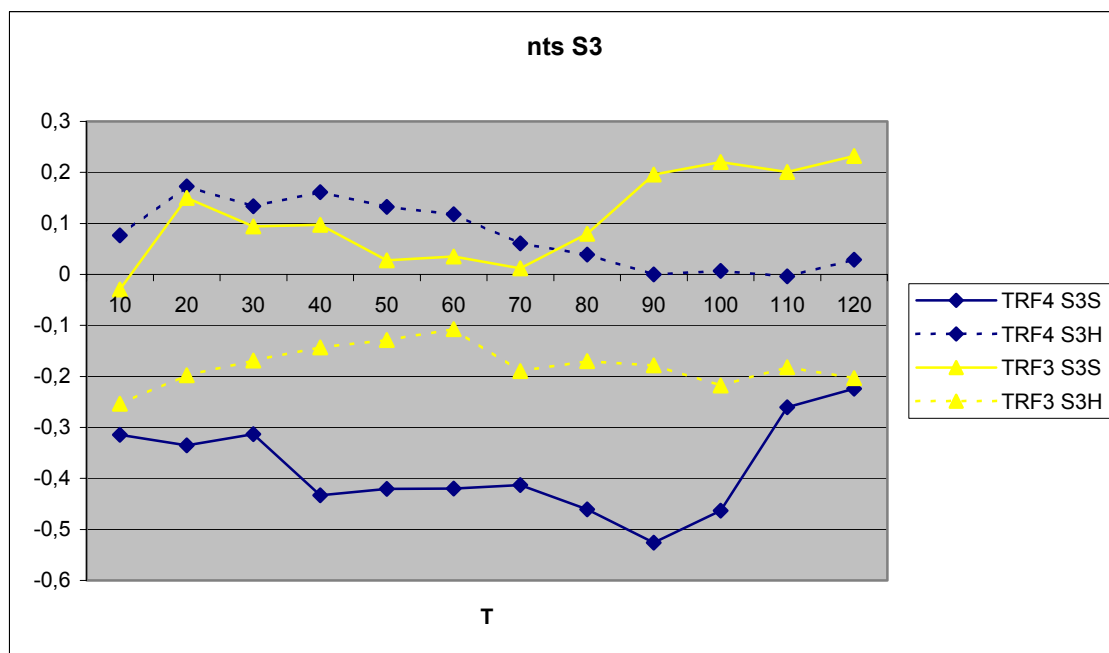


Figure 50 : Station 3 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Nts (nombre de temps secs) et les TRF 3 et 4 ; S3S : milieu superficiel ; S3H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.

Pour le Nts (nombre de temps secs, fig. 50), plus la fréquence des temps secs augmente, plus le TRF4 superficiel diminue et la corrélation la plus significative est obtenue pour T=90 jours.

En conclusion, sur la station 3, sans chercher des relations directes de causes à effets, on pourrait dire que le TRF4 est défavorisé dans le milieu superficiel par les forts débits du

ruisseau, les forts volumes de déversement, le temps total de déversement, le nombre de temps secs et la durée du déversement maximal. Cette diminution du TRF4 est très rapide (dès 10-20 jours), ce qui nous fait retomber sur l'hypothèse de l'effet nettoyant des forts débits sur le milieu superficiel. Par contre, la durée de temps sec maximale (effets à court terme) et le nombre de déversements (effets à long terme), sont corrélés positivement au TRF4 dans les sédiments grossiers superficiels.

Dans le milieu hyporhéique, le TRF4 est surtout corrélé au R_{max} : des débits de déversements très importants par rapport au débit de base de la rivière provoqueraient une augmentation de l'effet boues dans le milieu hyporhéique. On peut imaginer que, lorsque les débits sont peu importants dans la rivière, l'arrivée d'une grosse charge polluante provoque l'imprégnation du milieu hyporhéique. En station 3, les corrélations entre les paramètres hydrauliques et le TRF3 sont moins significatives que celles obtenues avec le TRF4. Le volume du déversement maximal ($T=90-120j$), ainsi que le débit moyen de la rivière ($T=50-120j$), semblent favoriser le TRF3 en surface et dans l'hyporhéos. La durée du déversement maximale favoriserait également le TRF3 dans le milieu hyporhéique, mais les corrélations sont peu significatives.

En station 3, les sédiments grossiers superficiels s'avèrent donc plus réactifs aux paramètres hydrauliques que le milieu hyporhéique. La rapidité avec laquelle le TRF4 semble réagir serait un argument en faveur d'une action mécanique de nettoyage par les forts débits du ruisseau, mais aussi paradoxalement, du DO.

5.2 Station 4 : évolution des coefficients de corrélation de rang en fonction du temps

Les relations observées sont illustrées par les figures 51 à 61. Elles se révèlent plus nombreuses que sur la station 3 et ne seront citées ici que les relations significatives.

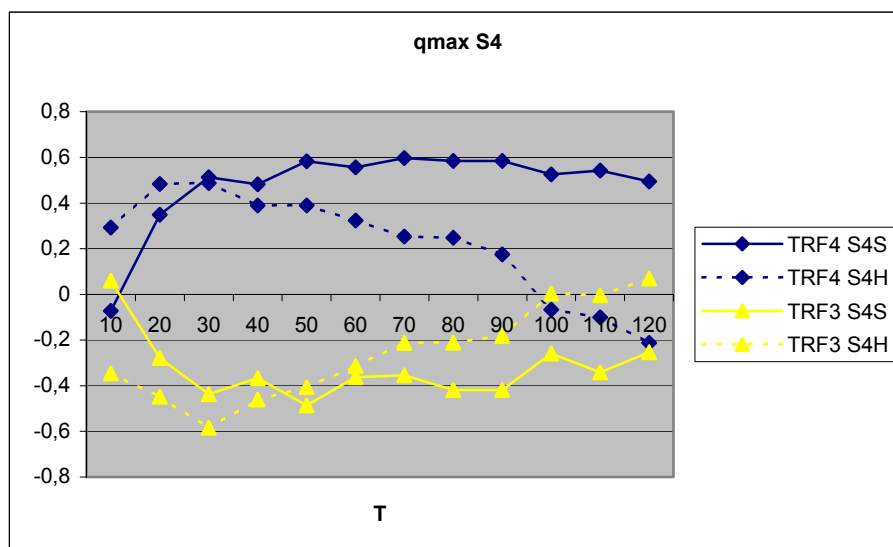


Figure 51 : Station 4 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Q_{max} (débit maximal de déversement) et les TRF 3 et 4 ; S4S : milieu superficiel ; S4H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.

En station 3, on a vu que Q_{max} ne semblait pas avoir un impact sur les TRF. En S4, la situation est différente. Q_{max} semble agir rapidement : en 20-30 jours dans le milieu hyporhéique, il y a une augmentation de TRF4 et une diminution de TRF3. Son action

potentielle sur le milieu superficiel, et notamment le TRF4, semble commencer également dès 20 jours, mais elle reste plus durable.

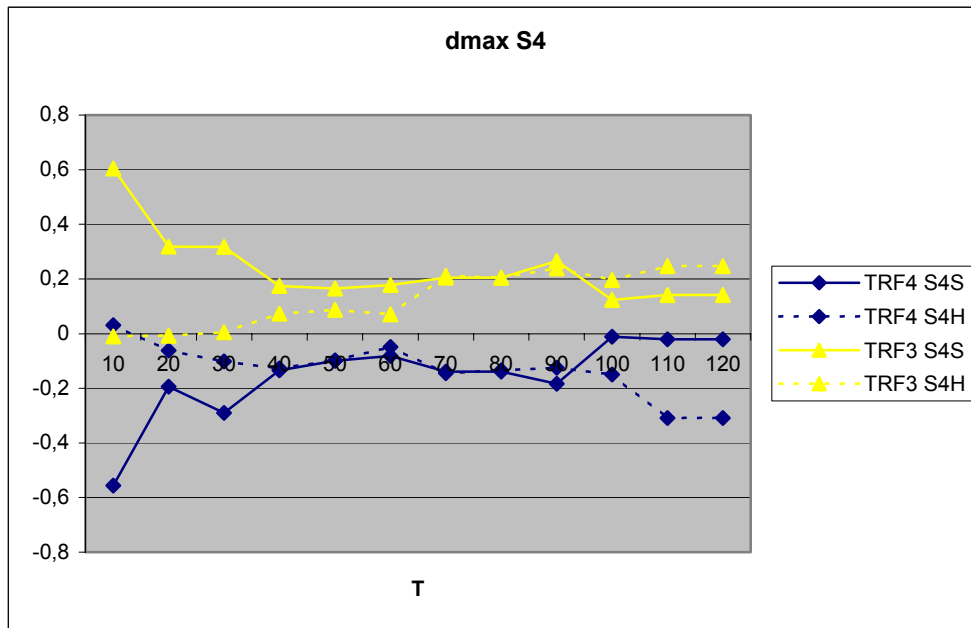


Figure 52 : Station 4 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Dmax (durée du seuil de Qmax en jours) et les TRF 3 et 4 ; S4S : milieu superficiel ; S4H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.

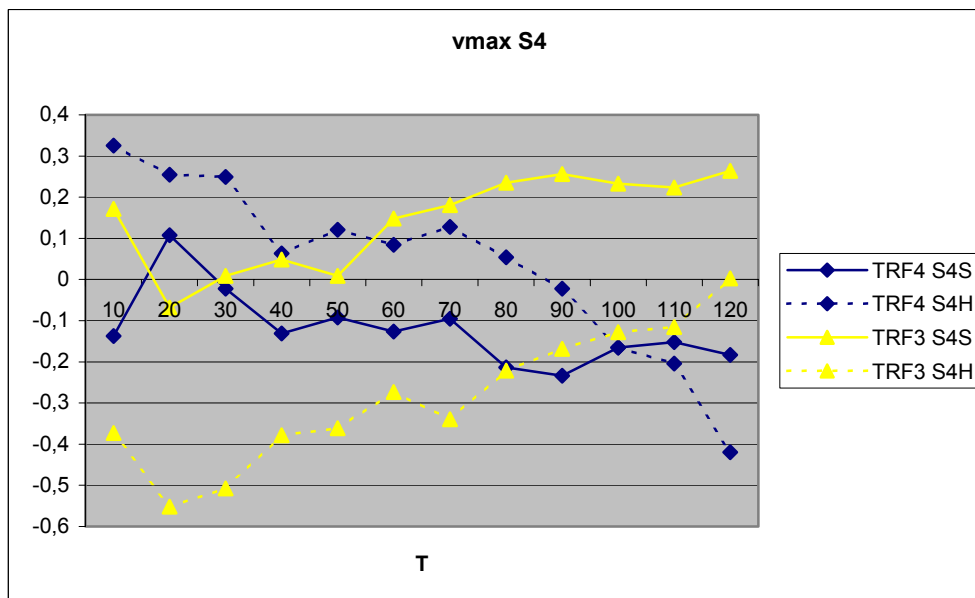


Figure 53 : Station 4 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Vmax (volume de Qmax) et les TRF 3 et 4 ; S4S : milieu superficiel ; S4H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.

La variable Dmax (fig. 52) agit de façon significative à 10 jours dans le milieu superficiel (augmentation du TRF3 et diminution du TRF4). La variable Vmax montre une réponse significative à 20 jours, avec la diminution du TRF3 hyporhéique (fig. 53). Mais Dmax et Vmax ne donnent que des informations fugaces, ce qui ne permet pas d'interprétation fiable.

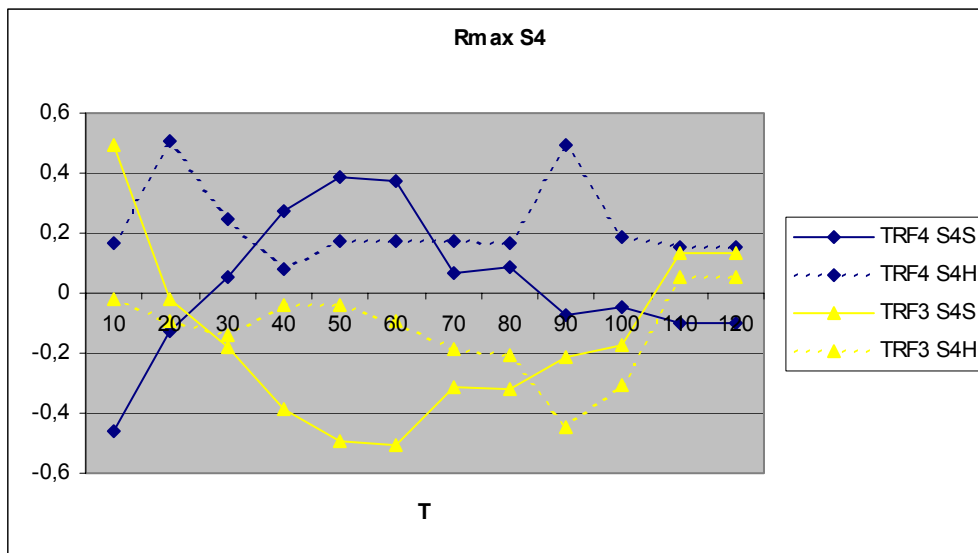


Figure 54 : Station 4 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Rmax (Logn de Qmax/débit du ruisseau au même instant) et les TRF 3 et 4 ; S4S : milieu superficiel ; S4H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.

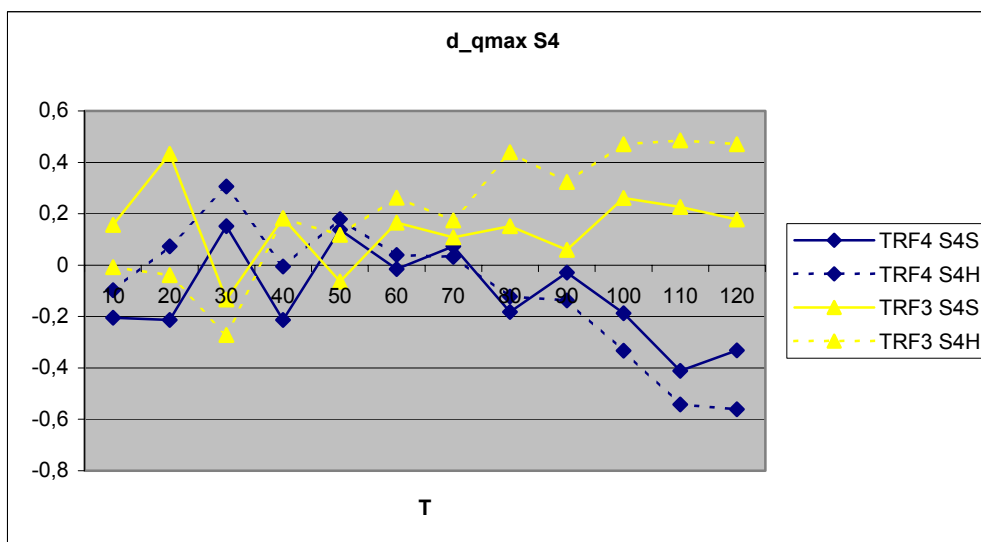


Figure 55 : Station 4 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable D_qmax (durée en jours séparant Qmax de la date des échantillons biologiques) et les TRF 3 et 4 ; S4S : milieu superficiel ; S4H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.

Pour Rmax, les réponses sont très contrastées. A 10 jours, on note un effet positif sur le TRF3 et négatif sur le TRF4 (milieu superficiel, fig. 54). A 20 jours, le TRF4 hyporhéique est favorisé, puis le TRF3 superficiel est défavorisé de 45 à 60 jours. A 90 jours, c'est le TRF4 hyporhéique qui est favorisé. Ces observations suggéreraient que Rmax induit des réponses rapides mais variables. En fait, il manque ici une donnée essentielle, la pollution apportée par le rejet du DO qui pourrait expliquer en partie cette variabilité de réponses. La variable D_qmax (fig. 55) est liée, dans le milieu hyporhéique, à la diminution du TRF4 et à l'augmentation du TRF3 à partir de 100 jours. Plus on s'éloigne de la période de rejet maximal, plus le milieu tend à se restaurer si un autre rejet ne survient pas.

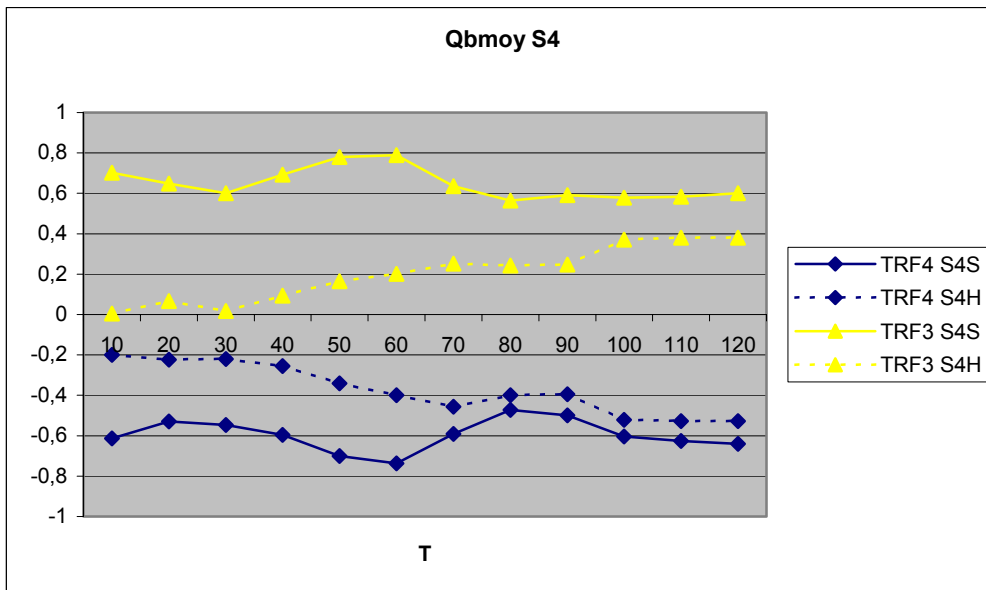


Figure 56 : Station 4 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Qbmoy (débit moyen du ruisseau sur l'historique d'échantillonnage) et les TRF 3 et 4 ; S4S : milieu superficiel ; S4H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.

Le débit de la rivière (fig. 56) semble agir dès 10 jours sur le milieu superficiel de la station 4 (diminution du TRF4 et augmentation du TRF3). Les coefficients de corrélation sont très significatifs et atteignent un maximum à 60 jours. L'impact du débit de la rivière sur la diminution du TRF4 hyporhéique n'est significatif qu'à partir de 100 jours.

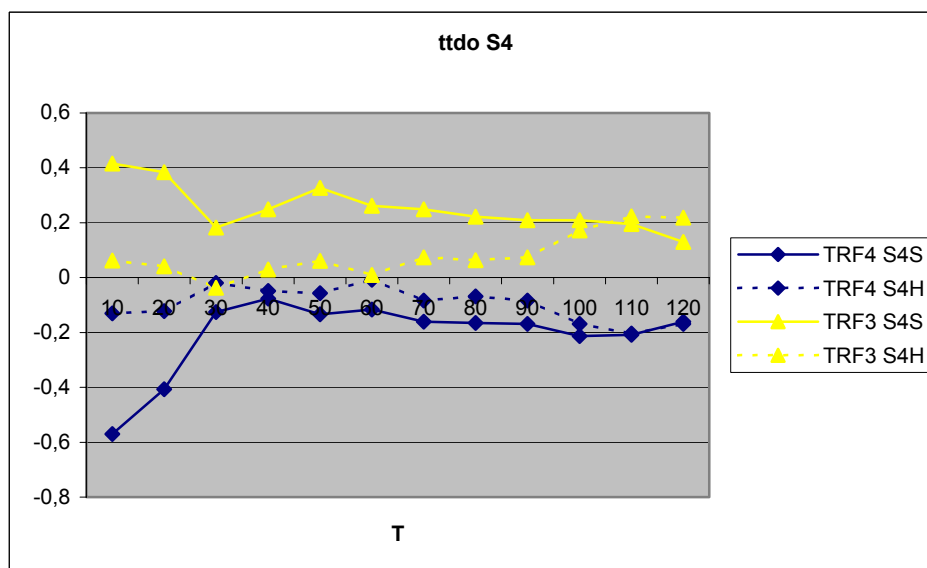


Figure 57 : Station 4 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Ttdo (durée totale de déversement) et les TRF 3 et 4 ; S4S : milieu superficiel ; S4H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.

La durée totale de déversement (fig. 57) ne donne de réponse significative qu'à 10-20 jours (diminution du TRF4 superficiel, augmentation du TRF3 : nettoyage du lit du ruisseau ?).

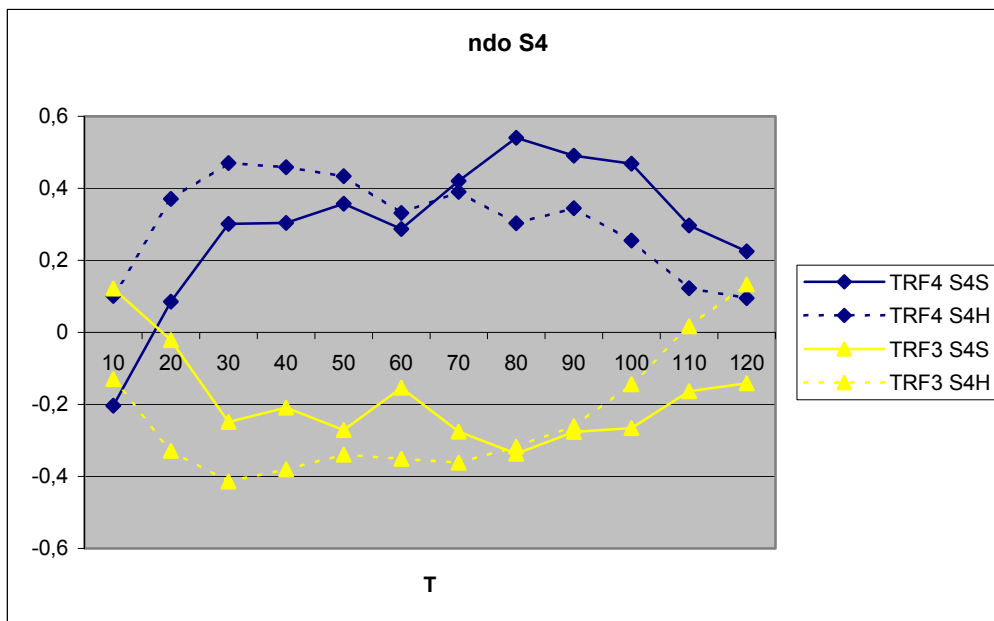


Figure 58 : Station 4 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Ndo (nombre de déversements) et les TRF 3 et 4 ; S4S : milieu superficiel ; S4H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.

Le milieu hyporhéique semble réagir rapidement à une grande fréquence de déversements (20-30 jours) (augmentation du TRF4 et diminution du TRF3, fig. 58). Les effets de Ndo sur le milieu superficiel sont identiques, mais semblent prendre de l'ampleur plus tardivement (T=80jours).

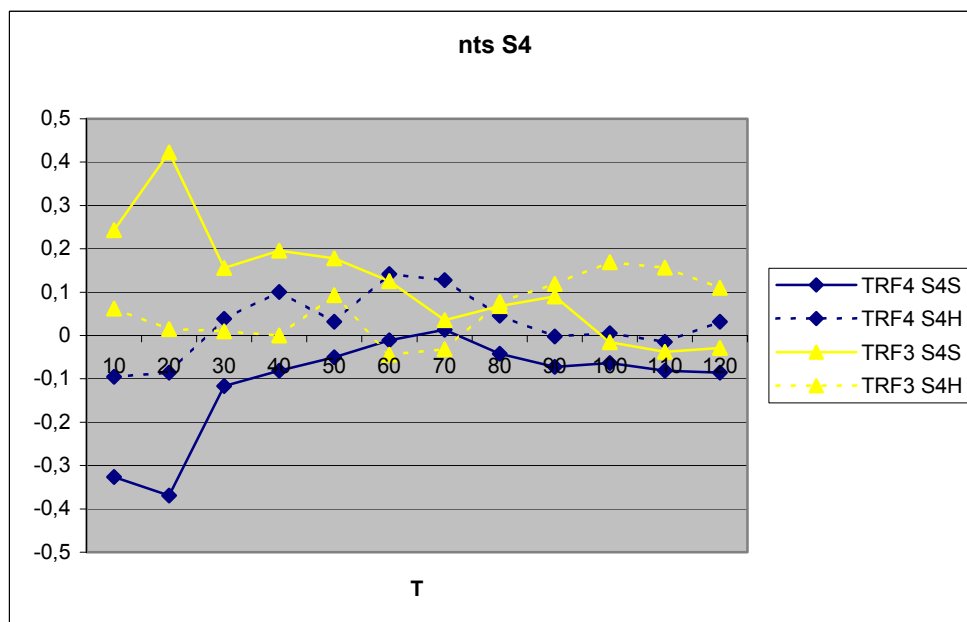


Figure 59 : Station 4 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Nts (nombre de temps secs) et les TRF 3 et 4 ; S4S : milieu superficiel ; S4H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.

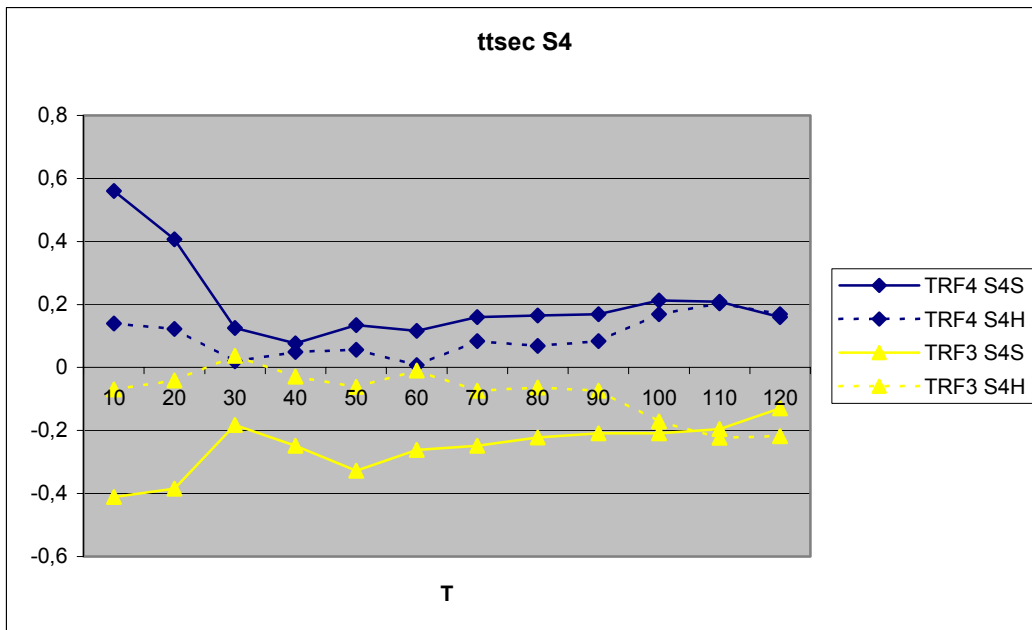


Figure 60 : Station 4 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Ttsec (durée totale de temps sec) et les TRF 3 et 4 ; S4S : milieu superficiel ; S4H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.

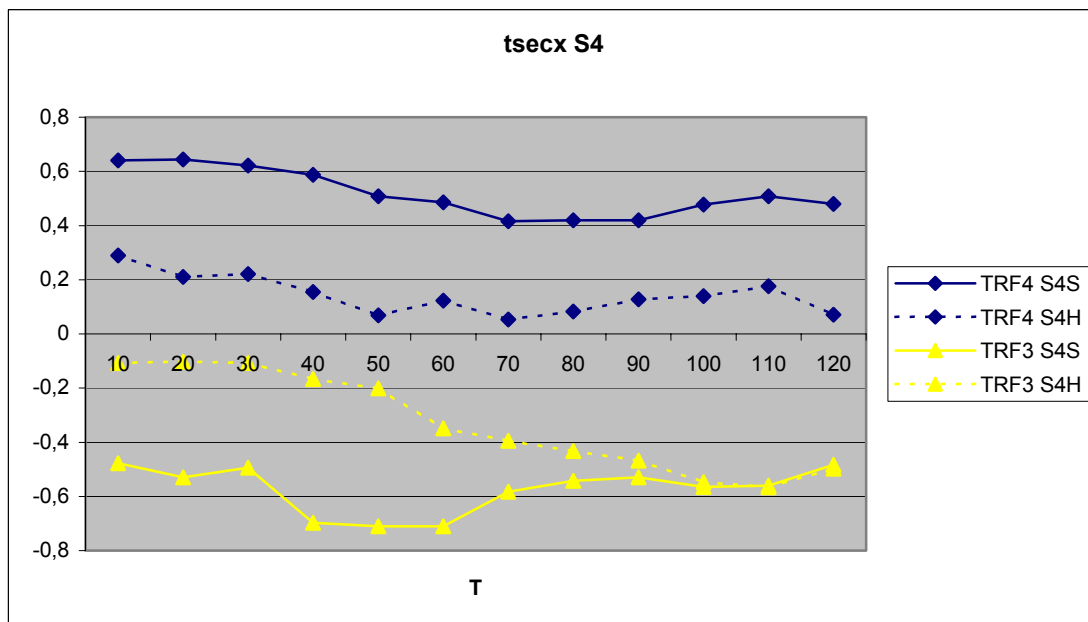


Figure 61 : Station 4 de la Chaudanne ; évolution des coefficients de corrélation de rang (en ordonnées) entre la variable Tsecx (durée maximale de temps sec) et les TRF 3 et 4 ; S4S : milieu superficiel ; S4H : milieu hyporhéique ; T : temps en jours.

En ce qui concerne les variables caractéristiques du temps sec, on relève les tendances suivantes.

Le nombre de temps secs (fig. 59) montre qu'à 20 jours, le TRF3 superficiel augmente tandis que le TRF4 diminue, mais ce n'est pas significatif. La situation inverse, mais elle aussi non significative, se rencontre avec la durée totale de temps sec (fig. 60).

En revanche, la durée maximale de temps sec (fig. 61) semble avoir un effet durable sur les TRF du milieu superficiel (augmentation du TRF4 et diminution du TRF3). En ce qui concerne le TRF4, cet effet paraît maximal entre 10 et 40 jours, bien qu'il perdure avec de forts coefficients de corrélation. Pour le TRF3, les corrélations sont maximales entre 40 et 60 jours. Dans le milieu hyporhéique, on note une relation négative et significative avec le TRF3 à partir de 100 jours, mais sans augmentation du TRF4.

5.3 Conclusion

C'est la station 4 qui se révèle la plus réactive en terme de relations entre flux hydrologiques et traits fonctionnels TRF. En station 3, on peut surtout discerner un effet nettoyant lié aux débits et volumes, mais les corrélations sont plus variables et moins significatives. Tout se passe comme si le déversoir d'orages n'avait pas d'effet majeur sur la station 3, probablement trop proche de lui et avec un contexte géomorphologique limitant les effets. Ce processus de pollution différée est connu, l'aval immédiat d'un rejet n'est pas nécessairement le plus impacté par celui-ci (Lafont et al. 1996).

Par ailleurs, les caractéristiques géomorphologiques de la station 4 favorisent l'infiltration et le stockage des polluants (cf. sous-chapitres II-1 et II-2), ce qui augmente la probabilité de contact entre les biocénoses et les polluants.

Dans les deux stations, si c'est avec le milieu superficiel que l'on obtient fort logiquement le plus de corrélations entre l'hydrologie de surface et les TRF, le milieu hyporhéique peut répondre lui aussi, notamment sur la station 4 où le contexte favorable à l'infiltration va stimuler l'action des variables hydrologiques de surface sur les peuplements interstitiels.

Parmi les variables considérées initialement comme ayant un rôle majeur sur les processus fonctionnels (sous-chapitre II-1), on notera :

- le **Q_{moy}** (débit du ruisseau), considéré comme ayant un rôle de nettoyage du lit : sur les deux stations, ce rôle est confirmé, avec l'activation du TRF3 au détriment du TRF4 dans les sédiments superficiels ; les réponses biologiques sont rapides, dès 10 jours et jusqu'à 70 jours ; dans le milieu hyporhéique, les temps de réponse sont plus longs et les corrélations sont maximales pour 120 jours ;
- le **Q_{max}** (débit maximal de déversement) est logiquement confirmé en tant que facteur décrivant le flux de pollution, avec un effet significatif sur la station 4, la plus impactée ; le TRF4 (effet boues polluées) superficiel augmente de 30 à 120 jours ;
- le **N_{do}** (nombre de déversements) est aussi une variable liée à la fréquence des déversements (nombre de déversements pendant la période prospectée) : le milieu hyporhéique de la station 4 répond significativement ; on retrouve des relations déjà observées (Lafont et al. 2004), à savoir une augmentation du TRF4 et une diminution du TRF3, avec des réponses variant de 20 à 50 jours ; le nombre de déversements affecte également le milieu superficiel, avec des coefficients de corrélations avec le TRF4 très significatifs ; les corrélations sont maximales entre 80 et 100 jours, ce qui signifierait que la dégradation durable du milieu superficiel de S4 nécessite, pendant une durée importante, des déversements fréquents ;
- le **R_{max}** (Log_N de $Q_{\text{max}}/\text{débit du ruisseau}$) semble avoir des effets rapides, mais très variables ; il est possible que l'incidence de cette variable soit plus liée à un effet des substances polluantes véhiculées par le DO qu'à un effet physique ; en fait, il manque ici une donnée essentielle, la pollution apportée par les rejets du DO ;

- le **Tsecx** (durée de temps sec maximum en jours) donne des résultats surprenants car on aurait pu imaginer que, plus le temps sec est long, moins le ruisseau est sollicité par les rejets et plus sa restauration est importante ; or, dans le milieu superficiel des stations S3 et S4, la durée maximale de temps sec est corrélée positivement au TRF4 ; cet effet est maximal entre 10 et 60 jours mais reste perceptible au-delà.

En fait, lors des périodes de temps sec, les rejets polluants du DO peuvent exister ; ils restent modérés, car liés à de faibles pluies, mais se produisent pendant les épisodes d'étiage, quand le ruisseau est sensible à l'effet boues (TRF4) et n'est pas rechargé par de faibles pluies. On retrouve alors nos prédictions initiales. En outre, des rejets plus ou moins permanents existent, notamment sur la station 4, avec le rejet du parking du centre commercial déjà signalé dans le sous-chapitre II-1.

Les variables considérées comme associées à des flux de déversements polluants donnent en général les effets prédits dans nos hypothèses, avec une tendance à la diminution du TRF3 au profit du TRF4, notamment sur la station la plus impactée (S4).

Les réponses des peuplements d'oligochètes interstitiels, via les TRF, peuvent être rapides, à partir de 10 jours. Ce temps est comparable à celui que mettent les peuplements d'oligochètes pour réagir à un polluant en rivières artificielles, soit 7 à 15 jours (Bassères et al. 2004). On notera que le milieu hyporhéique peut présenter des réponses aussi rapides que celles du milieu superficiel, notamment sur la station 4, probablement en raison des dynamiques actives d'infiltration.

5.4 Valeurs seuils de dégradation et de restauration de la station 4

Le problème, lorsque l'on travaille avec des corrélations de rang, est qu'il devient difficile d'établir des valeurs seuils de réponse des variables biologiques. Afin de déterminer ces valeurs, il faut donc étudier les corrélations linéaires entre paramètres. Les résultats obtenus avec ces dernières corrélations sont très proches des résultats précédents. Dans la Chaudanne, la station la plus altérée et à réhabiliter en priorité est la **station 4**, en particulier son milieu hyporhéique. Ce milieu est caractérisé comme on l'a déjà vu par l'existence quasi-constante d'un effet boues TRF4 important. En terme de proposition de mesures de gestion, on va essayer de déterminer les valeurs seuils des variables décrivant une dégradation ($TRF4 > TRF3$) ou une restauration du milieu ($TRF4 < TRF3$), variables sur lesquelles il serait théoriquement possible d'avoir une action en terme de gestion.

5.4.1 Sédiments grossiers superficiels

Les variables décrivant une dégradation ou une restauration font l'objet des figures 62 à 65. Les différents seuils apparaissent à l'évidence sur ces figures et seront résumés ci-dessous.

Dans le cas des variables décrivant un **risque d'altération** dans les sédiments superficiels, on notera les seuils suivants :

- pour le **Qmax** (fig. 62), ne pas dépasser un débit maximal de rejet de $0,15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (effet défavorable et significatif dans les 90 jours précédant les relevés biologiques) ;
- plus de 4 jours de temps sec, sur une durée totale de 10 jours, ne doivent pas être dépassés (fig. 63), sachant que sur cette variable importante, il n'est pas possible d'agir car elle est liée au climat ; c'est une variable donnant un signal d'alarme ;

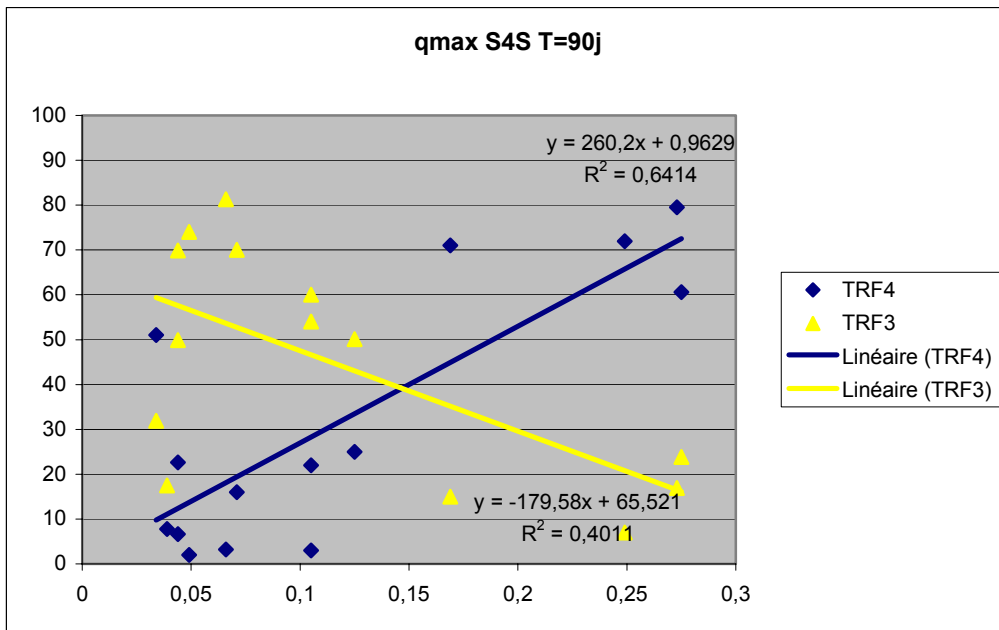


Figure 62 : Débits maximums de rejets du DO (Qmax); **facteur défavorable** (sédiments superficiels); en abscisses : débits du DO (en m³ s⁻¹); en ordonnées : pourcentages des TRF3 et TRF4 ; temps = 90 jours.

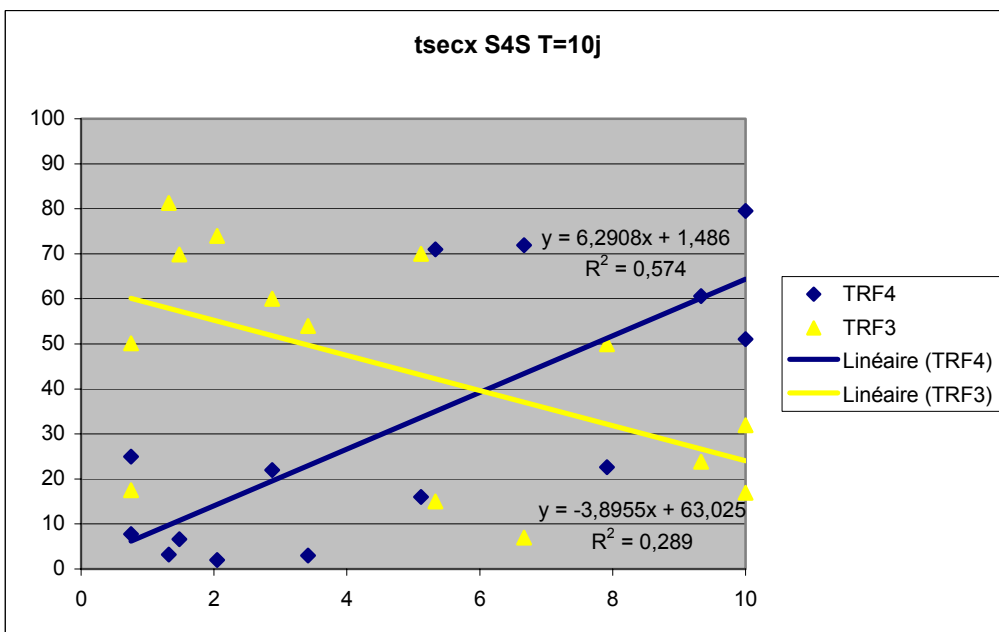


Figure 63 : Durée du temps sec ; **facteur défavorable** (sédiments superficiels); en abscisses : temps en jours ; en ordonnées : pourcentages des TRF3 et TRF4 ; temps = 10 jours.

- dépasser 20-25 déversements par période de 90 jours semble défavorable au milieu (fig. 64).

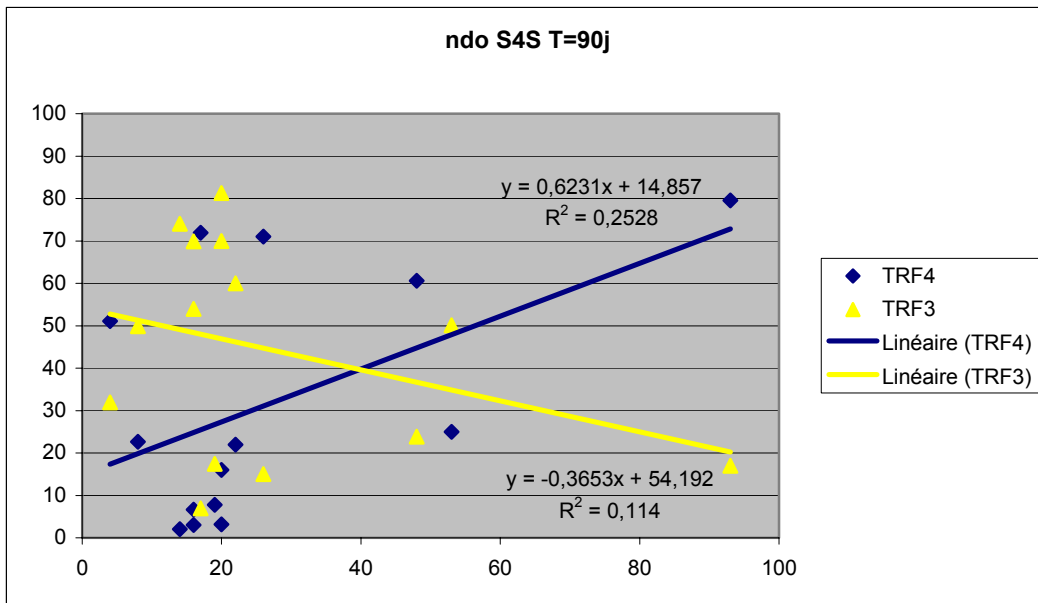


Figure 64 : Nombre de déversements (ndo) ; **facteur défavorable** (sédiments superficiels) ; en abscisses : nombre de déversements ; en ordonnées : pourcentages des TRF3 et TRF4 ; temps = 90 jours.

Dans le cas des variables décrivant une possibilité **d'autorestauration**, deux phénomènes semblent se produire :

- une restauration rapide (en 10 jours), due aux paramètres liés à un temps de déversements importants durant les 10 jours précédant l'échantillonnage (**dmax**, fig. 65) ;
- par contre, un débit soutenu en rivière de $0,015 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ durant une période de temps suffisamment longue (60 jours) est corrélé avec la diminution significative du TRF4 (fig. 66).

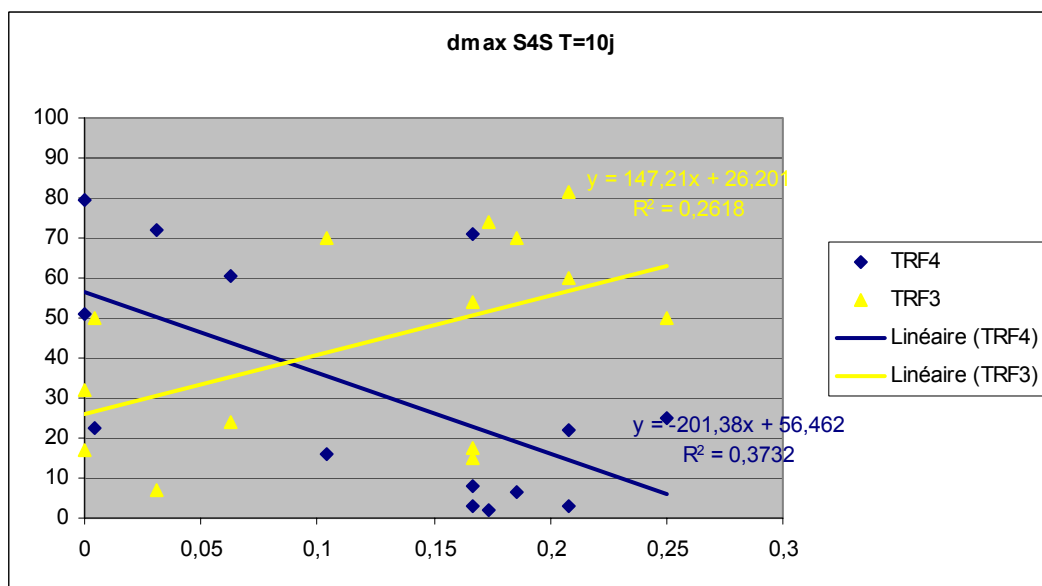


Figure 65 : Seuil de Dmax ; **facteur favorable** (sédiments superficiels) ; en abscisses : débits du DO ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$) ; en ordonnées : pourcentages des TRF3 et TRF4 ; temps = 10 jours.

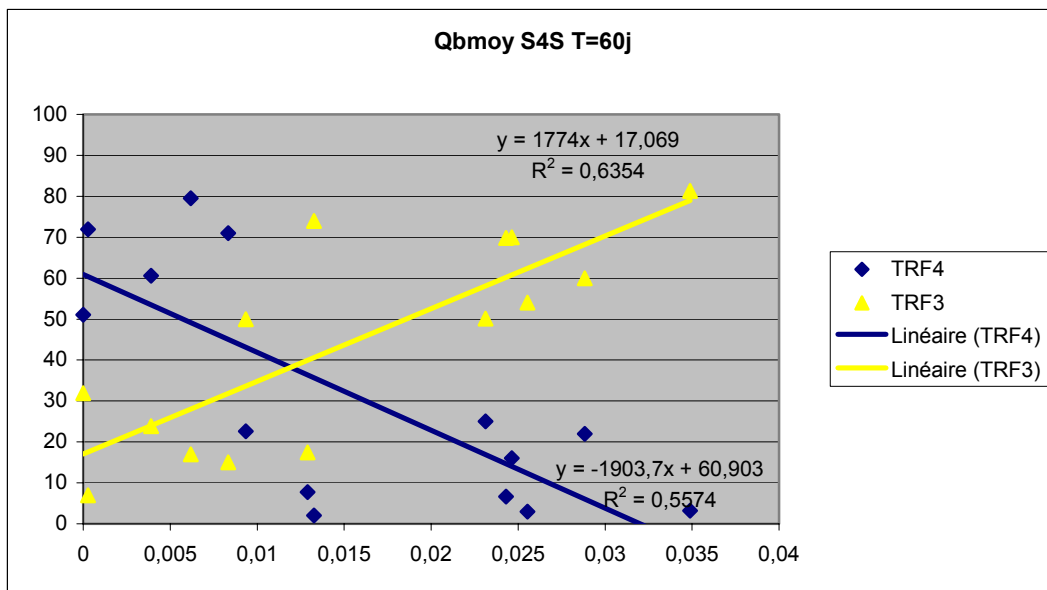


Figure 66 : Débit moyen du débit de base du ruisseau sur l'historique d'échantillonnage ; **facteur favorable** (sédiments superficiels) ; en abscisses : débits du ruisseau (en $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) ; en ordonnées : pourcentages des TRF3 et TRF4 ; temps = 60 jours.

5.4.2 Milieu hyporhéique

Les variables décrivant une dégradation ou une restauration font l'objet des figures 67 à 69. Les différents seuils apparaissant sur ces figures seront résumés ci-dessous.

Dans le cas des variables décrivant un risque d'altération dans le milieu hyporhéique, on notera les seuils suivants :

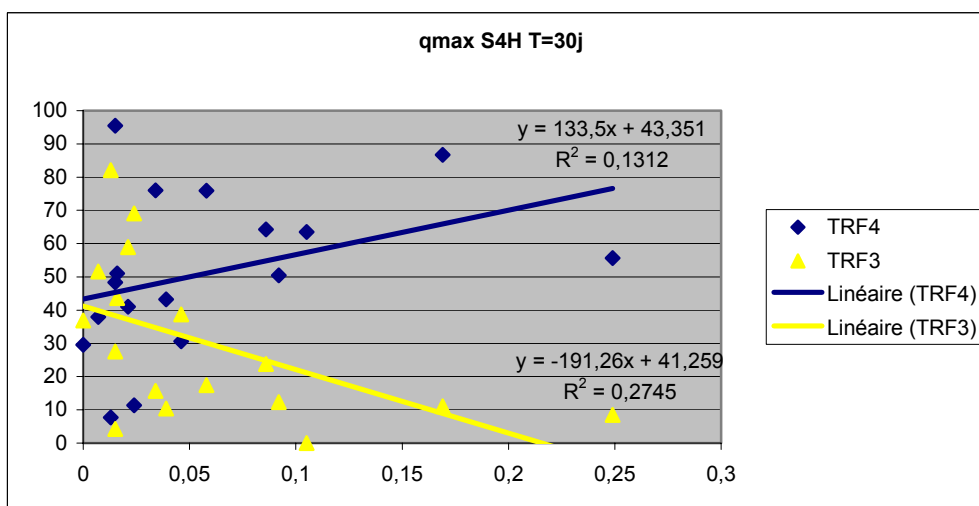


Figure 67 : Débits maximums de rejets du DO ; **facteur défavorable** (milieu hyporhéique) ; en abscisses : débits du DO (en $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) ; en ordonnées : pourcentages des TRF3 et TRF4 ; temps = 30 jours.

- pour le Qmax (fig. 67), ne pas dépasser un débit maximal de rejet de $0,05 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (effet défavorable et significatif dans les 30 jours précédant les relevés biologiques) ;

- le nombre de déversements (Ndo, fig. 68) ne doit pas excéder 4-5 par période de trente jours (effet défavorable et significatif dans les 30 jours précédant les relevés biologiques).

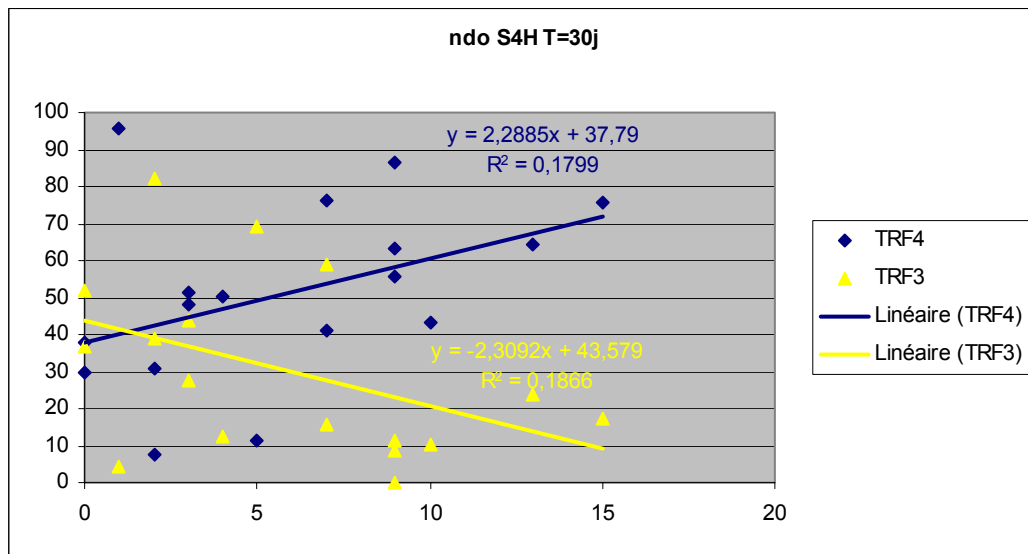


Figure 68 : Ndo (nombre de déversements); **facteur défavorable** (milieu hyporhéique); en abscisses : nombre de déversements ; en ordonnées : pourcentages des TRF3 et TRF4 ; temps = 30 jours.

Dans le cas de la variable décrivant une possibilité d'auto-restauration (fig. 69), on notera que des débits moyens soutenus de $0,020 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ pendant au moins 120 jours semblent nécessaires pour passer en dessous des 50% de TRF4, et des débits de $0,03 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ sont nécessaires pour passer en dessous des 30% de TRF4.

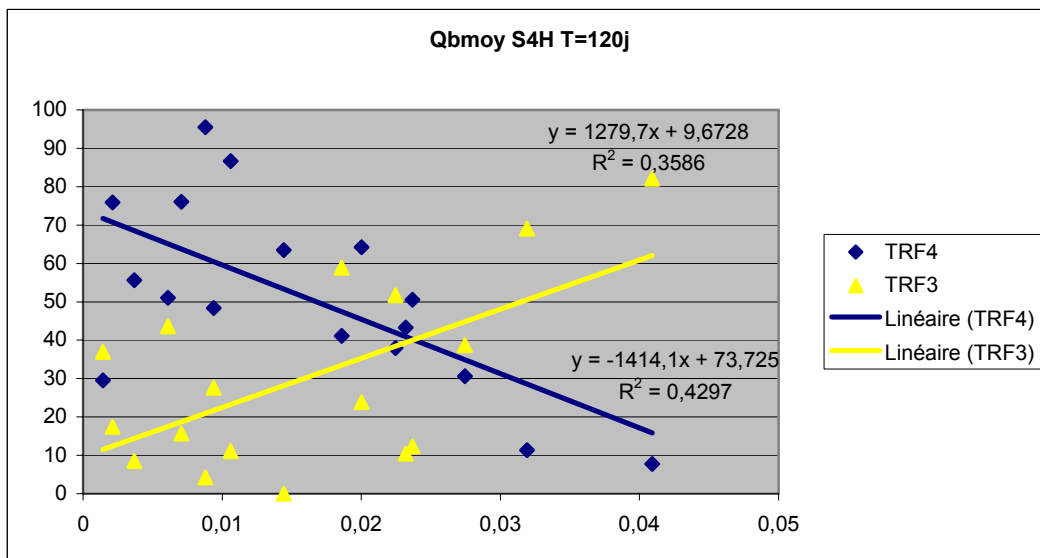


Figure 69 : Débit moyen du débit de base du ruisseau sur l'historique d'échantillonnage ; **facteur favorable** (milieu hyporhéique); en abscisses : débits du ruisseau (en $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$); en ordonnées : pourcentages des TRF3 et TRF4 ; temps = 120 jours.

5.5 Conclusion sur les valeurs seuils

La mise en évidence des seuils des variables hydrologiques ne doit pas masquer la complexité des processus, et le fait de fixer les dates des prélèvements biologiques comme repères temporels constitue incontestablement un biais. Cependant, il ressort quelques tendances concrètes concernant l'effet des variables hydrologiques et la stratégie de prélèvements biologiques.

- Le débit moyen du ruisseau doit être soutenu à $0,02 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ pendant au moins 60 jours pour que le TRF4 diminue significativement dans l'horizon superficiel et 120 jours pour qu'il diminue dans l'horizon et hyporhéique ;
- le débit maximal de rejets du DO ne doit pas dépasser $0,05\text{-}0,15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$;
- le nombre de rejets ne doit pas être supérieur à 4-5 par mois ;
- le temps sec ne devrait pas en théorie durer plus de 4 jours par période de 10 jours.

Le temps sec constitue un signal d'alarme et une variable de contrôle sur laquelle on ne peut pas jouer (facteur climatique). En revanche, via le maintien d'un débit réservé de $0,02 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ et la limitation des variables sur lesquelles on pourrait avoir un contrôle, comme les débits, les durées et le nombre de rejets du DO, il serait possible de limiter les effets du temps sec.

La limitation des rejets du DO peut être effectuée via la construction de bassins de décantation et de lagunage directement connectés à celui-ci. De plus, il faut éviter de rejeter dans les secteurs où le contexte géomorphologique favorise les dynamiques d'infiltration (donc éradiquer tous les déversements en station 4).

Le temps sec doit aussi permettre de repérer et d'éradiquer tous les apports polluants parasites, plus ou moins permanents et non liés au DO. Le rejet du parking du centre commercial est un exemple, d'autant plus que ce rejet est actif en temps sec (fait vérifié en mai 2006) et n'a pas été éradiqué, bien que signalé depuis 2001 (Nogueira, 2001).

En terme de stratégie d'échantillonnage, les valeurs moyennes des TRF donnent une vision globale et réaliste de la situation fonctionnelle de la Chaudanne. Si on veut effectuer un suivi de routine du ruisseau, avec seulement une ou deux campagnes d'échantillonnage, l'examen des hydrogrammes du DO et du ruisseau doivent être pris en compte pour savoir dans quelle situation événementielle on se trouve et en tirer des conclusions pertinentes.

CHAPITRE III : BRUNNWASSER ET YZERON

1 Introduction

La prise en compte de l'Yzeron et du Brunnwasser était l'occasion de tester les TRF sur des cours d'eau de plus grande taille que la Chaudanne, et présentant des gradients d'altération et un contexte géomorphologique différents.

2 Sites étudiés

2.1 Le Brunnwasser

Ce petit affluent de l'Ill reçoit, en guise de source, un gros déversoir d'orage de la ville de Sélestat (plaine d'Alsace). Le site est donc bien connu pour être très pollué. Les deux stations sont situées en milieu rural, donc à paysage environnant non imperméabilisé, mais les flux polluants sont importants, la station 1 recevant un fort déversement urbain comme on l'a déjà vu et la station 2 recevant les effluents d'une station d'épuration.

Caractéristiques géomorphologiques

Le type géomorphologique des deux stations est le type D4 selon la typologie de Schmitt et al. (2006, sous presse). Ce type présente des chenaux sans dynamique latérale et qui tendent à s'envaser, d'autant que les oscillations de la nappe qui les alimente ont été atténuées depuis la canalisation du Rhin. Le sous-type est le D4b, soit des chenaux « présentant une connexion amont à des eaux superficielles (apports continus par des prises d'eau sur divers canaux...) sans que les vitesses soient aptes à mobiliser une charge sédimentaire notable ».

Le problème est que, dans le cas du Brunnwasser, les apports d'eaux superficielles les plus importants proviennent, soit d'un déversoir d'orage (station 1), soit d'une STEP (station 2).

2.2 L'Yzeron

L'emplacement des deux stations, une située en contexte rural (station 1) et une en contexte périurbain (station 2), est illustré par la figure 70.

Caractéristique géomorphologiques

L'enjeu était ici d'avoir le même contexte de formes (facteur constant), les flux de substances (ruraux et urbains) étant considérés en théorie comme différents (facteur variable).

Les relevés de biologie ont été effectués dans les sédiments superficiels (unité fonctionnelle UF3) et le milieu hyporhéique (unité fonctionnelle UF4). Les deux stations appartiennent au type B4 (tab. 30). Ce type, à énergie modérée et à fond de vallée encaissé et large du plateau lyonnais, présente des sédiments hétérométriques, ce qui constituerait un facteur de perméabilité du substrat et d'activation des échanges hydriques entre la surface et la subsurface. Les unités fonctionnelles **UF3** (sédiments grossiers superficiels) et **UF4** associée (milieu hyporhéique) représentent potentiellement près de 80% de la couverture des habitats du lit mineur dans une séquence seuils-mouilles donnée.

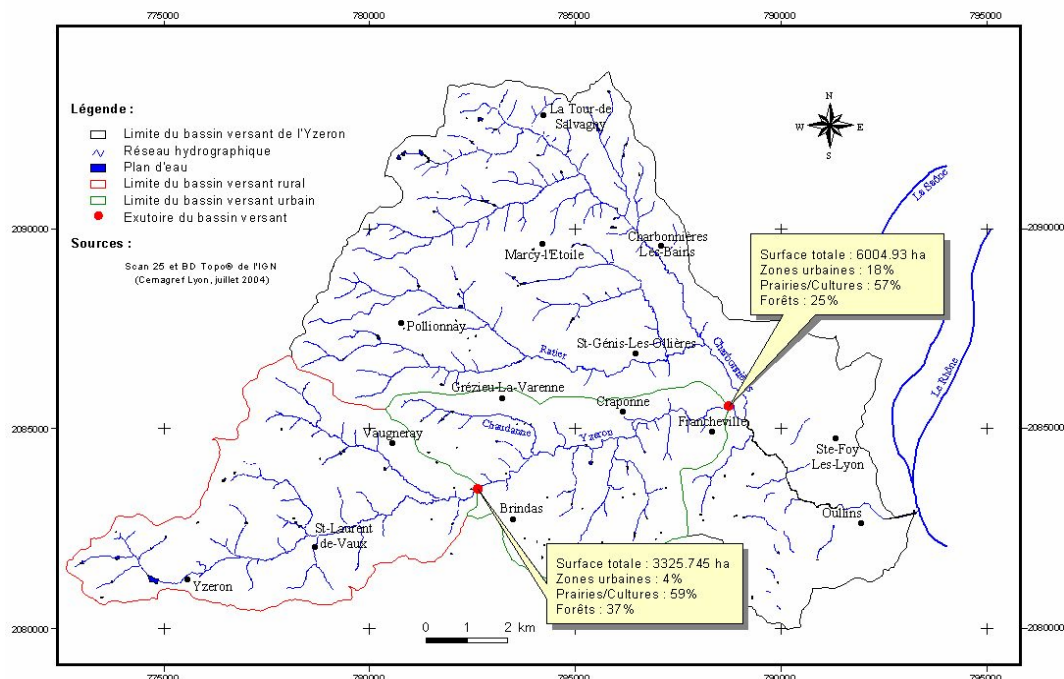


Figure 70 : Localisation des deux stations d'échantillonnage sur le bassin de l'Yzeron ; d'après Gnouma (2006).

Formes: type B4	plateau lyonnais recouvert de cailloutis miocènes/pliocènes ; énergie modérée		
Type de fond de vallée	alluvial, encaissé et large, dynamique latérale active		
Charge solide dominante	hétérométrique ; dominante : sables, graviers, galets ; colmatage sableux :		
Séquences	seuils/mouilles, associés à des plats et des rapides ;		
Unités Fonctionnelles UF	UF3 = 80% des habitats du lit mineur (mesure directe) UF4 associée = 80% des habitats du lit mineur (estimation)		
Echanges surf./sub-surf.	Potentiellement actifs du fait d'une dynamique latérale active		
Pente moyenne (%)	0,91 (0.4)	Tri des sédiments du fond du lit	0,70 (0.2)
Largeur du fond de vallée (m)	103,3 (0.5)	% de faciès lotiques	42,3 (0.3)
Rapport d'encaissement	17,5 (0.7)	% de mouilles	37,5 (0.3)
Puissance spécifique ($W.m^{-2}$)	99,9 (0.4)	% de plats	20,3 (0.9)
Sinuosité	1,18 (0.2)	% de berges sapées	37,2 (1)
Rapport largeur/profondeur	6,98 (0.4)	% de rives occupées par des bancs	22,4 (0.8)
Diamètre moyen (mm)	47,7 (0.2)	Indice de mobilité pondéré	9,23 (1.1)
Zone rurale, imperméabilisation :	4%	Zone urbanisée, imperméabilisation :	18%

Tableau 30 : Caractéristiques géomorphologiques des deux stations étudiées sur la rivière Yzeron ; modifié, d'après Schmitt et al. (2006).

L'imperméabilisation du secteur rural ne dépasse pas 4%, celle du secteur urbanisé atteint 18% (tab. 30). Un seuil d'imperméabilisation de 15% est considéré, ce qui a déjà été vu dans les sous-chapitres II-1 et II-2, comme susceptible d'avoir des conséquences néfastes sur la biodiversité.

Caractéristiques hydrologiques (flux d'eau superficielle)

Les débits relevés dans l'Yzeron en 2004 font l'objet de la figure 71. Le mois d'avril se situe en période de diminution des débits après une période de hautes eaux en mars. Le mois de juillet constitue un épisode d'étiage sévère, avec des pics de débits consécutifs à des orages, et donc à des rejets de déversoirs d'orage en zone urbanisée.

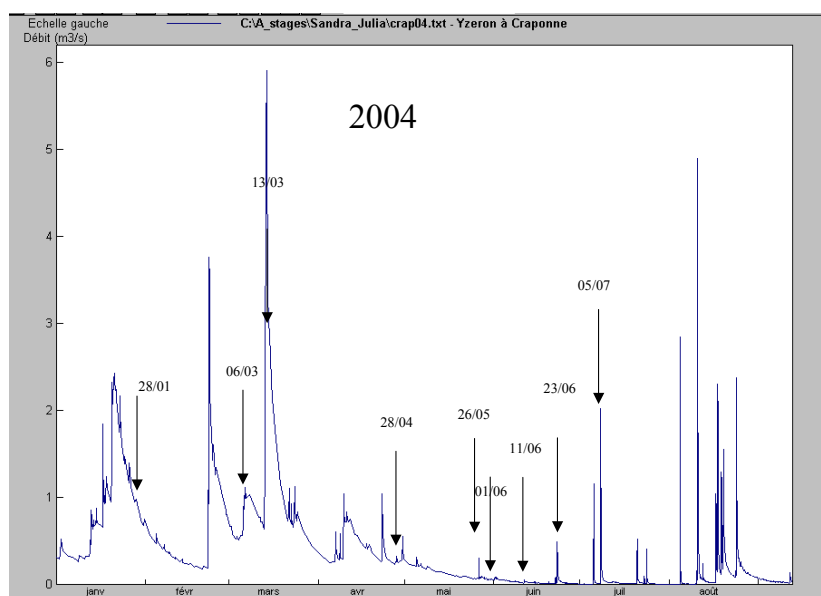


Figure 71 : Débits relevés dans l'Yzeron à Craponne au cours de l'année 2004 ; d'après Gnouma (2006).

3 Matériel et méthodes

Les mêmes protocoles que ceux utilisés sur la Chaudanne ont été retenus (cf. chapitre I), sauf que les répliqués superficiels ont été, comme ceux du milieu hyporhéique, conservés séparément. En 2004 sur l'Yzeron, les relevés biologiques ont été effectués en basses eaux (27 avril), en étiage sévère et en période d'orages (7 juillet) et en moyennes eaux automnales (24 novembre), dans l'UF3 et l'UF4 des têtes de radiers. Sur le Brunnwasser, les relevés biologiques ont été réalisés dans l'UF3 et l'UF4 le 16 novembre 2004 (moyennes eaux).

4 Résultats

4.1 Le Brunnwasser : examen des traits fonctionnels

Sédiments grossiers superficiels.

La station 1 est située en aval d'un déversoir d'orage. On constate que le TRF4 (effet boues) atteint en moyenne 84% (65 à 90%, fig. 72). Il est associé au TRFi (espèces moyennement résistantes à la pollution, 16%). Sur la station 2, en aval de la station d'épuration (STEP), on constate une amélioration perceptible de la qualité fonctionnelle, avec l'apparition du TRF1 (6% ; 0 à 19%), la diminution du TRF4 (48% ; 35 à 65%) et l'augmentation significative du TRFi (46%).

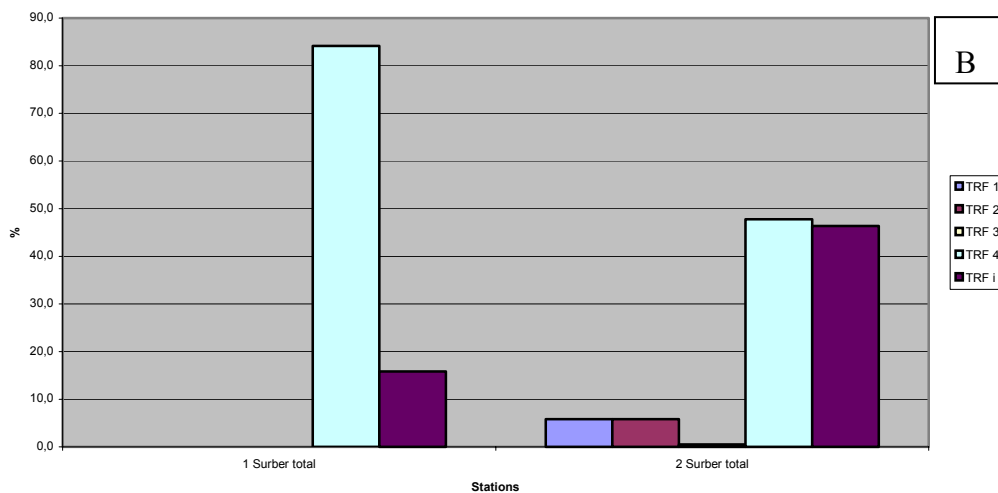
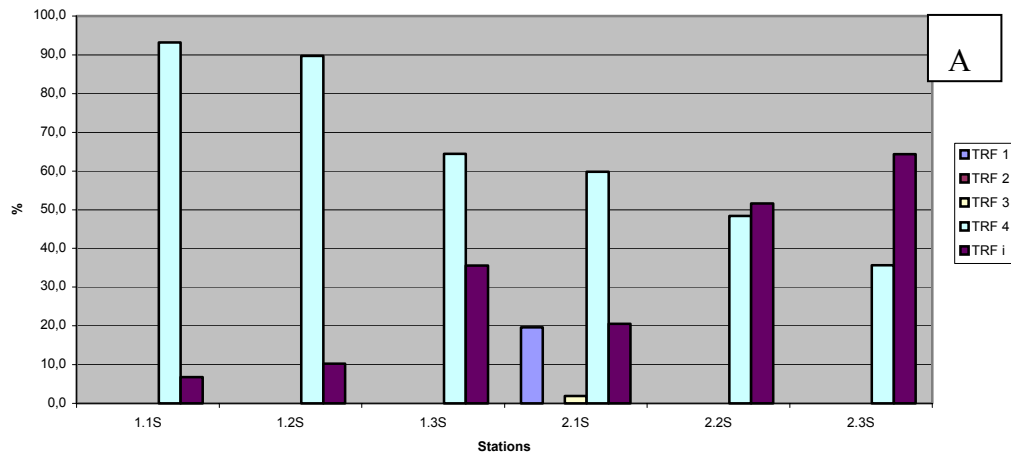


Figure 72 : Traits fonctionnels (TRF1 à TRF4, TRFi) des sédiments grossiers superficiels sur les deux stations du Brunnwasser ; A : valeurs par replicat ; B : valeurs moyennes ; novembre 2004.

Milieu hyporhéique

On obtient des résultats très similaires mais plus caricaturaux que ceux des sédiments superficiels (fig. 73), avec un TRF4 de 99%. A l'aval (station 2), l'amélioration sensible constatée dans les sédiments grossiers superficiels se confirme, avec un TRF4 en décroissance (67%), les TRF1 (6%) et TRFi (26%) en augmentation et l'apparition du TRF3 (5%).

Traits fonctionnels du milieu hyporhéique du Brunwasser le 16/11/2004

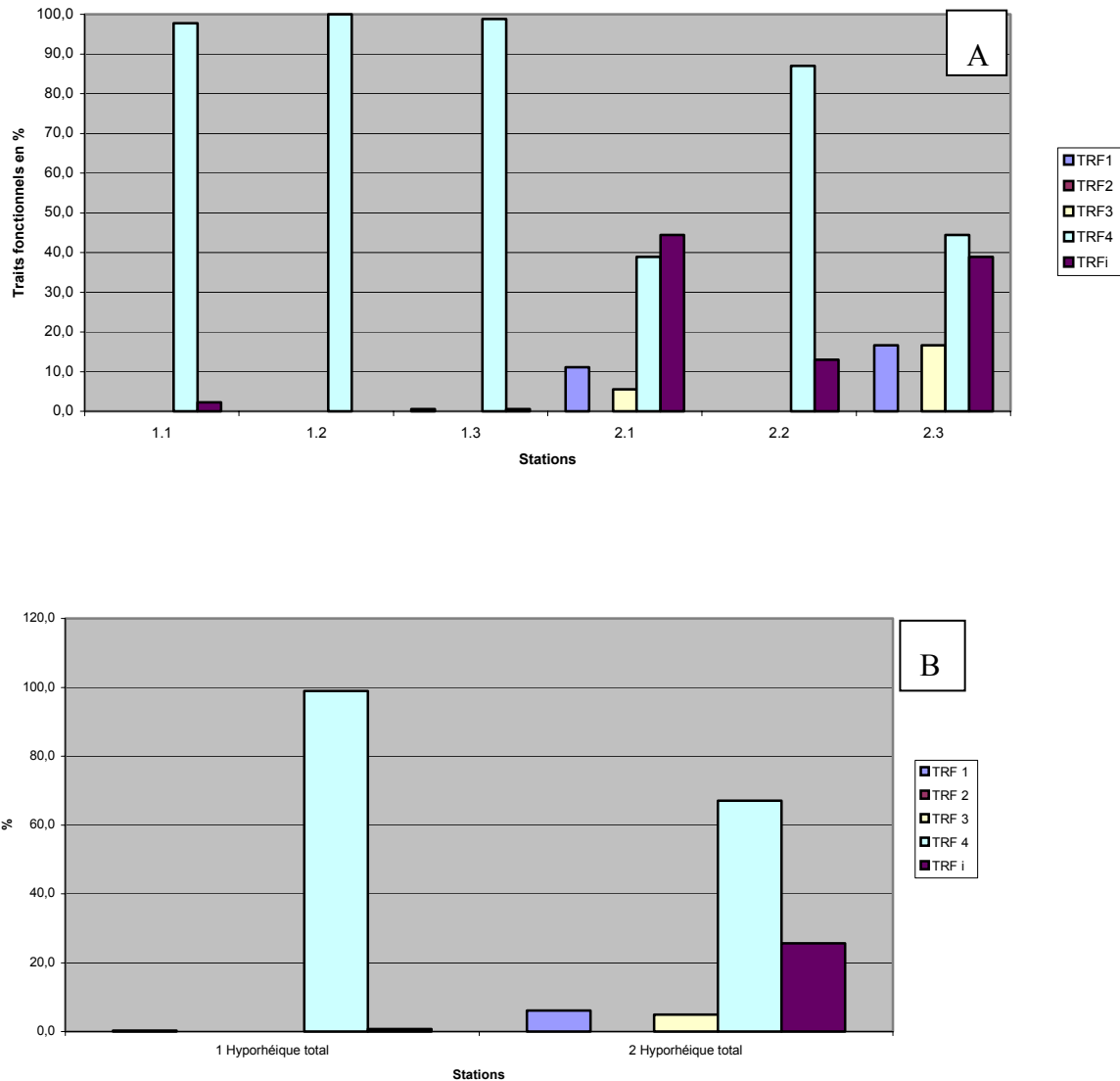


Figure 73 : Traits fonctionnels (TRF1 à TRF4, TRFi) du milieu hyporhéique sur les deux stations de Brunwasser ; A : valeurs par replicat ; B : valeurs moyennes ; novembre 2004.

Conclusion sur le Brunwasser.

L'état de dégradation du Brunwasser est extrême sur la station 1 à l'aval du déversoir d'orage, le milieu hyporhéique présentant un effet boues toujours plus accusé (99%) que dans les sédiments, superficiels (84%). Une amélioration de la qualité est perceptible en aval de la STEP, mais l'effet boues (TRF4) reste toujours plus élevé dans le milieu hyporhéique (67%) que dans les sédiments de surface (48%). Comme on l'a constaté sur la station 4 de la Chaudanne, la plus impactée par le déversoir d'orage (cf. sous-chapitre II-2), le milieu hyporhéique stocke les polluants.

L'explication la plus probable est que, du fait que les oscillations de la nappe commandant l'hydrodynamique des chenaux du type D4b ont été atténuées en raison de la canalisation du

Rhin (Schmitt et al. 2006, sous presse), le drainage de la nappe par le cours d'eau doit être affaibli, affaiblissement probablement accentué par les boues polluées (TRF4) imprégnant les interstices et les pompages en nappe pour satisfaire les besoins agricoles. De plus, les rejets du déversoir d'orage doivent déverser des flux importants dans le Brunnwasser, favorisant ainsi les montées brutales de débit et donc l'infiltration active d'eaux superficielles polluées dans le milieu hyporhéique.

Le Brunnwasser est donc affecté par des altérations physico-chimiques et physiques entrant en synergie :

les rejets polluants du DO et de la STEP ;

les perturbations hydrodynamiques réduisant la dynamique d'exfiltration ;

les rejets du DO, favorisant la dynamique d'infiltration et le stockage des boues dans la sub-surface ;

un effet boues trop accusé dans la sub-surface, réduisant très probablement la dynamique d'exfiltration susceptible de déstocker ces boues.

Si l'on ajoute à cela que le type géomorphologique D4b, qui ne présente pas naturellement de dynamique latérale et tend à s'envaser (Schmitt et al. 2006, sous presse), ne constitue pas un contexte favorable à une auto-restauration du milieu, notamment en ne favorisant pas la dynamique d'exfiltration, on peut considérer que la situation fonctionnelle actuelle du Brunnwasser restera durablement catastrophique si rien de sérieux n'est fait pour l'améliorer.

4.2 Cas de l'Yzeron

4.2.1 Résultats des analyses en composantes principales normées (ACPN)

Comme dans le cas de la Chaudanne, une Analyse en Composantes Principales Normée (ACPN) a été retenue pour traiter les données sur les TRF 1 à 4 et le TRFi, en ajoutant les effectifs totaux d'oligochètes ($N/0,1 \text{ m}^2$ pour les sédiments superficiels, $N/5 \text{ L}$ pour le milieu hyporhéique). Les sédiments grossiers superficiels et le milieu hyporhéique ont été analysés séparément. Les 2 matrices de données traitées comportent 18 lignes et 6 colonnes.

Oligochètes des sédiments grossiers superficiels (unité fonctionnelle UF3)

Le premier facteur de l'ACPN (59% de la variance totale) oppose les TRF 1 et 2 aux TRF3/TRFi et aux effectifs d'oligochètes (fig. 74). Le TRF4 mobilise le facteur 2 (18% de la variance) et s'oppose au TRFi. Les relevés du mois d'avril se révèlent bien séparés des relevés de juillet et novembre et les deux stations suivent une évolution temporelle analogue, si l'on se réfère à la position des relevés sur le plan F1-F2 (fig. 74). L'opposition des TRF 1-2 aux autres TRF entre bien dans la logique de ce qui a déjà été observé sur la Chaudanne.

En revanche, on n'observe pas de discrimination bien nette entre la station rurale (station 1) et la station urbaine (station 2), excepté en avril. Si l'on se penche plus précisément sur les relevés de cette période (fig. 74), on constate que le TRF3 caractérise plutôt la station urbaine en avril, attestant de l'effet de rejets polluants. Le TRFi (espèces considérées comme moyennement résistantes à la pollution) prédomine sur la station 1, et les TRF1 et 2, considérés comme caractéristiques d'un bon fonctionnement écologique, restent peu élevés en avril, attestant d'une dégradation sensible de la qualité fonctionnelle du milieu en zone rurale.

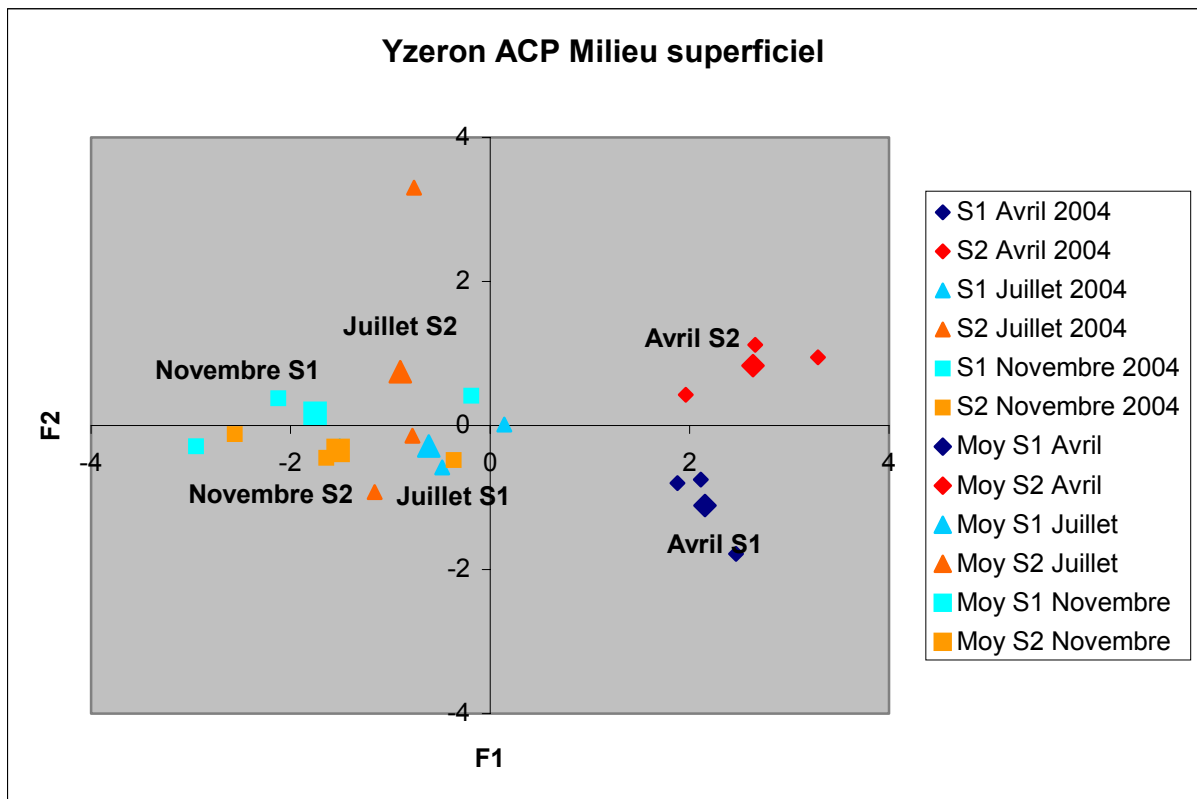
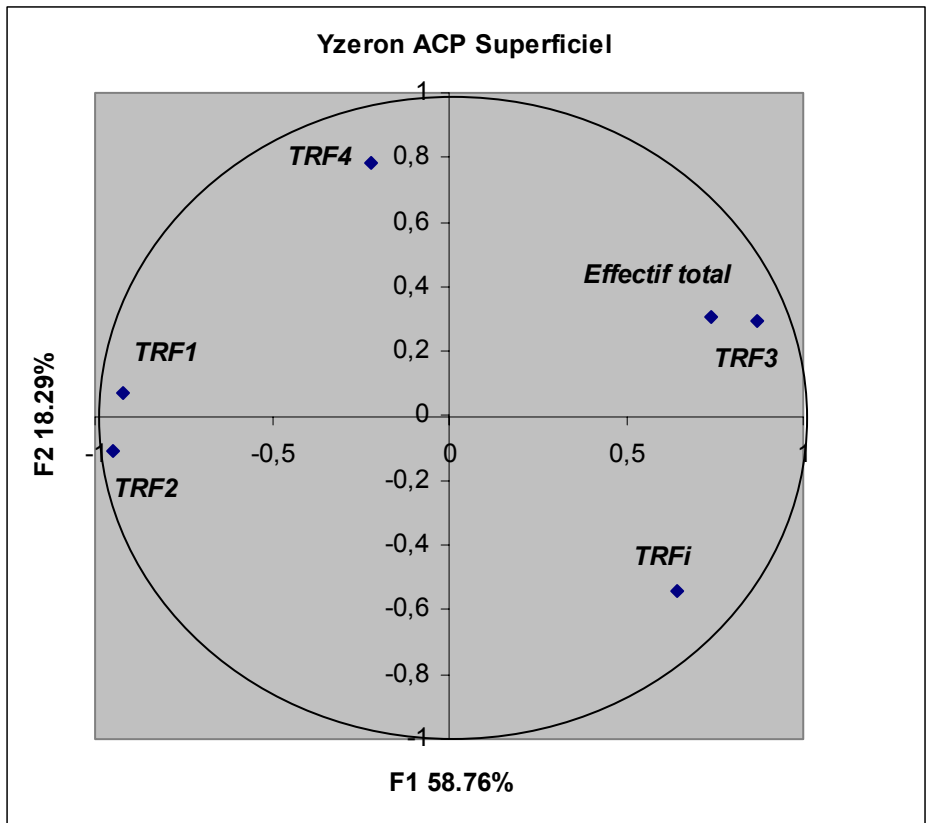


Figure 74 : Sédiments superficiel de l'Yzeron ; Analyse en Composantes Principales Normée ; cercle des corrélations et carte factorielle des relevés sur les stations S1 et S2 (plan F1-F2) ; TRF1, 2, 3, 4 et TRFi : traits fonctionnels.

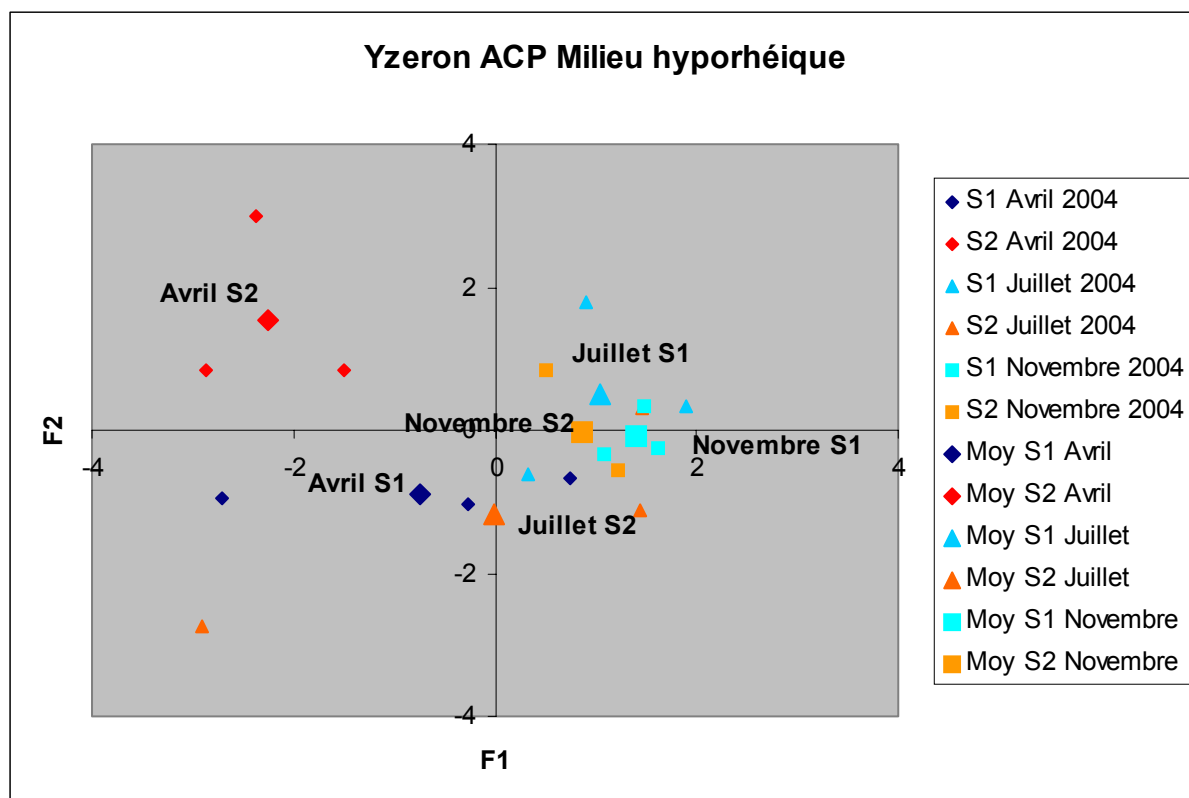
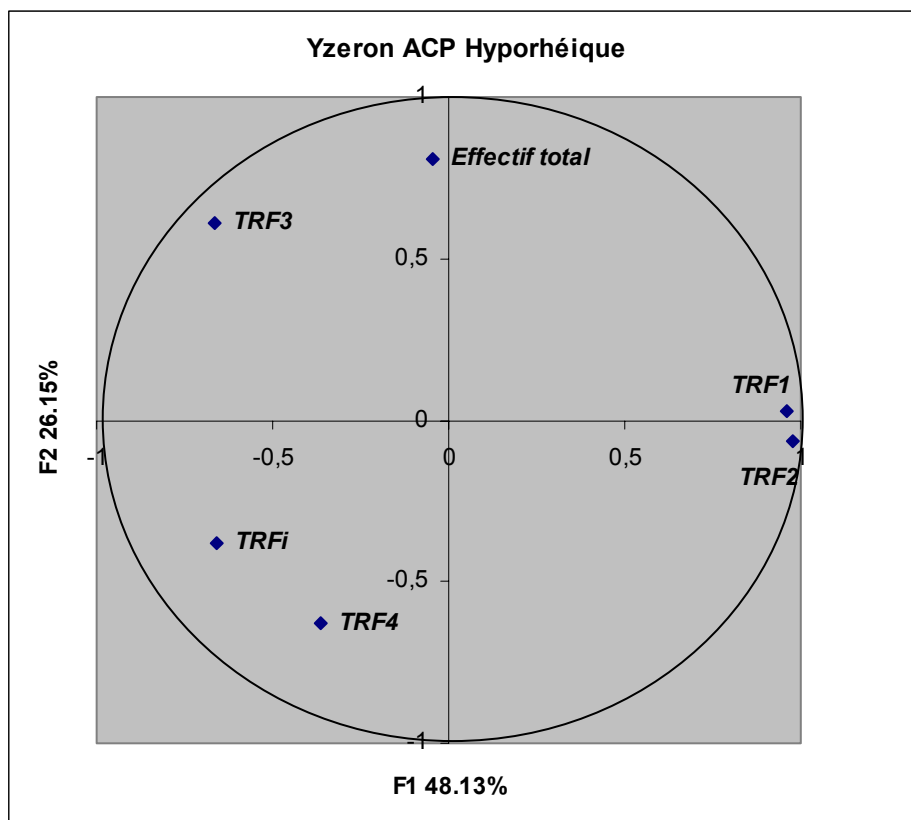


Figure 75 : Milieu hyporhéique de l'Yzeron ; Analyse en Composantes Principales Normée ; cercle des corrélations et carte factorielle des relevés sur les stations S1 et S2 (plan F1-F2) ; TRF1, 2, 3, 4 et TRFi : traits fonctionnels.

Oligochètes du milieu hyporhéique (unité fonctionnelle UF4)

Le premier facteur de l'ACPN (48% de la variance totale) oppose les TRF 1 et 2 aux TRF3 et TRFi (fig. 75). Le TRF4 mobilise le facteur 2 (26% de la variance) et s'oppose aux effectifs d'oligochètes. Les relevés du mois d'avril de la station 2 (urbaine) se révèlent bien séparés de ceux de la station 1 (rurale), cette séparation étant liée au TRF3 (TRF3= 59% sur la station 2 et 17% sur la station 1, fig. 75). Les relevés de juillet et novembre suivent en revanche des trajectoires analogues sur les deux stations. L'effet boues (TRF4), typique de l'impact de déversoirs d'orage, n'est observé de façon sensible qu'au mois de juillet sur la station 2 et sur un seul des trois réplicats (fig. 75 ; TRF4= 16,5%). En conclusion, l'incidence des rejets urbains (déversoirs d'orage) n'est significative qu'au mois d'avril en ce qui concerne le TRF3, associé aux effectifs d'oligochètes, et au mois de juillet pour l'effet boues (TRF4). Comme observé précédemment sur la Chaudanne, c'est le milieu hyporhéique qui présente les signes de dégradation les plus significatifs. Il paraît donc intéressant d'effectuer une analyse incluant, outre les oligochètes, quelques données concernant le reste de la faune.

Sédiments grossiers superficiels UF3 (oligochètes + autres invertébrés)

Le premier facteur de l'ACPN (37% de la variance totale) oppose les TRF 1 et 2 et le nombre d'espèces d'oligochètes (NBOL) aux TRF3/TRFi et aux effectifs d'oligochètes (fig. 76). Le facteur 1 reste un facteur oligochètes. Le facteur 2 (27% de la variance) oppose le TRF4, les effectifs d'invertébrés (EFAF) et le % de Chironomidae au nombre de taxons d'invertébrés (NBAF, hors oligochètes) et au pourcentage de crustacés Cyclopoidea. Les relevés sur le plan F1-F2 des deux stations suivent des trajectoires analogues (fig. 76), trajectoires cependant décalées par rapport au facteur 2, notamment du fait que le pourcentage de Chironomidae, les effectifs d'invertébrés et le TRF4 s'avèrent toujours plus élevés sur la station urbaine.

Milieu hyporhéique UF4 (oligochètes + autres invertébrés)

Le premier facteur de l'ACPN (30% de la variance totale) reste un facteur oligochètes ; il oppose les TRF 1 et 2 aux TRF3 et TRFi (fig. 77). Le facteur 2 (26% de la variance) oppose le pourcentage de crustacés Cyclopoidea et le nombre de taxons d'invertébrés (hors oligochètes, NBAF) au pourcentage de Chironomidae, associé aux effectifs d'invertébrés (EFAF, hors oligochètes). La station urbaine se révèle bien discriminée de la station rurale sur le facteur 2, l'opposition Cyclopoidea/Chironomidae structurant de façon dominante ce facteur en juillet et novembre, alors que le mois d'avril ne permet pas de différencier les deux stations, à l'inverse des peuplements d'oligochètes (fig. 75).

4.2.2 Caractéristiques des flux (eau, substances)

Les données sur les flux de substances, acquises au cours du projet ECCO/PNRH « Dynamique du Carbone et de l'Azote dans un gradient rural-urbain » (projet DYCARA, Breil et al. 2005), sont en cours d'examen approfondi (Lafont et al. en préparation). Il ne sera donc effectué ici qu'un premier examen relativement sommaire, d'autres données biologiques de terrain devant être acquises pendant l'été 2006, notamment dans le cadre d'un stage de Master (Jézéquel, 2006).

Les teneurs en oxygène dissous sembleraient marquer une altération de la qualité physico-chimique des eaux. Par exemple, en novembre 2004, en zone rurale, les eaux de surface et hyporhéiques renferment respectivement 6,7 et 8,9 mg/L d'oxygène dissous ; dans le tronçon urbain, ces concentrations chutent respectivement à 4,5 et 3,8 mg/L d'oxygène dissous (Melet, 2005). Mais les concentrations en COD, en nitrites et en nitrates ne sont pas significativement différentes entre les eaux superficielles des deux stations.

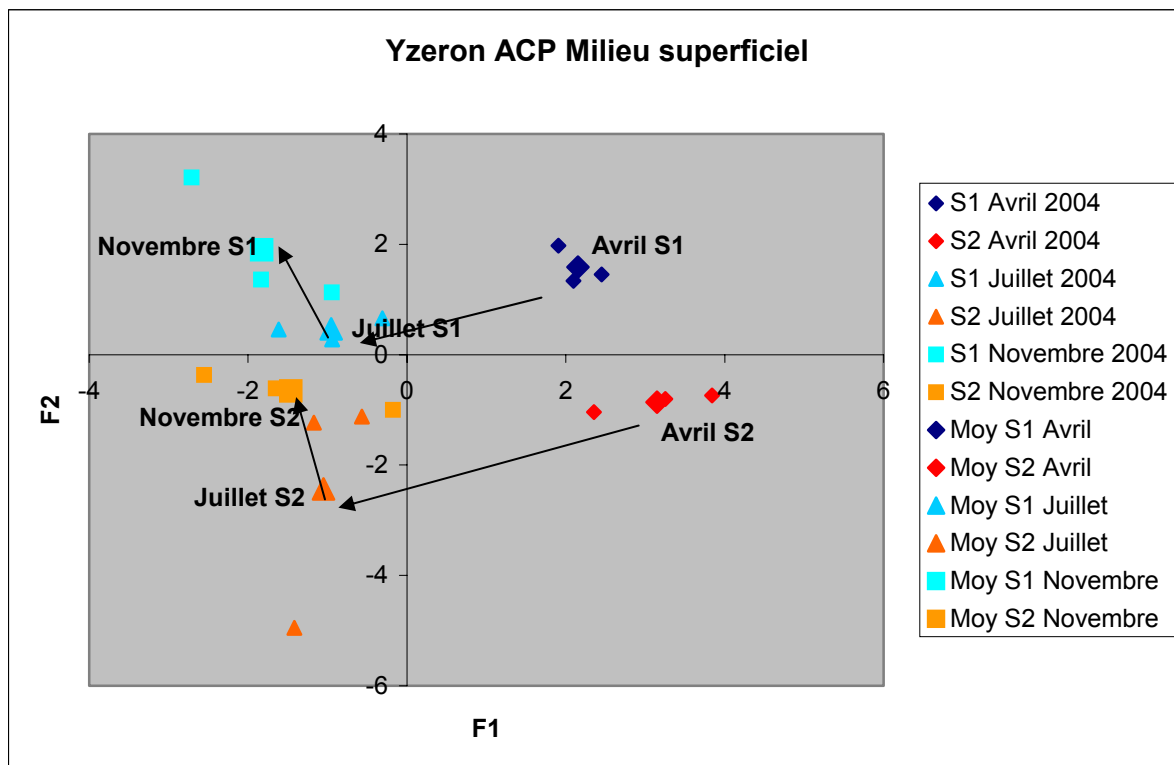
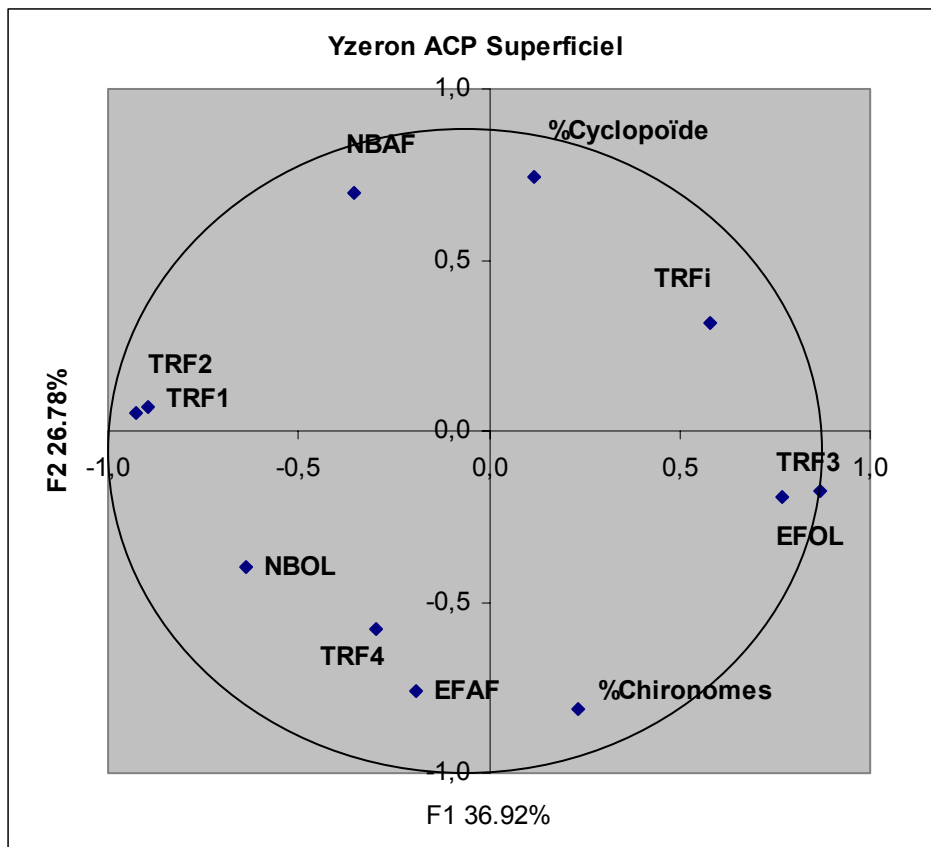


Figure 76 : Sédiments superficiels de l'Yzeron ; Analyse en Composantes Principales Normée ; cercle des corrélations et carte factorielle des relevés sur les stations S1 et S2 (plan F1-F2) ; TRF1, 2, 3, 4 et TRFi : traits fonctionnels ; NBOL, EFOL : nombre d'espèces et effectifs d'oligochètes ; NBAF, EFAF : nombre de taxons et effectifs des autres invertébrés.

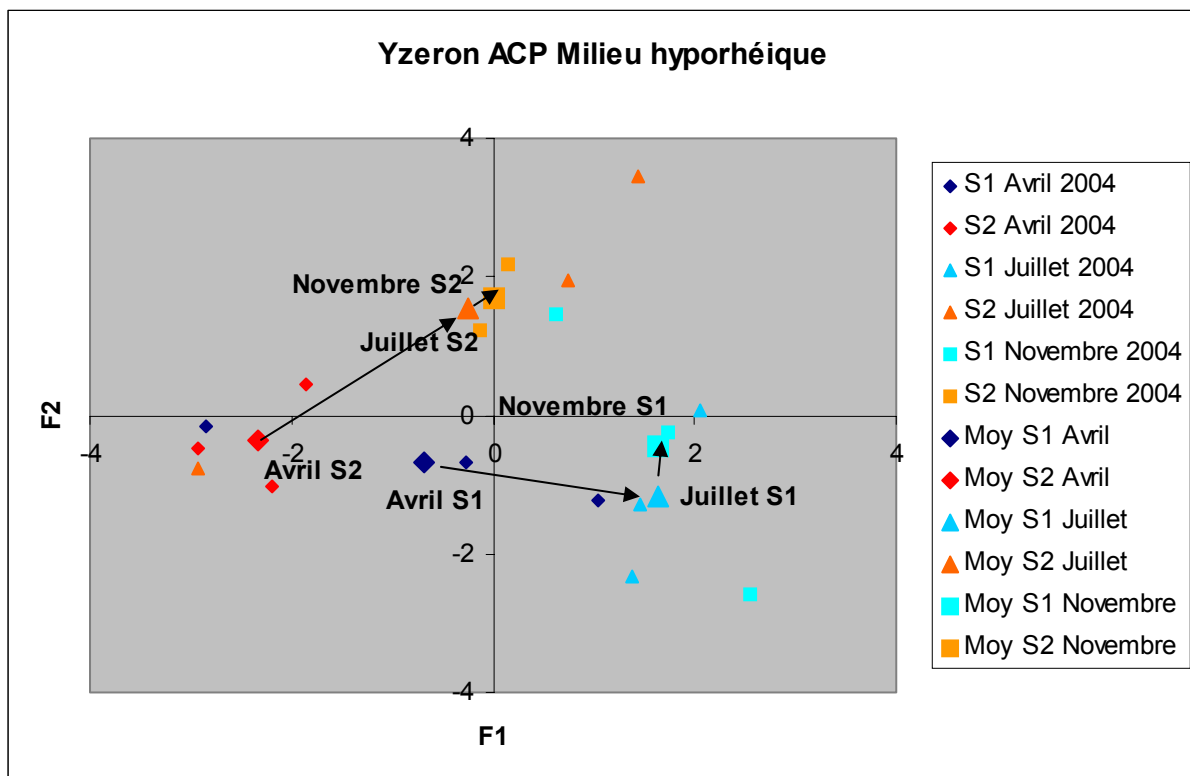
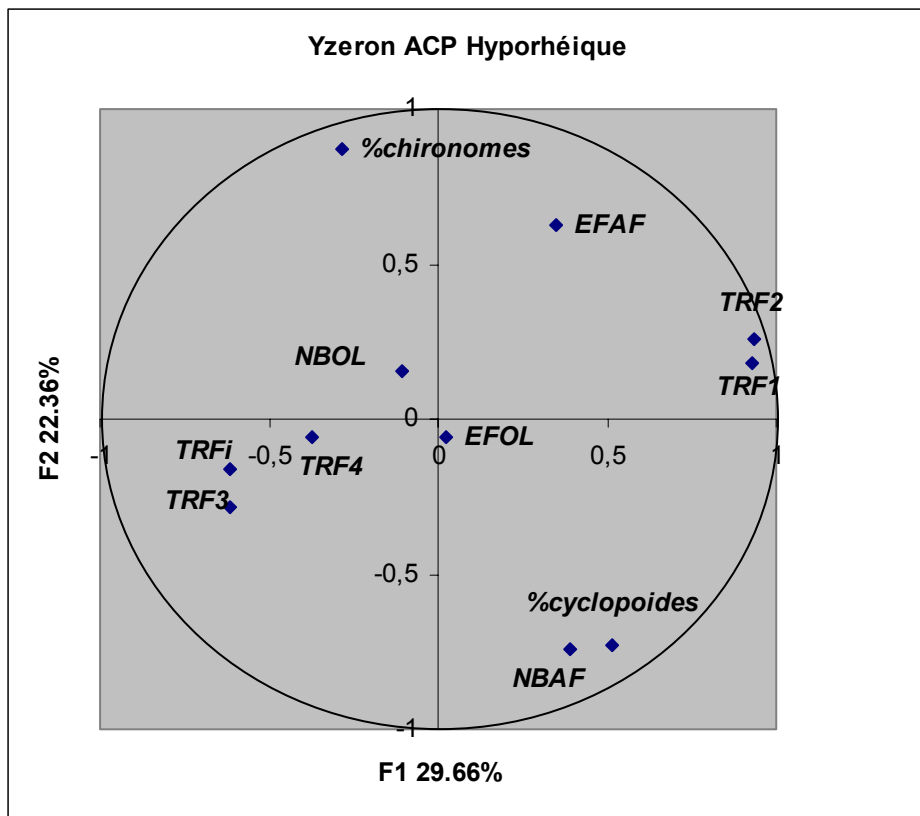


Figure 77 : Milieu hyporhéique de l'Yzeron ; Analyse en Composantes Principales Normée ; cercle des corrélations et carte factorielle des relevés sur les stations S1 et S2 (plan F1-F2) ; TRF1, 2, 3, 4 et TRFi : traits fonctionnels ; NBOL , EFOL : nombre d'espèces et effectifs d'oligochètes ; NBAF, EFAF : nombre de taxons et effectifs des autres invertébrés.

Sels d'azote du milieu hyporhéique

Les teneurs en nitrates (fig. 78) sont toujours plus élevées dans la station 1 (rurale) que dans la station 2 (péri-urbaine), aussi bien en juin qu'en novembre 2004. Les sels ammoniacaux ne dépassent pas 0,03 mg/L dans la station rurale aux deux saisons étudiées, et restent en concentrations modérées dans la station urbaine, où l'on peut détecter des concentrations moyennes $\leq 0,6$ mg/L en juin et de 0,3 mg/L en novembre, témoignant d'une amélioration générale et perceptible de la qualité chimique du milieu à cette dernière saison (fig. 78). Mais cet ammonium semble bien d'origine domestique (Breil et al. 2005).

Le milieu hyporhéique est reconnu comme étant potentiellement très dénitrifiant (Sebilo, 2003). Dans le cas de l'Yzeron, l'analyse isotopique ($\delta^{15}\text{N}$) montre toutefois que les nitrates des zones hyporhéiques rurales et péri-urbaines ont la signature de nitrates nouvellement produits. Les zones hyporhéiques du tronçon étudié semblent donc agir en patches nitrifiants ou dénitrifiants. Cette dernière observation suggérerait que le milieu hyporhéique de l'Yzeron présente un taux de recyclage de l'azote très rapide et n'est pas le siège de déficits prononcés et prolongés en oxygène dissous.

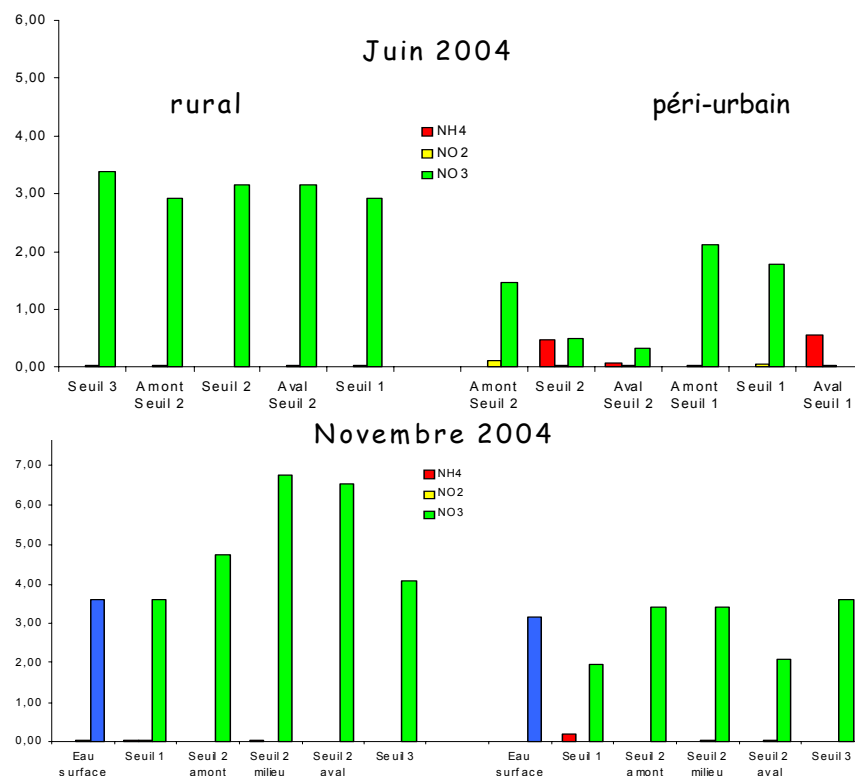


Figure 78 : Teneurs en azote dans la station rurale et la station péri-urbaine de l'Yzeron (juin, novembre 2004) dans l'unité fonctionnelle UF4 (milieu hyporhéique ; modifié d'après Breil et al. 2005) ; les concentrations sont exprimées en mg/L.

De plus, en combinant les indicateurs de flux d'eau et de processus bio-géochimiques, il apparaît que la dynamique d'assimilation des nutriments d'origine rurale et urbaine est principalement localisée dans la zone hyporhéique (Breil et al. 2005). De nombreuses mesures directes effectuées à la sonde multiparamètres permettent d'étayer cette première conclusion, les teneurs et formes de l'azote paraissant dépendre à la fois du contexte hydrologique, de la nature des apports et surtout de l'activation des flux hyporhéiques autour de faciès morphologiques particuliers, comme les seuils, sur lesquels ont été effectuées les récoltes d'invertébrés.

Isotope de l'oxygène ($\delta^{18}\text{O}$) (Breil et al. 2005 et R. Gnouma, comm. pers.).

En avril 2004 (campagne du 27-28 avril, débit moyen à faible, $\leq 1 \text{ m}^3/\text{s}$, fig. 2), les analyses isotopiques indiqueraient une bonne circulation des eaux entre la surface et la sub-surface sur les deux stations. Le milieu hyporhéique de la station 2 (urbaine) est actif, avec des temps de résidence faibles et donc des transferts d'eau rapides. Au mois de juin (campagne du 16 au 23 juin, étiage sévère $< 0,3 \text{ m}^3/\text{s}$, fig. 2), la circulation hydrique reste active sur la station 1 (rurale) entre la surface et la sub-surface, mais cette circulation est moins active dans la station 2 (péri-urbaine), les eaux ayant de toute évidence une provenance différente.

Dans la mesure où un orage est survenu entre le 22 et le 23 juin (R. Gnouma, comm. pers.), on peut suggérer que des eaux de pluie (ruissellements sur surfaces imperméables et déversoirs d'orage) se sont infiltrées plus activement dans le milieu hyporhéique de la station 2 que dans celui de la station 1, ce qui a entraîné une signature isotopique très différente. De plus, le milieu hyporhéique du tronçon urbain semble être enrichi par des arrivées d'eau de nappe (R. Gnouma, données non publiées). Cette dernière observation est à rapprocher du fait que le Tubificidae *Spiridion phreaticola*, espèce d'origine souterraine (Jugé 1987 et chapitre II-1), est significativement plus fréquente et plus abondante dans la station urbaine.

4.2.3 Discussion et conclusion préliminaires sur l'Yzeron

Tous nos résultats seront repris et discutés dans le Chapitre V (Discussion et Conclusion Générale). Nous ne ferons ici qu'esquisser le débat, en le replaçant dans le contexte local.

L'Yzeron s'avère incontestablement un milieu très préservé par comparaison avec l'état écologique observé sur la Chaudanne et surtout le Brunnwasser. En particulier, les TRF 1 et 2, significatifs d'un bon fonctionnement du milieu, prédominent en juillet et novembre sur la station rurale et la station péri-urbaine (en aval de déversoirs d'orage). L'Yzeron n'est pas fortement affecté par les rejets sur les deux stations étudiées.

Cependant, l'effet des pollutions agricoles est malgré tout sensible en avril sur la station 1, les TRF 1 et 2 se révélant peu représentés par rapport au TRFi (espèces considérées comme moyennement résistantes à la pollution, sous-chapitre II-2). On notera que le reste de la faune d'invertébrés n'est pas marqué par un effet de ces rejets agricoles. Sur la station urbaine (station 2), le TRF3 (espèces résistantes à la pollution) remplace le TRFi, en relation probable avec les rejets urbains. On pourrait donc considérer que les hautes eaux, qui ont précédé le mois d'avril (fig. 71), sont consécutives à des pluies qui ont lessivé les sols environnants et véhiculé les polluants agricoles et urbains, avec de plus l'arrivée de déversoirs d'orage en zone urbanisée. En conséquence, la station péri-urbaine s'avère logiquement la plus touchée (TRF3).

Les pics de débits liés aux orages d'été (juillet), associés à un étiage sévère de la rivière (fig. 71), sont responsables de l'existence d'un effet boues (TRF4) sur la station 2, corrélativement à l'appauvrissement des peuplements de crustacés Cyclopoidea et à l'abondance des Chironomidae. Si cet effet boues reste peu important, il est simultanément présent dans le milieu hyporhéique (4%) et surtout dans les sédiments superficiels (TRF4 = 16% dans un des trois répliqués). L'apparition d'un effet boues significatif dans les sédiments superficiels, lors d'une situation hydrologique caractérisée par l'association [étiage sévère/forts orages], n'est pas sans rappeler les observations réalisées sur la Chaudanne (sous-chapitres II-1 et II-2).

En novembre, la situation tend à s'améliorer sur les deux stations, avec un retour à la prédominance des TRF 1 et 2 (perméabilité, sensibilité à la pollution). Cette amélioration de la qualité du milieu est conforme à l'examen des formes de l'azote, les sels ammoniacaux se

révélant très peu abondants en novembre sur la station urbaine et pratiquement à l'état de traces sur la station rurale (fig. 78).

Cependant, des marques significatives d'une altération permanente du milieu sont constituées par les plus forts pourcentages de Chironomidae dans la station urbaine, au détriment des Cyclopoidea. L'existence de substances toxiques pourrait être incriminée, du fait de la contradiction entre cette réponse biologique négative et les teneurs très faibles en sels ammoniacaux. De même, les teneurs en oxygène dissous, significativement moins élevées dans la station urbaine que dans la station rurale, pourraient être évoquées. Mais dans ce cas, comment expliquer que cette situation biologique perdure, alors que la qualité chimique du milieu s'est incontestablement améliorée, notamment en novembre ?

Une autre explication paraît plus plausible et elle a été évoquée en introduction (chapitre I). Les secteurs urbanisés, dès 15% d'imperméabilisation du paysage environnant, présentent des altérations significatives de la biodiversité, notamment sur la faune d'invertébrés superficiels non interstitiels, ce qui excepte les oligochètes. A ces altérations, liées à des stress hydrauliques comme des crues violentes alternant avec des étiages sévères, les peuplements de Chironomidae s'avèrent les plus résistants (Paul & Meyer, 2001 ; Walsh et al. 2001). Cette résistance est indépendante de l'existence des rejets polluants.

A l'appui de cette observation, notons que la simulation artificielle de crues dans deux cours d'eau sub-alpins, exempts de pollutions agricoles ou urbaines, produit le même effet, à savoir la prédominance des Chironomidae dans les peuplements d'invertébrés superficiels et hyporhéiques (Gayraud et al. 2000).

Le site urbain retenu présente un taux d'imperméabilisation du paysage environnant égal à 18% (fig. 70), qui impacterait donc la biodiversité des peuplements d'invertébrés. Ces impacts hydrauliques entreraient sans doute en synergie avec les déficits en oxygène dissous et la dynamique d'infiltration liée aux perturbations hydrauliques, les Chironomidae étant également prédominants dans le milieu hyporhéique de la station urbaine.

En conclusion, l'urbanisation ne paraît pas malgré tout fortement altérer le fonctionnement du système. Le mois d'avril semblerait le plus critique, notamment dans le milieu hyporhéique (dominance du TRF3), attestant de l'infiltration active de polluants dissous dans l'hyporhéos. L'effet boues (TRF4), caractéristique de rejets d'origine urbaine (Lafont et al. 2006), reste peu significatif, mais observé, comme dans le cas de la Chaudanne, en période d'étiages sévères associés à des déversements d'orages.

Ces résultats tendent aussi à montrer que le contexte hydro-géomorphologique (type B4, tab. 30) favorise le TRF1 (perméabilité des sédiments), qui décrit l'existence d'échanges hydrologiques actifs entre les eaux de surface et les eaux souterraines, échanges connus pour favoriser le recyclage des nutriments (Hancock, 2002 ; Hancock & Boulton, 2005 ; Hancock et al. 2005). Les forts pourcentages de TRF1 dans les deux stations sont concordants avec l'examen des isotopes de l'oxygène (cf $\delta^{18}\text{O}$) et l'existence d'une dynamique latérale active dans le type géomorphologique B4, dynamique considérée comme associée à des échanges entre surface et sub-surface très actifs (Schmitt et al. 2006 ; Valin, 2004).

La prédominance du TRF2 (% d'espèces d'oligochètes polluo-sensibles) est concordante avec les relativement faibles teneurs en azote. En conséquence, la charge en azote de provenance urbaine semble en général bien assimilée par le milieu, sans perturbation de son fonctionnement. Seul le mois d'avril constituerait une période critique, en ce sens que des signes d'altération de la biodiversité sont relatés (prédominance du TRF3). Le milieu garderait donc une forte capacité d'assimilation des rejets urbains (et agricoles) actuels, très

probablement en raison de l'existence de cette forte perméabilité des sédiments et d'échanges hydrologiques actifs entre les eaux superficielles et le sous-écoulement.

Le TRFi semble être confirmé ici comme caractérisant un état intermédiaire de pollution, notamment lorsqu'il est représenté majoritairement par les espèces *Chaetogaster diastrophus* (Brunnwasser) et *Nais communis* (Yzeron).

Reste cependant l'inconnue, les flux entrants de substances polluantes via les déversoirs d'orage et les ruissellements, dont on ne peut mesurer la qualité et la quantité. Sont-ils modérés sur le secteur étudié de l'Yzeron, ce qui expliquerait les relativement faibles teneurs en NH_4^+ , ou bien sont-ils importants, mais très dégradés par la forte activité des sédiments poreux (sédiments grossiers superficiels et milieu hyporhéique) ? On voit que la prise en compte des processus biochimiques au sein des interfaces poreuses deviendra un passage futur obligé, incluant le rôle de la biodiversité dans le recyclage des nutriments et la détoxification des substances nocives (Mermillod-Blondin et al. 2003 ; 2005). La synthèse finale (chapitre V) sera l'occasion de revenir sur ces points.

Quoiqu'il en soit, on dispose sur l'Yzeron de la situation type d'une bonne adéquation entre rejets et capacité d'assimilation du milieu. La situation actuelle, notamment le contexte hydro-géomorphologique de type B4, doit être préservée. L'Yzeron a en effet la chance d'avoir un contexte hydro-géomorphologique favorable, ce qui n'est malheureusement pas le cas du Brunnwasser.

En particulier, les facteurs qui tendront à réduire la capacité d'échanges hydriques entre la surface et la sub-surface, notamment des étiages superficiels sévères et prolongés et/ou le tarissement de la ressource en eaux souterraines, constitueront des facteurs d'altération de la capacité d'assimilation du milieu et d'altération de la biodiversité, même si le niveau actuel de rejets n'augmente pas.

En conséquence, il n'est pas souhaitable d'étendre la surface urbanisée actuelle et de dépasser 18% d'imperméabilisation du paysage environnant. Si l'urbanisation progresse malgré tout, il sera indispensable de prévoir des aménagements ou des plans d'urbanisation limitant l'imperméabilisation dans le couloir géomorphologique.

A terme, comme dans le cas de la définition de périmètres de protection des zones de captages pour la préservation de la ressource en eau potable, on pourrait définir des **périmètres de protection géomorphologiques** pour préserver la biodiversité. On aurait là un champ d'action appliqué et très porteur, basé sur l'étude des liens entre les TRF et le contexte géomorphologique.

**CHAPITRE IV : LISTE DES ESPECES RECENSEES ; REMARQUES TAXONOMIQUES ET
FAUNISTIQUES**

1 Remarques générales sur la distribution des peuplements

1.1 Cas de la Chaudanne

Soixante espèces ou taxons ont été recensés dans la Chaudanne depuis 1998 pour 118 relevés (tab. 30). Le milieu superficiel renferme 40 espèces et le milieu hyporhéique 52. Trente-deux espèces sont communes au milieu superficiel et hyporhéique, soit 53% d'espèces communes. Huit espèces ou taxons sont propres au milieu superficiel et 20 au milieu hyporhéique.

La présence de 53% d'espèces/taxons communs représente un pourcentage proche des valeurs généralement relevées dans les cours d'eau (45 à 70%, Lafont, 1989). Elle implique des connexions étroites entre les eaux de surface et les eaux souterraines. Cependant, le milieu hyporhéique contient plus d'espèces/taxons propres (20, soit 33% de la richesse totale) que le milieu superficiel (8, soit 13% de la richesse totale) et présente une plus forte richesse taxonomique (52 espèces/taxons, soit 87% de la richesse totale) que le milieu superficiel (40 espèces/taxons, soit 67% de la richesse totale). Cette observation est consistante avec l'affirmation selon laquelle le milieu hyporhéique est une voie de migration et un réservoir d'espèces (Lafont, 1989 ; Lafont & Malard, 2001).

1.2 Cas de l'Yzeron

Quarante-huit espèces ou taxons ont été recensés dans l'Yzeron en 2004 pour 36 relevés (tab.30). Le milieu superficiel renferme 38 espèces (79% de la richesse totale) et le milieu hyporhéique 30 (63% de la richesse totale). Vingt et un espèces/taxons sont communs au milieu superficiel et hyporhéique, (44% de la richesse totale), 18 espèces/taxons sont propres au milieu superficiel (38% de la richesse totale) et 9 au milieu hyporhéique (19% de la richesse totale).

Par rapport à la Chaudanne, la richesse taxonomique semble potentiellement plus élevée. On peut par exemple, calculer un « rendement » de la biodiversité RB par relevé, c'est à dire le nombre d'espèces/taxons X 100 et divisé par le nombre total de relevés. Sur la Chaudanne, le RB est de $[60 \times 100] / 118 = 51\%$; sur l'Yzeron, il est de $[48 \times 100] / 36 = 133\%$. Sans accorder à ce RB plus de valeur qu'il n'en a, on peut cependant estimer que la richesse taxonomique est potentiellement 2,5 fois plus forte sur l'Yzeron que sur la Chaudanne.

A l'inverse de la Chaudanne, le milieu superficiel de l'Yzeron est plus riche en taxons que le milieu hyporhéique, dont les taxons propres ne représentent que 19% de la richesse totale. A titre de comparaison, les taxons propres au milieu hyporhéique de la Chaudanne représentent 33% de la richesse totale. Les taxons propres aux sédiments superficiels constituent 38% de la richesse totale dans l'Yzeron et seulement 13% dans la Chaudanne.

Les proportions sont donc inversées entre l'Yzeron et la Chaudanne, avec des chiffres assez comparables. Le milieu superficiel de l'Yzeron est plus diversifié que celui de la Chaudanne, avec une situation inverse pour le milieu hyporhéique, et ce dans un contexte de potentialité de biodiversité apparemment plus forte dans l'Yzeron. Le milieu superficiel de l'Yzeron présente certes des connexions avec le milieu hyporhéique, mais semble avoir une dynamique de biodiversité plus autonome.

2 Examen des différentes familles

2.1 Enchytraeidae

2.1.1 Remarque générale

Cette famille d'oligochètes reste d'un abord systématique délicat. De plus, entre 1998-2000/2001 et 2002 à 2005, il a été tenté de progresser dans l'identification des espèces, notamment en répartissant, à partir de 2002, les exemplaires d'Enchytraeidae au sein de 10 groupes, sur la base de la seule chaetotaxie (tab. 31).

Cet effort de progresser dans la taxonomie de cette famille d'oligochètes a porté ses fruits, mais il n'a pas simplifié la comparaison des données acquises depuis 8 ans. De plus, l'identification des Enchytraeidae nécessite des soins particuliers, par exemple, l'anesthésie des exemplaires vivants pour préparer correctement les *Fridericia* avant identification (Schmelz, 2003). Ce genre de soin est peu compatible avec des travaux de terrain qui ne sont pas dévolus à l'étude des seuls Enchytraeidae.

2.1.2 Commentaires sur quelques espèces remarquables

Il ne sera fait mention ici que des espèces les plus rares. En effet, des espèces comme *M. argentea* ou *C. atrata* sont des formes banales à vaste répartition biogéographique ; elles ont été récemment mentionnées dans la rivière glaciaire Roseg, à plus de 2000 m d'altitude (Lafont & Malard, 2001). Ce qui ne veut pas dire que leur intérêt écologique soit inexistant si l'on se réfère aux chapitres précédents : une espèce rare n'est pas *a priori* plus intéressante d'un point de vue écologique qu'une espèce fréquente.

Achaeta vesiculata. Cette espèce ne présente en principe pas trop de difficultés d'identification si les exemplaires examinés sont sexuellement matures. Elle n'a été trouvée (à l'état mature) que dans le milieu hyporhéique de la Chaudanne en 2000 ; elle est connue de l'Italie du Nord et de la Suisse (Nielsen & Christensen, 1959) et d'un grand parc national urbain (!) en suède (Erséus et al., 1999). Cette grande diversité d'oligochètes dans des zones urbanisées mais préservées semble bien une réalité tangible (Lafont & Vivier, 2006).

Tableau 31 : Liste des espèces et taxons recensés dans la Chaudanne, l'Yzeron et le Brunnwasser (1998 à 2005) ; Sup. : relevés superficiels ; Hyp. : relevés hyporhéiques ; % Occ. : pourcentage d'occurrence ; Prés-abs. : présence (X) ou absence (case blanche) d'un taxon ; entre parenthèses : nombre de relevés ; ** : ne sont pas comptés comme espèces ou taxons, car peuvent être des formes immatures d'espèces déjà recensées à l'état adulte ; (XX) : espèces trouvées dans des prélèvements qualitatifs effectués dans les sédiments superficiels de l'Yzeron en 1998, au niveau de la confluence avec la Chaudanne (Bernoud, 1998) ; °°? : première mention possible pour la faune de France

Codes	Espèces ou taxons	Chaudanne		Yzeron		Brunnwasser
		Sup. (58)	Hyp. (60)	Sup. (18)	Hyp. (18)	(15)
		% Occ.	% Occ.	% Occ.	% Occ.	Prés-abs.
	ENCHYTRAEIDAE					
AC00	<i>Achaeta</i> sp. **	8,62	16,67	5,56	5,56	
ACVE	<i>Achaeta vesiculata</i>		3,33			
CEAT	<i>Cernosvitoviella atrata</i>	6,9	43,33	88,89	83,33	
CECA	<i>Cernosvitoviella carpatica</i>		3,33		5,56	
CEES	<i>Cernosvitoviella estaragniensis</i>			5,56		
CEIM	<i>Cernosvitoviella immota</i>		1,67			
CE00	<i>Cernosvitoviella</i> sp. (immatures)**	67,24	60	94,44	88,89	
COGL	<i>Cognettia glandulosa</i>	6,9	6,67	5,56		
CO00	<i>Cognettia</i> sp. (immatures)**	13,79	20			
ENCH	Enchytraeidae g. sp.**	44,82				
ENCH 1	Enchytraeidae sp. Groupe 01	12,07	31,67	33,33	5,56	
ENCH 2	Enchytraeidae sp. Groupe 02		3,33			
ENCH 3	Enchytraeidae sp. Groupe 03	13,79	33,33	27,78	33,33	
ENCH 5	Enchytraeidae sp. Groupe 05**		5			
ENCH 7	Enchytraeidae sp. Groupe 07**	1,72		5,56		
ENCH 8	Enchytraeidae sp. Groupe 08**	1,72	11,67	5,56		
ENCH 9	Enchytraeidae sp. Groupe 09**	1,72	3,33		11,11	
ENCH 10	Enchytraeidae sp. Groupe 10**	1,72				
ENBU	<i>Enchytraeus buchholzi</i>	17,24	30	44,44	5,56	X
FRMA	<i>Fridericia magna</i>		1,67			
FRPI	<i>Fridericia perrieri</i>			5,56		
FR00	<i>Fridericia</i> sp.	3,45	8,33	5,56		
HEJU	<i>Henlea jutlandica</i>	5,17	1,67			
HE00	<i>Henlea</i> sp.	8,62	5	11,11	5,56	
LCFE	<i>Lumbricillus fennicus</i>	12,07	18,33	5,56		
LCLI	<i>Lumbricillus lineatus</i>		1,67			
LCRI	<i>Lumbricillus rivalis</i>	3,45	8,33			
LC00	<i>Lumbricillus</i> sp. (immatures)**	25,86	35			
MAAR	<i>Marionina argentea</i>	53,45	53,33	50	55,56	
MALI	<i>Marionina libra</i>	1,72	1,67			
MARI	<i>Marionina riparia</i>	24,14	18,33	11,11	22,22	
MA00	<i>Marionina</i> sp.	1,72				
MEAR	<i>Mesenchytraeus armatus</i>		1,67			

	Tableau 1 (suite)	Chaudanne		Yzeron		Brunnwasser
		Sup. (58)	Hyp. (60)	Sup. (18)	Hyp. (18)	(15)
Codes	Espèces ou taxons	% Occ.	% Occ.	% Occ.	% Occ.	Prés-abs.
	HAPLOTAXIDAE					
HAPG	<i>Haplotaxis gordioides</i>		1,67		5,56	
	LUMBRICIDAE					
EITE	<i>Eiseniella tetraedra</i>	15,52		16,67	5,56	
LUBC	Lumbricidae g. sp.	13,79	8,33	11,11		
	LUMBRICULIDAE					
ST00	Lumbriculidae (immatures)**	25,86	35	11,11	5,56	X
LUVA	<i>Lumbriculus variegatus</i>			5,56		
STBR	<i>Styiodrilus brachystylus</i>			XX		
STHE	<i>Styiodrilus heringianus</i>	12,07	1,67	11,11		
STPA	<i>Styiodrilus parvus</i>		1,67			
TR00	<i>Trichodrilus</i> sp.		8,33			
TRST	<i>Trichodrilus strandi</i>		3,33			
	NAIDIDAE					
AMLE	<i>Amphichaeta leydigii</i>				5,56	
CHDI	<i>Chaetogaster diaphanus</i>	10,34	16,67	33,33		X
CHDS	<i>Chaetogaster diastrophus</i>	58,62	40	83,33	33,33	X
CHLA	<i>Chaetogaster langi</i>				5,56	
CHLI	<i>Chaetogaster limnaei</i>	3,45				
CHSE	<i>Chaetogaster setosus</i>		1,67			
DEDI	<i>Dero digitata</i>	1,72				
DEFU	<i>Dero furcatus</i>					X
DE00	<i>Dero</i> sp. (<i>obtusa</i> ?)					X
NAAL	<i>Nais alpina</i>		1,67	61,11	5,56	
NABA	<i>Nais barbata</i>			11,11		X
NABR	<i>Nais bretscheri</i>			16,67	5,56	
NACH	<i>Nais christinae</i>			XX		
NACO	<i>Nais communis</i>	81,03	48,33	83,33	50	X
NAEL	<i>Nais elinguis</i>	70,69	73,33	61,11	33,33	X
NAPA	<i>Nais pardalis</i>		1,67	27,78	5,56	
NAVA	<i>Nais variabilis</i>	5,17	5	33,33	16,67	
OPSE	<i>Ophidonais serpentina</i>			33,33		
PRAQ	<i>Pristina aequiseta</i>	22,41	26,67	27,78	16,67	X
PRFO	<i>Pristina aequiseta (foreli)**</i>	62,07	56,67	77,78	44,44	
PRAM	<i>Pristina amphibiotica</i>	10,34	6,67			
PRBI	<i>Pristina bilobata</i> °° ?		6,67			
PRLO	<i>Pristina longiseta</i>	1,72	5	22,22	5,56	
PR00	<i>Pristina</i> sp.				5,56	
PRJE	<i>Pristina jenkiniae</i>	81,03	71,67	72,22	72,22	

	Tableau 1 (fin)	Chaudanne		Yzeron		Brunnwasser
		Sup. (58)	Hyp. (60)	Sup. (18)	Hyp. (18)	(15)
Codes	Espèces ou taxons	% Occ.	% Occ.	% Occ.	% Occ.	Prés-abs.
PROS	<i>Pristina osborni</i>	22,41	25	50	16,67	
RIPA	<i>Ripistes parasita</i>			5,56		
SLAP	<i>Slavina appendiculata</i>	6,9		16,67		
SYLA	<i>Stylaria lacustris</i>			33,33		X
VECO	<i>Vejdovskyella comata</i>			XX		
	TUBIFICIDAE					
AUPL	<i>Aulodrilus pluriseta</i>		5			
BO00	<i>Bothrioneurum</i> sp. (immatures)	15,52	16,67	5,56	16,67	
EMVE	<i>Spirosperma (Embolocephalus) velutinus</i>			XX		
HBSI	<i>Haber simsi</i>		1,67			
HB00	<i>Haber</i> sp.**		20			X
HBSP	<i>Haber speciosus</i>		6,67			
ILTE	<i>Illyodrilus templetoni</i>	1,72				
LICL	<i>Limnodrilus claparedeanus</i>					X
LIHO	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	6,9	6,67			X
LIUD	<i>Limnodrilus udekemianus</i>		5		5,56	X
POBA	<i>Potamothrix bavaricus</i>					X
POHA	<i>Potamothrix hammoniensis</i>					X
RHAR	<i>Rhyacodrilus ardierae</i>	10,34	5			
RHCA	<i>Rhyacodrilus carsticus</i>	1,72				
RHCO	<i>Rhyacodrilus coccineus</i>	10,34	10			
RHFA	<i>Rhyacodrilus falciformis</i>	12,07			5,56	
RHSO?	<i>Rhyacodrilus (sodadis) °° ?</i>		1,67		11,11	
RH01	<i>Rhyacodrilus</i> sp. (sodadis immat. ?)**	13,79	10			
RH02	<i>Rhyacodrilus carsticus</i> (?) (immat.)**	1,72				
RHSU	<i>Rhyacodrilus subterraneus</i>	1,72	13,33			
SPPH	<i>Spiridion phreaticola</i>				16,67	
SP00	Tubificidae immatures (<i>Spiridion?</i>)**			5,56	27,78	
TBIG	<i>Tubifex ignotus</i>	20,69	36,67	5,56	11,11	
TBTU	<i>Tubifex tubifex</i>	24,14	26,67			X
TUBC	Tubificidae immat. avec s. capill. **	62,07	73,33	22,22	16,67	X
TUSS	Tubificidae immat. sans s.capill. **	43,1	26,67		22,22	X
	Nombre d'espèces ou taxons	40 (67%)*	52 (87%)*	38 (79%)*	30 (63%)*	16
	Nombre d'espèces ou de taxons communs au superficiel et à l'hyporhéique	32 (53%)*		21 (44%)*		
	Nombre d'espèces ou de taxons propres au milieu superficiel	08 (13%)*		18 (38%)*		
	Nombre. d'espèces ou de taxons propres au milieu hyporhéique		20 (33%)*		09 (19%)*	
	Nombre total d'espèces ou taxons	60			48	

* : pourcentages calculés par rapport au nombre total d'espèces ou taxons (60 dans la Chaudanne et 48 dans l'Yzeron).

Cernosvitoviella carpatica. Cet Enchytraeidae, bien caractéristique, est déterminable à l'état immature. Elle a été récoltée dans le milieu hyporhéique de la Chaudanne et de l'Yzeron. C'est la première mention de cette espèce pour la faune de France ; connue du Danemark aux Carpathes (Nielsen & Christensen, 1959), sa répartition est très probablement vaste, puisqu'elle a aussi été trouvée à plus de 2000 m d'altitude dans la rivière glaciaire Roseg (Suisse, Lafont & Malard, 2001).

Cernosvitoviella estaragniensis. Décrite dans le torrent pyrénéen Estargagne à 2150 m d'altitude (Giani & Lavandier, 1977), puis dans le torrent des Agudes (Haute-Garonne) à 1400 m d'altitude (Giani, 1979a), elle colonise les sédiments grossiers superficiels de l'Yzeron au printemps (avril 2004), dans la station située en amont des rejets urbains (cf. Chapitre 3). Elle semble très sensible à la pollution et elle est très peu abondante dans l'Yzeron (3 exemplaires récoltés). Il s'agit encore d'une espèce dont la répartition biogéographique est probablement vaste, mais sa petite taille et sa sensibilité à la pollution font que sa récolte reste certainement très aléatoire.

***Lumbricillus* spp.** Ce genre est caractéristique ici de l'effet boues (TRF4, cf. Chapitres précédents). La présence de trois espèces, identifiables uniquement à l'état sexuellement mature, mérite d'être soulignée. Des trois espèces (*fennicus*, *linneatus*, *rivalis*), *fennicus* semble la moins résistante à l'effet boues et la plus sensible à une élévation de la température (Roger et al. 1991). Il est à noter que les adultes de cette espèce ne sont plus trouvés dans la Chaudanne depuis 2003, au profit de ceux de *L. lineatus* et surtout de *L. rivalis*. Il est donc probable que les immatures du genre *Lumbricillus* appartiennent principalement aux deux espèces les plus associées aux boues de lits bactériens (*lineatus* et *rivalis*, Solbé, 1975), et donc caractéristiques du TRF4.

Marionina libra. Cet Enchytraeidae n'a été recensé que récemment dans la Chaudanne, en octobre 2004 dans les sédiments superficiels et le milieu hyporhéique de la station 4, la plus altérée au plan écologique. Il est connu pour coloniser les rives enherbées des drains d'égout (Nielsen & Christensen, 1959). Cette espèce est probablement aussi résistante à la pollution que *M. riparia*.

On notera en revanche la totale absence dans nos relevés de *Propappus volki*, représentant la famille des Propappidae, famille nouvelle extraite des Enchytraeidae (Coates, 1986). Cette famille est connue pour coloniser les milieux les plus froids dans l'est de la Russie (Timm, 1994). Cependant, la Chaudanne et l'Yzeron ne sont pas des milieux froids, à l'inverse de la rivière glaciaire suisse Roseg, où *P. volki* prédomine à plus de 2000 m d'altitude (Lafont & Malard, 2001).

L'influence de la température est donc séduisante à invoquer, d'autant que *P. volki* disparaît à l'aval d'effluents chauds (Roger et al. 1991). En réalité, il faut nuancer ces conclusions, car *P. volki* présente une vaste répartition en France, et pas seulement dans les milieux froids : on la trouve dans le Rhône et la Seine, à l'aval du réservoir Seine, dans la Dordogne, à l'aval du barrage de Chastan (Lafont, 1989), en fait dans tous les secteurs où les échanges entre les eaux superficielles et souterraines s'avèrent très actifs (Ladle, 1971 ; Lafont, 1983, Gashignard, 1984, Lafont et al. 1992, Lafont & Vivier, 2006), ce qui est aussi le cas de la rivière Roseg (Malard et al. 2001). Cette espèce est considérée comme largement répandue dans la zone paléarctique (Coates, 1986), en Scandinavie (Timm et al. 1996) et en Chine (Timm, 1999). Elle colonise les sources, les eaux courantes souterraines, les cours d'eau à fond pierreux, les habitats sableux lacustres et même les réservoirs et les grandes rivières (Bird, 1982).

L'absence (ou la rareté) de *P. volki* dans l'Yzeron et la Chaudanne n'a donc probablement pas pour origine la température. Il faudrait plutôt chercher des facteurs hydro-géomorphologiques,

comme peut-être des déficits hydriques dans les eaux souterraines et/ou des déconnexions périodiques entre les eaux superficielles et souterraines, l'espèce semblant préférer les secteurs en permanence connectés (Malard et al. 2001, Malard & Lafont, 2004).

2.2 Haplotaxidae, Lumbricidae et Lumbriculidae

Pour les deux premières familles (Haplotaxidae et Lumbricidae), *Haplotaxis gordioides* est à sa place dans des systèmes où les échanges eaux superficielles-eaux souterraines sont actifs, et *Eiseniella tetraedra*, espèce sensible à la pollution, est également à sa place dans la station 1 de la Chaudanne.

Concernant les Lumbriculidae, ils s'avèrent assez peu représentés dans les cours d'eau étudiés ici. Ce fait est relativement surprenant dans des systèmes à sédiments grossiers dominants, mais l'hypothèse est que les Enchytraeidae constituent probablement le peuplement de référence dans les cours d'eau des Monts du Lyonnais.

2.3 Naididae

Le peuplement de Naididae est composé d'espèces banales et cosmopolites (tab. 30). Le seul point à noter est la pauvreté en espèces du genre *Nais* dans la Chaudanne (5 espèces) par rapport à l'Yzeron (8 espèces), avec la très forte dominance de seulement 2 espèces, *N. communis* et *N. elinguis*. Nous n'avons pas pour l'instant d'explication claire pour comprendre cet état de fait, d'autant que la station préservée (station 1) de la Chaudanne ne renferme pratiquement qu'une seule espèce (*N. communis*). Le facteur pollution est donc exclu, sauf en ce qui concerne la prolifération de *N. elinguis* à l'aval du déversoir d'orage.

Parmi les Nadidae du genre *Pristina*, on note la présence de *Pristina amphibiotica*, de *P. bilobata* et d'une espèce indéterminée du genre *Pristina*, mais intermédiaire entre les deux espèces précédemment citées. Sans affirmer que, hors *P. jenkinsae* (= *Pristinella jenkinsae*), *P. osborni*, *P. longiseta*, et *P. aequiseta*, il n'y a que des variations intra-spécifiques (Lafont, 1989), le genre *Pristina* mérite une révision taxonomique, beaucoup d'espèces présentant en effet une grande variation de leurs caractéristiques morphologiques et des caractères communs à plusieurs espèces sur les mêmes individus (ex. : *P. jenkinsae*, variété *diversiseta*, Lafont, 1989). Collado & Schmelz (2000) se posent la question de savoir si *P. jenkinsae* est une espèce ou un complexe d'espèces.

Il est clair que l'examen des caractères morphologiques les plus accessibles, comme les soies, ne sont pas suffisants pour résoudre le problème, le recours à des techniques de la biologie moléculaire et de la génétique semble ici indispensable.

On serait porté à considérer, dans le même ordre d'idée, que la mention de *P. bilobata* est la première pour la faune de France (tab. 31), *P. amphibiotica* ayant été trouvée pour la première fois en France dans le karst du Terrieu, à côté de Montpellier (Malard et al. 1996). Mais, en l'absence actuelle de révision taxonomique complète et publiée sur le genre *Pristina*, la prudence reste de règle. Il est à noter que le genre *Pristina* renfermait les espèces avec trompe et celles dépourvues de trompe, puis le genre *Pristinella* a été créé pour séparer les espèces dépourvues de trompe des autres (Brinkhurst, 1985). Mais récemment, le genre *Pristinella* a été jugé invalide (Collado & Schmelz, 2000) et le genre *Pristina* conservé pour toutes les espèces, avec et sans trompe : ce genre pose beaucoup de problèmes taxonomiques non résolus.

Certes, le genre *Pristina* dans son ensemble est un descripteur du TRF1, donc de perméabilité et d'échanges hydrologiques actifs entre les eaux superficielles et souterraines (Lafont, 1989 ; Lafont & Durbec, 1990 ; Juget & Lafont, 1994 ; Lafont & Vivier, 2006 ; Lafont et al. 1992 ; 1996 ; 2006). En outre, *P. jenkiniae* espèce résistante à la pollution (Giani, 1984a) et *P. aequiseta* (Lafont et al. 2006) sont caractéristiques du TRF3 (résistance à la pollution). Cependant, il est sûr que chaque espèce apporte des informations précisant les TRF1 et TRF3, mais ces informations sont indisponibles sans une certitude sur l'identification des espèces, ce qui est frustrant.

2.4 Tubificidae

On ne rencontre dans la Chaudanne qu'un contingent d'espèces banales, à vaste répartition biogéographique et bien connues dans la faune française (Giani, 1984b, Lafont 1989). On notera cependant la présence de quelques espèces rares :

- *Rhyacodrilus ardierae*, décrite pour la première fois à proximité des sources de l'Ardières, cours d'eau du Beaujolais, vers 700 mètres d'altitude (Lafont & Juget, 1993),
- *Rhyacodrilus carsticus*, décrite du karst Slovène par Kosel (1980) ;
- une espèce non identifiée et appartenant au genre *Rhyacodrilus* ; elle est pourvue de soies capillaires et semble proche de *R. sodadis* ; il s'agit cependant d'un taxon dont nous essayerons de trouver d'autres exemplaires.

La présence dans les sources de la Chaudanne (Monts du Lyonnais, à 450 m d'altitude) de *R. ardierae* n'est pas surprenante : l'espèce a été décrite à proximité des sources de l'Ardières, cours d'eau des monts du Beaujolais, à 700 mètres d'altitude. Les caractéristiques géomorphologiques et géologiques de l'Ardières, dans son cours le plus amont, sont similaires à celles de la Chaudanne à proximité de ses sources (bassin versant métamorphique).

Il pouvait être séduisant de considérer cette espèce comme caractéristique de ce type de cours d'eau dans des massifs anciens tels que les Monts du Lyonnais ou du Beaujolais. En fait, elle a été recensée dans des grottes karstiques du Mas d'Azil en Ariège (Giani, comm. pers.), donc dans des systèmes typiquement souterrains et calcaires, à plus de 400 km de la région lyonnaise.

On se rappellera aussi du cas de *R. carsticus*. L'espèce est tout à fait valide sur le plan taxonomique, mais pas endémique du karst de Slovénie, dans les Carpathes occidentales, comme l'affirmait son découvreur (Kosel, 1980). Elle avait déjà été retrouvée dans le sud-ouest de la France (rivière Dordogne et ruisseau de Lenne dans l'Aveyron), dans des sédiments grossiers superficiels de milieux non karstiques (Giani & Lafont, 1981). Sa présence dans la Chaudanne, là-aussi dans des sédiments superficiels (tab. 31) d'un secteur non calcaire, montre que sa répartition géographique est plus large qu'initialement affirmé. Ce Tubificidae est un descripteur, comme tous les Rhyacodrilinae, de perméabilité et d'échanges hydriques actifs entre les eaux superficielles et souterraines (« AED species », Lafont & Vivier 2006) et il est incontestablement sensible à la pollution.

Spiridion phreaticola. Décrite par Juget (1987) des eaux hyporhéiques du Rhône, elle est mentionnée dans le sud-ouest de la France, comme le karst du Baget dans les Pyrénées ariégeoises (Route et al. 2004), la Garonne et la grotte de Labouiche en Ariège (Erséus et al. 1992) ou la Dordogne (Sambugar et al. 1999). Elle colonise dans l'Yzeron (affluent rive droite du Rhône) les sédiments superficiels et le milieu hyporhéique, où elle y est plus fréquente. L'espèce ne présente donc pas d'endémisme et elle est considérée comme

stygobionte (Giani et al. 2001). Il semble qu'elle soit plutôt indicatrice de perméabilité (« AED species », Lafont & Vivier, 2006), donc en apparence plus stygophile que stygobionte.

3 Discussion, conclusion

3.1 Distribution des peuplements dans la Chaudanne et l'Yzeron

Les 84 espèces/taxons répertoriés ici représentent un contingent de biodiversité relativement élevé, sachant que l'Yzeron n'a pas été prospecté avec la même fréquence que la Chaudanne et qu'il présente apparemment de plus fortes potentialités de biodiversité. Cette observation renforce les axes de recherche visant à privilégier les oligochètes dans des études sur le fonctionnement et à examiner simultanément les sédiments superficiels et le milieu hyporhéique, comme le proposent divers auteurs, malheureusement encore en pure perte (Hynes, 1983 ; Lafont et al. 1996 ; Boulton, 2000 ; Boulton et al. 2003).

La biodiversité de la Chaudanne, qui est un ruisseau de petite taille, semble plus liée à celle du milieu hyporhéique que dans la cas de l'Yzeron, où la biodiversité est plus forte en surface. Cela ne signifie pas *a priori* que les horizons superficiels de l'Yzeron sont plus déconnectés des horizons souterrains que ceux de la Chaudanne. Les données hydro-géomorphologiques et biologiques ne permettent d'ailleurs pas de soutenir cette affirmation (cf. sous-chapitres II-1 et II-2).

En revanche, il semble plus probable que les sédiments grossiers superficiels de la Chaudanne constituent des habitats très influencés par la dynamique hydrologique superficielle, caractérisée par l'alternance de crues et d'étiages très sévères, voire d'assèchements complets pendant plusieurs mois, donc moins favorables que le milieu hyporhéique. Celui-ci s'avère en effet beaucoup plus stable sur le plan hydrologique. Par exemple, dans la Chaudanne, lors des sécheresses sévères de 2000 (août à octobre) ou de 2003 (avril à novembre), le milieu hyporhéique était encore saturé d'août à octobre 2000 et jusqu'en juillet 2003 (Ruyschaert, comm. pers.).

Ces caractéristiques hydrologiques semblent propres aux petits cours d'eau des Monts du Lyonnais, par essence temporaires (Guérin, comm. pers.). Cependant, il est tout aussi probable, voire certain, que l'imperméabilisation des sols environnants par l'urbanisation accentue les stress hydrologiques liés aux phases critiques de crues et d'assecs (Paul & Meyer, 2001 ; Walsh et al. 2001). Ces caractéristiques hydrologiques vont donc favoriser des peuplements très liés aux eaux souterraines pouvant leur servir de refuge pendant les phases critiques. Cette situation est également connue dans la rivière glaciaire Roseg, où le développement des peuplements superficiels et hyporhéiques reste étroitement lié à l'intensité et à la durée des connexions entre les eaux de surface et les eaux souterraines, via le milieu hyporhéique (Malard et al. 2001 ; 2003 ; Malard & Lafont, 2004).

L'hypothèse est que de telles situations se rencontrent donc dans des milieux aux conditions de vie sévères, qu'elles soient liées à des conditions hydrologiques défavorables (Chaudanne) ou à des conditions hydrologiques défavorables et associées à un régime thermique sévère et froid (rivière glaciaire Roseg).

L'Yzeron se rapprocherait de ces types, en ce sens qu'historiquement, le bassin de l'Yzeron présente un régime hydrologique proche d'un régime méditerranéen, avec des étiages estivaux sévères et des crues dévastatrices en hiver ou lors d'orages en été (SAGYRC, 2001). Cependant, l'Yzeron est un cours d'eau de plus grande taille, les assèchements complets sont

plus rares que dans les ruisseaux du type Chaudanne, et n'ont pas été observés en 2004. Il paraît donc logique que le milieu superficiel soit potentiellement plus diversifié que celui de la Chaudanne.

3.2 Remarques sur l'examen des différentes familles

La famille des Enchytraeidae, du fait des problèmes taxonomiques qu'elle pose, ne reçoit pas l'attention qu'elle mérite. En particulier, l'étude des sédiments poreux et des relations eaux superficielles-eaux souterraines implique que l'on prenne sérieusement en considération les Enchytraeidae. On le voit bien avec la Chaudanne et l'Yzeron, ils constituent une part importante des peuplements d'oligochètes et s'avèrent dominants dans les secteurs préservés, comme la station 1 de la Chaudanne ou de l'Yzeron (dominance de *Cernosvitoviella* spp. et de *M. argentea*).

Certes, la dominance de Tubificidae comme *Tubifex tubifex* dans les sédiments poreux ne pose pas de problèmes taxonomiques, mais représente malheureusement une situation dont la biodiversité est très altérée. Les données sur la Chaudanne et l'Yzeron, mais aussi sur la rivière Roseg (Lafont & Malard, 2001 ; Malard et al. 2001), montrent bien que les Enchytraeidae sont incontournables, car ils représentent, associés en principe aux Lumbriculidae, le peuplement de référence dominant dans les cours d'eau à sédiments grossiers dominants, fait d'ailleurs connu depuis longtemps (Brinkhurst, 1965). Cependant, l'Yzeron, la Chaudanne et la rivière Roseg partagent, entre autres, le point commun d'un peuplement très pauvre en Lumbriculidae.

En effet, dans la rivière glaciaire Roseg, les Enchytraeidae et les Propappidae, famille nouvelle extraite des Enchytraeidae (Coates, 1986), représentent plus de 90% des peuplements d'oligochètes superficiels et hyporhéiques (Malard et al. 2001). Cette rivière, dans le secteur examiné, est constituée par un lit tressé, avec des bras permanents connectés aux eaux souterraines, des bras temporaires connectés ou non aux eaux souterraines, soit un système hydrogéomorphologiquement complexe et hétérogène, où Enchytraeidae/Propappidae prédominent (Malard & Lafont, 2004).

L'hypothèse est donc que les Enchytraeidae/Propappidae constituent le peuplement de référence dominant dans les cours d'eau où les conditions hydrogéomorphologiques sont par nature complexes, variables et stressantes : alternance de crues importantes et d'étiages accusés, forte dynamique latérale, connexions et dé-connexions périodiques et cycliques entre les eaux superficielles et souterraines. La température ne jouerait pas de rôle majeur, si ce n'est que les très basses températures (haute montagne) réduisent le nombre possible d'espèces (Lafont, 1989), mais pas la dominance des Enchytraeidae/Propappidae.

Cette hypothèse vient du fait que les espèces d'Enchytraeidae, même les formes considérées comme aquatiques, sont toujours plus ou moins amphibies (Brinkhurst & Jamieson, 1971), et donc logiquement plus résistantes à un assèchement, à des déficits hydriques prolongés du milieu ou à des crues sévères et brusques. Le milieu hyporhéique, mais aussi les zones rivulaires terrestres humides, peuvent alors servir de refuge temporaire en attendant le retour à une situation moins stressante (décrues, remises en eau, re-connexions hydriques entre les horizons superficiels et souterrains).

A l'appui de cette observation, l'espèce *Pristina jenkiniae*, Naididae très fréquent dans les deux cours d'eau (pourcentage d'occurrence = 72 à 82% tab. 31), outre sa résistance déjà signalée à la pollution, est elle-aussi une forme amphibie, susceptible de vivre dans des sols humides forestiers (Collado & Schmelz, 2001). Cette espèce pourrait donc apporter une triple

information sur le fonctionnement du milieu : perméabilité TRF1, résistance à la pollution TRF3 et déficits hydriques-déconnexions transitoires entre les eaux superficielles et souterraines, situation que l'on pourrait d'ailleurs exprimer par un nouveau trait fonctionnel (cf. chapitre V).

De plus, les Propappidae sont absents de la Chaudanne, de l'Yzeron et du Brunnwasser. Dans le cas du Brunnwasser, l'état extrême de pollution est suffisant à lui seul pour expliquer cette absence. En revanche, elle est plus énigmatique dans le cas des deux premiers cités. Pour l'instant, l'hypothèse est que les Propappidae (ici *Propappus volki*) ne supporteraient pas les déconnexions, mêmes transitoires, entre les eaux superficielles et souterraines. L'espèce *P. volki* ne pourrait donc s'implanter, aussi bien dans les sédiments superficiels que dans le milieu hyporhéique, que lorsque le contact avec les eaux souterraines est établi de façon permanente. Cette hypothèse semble déjà se vérifier sur la rivière Roseg (Lafont & Malard, 2001 ; Malard et al. 2001 ; Malard & Lafont, 2004).

Il se pose alors une autre question : *P. volki* est-elle stygophile ou sygobionte ? Elle est stygophile puis qu'elle se développe aussi bien dans les sédiments superficiels que dans le milieu hyporhéique. Elle est stygobionte puis qu'elle ne peut vivre que si les connexions avec les eaux souterraines sont permanentes et à l'endroit même où ces connexions existent. De toute évidence, la classification actuelle « stygobie, stygobionte, stygoxène » (Claret et al. 1999) ne s'adapte pas à cette espèce. On se demande même si le terme de « **styo-eurybathe** » ne conviendrait pas mieux, c'est à dire une espèce se développant à toutes les profondeurs, mais d'origine strictement souterraine.

Au demeurant, le statut des espèces d'oligochètes (stygophiles, stygobiontes, stygoxènes, autres ?) fait actuellement l'objet d'un débat qui sort du cadre de ce travail (Sambugar et al. 1999 ; Giani et al. 2001 ; Creuzé des Châtelliers et al., soumis).

3.3 Remarques sur la distribution des peuplements

L'examen de la distribution des peuplements d'oligochètes dans la Chaudanne et l'Yzeron permet de mettre le doigt sur le problème de la répartition des oligochètes. En fait, la découverte d'une espèce est plus liée à la quantité de relevés et à la localisation géographique du découvreur qu'à la répartition réelle de l'espèce. On le voit avec *R. ardiaræ* : ce Tubificidae est vraisemblablement d'origine souterraine (Lafont & Juget, 1993), mais absolument pas localisé dans des systèmes calcaires ou cristallins. Sa répartition en France est donc probablement très vaste. La même remarque s'applique à *R. carsticus*, qui n'a rien d'une espèce typique de massifs karstiques.

Par exemple, il n'est fait aucune mention d'oligochètes aquatiques en Bretagne, tout simplement parce qu'aucun relevé d'oligochètes n'a été effectué dans cette région. Les oligochètes du sud ouest de la France (Giani 1976-1979b) et ceux de l'est (Lafont & Juget, 1976 ; Juget, 1984, 1987 ; Lafont, 1989) sont bien connus, mais en raison de l'affectation géographique des spécialistes.

En conséquence, toute remarque sur la répartition d'une espèce d'oligochète doit être regardée avec précaution, sans avis définitif tranché, on l'a vu par exemple pour *R. casticus* et *R. ardiaræ*. De toutes façons, les oligochètes présentant une répartition cosmopolite (Lafont, 1989 ; Martinez-Ansemil, 1993), toutes les surprises sont possibles et imaginables. Ceci est un handicap pour les travaux sur des écorégions, mais incontestablement un avantage majeur dans les études sur le fonctionnement des écosystèmes et la généralisation de leurs résultats.

Par exemple, *N. elinguis* (TRF3) ou *T. tubifex* (TRF4) sont des espèces tout à fait communes dans la Chaudanne et l'Yzeron, mais que l'on peut récolter dans les fissures d'un karst très pollué par les effluents d'une station d'épuration (Malard et al. 1994 ; Malard, 2001). Lorsque les effluents sont détournés, le karst récupère et ces deux espèces tendent à disparaître des secteurs les plus restaurés (Malard et al. 1996). Ce qui veut dire que karst ou Chaudanne/Yzeron, les TRF3 et 4 caractérisent un état de pollution où les boues polluées (TRF4) peuvent imprégner les fissures (Malard et al. 1994), comme elles imprègnent les interstices des sédiments poreux pollués : le fonctionnement global est similaire.

4 Perspectives

En droite ligne de ce travail de Thèse, une étude de fond sur la systématique des Enchytraeidae est prévue, avec notamment la mise au point de techniques spécifiques et la proposition de critères taxonomiques utilisables dans des recherches écologiques non dévolues à la seule étude de cette famille fascinante.

Le travail risque d'être de longue haleine et le recours à des techniques de biologie moléculaire et de génétique seront très probablement nécessaires. Cependant, ce n'est pas un objectif irréalisable :

le volumineux travail de Schmelz (2003) sur le genre *Fridericia* est un encouragement ; on peut aussi citer le mémoire, avec une abondante iconographie, de Baroudi (1987) ;

le nombre d'espèces aquatiques n'est pas aussi élevé que le nombre d'espèces terrestres ou vraiment amphibiens.

Il paraît donc possible d'aboutir et les 10 groupes d'Enchytraeidae (ENCH 1 à 10, tab. 31) serviront de base de départ. D'autres groupes, non encore rencontrés, pourront être définis et les groupes existants seront affinés.

Par exemple, le groupe 2 (ENCH 2 : toujours deux soies en forme de massue dans les faisceaux dorsaux et ventraux), appartient peut-être à des espèces du genre *Fridericia* si l'on se réfère à la monographie de référence de Schmelz (2003). Mais il est au moins sûr que ce groupe 2 constitue un taxon différent des *Fridericia* déjà identifiés, qui ont plus de deux soies par faisceau et pas en formes de massues.

Cette remarque vaut aussi pour les groupes 2 et 3, qui constituent sans conteste des taxons à part entière, mais qui peuvent appartenir à des espèces de genres déjà identifiés comme *Marionina* ou *Enchytraeus*. En revanche, pour les groupes 5 à 10, il faut rester prudent, il s'agit probablement de formes immatures d'espèces déjà identifiées. Par exemple, le groupe 4 appartient à *Enchytraeus buchholzi* et a été supprimé.

Cette typologie par groupes ne présente donc pour l'instant de pertinence que sur l'Yzeron et la Chaudanne. C'est à partir de relevés sur ces cours d'eau que l'on sera en mesure de progresser sur l'identification des Enchytraeidae et d'extrapoler progressivement les groupes à d'autres systèmes aquatiques.

Par ailleurs, à l'occasion des recherches actuelles sur l'Yzeron, il sera possible de compléter les collections d'espèces de toutes les familles recensées. Il est probable que ce cours d'eau et son bassin réservent de nombreuses surprises : la présence de *Cernosvitoviella estaragniensis*, connue jusqu'ici de torrents de haute montagne pyrénéens (Giani, 1979a), en est une.

Parmi les perspectives en taxonomie, il y a aussi la rédaction d'une clé de détermination des espèces d'oligochètes, adaptée à l'utilisation des TRF (cf. guide technique, chapitre VI).

CHAPITRE V – SYNTHÈSE GÉNÉRALE : PROPOSITION D'UNE TYPOLOGIE

1 Préambule

L'ensemble des résultats va être discuté dans ce chapitre. La base de la discussion sera la présentation d'une typologie qui synthétise tous les résultats acquis ici et incorpore également des données récoltées sur d'autres systèmes, très différents de la Chaudanne et de l'Yzeron, comme la Loire, le Rhône, la Moselle, l'Azergues ou la rivière glaciaire Roseg.

On peut considérer que si la typologie mise au point sur la Chaudanne et l'Yzeron présente quelque pertinence sur des cours d'eau aussi différents, c'est qu'elle peut être à terme généralisée, ce qui conditionne étroitement le contenu du chapitre VI développant le « Guide méthodologique ». Ce guide méthodologique doit dresser les bases d'une **bioindication des fonctionnalités** des systèmes d'eau courante, soit d'une bioindication qui intégrerait l'effet simultané, et conjoint dans la grande majorité des cas, des formes (hydro-géomorphologie) et des flux (eau et substances nutritives et polluantes).

La typologie aura pour but de mettre en évidence des schémas et types de fonctionnement écologiques qui ne soient pas inféodés à un cours d'eau, mais que l'on puisse généraliser. Il s'agira aussi de déterminer une potentialité du milieu à réagir aux contraintes anthropiques, liées aux formes et aux flux. Le but final est de proposer ou d'améliorer les mesures de gestion visant la restauration et la préservation des milieux.

De fait, la typologie doit intégrer l'examen simultané des sédiments grossiers superficiels et du milieu hyporhéique sur les sites d'étude, ce qui a été maintes fois préconisé (Hynes, 1983 ; Lafont et al. 1996 ; Boulton, 2000 ; Boulton et al. 2003...).

2 Mise au point de la typologie

2.1 Approche retenue, sites étudiés

Afin d'élaborer une typologie du fonctionnement, nous avons dû choisir des paramètres biologiques adaptés et des stations biologiques situées sur des cours d'eau différents, tant du point de vue de la taille que de la localisation géographique.

En premier lieu, les protocoles de terrain et de laboratoire devaient être comparables. Il faut insister ici sur **la qualité de la donnée**. Pour être utilisables, les jeux de données devaient être complets, c'est à dire prendre simultanément en compte les sédiments grossiers superficiels et le milieu hyporhéique. Le protocole d'échantillonnage devait être le même (3 relevés superficiels au filet de type Surber, avec une toile de 0,160 mm, regroupés dans le même bocal ou séparés, 3 relevés hyporhéiques regroupés ou gardés séparés, effectués à la pompe Bou-Rouch). Les protocoles de tri, d'extraction, de sous-échantillonnage et d'identification au laboratoire devaient eux-aussi être identiques, notamment la maille de filtration finale des prélèvements (0,160 mm). Toutes ces conditions éliminaient en fait de nombreux jeux de données plus anciens ou même récents, mais dont la traçabilité n'était pas vérifiable.

Ensuite, il était nécessaire de retenir les variables biologiques les moins susceptibles de variations liées aux protocoles d'échantillonnage. En particulier, les effectifs et le nombre d'espèces par relevé ont été rejetés. On a d'ailleurs déjà vu que ces variables n'apportaient pas d'information majeure par rapport à celle des TRF (cf. chapitres II et III). Les traits fonctionnels TRF, exprimés en %, ont donc seuls été retenus. Cependant, pour qu'ils soient représentatifs, les stations où les effectifs étaient < 20 exemplaires d'oligochètes ont été éliminées de l'analyse.

Enfin, les stations ont été considérées dans cette analyse comme des entités uniques, dotées d'un certain nombre de variables. Les 5 traits fonctionnels, TRF1, TR2, TRF3, TRF4 et TRFi, ont donc été choisis, mais chaque station s'est vue attribuer les 5 TRF des sédiments grossiers superficiels et les 5 TRF du milieu hyporhéique. De fait, chaque individu station a donc été affecté de 10 variables.

Neuf cours d'eau présentaient des jeux de données remplissant tous les critères et conditions précédents. Sur chaque cours d'eau, plusieurs stations avaient été prospectées :

- Moselle 4 stations
- Chaudanne 4 stations
- Yzeron 8 stations
- Loire 6 stations
- Rhône à Miribel 3 stations
- Rhône à Chasse sur Rhône 1 station
- Brunnwasser 2 stations
- Azergues 2 stations
- Roseg 1 station « type »

Ces cours d'eau sont géographiquement et géomorphologiquement très contrastés. Pour chaque station, on a considéré la moyenne des TRF des différentes campagnes s'il y avait lieu : c'était le cas de la Moselle (Lafont et al. 1996), de la Chaudanne, de 2 stations sur 8 de l'Yzeron, du Rhône à Miribel (Camus & Lafont, 1994), de la Loire (Mouthon et al. 1998) et du Brunnwasser.

Sur la rivière Roseg, compte tenu de la constance de la structure des peuplements d'oligochètes superficiels et hyporhéiques des 11 stations étudiées (Malard et al. 2001), le risque était de donner trop de poids statistique à ces données. Nous avons donc considéré une station type, dont les TRF étaient calculés à partir de la liste globale des espèces, affectées de leur abondance relative.

Les autres stations étaient représentés par une seule campagne d'échantillonnage : le Rhône à Chasse (Durbec et al. 1992), l'Azergues (affluent rive gauche de la Saône) en amont et en aval d'Anse (Camus & Lafont, 1996) et 6 stations de l'Yzeron, prospectées dans le cadre d'une étude d'impact de décharges abandonnées (Namour et al. 2005).

Le jeu de données était donc constitué par 31 lignes (31 stations sur 9 cours d'eau) et 10 colonnes (variables, soit 5 TRF x 2). La technique d'analyse de données utilisée était l'Analyse en Composantes Principales Normée (ACPN). L'ACPN permet d'obtenir une visualisation dans un plan factoriel des stations choisies, et de mettre en évidence les gradients de valeurs les plus significatifs, s'ils existent.

2.2 Résultats

Les données brutes font l'objet du tableau 32. Comme on peut le voir, les stations choisies présentent des gradients très importants des valeurs de leurs traits fonctionnels. Pour chaque trait fonctionnel, on peut observer des valeurs très faibles, comme des valeurs très fortes. L'existence de gradients était donc de bon augure pour la suite.

Nom Station	Code Station	TRF1S	TRF2S	TRF3S	TRF4S	TRFiS	TRF1H	TRF2H	TRF3H	TRF4H	TRFiH
Azergues S1	AZ1	54,00	0,00	7,00	8,00	38,00	29,00	0,00	24,00	53,00	0,00
Azergues S2	AZ2	51,00	0,00	5,00	29,00	14,00	12,50	0,00	0,00	88,00	0,00
Brunnwasser S1	BR1	0,00	0,00	0,00	84,14	15,86	0,26	0,00	0,00	98,98	0,77
Brunnwasser S2	BR2	5,84	0,00	0,56	47,77	46,38	6,10	0,00	4,88	67,07	25,61
Chaudanne S1	CH1	62,90	48,00	10,30	2,50	28,90	78,47	64,06	8,51	0,00	21,53
Chaudanne S2	CH2	34,10	12,60	53,20	17,10	17,60	61,59	36,73	38,89	11,88	12,07
Chaudanne S3	CH3	36,30	12,90	49,20	15,40	22,60	56,65	33,10	43,38	4,76	17,65
Chaudanne S4	CH4	9,70	2,00	44,40	31,60	21,60	13,60	3,28	30,13	51,12	12,64
Chasse-sur-Rhône	CS	3,60	3,40	0,40	44,80	51,20	9,00	3,60	0,20	79,90	9,60
Loire S1	LO1	20,00	0,00	22,00	15,50	42,50	0,00	0,00	50,00	6,00	44,00
Loire S2	LO2	8,00	2,00	25,50	29,50	36,00	7,50	1,50	72,50	15,50	6,00
Loire S3	LO3	0,00	0,00	34,50	60,00	5,50	0,00	0,00	6,00	94,00	0,00
Loire S4	LO4	2,00	0,00	47,50	41,50	9,00	0,00	0,00	53,50	39,50	7,00
Loire S5	LO5	19,50	0,00	47,00	10,50	26,00	15,50	18,00	32,00	15,50	21,00
Loire S6	LO6	15,50	10,00	6,00	30,00	40,00	4,00	14,00	4,00	0,00	80,00
Miribel S1	MI1	3,00	0,00	0,00	0,00	97,00	31,40	33,70	4,70	0,00	51,20
Miribel S2	MI2	11,00	0,00	11,00	0,00	89,00	13,00	3,00	9,00	0,00	87,00
Miribel S3	MI3	9,00	6,00	6,00	0,00	89,00	6,00	5,00	6,00	3,00	86,00
Moselle S1	MO1	53,00	17,33	31,67	6,00	25,00	50,33	33,67	19,33	11,33	26,67
Moselle S3	MO3	17,00	4,00	31,33	14,67	48,00	26,33	14,33	39,00	47,67	19,00
Moselle S4	MO4	12,33	7,67	13,33	60,00	22,33	10,14	2,62	13,42	79,54	9,37
Moselle S5	MO5	46,33	14,67	28,33	15,00	34,00	63,66	42,91	19,04	22,68	12,01
Roseg station type	R0t	90,70	89,70	0,00	0,00	9,30	97,00	96,70	0,00	0,00	3,00
Yzeron S1Am	YZ1Am	76,00	68,00	25,00	0,00	5,00	89,00	81,00	9,00	2,00	5,00
Yzeron S1Av	YZ1Av	44,00	30,00	48,00	1,00	22,00	87,00	87,00	6,00	0,00	10,00
Yzeron S4Av	YZ4Av	46,00	45,00	41,00	2,00	12,00	72,00	54,00	35,00	0,00	10,00
Yzeron S6Am	YZ6Am	24,00	24,00	59,00	0,00	16,00	72,00	59,00	13,00	0,00	23,00
Yzeron S6Av	YZ6Av	42,00	41,00	42,00	1,00	17,00	62,00	71,00	15,00	3,00	12,00
Yzeron S7Av	YZ7Av	47,00	27,00	10,00	0,00	43,00	97,00	91,00	0,00	0,00	2,00
Yzeron rurale (1)	Yzr	50,62	38,96	25,83	1,60	31,33	77,58	61,38	19,18	1,07	17,90
Yzeron urbaine (1)	Yzu	42,38	37,94	36,59	5,92	18,01	67,39	50,03	33,10	2,72	8,35

Tableau 32 : Traits fonctionnels (TRF1 à 4 et TRFi) sur les stations retenues dans 9 cours d'eau ; TRF1S : trait fonctionnel 1 dans les sédiments superficiels, etc. ; TRF1H : trait fonctionnel 1 dans le milieu hyporhéeique, etc. ; code couleur pour le pourcentage des TRF : rouge >75%, orange entre 50 et 75%, vert entre 25 et 50%, blanc <25% ; (1) : stations étudiées dans le chapitre III.

2.2.1 Résultats de l'ACPN

Trois facteurs représentent 88% de l'inertie totale de l'ACPN (fig. 79). L'axe F1 est très corrélé négativement aux TRF1 et 2, dans le superficiel et l'hyporhéeique. Il est corrélé positivement au TRF4, superficiel et hyporhéeique, ainsi que, dans une moindre mesure, au TRFi (superficiel et hyporhéeique) (fig. 80A). Le TRF3 superficiel se situe du côté négatif de l'axe, tandis que le TRF3 hyporhéeique, du côté positif. Le premier facteur peut être considéré comme un axe d'accroissement des altérations écologiques, des TRF1 et 2 au TRF4, en passant par la situation intermédiaire du TRF3. On retrouve donc les tendances observées sur la Chaudanne (cf. chapitre II). Fait intéressant, en allant du côté négatif vers le côté positif de l'axe 1, on peut constater que l'apparition du TRF3 (forte tolérance aux pollutions) dans le milieu superficiel précède celle dans le milieu hyporhéeique (fig. 80A).

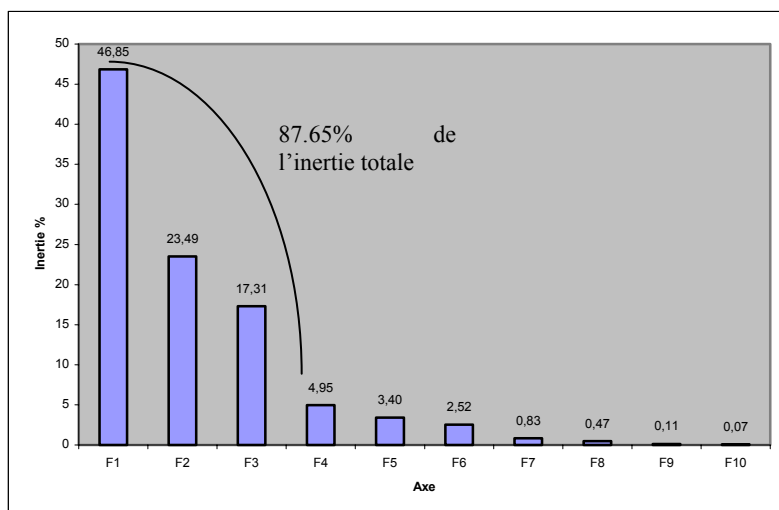


Figure 79 : Pourcentage d'inertie des 3 premiers facteurs de l'ACP.

L'axe F2 discrimine les TRF3 et 4 (corrélation positive), mais surtout le TRFi (tolérance moyenne aux pollutions), très corrélé négativement avec l'axe F2. Dans ce cas, les milieux superficiels et hyporhéique ne sont pas séparés.

Le plan F1-F2 est interprété comme représentant un gradient croissant d'altération :

TRF1-2 superficiel/hyporhéique → TRF3 superficiel → TRF3 hyporhéique → TRF4 superficiel/hyporhéique.

Le TRFi représente un autre type de réponse, qui peut constituer une alternative possible entre TRF1-2 et TRF3-4, par exemple, une pollution organique moyenne.

L'étude des individus stations sur le facteur F1-F2 permet de discriminer 6 groupes, 5 étant distribués sur l'axe F1 (fig. 80B). On part du groupe 1 (rivière Roseg et une station de l'Yzeron située en amont de décharges abandonnées, Namour et al. 2005), à toutes les stations de l'Yzeron et la station amont de la Chaudanne (groupe 2). Le groupe 3 englobe les stations amont et aval immédiats du déversoir d'orage (stations CH2 et CH3), la station amont de la Moselle (MO1) et la station MO5, située en aval lointain des rejets de papeteries et des pompages excessifs d'eau en nappe (Lafont et al. 1996).

Les groupes 5 et 6 expriment un gradient d'effet boues (TRF4 du groupe 5 < TRF4 du groupe 6), gradient similaire dans les sédiments superficiels et le milieu hyporhéique. On trouve la Moselle (MO3 et MO4), en aval des rejets de papeteries, dans une zone où les pompages en nappe provoquent des dynamiques permanentes d'infiltrations d'eaux superficielles polluées dans le milieu hyporhéique (Lafont et al. 1996). On trouve bien entendu la station 4 de la Chaudanne (CH4, groupe 6), où là-aussi sont diagnostiquées des infiltrations d'eaux superficielles polluées dans le milieu hyporhéique (chapitre II). La station amont BR1 du Brunnwasser, située à l'aval d'un déversoir d'orage de la ville de Sélestat (chapitre III), représente la situation ultime de dégradation dans la série étudiée, comme la rivière Roseg ou l'Yzeron amont (groupe 1) représentent, à l'opposé, les situations les moins dégradées.

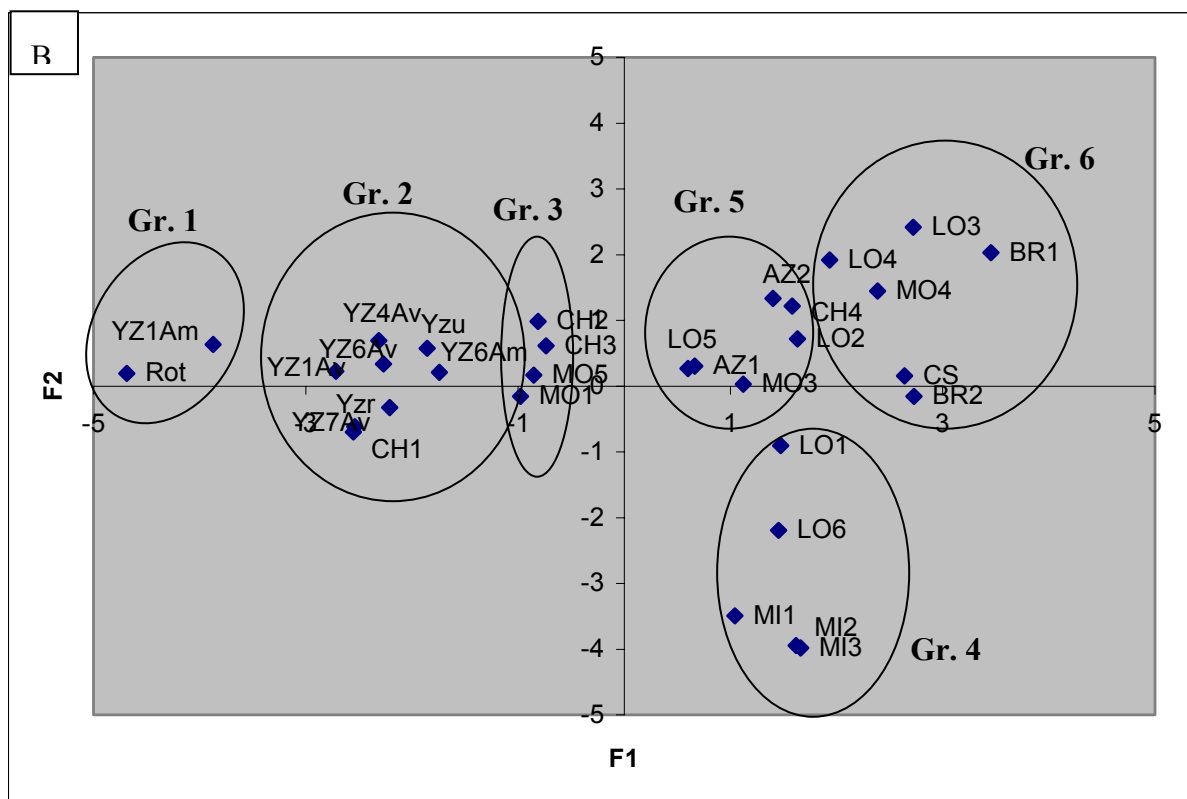
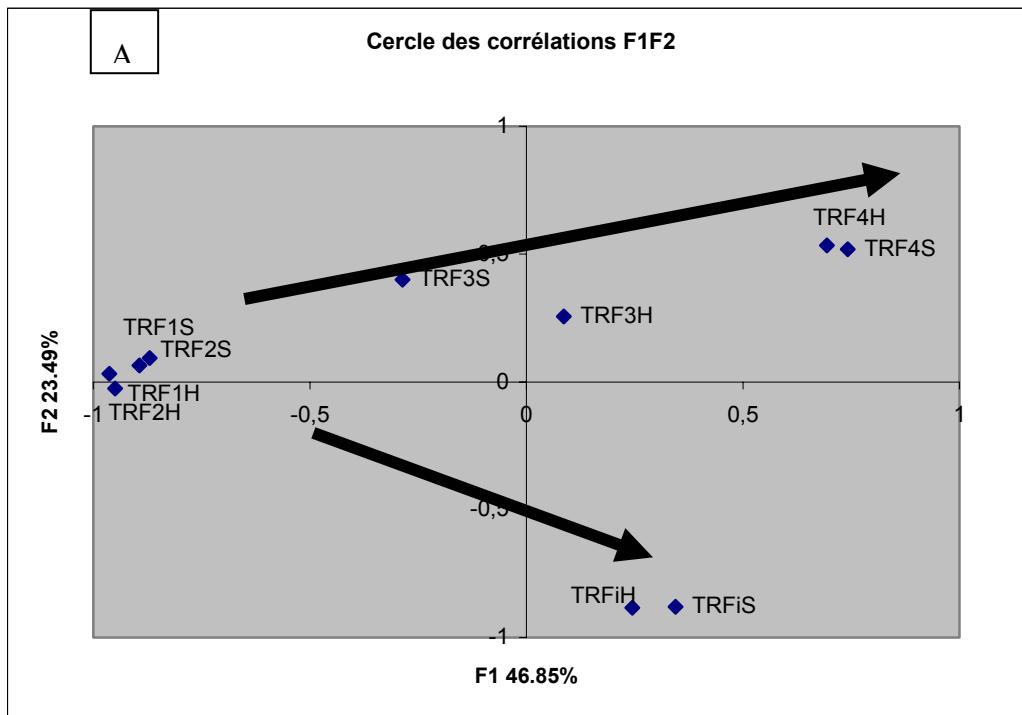


Figure 80 : Résultats de l'ACPN ; A : cercle des corrélations ; B : espace des individus ; BR : le Brunnwasser ; CH : la Chaudanne ; CS : le Rhône à Chasse-sur-Rhône ; LO : la Loire ; M : le Rhône à Miribel ; MO : la Moselle ; AZ : l'Azergues ; Rot : la rivière Roseg ; YZ : l'Yzeron ; Gr.1 à Gr.6 : groupements de stations.

Cependant, on constate que le TRF3 est mal représenté sur l'axe F2 (fig. 80A), il n'est donc pas un facteur décisif de discrimination des groupes 1 à 6 du plan F1-F2. On a vu que, d'un point de vue écologique, c'est un TRF très important dans la Chaudanne et l'Yzeron (cf. chapitres II et III). En revanche, le TRF3 est très bien représenté sur le facteur F3 (17% de l'inertie, fig. 79). Il pouvait donc être intéressant de relier le facteur 1 et le facteur 3 de l'ACP.

On a déjà vu que l'axe F1 était très corrélé négativement aux TRF1 et 2, dans le superficiel et l'hyporhéique (fig. 81A). Dans le quadrant positif, l'axe F3 est très corrélé au TRF4, superficiel et hyporhéique, mais aussi au TRFi (superficiel et hyporhéique). La position du TRF3 par rapport à l'axe F1 est intéressante, en effet, le TRF3 superficiel se situe du côté négatif de l'axe, tandis que le TRF3 hyporhéique, du côté positif de l'axe. Si on considère l'axe F1 comme un axe d'accroissement des altérations écologiques, on constate que l'apparition de la tolérance aux pollutions (TRF3) dans le milieu superficiel précède son apparition dans le milieu hyporhéique.

Ce qui est nouveau, c'est que le TRFi superficiel/hyporhéique occupe la position d'altération intermédiaire entre les TRF1-2 superficiels/hyporhéiques et le TRF4 superficiel/hyporhéique, position qu'occupait le TRF3 dans l'analyse précédente. Ce qui confirmerait que le TRFi constitue bien un degré d'altération intermédiaire, pouvant basculer soit vers TRF4, soit vers TRF3.

L'étude des corrélations dans le plan factoriel F1-F3 permet d'affiner la classification des individus préétablie par l'étude des axes F1-F2 (fig. 81B). On obtient un gradient de discrimination des stations suivant l'axe F3 plus étendu que suivant l'axe F2, même si celles-ci ont des amplitudes moins importantes. En outre, 7 groupes peuvent être discriminés au lieu de 6 (trois dans le quadrant négatif de F1 et quatre dans le quadrant positif).

L'examen des deux plans factoriels F1-F2 et F1-F3 donne certes des résultats assez similaires et des groupes pratiquement équivalents. Cependant, les résultats obtenus par l'étude du plan F1-F3 sont plus fins, et permettent notamment de séparer un cours d'eau tel que l'Azergues, dont le fonctionnement, au vu de ses traits fonctionnels, est un cas très particulier (tab. 32).

En effet, l'Azergues en amont d'Anse (AZ1) présente un TRF1 élevé (29 à 54%), associé non à TRF2, mais à TRFi (superficiel, 38%) ou à TRF4 (hyporhéique, 58%). En aval d'Anse (AZ2), le TRF1 reste élevé en surface (51%), mais associé à TRF4 (29%). Dans le milieu hyporhéique, le TRF4 reste très dominant (88%). Il est toujours associé au TRF1, ayant au demeurant fortement diminué (12,5%), ce qui correspond à une situation déjà connue dans la Chaudanne.

L'Azergues, en amont et en aval d'Anse, traverse des zones fortement urbanisées (Camus & Lafont, 1996), ce qui suggère des rejets de déversoirs d'orage, associés à des dynamiques d'infiltration dans le milieu hyporhéique, infiltrations plus ou moins antérieures à nos relevés effectués le 25 août 1995 en débit d'étiage.

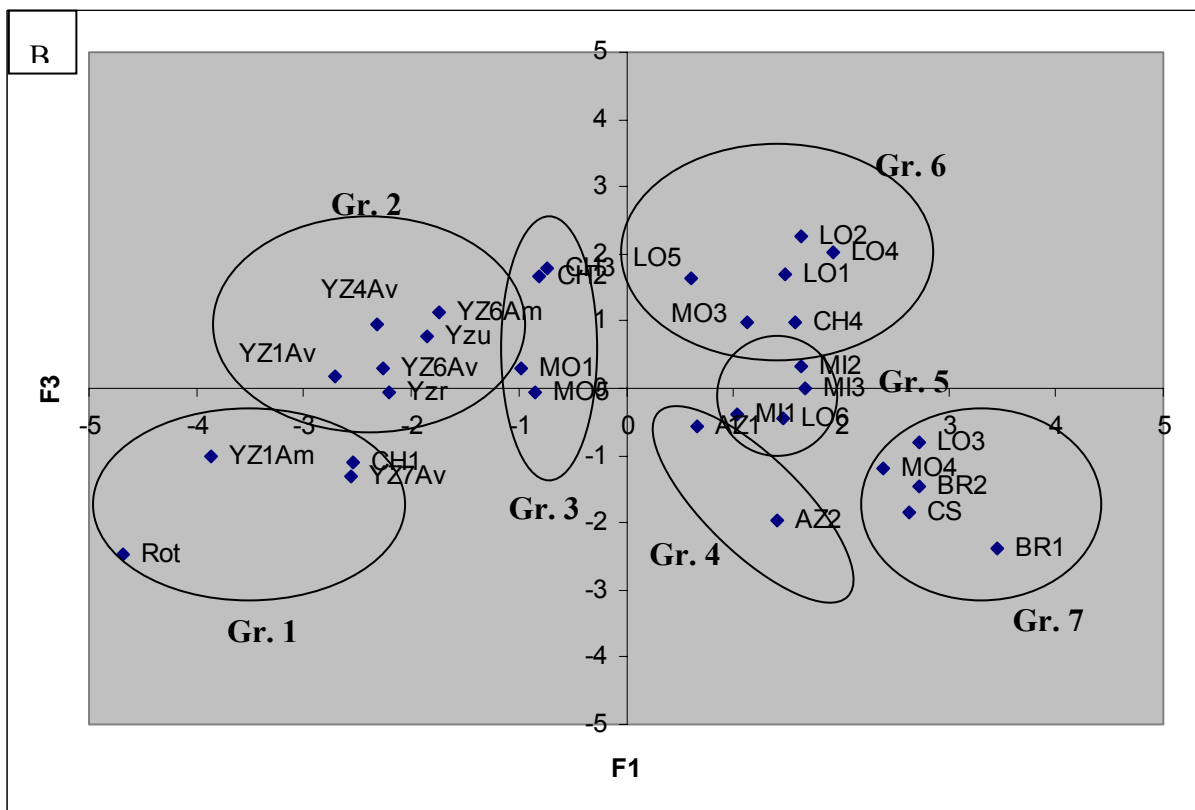
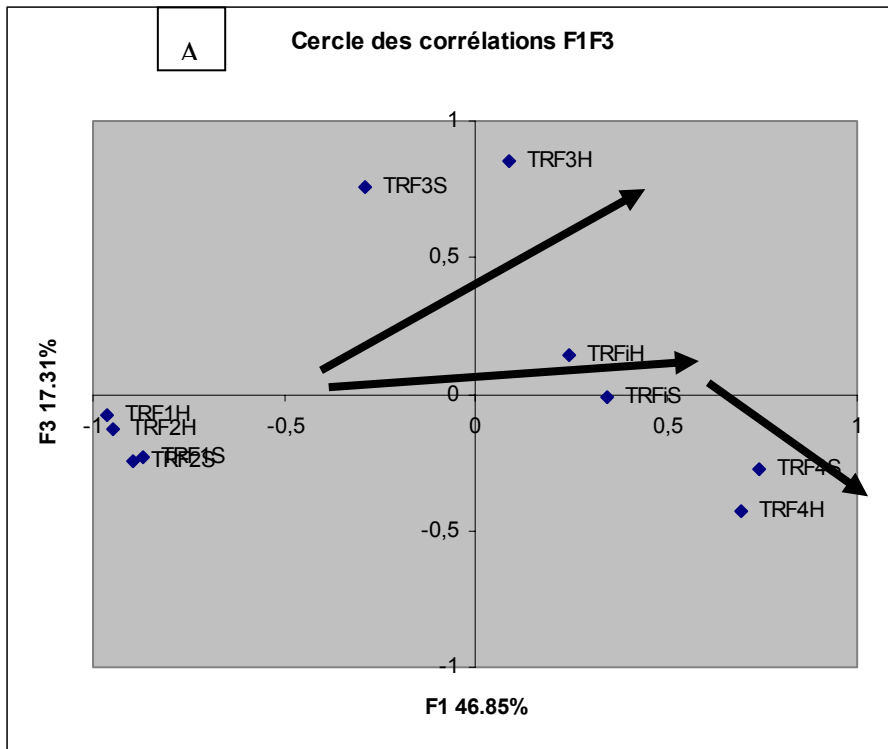


Figure 81 : Résultats de l'ACP (facteurs F1-F3); A : cercle des corrélations ; B : espace des individus et les 6 groupes de stations ; CH : la Chaudanne ; CS : le Rhône à Chasse-sur-Rhône ; LO : la Loire ; M : le Rhône à Miribel ; MO : la Moselle ; AZ : l'Azergues ; Rot : la rivière Roseg ; YZ : l'Yzeron ; Gr.1 à Gr.7 : groupements de stations.

2.2.2 Traits fonctionnels des 7 groupes de stations

La typologie retenue sera donc celle dérivée de l'examen des facteurs F1-F3 de l'ACPN, et mettant en évidence 7 groupes de stations. La valeur des 5 TRF dans chaque groupe fait l'objet du tableau 32.

	TRF1S	TRF2S	TRF3S	TRF4S	TRFiS	TRF1H	TRF2H	TRF3H	TRF4H	TRFiH
Groupe 1										
R0t	90,70	89,70	0,00	0,00	9,30	97,00	96,70	0,00	0,00	3,00
YZ7Av	47,00	27,00	10,00	0,00	43,00	97,00	91,00	0,00	0,00	2,00
YZ1Am	76,00	68,00	25,00	0,00	5,00	89,00	81,00	9,00	2,00	5,00
CH1	62,90	48,00	10,30	2,50	28,90	78,47	64,06	8,51	0,00	21,53
Groupe 2										
YZ1Av	44,00	30,00	48,00	1,00	22,00	87,00	87,00	6,00	0,00	10,00
Yzr (1)	50,62	38,96	25,83	1,60	31,33	77,58	61,38	19,18	1,07	17,90
YZ4Av	46,00	45,00	41,00	2,00	12,00	72,00	54,00	35,00	0,00	10,00
YZ6Am	24,00	24,00	59,00	0,00	16,00	72,00	59,00	13,00	0,00	23,00
Yzu (1)	42,38	37,94	36,59	5,92	18,01	67,39	50,03	33,10	2,72	8,35
YZ6Av	42,00	41,00	42,00	1,00	17,00	62,00	71,00	15,00	3,00	12,00
Groupe 3										
MO5	46,33	14,67	28,33	15,00	34,00	63,66	42,91	19,04	22,68	12,01
CH2	34,10	12,60	53,20	17,10	17,60	61,59	36,73	38,89	11,88	12,07
CH3	36,30	12,90	49,20	15,40	22,60	56,65	33,10	43,38	4,76	17,65
MO1	53,00	17,33	31,67	6,00	25,00	50,33	33,67	19,33	11,33	26,67
Groupe 4										
AZ1	54,00	0,00	7,00	8,00	38,00	29,00	0,00	24,00	53,00	0,00
AZ2	51,00	0,00	5,00	29,00	14,00	12,50	0,00	0,00	88,00	0,00
Groupe 5										
MI1	3,00	0,00	0,00	0,00	97,00	31,40	33,70	4,70	0,00	51,20
MI2	11,00	0,00	11,00	0,00	89,00	13,00	3,00	9,00	0,00	87,00
LO6	15,50	10,00	6,00	30,00	40,00	4,00	14,00	4,00	0,00	80,00
MI3	9,00	6,00	6,00	0,00	89,00	6,00	5,00	6,00	3,00	86,00
Groupe 6										
LO5	19,50	0,00	47,00	10,50	26,00	15,50	18,00	32,00	15,50	21,00
LO1	20,00	0,00	22,00	15,50	42,50	0,00	0,00	50,00	6,00	44,00
MO3	17,00	4,00	31,33	14,67	48,00	26,33	14,33	39,00	47,67	19,00
LO2	8,00	2,00	25,50	29,50	36,00	7,50	1,50	72,50	15,50	6,00
LO4	2,00	0,00	47,50	41,50	9,00	0,00	0,00	53,50	39,50	7,00
CH4	9,70	2,00	44,40	31,60	21,60	13,60	3,28	30,13	51,12	12,64
Groupe 7										
BR2	5,84	0,00	0,56	47,77	46,38	6,10	0,00	4,88	67,07	25,61
MO4	12,33	7,67	13,33	60,00	22,33	10,14	2,62	13,42	79,54	9,37
CS	3,60	3,40	0,40	44,80	51,20	9,00	3,60	0,20	79,90	9,60
LO3	0,00	0,00	34,50	60,00	5,50	0,00	0,00	6,00	94,00	0,00
BR1	0,00	0,00	0,00	84,14	15,86	0,26	0,00	0,00	98,98	0,77

Tableau 33 : Traits fonctionnels (TRF1 à 4 et TRFi) sur les stations des 7 groupes définis par l'ACPN (facteurs F1-F3); TRF1S : trait fonctionnel 1 dans les sédiments superficiels, etc. ; TRF1H : trait fonctionnel 1 dans le milieu hyporhéique, etc. ; code couleur pour le pourcentage des TRF : rouge >75%, orange entre 50 et 75%, vert entre 25 et 50%, blanc <25%. ; BR : le Brunnwasser ; CH : la Chaudanne ; CS : le Rhône à Chasse-sur-Rhône ; LO : la Loire ; M : le Rhône à Miribel ; MO : la Moselle ; AZ : l'Azergues ; Rot : la rivière Roseg ; YZ : l'Yzeron ; (1) : stations étudiées dans le chapitre III (Yzr : station rurale ; Yzu : station péri-urbaine).

Groupe 1 (4 stations) : il présente des stations dont le milieu hyporhéique est très préservé, les TRF1 et 2 sont >60%. Le milieu superficiel est quant à lui également préservé. Dans la rivière glaciaire Roseg, il présente des TRF1 et 2 atteignant 90%. Dans des cours d'eau soumis à des conditions climatiques et hydro-géomorphologiques moins extrêmes, les TRF1 et 2 restent dominants en surface, mais peuvent être associés au TRF3 ou au TRFi (TRF3<25%, TRFi<50%). Ces stations, dont la station amont de la Chaudanne (CH1), sont considérées comme des modèles de situations à préserver ou à restaurer (Namour et al. 2005 ; Lafont et al. 2006).

Groupe 2 (6 stations) : il présente des stations dont les TRF1 et 2 du milieu hyporhéique sont compris entre 54 et 87%. Le TRF3 ne dépasse pas un maximum de 35%. Le milieu superficiel est quant à lui moins préservé, les TRF1 et 2 ne dépassent pas 50% et le TRF3 devient significatif et en permanence >25% (maximum = 59%). Ce groupe est constitué par toutes les stations de l'Yzeron situées en aval de décharges abandonnées, sur lesquelles d'ailleurs aucune altération physico-chimique ou toxicologique des eaux n'a été observée (Namour et al. 2005).

Groupe 3 (4 stations) : il présente des stations dont le milieu hyporhéique présente un TRF1 important (>50%), mais le TRF2 reste <50%. Les TRF3 et/ou 4 et/ou TRFi peuvent être présents mais ne prédominent pas. Dans le milieu superficiel, la perméabilité est toujours existante (TRF1>30%), cependant la proportion d'organismes sensibles à la pollution est faible (TRF2<20%). Le TRF3 est constamment >30%. Les TRF4 et TRFi sont significativement présents (>10%). On trouve dans ce groupe la Moselle (MO5), dans un secteur de récupération, mais situé en aval immédiat d'un secteur très impacté (MO4, groupe 7), et aussi la station amont de la Moselle MO1, dont la qualité biologique des sédiments fins reste très moyenne (Lafont et al. 1996). On rencontre également les deux stations amont et aval immédiat du déversoir d'orage dans la Chaudanne (CH2 et CH3).

Groupe 4 (2 stations) : Il comprend les deux stations en zone urbanisée de l'Azergues, et constituerait un cas particulier. Ces deux stations sont caractérisées par un effet boues important dans le milieu hyporhéique (TRF4>50%), associé à une bonne perméabilité superficielle (TRF1>50%).

Groupe 5 (4 stations) : Ce groupe est caractérisé par une prédominance très nette du TRFi, dans les milieux hyporhéique et superficiel (>50%). On trouve le Rhône, au niveau du canal de Miribel, dans un secteur (champ captant de Crépieux-Charmy) où les échanges entre les eaux superficielles et souterraines sont très actifs mais perturbés par des captages d'eau potable (Camus & Lafont, 1994), et la Loire à Balbigny, dans une zone de récupération physico-chimique, mais encore très impactée par des perturbations hydrauliques (lâchers de barrage, Mouthon et al. 1998).

Groupe 6 (6 stations) : Le milieu hyporhéique de ce groupe est caractérisé par une prédominance du TRF3 (>30%), associé ou non au TRF4 et/ou au TRFi. Le milieu superficiel est également caractérisé par la présence importante du TRF3 (>25%), associé au TRF4 et/ou au TRFi (>25%). On trouve 4 stations de la Loire dans des secteurs affectés par des rejets polluants et des dégradations physiques liées à des extractions de granulats (LO1, LO2, LO4, LO5), la Moselle en aval de rejets de papeteries, dans une zone de captages très importants d'eau en nappe (MO3), et la station 4 de la Chaudanne (CH4).

Groupe 7 (5 stations) : Le milieu hyporhéique présente une prédominance de l'effet boues (TRF4>50%), ainsi que le milieu superficiel (TRF4>40%). On rencontre ici les deux stations du Brunnwasser (BR1, aval déversoir d'orage et BR2, aval station d'épuration), le Rhône à Chasse-sur-Rhône (CS), en aval du couloir de la chimie, dans un secteur péri-urbain perturbé par des captages d'eau en nappe (Durbec et al. 1992 ; Lafont & Vivier, 2006), la Moselle (MO5), en aval de rejets de papeteries dans une zone d'intenses captages d'eau en nappe

(Lafont et al. 1996) et la Loire en aval de l'arrivée du Furan (LO3), dans un secteur perturbé par des rejets polluants très importants et des éclusées de barrage (Mouthon et al. 1998).

Il n'est pas inintéressant de constater qu'à partir du groupe 3, et surtout dans les groupes 6 et 7, on trouve des stations qui sont simultanément impactées par des rejets polluants et des stress physiques qui perturbent la dynamique d'échanges entre les eaux superficielles et souterraines : urbanisation pour la Chaudanne et l'Azergues, lâchers de barrage pour la Loire, captages d'eau potable pour la Moselle et le Rhône.

2.2.3 Groupes de stations et TRF : examen des données saisonnières.

Pour réaliser l'ACPN précédente, nous avons choisi de considérer la moyenne des TRF des différentes campagnes pour chaque station. La prise en considération de ces campagnes, et l'étude de leurs TRF, devraient permettre de préciser le découpage du plan factoriel F1-F3 et d'apprécier la variabilité temporelle du fonctionnement de chaque station. Cette étude saisonnière concerne la Moselle, la Chaudanne et l'Yzeron. Les données brutes sont illustrées par le tableau 34. La technique d'analyse utilisée a été de projeter les données saisonnières en données supplémentaires sur l'ACPN précédente. On considère toujours le plan F1-F3.

La figure 82 (A et B) illustre la dispersion du nuage des points projetés en données supplémentaires. A partir du découpage obtenu sur l'ACPN, nous avons pu classer la plupart des stations dans 6 des 7 groupes précédemment obtenus (tab. 35). Certaines stations étaient en dehors des zones délimitées par les groupes. Par conséquent, l'étude des TRF a permis de déterminer de quel groupe ces stations étaient les plus proches, et ainsi d'affiner le découpage du plan factoriel en zones de fonctionnement écologique homogènes (fig. 82B).

Pour déterminer la proximité d'un relevé saisonnier par rapport aux 7 groupes déjà établis, une procédure empirique a été utilisée. Par exemple, le relevé S208 (tab. 34, Chaudanne, station 2, campagne n° 8) est placé hors zone entre les groupes 2 et 3 (fig. 82A). On peut donc hésiter à lui attribuer un des deux groupes. On examine alors les TRF de ce relevé (tab. 34) et on voit tout de suite qu'il est en fait proche du groupe 3 par la valeur significative de son TRF3 (62,9%) et la relativement faible valeur de son TRF2 (23%). La même procédure a été suivie pour les 13 relevés les plus dispersés (fig. 82B).

Stations	TRF1S	TRF2S	TRF3S	TRF4S	TRFiS	TRF1H	TRF2H	TRF3H	TRF4H	TRFIH
MO11	16,00	16,00	43,00	0,00	40,00	10,00	8,00	26,00	1,00	60,00
MO12	62,00	18,00	29,00	17,00	19,00	60,00	39,00	17,00	29,00	7,00
MO13	81,00	18,00	23,00	1,00	16,00	81,00	54,00	15,00	4,00	13,00
MO31	20,00	7,00	53,00	20,00	18,00	48,00	31,00	33,00	22,00	9,00
MO32	26,00	3,00	14,00	10,00	62,00	24,00	12,00	18,00	46,00	30,00
MO33	5,00	2,00	27,00	14,00	64,00	7,00	0,00	66,00	75,00	18,00
MO41	6,00	13,00	7,00	49,00	30,00	7,41	1,85	9,26	79,63	11,11
MO42	19,00	2,00	21,00	77,00	4,00	13,00	3,00	19,00	85,00	2,00
MO43	12,00	8,00	12,00	54,00	33,00	10,00	3,00	12,00	74,00	15,00
MO51	49,00	18,00	34,00	12,00	26,00	52,38	57,14	9,52	33,33	9,52
MO52	59,00	16,00	36,00	19,00	22,00	74,40	35,90	33,40	20,50	5,10
MO53	31,00	10,00	15,00	14,00	54,00	64,20	35,70	14,20	14,20	21,40
S107	77,08	35,42	18,06	11,11	3,47	87,50	78,13	3,13	0,00	12,50
S109	67,31	57,37	8,97	0,96	22,76	69,44	50,00	13,89	0,00	30,56
S206	27,00	2,02	24,98	24,01	48,99	70,00	2,50	67,50	30,00	0,00
S207	36,89	10,04	34,84	52,87	6,15	73,91	3,26	73,91	17,39	5,43
S208	58,02	23,02	62,91	5,00	9,07	85,19	18,52	70,37	7,41	7,41
S209	16,99	3,97	82,06	13,97	3,01	72,04	27,96	60,22	2,15	9,68
S210	13,00	5,00	76,00	7,00	12,00	41,30	19,57	71,74	8,70	0,00
S216	20,89	16,32	32,02	0,00	51,65	15,00	15,00	20,00	20,00	45,00
S217	1,00	1,00	98,01	1,00	0,00	21,82	20,00	76,36	1,82	1,82
S218	19,48	14,29	67,97	0,00	16,88	76,53	64,29	8,16	11,22	5,10
S219	57,83	50,60	9,64	1,81	37,95	97,20	84,98	10,46	0,15	2,65
S220	63,44	9,68	54,30	1,61	34,41	84,14	28,48	63,92	9,87	3,40
S221	32,40	21,88	66,01	0,00	12,11	52,74	45,77	48,26	0,00	5,97
S307	48,89	2,96	53,33	32,59	14,07	83,33	27,78	58,33	8,33	5,56
S308	65,01	20,98	65,06	0,00	13,97	91,59	35,05	57,48	3,74	2,80
S309	42,00	18,00	72,00	1,00	9,00	55,43	6,52	76,09	6,52	8,70
S310	35,00	19,00	66,00	0,00	15,00	88,33	53,33	33,33	1,67	5,00
S316	0,00	0,00	74,29	0,00	25,71	6,03	6,03	49,14	0,86	43,97
S317	4,96	4,96	88,13	3,98	2,93	17,49	12,17	70,34	12,55	4,18
S318	16,89	12,37	46,22	0,49	40,91	32,93	30,49	38,41	4,88	25,61
S319	73,52	24,89	49,32	21,46	4,34	92,22	87,88	4,42	2,13	4,75
S320	61,26	40,19	22,03	0,97	35,84	90,93	53,13	38,87	2,97	5,20
S321	47,74	39,35	40,25	10,29	10,11	96,22	63,97	31,87	0,85	1,00
S404	2,00	0,00	74,00	2,00	24,00	2,33	0,00	58,91	41,09	0,00
S405	3,01	0,00	15,00	71,00	14,00	8,89	0,00	11,11	86,67	2,22
S407	36,17	5,32	31,91	51,06	11,70	53,41	20,45	36,93	29,55	13,07
S408	12,00	4,00	60,00	22,00	12,00	15,38	3,85	0,00	63,46	21,15
S409	3,00	0,00	54,00	3,00	43,00	29,03	19,35	38,71	30,65	9,68
S415	0,00	0,00	69,85	6,62	23,53	0,65	0,00	82,03	7,75	10,21
S416	0,00	0,00	49,92	22,62	27,46	0,00	0,00	51,67	37,92	10,41
S417	0,53	0,00	81,29	3,20	15,51	6,19	1,03	69,07	11,34	14,43
S418	2,90	1,03	17,46	7,76	73,75	1,49	0,75	10,45	43,28	44,78
S419	11,66	1,53	6,98	71,93	15,64	25,14	4,24	8,47	55,65	19,21
S420	34,86	11,01	23,85	60,59	4,55	21,69	1,81	17,47	75,90	1,81
S421	8,84	3,48	50,13	25,00	21,39	21,65	3,09	12,37	50,52	20,62
S422	14,27	0,00	16,94	79,51	3,55	19,87	0,66	23,84	64,24	11,26
YzS11	5,36	4,94	37,89	0,00	57,17	44,35	38,26	16,52	1,74	44,35
YzS12	71,78	50,92	25,87	0,11	23,10	93,86	71,67	21,50	0,68	5,46
YzS13	74,73	61,01	13,72	4,69	13,72	94,53	74,22	19,53	0,78	3,91
YzS21	7,31	7,69	69,99	0,00	22,32	26,90	24,14	59,31	0,00	14,48
YzS22	56,06	39,05	24,97	16,54	18,60	79,58	71,13	7,75	4,93	10,56
YzS23	63,77	67,07	14,81	1,22	13,10	95,70	54,84	32,26	3,23	0,00

Tableau 34 : Traits fonctionnels saisonniers sur les différents cours d'eau analysés ; MO11 : station 1 de la Moselle, 1^{ère} campagne, etc. ; S101 : station 1 de la Chaudanne, 1^{ère} campagne, etc., YzS11, YzS21 : stations rurale et péri-urbaine de l'Yzeron (cf. chapitre III), 1^{ère} campagne, etc.

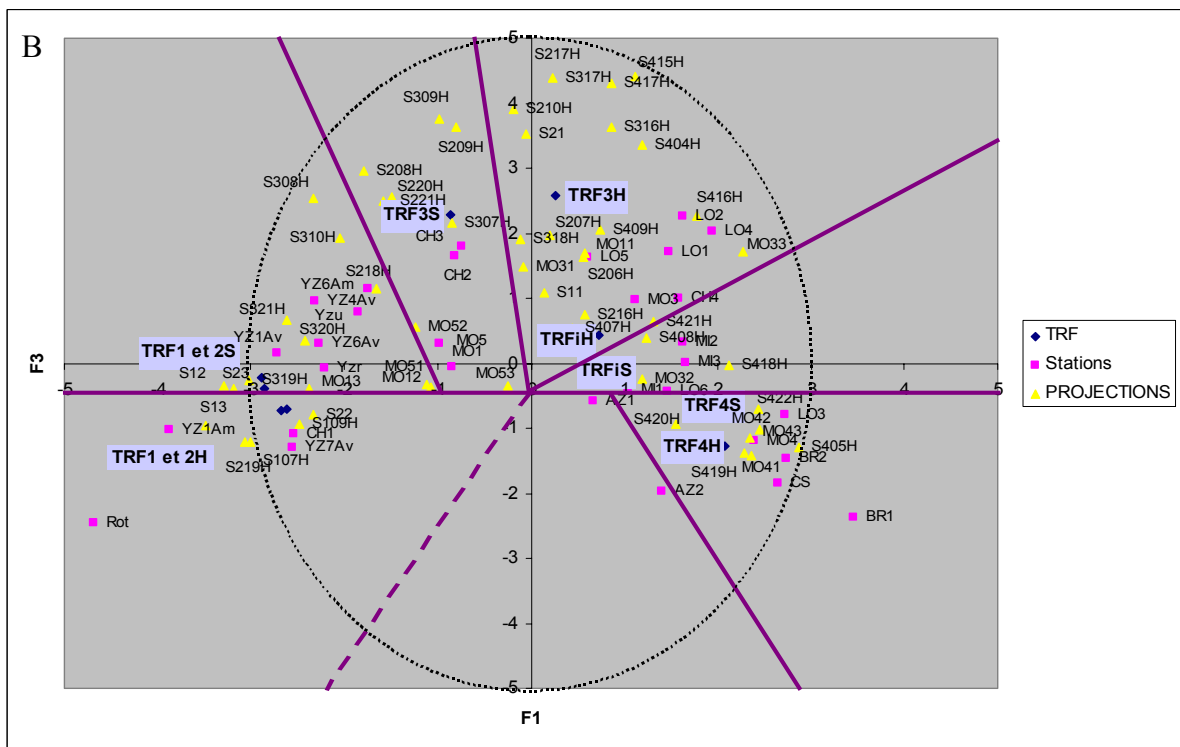
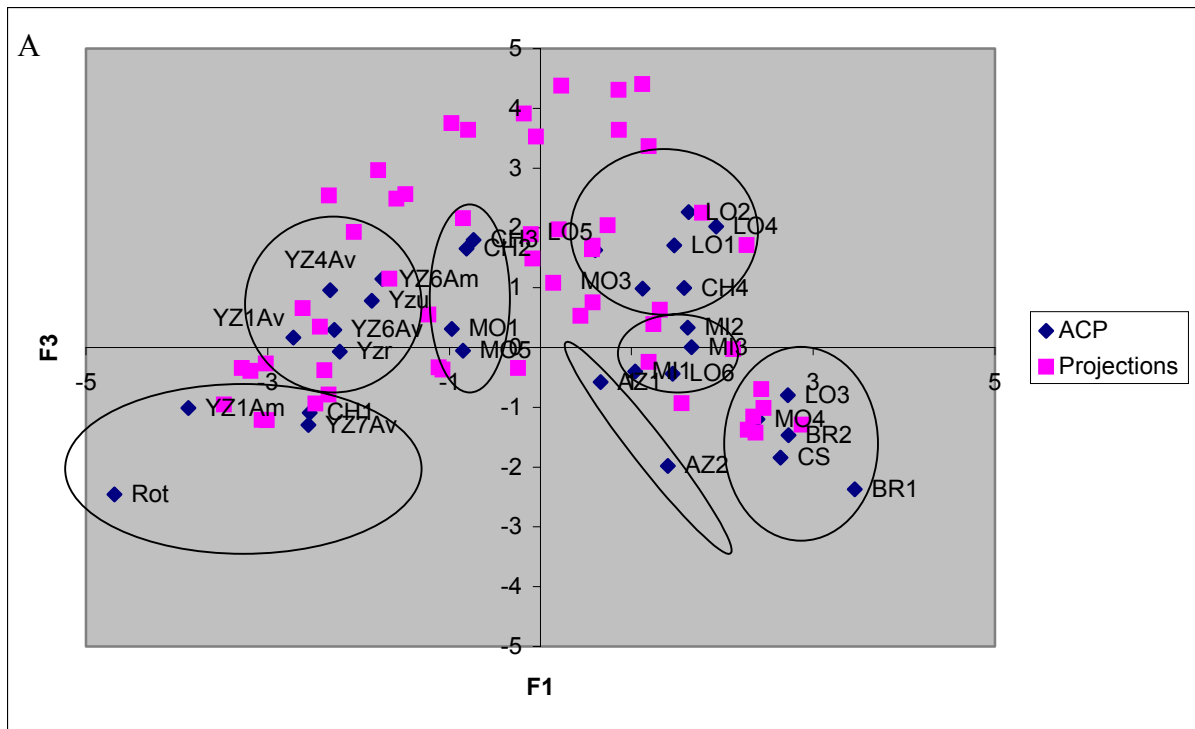


Figure 82 : Résultats de l'ACP (facteurs F1-F3); espace des individus, groupes de stations 1 à 6 et nuages des points projetés en données supplémentaires ; A : nuage de points ; B : nuage de points et les 6 groupes de stations ; direction des variables TRF (cercle des corrélations centré sur l'origine des axes) ; BR : le Brunnwasser ; CH : la Chaudanne ; CS : le Rhône à Chasse-sur-Rhône ; LO : la Loire ; M : le Rhône à Miribel ; MO : la Moselle ; AZ : l'Azergues ; Rot : la rivière Roseg ; YZ : l'Yzeron.

Stations	Groupes	TRF1S	TRF2S	TRF3S	TRF4S	TRFiS	TRF1H	TRF2H	TRF3H	TRF4H	TRFiH
S107H	1	77,08	35,42	18,06	11,11	3,47	87,50	78,13	3,13	0,00	12,50
S109H	1	67,31	57,37	8,97	0,96	22,76	69,44	50,00	13,89	0,00	30,56
S219H	1	57,83	50,60	9,64	1,81	37,95	97,20	84,98	10,46	0,15	2,65
YzS13	1	74,73	61,01	13,72	4,69	13,72	94,53	74,22	19,53	0,78	3,91
YzS22	1	56,06	39,05	24,97	16,54	18,60	79,58	71,13	7,75	4,93	10,56
MO13	2	81,00	18,00	23,00	1,00	16,00	81,00	54,00	15,00	4,00	13,00
S319H	2	73,52	24,89	49,32	21,46	4,34	92,22	87,88	4,42	2,13	4,75
YzS12	2	71,78	50,92	25,87	0,11	23,10	93,86	71,67	21,50	0,68	5,46
S308H	2	65,01	20,98	65,06	0,00	13,97	91,59	35,05	57,48	3,74	2,80
YzS23	2	63,77	67,07	14,81	1,22	13,10	95,70	54,84	32,26	3,23	0,00
MO12	2	62,00	18,00	29,00	17,00	19,00	60,00	39,00	17,00	29,00	7,00
S320H	2	61,26	40,19	22,03	0,97	35,84	90,93	53,13	38,87	2,97	5,20
MO51	2	49,00	18,00	34,00	12,00	26,00	52,38	57,14	9,52	33,33	9,52
S321H	2	47,74	39,35	40,25	10,29	10,11	96,22	63,97	31,87	0,85	1,00
S310H	2	35,00	19,00	66,00	0,00	15,00	88,33	53,33	33,33	1,67	5,00
S218H	2	19,48	14,29	67,97	0,00	16,88	76,53	64,29	8,16	11,22	5,10
S220H	3	63,44	9,68	54,30	1,61	34,41	84,14	28,48	63,92	9,87	3,40
MO52	3	59,00	16,00	36,00	19,00	22,00	74,40	35,90	33,40	20,50	5,10
S208H	3	58,02	23,02	62,91	5,00	9,07	85,19	18,52	70,37	7,41	7,41
S307H	3	48,89	2,96	53,33	32,59	14,07	83,33	27,78	58,33	8,33	5,56
S309H	3	42,00	18,00	72,00	1,00	9,00	55,43	6,52	76,09	6,52	8,70
S221H	3	32,40	21,88	66,01	0,00	12,11	52,74	45,77	48,26	0,00	5,97
MO53	3	31,00	10,00	15,00	14,00	54,00	64,20	35,70	14,20	14,20	21,40
S209H	3	16,99	3,97	82,06	13,97	3,01	72,04	27,96	60,22	2,15	9,68
S207H	6	36,89	10,04	34,84	52,87	6,15	73,91	3,26	73,91	17,39	5,43
S206H	6	27,00	2,02	24,98	24,01	48,99	70,00	2,50	67,50	30,00	0,00
S407H	6	36,17	5,32	31,91	51,06	11,70	53,41	20,45	36,93	29,55	13,07
MO31	6	20,00	7,00	53,00	20,00	18,00	48,00	31,00	33,00	22,00	9,00
YzS11	6	5,36	4,94	37,89	0,00	57,17	44,35	38,26	16,52	1,74	44,35
S210H	6	13,00	5,00	76,00	7,00	12,00	41,30	19,57	71,74	8,70	0,00
S318H	6	16,89	12,37	46,22	0,49	40,91	32,93	30,49	38,41	4,88	25,61
S409H	6	3,00	0,00	54,00	3,00	43,00	29,03	19,35	38,71	30,65	9,68
YzS21	6	7,31	7,69	69,99	0,00	22,32	26,90	24,14	59,31	0,00	14,48
S217H	6	1,00	1,00	98,01	1,00	0,00	21,82	20,00	76,36	1,82	1,82
S421H	6	8,84	3,48	50,13	25,00	21,39	21,65	3,09	12,37	50,52	20,62
S317H	6	4,96	4,96	88,13	3,98	2,93	17,49	12,17	70,34	12,55	4,18
S216H	6	20,89	16,32	32,02	0,00	51,65	15,00	15,00	20,00	20,00	45,00
MO11	6	16,00	16,00	43,00	0,00	40,00	10,00	8,00	26,00	1,00	60,00
MO33	6	5,00	2,00	27,00	14,00	64,00	7,00	0,00	66,00	75,00	18,00
S417H	6	0,53	0,00	81,29	3,20	15,51	6,19	1,03	69,07	11,34	14,43
S316H	6	0,00	0,00	74,29	0,00	25,71	6,03	6,03	49,14	0,86	43,97
S404H	6	2,00	0,00	74,00	2,00	24,00	2,33	0,00	58,91	41,09	0,00
S415H	6	0,00	0,00	69,85	6,62	23,53	0,65	0,00	82,03	7,75	10,21
S416H	6	0,00	0,00	49,92	22,62	27,46	0,00	0,00	51,67	37,92	10,41
S408H	5	12,00	4,00	60,00	22,00	12,00	15,38	3,85	0,00	63,46	21,15
MO32	5	26,00	3,00	14,00	10,00	62,00	24,00	12,00	18,00	46,00	30,00
S418H	5	2,90	1,03	17,46	7,76	73,75	1,49	0,75	10,45	43,28	44,78
MO41	7	6,00	13,00	7,00	49,00	30,00	7,41	1,85	9,26	79,63	11,11
MO42	7	19,00	2,00	21,00	77,00	4,00	13,00	3,00	19,00	85,00	2,00
MO43	7	12,00	8,00	12,00	54,00	33,00	10,00	3,00	12,00	74,00	15,00
S405H	7	3,01	0,00	15,00	71,00	14,00	8,89	0,00	11,11	86,67	2,22
S419H	7	11,66	1,53	6,98	71,93	15,64	25,14	4,24	8,47	55,65	19,21
S420H	7	34,86	11,01	23,85	60,59	4,55	21,69	1,81	17,47	75,90	1,81
S422H	7	14,27	0,00	16,94	79,51	3,55	19,87	0,66	23,84	64,24	11,26

Tableau 35 : Répartition des campagnes saisonnières dans les groupes 1 à 7 ; MO11 : station 1 de la Moselle, 1^{ère} campagne, etc. ; S101 : station 1 de la Chaudanne, 1^{ère} campagne, etc., YzS11, YzS21 : stations rurale et péri-urbaine de l'Yzeron (cf. chapitre III), 1^{ère} campagne, etc ; S : milieu superficiel ; H : milieu hyporhéique.

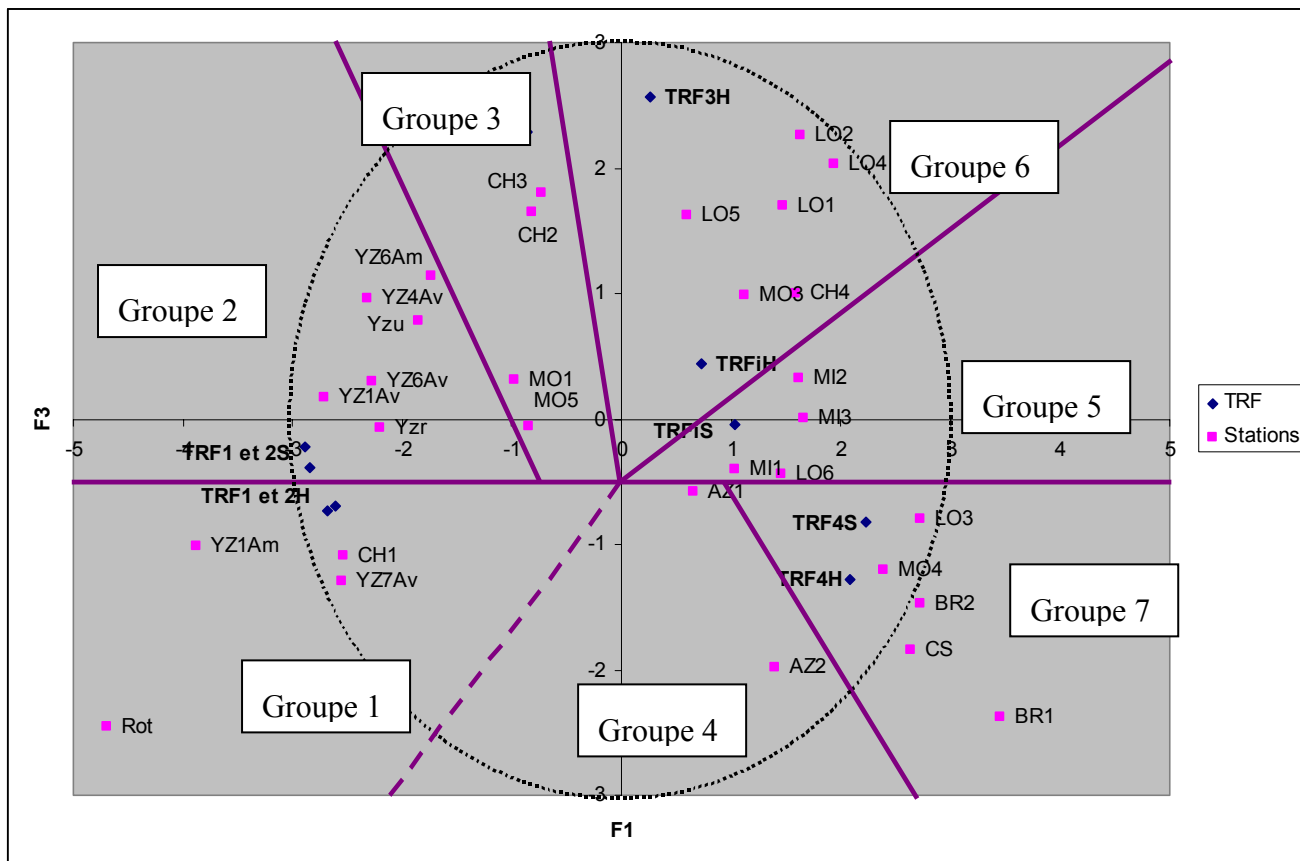


Figure 83 : Proposition de la typologie en 7 groupes fonctionnels (1 à 7) ; d'après les figures 81 et 82.

2.2.4 Typologie en 7 groupes

La typologie qui est proposée ici est résumée par la figure 83 et les commentaires associés. Elle sera mise sous une forme pratique dans le guide technique (chapitre VI)

Groupe 1 : Il s'agit de stations de référence, caractérisées par des échanges hydriques actifs et importants, et une prédominance d'espèces sensibles à la pollution. Ces stations sont préservées. Elles constituent un **modèle d'état de référence**, vers lequel il faut tendre.

Groupe 2 : Le fonctionnement de ces stations est sensiblement dégradé. Les échanges hydriques sont toujours actifs et les espèces sensibles à la pollution sont prédominantes. Cependant leur diminution dans le milieu superficiel, ainsi que l'apparition d'espèces tolérantes à la pollution constitue un signal d'alarme.

Groupe 3 : Le fonctionnement de ces stations est significativement dégradé. Les échanges hydriques sont toujours actifs. Cependant, on note une diminution des espèces sensibles à la pollution dans le milieu hyporhéique, elles sont par ailleurs pratiquement inexistantes dans le milieu superficiel. Ces stations présentent donc des signes très nets de dégradation. Le fonctionnement physique n'est pas trop altéré, cependant les flux d'eau circulant sont nocifs aux espèces sensibles à la pollution.

Groupe 4 : Il s'agit d'un fonctionnement particulier mais dégradé ; la surface conserve une bonne perméabilité, tandis que le milieu hyporhéique est très imprégné par des boues polluées.

Groupe 5 : Ce groupe est caractérisé par une prédominance du TRFi. On se trouve dans une situation moyennement à fortement dégradée, notamment un état de pollution organique ; le contexte hydrologique est cependant moyennement stressant (pas de déficits hydriques, pas de crues violentes).

Groupe 6 : Ce groupe est caractérisé par une prédominance du TRF3, associé éventuellement aux TRFi et TRF4. Il s'agit d'un stade de pollution avancé.

Groupe 7 : Ce groupe est caractérisé par une prédominance du TRF4. Il s'agit de milieux très colmatés par des boues polluées, avec des dynamiques d'infiltration très actives ; c'est un stade ultime d'altération fonctionnelle et de synergie entre altérations physiques et altérations physico-chimiques.

3 Discussion générale

Pour faciliter la clarté de l'exposé, la discussion générale tournera autour de la typologie en 7 groupes qui représente en fait l'aboutissement de l'ensemble du travail de thèse.

3.1 Méthodologie utilisée

La méthodologie de prélèvement (pompe Bou-Rouch et filets de type Surber) peut toujours être critiquée et elle est critiquable (cf. chapitre I), mais nous avons respecté trois procédures :

- avoir une méthodologie reproductible et strictement identique sur le terrain et au laboratoire ;
- assurer la traçabilité des données ;
- comparer avec des données anciennes qui soient traçables, issues de protocoles d'échantillonnage et de traitement des données au laboratoire similaires, notamment en ce qui concerne la maille de tamisage (0,160 mm).

Cela veut malheureusement dire que beaucoup de données anciennes ne remplissent pas toutes les spécifications précédentes. C'est par exemple le cas de données sur le Rhône (Lafont, 1989 ; Lafont & Juget 1976), avec des prélèvements sur le terrain et un tamisage des échantillons au laboratoire sur des mailles de 0,250 mm (filets et tamis).

En outre, les sites étudiés ont été choisis pour disposer de gradients à peu près complets, depuis la situation la plus préservée possible (station 1 de la Chaudanne), jusqu'aux plus impactées (station 4 de la Chaudanne, Brunnwasser), en passant par des stations moyennement altérées (stations 2 et 3 de la Chaudanne) ou peu altérées (Yzeron).

Au risque de se répéter, l'existence de gradients bien contrastés de situations écologiques reste un choix à privilégier pour retenir des sites d'étude. Si les stations impactées prédominent, on n'arrive pas à définir de gradients d'effets (Rochfort et al. 2000). Mais le cas inverse (prédominance de stations de bonne qualité) ne permet pas non plus de définir des gradients d'altération.

3.2 Discussion sur les 7 groupes fonctionnels

Nous sommes partis d'une typologie en trois types fonctionnels simples (fig. 12, sous-chapitre II-1), mais qui souffrait du défaut de ne pas présenter de bornes précises pour classer une station donnée dans un des trois types, la vision expert étant alors la principale règle de

classement. On disposait cependant de quelques valeurs chimiques repères et de quelques éléments d'hydro-géomorphologie, avec des correspondances vis à vis des termes BIO, AP et DM de la formule du concept EASY (tab. 7, sous-chapitre II-1).

La typologie est à présent composée de 7 groupes fonctionnels qui semblent extrapolables à d'autres systèmes que la Chaudanne, l'Yzeron ou le Brunnwasser (fig. 83). L'inconvénient est que seules les stations de la Chaudanne ont fait l'objet d'une validation physico-chimique et hydrologique. Mais la typologie reste cohérente avec ce que l'on savait par ailleurs de l'état d'altération de la qualité écologique des milieux.

Groupe 1

Ces stations ont simultanément un milieu superficiel et un milieu hyporhéique préservés où TRF1 et TRF2 prédominent. L'explication donnée est déjà que les rejets sont modérés en surface (Chaudanne, Yzeron) ou que le milieu est très oligotrophe (rivière Roseg, Malard et al. 1999). Les teneurs en sels d'azote et de phosphore du tableau 36 constituent en fait des valeurs maximales que l'on peut rencontrer dans les stations qui composent le groupe 1.

Les capacités de défense (ou d'auto-restauration) sont constituées par les fortes vitesses de courant (type géomorphologique A1, forte énergie, Schmitt et al. 2006) et surtout par des échanges hydrologiques actifs entre les eaux superficielles et souterraines, dont on a maintes fois évoqué l'importance majeure dans le recyclage des substances nutritives (Grimm & Fischer, 1984 ; Ward, 1989 ; Carbiener & Trémolières, 1990 ; Triska et al. 1990 ; Bretschko, 1991 ; Vervier et al. 1992 ; Bencala, 1993 ; Trémolières et al. 1993 ; 1994 ; Valett et al. 1993 ; Brunke & Gonser, 1997 ; Boulton et al. 1998 ; Jones & Mulholland, 2000 ; Petts, 2000 ; Ward & Palmer, 1994 ; Boulton, 2000 ; Fellows et al. 2001 ; Hancock, 2002 ; Malard et al. 2002 ; Boulton et al. 2003 ; Hancock & Boulton, 2005 ; Hancock et al. 2005 ; Boulton & Hancock, 2006 ; Hunt et al. 2006 ; Lafont & Vivier, 2006...).

La bonne qualité chimique des eaux est intégrée par le TRF2 (« sensibilité à la pollution »). La dynamique et l'intensité des échanges est en principe décrite par le TRF1 (« perméabilité »). Les connexions et échanges entre les eaux superficielles et souterraines sont démontrés par des méthodes physico-chimiques dans la rivière Roseg (analyse des concentrations en SiO₂ dans l'eau, Malard et al. 1999). Ils ont reçu un début de démonstration par l'examen de l'évolution saisonnière des variables physico-chimiques, hydrologiques et biologiques dans la Chaudanne (sous-chapitre II-3) et par celui de variables géochimiques dans l'Yzeron ($\delta^{18}\text{O}$, chapitre III).

Le milieu hyporhéique de la station 1 de la Chaudanne est périodiquement colmaté par de fines particules minérales, ce qui suggère deux choses :

- les espèces d'oligochètes franchissent l'obstacle de ce colmatage en se déplaçant via les sédiments poreux superficiels qui ne sont pas colmatés ;
- les teneurs relativement élevées en sels d'azote et de phosphore (tab. 35) signifieraient, non pas l'existence d'une pollution résiduelle, mais l'impossibilité pour la biodiversité d'assimiler des apports très faibles qui, n'étant pas recyclés, s'accumulent sur les fines colmatant les interstices hyporhéiques.

On retombe sur la notion « d'accessibilité » (Lafont, 2001) : les substances nutritives sont présentes, mais pas accessibles pour la faune interstitielle gênée par le colmatage minéral. Inversement, le milieu hyporhéique de la rivière Roseg n'est pas colmaté et la faune interstitielle peut tirer parti des substances nutritives existantes (Lafont, 2001 ; Lafont & Malard, 2001).

BIO	Apports AP	Capacités de défense DM
Groupe 1	<p>Apports en substances nutritives : faibles à modérés</p> <p>Valeurs moyennes (eaux de surface) : $\text{NH}_4^+ \leq 0,03 \text{ mg L}^{-1}$; $\text{NO}_3^- \leq 5 \text{ mg L}^{-1}$ $\text{PO}_4^{3-} \leq 0,37 \text{ mg L}^{-1}$</p> <p>Valeurs moyennes (eaux hyporhéiques) : $\text{NH}_4^+ \leq 0,17 \text{ mg L}^{-1}$; $\text{NO}_3^- \leq 7,4 \text{ mg L}^{-1}$ $\text{PO}_4^{3-} \leq 0,26 \text{ mg L}^{-1}$</p>	<p>En général non altérées ; altérées dans le milieu hyporhéique de la Chaudanne (CH1) par un colmatage minéral et un régime hydrologique stressant (assecs).</p> <p>Forte énergie (A1, Chaudanne).</p> <p>Echanges hydrologiques actifs entre la surface et la sub-surface (démontrés sur la rivière Roseg et probables sur les autres cours d'eau).</p>
Groupe 2	<p>Charge organique : faible à modérée ?</p> <p>Valeurs moyennes (eaux de surface) (?) : $\text{NH}_4^+ \leq 0,03 \text{ mg L}^{-1}$; $\text{NO}_3^- \leq 5 \text{ mg L}^{-1}$ $\text{PO}_4^{3-} \leq 0,37 \text{ mg L}^{-1}$</p> <p>Valeurs moyennes (eaux hyporhéiques) : $\text{NH}_4^+ \leq 0,30-0,60 \text{ mg L}^{-1}$; $\text{NO}_3^- \leq 5 \text{ mg L}^{-1}$ $\text{PO}_4^{3-} \leq 0,26 \text{ mg L}^{-1}$ (?)</p>	<p>Le type géomorphique (B4) est favorable à une dynamique d'échanges actifs entre surface et sub-surface ; fait confirmé par isotopie de l'oxygène ($\delta^{18}\text{O}$) ;</p> <p>échanges moins actifs dans la station urbaine (YZu) → altération des capacités de défense ; l'imperméabilisation du paysage environnant atteint 18% → « LOUE » ?</p>

Tableau 36 : Examen des groupes fonctionnels 1 et 2 dans la Chaudanne et l'Yzeron ; BIO (biocénoses, représentées par les groupes 1 et 2), AP (apports de substances) et DM (capacités de défense ou d'auto-restauration du milieu).

D'un autre côté, cela signifie que la station 1 de la Chaudanne serait très vulnérable à un rejet polluant, avec de très fortes potentialités de stockage des polluants dans le milieu hyporhéique, potentialités liées à la présence de particules minérales fines. Ces particules forment la base du développement des biofilms (Griebler et al. 2001) susceptibles de constituer des boues. Ce stockage pourrait très bien devenir effectif au moindre rejet polluant, même limité, si l'on se réfère aux teneurs actuelles en sels d'azote et de phosphore (tab. 36).

Groupe 2

Ce groupe fonctionnel constituerait la **LOUE**, définie en introduction (chapitre I) comme le « Lowest Observed Urbanisation Effects ». En effet, on trouve dans le groupe 2 la station urbaine de l'Yzeron étudiée dans le chapitre III (YZu, fig. 83), qui tend d'ailleurs à se rapprocher du groupe suivant (groupe 3). On constate également que la station rurale de l'Yzeron (YZR, fig. 83) figure aussi dans ce groupe 2, mais plus proche du premier groupe.

En terme de qualité chimique, celle-ci se dégraderait par rapport à l'amont surtout dans le cas des sels ammoniacaux du milieu hyporhéique urbain ($0,45 \text{ mg L}^{-1}$, tab. 36 et chapitre III). La dégradation la plus importante concerne cependant les caractéristiques hydrologiques. L'imperméabilisation du paysage environnant atteint 18%, et les perturbations du régime des débits de surface liées à l'imperméabilisation sont intégrées par la prédominance des Chironomidae dans le milieu hyporhéique (Paul & Meyer, 2001 ; Walsh et al. 2001). On doit noter que cette prédominance des Chironomidae dans le milieu hyporhéique se rencontre également dans des milieux chimiquement non pollués, mais soumis à des stress hydrologiques artificiels (Gayraud et al. 2000).

Les échanges hydrologiques entre la surface et la sub-surface sont actifs et mesurés par les isotopes de l'oxygène ($\delta^{18}\text{O}$, Breil et al. 2005). Sans aucun doute, le contexte géomorphologique (type B4, Schmitt et al. 2006) favorise ces échanges. Mais apparemment, les échanges restent moins actifs dans la station urbaine de l'Yzeron, ce qui serait lié à un

colmatage minéral plus accusé, colmatage lié à l'imperméabilisation et à ses conséquences hydrologiques (Schmitt, comm. pers.). Une imperméabilisation de 18% constituerait donc bien un seuil susceptible d'altérer les capacités d'auto-restauration d'un cours d'eau, ce qui correspond aux données de la littérature (Paul & Meyer, 2001 ; Walsh, 2000 ; Walsh et al. 2001).

Concernant les 4 stations de l'Yzeron situées à l'aval de décharges (YZ6Am, YZ4Av, YZ6Av et YZ1Av, fig. 83), il n'est pas impossible que l'on se trouve en présence d'un phénomène particulier. Le TRF3 (résistance à la pollution) serait ici lié à une toxicité associée à des substances dissoutes dans les lixiviats des décharges, se déversant dans le cours d'eau via des ruissellements, qui n'atteindraient pas le milieu hyporhéique tant que la saison n'est pas favorable à une dynamique d'infiltration. Les relevés avaient été effectués en mai 2005 (Namour et al. 2005) en période d'eaux moyennes et cette hypothèse resterait à vérifier.

Groupe 3

Dans ce groupe (tab. 37), on trouve des stations dont l'état fonctionnel est associé à des dégradations physico-chimiques (Chaudanne 2 et 3, CH2-CH3), ou à une altération physique, la Moselle sur la station 5 (MO5) étant localisée en fin de zone d'influence des captages d'eau potable dans la nappe phréatique, donc en fin de zone d'infiltration dominante (Lafont et al. 1996). La station 3 de la Chaudanne est plus réactive à l'effet physique du déversoir qu'à la pollution qu'il véhicule (sous-chapitre II-3). Sur la Moselle, la qualité chimique des eaux (Lafont & Camus, 1995) s'avère toutefois moins dégradée que sur la Chaudanne (tab. 37). Dans le cas de la Chaudanne, les débits d'étiage très bas et pouvant aller jusqu'à l'assèchement complet du ruisseau constituent un contexte hydrologique peu favorable, notamment lorsque des rejets polluants sont présents (cf. sous-chapitre II-3).

Ces stations conservent malgré tout une bonne capacité de défense DM, notamment la Chaudanne dont le type géomorphologique (B2, forte énergie) favorise le nettoyage du lit. La capacité d'échanges hydrologiques entre la surface et la sub-surface est préservée. Cette capacité serait confirmée dans la Chaudanne par l'examen des variables physico-chimiques des eaux superficielles et hyporhéiques (sous-chapitre II-3), exprimant des connexions hydrologiques fortes entre la surface et la sub-surface.

La plus forte altération de la capacité de défense serait constituée en théorie par les perturbations de l'hydrologie de surface, liées au déversoir d'orage sur la station 3. Mais ce déversoir semble activer encore plus la dynamique d'échanges et les connexions entre la surface et la sub-surface, ce qui constitue paradoxalement l'effet bénéfique d'une altération hydrologique significative.

Ce que l'on peut dire, c'est qu'il semble bien que la conservation d'une dynamique d'échanges active, qui respecte les alternances infiltrations-exfiltrations, présente plus d'importance dans la capacité d'auto-restauration d'un milieu et le recyclage des nutriments que les autres variables hydrologiques. Cette observation donne un poids supplémentaire aux affirmations tirées de la littérature sur le sujet (op. cités). Cependant, le groupe 3 représenterait des stations dont la qualité physico-chimique des eaux est significativement altérée si l'on se réfère à la Chaudanne (tab. 36), la surface étant plus altérée que le milieu hyporhéique, diagnostic qui représente aussi une des caractéristiques fondamentales du groupe 3. Sur la Moselle, nous disposons des valeurs moyennes de l'indice IOBS (Lafont et al. 1996), indice oligochètes de bioindication des sédiments fins (AFNOR, 2002 ; Lafont et al. 2003). Ces valeurs (2,1 à 2,9) expriment en effet une qualité biologique des sédiments symptomatique d'une altération moyenne mais significative de la biodiversité.

BIO	Apports AP	Capacités de défense DM
Groupe 3 IOBS MO1 = 2,9 MO5 = 2,1	Eaux de la Chaudanne Valeurs moyennes (eaux de surface) : $\text{NH}_4^+ \leq 0,59 \text{ mg L}^{-1}$; $\text{NO}_3^- \leq 11,5 \text{ mg L}^{-1}$ $\text{PO}_4^{3-} \leq 0,91 \text{ mg L}^{-1}$ Valeurs moyennes (eaux hyporhéiques) : $\text{NH}_4^+ \leq 0,23 \text{ mg L}^{-1}$; $\text{NO}_3^- \leq 10,5 \text{ mg L}^{-1}$ $\text{PO}_4^{3-} \leq 0,49 \text{ mg L}^{-1}$ Eaux de la Moselle Valeurs moyennes (eaux de surface) : $\text{NH}_4^+ \leq 0,07 \text{ mg L}^{-1}$; $\text{NO}_3^- \leq 6,7 \text{ mg L}^{-1}$ $\text{PO}_4^{3-} \leq 0,13 \text{ mg L}^{-1}$	Non à modérément altérées (captages d'eaux souterraines, débits d'étiage trop faibles, rejets de déversoirs d'orage). Type géomorphologique B2 sur la Chaudanne, favorisant les échanges entre surface et sub-surface (indiqués sur la Chaudanne par les variables physico-chimiques des eaux) Prédominance des processus métaboliques aérobie
Groupe 6 CH4 IOBS : MO3 = 1,3 LO1 = 4,2 LO2 = 1,2 LO4 = 1,6 LO5 = 0,9	Eaux de la Chaudanne Valeurs moyennes (eaux de surface) : $\text{NH}_4^+ \leq 0,38 \text{ mg L}^{-1}$; $\text{NO}_3^- \leq 12,1 \text{ mg L}^{-1}$ $\text{PO}_4^{3-} \leq 0,52 \text{ mg L}^{-1}$ Valeurs moyennes (eaux hyporhéiques) : $\text{NH}_4^+ \leq 1,00 \text{ mg L}^{-1}$; $\text{NO}_3^- \leq 6,3 \text{ mg L}^{-1}$ $\text{PO}_4^{3-} \leq 0,29 \text{ mg L}^{-1}$ Moselle (eaux de surface) : $\text{NH}_4^+ \leq 0,46 \text{ mg L}^{-1}$; $\text{NO}_3^- \leq 6,9 \text{ mg L}^{-1}$ $\text{PO}_4^{3-} \leq 0,16 \text{ mg L}^{-1}$	Altérées → prédominance des dynamiques d'infiltration et de stockage des polluants dans le milieu hyporhéique, en raison de : - captages d'eau abaissant le niveau de la nappe par rapport à celui du cours d'eau (Moselle) ; - éclusées de barrage (Loire) (montées brusques et accusées du niveau du cours d'eau) ; extractions de granulats (Loire) ; - perturbations hydrauliques liées au rejet du DO + contexte géomorphique (rupture de pente) favorisant l'infiltration (Chaudanne).
Groupe 7 BR1, BR2 LO3 MO4 CS IOBS : MO4 = 1,0	Moselle (eaux de surface) : $\text{NH}_4^+ \leq 0,07 \text{ mg L}^{-1}$; $\text{NO}_3^- \leq 6,7 \text{ mg L}^{-1}$ $\text{PO}_4^{3-} \leq 0,13 \text{ mg L}^{-1}$	Très altérées → stockage des boues favorisé par : - captages d'eau abaissant le niveau de la nappe + rejets ; - éclusées de barrage + rejets ; - rejets + contexte géomorphologique défavorable accentué par des déficits hydriques d'origine humaine ; - mais le TRF4 présente une forte activité auto-épuratrice.

Tableau 37 : Examen des groupes fonctionnels 3, 6 et 7 ; BIO (biocénoses, représentées par les groupes 3 à 7), AP (apports de substances) et DM (capacités de défense ou d'auto-restauration du milieu) ; IOBS : indice oligochètes de bioindication des sédiments (Lafont et al. 2003).

Groupe 4

Deux stations représentent ce groupe 4 (Azergues, AZ1 et AZ2, fig. 83), mais il s'agit de relevés ponctuels. La dominance de dynamiques d'infiltration en contexte urbanisé et pollué semblerait la raison la plus plausible de cette situation fonctionnelle. En fait le groupe 4, par le fait que son effet boues (TRF4) est simultanément très prononcé dans les sédiments superficiels et le milieu hyporhéique, se rapproche surtout du type 7.

La seule différence provient de ce que la perméabilité reste encore importante dans le groupe 4. Mais ce n'est pas contradictoire : de même que dans le groupe 3, une perturbation hydrologique (déversoir d'orage) peut avoir un effet bénéfique en activant les échanges entre

la surface et la sub-surface, une potentialité favorable, la perméabilité des sédiments, peut faciliter l'infiltration de substances polluées dans le milieu hyporhéique. De plus, le TRF4 présente une forte activité métabolique susceptible de décolmater les interstices (cf. la discussion qui va suivre sur les TRF). En conséquence, le groupe 4 s'avère probablement un état transitoire entre le groupe 7 et les autres groupes.

Groupe 5

Ce groupe correspond à des stations qui sont toutes altérées par des perturbations physiques. Dans le cas de Crépieux-Charmy (MI1, MI2, MI3, fig. 83, Camus & Lafont, 1994), il s'agit de pompages dans la nappe phréatique adjacente pour la distribution d'eau potable. Dans le cas de la Loire (en amont de Balbigny, LO6, fig. 83), ce sont des extractions de granulats qui constituent la principale altération de cette station, les rejets polluants s'avérant très atténués dans cette zone de récupération écologique : l'indice IBG, précurseur de l'IBGN (AFNOR, 1992), donne une note relativement élevée sur la station (IBG = 15, Mouthon et al. 1998). Cependant, l'indice IOBS marque la présence de contaminations toxiques stockées dans les sédiments fins (qualité écologique médiocre ; IOBS = 1,3).

Il n'est donc pas inintéressant de constater que, lorsque la pollution physico-chimique reste moyenne (avec des réserves concernant la Loire si l'on se réfère aux valeurs de l'indice IOBS), les perturbations hydrologiques se traduiraient par une perte des potentialités d'échanges hydriques entre la surface et la sub-surface, avec la diminution très significative des espèces du TRF1 au profit des espèces du TRFi, sans que les espèces du TRF2 (sensibles à la pollution) ne prennent le relais. Le groupe 5 représente sans équivoque une situation significativement altérée.

Mais la prédominance des espèces du TRFi simultanément dans les horizons superficiels et hyporhéiques pourrait signifier deux choses :

- une perméabilité des sédiments importante, avec des phénomènes d'infiltration dans le milieu hyporhéique ;
- une perte des connexions du milieu hyporhéique avec la nappe souterraine, hypothèse avancée sur la Loire (Mouthon et al. 1998).

Groupe 6

Il est particulièrement important à considérer : c'est un groupe où les sédiments superficiels et le milieu hyporhéique présentent un degré similaire d'altération et une homogénéisation de la situation fonctionnelle. Il y a bien ici une synergie entre les altérations chimiques et les altérations hydro-géomorphologiques (tab. 37).

Ces altérations favorisent les dynamiques d'infiltration, donc une homogénéisation de la pollution entre la surface et la sub-surface. Paradoxalement, l'activité des échanges, considérée en principe comme une caractéristique de défense du milieu (op. cités), va activer l'infiltration des polluants dans le milieu hyporhéique et donc revêtir un aspect défavorable.

Un autre point mérite attention. L'indice IOBS la station 1 de la Loire (tab. 37) atteint la valeur de 4,2, donc diagnostique une bonne qualité des sédiments, à l'inverse des stations 2, 4 et 5, qui présentent des valeurs d'indice IOBS conformes au degré d'altération représenté par le groupe 6 (qualité mauvaise à médiocre, IOBS = 0,9 à 1,2). La station 1 reçoit des rejets polluants mais elle est la plus proche du barrage de Grangent et de ses éclusées (Mouthon et al. 1998). On retombe sur une situation analogue à celle de la station 3 de la Chaudanne, située à l'aval immédiat du déversoir d'orage : les forts déversements semblent avoir un effet de nettoyage à leur aval immédiat. Dans le cas de la Loire, ce sont les sédiments fins

superficiels qui bénéficient de ce nettoyage (pas de dépôts de polluants), mais pas le milieu hyporhéique, qui subit les effets de l'infiltration liée aux éclusées.

Groupe 7

Ce groupe 7 représente le degré ultime d'altération, avec la prédominance de l'effet boues en surface et en sub-surface : il y a synergie entre rejets industriels et stockage des polluants en surface et dans le milieu hyporhéique, dénotant que les capacités de défense du milieu sont saturées (tab. 37).

Les rejets polluants sont évidents sur la Loire à l'aval du Furan (LO3), à Chasse-sur-Rhône (aval du couloir de la chimie) et sur le Brunnwasser, dont le déversoir d'orage de la ville de Sélestat est sur-dimensionné par rapport à la taille du cours d'eau. Sur le Brunnwasser s'ajoute un contexte géomorphologique naturellement défavorable (sous-type D4b, Schmitt et al. 2006, sous presse). Ce sous-type D4b présente des chenaux sans dynamique latérale et qui tendent à s'envaser ; les oscillations de la nappe qui les alimente ont été atténuées depuis la canalisation du Rhin. Ce sont des chenaux qui présentent une connexion amont à des eaux superficielles, ici malheureusement un déversoir d'orage de la ville de Sélestat puis les rejets d'une STEP (chapitre III).

Sur la Moselle se pose un autre problème. La qualité physico-chimique des eaux de la station MO4 n'apparaît pas très dégradée par rapport à la situation de très forte altération de la qualité biologique, que ce soit IOBS ou l'appartenance au groupe 7 (tab. 37). Il y a au moins deux explications plausibles :

- l'effet de « pollution différée » (Verneaux, 1973), c'est à dire un effet plus accusé à l'aval lointain d'un rejet qu'à l'aval immédiat, la physico-chimie ne permettant pas de le mettre en évidence ; toute proportion gardée, c'est aussi ce que l'on observe entre les stations 3 et 4 de la Chaudanne ;
- l'existence de substances toxiques non prises en compte sur la station (Lafont et al. 1996) ;

Mais il y a une troisième explication qui fait allusion à un problème récurrent, celui de la comparaison des données physico-chimiques et biologiques. En fait, les cas accusés de contaminations ou les milieux préservés ne posent pas de problèmes de comparaison (Prygiel et al. 1999).

Ce sont les cas intermédiaires qui restent obscurs, notamment lorsque les capacités de défense du milieu vont influencer sur le recyclage de la charge en substances polluantes. On peut donc avoir des situations extrêmes de dégradation lorsque les capacités de défense sont saturées et altérées. Des espèces chimiques plus toxiques que la substance mère peuvent même apparaître sans être détectées par les analyses chimiques (Prygiel et al. 1999). Ce qui ne permet plus d'avoir de relations linéaires entre la biologie et la physico-chimie (Lafont, 2001). Il manque donc ici des indices physico-chimiques permettant d'exprimer, non une charge en sels dissous, mais un fonctionnement physico-chimique global. Ce fonctionnement serait très lié aux caractéristiques hydro-géomorphologiques du milieu, et l'on retombe sur la trilogie formes, flux, biocénoses du concept EASY (Lafont, 2001).

3.3 Discussion sur les traits fonctionnels

Le bilan sur les traits fonctionnels ainsi que la proposition de 4 nouveaux traits font l'objet de la discussion qui suit. La liste des espèces permettant de définir les TRF est incluse dans le chapitre VI (Guide Technique) pour alléger l'exposé.

TRF1. Perméabilité, potentiel de connectivité hydrologique (→ TRF1a et TRF1b)

Il est défini par le pourcentage d'espèces d'oligochètes qui décrivent l'existence d'échanges hydrologiques actifs entre les eaux superficielles et souterraines (« AED species », Lafont & Vivier, 2006), échanges dont on connaît l'importance dans l'activation des processus métaboliques et dans celle de l'auto-restauration du milieu ; il exprime également un contexte géomorphologique favorable à ces échanges (types B2, B4, A1) et une forte perméabilité des sédiments, mais ne donne aucune indication sur la qualité chimique des eaux.

En regardant de plus près, les autres TRF peuvent aussi constituer des indicateurs de perméabilité :

- lorsque ces TRF présentent la même valeur en surface et dans l'hyporhéos, ce qui permet de dire que les connexions entre la surface et la sub-surface sont importantes et actives ;
- lorsque le TRF4 ou le TRFi sont élevés dans le milieu hyporhéique (cf. groupe 7), cela veut dire que les dynamiques d'infiltration sont importantes, mais aussi qu'elles sont facilitées par la perméabilité des sédiments, le TRF4 et le TRFi étant composés d'espèces plutôt superficielles, ce qui renforce le diagnostic d'infiltration et de perméabilité des sédiments.

En conséquence, le **TRF1** a une signification qui va au-delà de la perméabilité. Nous proposons le futur terme de « **potentiel de connectivité hydrologique** ») (**PCH**), qui indiquerait :

- une perméabilité physique des sédiments facilitant la circulation des eaux entre la surface et la sub-surface ;
- un potentiel important de conductivité hydraulique mettant en charge le système ;
- une continuité entre le milieu hyporhéique et la nappe (cf. « AED species »).

A l'appui de cette observation, les peuplements d'oligochètes superficiels et hyporhéiques du chenal central de la rivière Roseg sont composés presque exclusivement d'espèces AED (Lafont & Malard, 2001 ; Malard et al. 2001 ; Malard et al. 2003 ; Lafont & Vivier, 2006). Le chenal central est effectivement en permanence connecté avec les eaux souterraines (Malard et al. 1999 ; 2002). Mais à l'inverse de la Chaudanne, *Propappus volki* constitue l'espèce dominante, en association avec *Cernosvitoviella* spp. et *Dorydrilus michaelsoni* (Dorydrilidae).

On a pu voir, dans la discussion sur les données faunistiques et la répartition des espèces d'oligochètes (chapitre IV), que *P. volki* pourrait indiquer l'existence de connexions permanentes avec la nappe, et que son absence dans l'Yzeron et la Chaudanne serait à relier à des déconnexions périodiques. En outre, un peuplement à Enchytraeidae dominants serait la marque de systèmes à déficits hydrologiques (assèchements complets et déconnexions avec les eaux souterraines).

Le TRF1 pourrait alors être décomposé en deux TRF :

TRF1a : présence de Propappidae, associés ou non à des Dorydrilidae (cf. la rivière Roseg) et à des Lumbriculidae, associés aux autres espèces AED → connexion permanente entre le milieu hyporhéique et la nappe ;

TRF1b : absence ou pauvreté des peuplements d'oligochètes en Propappidae et en Lumbriculidae ; prédominance des Enchytraeidae → milieu hyporhéique présent et actif, mais connexion avec la nappe qui n'est périodiquement pas assurée (Yzeron, Chaudanne), ou assèchements plus ou moins prolongés du milieu ; ce serait le cas de la Chaudanne ; le TRF1b pourrait aussi caractériser l'existence d'eaux souterraines limitées à un milieu hyporhéique ou à de petites nappes d'accompagnement (cas de la Chaudanne et de l'Yzeron), sachant qu'une

nappe peu développée ou un milieu hyporhéique isolé sont sujets à des assèchements périodiques.

En terme de capacité d'assimilation ou d'auto-restauration (CAR) du milieu, on fera l'hypothèse qu'un milieu associé au TRF1a présente une plus forte CAR que celui qui est associé au TRF1b. Ceci fait partie des futures hypothèses à tester. En particulier, dans le cadre de collaborations avec les géomorphologues, il sera intéressant de voir si TRF1a et TRF1b sont corrélés à des types géomorphologiques donnés.

Il faut en effet rappeler qu'il y a globalement 4 composantes importantes dans la dynamique d'échanges hydrologiques entre les eaux superficielles et souterraines (voir Malard et al. 2002) :

- 1- la perméabilité physique
- 2- la conductivité hydraulique
- 3- les dynamiques d'infiltration-exfiltration, liées à la conductivité hydraulique
- 4- les connexions avec la nappe via le milieu hyporhéique.

Ces composantes inter-agissent mais sont indépendantes les unes des autres : une forte perméabilité physique n'implique pas nécessairement une dynamique d'échanges actifs ou des contacts avec la nappe. La rivière Roseg ne renferme pas d'oligochètes du TRF1 hors des zones d'exfiltrations d'eaux souterraines, indépendamment de la perméabilité des sédiments (Lafont & Malard, 2001 ; Malard et al. 2001). De plus, la présence d'un milieu hyporhéique n'implique pas que celui-ci soit obligatoirement en continuité avec une nappe phréatique (Malard et al. 2002).

Le TRF1 (et les TRF1a ou TRF1b) décrit donc les composantes 1 et 2, ainsi que la dynamique d'exfiltration (composante 3) si le TRF1 est important dans les sédiments grossiers superficiels. Les dynamiques d'infiltration (composante 3) peuvent, comme on l'a déjà signalé, être décrites par d'autres critères, à savoir la proportion dans le milieu hyporhéique d'espèces d'oligochètes connues pour être superficielles dans les autres TRF (ex : *Nais communis*), ou plus simplement d'espèces d'invertébrés connues elles-aussi pour être superficielles, comme par exemple les Chironomidae.

Facteurs favorisant le TRF1 (et TRF1a et TRF1b)

- débits moyens du cours d'eau soutenus (= débits réservés à fixer par cours d'eau)
- crues, hautes eaux, déversements divers à forts débits
- conductivité hydraulique
- perméabilité physique (cf. loi de Darcy)
- types géomorphologiques A1, B1, B2 et B4 (Schmitt et al. 2006)

Facteurs défavorisant le TRF1

- colmatage par des particules minérales
- effets physiques du TRF4 (effets boues)
- type géomorphologique D4b (Schmitt et al. 2006, sous presse)
- aménagements, perturbation physiques réduisant la capacité d'échanges hydrologiques
- déficits hydriques naturels ou amplifiés par l'homme

Influence sur la capacité d'auto-restauration (CAR)

favorable, mais à condition que le système soit dynamique et qu'il y ait des échanges hydrologiques respectant l'alternance de l'infiltration et de l'exfiltration (op. cités) ; une dynamique dominante d'infiltration ou d'exfiltration constituent des situations à risque (Lafont et Coll. 2005) ;

défavorable dans le cas d'infiltrations d'eaux superficielles polluées, infiltrations facilitées par une forte perméabilité et des déversements brusques liés par exemple à des déversoirs d'orage ou des éclusées de barrages ;

défavorable également si les exfiltrations d'eaux hyporhéiques polluées risquent de contaminer les horizons superficiels (Holmes, 2000), exfiltrations précisément facilitées par une forte perméabilité.

Le TRF1 et ses dérivés TRF1a et b ne sont donc pas les solutions miracles pour la préservation des systèmes et doivent être considérés en relation avec les autres TRF. Quoiqu'il en soit, cela renforce la stratégie visant à examiner simultanément les horizons de surface et de sub-surface (Boulton, 2000 ; Boulton et al. 2003 ; Lafont & Vivier, 2006 ; Lafont et al. 2006).

TRF2 : Sensibilité à la pollution

Pourcentage d'espèces d'oligochètes intolérantes à la pollution des eaux ; ce TRF est lié à une bonne qualité chimique des eaux, mais aussi indirectement au contexte hydro-géomorphologique, dans la mesure où celui-ci favorise l'auto-restauration du système ; le TRF2 est donc logiquement associé au TRF1 (facteur lui-aussi favorable à l'auto-restauration) dans les systèmes de référence ayant un fonctionnement en principe non altéré.

Ce trait semble à présent validé, car nous avons émis quelques réserves sur sa signification (Lafont et al. 2006). Il est toujours en déclin dans les secteurs pollués au profit des TRF3, 4 et TRFi. En revanche, comme pour les TRF3 et 4 d'ailleurs, il n'a pas été possible de mettre des normes de rejets pour préserver ce TRF2 ; ce problème a été évoqué lors de la discussion précédente sur le groupe 7.

Quoiqu'il en soit, on peut légitimement considérer que le seuil d'altération de ce trait fonctionnel apparaît pour des teneurs en sels ammoniacaux des eaux superficielles voisines de **0,05 mg L⁻¹**, ce qui est concordant avec des résultats plus anciens (Lafont, 1989) et les données de la littérature (Le Pimpec et al. 2006).

En revanche, les teneurs en sels ammoniacaux du milieu hyporhéique sont plus délicates à établir dans la mesure où le milieu hyporhéique stocke les substances. Si la faune hyporhéique est peu abondante, les nutriments ne seront pas consommés, s'accumuleront sur place, donnant des teneurs instantanées relativement élevées alors qu'il n'y a pas de rejets polluants.

Toutes proportions gardées, la même situation a été observée dans les milieux lacustres de référence mais à faible potentiel métabolique, avec une accumulation de matières organiques non consommées par les organismes vivants et s'accumulant sur place (Lafont et al. 1991). En réalité, il faudrait raisonner en flux de substances et non en teneurs instantanées.

On pourrait admettre un seuil d'altération de ce trait fonctionnel dans le milieu hyporhéique apparaissant pour des teneurs en NH₄⁺ des eaux voisines de **0,20 mg L⁻¹** (tab. 36 et 37).

Facteurs favorisant le TRF2

- débits moyens du cours d'eau soutenus (= débits réservés à fixer par cours d'eau)

- crues, hautes eaux diverses, tout facteur nettoyant le lit et/ou drainant les polluants
- rejets polluants inexistantes ou peu importants
- exfiltration d'eaux souterraines non polluées (cf. station 3 de la Chaudanne)
- tout type géomorphologique favorisant la dynamique d'échanges hydrologiques

Facteurs défavorisant le TRF2

- colmatage par des particules minérales
- rejets polluants, notamment ceux qui se produisent pendant les périodes d'étiages sévères
- types géomorphologiques ne favorisant pas le nettoyage du lit et les dynamiques d'échanges hydrologiques (exemple : type D4b, Schmitt et al. 2006, sous presse)
- tout aménagement ou perturbation physiques réduisant la capacité d'échanges ;
- exfiltration d'eaux souterraines polluées.

Influence sur la capacité d'auto-restauration (CAR)

N'est pas un facteurs favorable à la CAR mais un élément d'appréciation de cette capacité.

TRFi : Sensibilité moyenne à la pollution

Pourcentage d'espèces d'oligochètes moyennement tolérantes à la pollution des eaux ; ce TRF est lié à une qualité chimique des eaux moyenne à médiocre ; il peut indirectement signifier que le contexte hydro-géomorphologique du milieu commence à atteindre ses limites d'auto-restauration ; mais ce TRF n'est en général pas associé au TRF1, car il exprime aussi un contexte hydro-géomorphologique « moyen », naturellement ou artificiellement peu perturbant, c'est à dire sans crues excessives ni assèchements, avec des échanges hydriques entre la surface et la sub-surface peu actifs → conditions hydro-géomorphologiques moyennes et/ou stables.

Pour l'instant, ce sont surtout les espèces *Chaetogaster diastrophus* et *Nais communis* qui constituent la base de ce TRF. *N. communis* est résistante à une charge organique, mais pas aux substances toxiques à moyennes à fortes concentrations (Learner & Edwards, 1963 ; Vedovini et al. 1985 ; Hullé et al. 1982, Lafont, 1989), la même remarque s'appliquant à *C. diastrophus*, qui est favorisée par une charge organique lorsque celle-ci active le développement des diatomées, notamment *Cymbella* spp. et *Navicula* spp., dont cette espèce se nourrit préférentiellement (Juget, 1979 ; Schwank, 1985).

Certes, les espèces du TRFi sont présentes en l'absence de pollution, mais leur prédominance est bien l'expression d'un état significatif de pollution du milieu, avec en revanche des conditions hydrologiques relativement constantes et peu stressantes.

Facteurs favorisant le TRFi

- débits moyens du cours d'eau soutenus (= débits réservés à fixer par cours d'eau)
- rejets organiques
- toute situation hydro-géomorphologique stable et peu stressante

Facteurs défavorisant le TRFi

- colmatage par des particules minérales
- rejets organiques très importants et/ou rejets toxiques

- stress physiques (crues, déversements, éclusées, déficits hydriques...)

Influence sur la capacité d'auto-restauration (CAR)

N'est pas un facteurs favorable à la CAR mais un élément d'appréciation de cette capacité.

TRF3 : Résistance à la pollution

Ce TRF est défini par le pourcentage d'espèces d'oligochètes tolérantes à la pollution des eaux ; ce TRF est lié à au contexte physico-chimique, par exemple une mauvaise qualité chimique des eaux ; il signifie indirectement que le contexte hydro-géomorphologique du milieu est proche de ses limites d'auto-restauration. Il est toujours en déclin dans les secteurs les plus pollués au profit du TRF4. C'est un TRF qui signale une restauration du milieu quand il prend le pas sur le TRF4, ou une altération lorsqu'il prend le pas sur le TRF2. Il peut être associé au TRF1 dans les secteurs à forte dynamique d'échanges hydriques. Les processus aérobies semblent cependant encore prédominer (dominance des formes oxydées de l'azote) ; cependant, ce TRF pourrait aussi indiquer une pollution toxique par des substances dissoutes présentes dans des ruissellements (Lafont, comm. pers.) ou des lixiviats de décharges (Namour et al. 2005). Ce trait semble à présent validé car nous avons émis quelques réserves sur sa signification comme dans le cas du TRF1 (Lafont et al. 2006).

Il a été rajouté, dans la liste des espèces composant le TRF3 (cf. chapitre V), le Lumbriculidae *Lumbriculus variegatus*, absent de la Chaudanne et peu fréquent dans l'Yzeron, mais dont la résistance à de fortes pollutions est connue depuis longtemps (Brinkhurst, 1965 ; Lafont, 1977 ; Marshall & Winterbourne, 1979).

Facteurs favorisant le TRF3

- crues, hautes eaux diverses, tout facteur nettoyant le lit et/ou drainant les polluants (dans le cas où le TRF4 prédomine)
- rejets polluants importants mais peu chargés en éléments figurés
- exfiltration d'eau souterraine et tout type géomorphologique favorisant la dynamique d'exfiltration dans les secteurs à TRF4 dominant
- processus aérobies
- pollutions par des substances toxiques solubles dans l'eau et véhiculées par des ruissellements ou des lixiviats divers.

Facteurs défavorisant le TRF3

- colmatage par des particules minérales
- rejets polluants très importants, notamment ceux qui sont riches en boues polluées
- tout aménagement ou perturbation physiques réduisant la dynamique d'échanges entre la surface et la sub-surface.

Influence sur la capacité d'auto-restauration (CAR)

N'est pas un facteur favorable à la CAR mais un élément d'appréciation de cette capacité.

TRF4 : Effet boues polluées

Il est caractérisé par le pourcentage d'espèces d'oligochètes indiquant la présence de boues polluées imprégnant les interstices sédimentaires ; ce TRF est lié à une très mauvaise qualité

chimique des eaux ; le TRF4 peut donc être associé au TRF3, mais il peut s'avérer permanent dans les sédiments superficiels et le milieu hyporhéique, notamment lorsque l'état de pollution chimique est associé à un contexte hydro-géomorphologique défavorable, que ce soit dans un contexte naturel (ex : type D4b) ou humain (imperméabilisation du paysage, sur-exploitation des eaux souterraines, éclusées...), contexte qui favorise les dynamiques d'infiltration d'eaux superficielles ; si ces eaux sont polluées, il se produit un stockage durable des polluants dans le milieu hyporhéique ; le TRF4 est plutôt associé à des processus anaérobies (formes réduites de l'azote, dénitrification) ; très actif sur le plan des processus biochimiques.

Facteurs favorisant le TRF4

- rejets polluants très importants et riches en éléments figurés
- processus anaérobies
- rejets polluants en période d'étiages sévères

Facteurs défavorisant le TRF4

- crues, hautes eaux diverses, tout facteur nettoyant le lit et/ou drainant les polluants
- exfiltration d'eaux souterraines de bonne qualité chimique et tout type géomorphologique favorisant cette dynamique d'exfiltration.

Influence sur la capacité d'auto-restauration du milieu (CAR)

Constitue un élément d'appréciation de l'altération de cette capacité mais est aussi un trait caractéristique de processus favorisant la CAR.

Nous avons souligné, dans un précédent travail (Lafont & Vivier, 2006), la valeur des oligochètes en tant qu'indicateurs de processus métaboliques, notamment leur rôle dans l'épuration des effluents sur des systèmes de lits bactériens (Bou, 1977; Bruce et al., 1983, cité by Datry et al., 2003a). En fait, l'activité métabolique des invertébrés dans les systèmes poreux est encore peu connue, mais en voie d'exploration sur des bassins d'infiltration (Datry et al., 2003a) ou en microcosmes au laboratoire (Mermillod-Blondin et al., 2002 ; 2004 ; 2005 ; Nogaro et al. 2006).

Que ce soit sur le terrain ou au laboratoire, ce sont des systèmes poreux imprégnés par des boues polluées qui font l'objet des investigations sur la bioturbation (op. cités), ce qui correspond en fait au TRF4, fait confirmé lorsque l'on examine par caméra immergée ce type de système (Datry et al. 2003b). On s'aperçoit alors que le TRF4 présente une très forte activité métabolique et un fort pouvoir épuratoire. Les Tubificidae notamment, représentatifs du TRF4, contribuent à maintenir une forte conductivité hydraulique au sein des colonnes de sédiments et à activer les échanges entre l'eau et les sédiments. De ce fait, ils réduisent le colmatage (Nogaro et al. 2006) et augmentent la minéralisation de la matière organique (Mermillod et al. 2005).

Mais certains Enchytraeidae, eux-aussi représentatifs du TRF4 (*Lumbricillus* spp.), sont également bien connus pour avoir un rôle d'activation du métabolisme des nutriments dans des systèmes poreux imprégnés par des boues (Williams & Taylor, 1968 ; Solbé, 1975 ; Solbé et al. 1974). En conclusion, les oligochètes des boues polluées contribuent à épurer le système, à l'enrichir en oxygène et à diminuer le colmatage. C'est aussi probablement une des raisons pour lesquelles le TRF4 ne constitue pas l'inverse du TRF1 (perméabilité, potentiel d'échanges). Le paradoxe est que ce TRF4, qui décrit un état d'altération très important du fonctionnement des habitats poreux, constitue aussi un agent direct et très efficace de restauration de la qualité fonctionnelle.

Cependant, le passage direct du TRF4 vers le TRF2 semble difficile, vraisemblablement en raison de la présence de toxiques. Le TRF3, voire le TRFi et le TRF1 (cf. l'Azergues), semblent être plus logiquement des conséquences directes de l'effet épuratoire du TRF4.

TRF5 : Constance temporelle d'un type fonctionnel

Ce TRF est fondamental car il apporte la 4^{ème} dimension (le temps, Ward, 1989) dans l'examen des groupes fonctionnels qui prennent en compte les 3 autres dimensions. Dans l'immédiat :

- on peut l'estimer en mois ou en jours
- il caractérise des milieux préservés, comme la rivière Roseg (Malard et al. 2001), dont l'appartenance au groupe 1 a été constante toute l'année 1997, ou la station 1 de la Chaudanne, où le groupe 1 a été rencontré de 1998 à 2001 ;
- il caractérise aussi des milieux très altérés, comme le milieu hyporhéique de la station 4, où le TRF4 est observé depuis 2000, la Thur à Staffelelden (Rosso, 1995), qui présentait des sédiments fins contaminés de mauvaise qualité biologique dès que l'on se trouvait en régime de débits moyens en 1991 et en 1992, ou encore la station 4 de la Moselle (MO4), avec la prédominance du groupe 7 de juin à octobre 1992.

On pourrait donc prendre en compte le TRF5 dès que l'on dispose de relevés sur un cycle hydrologique complet et attribuer par exemple un indice K1 si un groupe donné est constant durant une année, K2 s'il est constant pendant 2 ans, etc. En conséquence, la rivière Roseg appartiendrait au groupe 1K₁, la Chaudanne sur la station 1 au groupe 1K₃, la Moselle sur la station 4 au groupe 7K₁ et ainsi de suite, sachant que l'appartenance à ces groupes reste liée à l'effort temporel d'échantillonnage.

On peut considérer qu'un milieu est un système de référence s'il appartient au moins au type 1K₁ (groupe 1 constant au moins 12 mois). Sinon, on peut rencontrer le groupe 1 à certaines saisons seulement (cas de la Chaudanne sur la station 2, tab. 35) : dans ce cas, on a une situation ponctuelle de référence, mais l'on n'a pas affaire à un milieu de référence. Sachant que l'oscillation temporelle entre une situation saine et des situations altérées est la marque de milieux, soit en cours d'altération, soit en cours de restauration (Hynes, 1960 ; 1970, Sladeczek, 1973).

Enfin, les milieux appartenant aux groupes 6K₁, 7K₁ ou plus (7K₂, etc.) présentent le fonctionnement le plus altéré. Le TRF5 est surtout intéressant pour l'étude de longues séquences de données, ce qui permettra de développer les notions de **résilience** et de **résistance** du milieu face à des interactions entre agressions physiques et physico-chimiques.

Facteurs favorisant le TRF5

- cf. facteurs favorisant les différents TRF

Facteurs défavorisant le TRF5

- cf. facteurs défavorisant les différents TRF

Influence sur la capacité d'auto-restauration (CAR)

N'est pas un facteur favorable à la CAR mais un élément d'appréciation de la CAR et notamment des capacités de résilience et de résistance du milieu.

Autres facteurs

Pour finir cette discussion, il faut se pencher sur le problème de la température et de l'oxygène dissous, peu évoqués ici. Ces sont des facteurs en principe fondamentaux pour les organismes vivants, notamment dans le milieu hyporhéique (Strayer et al. 1997). Mais ils posent plusieurs problèmes métrologiques.

Le rôle de la température peut être interprété si l'on dispose par station de mesures en continu de cette variable. En l'absence de telles mesures, le rôle précis de la température ne peut être interprété sérieusement. De plus, nous avons pris soin de considérer des organismes (les oligochètes) pour lesquels la température n'a pas d'incidence sur leur distribution en France (Lafont, 1989 ; Martinez-Ansemil, 1993), à l'exception de milieux extrêmes comme les torrents ou les lacs de montagne. Les mêmes remarques s'appliquent à l'oxygène dissous, les oligochètes étant résistants aux déficits en oxygène, même en l'absence de rejets polluants (Lafont, 1989). Comme pour la température, l'absence de mesures en continu de l'O₂ dans les horizons superficiels et hyporhéiques ne permet pas d'interprétations précises et fiables.

La prise en compte de la température et de l'oxygène dissous sont en revanche totalement indispensables dans des études de processus biologiques en laboratoire ou sur le terrain, en se focalisant sur un endroit bien précis et que l'on peut aisément instrumenter, comme un microcosme de laboratoire ou une station de terrain très facile d'accès, d'entretien et de protection.

4 Bilan et perspectives

4.1 Bilan final

4.1.1 Acquis conceptuels et méthodologiques

4.1.1.1 Acquis conceptuels

Par rapport à nos hypothèses de départ (sous-chapitres II-1 et II-2), la typologie en 3 types est passée à une typologie en 7 groupes, avec des procédures de calcul permettant de classer une station donnée dans un groupe donné (voir chapitre VI). De plus, la typologie tient simultanément compte des sédiments grossiers superficiels et du milieu hyporhéique, ce qui était l'enjeu majeur de départ (Boulton, 2000 ; Boulton et al. 2003 ; Lafont & Vivier, 2006).

Parmi les liens entre TRF et variables physiques et physico-chimiques, les liens avec les dynamiques de formes ont peu progressé par rapport aux travaux initiaux (chapitre II), car le jeu de données actuel manque de gradients de formes. Les premiers résultats sont cependant très encourageants, et les types géomorphologiques A1, B1, B2 et B4 sont favorables à une dynamique d'échanges, le type D4b ne l'étant pas.

Concernant les facteurs hydrologiques (débits du ruisseau et du déversoir d'orage), il a été possible de déterminer les variables les plus favorables ou les plus défavorables au fonctionnement du système Chaudanne, mais pas à celui de l'Yzeron. Les résultats acquis ne sont donc pas transposables à l'Yzeron. Seule est transposable la tendance montrant que les déversements en périodes d'étiages sévères sont générateurs de l'effet boues.

Pour les liens entre la physico-chimie de l'eau et les TRF, on peut considérer que l'on a significativement progressé par rapport aux travaux initiaux. Mais il reste des points obscurs et les données devront être revues avec l'aide d'un chimiste de métier (§ 5, Perspectives).

4.1.1.2 Acquis méthodologiques

On dispose à présent, avec la typologie et les traits fonctionnels, d'une première base solide de **bioindication des fonctionnalités**, c'est à dire d'une bioindication permettant d'intégrer l'effet des stress physiques et physico-chimiques. La méthodologie est standardisée et peut être dès à présent transférée à des organismes d'application (voir chapitre VI).

On ne peut d'ailleurs, d'une façon générale, qu'être très surpris, comme Verdonschot (2006), du peu d'attention porté aux peuplements d'oligochètes dans le cadre des travaux sur la DCE. Les raisons de cet état de fait restent très obscures.

On voit bien, à travers de la typologie (fig. 83), que l'on observe un gradient croissant d'effets chimiques et physiques cumulés et interactifs du groupe 1 au groupe 7. Le groupe 1 correspond à des stations non anthropisées, qui peuvent cependant révéler des stress naturels, comme le colmatage du milieu hyporhéique sur la station 1 de la Chaudanne, ou des crues excessives lors de la fonte des glaces (rivière Roseg). A partir du groupe 2, la synergie entre stress physiques et stress physico-chimiques devient évidente. Elle reste modérée dans le groupe 2 et devient maximale dans les groupes 5 et surtout 6 et 7. Les groupes 3 et 4 constituent des situations intermédiaires. Par rapport à la classification des rivières DCE en 5 couleurs (UE, 2000), on pourrait admettre, en première approximation, les classes suivantes :

Bleu → fonctionnement très préservé, milieux « vierges » → **groupe 1** (rivière Roseg)

Vert → fonctionnement relativement préservé → **groupe 1** (Chaudanne station 1, Yzeron)

Jaune → fonctionnement significativement altéré → **groupes 2 et 3**

Orange → fonctionnement fortement altéré → **groupes 5 et 6**

Rouge → fonctionnement très fortement altéré → **groupes 4 et 7**

On peut nuancer le diagnostic par la position des stations sur le plan factoriel. C'est le cas de la distinction entre la couleur bleue et la couleur verte, la rivière Roseg (milieu réellement vierge ou « pristine ») présentant une position excentrée dans le groupe 1 (fig. 83). Le Brunnwasser par exemple mériterait à lui-seul une couleur spécifique (noir, groupe 7, fig. 83).

La classification est très attirée par l'effet boues (TRF4), les milieux les plus altérés présentant cet effet simultanément en surface et en sub-surface. Ce TRF est associé ici à un gradient de contamination par les métaux lourds (sous-chapitre II-2), ce qui atteste d'ailleurs qu'il s'agit bien de boues, les métaux étant toujours fixés sur un support minéral (particules fines ou sableuses) et organique avant d'être éventuellement relargués (Prygiel et al. 1999).

Cet effet, bien que présentant une activité d'épuration très active, n'est pas désirable dans les habitats poreux superficiels et hyporhéiques, où il constitue une anomalie. C'est un TRF à privilégier dans des systèmes d'épuration, comme les bassins d'infiltration (Datry et al. 2003a, 2003b), mais pas dans un milieu récepteur à sédiments grossiers. En revanche, ce TRF4 est dominant dans les sédiments fins où il peut constituer une situation normale si le sédiment n'est pas contaminé par des substances toxiques.

Les traits fonctionnels et la typologie en 7 groupes semblent bien adaptés à l'appréciation des tendances fonctionnelles dans des milieux sains ou altérés par des rejets chimiques et des perturbations physiques affectant les échanges hydrologiques. Il reste deux domaines dans lesquels il n'est pas évident que cette méthodologie soit valide :

- les perturbations hydrologiques n'affectant pas la dynamique d'échanges entre la surface et la sub-surface, comme par exemple une simplification des habitats sans altération des habitats poreux ; ces perturbations peuvent être très importantes (Bunn & Arthington, 2002) ;
- les effets de l'acidification des milieux, qui constituent un problème crucial dans certaines régions comme les Vosges (Guérol, 1999 ; Guérol et al. 1995 ; 2000 ; Tixier, 2004).

En particulier, l'acidification a des effets contradictoires. Des peuplements d'insectes aquatiques comme les Plécoptères, bien connus pour être sensibles à la pollution, s'avèrent très résistants à l'acidification. Il est possible que cette altération très particulière sème la confusion dans les TRF2, 3, 4 et le TRFi. En théorie, seul le TRF1, qui obéit à des contraintes physiques, pourrait garder une certaine validité, à condition que les espèces AED ne soient pas sensibles à l'acidification, ce qui n'est pas prouvé.

4.1.2 Effets de l'urbanisation et des rejets intermittents de temps de pluie

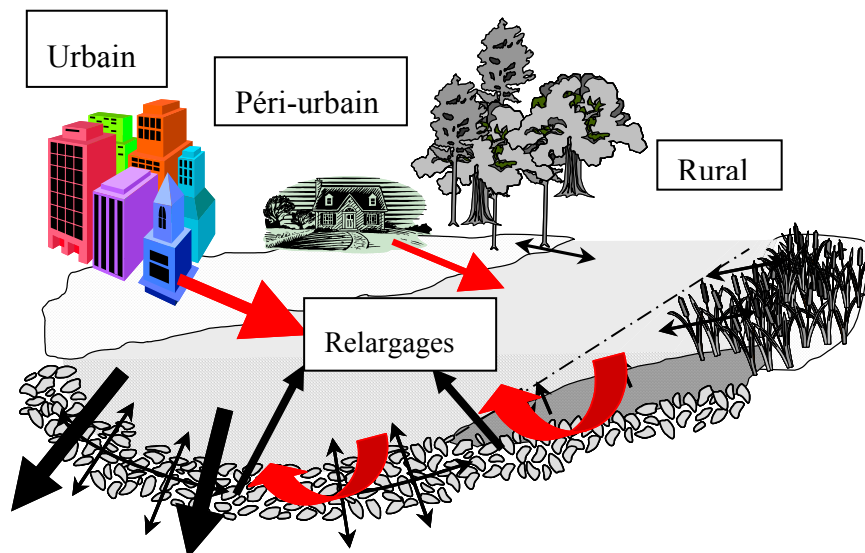
On peut résumer les effets de l'urbanisation par la figure 84. Par rapport à ces effets, on a pu constater sur nos sites étudiés que :

- 15 à 18% d'imperméabilisation constituent bien un **LOUE** (« Lowest Observed Urbanisation Effects ») ; ce pourcentage d'imperméabilisation serait une limite à ne pas dépasser dans les zones où l'on peut encore maîtriser l'urbanisation, c'est à dire les zones péri-urbaines ;
- un seuil de $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ de NH_4^+ semble également un seuil de contamination azotée à ne pas dépasser dans le milieu récepteur (= **LOUE** physico-chimique) ;
- les rejets intermittents sont liés au climat et à la pluviosité ; mais on peut limiter leurs effets en respectant un débit réservé propre à chaque hydrosystème, notamment lorsque l'on rencontre des situations géomorphologiquement favorables ;
- il ne faut pas sous-estimer les effets physiques des rejets urbains lorsque les effets physico-chimiques semblent modérés (cas de l'Yzeron) ; si les perturbations du régime des débits affectent les peuplements d'oligochètes interstitiels ou les peuplements de Chironomidae, c'est que l'on est arrivé à une **LOUE** en terme de débits ; l'effet de ces perturbations physiques semblerait détecté à partir du groupe 2 ;
- les rejets de déversoirs, comme d'ailleurs les éclusées de barrage, les ruissellements, les déficits hydriques liés à l'accélération des vitesses d'écoulement en paysage imperméabilisé, favorisent les dynamiques d'infiltration ; si les rejets sont pollués, la pollution (sels d'azote, de phosphore, mais aussi métaux lourds) s'accumulent dans le milieu hyporhéique et peuvent contaminer les nappes lors des périodes de connexion entre sub-surface et nappe ; une autre partie des polluants ira s'accumuler dans les sédiments fins, ce qui n'est pas le cas des cours d'eau étudiés ici ;
- les rejets de temps de pluie peuvent de plus détruire les habitats rivulaires (incision, effondrements de berges, destruction des zones de frayères du poisson... ; ces effets ont été relevés dans certains cours d'eau du bassin de l'Yzeron non étudiés ici (Valin, 2004 ; Valette, 2005 ; Schmitt et al. 2006) ;
- les rejets urbains en zone rurale entraînent des effets comparables à ceux rencontrés dans des secteurs urbanisés (cf. Brunnwasser).

On conclura en faisant remarquer qu'il n'y a pas d'effets urbains vraiment spécifiques. Il existe une synergie entre les altérations physiques et les altérations chimiques. Cette synergie est maximale au niveau du groupe 7 où l'on trouve les stations les plus impactées. Dans ce

groupe 7, il y a aussi bien des stations péri-urbaines (le Rhône à Chasse CS, la Moselle à Bainville MO4, fig. 83) que rurales (le Brunnwasser, BR1, BR2, la Loire, LO3). En fait, en paysage urbanisé, la probabilité de synergie entre des altérations physiques et physico-chimiques est plus forte qu'en milieu rural.

Augmentation de l'imperméabilisation du paysage environnant : augmentation du ruissellement et des pollutions par déversoirs d'orage



Augmentation de l'infiltration : stockage
des polluants dans la zone hyporhéique
ou les sédiments fins + relargage des polluants

Instabilité du substrat et risques d'incision

Figure 84 : Aperçu global et schématique de l'effet de rejets urbains ; d'après Lafont et al. (comm. pers.).

4.1.3 Mesures de gestion pour la Chaudanne (et l'Yzeron)

Seul le principe général des mesures de gestion proposées ici peut intéresser d'autres cours d'eau. Le principe reste le même, il s'agit de diminuer les apports AP (concept EASY, Lafont, 2001) tout en augmentant ou en préservant les défenses DM du milieu, et donc sa capacité d'auto-restauration. A ce sujet, le terme de « capacité d'auto-restauration » CAR est préféré ici à celui de capacité d'auto-épuration ou d'assimilation, qui laisse toujours penser qu'un cours d'eau est un système dont la fonction est d'assimiler et d'épurer les rejets, ce qui nous paraît une vision dangereuse : un cours d'eau n'est pas une STEP.

En revanche, si l'on souhaite que la biodiversité remplisse un rôle important dans l'amélioration de la qualité du milieu, il faut la protéger (Ostroumov, 2005). La protéger implique précisément de limiter les rejets, de les épurer et de conserver intactes les fonctionnalités physiques du milieu. A cette seule condition, une forte CAR permettra, non pas d'épurer les rejets, mais de revenir plus vite à un état fonctionnel non perturbé, d'où le terme de capacité d'auto-restauration.

On pourrait suggérer, en première analyse les mesures suivantes, sachant que l'aménagement des cours d'eau devient un métier à part entière (Bouchy, 1998) et que, plus les concepts et acquis fonctionnels progresseront, plus ce métier sera consolidé et deviendra totalement indispensable. C'est pour cela que nous « suggérons » des mesures, car nous n'avons pas du tout la compétence d'aménageur :

- limiter les rejets et les ruissellements (Chaudanne et Yzeron) ; continuer si possible la mise en séparatif du réseau ; les effets de cette action ne sont pas encore probants sur la Chaudanne, mais ce n'est probablement qu'une question de temps et/ou de volumes mis en séparatif encore insuffisants ;
- conserver un débit minimum de $0,02 \text{ L s}^{-1}$ pendant au moins 60 jours pour préserver le milieu et 120 jours pour nettoyer le milieu hyporhéique (cas de la Chaudanne) ;
- respecter le contexte géomorphologique actuel et les dynamiques d'échanges entre la surface et la sub-surface ; notamment, ne pas augmenter, si possible, les surfaces imperméabilisées ;
- éviter ou supprimer les aménagements sauvages, comme les seuils de pierre et les embâcles artificiels, etc. ; cela vaut pour la Chaudanne et l'Yzeron ; en clair, définir un « couloir géomorphologique de protection » pour préserver ou restaurer la biodiversité ;
- éviter les rejets en zone d'infiltration ; en particulier, supprimer le rejet de la zone commerciale en station 4, rejet pourtant signalé depuis l'année 2000 (Chaudanne) ;
- faire transiter les déversoirs d'orage par des bassins de décantation poreux pour que le TRF4 joue pleinement son rôle épuratoire (Chaudanne et Yzeron) ;
- profiter des périodes de temps sec pour répertorier et éradiquer le plus grand nombre possible de rejets parasites permanents (Chaudanne et Yzeron)

4.2 Perspectives

4.2.1 Taxonomie des oligochètes

Les perspectives en taxonomie ont été évoquées en détail dans le chapitre IV). On rappellera qu'une étude de fond sur la systématique des Enchytraeidae est prévue. Parmi les autres perspectives, il y a la rédaction d'une clé de détermination des espèces d'oligochètes, adaptée à l'utilisation des TRF et la poursuite de l'inventaire taxonomique et faunistique commencé sur le bassin de l'Yzeron.

4.2.2 Ecologie fonctionnelle

On revient au concept de départ, le concept EASY (Lafont, 2001). On rappelle que le concept est de la forme :

$$\text{BIO} = f \text{ AP} - g \text{ DM}$$

Actuellement, le facteur BIO est représenté par les 7 groupes fonctionnels. Il faut donc en face de ces groupes, qui sont des données intégratrices, trouver des données intégratrices susceptibles de caractériser les facteurs AP et DM.

Dans le cas du facteur AP (apports), les relations entre les TRF et les variables physico-chimiques n'ont pas donné de résultats très originaux. Il faut donc re-travailler le jeu de

données actuel, en collaboration avec un chimiste de métier, notamment dans l'optique de trouver une typologie du fonctionnement chimique du milieu, qui demandera de la réflexion disciplinaire et des analyses de données.

Pour le facteur DM, plusieurs pistes se sont ouvertes. Les liens entre les TRF et la géomorphologie doivent être étudiés sur le terrain, mais avec une combinaison plus étoffée de gradients de formes et de groupes fonctionnels. Le bassin de l'Yzeron et/ou la plaine d'Alsace (Schmitt et al. 2006 ; 2006, sous-presse) seraient à privilégier (collaborations avec l'Université Lyon 2 et le CEVH de Strasbourg). On tentera de définir un gradient de potentialités de défense du milieu en fonction de classes géomorphologiques et de leurs groupes fonctionnels caractéristiques, une attention particulière étant donnée à la dynamique d'échanges entre les eaux superficielles et souterraines. Une première ébauche sommaire de ce travail a été présentée par Jézéquel (2006).

De plus, la collaboration actuelle avec les équipes impliquées dans des travaux expérimentaux de bioturbation (Nogaro et al. 2006) doit être poursuivie, notamment pour estimer le rôle du TRF4 dans l'auto-restauration du milieu et étendre cette expérimentation aux autres TRF. L'idée est de disposer d'un modèle du type :

Groupes fonctionnels = f [indice de fonctionnement chimique] - g [types géomorphologiques + capacité d'échanges surface/sub-surface + processus métaboliques liés aux TRF...].

Ces travaux, basés sur un aller-retour entre le terrain et le laboratoire, devraient permettre de répondre de façon de plus en plus précise à l'objectif de départ, c'est à dire connaître le fonctionnement d'un hydrosystème dans son bassin versant et l'effet fonctionnel des agressions physiques et physico-chimiques entrant en synergie. Le but reste de proposer des mesures de gestion et de restauration fiables et réalistes, et dont les effets bénéfiques puissent durer dans le temps (= TRF5).

Les collaborations avec les équipes travaillant sur l'écotoxicologie des habitats poreux en rivières artificielles (Bassères et al. 2004) doivent être poursuivies. Elles permettront d'affiner les exigences écologiques des espèces et de préciser l'amplitude écotoxicologique des TRF.

Enfin, des collaborations avec les équipes travaillant sur l'acidification des hydrosystèmes devraient être initiées, car il est probable que cette altération très particulière soit susceptible d'entrer en synergie avec les autres causes d'altération exposées ici, ce qui pourrait conduire à des altérations encore plus sévères des fonctionnalités des systèmes aquatiques.

**CHAPITRE VI - PROPOSITION D'UN GUIDE TECHNIQUE DE BIOINDICATION DES
FONCTIONNALITES**

1 Introduction

1.1 Stratégie de transfert de savoir-faire

Il s'agit de mettre ici en application la 4^{ème} étape de la thèse, l'étape opérationnelle (chapitre I, tab. 2), ce qui constitue la valorisation finale du travail. Comme stipulé dans la démarche décrite dans le tableau cité précédemment, il s'agit d'une contribution collective.

Le transfert d'outils de bioindication à des organismes d'application, qu'ils appartiennent au secteur public ou au secteur privé, participe à la vie économique en contribuant à la création d'observatoires écologiques ou de conservatoires de taxonomie appliquée. Ces créations présentent l'intérêt de contribuer à la surveillance de l'état de l'environnement aquatique et de participer à la création d'emplois dans le domaine de l'environnement.

La stratégie de transfert de savoir-faire dans laquelle je me suis intégrée se décline en 6 phases (Lafont, comm. pers.) :

Phase 1. Elle est constituée par la recherche proprement dite et la définition des bases théoriques sur lesquelles s'appuie la mise au point d'une méthode appliquée. Elle correspond en fait aux étapes I et II de la thèse (chapitre I, tab. 2).

Phase 2. Il s'agit de la phase de valorisation dans des revues scientifiques et techniques spécialisées (voir par exemple les annexes I-1, I-2 et I-3).

Phase 3. Elle est constituée par l'élaboration de cahiers techniques complets, avec la mise en place d'une « charte de qualité », et la mise au point de normes.

Phase 4. C'est la formation des personnels exécutants du secteur public ou du secteur privé. La signature de conventions de transfert de savoir-faire est généralement appréciée dans le milieu socio-professionnel du secteur privé (Gaillard 1997). Ces conventions fidélisent et consolident les réseaux de collaboration en R&D. Cette phase 4 est fondamentale, car elle dresse les bases d'un partenariat, contribue à assurer la qualité des résultats, pérennise les méthodes transférées et stimule les réseaux de collaboration.

Phase 5. Le suivi des résultats, des rapports écrits et de la conformité à la charte de qualité, de même que la prise en compte des difficultés inattendues que peuvent rencontrer les personnels exécutants, font partie de cette phase, qui entre aussi dans un contexte de « principe de précaution ».

Phase 6. Elle est constituée par le retour d'expérience, à partir du suivi de la phase 5. Elle permet l'acquisition d'une expérience stimulant la recherche théorique et pratique, notamment la mise au point d'outils plus performants.

Le présent guide technique s'intègre donc dans la **phase 3**.

1.2 Bioindication opérationnelle

Pour qu'un bioindicateur soit opérationnel, il faut qu'il réponde aux trois spécifications suivantes (Lafont et al. 2001a), elles-mêmes issues de travaux préliminaires à la mise en place de la DCE (Nixon et al. 1996, Lafont & Rosso, 1995) :

- que le bioindicateur ait une signification écologique connue et validée,
- qu'une norme et/ou au moins un guide technique soient disponibles,

- qu'il soit transférable à des opérateurs.

En ce qui concerne les outils que nous allons présenter ici, le point 1 peut être considéré comme à peu près acquis. Le point 2 fera l'objet du présent chapitre. Quant au point 3, en vertu d'une convention de transfert de savoir-faire (*Cemagref/BURGEAP*, 1997), il existe des opérateurs déjà susceptibles d'utiliser les techniques mises au point ici. Tout l'enjeu sera de former d'autres opérateurs du secteur public et du secteur privé, pour donner à la méthodologie une utilisation à plus grande échelle.

Les méthodes opérationnelles sont actuellement en France au nombre de 6 :

- l'indice IBGN (AFNOR, 1992),
- l'indice diatomées IBD (AFNOR, 2000),
- l'indice oligochètes des sédiments fins IOBS (AFNOR, 2002),
- l'indice macrophytes en rivière IBMR (AFNOR, 2003),
- l'indice poissons en rivière IPR (AFNOR, 2004),
- l'indice oligochètes des sédiments profonds lacustres IOBL (AFNOR, 2005b).

Il s'agit cependant, à l'exception de l'indice lacustre IOBL qui prend en compte des aspects trophiques, de méthodes de bioindication d'un état statique de qualité biologique. C'est une première étape qu'il était indispensable d'atteindre, notamment pour répondre aux spécifications à moyen terme de la DCE (UE, 2000).

On peut utiliser tous ces indices dans un même système d'harmonisation de bioindicateurs (Lafont et al. 2001b). Le système permet, via une classification de l'état écologique, d'harmoniser des bioindicateurs dont la signification écologique et les métriques s'avèrent différentes. Le but est d'obtenir un diagnostic complet de l'état écologique qualitatif du milieu.

Mais la DCE fait aussi référence à des aspects fonctionnels de « potentiel écologique ». De plus, comme cela a été exposé dans l'introduction (chapitre I), il est indispensable de se pencher sur des aspects fonctionnels dès que l'on veut proposer des mesures de gestion réalistes et durables.

1.3 Bioindication des fonctionnalités

La mise en application des concepts fonctionnels exposés dans cette thèse passe donc par les fondements d'une bioindication des fonctionnalités, c'est à dire d'une bioindication de l'effet simultané des facteurs physiques (dynamiques de formes et de flux d'eau, dynamique d'échanges hydrologiques entre les eaux superficielles et souterraines) et des facteurs physico-chimiques (qualité chimique des eaux).

Nous ne reviendrons pas ici sur les raisons qui nous ont fait retenir les sédiments grossiers superficiels (UF3), le milieu hyporhéique (UF4) ainsi que les peuplements d'oligochètes associés (voir le chapitre I). Les traits fonctionnels TRF1, TRF2, TRF3, TRF4 et TRFi, dont la signification écologique semble à présent validée, constitueront la base de cette bioindication des fonctionnalités.

1.4 Discussion

Certes, il reste encore beaucoup de travail à faire sur la typologie développée dans le chapitre V et les TRF associés. Mais l'enjeu de protection des hydrosystèmes est important et surtout urgent. En effet, les mesures de rémediation et de prophylaxie de l'environnement aquatique nous semblent extrêmement urgentes et constituent une suite obligée du développement de bioindicateurs. Comme les mesures de rémediation ou de prophylaxie nécessitent la prise en compte simultanée des interactions entre les facteurs physiques et les facteurs physico-chimiques, une bioindication des fonctionnalités devient la méthodologie à développer en priorité.

Il reste que les gestionnaires ne peuvent se permettre, vu l'urgence de la situation, d'attendre que les recherches soient achevées. Il est donc indispensable de proposer des méthodes fonctionnelles et le guide méthodologique associé dès que des éléments sérieux de validation de ces méthodes sont mis en évidence. C'est la raison pour laquelle ce guide est proposé ici. Il a été conçu de façon modulable, ce qui permettra d'intégrer, sans repartir à zéro, tous les nouveaux acquis scientifiques.

2 Guide technique de la bioindication des fonctionnalités

Le présent document décrit le protocole de détermination des traits fonctionnels TRF et leur utilisation via une typologie fonctionnelle, dans le but d'évaluer le fonctionnement de cours d'eau où les sédiments grossiers et le milieu hyporhéique prédominent. Le fonctionnement est alors défini comme la résultante d'interactions entre les facteurs physiques et les facteurs physico-chimiques.

2.1 Domaine d'application

Les traits fonctionnels et la typologie qui en découle sont en théorie applicables aux cours d'eau où les sédiments grossiers superficiels (UF3) et le milieu hyporhéique associé (UF4) prédominent. Il semble cependant que cette méthodologie soit aussi applicable à tous les secteurs où l'on peut rencontrer les UF3 et 4, sans que celles-ci prédominent pour autant.

Elle est probablement également applicable aux écosystèmes où des sédiments poreux ont été installés par l'homme. Ce dernier point peut être très important dans le cas de mesures de rémediation basées sur la pose de sédiments poreux artificiels ou reconstitués. On disposerait alors d'une méthodologie de suivi de l'efficacité de ces mesures. Mais ce dernier point nécessite d'être démontré.

La méthodologie décrite dans ce chapitre doit donc permettre d'estimer l'effet des interactions entre :

- les dynamiques de formes (géomorphologie) et leur incidence sur les dynamiques d'échanges hydriques entre les eaux superficielles et souterraines et sur la perméabilité des habitats poreux UF3 et UF4 ;
- les facteurs hydrologiques de surface ;
- les flux de substances, incluant les polluants.

Inversement, la méthodologie ne permet pas :

- d'estimer l'effet des facteurs hydro-géomorphologiques sur la diversité des habitats et la dynamique de la biodiversité associée ;
- de discerner des tendances écorégionales non liées à la nature des habitats, les UF3 et UF4 semblant montrer des fonctionnements globalement similaires dans toutes les écorégions (cf. typologie, chapitre V).

2.2 Termes et définitions

Station

Tronçon de cours d'eau d'une longueur à peu près égale à 10 fois sa largeur.

Echantillon

Ensemble constitué de un ou plusieurs prélèvements dans les UF3 et UF4 sur une station donnée

Taxon

Unité taxonomique (famille, genre, espèce, sous-espèce, écotype)

3 Principe

Le prélèvement des oligochètes est effectué simultanément dans les sédiments grossiers superficiels et le milieu hyporhéique sur chaque station. Après des événements hydrologiques majeurs, comme un assèchement complet du cours d'eau ou des crues exceptionnelles, attendre environ une semaine après la remise en eau ou la crue avant de faire les prélèvements.

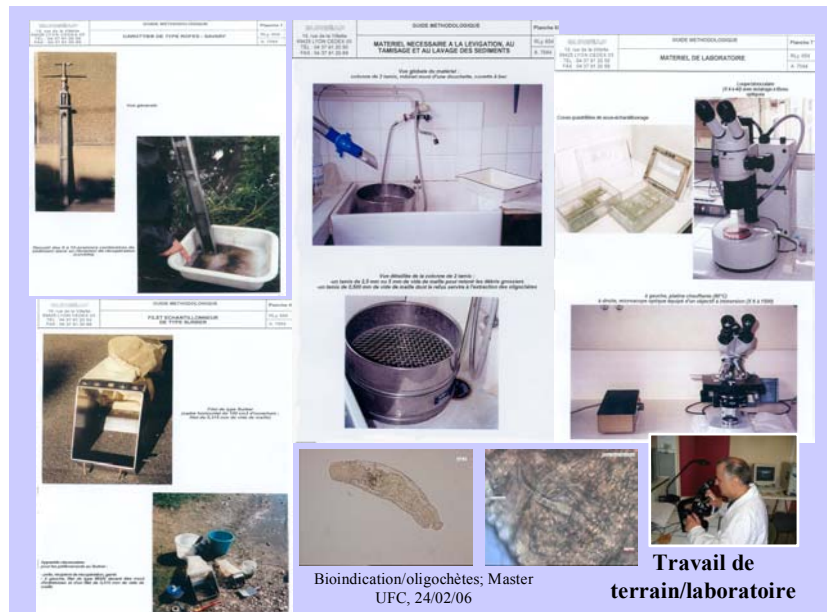


Figure 85 : Filets de type Surber et appareillage de laboratoire ; modifié d'après Lafont & Bernoud (1999).

3.1 Relevés dans les sédiments grossiers superficiels et milieu hyporhéique

Dans les sédiments grossiers superficiels (UF3), les prélèvements ont été effectués au moyen de filets échantillonneurs de type Surber (fig. 85), de 400 cm² d'ouverture et de 0,160 mm de vide de maille, utilisés pour les eaux peu profondes (inférieures à un mètre de profondeur). On collecte le sédiment sur 10 cm d'épaisseur à l'aide d'une griffe, qui permet de creuser le sédiment dans le cadre du filet.

Chaque échantillon est constitué de trois répliquats (un prélèvement tous les 10 mètres). Très généralement, la quantité de sédiment récoltée est telle qu'il est nécessaire de se débarrasser de l'excès de sable pour réduire la quantité de prélèvement. Cet excès peut en effet entraîner des phénomènes d'abrasion avec un broyage du corps des exemplaires fragiles et/ou une cassure des soies.

On effectue alors une première décantation sur le terrain. Les 3 refus de tamis sont soit conservés séparément, soit transférés dans le même récipient de récupération, dans lequel une quantité de formaldéhyde permettant d'obtenir une concentration finale d'environ 5% est ajoutée. Il est indispensable de bien assurer l'homogénéisation du contenu du bocal sinon le formol reste en surface.

Dans le milieu hyporhéique, les prélèvements ont été réalisés à l'aide d'une sonde crépinée (diamètre de 5 cm), enfoncée à la masse jusqu'à une profondeur de 20-30 cm dans les sédiments grossiers (fig. 86). Une pompe Bou-Rouch (Bou & Rouch, 1967), emmanchée sur la sonde, permet de pomper un volume de 5 litres.

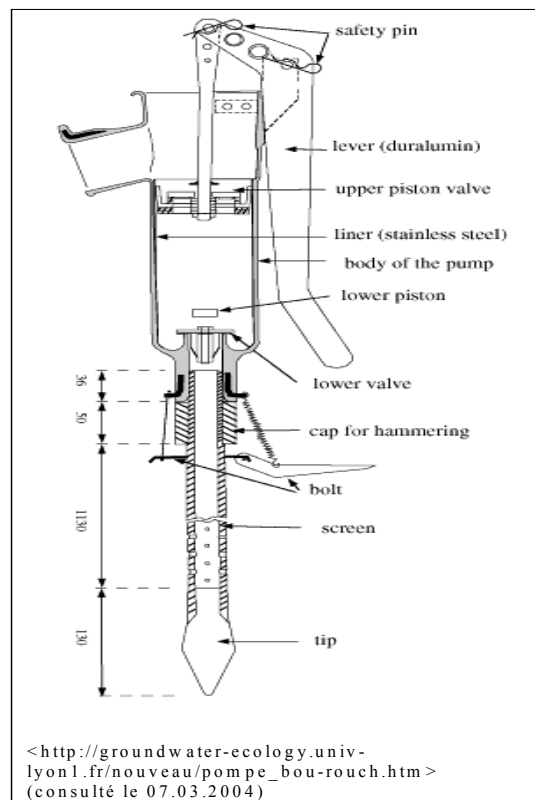


Figure 86 : Sonde crépinée et pompe Bou-Rouch

Chaque échantillon est constitué de trois répliquats de 5 L (un prélèvements tous les 10 mètres), collectés aux mêmes emplacements que les relevés superficiels. Comme dans le cas des sédiments grossiers, il est nécessaire de se débarrasser de l'excès de particules minérales pour réduire la quantité de prélèvement. Le volume prélevé est donc filtré sur le terrain au

moyen d'un tamis de 0,160 mm de vide de maille. On effectue alors une première décantation sur le terrain. Les 3 refus de tamis sont soit conservés séparément, soit transférés dans le même récipient de récupération, dans lequel une quantité de formaldéhyde permettant d'obtenir une concentration finale d'environ 5% est ajoutée. Il est indispensable de bien assurer, comme dans le cas des relevés superficiels, l'homogénéisation du contenu du bocal sinon le formol reste en surface.

Dans le cas d'un travail de recherche, il est très préférable de conserver séparément les répliqués. Dans le cas d'un travail appliqué de routine, on peut regrouper sur le terrain les répliqués dans le même récipient de récupération.

3.2 Préparation des échantillons au laboratoire

Au laboratoire, les particules minérales (pierres, graviers, sables, ...) sont séparées du surnageant contenant les débris et les invertébrés par une série de 10 décantations. Le surnageant est à chaque fois filtré sur un tamis de 0,160 mm de vide de maille. Le refus de tamis est alors versé dans une cuve de sous-échantillonnage avec ajout d'eau. Selon la quantité de refus, ces cuves comportent 12, 25, 49 ou 100 cases (tab. 37).

Puis le contenu des cases est prélevé par aspiration à l'aide d'une pipette (choix des cases retenues à l'aide d'une table de nombres aléatoires, tab. 38), puis examiné sous une loupe binoculaire au cours de 2 passages (grossissement moyen X 16). Les spécimens sont extraits avec une pince fine. On examine ainsi des cases successives jusqu'à l'obtention d'un total de 100 exemplaires d'oligochètes, dont au moins la partie antérieure est intacte.

Les spécimens d'oligochètes sont déposés dans un milieu de montage constitué à parts égales de glycérine et d'acide lactique pur (Lafont, 1983). Les oligochètes doivent être montés si possible en position latérale pour observer sur le même champ les faisceaux de soies ventraux et dorsaux. Les lames sont alors recouvertes par une lamelle et mises à chauffer, si nécessaire, sur une platine chauffante à 70–80°C pendant au moins une demi-heure.

Ce chauffage est indispensable pour assurer l'éclaircissement de certains individus et l'observation des soies et de l'anatomie interne. La détermination des taxons d'oligochètes montés sur les lames s'effectue à l'aide d'un microscope, équipé si possible d'un contraste de phase, et permettant un grossissement de X6 à X1500 (objectif à immersion). Pour obtenir des informations sur la qualité du milieu, la détermination doit se faire si possible jusqu'à l'espèce.

La détermination des oligochètes se fait sur des caractères morphologiques généraux (taille, aspect général...) et sur des caractères anatomiques précis (formes des soies, observation de l'appareil reproducteur mâle...). Des clés de détermination sont disponibles. On citera les ouvrages suivants: Lafont (1983), pour une première initiation à la taxonomie des oligochètes ; Sperber (1950, Naididae) ; Brinkhurst (1971) ; Brinkhurst & Jamieson (1971) ; Klemm (1985).

Le tableau 37 donne une indication sur les dimensions des cuves de sous-échantillonnage dont l'utilisation est recommandée pour sous-échantillonner les relevés qui renfermeront plus de 100 spécimens d'oligochètes. Le tableau 38 donne une liste de nombres aléatoires, permettant de tirer au hasard une case à examiner dans une cuve de sous-échantillonnage.

Nb. de cases	Dimension intérieure de la cuve (Longueur x largeur x hauteur) (mm)	Volume approximatif de la cuve (l)	Dimension des cases (Longueur x largeur x hauteur)(mm)	Volume des cases (cm ³)
12 (4x3)	180x135x50	1,2	42x42x12	21
25 (5x5)	200x200x40	1,6	36x36x10	13
49 (7x7)	245x245x50	3	33x33x10	11
100 (10x10)	25x25x30	1,8	20x20x5	2

Tableau 38 : Dimensions recommandées des cuves de sous-échantillonnage (d'après Lafont, 1989).

26	71	08	37	33	63	01	24	92	16
81	28	62	84	89	13	50	22	68	65
61	29	41	77	52	60	32	82	99	39
15	69	80	42	56	78	30	38	88	59
04	12	94	09	17	21	51	83	57	23
54	98	91	19	03	05	20	55	86	02
11	93	47	06	07	48	45	31	72	18
74	79	43	34	46	27	25	97	67	73
85	96	75	87	58	10	70	40	95	44
53	14	66	64	36	76	35	49	90	

Tableau 39 : Permutation au hasard des nombres de 1 à 99 (d'après Lafont, 1989).

3.3 Calcul des traits fonctionnels TRF

Après détermination des taxons d'oligochètes, on peut les répertorier au sein des traits fonctionnels TRF. Cette classification est issue des travaux réalisés dans les chapitres I à V. La signification des TRF est rappelée dans le tableau 40. Le tableau 41 renferme les taxons et leur appartenance à un TRF donné. Le TRF5 (constance de tendances, chapitre IV) n'est pas encore opérationnel et n'est donc pas pris en compte.

TRF1 : « Perméabilité » : % d'espèces d'oligochètes qui décrivent l'existence d'échanges hydrologiques actifs entre les eaux superficielles et souterraines ; ce TRF exprime l'existence d'échanges dont on connaît l'importance dans l'activation des processus métaboliques et dans celle de l'auto-restauration du milieu ; il exprime un contexte hydro-géomorphologique favorable aux échanges hydriques (ex. : types B2, B4, A1), donc favorable à l'auto-restauration ; il ne donne pas d'indication sur la qualité chimique.

TRF2 : « Sensibilité à la pollution » : % d'espèces d'oligochètes intolérantes à la pollution des eaux ; ce TRF est lié à une bonne qualité chimique des eaux, mais aussi indirectement au contexte hydro-géomorphologique, dans la mesure où celui-ci favorise la capacité d'auto-restauration du système (CAR) ; le TRF2 est donc logiquement associé au TRF1 (facteur favorable à la CAR) dans les systèmes de référence ayant un « bon » fonctionnement.

TRFi : « Sensibilité moyenne à la pollution » : pourcentages d'espèces d'oligochètes moyennement tolérantes à la pollution des eaux ; ce TRF est lié à une qualité chimique des eaux moyenne à médiocre ; il peut indirectement signifier que le milieu commence à atteindre ses limites de CAR ; mais ce TRF n'est en général pas associé au TRF1, car il exprime aussi un contexte hydro-géomorphologique « moyen », naturellement ou artificiellement peu perturbant, c'est à dire sans crues excessives ni assèchements, avec des échanges hydriques entre la surface et la sub-surface peu actifs → conditions hydro-géomorphologiques moyennes et stables.

TRF3 : « Résistance à la pollution » : pourcentages d'espèces d'oligochètes tolérantes à la pollution des eaux ; ce TRF est lié à une qualité chimique des eaux médiocre à mauvaise ; il signifie indirectement que le milieu a atteint ses limites de CAR ; le TRF3 peut donc être associé au TRF1 (facteur favorable à la CAR) dans des situations de transition, pouvant aussi bien basculer vers une altération qu'une amélioration de l'état fonctionnel du milieu ; les processus aérobies semblent cependant encore prédominer (dominance des formes oxydées de l'azote) ; mais ce TRF peut aussi indiquer une pollution toxique par des substances dissoutes présentes dans des ruissellements ou des lixiviats de décharges.

TRF4 : « Effet boues polluées » : % d'espèces d'oligochètes indiquant la présence de boues polluées dans les interstices sédimentaires ; il est lié à une très mauvaise qualité chimique des eaux, associée à des substances toxiques (métaux lourds...) ; il signifie que la CAR du milieu est saturée et qu'elle ne repose plus que sur l'activité de bioturbation du TRF4 ; le TRF4 peut être associé au TRF3, mais il peut s'avérer permanent dans les sédiments superficiels et le milieu hyporhéique, notamment lorsque l'état de pollution chimique des eaux superficielles est associé à un contexte hydro-géomorphologique qui favorise les dynamiques d'infiltration d'eaux superficielles dans la sub-surface (ex : type géomorphologique D4b, ruptures de pentes, imperméabilisation du paysage environnant, sur-exploitation des eaux souterraines, éclusées...) ; il se produit alors un stockage durable des polluants dans le milieu hyporhéique ; le TRF4 est plutôt associé à des processus anaérobies (formes réduites de l'azote, dénitrification...) et s'avère cependant très actif sur le plan des processus biochimiques (métabolisme de l'azote) et physiques (décolmatage des interstices).

Tableau 40 : Signification actuelle des 5 traits fonctionnels, TRF1 à 4 et TRFi, dans les sédiments grossiers superficiels (UF3) et le milieu hyporhéique (UF4).

Codes	Espèces, taxons	TRF1	TRF2	TRF3	TRF4	TRFi
AC00	<i>Achaeta</i> sp.	1	1	0	0	0
ACVE	<i>Achaeta vesiculata</i>	1	1	0	0	0
CEAT	<i>Cernosvitoviella atrata</i>	1	1	0	0	0
CECA	<i>Cernosvitoviella carpatica</i>	1	1	0	0	0
CEES	<i>Cernosvitoviella estaragniensis</i>	1	1	0	0	0
CEIM	<i>Cernosvitoviella immota</i>	1	1	0	0	0
CE00	<i>Cernosvitoviella</i> sp. formes immatures	1	1	0	0	0
COGL	<i>Cognettia glandulosa</i>	0	0	0	0	1
CO00	<i>Cognettia</i> sp. formes immatures	0	0	0	0	1
ENCH1 à10	Enchytraeidae, Groupe 01 à Groupe 10	0	0	0	0	1
EN00	<i>Enchytraeus</i> sp. formes immatures	0	0	0	0	1
ENBU	<i>Enthytraeus buchholzi</i>	0	0	0	0	1
FRMA	<i>Fridericia magna</i>	0	0	0	0	1
FRPI	<i>Fridericia perrieri</i>	0	0	0	0	1
FR00	<i>Fridericia</i> sp.	0	0	0	0	1
HEJU?	<i>Henlea jutlandica</i>	0	0	0	0	1
HE00	<i>Henlea</i> sp.	0	0	0	0	1
HE01	<i>Henlea</i> sp.1	0	0	0	0	1
LCFE	<i>Lumbricillus fennicus</i>	0	0	0	1	0
LCLI	<i>Lumbricillus lineatus</i>	0	0	0	1	0
LCRI	<i>Lumbricillus rivalis</i>	0	0	0	1	0
LC00	<i>Lumbricillus</i> sp. formes immatures	0	0	0	1	0
MAAR	<i>Marionina argentea</i>	1	1	0	0	0
MALI	<i>Marionina libra</i>	0	0	0	0	1
MARI	<i>Marionina riparia</i>	0	0	1	0	0
MA00	<i>Marionina</i> sp.	0	0	0	0	1
MEAR	<i>Mesenchytraeus armatus</i>	1	1	0	0	0
HAPG	<i>Haplotaxis gordioides</i>	1	0	0	0	0
EITE	<i>Eiseniella tetraedra</i>	0	1	0	0	0
LUBC	Lumbricidae g. sp.	0	1	0	0	0
ST00	Lumbriculidae immatures	1	0	0	0	0
LUVA	<i>Lumbriculus variegatus</i>	0	0	0	0	1
STBR	<i>Styiodrilus brachystylus</i>	1	0	0	0	0
STHE	<i>Styiodrilus heringianus</i>	1	0	0	0	0
STPA	<i>Styiodrilus parvus</i>	1	0	0	0	0
TR00	<i>Trichodrilus</i> sp.	1	0	0	0	0
TRST	<i>Trichodrilus strandi</i>	1	0	0	0	0
AMLE	<i>Amphichaeta leydigii</i>	0	0	0	0	1
CHDI	<i>Chaetogaster diaphanus</i>	0	0	0	0	1
CHDS	<i>Chaetogaster diastrophus</i>	0	0	0	0	1
CHLA	<i>Chaetogaster langi</i>	0	0	0	0	1
CHLI	<i>Chaetogaster limnaei</i>	0	0	0	0	1
CHSE	<i>Chaetogaster setosus</i>	1	0	0	0	0
DEDI	<i>Dero digitata</i>	0	0	1	0	0
DEFU	<i>Dero (Aulophorus) furcatus</i>	0	0	1	0	0
DE00	<i>Dero</i> sp.	0	0	0	0	1
NAAL	<i>Nais alpina</i>	0	1	0	0	0
NABA	<i>Nais barbata</i>	0	0	1	0	0

Tableau 4	(suite)					
Codes	Espèces, taxons	TRF1	TRF2	TRF3	TRF4	TRFi
NABR	<i>Nais bretscheri</i>	0	0	0	0	1
NACH	<i>Nais christinae</i>	0	0	0	0	1
NACO	<i>Nais communis</i>	0	0	0	0	1
NAEL	<i>Nais elinguis</i>	0	0	1	0	0
NAPA	<i>Nais pardalis</i>	0	0	0	0	1
NAVA	<i>Nais variabilis</i>	0	0	0	0	1
OPSE	<i>Ophidonais serpentina</i>	0	0	0	0	1
PRAQ	<i>Pristina aequiseta</i>	1	0	1	0	0
PRFO	<i>Pristina aequiseta (foreli)</i>	1	0	1	0	0
PRAM	<i>Pristina amphibiotica</i>	1	1	0	0	0
PRBI	<i>Pristina bilobata</i>	1	0	0	0	0
PRLO	<i>Pristina longiseta</i>	1	0	0	0	0
PR00	<i>Pristina sp.</i>	1	0	0	0	0
PRJE	<i>Pristina jenkiniae</i>	1	0	1	0	0
PROS	<i>Pristina osborni</i>	1	1	0	0	0
RIPA	<i>Ripistes parasita</i>	0	0	0	0	1
SLAP	<i>Slavina appendiculata</i>	0	0	0	0	1
SYLA	<i>Stylaria lacustris</i>	0	0	0	0	1
VECO	<i>Vejdovskyella comata</i>	0	1	0	0	0
AUPL	<i>Aulodrilus pluriseta</i>	0	0	0	1	0
BO00	<i>Bothrioneurum sp. formes immatures</i>	0	0	1	1	0
EMVE	<i>Spirosperma (Embolocephalus) velutinus</i>	1	1	0	0	0
HBSI	<i>Haber simsi</i>	1	0	0	0	0
HB00	<i>Haber sp.</i>	0	0	0	0	1
HBSP	<i>Haber speciosus</i>	0	0	0	0	1
ILTE	<i>Ilyodrilus templetoni</i>	0	0	0	1	0
LICL	<i>Limnodrilus claparedeanus</i>	0	0	0	1	0
LIHO	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	0	0	0	1	0
LIUD	<i>Limnodrilus udekemianus</i>	0	0	0	1	0
POBA	<i>Potamothenix bavaricus</i>	0	0	0	1	0
POHA	<i>Potamothenix hammoniensis</i>	0	0	0	1	0
RHAR	<i>Rhyacodrilus ardierae</i>	1	1	0	0	0
RHCA	<i>Rhyacodrilus carsticus</i>	1	0	0	0	0
RHCO	<i>Rhyacodrilus coccineus</i>	1	0	1	0	0
RHFA	<i>Rhyacodrilus falciformis</i>	1	1	0	0	0
RHSO?	<i>Rhyacodrilus (sodadis ?)</i>	1	1	0	0	0
RH00(asc)	<i>Rhyacodrilus sp. immatures avec soies cap.</i>	1	1	0	0	0
RH00(ssc)	<i>Rhyacodrilus sp. immatures sans soies cap.</i>	1	0	0	0	0
RHSU	<i>Rhyacodrilus subterraneus</i>	1	1	0	0	0
SPPH	<i>Spiridion phreaticola</i>	1	0	0	0	0
TBIG	<i>Tubifex ignotus</i>	0	0	0	1	0
TUBC	Tubificidae immatures avec soies cap.	0	0	0	1	0
TUSS	Tubificidae immatures sans soies cap.	0	0	0	1	0
SP00	Tubificidae immatures sans soies cap. (<i>Spiridion ?</i>)	1	0	0	0	0
TBTU	<i>Tubifex tubifex</i>	0	0	0	1	0

Tableau 41 :Liste des espèces et taxons, avec leur appartenance aux 5 traits fonctionnels (TRF1 à 4 et TRFi) ; 1 : le taxon appartient au TRF ; 0 : le taxon n'appartient pas au TRF.

4 Evaluation du fonctionnement des cours d'eau à partir des traits fonctionnels

Nous avons mis au point une typologie, basée sur la représentation spatiale de stations de référence et altérées, dans le plan factoriel d'une ACPN (fig. 87 et chapitre V). Cependant, il n'est pas toujours facile d'utiliser une ACPN en routine pour déterminer dans quelle zone et donc dans quel type de fonctionnement se situe une station. Afin de déterminer la place approximative d'une station donnée dans la typologie, des indices simples ont été créés à partir des valeurs des traits fonctionnels.

4.1 Différenciation entre fonctionnement préservé et fonctionnement altéré

Nous avons pu remarquer sur l'ACPN (fig. 87 et chapitre V), que de part et d'autre de l'axe F1, deux fonctionnements très différents sont discernables. On peut dire que, quand les coordonnées sur F1 sont <0 , on se situe dans des zones où le fonctionnement est préservé, avec des altérations plus ou moins marquées, notamment dans le milieu superficiel. Tandis que lorsque les coordonnées sur F1 sont >0 , on se trouve dans des cas d'altérations fortes, concernant simultanément le milieu superficiel et le milieu hyporhéique.

Pour différencier les stations situées dans la zone au fonctionnement préservé des stations situées dans la zone au fonctionnement très altéré, on calcule le rapport R1 :

Moyenne des TRF indicateurs de bon fonctionnement / Moyenne des TRF indicateurs d'altération, et ce simultanément dans le milieu superficiel (S) et le milieu hyporhéique (H), soit :

$$R1 = \frac{\text{Moyenne}(TRF1H + TRF1S + TRF2H + TRF2S)}{\text{Moyenne}(TRF3H + TRF3S + TRF4H + TRF4S + TRFiH + TRFiS)}$$

Si $R1 > 1$, on se situe dans un mode de fonctionnement préservé. Cependant différents degrés d'altération peuvent apparaître.

Si $R1 < 1$, on se situe dans un cas d'altération forte touchant le milieu superficiel et le milieu hyporhéique.

4.2 Gradients d'altération dans les milieux au fonctionnement préservé ($R1 > 1$)

Les paliers d'altération dans la zone de fonctionnement préservée sont également déterminés en fonction du rapport R1 :

Si $R1 > 5$: milieux de référence → groupe 1 de la figure 87 ;

Si $2 < R1 < 5$: milieux légèrement altérés (en général, altération de la qualité du milieu superficiel) → groupe 2

Si $1 < R1 < 2$: milieux altérés, pollution des eaux importante → groupe 3

4.3 Gradients d'altération dans les milieux au fonctionnement altéré ($R1 < 1$)

Il s'agit ici de déterminer quel est le type d'altération prédominant dans la station à étudier. Nous avons vu, dans l'étude des TRF des différentes stations ayant permis l'élaboration de la typologie, que dans les cas d'altération les plus accusés, les milieux superficiels et hyporhéiques sont tous les deux touchés, et en général, par le même type d'altération. On calcule alors les trois moyennes suivantes :

$$(TRFi S + TRFi H) / 2 = X$$

$$(TRF3 S + TRF3 H) / 2 = Y$$

$$(TRF4 S + TRF4 H) / 2 = Z$$

Si $X > Y$ et $Z \rightarrow$ groupe 5

Si $Y > X$ et $Z \rightarrow$ groupe 6

Si $Z > X$ et $Y \rightarrow$ groupe 7

C'est donc le TRF dominant qui détermine l'appartenance d'une station à la typologie de la figure 87.

5 Discussion, conclusion

Cette procédure de calcul est simple et opérationnelle, mais elle n'est pas complètement satisfaisante. En effet, elle s'apparente encore à un calcul d'indice qualitatif et statique, sauf que les éléments qui sont pris en considération, en l'occurrence les TRF, font référence à une vision de la dynamique du fonctionnement, impliquant des interactions entre formes et flux, et non à la seule vision de la qualité biologique du milieu.

On a pu voir que seul le groupe 4 n'est pas renseigné. Il représente pour l'instant l'Azergues en amont (AZ1) et en aval d'Anse (AZ2), en amont de la confluence avec la Saône. En fait, ce sont les seuls cas du jeu de données où coexistent des valeurs significativement élevées des TRF1 et TRF4. Cependant, il s'agit de deux stations en milieu urbanisé, surtout AZ2, et la présence du TRF4 dans le milieu hyporhéique n'est pas une découverte (voir chapitre V).

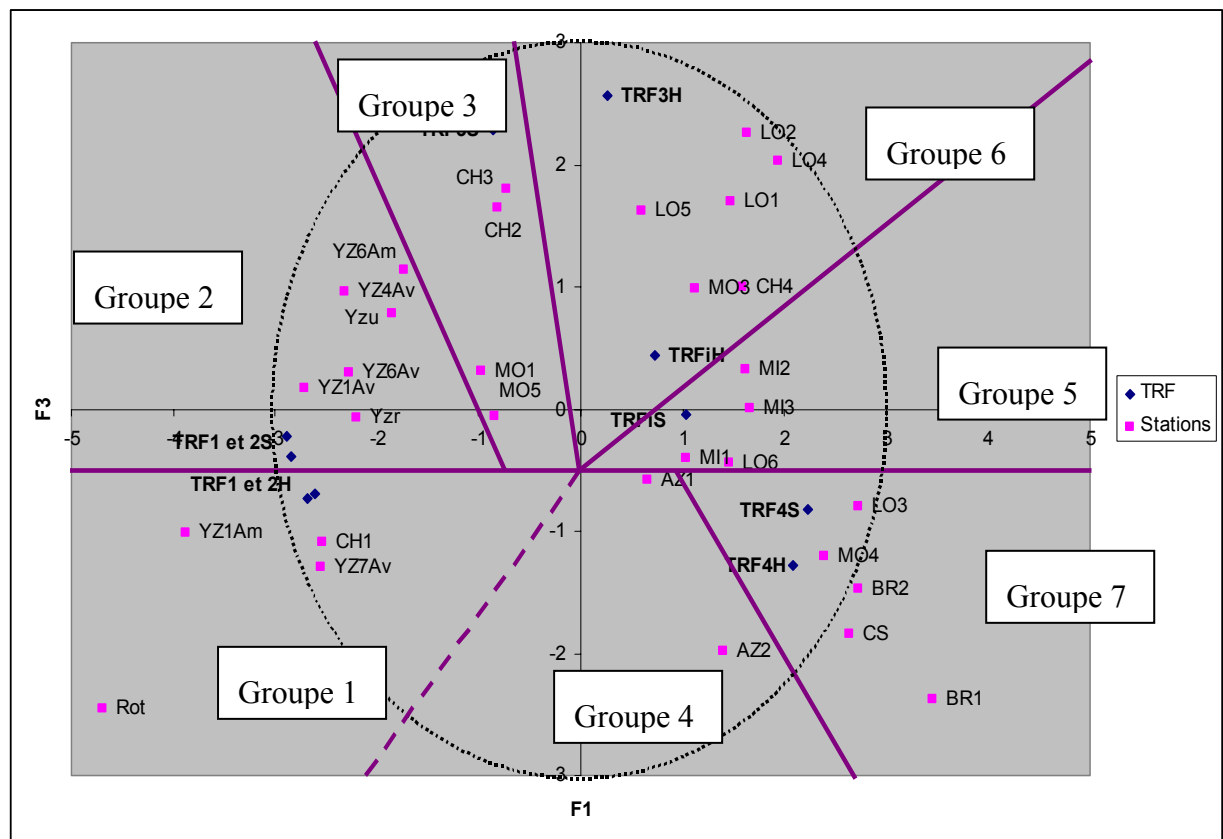


Figure 87 : Proposition de la typologie en 7 types fonctionnels (cf. chapitre V).

La meilleure façon de procéder actuellement est bien sûr de faire tourner l'ACPN qui a donné la figure 87, et de projeter en données supplémentaires les relevés dont on veut connaître la position. Les données brutes concernant cette ACPN figurent dans le tableau 33 du chapitre V et peuvent être rendues disponibles en format informatique en cas de besoin.

Stations	Groupe ACPN	Groupe Calculé		Groupe ACPN	Groupe Calculé
R0t	1	1	LO6	5	5
YzS13	1	1	S418	5	5
CH1	1	1	MO32	5	5
S109	1	2	S408	5	7
YZ1Am	1	1	S417	6	6
YzS22	1	2	LO4	6	6
S107	1	1	S317	6	6
S219	1	1	S415	6	6
YZ7Av	1	1	S217	6	6
YzS12	2	1	S316	6	6
YZ4Av	2	2	YzS21	6	6
Yzu	2	2	S416	6	6
S308	2	2	S210	6	6
S321	2	2	LO5	6	6
Yzr	2	2	MO11	6	5
YzS23	2	1	S216	6	5
MO13	2	2	CH4	6	7
S320	2	2	LO1	6	5
MO12	2	2	S404	6	6
YZ6Av	2	2	S318	6	6
S319	2	2	S407	6	7
YZ1Av	2	2	S207	6	6
S310H	2	2	LO2	6	6
YZ6Am	2	2	YzS11	6	5
MO51	2	2	MO31	6	3
S218	2	2	S421H	6	7
S208	3	3	MO33	6	6
S309	3	3	S409	6	6
MO52	3	2	S206	6	6
MO1	3	3	MO3	6	6
S220	3	3	MO42	7	7
S221	3	3	S422	7	7
S307	3	3	BR1	7	7
CH3	3	3	S405	7	7
S209	3	3	MO4	7	7
CH2	3	3	S420	7	7
MO5	3	3	S419	7	7
MO53	3	3	MO43	7	7
AZ2	4	7	LO3	7	7
AZ1	4	7	MO41	7	7
MI2	5	5	BR2	7	7
MI3	5	5	CS	7	7
MI1	5	5			

Tableau 42 : Appartenance des relevés saisonniers à un des 7 groupes fonctionnels, vue par la projection sur le plan F1-F3 de l'ACPN et vue par le calcul exposé dans les § 4.1, 4.2 et 4.3.

Dans cette optique, un calcul comparatif a été effectué. Il concerne les stations qui ont permis d'élaborer l'ACPN, ainsi que les relevés saisonniers qui avaient été projetés en données supplémentaires sur l'ACPN, afin d'affiner le découpage du plan factoriel (tableau 35, chapitre V). Pour ces relevés, l'appartenance à un des 7 groupes a été testée par voie statistique et par le calcul simplifié proposé plus haut (§ 4.1, 4.2 et 4.3).

Ces deux méthodes de calcul ont été comparées (tab. 42). En caractères gras figurent les stations ayant servi à l'élaboration de l'ACPN. En caractères normaux figurent les données saisonnières qui avaient été projetées en éléments supplémentaires.

La classification obtenue par l'ACPN et le calcul simplifié sont cohérents. On obtient exactement le même classement pour 81% des relevés (69 mesures sur 85, cases laissées en blanc).

On obtient un classement différent pour 16 stations : 8 stations obtiennent un classement plus défavorable par le calcul, et 8 un classement plus favorable (tab. 42). C'est par exemple le cas de la Moselle en aval immédiat de rejets de papeteries en fin de hautes eaux (MO31, entourée en rouge dans la fig. 88). Cette station se situe à la limite entre les groupes 3 et 6. L'effet boues (TRF4) n'est pas encore important et le TRF3 prédomine. En fait, c'est précisément la moins impactée des stations situées en aval des papeterie (Lafont et al. 1996)

Le cas inverse est celui de l'Azergues en amont (AZ1) et en aval d'Anse (AZ2), le calcul étant plus défavorable que la projection sur le plan F1-F2 de l'ACPN (tab. 42). En fait, l'effet boues (TRF4) est plus déclassant, car plus accusé dans le milieu hyporhéique que dans le milieu superficiel, notamment sur la station aval AZ2, situation qui semble la règle dans les systèmes pollués en paysages urbanisés.

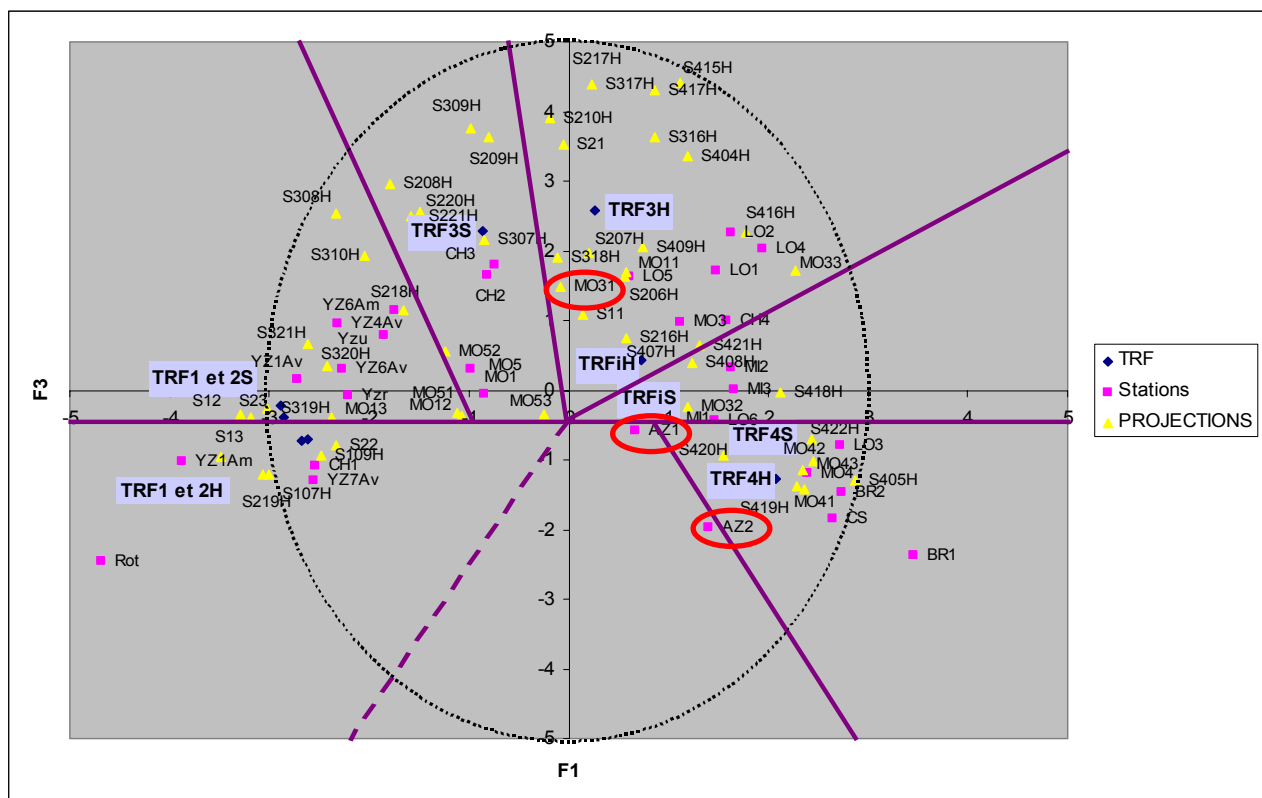


Figure 88 : Projection des données supplémentaires (points jaunes) sur l'ACPN globale (d'après chapitre V) ; entourées en rouge : stations dont l'appartenance à un groupe est discordante entre le calcul et la projection sur le plan F1-F2 de l'ACPN.

En conclusion, ce premier guide technique est prévu pour des études où les UF3 et UF4 sont simultanément prises en considération. Il reste donc le problème des jeux de données où un seul compartiment est pris en considération, soit des données plus anciennes traçables, mais où seuls les sédiments grossiers superficiels (UF3) ont été pris en compte, soit des données

récentes où seul le milieu hyporhéique (UF4) a été échantillonné, soit encore les cas où le milieu hyporhéique se révèle vide d'oligochètes.

On ne peut donc pas projeter des données incomplètes en éléments supplémentaires sur l'ACPN. En revanche, il n'y a aucun obstacle à utiliser le calcul simplifié décrit dans les § 4.1, 4.2 et 4.3. Mais les résultats seront moins précis dans la mesure où un compartiment fait défaut.

6 Expression des résultats

Les résultats peuvent être présentés sous la forme d'une fiche standardisée qui reprendrait, outre le diagnostic biologique fonctionnel, tous les éléments des dynamiques de formes et de flux disponibles. Une proposition de fiche fait l'objet de la figure 89. On discerne tout de suite que la valeur technique de la fiche sera liée à la quantité et à la précision des données disponibles. Il est toujours bien d'avoir un diagnostic s'appuyant sur des données précises et reproductibles, mais un diagnostic empirique d'expert n'est pas sans valeur, loin de là, car il s'appuie sur une expérience qui peut largement valoir un jeu de données. La fiche doit pouvoir intégrer ces deux types de renseignements. Elle est évolutive et son amélioration viendra surtout des critiques des utilisateurs éventuels.

Type géomorphologique : B4	plateau lyonnais, cailloutis miocènes/pliocènes ; énergie modérée
Type de fond de vallée	alluvial, encaissé et large, dynamique latérale active
Charge solide	hétérométrique ; dominance : sables, graviers, galets, colmatage sableux important
Séquences	seuils/mouilles, associés à des plats et des rapides (UF3-UF4 = 80% des habitats du lit mineur)
Echanges surface/subsurface	potentiellement actifs (dynamique latérale active)
Imperméabilisation	18% du paysage environnant
Yzeron, station 2 en zone périurbaine	
<p>Flux d'eau Etiage : juillet ; hautes eaux : mars, novembre. Echanges surface/subsurface : avril : bonne circulation entre surface/subsurface juin : moins bonne circulation entre surface/subsurface</p>	
<p>Flux de substances NH_4^+ : $\leq 0,60$ mg/L en juin ; $\leq 0,10$ mg/L en novembre ; faibles teneurs en nitrates (consommation + dénitrification?) ; pollution urbaine en moyenne modérée transitant par les eaux de ruissellement et les déversoirs d'orage lors des épisodes de pluies.</p>	
<p>Type fonctionnel général : → Groupe 2 Le fonctionnement est globalement peu dégradé. Les échanges hydriques sont actifs et les espèces sensibles à la pollution sont prédominantes car le type géomorphologique B4 est favorable à l'auto-restauration du milieu. Mais l'apparition d'espèces d'oligochètes tolérantes à la pollution (TRF3), notamment en avril, constitue un signal d'alarme ; de plus, les Chironomidae prédominent dans les peuplements d'insectes aquatiques en surface et en sub-surface, ce qui serait lié à une altération significative de la dynamique des flux hydrologiques de surface et à des dynamiques d'infiltration.</p> <p>Saison favorable en 2004 : novembre (hautes eaux) ; effet boues (TRF4) très limité en juillet, malgré les orages survenus en basses eaux. Saison critique en 2004 : avril, fin de hautes eaux et de ruissellements/déversements des DO, ce qui favorise le TRF3 : TRF3 S = 70% ; TRF3 H = 59% ; la station appartient alors au groupe 6 (prédominance du TRF3) ; il s'agit d'un stade de pollution avancé ; cependant, les processus métaboliques restent actifs.</p> <p>Conclusion Station plus sensible aux rejets urbains/ruissellements en fin de période prolongée de hautes eaux qu'en basses eaux ; type géomorphologique favorable à l'auto-restauration ; à conserver en l'état : pas d'aménagement des berges, pas de rectification du lit ni d'installation de seuils, pas d'urbanisation dans le couloir de protection géomorphologique.</p>	

Figure 89 : Proposition de fiche standardisée de diagnostic, associant les facteurs hydro-géomorphologiques, physico-chimiques et les bioindicateurs fonctionnels (groupes fonctionnels via les TRF) ; application à la station périurbaine de la rivière Yzeron décrite dans le chapitre III) ; modifié, d'après Lafont et Coll. (2006).

7 Perspectives

Le guide technique est conçu de façon modulable pour les aspects typologiques, sachant que la méthodologie de terrain et de laboratoire est déjà prévue pour ne pas significativement changer. Il sera périodiquement actualisé à la lumière des résultats des recherches qui vont se poursuivre dans le domaine. La signification fonctionnelle des TRF actuels sera affinée et il s'avère très probable que d'autres TRF seront mis en évidence. De même, d'autres associations de TRF que celles qui ont déjà été répertoriées seront recensées, ce qui enrichira encore le contenu du guide : ce sera le retour d'expérience de son utilisation en routine (cf. phase 6 du transfert technologique, § 1.1).

En conséquence, dès que possible, c'est à dire avec un retour d'expérience significatif qui manque encore ici, ce guide sera destiné à être normalisé (AFNOR ou CEN). Autre perspective, la typologie fonctionnelle peut s'intégrer dans le système d'harmonisation de bioindicateurs qualitatifs d'état écologique (Lafont et al. 2001b). On aurait ainsi une vision très complète de l'état de l'environnement aquatique et de son fonctionnement (fig. 90). Cette vision intégratrice a déjà été initiée (Perrin et al. 2004) et constituera très probablement un outil performant pour la DCE actuelle et ses prolongements futurs.

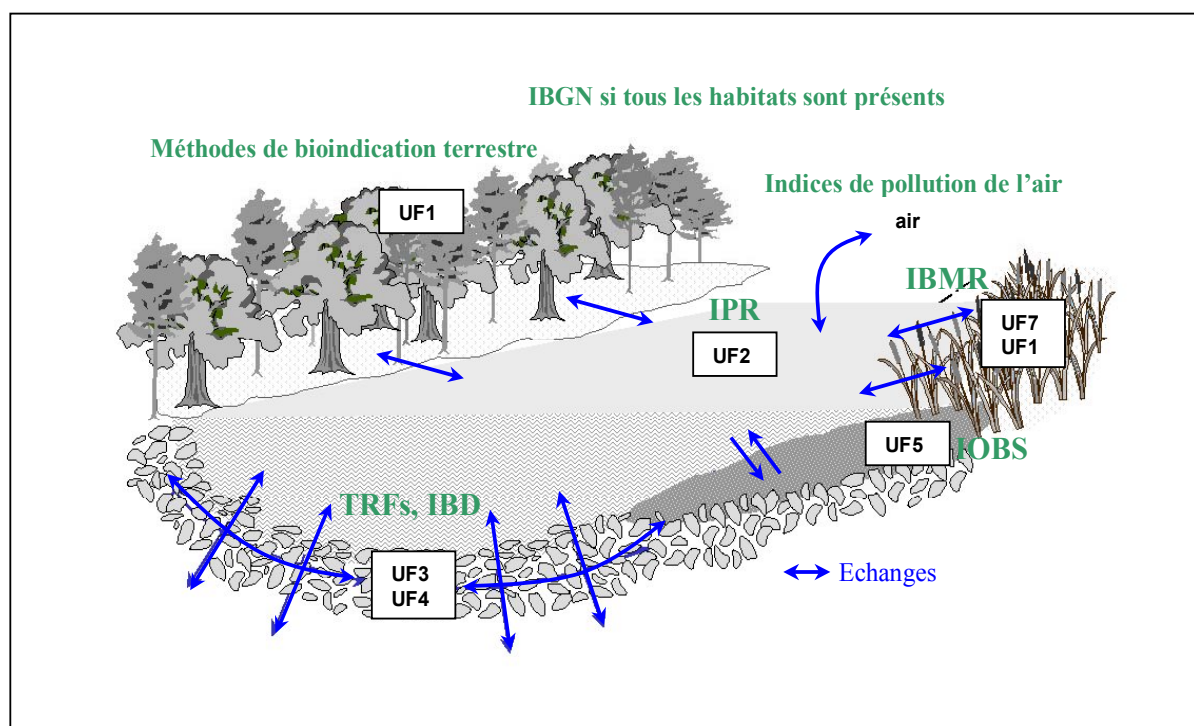


Figure 90 : Palette de bioindicateurs qualitatifs opérationnels (IBGN, AFNOR, 1992 ; IBD, AFNOR, 2000 ; IOBS, AFNOR, 2002 ; IBMR, AFNOR, 2003 ; IPR, AFNOR, 2004), associés à des bioindicateurs des fonctionnalités (traits fonctionnels TRFs) ; UF1 : unité fonctionnelle UF terrestre rivulaire ; UF2 : masse d'eau ; UF3 : sédiments superficiels ; UF4 : milieu hyporhéique ; UF5 : sédiments fins ; UF7 : communautés de macrophytes en tant qu'habitat pour les autres biocénoses.

BIBLIOGRAPHIE

- AFNOR, 1992. Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). *NF T 90-350*.
- AFNOR, 1999. Qualité de l'eau. *Tomes 1 à 4*.
- AFNOR, 2000. Détermination de l'Indice biologique Diatomées (IBD). *NF T 90-354*.
- AFNOR, 2002. Détermination de l'indice oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS). *NF T 90-390*.
- AFNOR, 2003. Qualité de l'eau - Détermination de l'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR). *NF T90-395*.
- AFNOR, 2004. Qualité de l'eau - Détermination de l'indice poissons en rivière (IPR). *NF T90-344*.
- AFNOR, 2005a. Qualité de l'eau. *Volumes 1 et 2*.
- AFNOR, 2005b. Qualité de l'eau - Détermination de l'indice oligochètes de bioindication lacustre (IOBL). *NF T90-391*.
- Allan, J.D., 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Rev. Ecol. Evol. and Systematics*, 35: 257-284.
- Amoros, C., Roux A.L., Reygrobellet, J.L., Bravard, J.P. & Pautou, G., 1987. A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated Rivers*, 1: 17-36.
- Baker, M.A., Dahm, C.N. & Valett, H.M., 2000. Anoxia, anaerobic metabolism, and biochemistry of the stream-water-groundwater interface. In: *Streams and Ground Waters*, J. B. Jones & P. J. Mulholland (eds), *Academic Press, San Diego* : 259-283.
- Baroudi, M., 1987. Contribution à l'étude des oligochètes. I - Etude taxonomique de quelques genres d'Enchytraeidea. II – Etude faunistique des oligochètes aquatiques du Maroc. *Thèse de Doctorat de 3^{ème} Cycle, Université Paul Sabatier, Toulouse*: 269 pp.
- Bassères, A., Simonet, F., Lafont, M., Coste, M. & Narbonne, J.F., 2004. Validation of biomarkers for impact evaluation of aqueous industrial waste in mesocosms. *Wat. Sci. Tech.*, 49: 123-130.
- Bencala, K.E., 1993. A perspective on stream-catchment connections. *Journal of the North American Benthological Society*, 12: 44-47.
- Bernoud, S. 1998. Réponse écologique d'un ruisseau périurbain aux rejets de temps de pluie. TFE Mastère « Eau Potable et Assainissement », *ENGEES*: 55 pp.
- Bird, G.J., 1982. Distribution, life cycle and population dynamics of the aquatic enchytraeid *Propappus volki* (Oligochaeta) in an English chalkstream. *Holarctic Ecology*, 5: 67-75.
- Boisson, J.C., 1998. Impact des eaux de ruissellement de chaussées sur les milieux aquatiques. Etat des connaissances. *Bull. Lab. Ponts et Chaussées*, 214 : 81-89.
- Bou, C., 1977. Conséquences écologiques de l'extraction des alluvions récentes dans le cours moyen du Tarn. *Bulletin d'Ecologie*, 8: 435-444.
- Bou, C. & R. Rouch, 1967. Un nouveau champ de recherches sur la faune aquatique souterraine. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Paris*, 265: 369-370.
- Bouchy, J.M., 1998. Charte d'entretien des milieux humides. *Syndicat intercommunal de la vallée de l'Orge aval* : 30 pp.

- Boulton, A.J., 2000. River ecosystem health down under: assessing ecological conditions in riverine groundwater zones in Australia. *Ecosystem Health*, 6: 108-118.
- Boulton, A.J. & P.J. Hancock, 2006. Rivers as groundwater-dependant ecosystems: a review of degrees of dependency, riverine processes and management implications. *Australian Journal of Botany*, 54: 133-144.
- Boulton, A.J., Findlay, S., Marmonier, P., Stanley, H. & Valett, H.M., 1998. The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29: 59-81.
- Boulton, A.J., W.F. Humphreys & S.M. Eberhard, 2003. Imperilled subsurface waters in Australia: Biodiversity, threatening processes and conservation. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 6: 41-54.
- Boulton A.J., M.J. Dole-Olivier & P. Marmonier, 2004. Effects of sample volume and taxonomic resolution on assessment of hyporheic assemblage composition sampled using a Bou-Rouch pump. *Arch. Hydrobiol.*, 159: 327-355.
- Bravard, J.P., Amoros, C. & Pautou, G., 1986. Impact of civil engineering works on the successions of communities in a fluvial system. *Oikos*, 47: 92-111.
- Bravard, J.P, Amoros, C, Pautou, G, Bornette, G, Bournaud, M, Creuzé des Chatelliers, M, Gibert, J, Peiry, J.L, Perrin, J.F. & Tachet, H, 1997. River incision in south-east France : morphological phenomena and ecological effects. *Regulated River*, 13: 75-90.
- Breil, P., M. Lafont, P. Namour, J.F. Perrin, A. Vivier, T. Bariac, M. Sebilo, L. Schmitt, B. Chocat, A.M. Aucourt & P. Zuddas, 2005. Dynamique du carbone et de l'azote en rivière dans un gradient rural-urbain (projet PNRH-65). *Actes du Colloque de Restitution Scientifique ECCO, 5-7 décembre 2005, Toulouse (France)*: 387-392.
- Bretschko, G., 1991. Bed sediments, groundwater and stream limnology. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 24: 1957-1960.
- Brinkhurst, R.O., 1965. Observation on the recovery of a British river from gross organic pollution. *Hydrobiologia*, 25: 9-51.
- Brinkhurst, R.O., 1971. A guide for the identification of British aquatic Oligochaeta. *Sci. Publ. Freshwat. Biol. Ass. Ambleside*, 22: 55 pp.
- Brinkhurst, R.O., 1985. The generic and subfamilial classification of the Naididae (Annelida: Oligochaeta). *Proc. Biol. Soc. Wash.*, 98: 470-475.
- Brinkhurst, R.O. & B.G.M. Jamieson, 1971. Aquatic Oligochaeta of the world. *Oliver and Boyd, Edinburgh*: 860 pp.
- Brunke, M. & T. Gonser, 1997. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology*, 37: 1-33.
- Bunn, S. E. & A.H. Arthington, 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30: 492-507.
- Camargo, J.A., Alonso, A. & Salamanca A., 2005. Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere*, 58: 1255-1267.
- Camus, J.C. & M. Lafont, 1994. Etude de la vulnérabilité à la pollution du champ captant de Crépieux-Charmy (69). Utilisation des oligochètes et des microcrustacés. *Cemagref Lyon*: 48 pp.

- Camus, J.C. & Lafont, M., 1996. Etude de la vulnérabilité des eaux souterraines du site de Anse (69). Utilisation des oligochètes et des microcrustacés. *BURGEAP/Cemagref/BELY*: 17pp.
- Carbiener, R. & Trémolières, M., 1990. The Rhine rift valley groundwater-river interactions: evolution of their susceptibility to pollution. *Regulated Rivers; Research & Management*, 5: 375-389.
- Cemagref-BURGEAP, 1997. Contrat de transfert de savoir-faire. Cahier de savoir-faire secret. *Document Cemagref-BURGEAP* : 23 pp.
- Chocat, B., 1994. Encyclopédie de l'hydrologie urbaine. *Techniques et Documents, Lavoisier*.
- Claret, C., P. Marmonier, M.J. Dole-Olivier, M. Creuzé des Châtelliers, A.J. Boulton & E. Castella, 1999. A functional classification of interstitial invertebrates: supplementing measures of biodiversity using species traits and habitat affinities. *Archiv für Hydrobiologie*, 145: 385-403.
- Coates, K.A., 1986. Redescription of the oligochaete genus *Propappus*, and diagnosis of the new Family Propappidae (Annelida: Oligochaeta). *Proc. Biol. Soc. Wash.*, 99: 417-428.
- Collado, R. & R.M. Schmelz, 2000. *Pristina silvicola* and *Pristina terrena* spp. nov., two new soil-dwelling species of Naididae (Oligochaeta, Annelida) from the tropical rain forest near Manaus, Brazil, with comments on the genus *Pristinella*. *J. Zool. London*, 251: 509-516.
- Collado, R. & R.M. Schmelz, 2001. Description of three *Pristina* species (Naididae, Clitellata) from Amazonian forest soils, including *P. marcusii* sp. nov. *Hydrobiologia*, 463: 1-11.
- Connell, J.H., 1978. Diversity in tropical forests and coral reefs. *Science*, 199: 1302-1310.
- Cyr, J.F., C. Marcoux, J.C. Deutsch. & P. Lavalée, 1998. L'hydrologie urbaine : nouvelles problématiques, nouvelles approches de solutions. *Revue des Sciences de l'Eau, n° spécial*: 51-60.
- Danielopol, D.L., 1989. Groundwater fauna associated with riverine aquifers. *Journal of the North American Benthological Society*, 8: 18-35.
- Datry, T., F. Hervant, F. Malard, L. Vitry & J. Gibert, 2003a. Dynamics and adaptive responses of invertebrates to suboxia in contaminated sediments of a stormwater infiltration basin. *Archiv für Hydrobiologie*, 156: 339-359.
- Datry, T, F. Malard, R. Niederreiter & J. Gibert, 2003b. Video-logging for examining biogenic structures in deep heterogeneous subsurface sediments. *Comptes Rendus Biologies*, 326: 589-597.
- Durbec, A., M. Lafont & J.C. Camus, 1992. Etude de la vulnérabilité à la pollution du champ captant de Chasse-sur-Rhône (38). *Burgéap-Cemagref*: 16 pp.
- Erséus, C., R. Grimm, B. Healy, S. Lundberg, E. Rota & T. Timm, 1999. Clitellate diversity in Nationalstadsparken, an urban national park in Stockholm, Sweden. *Hydrobiologia*, 406: 101-110.
- Erséus, C.N., N. Giani & P. Rodriguez, 1992. The taxonomy of *Spiridion* Knöllner (Oligochaeta, Tubificidae), with a redescription of *Spiridion phreaticola* (Juget, 1987) comb. n. *Stygologia*, 7: 77-83.

- Fatta, D., Naoum, D. & Loizidou, M. 2002. Integrated environmental monitoring and simulation system for use as a management decision support tool in urban areas. *Journal of Environmental Management*, 64: 333-343.
- Fellows, C.S., H.M. Valett & C.N. Dahm, 2001. Whole-stream metabolism in two montane streams: Contribution of the hyporheic zone. *Limnology and Oceanography*, 46: 523-531.
- Fisher S.G., N.B. Grimm, E. Martí, & R. Gómez, 1998a. Hierarchy, spatial configuration, and nutrient cycling in a desert stream. *Aus. J. Ecol.*, 23: 41-52.
- Fisher S.G., N.B. Grimm, E. Martí, R.M. Holmes & J.B. Jones, 1998b. Material spiraling in stream corridors: a telescoping ecosystem model. *Ecosystems*, 1: 19-34.
- Frissell, C.A., W.J. Liss, C.E. Warren & M.D. Hurley. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environ. Management*, 10: 199-214.
- Fropier N., 2002. Effets écologiques des rejets urbains de temps de pluie dans un ruisseau péri-urbain. Synthèse et moyens de remédiation. *TFE ENGEES*: 64 pp.
- Gaillard J.M. 1997. Marketing et gestion de la Recherche et Développement. Collection Recherche en Gestion, *Economica, Paris*: 336 pp.
- Gayraud S., Philippe M. & Maridet L., 2000. The response of benthic macroinvertebrates to artificial disturbance: drift or vertical movement in the gravel bed of two Sub-Alpine streams? *Arch. Hydrobiol.*, 147 : 431-446.
- Gaschignard, O., 1984. Impact d'une crue sur les invertébrés benthiques d'un bras mort du Rhône. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 22: 1997-2001.
- Giani, N., 1976. Les oligochètes aquatiques du sud-ouest de la France. *Annales de Limnologie*, 12 : 107-125.
- Giani, N., 1979a. Description de deux nouvelles espèces d'Enchytraeidae des Pyrénées. *Annales de Limnologie*, 15 : 107-112.
- Giani, N., 1979b. Les Oligochètes aquatiques du sud-ouest de la France (2^{ème} note). *Bull. Soc. Hist. nat. Toulouse*, 115 : 347-358.
- Giani, N., 1984a. Le Riou Mort, affluent du Lot, pollué par des métaux lourds. IV. Les oligochètes. *Annales de Limnologie*, 20: 167-181.
- Giani, N., 1984b. Contribution à l'étude de la faune d'eau douce et plus particulièrement des Oligochètes. II - les Oligochètes aquatiques: taxinomie, répartition et écologie. *Thèse de Doctorat d'Etat ès Sciences, Univ. P. Sabatier, Toulouse*: 173 pp. + annexes.
- Giani, N. & P. Lavandier, 1977. Les Oligochètes du torrent d'Estaragne (Pyrénées centrales). *Bull. Soc. Hist. nat. Toulouse*, 113 (1-2): 234-243.
- Giani, N. & Lafont M., 1981. Sur la présence en France de *Rhyacodrilus carsticus* Kosel, (Oligochaeta, Tubificidae). *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse*, 117 : 207-210.
- Giani, N., B. Sambugar, P. Rodriguez & E. Martinez-Ansemil, 2001. Oligochaetes in southern groundwater: new records and overview. *Hydrobiologia*, 463: 65-74.
- Gibert, J., M.J. Dole-Olivier, P. Marmonnier & P. Vervier, 1990. Surface water/groundwater ecotones. In Naiman R. J. & H. Décamps (eds), *Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones. UNESCO and Parthenon Publishing Group, Paris*, 4: 199-225.

- Giere, O., 1993. Meiobenthology. The microscopic fauna in aquatic sediments. *Springer-Verlag Berlin Heidelberg*: 328 pp.
- 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 INSA, ED MEGA Lyon*: 413 pp.
- Griebler, C., D.L. Danielopol, J. Gibert, H.P. Nachtnebel & J. Notenboom, 2001. *Groundwater Ecology, European Communities*.
- Grimm, N.B. & Fisher S.G., 1984. Exchange between surface and interstitial water: implications for stream metabolism and nutrient cycling. *Hydrobiologia*, 111: 219–228.
- Guérol, F., 1999. Evaluation de l'état de santé des écosystèmes acidifiés: approche multi-paramétrique. *Thèse d'HDR, Université de Metz* : 80 pp.
- Guérol, F., Vein D., Jacquemin G. & Pihan J.C., 1995. The macroinvertebrate communities of streams draining a small catchment exposed to acidific precipitations (Vosges Mountains, north-eastern France). *Hydrobiologia*, 300/3001: 141-148.
- Guérol, F., Boudot J.P., Jacquemin G., Vein D., Merlet D. & Rouiller J., 2000. Macroinvertebrate community loss as a result of headwater stream acidification in the Vosges mountains (N-E France). *Biodiversity and Conservation*, 9:767-783.
- Hammer, T.R., 1972. Stream channel enlargement due to urbanization. *Water Resour. Res.*, 8: 1530-1540.
- Hancock, P.J., 2002. Human impacts on the stream-groundwater exchange zone. *Environmental Management*, 29: 763-781.
- Hancock P.J. & Boulton A.J., 2005. The effects of an environmental flow release on water quality in the hyporheic zone of the Hunter River, Australia. *Hydrobiologia*, 552: 75-85.
- Hancock P.J., Boulton A.J. & W.F. Humphreys, 2005. Aquifers and hyporheic zones: Towards an ecological understanding of groundwater. *Hydrogeol. J.*, 13: 98-111.
- Holmes, R.M., 2000. The importance of ground water to stream ecosystem function. In Jones, J. B. & P. J. Mulholland (eds), *Streams and Ground Waters. Academic Press, San Diego*: 137-148.
- Hooper D.U., Chapin III, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J. & Wardle, D.A., 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75(1): 3-35.
- Hullé, M., Perez-Gento R. & Rizet M., 1982. Toxicité sur *Nais communis* (Annelida, Oligochaeta) des réactifs utilisés dans le traitement de l'eau potable. *Sciences de l'Eau*, 1: 401-411.
- Hunt R.J., Mac Strand & J.F. Walker, 2006. Measuring groundwater-surface water interaction and its effect on wetland stream benthic productivity, Trout Lake watershed, northern Wisconsin USA. *Journal of Hydrology*, 320: 370-384.
- Huston, M., 1979. A general hypothesis of species diversity. *Am. Nat.*, 113: 81-101.
- Hynes, H.B.N., 1960. The biology of polluted waters. *Liverpool University Press, Liverpool*: 202 pp.
- Hynes, H.B.N., 1970. The Ecology of Running Waters. *Liverpool University Press*: 518 pp.

- Hynes, H.B.N., 1975. The stream and its valley, *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 19: 1–15.
- Hynes, H.B.N., 1983. Groundwater and stream ecology. *Hydrobiologia*, 100: 93-99.
- Inter-Agences de l'Eau, 1999. Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau (S.E.Q.). *Etude Inter-Agences de l'Eau*, N° 72 : 12 pp.
- 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. & P.J. Mulholland, 2000. Streams and Ground Waters. *Academic Press, San Diego*.
- Juget, J., 1979. La texture granulométrique des sédiments et le régime alimentaire des Oligochètes limniques. *Hydrobiologia*, 65 : 145-154.
- Juget, J., 1980. Aquatic oligochaeta of the Rhône-Alpes area: current research priorities. In Brinkhurst R. O. & D. G. Cook (eds), *Aquatic Oligochaete Biology*. *Plenum Press, New York and London*: 241-251.
- Juget, J., 1984. Oligochaeta of the epigeal and underground fauna of the alluvial plain of the French upper Rhône (biotypological try). *Hydrobiologia*, 115: 175-182.
- Juget, J., 1987. Contribution to the study of Rhyacodrilinae (Tubificidae, Oligochaeta), with the description of two new stygobiont species from the alluvial plain of the French Upper Rhône, *Rhyacodrilus amphigenus*, sp. n. and *Rhizodriloides phreaticola*, g. n., sp. n. *Hydrobiologia*, 155: 107-118.
- Juget, J. & Roux A.L., 1982. Une lône du Rhône, zone humide en position de lisière dans l'espace et le temps. *Bulletin d'Ecologie*, 13 : 109-124.
- Juget, J. & M. Lafont, 1994. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: aquatic oligochaetes in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology*, 31: 327-340.
- Klemm, D.J., 1985. A guide to the Freshwater Annelida (Polychaeta, Naidid and Tubificid Oligochaeta and Hirudinea) of North America. *Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, IOWA*: 198 pp.
- Kosel, V., 1980. *Rhyacodrilus carsticus*, sp. n. (Oligochaeta, Tubificidae) from the slovakian karst. *Biologia Bratislava*, 35 : 609-612.
- Ladle, M. 1971. Studies on the biology of oligochaetes from the phreatic water of an exposed gravel bed. *International Journal of Speleology*, 3: 311-316 +4 Plates (100-103).
- Lafont, M., 1977. Les oligochètes d'un cours d'eau montagnard pollué : le Bief Rouge. *Annls Limnol.*, 13 (2): 157-167.
- Lafont, M., 1983. Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises. 3 : Annélides Oligochètes. *Bull. Mens. Soc. Linn. Lyon*, 52: 108-135.
- Lafont, M., 1984. Oligochaete communities as biological descriptors of pollution in the fine sediments of rivers. *Hydrobiologia*, 115 : 127-129.
- 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 ès Sciences, Université Lyon I*: 403 pp.

- Lafont, M., 2001. A conceptual approach to the biomonitoring of freshwater : the Ecological Ambience System. *Journal of Limnology* 60 Suppl., 1: 17-24.
- Lafont, M. & Juget J., 1976. Les oligochètes du Rhône. I. Relevés faunistiques généraux. *Annls Limnol.*, 12 (3) : 253-263.
- Lafont, M. & A. Durbec, 1990. Essai de description biologique des interactions entre eau de surface et eau souterraine: application à l'évaluation de la vulnérabilité d'un aquifère à la pollution d'un fleuve. *Annales de Limnologie*, 26: 119-129.
- Lafont, M. & J. Juget, 1993. Description de *Rhyacodrilus ardierae* n. sp. (Oligochaeta, Tubificidae) récoltée dans l'Ardières (affluent de la Saône, France). *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 118: 115-123.
- Lafont, M. & Camus J.C. 1995. Utilisation des oligochètes et des microcrustacés dans l'évaluation des échanges nappe-rivière et dans l'appréciation de la contamination du milieu. Application à la Moselle amont. *Agence de l'Eau Rhin-Meuse/Cemagref/BELY*: 38 pp.
- Lafont, M. & Rosso A., 1995. Contribution from CEMAGREF on the use of macrobenthos. In: The harmonised monitoring and classification of ecological quality of surface waters. *Report No CO 4030 WRc, European Commission, DG XI*: 207-226.
- Lafont, M. & Bernoud S., 1999. Bilan sur les indices oligochètes (IOBS et % de Tubificidae sans soies capillaires). Intérêt et modalités d'intégration dans le SEQ-Biologie. Phase A: Bilan des applications. *Cemagref BELY/Inter-Agences de l'Eau*: 32 pp.
- Lafont, M. & F. Malard, 2001. Oligochaete communities in the hyporheic zone of a glacial river, the Roseg River, Switzerland. *Hydrobiologia*, 463: 75-81.
- Lafont, M. & A. Vivier, 2006. Hyporheic zone, coarse surface sediments and oligochaete assemblages: importance for the understanding of the watercourse functioning: *Hydrobiologia*, 564: 171-181. (Voir **Annexe I-1**)
- Lafont M., Juget J. & Rofes G., 1991. Un indice biologique lacustre basé sur l'examen des oligochètes. *Rev. Sci. Eau*, 4 : 253-268.
- Lafont, M., A. Durbec & C. Ille, 1992. Oligochaete worms as biological describers of the interactions between surface and groundwater: a first synthesis. *Regulated Rivers, Research and Management*, 7: 65-73.
- Lafont, M., J.C. Camus & A. Rosso. 1996. Superficial and hyporheic oligochaete communities as describers of pollution and water exchanges in the River Moselle system (France). *Hydrobiologia*, 334: 147-155.
- Lafont, M., S. Bernoud, J.C. Camus, Ph. Namour, P. Breil & P. Le Pimpec. 2000. Etat écologique d'un ruisseau péri-urbain soumis à des rejets de temps de pluie ; premiers résultats et perspectives. Acta 2^{ème} Symposium International Québec-Paris, *La réhabilitation et l'aménagement des cours d'eau en milieu urbain, 18-20 octobre 2000, Paris* : 11-22.
- Lafont, M., Breil, P., Namour, Ph., Camus, J.C., Malard, F., & Le Pimpec, P., 2001a. Concept d'Ambiance Ecologique dans les Systèmes aquatiques continentaux (AESY). *Actes Sémin. «Etat écologique des milieux aquatiques continentaux», Dpt. GMA, Cemagref, Lyon, 22-23 mars 2001*: 136-153.
- Lafont, M., J.C. Camus, A. Fournier & E. Sourp, 2001b. A practical concept for the ecological assessment of aquatic ecosystems: application on the river Dore in France. *Aquatic Ecology*, 35: 195-205.

Lafont, M., Bernoud, S. & Rosso-Darmet, A., 2003. La biosurveillance des sédiments dans les écosystèmes d'eau courante basée sur la structure des peuplements d'oligochètes. In : « Qualité et gestion des sédiments d'eau douce. *Éléments physico-chimiques et biologiques*, B. Montuelle éd., Cemagref, Collection Etudes, série Gestion des milieux aquatiques, n° 17: 259-290.

Lafont, M., Breil, P. & Namour, Ph., 2004. Benthic and hyporheic invertebrate assemblages versus hydrological dynamics and water quality in a porous bottom headwater stream. *Proc. of the 5th Internat. Symp. on Ecohydraulics, 12th-17th IX 2004, Madrid*: 1148-1153.

Lafont, M. et Collaborateurs, 2003. Gestion de la Ressource en Eau dans les Hydrosystèmes Périurbains (GEREHPUR). *Projet scientifique (7 partenaires externes + 3 URs du Cemagref Lyon)*: 40 pp.

Lafont, M. et Collaborateurs, 2005. Gestion de la Ressource en Eau dans les Hydrosystèmes Périurbains (GEREHPUR). *Rapport collectif d'activité scientifique Année 2 (7 partenaires externes + 3 URs du Cemagref Lyon)* : 28 pp.

Lafont, M. et Collaborateurs, 2006. Gestion de la Ressource en Eau dans les Hydrosystèmes Périurbains (GEREHPUR). *Rapport final (7 partenaires externes + 3 URs du Cemagref Lyon)*: 19 pp. + annexes, 30 pp.

Lafont, M., A. Vivier, P. Namour, P. Breil & J.F. Perrin, 2005. Conceptual approaches for the study of urbanized watercourses : proposals for short and long-term applied researches. *Proceeding of the International Conference on Urban River Rehabilitation URRC 2005, 21st-24th September 2005, Dresden (Germany), J.T. Tourbier & J. Schanze (Eds.)*: 122-127. (Voir **Annexe I-2**)

Lafont, M., A. Vivier, S. Nogueira, P. Namour & P. Breil, 2006. Surface and hyporheic Oligochaete assemblages in a French suburban stream. *Hydrobiologia*, 564: 183-193.

Voir **Annexe I-3**.

Learner, M.A. & Edwards R.W., 1963. The toxicity of some substances to *Nais* (Oligochaeta). *Proc. Soc. Wat. Treat. Exam.*, 12: 161-168.

Le Pimpec P., Liénard A., Bonnard R., Lafont M., Cazin B., Bossard Ph., Hubert B. & Bray M., 2002. Guide pratique de l'agent préleveur chargé de la police des milieux aquatiques. *Cemagref Editions*: 159 pp.

Le Pimpec P., Lafont M. & Montchaud A., 2006. Recueil de fiches sur les substances dans le milieu aquatique : propriétés et comportement physico-chimiques, effets biologiques. *Cemagref Lyon : base de données CSP* (11 fiches en 2005 sur des composés de N, S, Cu, Fe, Zn et Cd): 49 pp.

Malard, F., 2001. Groundwater contamination and ecological monitoring in a mediterranean karst ecosystem in southern France. In *Griebler C., D. L. Danielopol, J. Gibert, H. P. Nachtnebel & J. Notenboom (eds), Groundwater Ecology. European Communities*: 183-194.

Malard, F & Lafont, M., 2004. Riverscape dynamics and the distribution of the hyporheos in a glacial river floodplain system. *Proceedings of an international Symposium on World Subterranean Biodiversity, 8-10 December 2004, Villeurbanne, France*.

Malard, F., Reygrobelet, J.L., Mathieu, J. & Lafont, M., 1994. The use of invertebrate communities to describe groundwater flow and contaminant transport in a fractured rock aquifer. *Arch. Hydrobiol.*, 131 : 93-110.

- Malard, F., Mathieu, J., Reygrobelet, J.L. & Lafont, M., 1996. Biomonitoring groundwater contamination : Application to a karst area in Southern France. *Aquat. Sci.*, 58/2 : 158-187.
- Malard, F., K. Tockner & J.V. Ward, 1999. Shifting dominance of subcatchment water sources and flow paths in a glacial floodplain (Val Roseg, Switzerland). *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 3: 135-150.
- Malard, F., M. Lafont, P. Burgherr & J.V. Ward, 2001. A comparison of longitudinal patterns in hyporheic and benthic oligochaete assemblages in a glacial river. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 33: 457-466.
- Malard, F., K. Tockner, M.J. Dole-Olivier & J.V. Ward, 2002. A landscape perspective of surface-subsurface hydrological exchanges in river corridors. *Freshwater Biology*, 47: 621-640.
- Malard, F., D. Galassi, M. Lafont, S. Doledec & J.V. Ward, 2003. Longitudinal pattern of invertebrates in the hyporheic zone of a glacial river. *Freshwater Biology*, 48: 1-17.
- Marshall, J.W. & M.J. Winterbourne, 1979. An ecological study of a small New Zealand stream with particular reference to the Oligochaeta. *Hydrobiologia*, 65: 199-208.
- Martinez-Ansemil, E., 1993. Etude sur les Oligochètes aquatiques des pays du pourtour de la Méditerranée: taxonomie, phylogénie, biogéographie et écologie. *Thèse de Doctorat d'Etat ès Sciences, Univ. P. Sabatier Toulouse*: 197 pp.
- Melet, A. 2005. Synthèse des données du projet « Dynamique du Carbone et de l'Azote en rivière suivant un gradient rural-urbain ». *Cemagref Lyon/Ecole Centrale Lyon*: 194 pp.
- Mermillod-Blondin, F., Gérino, M., Creuzé des Châtelliers, M. & Degrange, V., 2002. Functional diversity among three detritivorous hyporheic invertebrates: an experimental study in microcosms. *Journal of the North American Benthological Society*, 21: 132-149.
- Mermillod-Blondin, F., M. Creuzé des Châtelliers & M. Gérino, 2003. Effects of the interaction between tubificid worms on the functioning of hyporheic sediments: an experimental study in sediment columns. *Archiv für Hydrobiologie*, 156: 203-223.
- Mermillod-Blondin, F., Gaudet, J.-P., Gérino, M., Desrosiers, G., José, J. & Creuzé des Châtelliers, M., 2004. Relative influence of bioturbation and predation on organic matter processing in river sediments: a microcosm experiment. *Freshwater Biology*, 49: 895-912.
- Mermillod-Blondin, F., Nogaro, G., Datry, T., Malard, F. & Gibert, J., 2005. Do tubificid worms influence the fate of organic matter and pollutants in stormwater sediments? *Environmental Pollution*, 134 : 57-69.
- Mouthon, J., Roger, M.C., Faessel, B., Lafont, M., Camus, J.C. & Barbe, J., 1998. Etat écologique de la Loire entre Grangent et Villerest: impact des perturbations physiques et chimiques. *Cemagref/BELY*: 45 pp.
- Naiman, R.J., Décamps, H., Pastor, J. & Johnston, C.A., 1988. The potential importance of boundaries to fluvial ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 7: 289-306.
- Namour, Ph., Volatier, L., Lafont, M. & Geffard, O., 2005. Impact des décharges du bassin de l'Yzeron. Rapport d'étude 1^{ère} et 2^{ème} phase. *Cemagref Lyon*: 34 pp.
- Nielsen, C.O. & B. Christensen, 1959. The Enchytraeidae. Critical revision and taxonomy of of European species. *Natura Jutlandica*, 8-9: 1-160.

- Nixon, S.C., Mainstone, C.P., Moth Iversen, T., Kristensen, P., Jeppesen, E., Friberg, N., Papathanassiou, E., Jensen, A. & Pedersen, F., 1996. European Commission Directorate General XI., the harmonised monitoring and classification of ecological quality of surface waters in the European Union, final report. *Report No CO 4150, WRc*: 293 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 Biology*, 51: 1458-1473.
- Nogueira, S. 2001. Incidence des rejets urbains de temps de pluie sur les communautés d'invertébrés interstitiels (oligochètes et crustacés) d'un petit cours d'eau périurbain. *Cemagref/BELY*: 42 pp.
- Ostroumov, S.A., 2005. On the multifunctional role of the biota in the self-purification of aquatic ecosystems. *Russian Journal of Ecology*, 36: 414-420.
- Paul, M.J. & J.L. Meyer, 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32: 333-365.
- Perrin, J.F., Lafont, M., Péry, A., 2004. Outils de diagnose fonctionnelle pour l'ingénierie écologique en rivière. *Ingénieries EAT, N°Spécial 2004*: 57-67.
- Petts, G.E., 2000. A perspective on the abiotic processes sustaining the ecological integrity of running waters. *Hydrobiologia*, 422/423: 15-27.
- Poff, N.L., 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *J. North Am. Benthol. Soc.*, 16: 391-409.
- Prygiel, J., Rosso-Darmet, A., Lafont, M., Lesniak, C., Durbec, A. & Ouddane, B., 1999. Use of oligochaete communities for assessment of ecotoxicological risk in fine sediment of rivers and canals of the Artois-Picardie water basin (France). *Hydrobiologia*, 410: 25-37.
- Radojevic, B., Breil, P. & Chocat, B., 2002. Quantification du rôle de l'urbanisation en particulier et de l'usage des sols en général sur les crues de l'Yzeron. *Rapport final du programme national Risques d'Inondation, 2001*: 78 pp.
- Rochfort, Q., Grapentine, L., Marsalek, J., Brownlee, B., Reynoldson, T., Thompson, S., Milani, D. & Logan, C., 2000. Using benthic assessment techniques to determine combined sewer overflow and stormwater impacts in the aquatic ecosystem. *Water Qual. Res. J. Canada*, 35: 365-397.
- Roger, M.C., Faessel, B. & Lafont, M., 1991. Impact thermique des effluents du Centre de Production Nucléaire du Bugey sur les invertébrés benthiques du Rhône. *Hydroécol. appl.*, 1: 63-110.
- Rogers, C.E., D.J. Brabander, M.T. Barbour & H.F. Hemond, 2002. Use of physical, chemical, and biological indices to assess impacts of contaminants and physical habitat alteration in urban streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21: 1156-1167.
- Rosso, A., 1995. Description de l'impact des micropolluants sur les peuplements 'oligochètes des sédiments de cours d'eau du bassin-versant de l'Ill (Alsace). Elaboration d'une méthode biologique de diagnostic de l'incidence des micropolluants. *Thèse de Doctorat, Université Lyon I*: 232 pp.
- Route, N., E. Martinez-Ansemil, B. Sambugar & N. Giani, 2004. On some interesting freshwater Annelida, mainly Oligochaeta, of the underground waters of southwestern France with the description of a new species. *Subterranean Biology*, 2: 1-5.
- SAGYRC, 2001. Contrat de rivière Yzeron vif 2001-2007.

- Sambugar, B., N. Giani & E. Martinez-Ansemil, 1999. Groundwater oligochaetes from Southern-Europe. Tubificidae with marine phyletic affinities: new data with description of a new species, review and consideration on their origin. *Mémoires de Biospéologie XXVI*: 107-116.
- Schmelz, R.M., 2003. Taxonomy of *Fridericia* (Oligochaeta, Enchytraeidae). Revision of species with morphological and biochemical methods. *Abhandlungen der Naturwissenschaftlichen Vereins in Hamburg*: 415 pp. + figures: 73 pp.
- Schmitt L., Maire, G. & 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., 2006. 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. M. Trémolières, P. Nobelis & G. Maire, 2006. Complémentarité entre typologies hydro-géomorphologiques et biologiques de rivières dans l'hydrosystème fluvial ello-rhénan français. In *Fonctionnement, Biodiversité et Restauration des Ecosystèmes Alluviaux*, M. Trémolières & A. Schnitzler (Eds.), TEC et DOC: sous-presse.
- Schwank, Von P., 1985. Differentiation of the coenoses of Helminthes and Annelida in exposed lotic microhabitats in mountain streams. *Arch. Hydrobiol.*, 103: 535-543.
- Sebilo, M. 2003. Utilisation du traçage naturel pour caractériser et quantifier les processus de nitrification. *Thèse de l'Université Pierre et Marie Curie*: 128 pp.
- Simonet, F., 2001. Le nouveau système d'évaluation de la qualité de l'eau des rivières: le SEQ-Eau. *Revue de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne*, 81: 7-9.
- Slàdecek, V., 1973. System of water quality from the biological point of view. *Arch. Hydrobiol.*, 7: 218 pp.
- Solbé, J.F., 1975. Annelida. In Curds C. R. & H. A. Hawkes (eds), Ecological aspect of used water treatment, *Academic Press, London*: 305-335.
- Solbé, J.F., P.G. Ripley & T.G. Tomlinson, 1974. The effects of temperature on the performance of experimental percolating filters with and without mixed macro-invertebrate populations. *Water Research*, 8: 557-573.
- Sperber, C., 1950. A guide for the determination of European Naididae. *Zool. Bidr. Upps.*, 29: 45-78.
- Statzner, B., V.H. Resch & A.L. Roux, 1994. The synthesis of long-term ecological research in the context of concurrently developed ecological theory: design of a research strategy for the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater biology*, 31: 253-263.
- Strayer, D.L., S.E. May, P. Nielsen, W. Wollheim & S. Hausam, 1997. Oxygen, organic matter, and sediment granulometry as controls on hyporheic animal communities. *Archiv für Hydrobiologie*, 140: 131-144.
- Thioulouse, J., D. Chessel, S. Doledec & J.-M. Olivier, 1997. ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and Computing*, 7: 75-83.
- Thompson, J.N., Reichman, O.J., Morin, P.J., Polis, G.A., Power, M.E., Sterner, R.W., Couch, C.A., Gough, L., Holt, R., Hooper, D.U., Keesing, F., Lovell, C.R., Milne, B.T., Molles, M.C., Roberts, D.W & Strauss, S.Y., 2001. Frontiers of Ecology. *BioSciences*, 51: 15-24.

- Timm, T. 1994. Propappidae and aquatic Enchytraeidae (Oligochaeta) from the farthest southeast of Russia. *Hydrobiologia*, 278: 67-78.
- Timm, T., 1999. Distribution of freshwater oligochaetes in the west and east coastal regions of the North Pacific Ocean. *Hydrobiologia*, 406: 67-81.
- Timm, T., C. Erséus & S. Lundberg, 1996. New and unusual records of freshwater Oligochaeta from the Scandinavian peninsula. *Nordic. J. Freshw. Res.*, 72: 15-29.
- Tixier, G., 2004. L'acidification anthropique des eaux de surface. Effets sur les communautés de macro invertébrés benthiques. Autécologie et réponse d'espèces caractéristiques des ruisseaux de tête de bassin des Vosges. *Thèse de l'Université de Metz*: 309 pp. + Annexes.
- Tockner, K. & Ward, J.V., 1999. Biodiversity along riparian corridors. *Archiv für Hydrobiologie*, 115: 293-310.
- Tockner, K, Malard, F. & Ward, J.V., 2000. An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes*, 14 (16-17): 2861-2883.
- Trémolières, M., Eglin, I., Roeck, U. & Carbiener, R., 1993. The exchange process between river and groundwater on the central Alsace floodplain (Eastern France): I. The case of the canalised river Rhine. *Hydrobiologia*, 254: 133-148.
- Trémolières, M., U. Roeck, J.P. Klein & R. Carbiener, 1994. The exchange process between river and groundwater on the central Alsace floodplain (Eastern France): II. The case of a river with functional floodplain. *Hydrobiologia*, 273: 19-36.
- Triska, F.J., J.H. Duff & R.J. Avanzino, 1990. Influence of exchange flow between the channel and hyporheic zone on NO₃⁻ production in a small mountain stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 11: 2099-2111.
- UE, 2000. 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. *Adoptée le 22/12/2000*.
- Valett, H.M., C.C. Hakenkamp & A.J. Boulton, 1993. Perspectives on the hyporheic zone: integrating hydrology and biology. Introduction. *Journal of the North American Benthological Society*, 12: 40-43.
- Valette, L. 2004. Typologie hydro-géomorphologique naturelle des cours d'eau du bassin versant de l'Yzeron. *Maîtrise de Géographie, Univ. Lyon 2*: 106 pp.
- Valin K., 2004. Intégration d'une typologie hydro-géomorphologique dans l'étude écologique d'un bassin versant périurbain. Premiers résultats et perspectives. *DEA Université Lyon2*: 52 p. + annexes.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- Vedovini, A., Légier, P. & Vespini, F., 1985. Les Oligochètes d'une rivière des Alpes du Sud, le Buech. *Annls. Limnol.*, 21: 117-125.
- Verdonschot, P.F.M., 2006. Beyond masses and blooms: the indicative value of oligochaetes. *Hydrobiologia*, 564: 127-142.
- Verneaux, J., 1973. Cours d'eau de Franche-Comté (Massif du Jura). Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs. Essai de biotypologie. *Thèse de Doctorat d'Etat ès Sciences, Univertisté de Besançon*: 257 pp.

- Vervier, P., J. Gibert, P. Marmonnier & M.J. Dole-Olivier, 1992. A perspective on the permeability of the surface freshwater-groundwater interface. *Journal of the North American Benthological Society*, 11: 93-102.
- Walsh, C.J., 2000. Urban impacts on the ecology of receiving waters: a framework for assessment, conservation and restoration. *Hydrobiologia*, 431: 107-114.
- Walsh, C.J., A.K. Sharpe, P.F. Breen & J.A. Sonneman, 2001. Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. I. Benthic macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology*, 46: 535-551.
- Ward, J.V., 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8: 2-8.
- Ward, J.V. & M.A. Palmer, 1994. Distribution patterns of interstitial freshwater meiofauna over a range of spatial scales, with emphasis on alluvial river-aquifer systems. *Hydrobiologia*, 287: 147-156.
- Ward, J.V. & Stanford J.A., 1995a. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regul. Riv., Res. & Manag.*, 11, 1: 105-119.
- Ward, J.V., Stanford J.A., 1995b. The serial discontinuity concept : extending the model to flood plain rivers. *Regul. Riv. Res. & Manag.*, 10: 159-168.
- Western, D. 1992. The biodiversity crisis: a challenge for biology. *Oikos*, 63: 29-38.
- Williams, N.V. & H.M. Taylor, 1968. The effect of *Psychoda alternata* (Say.) (Diptera) and *Lumbricillus rivalis* (Levinsen) (Enchytraeidae) on the efficiency of sewage treatment in percolating filters. *Water Research*, 2: 139-150.

ANNEXES

Annexe I - Travaux de Anne Vivier

Revue internationale à comité de lecture

Lafont M. & A. Vivier, 2006. Oligochaete assemblages in the hyporheic zone and coarse surface sediments: their importance for understanding of ecological functioning of watercourses. *Hydrobiologia*, 564: 171-181.

(Annexe I.1)

Lafont M., A. Vivier, S. Nogueira, P. Namour & P. Breil, 2006. Surface and hyporheic Oligochaete assemblages in a French suburban stream. *Hydrobiologia*, 564: 183-193.

(Annexe I.3)

Communications écrites (congrès internationaux)

Lafont M., A. Vivier, P. Namour, P. Breil & J.F. Perrin, 2005. Conceptual approaches for the study of urbanized watercourses : proposals for short and long-term applied researches. *Proceeding of the International Conference on Urban River Rehabilitation URRC 2005, 21st-24th September 2005, Dresden (Germany), IOER, J.T. Tourbier & J. Schanze (Eds.): 122-127.*

(Annexe I.2)

Communications écrites (congrès nationaux, séminaires)

Breil P., M. Lafont, P. Namour, J.F. Perrin, A. Vivier, T. Bariac, M. Sebilo, L. Schmitt, B. Chocat, A.M. Aucourt & P. Zuddas, 2005. Dynamique du carbone et de l'azote en rivière dans un gradient rural-urbain (projet PNRH-65). *Actes du Colloque de Restitution Scientifique ECCO, 5-7 décembre 2005, Toulouse (France) : 387-392.*

Breil, P., Schmitt, L., Chocat B., Lafont, M., Namour P., Perrin J.F., Gnouma R., Vivier A., Ruyschaert F., Thollet F., Lagouy M. & Fournier T., 2006. Impacts hydrologiques, morphodynamiques et écologiques de l'urbanisation sur les petites rivières : développements méthodologiques et premiers résultats. *Séminaire OTHU, Lyon, 26/01/2006 : 28 pp.*

Divers :

Lafont M., P. Breil, P. Namour, J.F. Perrin, F. Ruyschaert, T. Fournier & A. Vivier, 2003. Conceptual approaches for the study of urbanized water-courses: proposals for short and long-term applied researches. URBEM UE Project, *WP5, Quaterly report number 2 from partner number 8 (Cemagref): 12 pp*

Lafont M. & A. Vivier, 2005-2006. Diagnostic environnemental : approche de bioindication opérationnelle. *Cours de Master, Université de Franche-Comté, Cemagref Lyon/MA : 28 pp.*

Lafont M., P. Breil, Ph. Namour & A. Vivier, J-F. Perrin & L. Schmitt, 2005. Storm-water management and receiving water ecological issues in the peri-urban area of Lyon (France). *Oral pres., UNESCO workshop, project 7 "Aquatic Habitats in Integrated Urban Water Management", Lodz, Poland, 18-20 September 2005.*

En préparation:

Vivier A., M. Lafont M., P. Breil, F. Cattaneo, P. Namour & J.C. Camus. Ecological assessment of stormwater runoff effects on a French sub-urban stream : role of hydrological factors.

Annexe I-1

Oligochaete assemblages in the hyporheic zone and coarse surface sediments: their importance for understanding of ecological functioning of watercourses.

Michel Lafont* and Anne Vivier**

* *Cemagref*, Biology Research Unit, 3 bis Quai Chauveau, C.P. 220, F-69336 Lyon Cedex 09 (France) ; lafont@lyon.cemagref.fr

** ENGEES, SHU Laboratory, 3 bis Quai Koch, 67000 Strasbourg (France)

Keywords: Running waters, coarse sediments, hyporheic zone, Oligochaeta

This paper has not been submitted elsewhere in identical or similar form, nor will it be during the first three months after its submission to *Hydrobiologia*.

Abstract.

The hyporheic zone and its interactions with coarse surface sediments is increasingly reported by aquatic ecologists because the water exchanges between surface and subsurface are important factors for the understanding of the ecosystem functioning. However, the hyporheic oligochaete assemblages have received less attention than other assemblages such as crustaceans. In addition, studies investigating the incidence of pollution in watercourses have mostly focused on the benthic zone and have neglected the hyporheic zone. Some examples are given from an unpolluted glacial river (Roseg), polluted plains rivers (Moselle, Rhône) and a protected wetland in an urbanized environment. The hyporheic zone kept the memory of past and present incidences of pollution, in particular when downwellings of polluted surface waters to the hyporheic zone predominated. The Active hydrologic Exchange Descriptors between surface and subsurface (AED oligochaete species) were the same in the glacial river Roseg, the rivers Rhône and Moselle and the urbanized wetland. The predominance of pollution-tolerant species like *Limnodrilus hoffmeisteri* was observed in polluted groundwater as well as in polluted surface coarse sediments. Moreover, the urbanized wetland exhibited a high species richness, suggesting that the hyporheic zone is a reservoir of species. The oligochaete communities enable biologists to simultaneously assess the pollution incidence, the permeability of coarse habitats, the water exchanges between surface and subsurface, and give an approximate measure of the metabolic activities in the sediments. Consequently, the simultaneous study of surface and hyporheic oligochaete assemblages is of great interest when considering the ecological functioning of watercourses and the incidence of pollution inputs.

1. Introduction

This paper does not represent an exhaustive survey of research contributions and as such is very incomplete regarding the study of surface coarse and hyporheic sediments for the watercourse functioning evaluation. We tried to underline what should be reasonably attainable when dealing with the ecology of oligochaete assemblages living in coarse surface sediments and the hyporheic zone, and their importance for understanding of ecological functioning of watercourses.

The hyporheic zone may be defined as the saturated interstitial areas beneath the stream bed and into the stream banks that contain some proportion of channel water (Gibert et al., 1990; Vervier et al., 1992; White, 1993). Underestimated for a long time, its relations with surface waters and its importance for understanding the ecology of river corridors is now well recognized (Hynes, 1983; Bencala, 1993; Boulton, 2000; Bretschko, 1991; Brunke & Gonser, 1997; Danielopol, 1984, 1989; Gibert et al., 1990; Hancock, 2002; Jones & Mulholland, 2000; Malard et al., 2002, 2003; Triska et al., 1990; Valett et al., 1993). Ward (1989) pointed out the four dimensional (length, width, depth, time) structure of lotic ecosystems. Fellows et al. (2001) demonstrated that 40 to 93% of the whole stream respiration occurred in the hyporheic zone. These authors also demonstrated that important ecological processes can occur in the shallow but hydrologically dynamic hyporheic zone.

The bottom of watercourses formed in coarse-grained sediments is related to the hyporheic system and is the prime habitat where water exchanges between surface and subsurface occur. Coarse sediments generally predominate in the majority of freshwater ecosystems in France, excluding the deep zones of lakes, reservoirs, some back waters and aquatic habitats in the wetlands, but including the littoral zone of many lakes, including Lake Geneva. For example, the deep zones of the river Rhône are composed of coarse sand and gravel at 8m depth downstream of the urban area of Lyon, although the width of the river is about 200 m (Lafont et al., 1992). Even in the slow-flowing river Saône, at Site Auxonne (150 metres width, current velocity less than $0.1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$), the fine-grained sediments are restricted to the bank areas where coarse sediments also predominate. The deep zone (-4 metres) is composed of gravel and coarse sand (Lafont, 1989 and unpublished data).

The benthic habitats of running waters formed by coarse sediment and the hyporheic habitats display a high permeability. The efficiency of permeable sediments in the degradation of organic matter was for a long time recognized (Bou, 1977; Solbe, 1975; Solbe et al., 1974; Williams & Taylor, 1968) and used for purification processes in waste-water treatment plants (Bruce et al., 1983, cited by Datry et al., 2003). Their study in natural watercourses presents a challenging task for present and future researches. Research is now focusing on this domain and numerous recent papers have underlined the strong physicochemical and biological connections between surface and groundwater, and their importance for the ecological study of lotic ecosystems (Boulton, 2000; Boulton et al., 2003; Hancock, 2002). To date biological studies were mostly devoted to metabolic and microbial activities (see Jones & Mulholland, 2000; Griebler et al., 2001), or to crustacean assemblages (see Griebler et al., 2001). The oligochaete assemblages received much less attention and research on that subject progressed more slowly than the biogeochemical and hydrological studies (Stanley & Jones, 2000), with generally a disconnection between the consideration of surface and subsurface zones (Boulton, 2000).

2. Interstitial oligochaete assemblages and watercourse functioning

Overview

Oligochaete assemblages are well-known as common inhabitants of surface sediments and hyporheic zone, and they are also significant colonizers of groundwater, especially in deep karstic zones (Malard, 2001). The consideration of a batch of 93 species demonstrated that at least 62 species were collected both in surface and groundwater (Lafont, 1989). Moreover, the oligochaete assemblages may occur at all depths, from the surface to the deep hyporheos (Weigelhofer & Waringer, 2003). In addition, it is less mentioned that the surface coarse sediments shelter the richest assemblages of oligochaetes (Lafont, 1989). Oligochaetes firmly keep their historical status of “sludge worms”, giving the impression that they are only an accessory fauna in coarse sediments, whilst the Arthropods are the

main faunal elements. Moreover, the use of unsuitable filtration methods, for example 0.500 mm mesh-size which is commonly used in macrobenthos studies, leads to a significant underestimation of oligochaete densities (Nalepa & Robertson, 1981) and the loss of about 50% of the species (Lafont, 1989). The species richness of small oligochaetes is greater, and this is particularly true in the interstices of the surface coarse sediments and hyporheic system, which generally shelter the smallest species. For example, in the Family Tubificidae, *Branchiura sowerbyi*, *Tubifex tubifex* or *Limnodrilus* spp. are giant species compared to members of the Rhyacodrilinae. Even *Nais elinguis* may be a giant compared to *Rhyacodrilus falciformis*, small Phallo-drilinae, or species of the genus *Cernosvitoviella*.

The hyporheic oligochaetes have been less studied than other assemblages (e.g. crustaceans), with the exception of pioneer contributions like those of Botea (1963), Ladle (1971), Ferrarese & Sambugar (1976), Bird (1982), Schwank (1982a, 1982b), Dole (1983), Gaschignard (1984), Dumnicka (1986), Juget (1980, 1984, 1987), Juget & Dumnicka (1986), Strayer & Bannon O'Donnell (1988).

The lack of studies involving both invertebrate communities and hydrologic measurements has been pointed out (Boulton, 2000), but this is not surprising because multidisciplinary researches are generally more difficult to organize. However, multidisciplinary studies put to the light more interesting findings than the sole consideration of biology or hydrology (Lafont et al., 1992; Valett et al., 1993).

Examples from case studies

River Rhône at Grand Gravier site: definition of AED species

A first example is given by the comparison between oligochaete species and hydrologic measurements at a suburban polluted site (the "Grand Gravier") of the River Rhône downstream of the suburban area of Lyon (Lafont & Durbec, 1990). The hydrodynamic parameters were measured at a site about 500 metres long. Within this site, two stations of 50 metres each were selected and the filtration velocity of water through the sediments was assessed by piezometric measurements (2 transects per station). Station 1 (transects T1 and T2, Table 1) was characterized by a significant lower filtration velocity than Station 2 (T3 and T4). At both stations, oligochaeta were sampled in surface coarse sediments by means of a Surber net and a metallic corer driven into the substrate by a hammer (depth of the samples: 0 to 100 mm). A mesh-size of 0.160 mm was retained for the sediment filtration. The identification of oligochaetes was conducted to the level of species and informed us about several exciting features:

- 1) although a polluted site, the species richness was relatively high (33 species);
- 2) the biological quality of Station 2 (greater filtration velocity) was significantly better than that of Station 1, and this was related to a decrease of the percentages of pollution-tolerant Tubificidae;
- 3) at Station 2, a significant increase in the percentages of *Gianius riparius* (*Phallo-drilus riparius*), *Stylodrilus* spp., *Pristina* and *Pristinella* spp., *Marionina argentea*, *Spirosperma velutinus* and *Cernosvitoviella atrata* was observed. These species were already known as groundwater dwellers and their significant abundances in surface sediments related to upwellings of groundwater (Botea, 1962; Gaschignard, 1984; Juget, 1980, 1984, 1987; Juget & Dumnicka, 1986; Lafont, 1989).

A second field investigation was performed in the same site at three different depths (-1.5, -4 and -8 metres, Table 1). Biological samples were taken using the same Surber type net operated by divers and the mean filtration velocities were available at these stations (Lafont et al., 1992). A significant increase in percentages of groundwater dwellers (*Stylodrilus* spp., *S. velutinus*, *Rhyacodrilus* sp., *Pristinella osborni*) was observed at 4 m depth, where the filtration velocities through the sediments were greater (mean filtration velocity: 6.3 m day⁻¹). Conversely, the pollution-tolerant species did not significantly decline. More surprising was the increase of the percentages of *Psammoryctides barbatus* at -4 m, probably in relation to the predominance of coarse sand (Lafont et al., 1992). The results were more complex than expected, but suggested that the relations between filtration velocities and the percentages of groundwater-dwelling oligochaetes followed a linear pattern.

After these two field studies, the groundwater-dwelling oligochaetes were considered as Active Exchange Describers between surface and subsurface (AED species, Lafont et al., 1992), because 1) they were primarily groundwater dwellers and; 2) they predominated in the surface layers where filtration velocities through hyporheic sediments were greater. A list of Active Exchange Describers (AED) was proposed (Lafont et al., 1992) and is constantly improved (Table 2).

River Roseg

In the glacial river Roseg (Switzerland), the upwellings of groundwater were measured by chemical analyses of the SiO₂ contents. Malard et al. (1999) showed that silica was an effective tracer of groundwater input to the river. Benthic oligochaetes were sampled with a Hess-sampler (sampling area: 0.043 m²). Hyporheic oligochaetes were collected by driving a mobile pipe to a depth of 30 cm below the streambed (Malard et al., 2001). Ten litres of interstitial water were extracted using a Bou-Rouch pump (Bou & Rouch, 1967). The benthic and hyporheic samples were filtered through a 0.100 mm mesh size. The hyporheic oligochaete assemblages exhibited significant species richness and abundances only at stations where upwellings of groundwater occurred (Lafont & Malard, 2001). Nearly all the collected species belonged to AED indicator taxa (Table 2), with the exception of *Nais communis*, a superficial species suspected to have developed morphological and physiological adaptations to subterranean life (Lafont & Malard, 2001). The benthic oligochaetes followed quite similar distribution patterns at stations where significant upwellings of groundwater occurred (Malard et al., 2001). The same predominant species were collected both in the surface and hyporheic sediments. The main difference was that the composition, abundance and distribution of oligochaete communities were more stable over time in the hyporheic system than in the benthic system.

River Moselle

In the river Moselle (France), the situation of surface water downwelling areas was also investigated, and we started from the hypothesis that they might be indicated by the invasion of subsurface areas by surface-dwelling oligochaete species. The oligochaete communities were collected at 5 stations both in surface and hyporheic sediments in June, August and October 1992 (Lafont et al., 1996). Benthic oligochaetes were sampled with a Surber net sampler (sampling area: 0.04 m²). Hyporheic oligochaetes were collected by driving a mobile pipe to a depth of 30 cm below the streambed, and ten litres of interstitial water were extracted using a Bou-Rouch pump (Bou and Rouch, 1967). The benthic and hyporheic samples were filtered through a 0.160 mm mesh size. The hydrologic measurements were restricted to the annual hydrographs of the river (1992). The use of a Factorial Correspondence Analysis (FCA) on the relative abundances of oligochaete species, collected in benthic and hyporheic samples, allowed to identify the three species groups which explained the first plane of the FCA (F1-F2= 37% of the total inertia). Group 1 included two superficial Naididae species, *Nais barbata* and *Nais bretscheri*. Group 2 was characterized by the predominance of superficial Tubificidae taxa, which are well-known for their pollution-tolerance (*Limnodrilus hoffmeisteri* and immature worms without hair setae). Group 3 comprised the Active Exchange Describers (AED) (*P. volki*, *Pristina longiseta*, *P. aequiseta foreli* and *P. jenkinsae*). The seasonal evolution of oligochaete assemblages at Station 1 (the less polluted situation, no water pumping) showed that, both in surface sediments and the hyporheic system, the assemblages changed from being a superficial Naididae population (Group 1) in June, to a population of AED species (Group 3) in August and October (Fig. 1). At Station 4, the most polluted situation (paper-mill industry) with intensive groundwater pumping, surface sediments and the hyporheic system were predominantly colonized by taxa of Group 2 (pollution-tolerant genus *Limnodrilus*, Fig.2). The dynamics of hydrological functioning, illustrated by the hydrographs, were consistent with the distribution of oligochaete assemblages at Station 1. The hyporheic system was invaded by surface species at the end of high surface water discharges (June, previous predominance of surface water downwellings). On the contrary, both surface sediments and the hyporheic system were invaded by AED species when low riverbed discharges occurred (August to October), suggesting that the river was predominantly fed by upwellings of groundwater. At Station 4, the predominance of the superficial and pollution-tolerant

genus *Limnodrilus*, both in superficial sediments and the hyporheic system, was considered as the consequence of intensive pumping, the groundwater table being constantly low and downwellings of polluted surface water constantly predominating either during high or low riverbed discharges.

River Rhône at Chasse-sur-Rhône site

At Chasse-sur-Rhône, a polluted site of the river Rhône (downstream of the urban area of Lyon), the goal was to assess the vulnerability of a water-pumping area for drinking water supply (Durbec et al., 1992). The oligochaete samples were collected both in surface and hyporheic sediments in October 1992, under low river discharge conditions. The sampling methodology was strictly similar to the one used for studying the river Moselle. The 5 studied stations in the river were facing five pumping wells (P1 to P5) located into the banks. The percentages of pollution-tolerant species of Tubificidae were higher in the hyporheic zone than in the surface sediments at Stations P1 and P4, equal at P2 and P3 and lesser at P5 (Fig. 3). The biological features suggested: a) the predominance of downwellings of surface water at the whole site and the vulnerability of the groundwater resource to surface pollution, with Station P3 being the most vulnerable, and; b) the storage of pollution in the hyporheic system of P1 and P4, due to former downwellings. One sampling season was considered, however the biological results were in accordance with those of the hydrological study (Durbec et al., 1992), except for P2, where the hydrological study did not mention the vulnerability to pollution.

Case of an urbanized site (Rhône basin)

At the Crépieux-Charmy site (urban area of Lyon), an alluvial zone of about 375 hectares was delineated for the protection of the groundwater resource devoted to drinking water supply. The oligochaete and crustacean assemblages were sampled on three occasions (June and November 1993, July 1994) in the coarse surface and hyporheic sediments at 12 stations of the river Rhône, the Miribel and the Jonage canals. The sampling methodology was the same as the one used for studying the river Moselle and Chasse-sur-Rhône site. The surface waters were only slightly polluted as the area is upstream of the industrial activities (Camus & Lafont, 1994). The oligochaete species richness accounted for at least 59 species, with rare species like *Trichodrilus intermedius*. When considering the 13 species only found at the Grand Gravier (Lafont & Durbec, 1990; Lafont et al., 1992) and three others only found at Chasse-sur-Rhône (Durbec et al., 1992), the coarse and hyporheic sediments of these three urbanized sites (Crépieux-Charmy, Gand-Gravier, Chasse-sur-Rhône) sheltered at least 75 species. The examination of the percentages of superficial species in the hyporheic layer and of the AED species in the surface sediments enabled a map to be drawn of the hydrologic exchange zones (Fig. 4). These results were in accordance with the global view of hydrologic evaluation, with the predominance of upwelling processes during low surface water discharges (July 1994, Fig. 4). The Crépieux-Charmy site gives an illustration of how to exploit oligochaete assemblages in integrated functional studies, although further refinements are expected (e.g. comparison of invertebrate assemblage patterns with hydrological modelling). This study also demonstrated the importance of surface coarse and hyporheic sediments for the protection of oligochaete biodiversity.

3. Discussion, conclusion

Very similar distribution patterns of surface and hyporheic oligochaete assemblages were obtained from different watercourses - the Moselle, the Rhône and the glacial river Roseg. Nine of the 16 oligochaete taxa collected from the river Roseg (Malard et al., 2001) were found in the Crépieux-Charmy and Grand Gravier areas. The 6 Active Exchange Descriptors (AED) of the river Roseg were all collected in the river Rhône (Table 2). The main difference is that the number of AED species is greater in the Rhône than in the Roseg, in relation to a less harsh environment.

The pollution-tolerant species found in the hyporheic zone of the river Moselle are the same as those that dwell in polluted surface sediments (Lafont et al., 1996). The same applies to karstic areas (Malard, 2001). The great interest when considering oligochaete assemblages lies in their

simultaneous values as water exchange and pollution indicators, which are related to their ability to colonize both surface and groundwater habitats. The studies of the river Moselle and river Rhône at the Chasse-surRhône site led us to the view that the hyporheic system keeps the “memory” of past and present pollutions in stony streams and rivers (Lafont et al., 1996). This concept was strengthened by results obtained from the study of the ecological incidence of intermittent pollutions (combined sewer overflows CSOs) at four stations of a suburban stream (stream Chaudanne, Lafont et al., accepted). The pollution indicators *Tubifex tubifex* and *Lumbricillus rivalis* predominated, from April 2000 to April 2001, in the hyporheic system at Station 4, located 500 m downstream of the CSOs, indicating that the hyporheic interstices became soaked with polluted sludge. This situation was related to high ammonium salt contents in the hyporheic waters and suggested that downwellings of polluted waters predominated. Moreover, *T. tubifex* and *L. rivalis* significantly occurred in the coarse surface sediments at Station 4 only when the CSOs were high and stream discharges very low (August to the beginning of October 2000). These results emphasized the general view that coarse surface sediments are more exposed to the variations of surface hydraulic conditions and more unstable than the hyporheic system (Giere, 1993), a situation also illustrated by the study of the river Roseg (Malard et al., 2001). In consequence, the benthic sediments give incomplete diagnoses of pollution effects.

The concept of the vulnerability of groundwater to a surface pollution was previously proposed (Lafont et al., 1992, 1996). However, this was a simplistic view as the hyporheic zone may also contaminate the surface sediments, a feature which is well-documented regarding nutrients (Holmes, 2000) -that probably exists in the rivers Moselle and Rhône. Moreover, the surface sediments are not always permanently saturated and can become exposed during low water discharges, or removed during floods. Conversely, the hyporheic system is generally permanently saturated, even when the surface stream-bed has dried up, and it remains intact during floods, particularly in the deeper layers (McElravy & Resch, 1991). Because of this, the hyporheic zone may accumulate more pollutants. In conclusion, for fundamental or applied studies, the sole consideration of the surface sediments gives us incomplete information (Danielopol, 1989; Ferrarese & Sambugar, 1976; Hynes, 1983; Rouch & Danielopol, 1987; Ward & Palmer, 1994). In the case of pollution studies, it is a serious gap which might lead to a biased view about the state of ecological degradation. Furthermore, as the self-purification capacities of a river are strongly related to the hydric exchanges between surface and subsurface (Hancock, 2002), the biological assessment of downwellings (predominance of superficial species in the hyporheic zone) and upwellings (predominance of AED species in the surface sediments) would be very useful in the functional studies of watercourses where coarse sediments predominate.

Unfortunately, most biomonitoring schemes focus on the surface habitats and neglect the hyporheic system. In France, the IBGN index (invertebrate index, Afnor, 1992), the diatom index IBD (Afnor, 2000) and the oligochaete index IOBS (Afnor, 2002) only refer to the surface habitats. The biomonitoring of hyporheic zones remains disconnected from that of the benthic system, except some valuable recent proposals (Boulton, 2000; Boulton et al., 2003). This situation is not satisfactory because of the close connections between surface and groundwater.

The value of oligochaetes as pollution indicators is well-recognized, as well as their strong relations with organic matter which is for example attested by their role in wastewater treatments (Bou, 1977; Bruce et al., 1983, cited by Datry et al., 2003). Oligochaete metabolic activity in coarse sediments and the hyporheic zone is well less known. This is an important ecological trait which has not been studied enough, but is in the course of being developed in field (Datry et al., 2003) and experimental case studies (Mermillot-Blandin et al., 2003).

The value of oligochaete assemblages as indicators of pollution, metabolic activities and water exchange is shared with other biocenoses. However the attractive characteristic of oligochaetes is that they might enable biologists to simultaneously assess the effects of pollution, dynamics of water exchanges and metabolic activities. Conversely, oligochaetes are not universal indicators and other taxocenoses must be considered to supplement and refine the diagnoses. The simultaneous use of crustacean and oligochaete communities at the Crépieux-Charmy site (Fig. 4) is a good example of an integrated ecological diagnosis. If the ecological value of oligochaetes in surface coarse sediments and

the hyporheic system was until now underestimated, it is also important not to overestimate their importance.

The present and relevant classifications of groundwater organisms (stygoxene, stygophile and stygobite organisms) (Claret et al., 1999) were historically based on the examination of crustacean assemblages or aquatic insect larvae. However, oligochaete species do not easily fit into these classifications and new proposals must be made. The hyporheic zone is generally considered as an ecotone and a refuge during floods or drought (Gibert, 2001). Regarding oligochaete communities, the hyporheic zone might be above all a reservoir of species, and probably the main route for the dissemination of species (Lafont & Malard, 2001). These observations are consistent with the concepts of Brestsko (1991) and Naiman et al. (1988, cited by Brestchko 1991).

As a conclusion, it is suggested that the study of coarse surface sediments and hyporheic systems is indispensable to understand the ecological functioning of watercourses. The fine sediments must be considered in biomonitoring studies (Lafont et al., 2001), but in watercourses where the coarse sediments predominate, the interest of fine sediments for the understanding of river functions declines when their percentage cover of the river bed is reduced (Lafont, 2001). Our present research focuses now on the study of surface coarse sediments and the hyporheic system, with special reference to the comparison between the distributions of invertebrate assemblages, the modelling of hydrological exchanges and the geomorphological background.

Acknowledgements

We thank D. Danielopol for his kind proposal of commenting on our manuscript, also F. Malard for his help before the Nine International Symposium on Oligochaete Biology. We are gratefully indebted to the two anonymous reviewers for their comments that enabled us to significantly improve the manuscript. This work was partly funded by the European Project URBEM (Urban Water Enhancement Methods).

References

- Afnor, 1992. Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). NF T 90-350.
- Afnor, 2000. Détermination de l'Indice biologique Diatomées (IBD). NF T 90-354.
- Afnor, 2002. Détermination de l'indice oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS). NF T 90-390.
- Bencala, K. E., 1993. A perspective on stream-catchment connections. *Journal of the North American Benthological Society* 12: 44-47.
- Bird, G.J., 1982. Distribution, life cycle and population dynamics of the aquatic enchytraeid *Propappus volki* (Oligochaeta) in an English chalkstream. *Holarctic Ecology* 5: 67-75.
- Botea, F. R., 1963. Contributii la studiul răspîndirii oligochetelor limicole din R.P.R. (Valea Motrului) IV: 401-409.
- Bou, C., 1977. Conséquences écologiques de l'extraction des alluvions récentes dans le cours moyen du Tarn. *Bulletin d'Ecologie* 8: 435-444.
- Bou, C. & R. Rouch, 1967. Un nouveau champ de recherches sur la faune aquatique souterraine. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Paris* 265: 369-370.
- Boulton, A.J., 2000. River ecosystem health down under: assessing ecological conditions in riverine groundwater zones in Australia. *Ecosystem Health* 6: 108-118.
- Boulton, A. J., W. F. Humphreys & S. M. Eberhard, 2003. Imperilled subsurface waters in Australia: Biodiversity, threatening processes and conservation. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 6: 41-54.

- Bretschko, G., 1991. Bed sediments, groundwater and stream limnology. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 24: 1957-1960.
- Brunke, M. & T. Gonser, 1997. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology* 37: 1-33.
- Camus, J. C. & M. Lafont, 1994. Etude de la vulnérabilité à la pollution du champ captant de Crépieux-Charmy (69). Utilisation des oligochètes et des microcrustacés. Cemagref: 48 pp.
- Claret, C., P. Marmonier, M. J. Dole-Olivier, M. Creuzé des Châtelliers, A. J. Boulton & E. Castella, 1999. A functional classification of interstitial invertebrates: supplementing measures of biodiversity using species traits and habitat affinities. *Archiv für Hydrobiologie* 145: 385-403.
- Danielopol, D. L., 1984. Ecological investigations on the alluvial sediments of the Danube in the Vienna area – a phreatobiological project. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 22: 1755-1761.
- Danielopol, D. L., 1989. Groundwater fauna associated with riverine aquifers. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 18-35.
- Datry, T., F. Hervant, F. Malard, L. Vitry & J. Gibert, 2003. Dynamics and adaptive responses of invertebrates to suboxia in contaminated sediments of a stormwater infiltration basin. *Archiv für Hydrobiologie* 156: 339-359.
- Dole, M. J., 1983. Le domaine aquatique souterrain de la plaine alluviale du Rhône à l'est de Lyon. I: diversité hydrologique and biocénotique de trois stations représentatives de la dynamique fluviale. *Vie and Milieu* 33: 219-229.
- Dumnicka, E., 1986. Naididae (Oligochaeta) from subterranean waters of West Indian islands. Distribution, taxonomic remarks and description of a new species. *Bijdragen tot de Dierkunde* 56: 267-281.
- Durbec, A., M. Lafont & J. C. Camus, 1992. Etude de la vulnérabilité à la pollution du champ captant de Chasse-sur-Rhône (38). Burgéap-Cemagref: 16 pp.
- Fellows, C. S., H. M. Valett & C. N. Dahm, 2001. Whole-stream metabolism in two montane streams: Contribution of the hyporheic zone. *Limnology and Oceanography* 46: 523-531.
- Ferrarese, U. & B. Sambugar, 1976. Ricerche sulla fauna interstiziale iporreica dell'Adige in relazione allo stato di inquinamento del Fiume. *Rivista di Idrobiologia*. 15: 47-127.
- Gaschnard, O., 1984. Impact d'une crue sur les invertébrés benthiques d'un bras mort du Rhône. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 22: 1997-2001.
- Gibert, J., 2000. Basic attributes of groundwater ecosystems. In Griebler, C., D. L. Danielopol, J. Gibert, H. P. Nachtnebel & J. Notenboom (eds), *Groundwater Ecology*. European Communities: 39-52.
- Giere, O., 1993. *Meiobenthology. The microscopic fauna in aquatic sediments*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg: 328 pp.
- Griebler, C., D. L. Danielopol, J. Gibert, H. P. Nachtnebel & J. Notenboom, 2001. *Groundwater Ecology*, European Communities.
- Gibert, J., M. J. Dole-Olivier, P. Marmonier & P. Vervier, 1990. Surface water/groundwater ecotones. In Naiman R. J. & H. Décamps (eds), *Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones*. UNESCO and Parthenon Publishing Group, Paris 4: 199-225.
- Hancock, P. J., 2002. Human impacts on the stream-groundwater exchange zone. *Environmental Management* 29: 763-781.

- Holmes, R. M., 2000. The importance of ground water to stream ecosystem function. In Jones, J. B. & P. J. Mulholland (eds), *Streams and Ground Waters*. Academic Press, San Diego: 137-148.
- Hynes, H. B. N., 1983. Groundwater and stream ecology. *Hydrobiologia* 100: 93-99.
- Jones, J. B. & P. J. Mulholland, 2000. *Streams and Ground Waters*. Academic Press, San Diego.
- Juget, J., 1980. Aquatic oligochaeta of the Rhône-Alpes area: current research priorities. In Brinkhurst R. O. & D. G. Cook (eds), *Aquatic Oligochaete Biology*. Plenum Press, New York and London: 241-251.
- Juget, J., 1984. Oligochaeta of the epigeal and underground fauna of the alluvial plain of the French upper Rhône (biological try). *Hydrobiologia* 115: 175-182.
- Juget, J., 1987. Contribution to the study of Rhyacodrilinae (Tubificidae, Oligochaeta), with the description of two new stygobiont species from the alluvial plain of the French Upper Rhône, *Rhyacodrilus amphigenus*, sp. n. and *Rhizodriloides phreaticola*, g. n., sp. n. *Hydrobiologia* 155: 107-118.
- Juget, J. & E. Dumnicka, 1986. Oligochaeta (incl. Aphanoneura) des eaux souterraines continentales. In Botosaneanu L. (ed.), *Stygofauna mundi*. E. J. Brill; Leiden: 234-244.
- Juget, J. & M. Lafont, 1994. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: aquatic Oligochaetes in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology* 31: 327-340.
- Ladle, M. 1971. Studies on the biology of oligochaetes from the phreatic water of an exposed gravel bed. *International Journal of Speleology* 3: 311-316 +4 Plates (100-103).
- 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 ès Sciences, Université Lyon I: 403 pp.
- Lafont, M., 2001. A conceptual approach to the biomonitoring of freshwater: the Ecological Ambience System. *Journal of Limnology* 60 Suppl. 1: 17-24.
- Lafont, M. & A. Durbec, 1990. Essai de description biologique des interactions entre eau de surface et eau souterraine: application à l'évaluation de la vulnérabilité d'un aquifère à la pollution d'un fleuve. *Annales de Limnologie* 26: 119-129.
- Lafont, M. & F. Malard, 2001. Oligochaete communities in the hyporheic zone of a glacial river, the Roseg River, Switzerland. *Hydrobiologia* 463: 75-81.
- Lafont, M., A. Durbec & C. Ille, 1992. Oligochaete worms as biological describers of the interactions between surface and groundwater: a first synthesis. *Regulated Rivers, Research and Management* 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., J. C. Camus, A. Fournier & E. Sourp, 2001. A practical concept for the ecological assessment of aquatic ecosystems: application on the river Dore in France. *Aquatic Ecology* 35: 195-205.
- Lafont, M., A. Vivier, S. Nogueira, P. Namour & P. Breil. Surface and hyporheic Oligochaete assemblages in a French suburban stream. Accepted for publication in *Hydrobiologia*.
- Malard, F., 2001. Groundwater contamination and ecological monitoring in a mediterranean karst ecosystem in southern France. In Griebler C., D. L. Danielopol, J. Gibert, H. P. Nachtnebel & J. Notenboom (eds), *Groundwater Ecology*. European Communities: 183-194.
- Malard, F., K. Tockner & J. V. Ward, 1999. Shifting dominance of subcatchment water sources and flow paths in a glacial floodplain (Val Roseg, Switzerland). *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 3: 135-150.

- Malard, F., M. Lafont, P. Burgherr & J. V. Ward, 2001. A comparison of longitudinal patterns in hyporheic and benthic oligochaete assemblages in a glacial river. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 33: 457-466.
- Malard, F., K. Tockner, M. J. Dole-Olivier & J. V. Ward, 2002. A landscape perspective of surface-subsurface hydrological exchanges in river corridors. *Freshwater Biology* 47: 621-640.
- Malard, F., D. Galassi, M. Lafont, S. Doledec & J. V. Ward, 2003. Longitudinal pattern of invertebrates in the hyporheic zone of a glacial river. *Freshwater Biology* 48: 1-17.
- McElravy, E. P. & V. Resch, 1991. Distribution and seasonal occurrence of the hyporheic fauna in a northern California stream. *Hydrobiologia* 220: 233-246.
- Mermillod-Blondin, F., M. Creuzé des Châtelliers & M. Gérino, 2003. Effects of the interaction between tubificid worms on the functioning of hyporheic sediments: an experimental study in sediment columns. *Archiv für Hydrobiologie* 156: 203-223.
- Nalepa, T. F. & A. Robertson, 1981. Screen mesh size affects estimates of macro- and meio-benthos abundance and biomass in the Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38: 1027-1034.
- Rouch, R. & D. L. Danielopol, 1987. L'origine de la faune aquatique souterraine, entre le paradigme du refuge et le modèle de la colonisation active. *Stygologia* 3: 345-372.
- Sambugar, B., N. Giani & E. Martinez-Ansemil, 1999. Groundwater oligochaetes from Southern-Europe. Tubificidae with marine phyletic affinities: new data with description of a new species, review and consideration on their origin. *Mémoires de Biospéologie* XXVI: 107-116.
- Schwank, Von P., 1982a. Turbellarien, Oligochaeten und Archianneliden des Breitenbachs und anderer oberhessischer Mittelgebirgsbäche. III. Die Taxozönosen der Turbellarien und Oligochaeten in Fließgewässern – eine synökologische Gliederung. *Archiv für Hydrobiologie/Supplementum* 62: 191-253.
- Schwank, Von P., 1982b. Turbellarien, Oligochaeten und Archianneliden des Breitenbachs und anderer oberhessischer Mittelgebirgsbäche. IV. Allgemeine Grundlagen der Verbreitung von Turbellarien und Oligochaeten in Fließgewässern. *Archiv für Hydrobiologie/Supplementum* 62: 254-290.
- Solbe, J. F., 1975. Annelida. In Curds C. R. & H. A. Hawkes (eds), *Ecological aspect of used water treatment*, Academic Press, London: 305-335.
- Solbe, J. F., P. G. Ripley & T. G. Tomlinson, 1974. The effects of temperature on the performance of experimental percolating filters with and without mixed macro-invertebrate populations. *Water Research*, 8: 557-573.
- Stanley, E. H. & J. B. Jones, 2000. Surface-subsurface interactions: past, present, and future. In: Jones, J. B. & P. J. Mulholland (eds), *Streams and Ground Waters*. Academic Press, San Diego 405-417.
- Strayer, D. & E. Bannon-O'Donnell, 1988. Aquatic Microannelids (Oligochaeta and Aphanoneura) of undergroundwaters of Southeastern New-York. *The American Midland Naturalist* 119: 327-335.
- Triska, F. J., J. H. Duff & R. J. Avanzino, 1990. Influence of exchange flow between the channel and hyporheic zone on NO₃⁻ production in a small mountain stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 11: 2099-2111.
- Valett, H. M., C. C. Hakenkamp & A. J. Boulton, 1993. Perspectives on the hyporheic zone: integrating hydrology and biology. Introduction. *Journal of the North American Benthological Society* 12: 40-43.
- Vervier, P., J. Gibert, P. Marmonnier & M. J. Dole-Olivier, 1992. A perspective on the permeability of the surface freshwater-groundwater interface. *Journal of the North American Benthological Society* 11: 93-102.

- Ward, J. V., 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 2-8.
- Ward, J. V. & M. A. Palmer, 1994. Distribution patterns of interstitial freshwater meiofauna over a range of spatial scales, with emphasis on alluvial river-aquifer systems. *Hydrobiologia* 287: 147-156.
- Weigelhoffer, G. & J. Waringer, 2003. Vertical distribution of benthic macroinvertebrates in riffles versus deep runs with differing contents of fine sediments (Weidlingbach, Austria). *International Revue of Hydrobiology* 88: 304-313.
- White, D. S., 1993. Perspectives on defining and delineating hyporheic zones. *Journal of the North American Benthological Society*: 61-69.
- Williams, N. V. & H. M. Taylor, 1968. The effect of *Psychoda alternata* (Say.) (Diptera) and *Lumbricillus rivalis* (Levinsen) (Enchytraeidae) on the efficiency of sewage treatment in percolating filters. *Water Research*, 2: 139-150.

Table 1. Structure of oligochaete assemblages at four transects at the Grand Gravier site (River Rhône); (1): pollution-tolerant Tubificidae, excluding *Spirosperma velutinus* and *Psammoryctides barbatus*; AED: Active Exchange Describers (*Pristina* and *Pristinella* spp., *Cernosvitoviella* sp., *Stylodrilus* sp., *S. velutinus*, *Rhyacodrilus* sp.); from Lafont & Durbec (1990); Lafont et al. (1992).

	Station 1		Station 2		Deep zone		
Transects	T1	T2	T3	T4	-1.5m	- 4m	- 8m
% Tubificidae (1)	60	72	26.5	44.5	8	42.5	42
% AED	2.5	4	21.5	48	2	11	1.5
Filtration flow velocities							
(max flow velocity., m day ⁻¹)	23		33				
(mean flow velocity., m day ⁻¹)					2.7	6.3	2.3

Table 2. List of Active Exchange Describers (AED); from Juget & Lafont (1994); Lafont (unpublished data); Lafont et al. (1992 and accepted); Sambugar et al. (1999); **: mentioned in the surface and hyporheic sediments of the glacial river Roseg (Malard et al., 2001).

Hydrologically validated AED

Spirosperma velutinus,

all the Rhyacodrilinae and Phallo-drilinae species, including *Rhyacodrilus coccineus*
all the species belonging to the Genera *Pristina* and *Pristinella*, *Chaetogaster parvus*,
Stylo-drilus spp., including *S. heringianus***, *Rhynchelmis* spp., *Trichodrilus* spp.,
Bichaeta sanguinea (all the Lumbriculidae, except *Lumbriculus variegatus*),
Cernosvitoviella spp., including *C. atrata*** and *C. carpatica***, *Achaeta* spp.,
*Marionina argentea*** *Haplotaxis gordioides***;
*Dorydrilus michaelsoni***;
*Propappus volki***

Suspected AED (need for validation)

Bothrioneurum spp., *Aulodrilus pigueti*, *Quistadrilus multisetosus*, *Haber* spp.,
Lumbricillus fennicus, *Tubifex kessleri*, *Mesenchytraeus armatus*,
*Nais communis*** (eyeless populations)

Figure captions

Figure 1:

River Moselle at Station 1 (slight pollution, no water-pumping in ground water); annual evolution of the river discharges ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) and groups of oligochaete species (Gr1, Gr3) that predominated both in surface sediments (S) and the hyporheic layer (H); the vertical arrows correspond to the sampling dates of oligochaete assemblages .

Figure 2:

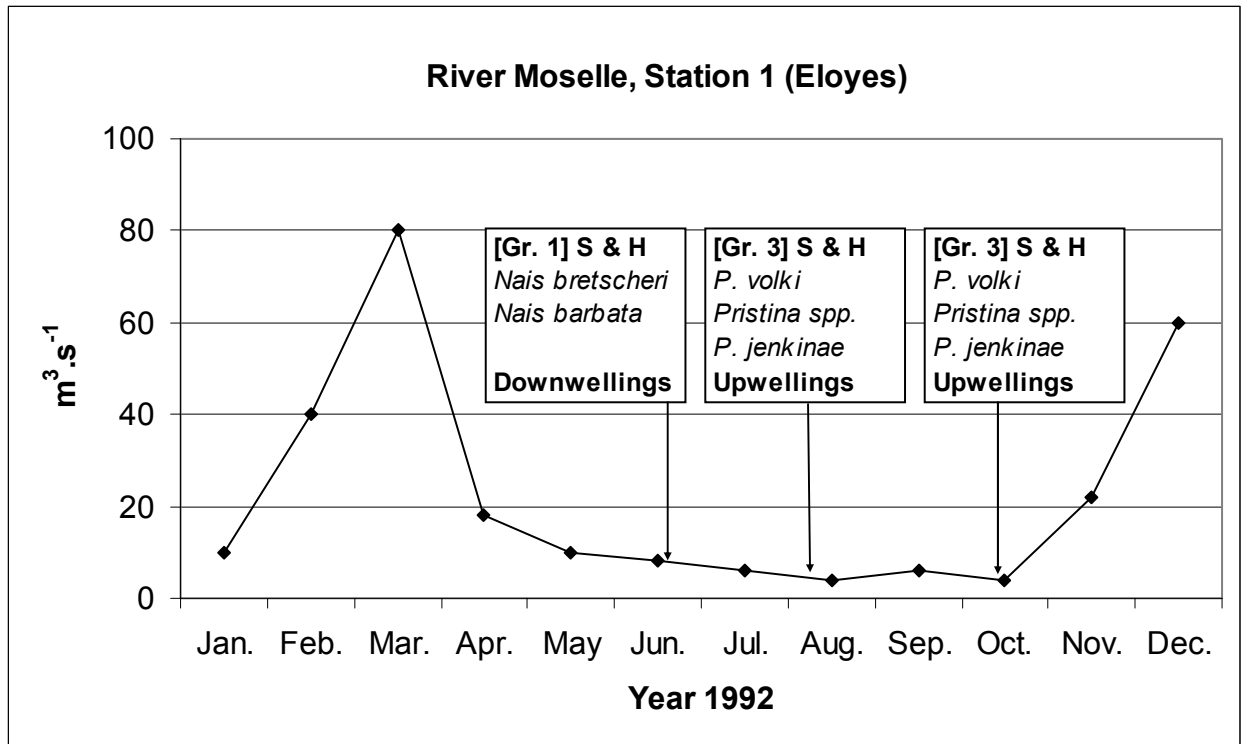
River Moselle at Station 4 (strong pollution, water-pumping in ground water); annual evolution of the river discharges ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) and group of oligochaete species (Gr2) that predominated both in surface sediments (S) and the hyporheic layer (H); the vertical arrows correspond to the sampling dates of oligochaete assemblages .

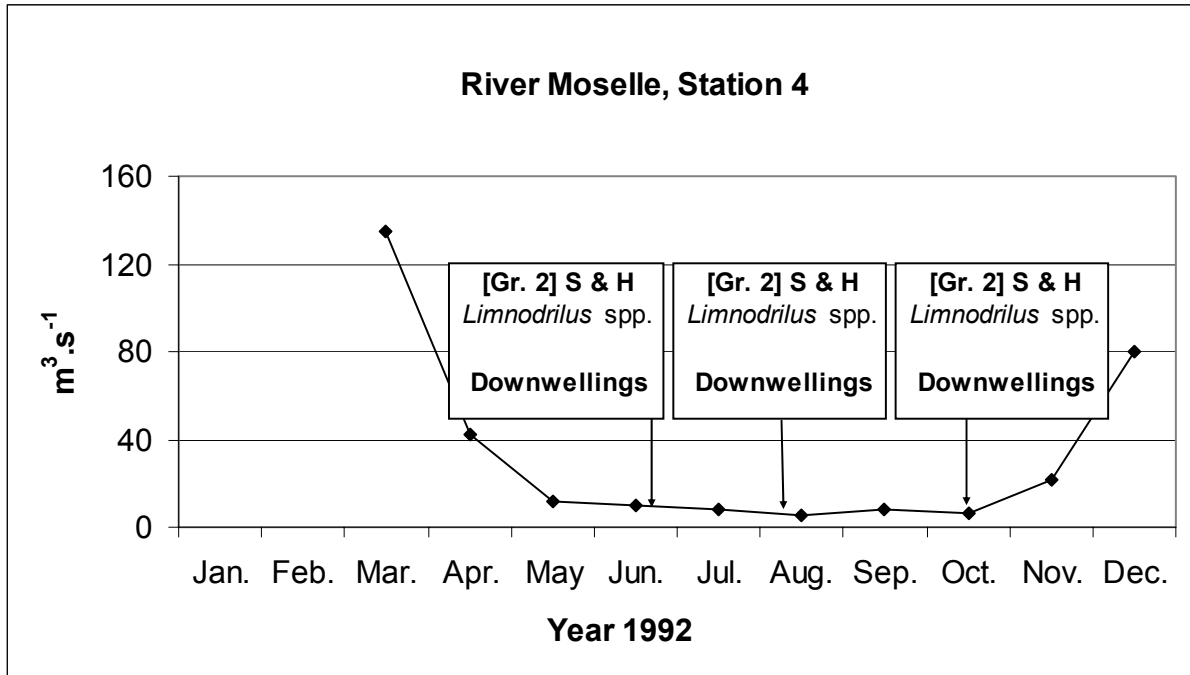
Figure 3

Plot of the river Rhône at Chasse-sur-Rhône site (October 1992); P1 to P5: sampling stations; percentages of pollution-tolerant species of Tubificidae in the surface (% TUB.S.) and hyporheic (% TUB.H.) layers.

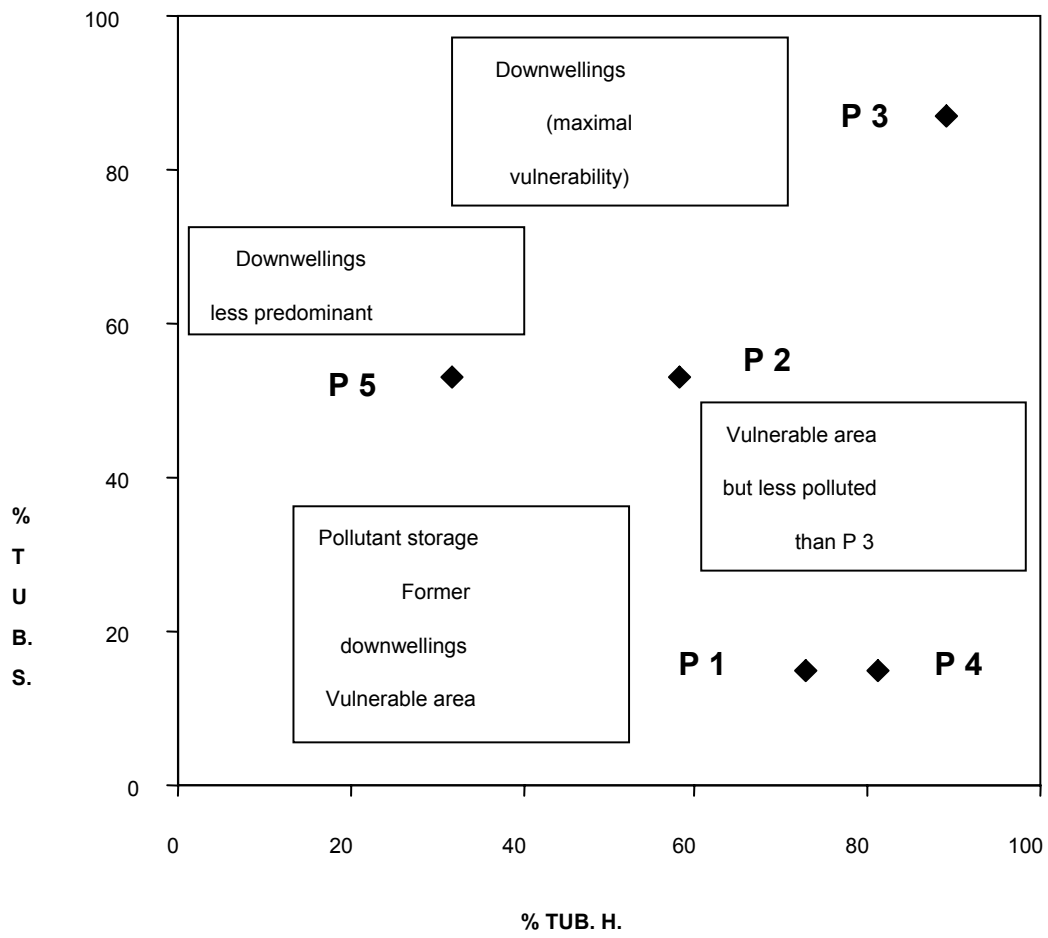
Figure 4

The Crépieux-Charmy site ; the ways of the water exchanges between surface and subsurface were mapped in July 1994 by the examination of crustacean (C) and oligochaete (O) assemblages.

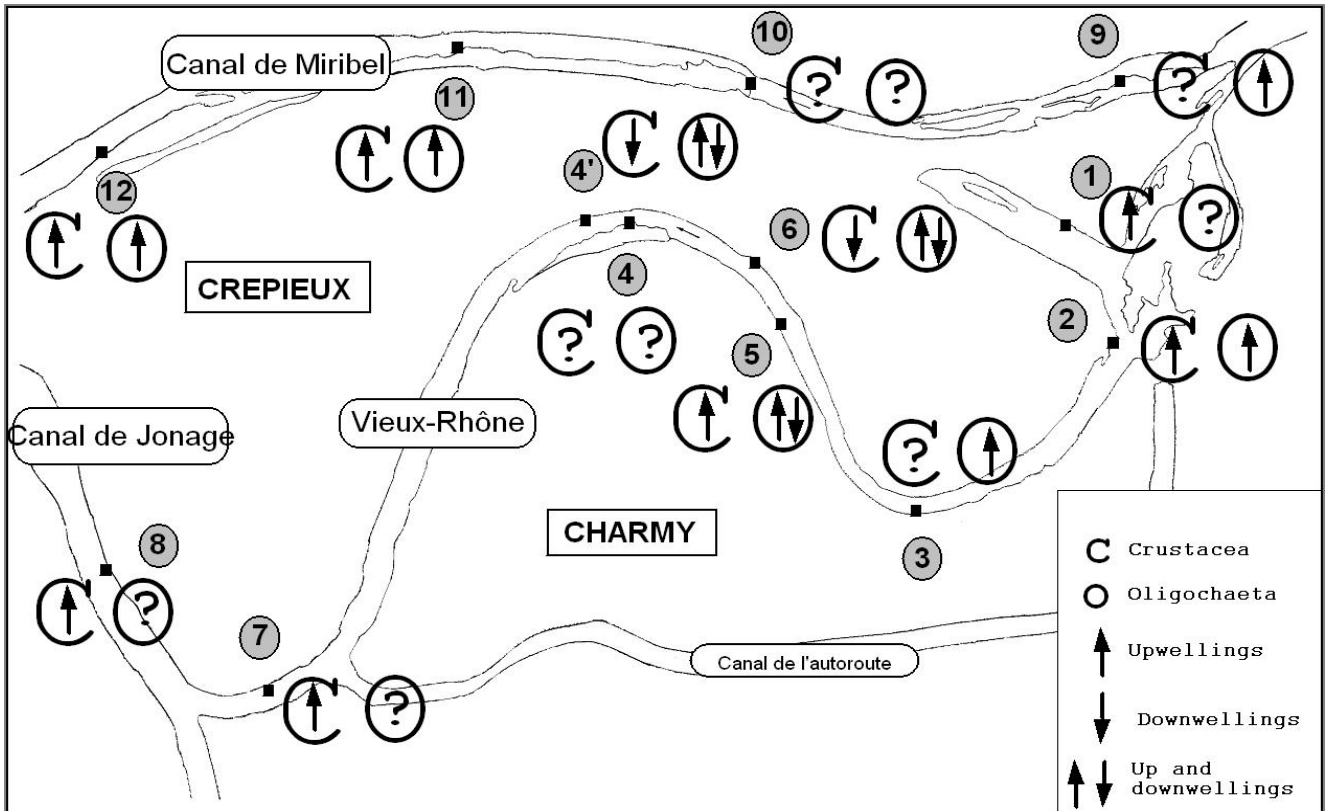




Lafont M. & A. Vivier., Figure 3



Lafont M. & A. Vivier., Figure 4



Annexe I-2

Conceptual Approaches for the Study of Urbanized Watercourses: Proposals for Short and Long-term Applied Researches

Michel Lafont, Anne Vivier, Philippe Namour, Pascal Breil, Jean-François Perrin

Cemagref, 3 bis quai Chauveau, C.P. 220, F-69336 Lyon Cedex 09 (France),
lafont@lyon.cemagref.fr

Tourbier JT& Schanze J (Eds.) Urban River Rehabilitation. Proceedings

of the International Conference on Urban River Rehabilitation URRC 05, 21-24/09/05, Dresden (Germany): 122-127.

1. Introduction

The urbanization of surrounding landscapes leads to the alteration of physical conditions, regardless of the chemical quality (Walsh et al. 2001, Paul & Meyer 2001, Fatta et al. 2002). The alteration of physical conditions in urbanized watercourses is mainly related to the imperviousness of the landscape, inducing severe floods and riverbed instability and the reduction of physical habitat diversity. The alteration of chemical conditions is mainly related to rain-time polluted inflows, particularly by combined sewer overflows (CSOs), or storm water run-offs. The improvement of the physical quality necessitates to re-nature the banks, to replace concrete flat riverbeds by “natural” habitats (Poulard et al. 2004), and to limit the effects of floods. Chemical improvements necessitate the building of separate sewage networks and of decanting tanks, the purification of combined sewer overflow wastes, or the retrofitting of storm water drainage system (Walsh et al. 2001). The challenge for protection and rehabilitation of the biodiversity in urban watercourses is a compromise between chemical and physical rehabilitations. The present paper is focusing on criteria and tools that might be retained for the study of biodiversity in preservation and rehabilitation schemes of suburban watercourses.

2. Proposals for applied ecological studies in sub-urban areas.

The urban and sub-urban watercourses represent complex ecological situations (Paul & Meyer 2001), particularly when stating what rehabilitation/restoration criteria and assessment tools should be retained. We develop two approaches, a harmonization system and the development of an ecological concept.

2.1. Harmonization system

The system was intended to assess the ecological status of watercourses by the simultaneous use of different standardized biotic indices (Lafont et al. 2001), that fulfilled basic

requirements of the European Water Framework Directive (WFD, UE 2000). The system is based on three French standards: 1) invertebrate index IBGN (AFNOR 1992); 2) oligochaete index in fine sediments IOBS (AFNOR 2002); 3) diatom index IBD (AFNOR, 2000); in addition, we only considered general comments on the fish communities, as the fish index IPR was recently published (AFNOR 2004) and not tested. The selected indices were adjusted to an ecological classification based on a range of 5 ecological qualities, from “pristine” or “very good” (S0/S1) to “bad” (S5). The given example (Tab. 1) illustrates the rehabilitation of ecological quality downstream from a sewage-treatment plant in the Dore River. The fine sediments remain a storage zone for noxious pollutants and the diagnostic was consistent with chemical qualities of the water and sediments.

Table 1. Improvement of a site in the Dore River (France); S0/S1 to S5: ecological qualities; ▲ ecological quality before the sewage-plant operation; ● after the sewage-plant operation (after Lafont et al. 2001).

S0/S1 Very good	S2 Good	S3 Moderate	S4 Poor	S5 Bad	Selected indicators
		●	▲		IBGN (invertebrates)
			●	▲	IOBS (oligochaetes)
	●		▲		IBD (diatoms)
	●			▲	Ecological comments on fish

2.2. Ecological concept: EASY concept (Lafont 2001)

The EASY concept (Ecological Ambience System) is based upon the idea that the biocenoses (BIO) of an ecosystem are related to the inputs of organic and mineral substances (IN) and the way all these substances are stored and processed by the ecosystem (ED): $BIO = f(IN) - g(ED)$ (ED= ecosystem defences). Storage, assimilation and self-purification processes are likely to vary among different functional units (FUs) at the given sites of an ecosystem. The FUs were defined on the basis of a simple physical description of the sites. The study of oligochaete assemblages from FU3 & FU4 (surface coarse sediments, hyporheic system) enabled us to distinguish between 4 functional traits FTRs, (Lafont et al. in press). The FTRs were defined by the characteristics of the invertebrate communities in a given functional unit (FU), which provide information on the functioning of this unit. The FTR1 “permeability” was obtained by measuring the percentages of oligochaete species related to water exchanges between surface and ground water (e.g. *Marionina argentea*...).

A high proportion of these species is regarded as a functional characteristic of coarse sediments with well-drained interstices. The FTR2 (“intolerance to water pollution”) was defined by the percentages of intolerant oligochaete species (e.g. *Rhyacodrilus ardiereae*,

Vejdovskiyella comata...). The FTR3 (“pollution tolerance”) was described by the percentages of water pollution tolerant species (e.g. *Nais elinguis*...). The FTR4 (“sludge effect”) was measured by the percentages of fine sediment dwelling oligochaetes (e.g. *Tubifex tubifex*...), that described the presence of polluted sludge in the sediment interstices. The FTRs were tested in surface coarse sediments and the hyporheic system at 4 sites of the Chaudanne stream, our case study in the URBEM project. The site 1 is located upstream from all inputs, site 2 just upstream from the main polluted input (combined sewer overflow), site 3 just downstream from the CSO and site 4 is 500 m downstream from the CSO (Lafont *et al.* in press). The FTR1 and FTR2 are regarded as characteristics of sites without or with slight pollution and FTR3 as characteristic of moderate effects (Tab. 2).

The FTR4 is characteristic of heavily polluted situations associated with toxic effects. The proposed typology (3 types) is based on the consideration of about two hundred surveys in the Chaudanne stream and the reference Roseg River over three study years (Malard *et al.* 2001), and on the study of the Moselle River, which was polluted by paper-mill industry (Lafont *et al.* 1996).

Table 2 : Proposals for a typology of the functioning based on functional traits (FTRs); BIO, IN and DM: EASY concept.

Types	BIO: FTRs	Sites	IN: Inputs	DM: Defences
Good” functioning	<i>FTR1</i> <i>FTR2</i>	Chaudanne : S1 Roseg (11 sites)	Low	High: permeability, high stream discharges
Moderate alteration	FTR1 FTR3	Chaudanne : S2 & S3	<i>Moderate</i> aerobic paths	High: permeability, high stream discharges
Strong alteration	FTR3 FTR4	Chaudanne : S4 Moselle (below paper-mill inputs)	High anaerobic paths	Low: decline of permeability, pollution downwellings

In 2003, the partial retrofitting of storm water drainage system was done in the Chaudanne stream. Infiltration and retention basins were built for the reception of rainwater. Biological samples were also collected during 2003-2005 at the same sites than the previous biological study in the Chaudanne stream (2000-2001). At the site located just upstream from the CSO (site 2, Fig. 1), the FTR2 exhibited a significant increase in surface sediments and the hyporheic system from 2000-2001 to 2003-2005, that demonstrated a “natural” improvement of the ecological quality. At the site 4 (500 m downstream from the CSO), the FTR2 was not significantly changed and the FTR4 (sludge effect) was stable, demonstrating that the pollution effect was constant, except a slight ecological improvement in surface sediments (decrease of FTR3, Fig. 2).

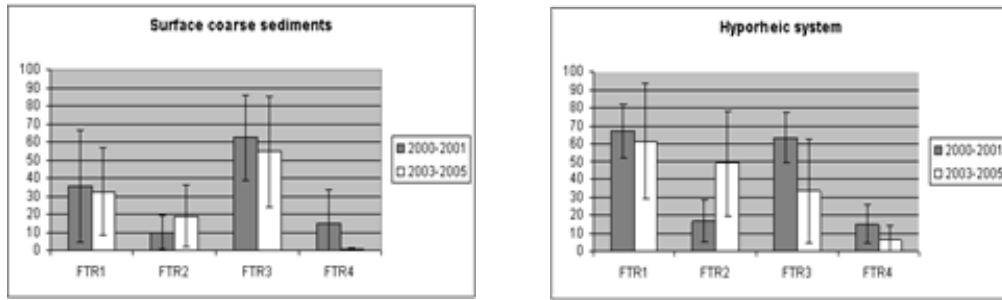


Figure 1. Functional traits FTR1 to 4 of surface coarse sediments and hyporheic system at the site 2 (upstream from the CSO, Chaudanne stream).

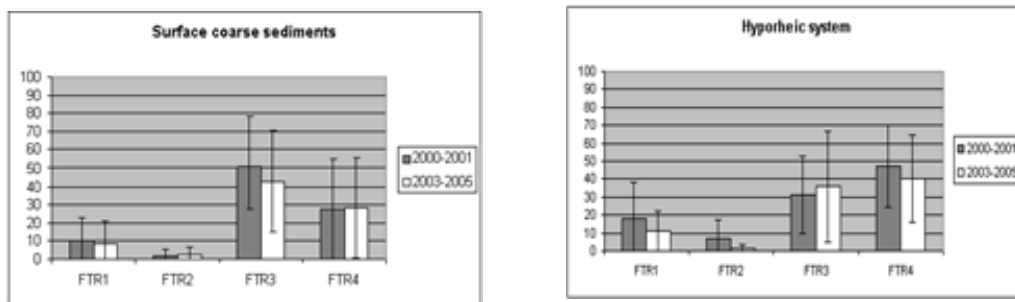


Figure 2. Functional traits (FTR1 to 4) of surface coarse sediments and hyporheic system at the site 4 (downstream from the CSO, Chaudanne stream).

3. Discussion, conclusion

The harmonization system is simple, adaptable to urban, suburban or rural sites, and might be developed by addition of other standardized indices. But the system greatly suffers from its qualitative approach. The functional approach (EASY concept + FTRs) might be a tool for the future, or when standardized indices cannot be considered or when coarse surface sediments and the hyporheic system largely predominate at a given site. The FTRs need validation on larger watercourses and several improvements are planned. Nevertheless, the FTR1 (permeability) and FTR4 (sludge effect) have already been observed in larger watercourses like the Moselle River (Tab. 2). The dynamics of hydrologic exchanges between surface waters and groundwater have to be studied, in particular their importance in the self-purification capacities of a watercourse (Hancock 2002; Jones & Mulholland 2000; Hancock & Boulton 2005). The modeling of these exchanges are now studied in the Chaudanne stream and compared to biological assessment. The fact that no significant rehabilitation downstream from the CSO was yet observed in the Chaudanne stream suggests that the retrofitting of storm drainage system did not give the expected improvements. Probably, the CSOs are less frequent and globally less polluted, but the pollution might be relatively more concentrated as the rain water does not dilute the inputs. This assertion is attested by the sludge effect (FTR4) that showed no significant decreases (fig. 2). Moreover, the FTR4 was greater in the hyporheic system at the site 4, probably in relation with the predominance of downwellings of

surface polluted waters (Lafont et al. in press). That means that it is necessary to adapt the ecological rehabilitation criteria and the remediation schemes to the local situations (fig. 3). In the Chaudanne stream, the eradication of all parasitic inflows, the building of decanting tanks directly connected to the CSOs or the dilution of polluted inputs might be more efficient than the retrofitting of storm drainage system, particularly when limiting the noxious sludge effect (FTR4).

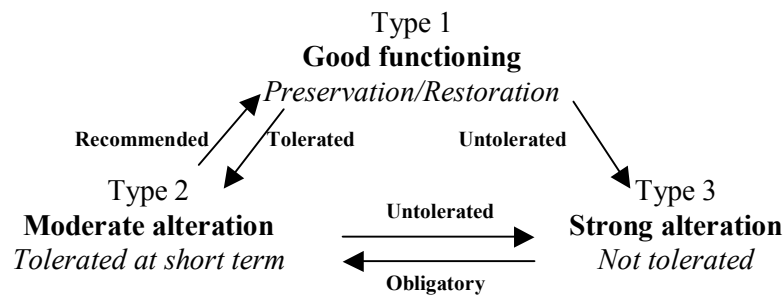


Figure 3: Proposals for ecological rehabilitation criteria in the Chaudanne stream; Type 1: FTR1 & 2; Type 2: FTR1 & 3; Type 3: FTR3 & 4.

Whatever the selected criteria and remediation schemes, we propose to keep up the following guidance in suburban rivers: **i)** propose realistic criteria of “good ecological quality” or “good functioning” by considering the harmonization system or the FTRs; these criteria may be included in a global functional diagnostic (Perrin et al. 2004); **ii)** first rehabilitate the water and sediment chemical qualities; second, as the biodiversity is significantly improved, rehabilitate the physical quality, by increasing the diversity of aquatic habitats in order to stimulate the self-purification capacity. This last action might be held in parallel to the rehabilitation of aesthetic value: indeed, we suggest that conflicting views between aesthetics and ecology might be more probable in suburban zones than in urban ones.

4. References.

- AFNOR, 1992. Essai des eaux: détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). *Norme française NF T 90-350*.
- AFNOR, 2000. Détermination de l'Indice biologique Diatomées (IBD). *Norme française NF T 90-354*.
- AFNOR, 2002. Qualité de l'eau - Détermination de l'indice oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS). *Norme Française NF T 90-390*.
- AFNOR, 2004. Qualité de l'eau - Détermination de l'indice poissons en rivière (IPR). *Norme Française NF T 90-344*.
- Fatta D., Naoum D. & Loizidou, M., 2002. Integrated environmental monitoring and simulation system for use as a management decision support tool in urban areas. *J. Environ. Management*, 64: 333-343.
- Hancock, P.J., 2002. Human impacts on the stream-groundwater exchange zone. *Environmental Management* 29: 763-781.

- Hancock P.J. & A. J. Boulton, 2005. Aquifers and hyporheic zones: Towards an ecological understanding of groundwater. *Hydrogeol. J.* 13: 98-111.
- Jones J. B. & P.J. Mulholland, 2000. Streams and ground waters. *Academic Press, San Diego*: 425pp.
- Lafont M., 2001. A conceptual approach to the biomonitoring of freshwater : the Ecological Ambience System. *Journal of Limnology*, 60 (Suppl. 1): 17-24.
- 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., Camus J.C., Fournier A. & Sourp E., 2001. A practical concept for the ecological assessment of aquatic ecosystems : application on the river Dore in France. *Aquat. Ecol.*, 35: 195-205.
- Lafont M., A. Vivier, S. Nogueira, P. Namour & P. Breil, 2005. Surface and hyporheic Oligochaete assemblages in a French suburban stream. *Hydrobiologia*: in press.
- 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. *Arct. Antarct. Alp. Res.* 33 : 457-466.
- Paul M.J. & Meyer J.L., 2001. Streams in the urban landscape. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 32: 333-365.
- Perrin J.F., Lafont M. & Péry A., 2004. Outils de diagnose fonctionnelle pour l'ingénierie écologique en rivière. *Ingénieries EAT , N°Spécial 2004* : 57-67.
- Poulard C., Perrin J.F. & Ratomski, 2004. Development of river training methods respectful of river habitats and landscape. *Acta 5th International Symposium on Ecohydraulics, Madrid, 12-17 September 2004*: 595-601.
- UE, 2000. 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. *Adoptée le 22 décembre 2000*.
- Walsh C.J., Sharpe A.K., Breen P.F. & Sonneman J.A., 2001. Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. I. Benthic macroinvertebrate communities. *Freshwat. Biol.*, 46: 535-551.

Annexe I-3

Surface and hyporheic oligochaete assemblages in a French suburban stream

Michel Lafont*, Anne Vivier**, Sylvie Nogueira*, Philippe Namour***, Pascal Breil****

* *Cemagref*, Biology Research Unit, 3 bis Quai Chauveau, C.P. 220, F-69336 Lyon Cedex 09 (France) ; lafont@lyon.cemagref.fr

** ENGEES, SHU Laboratory, 1 Quai Koch, 67000 Strasbourg (France)

*** *Cemagref*, Water Quality Research Unit (Lyon, France)

**** *Cemagref*, Hydrology-Hydraulic Research Unit (Lyon, France)

Key words: Suburban watercourses, urban inputs, coarse sediments, hyporheic zone, Oligochaeta

This paper has not been submitted elsewhere in identical or similar form, nor will it be during the first three months after its submission to *Hydrobiologia*.

Abstract

The Chaudanne stream received urban inputs discharged through combined sewer overflows (CSOs). The water quality was not severely impaired, with pollution mainly of organic origin. Oligochaete assemblages were studied in the coarse surface sediments and the hyporheic zone and sampled at 4 sites on 7 occasions during 2000 and 2001. The seasonal distribution of oligochaete assemblages was analyzed by a PCA, the oligochaete species being assigned to functional traits (FTrs). Site 1, located upstream of the CSOs, was characterized by FTrs 1 and 2 (species indicating permeability and those intolerant to water pollution). Below the CSOs, high densities of oligochaetes occurred in the benthic layer of sites 3 and 4, with a predominance of FTr3 (species with tolerance to water pollution). At site 4, FTr4 species (indicative of sludge conditions) constantly predominated in the hyporheic system, but predominated in the benthos only during low stream discharges associated with peaks in CSOs. FTr3 was related to amounts of the oxidized forms of nitrogen, high stream discharges and probably to groundwater upwellings and the sludge tolerant species group (FTr4) was associated with high NH_4^+ contents. We are now testing the relevance and generalisation of this new approach.

1. Introduction

The assessment of the ecological impacts of combined sewer overflows (CSOs) has become a priority in urban aquatic systems (Cyr et al. 1998, Paul & Meyer, 2001; Rogers et al. 2002). The alteration of urban watercourses complicates prediction of the effects of CSOs, which are strongly related to rainfall patterns. In addition, the pollution originating from storm-water runoff is generally accompanied by other pollution sources, including permanent inputs and polluted overflows from impervious urban surfaces. These multiple sources of pollution are a common feature in urban aquatic areas, and are generally poorly known (Faulkner et al. 2000). The recent EC Water Framework Directive (UE, 2000) emphasized the conservation or restoration of good ecological condition in all aquatic ecosystems, including those located in urbanized areas.

In this study, we tried to assess the ecological effects of a CSO on the Chaudanne stream, a suburban watercourse of Lyon's urban area (France). We focused on the surface coarse sediments and hyporheic system which largely predominates in the studied stream. Invertebrate assemblages were mainly composed of oligochaetes and crustaceans, and aquatic insect larvae were not abundant (Bernoud, 1998). This was related to the urbanization of the surrounding landscape which had altered the physical habitats. The preserved area located near the source of the stream was poor in aquatic insects, however it was naturally rich in oligochaetes and crustaceans (Bernoud, 1998). Consequently, we focused on benthic and hyporheic oligochaetes as i) they were the most abundant interstitial invertebrates in the study site and ii) the present study was supported by data sets considering the oligochaete assemblages in the surface coarse sediments and hyporheic system of polluted and unpolluted watercourses (Lafont, 1989; Lafont & Durbec 1990; Lafont et al. 1992, 1996; Lafont & Malard, 2001; Malard et al. 2001).

It was necessary, in this preliminary work, to assess the relevance of the information value of oligochaetes, in particular to see if gradients of alterations might be evident in a relatively unimpaired situation such as the Chaudanne stream. In addition, the choice of a suburban site was dictated 1) by the fact that catchment management is easier to control than in urban watercourses; 2) that the imperviousness of the urbanized surrounding landscape is not constant; and 3) that relatively preserved areas can still be found. If alteration gradients could be illustrated by oligochaete worms in a situation of intermediate disturbance, the generalization to similar or more altered situations should be possible in the future.

2. Study site

The Chaudanne stream is a tributary of the Yzeron river (Bernoud, 1998). The Yzeron river enters the Rhône river at Oullins, a city located in the southwestern area of the Lyon's urban area. The length of the Chaudanne stream is 2743 m and it flows southeast, from 443 m elevation to its entry into the river Yzeron at 306 m (average gradient = 5 %). The basin area is 2.83 km². Its head water is located in a rural area (2.22 km²). The length of the studied reach is about 2.5 km. Four sites were studied (Fig. 1). Site 1 is located near the spring, uninfluenced by agricultural, road or urban inflows. It is therefore considered as a reference site. Site 2 receives the first polluted input, from the drainage ditch of a factory. Site 3 is located 150 m below the main polluted input (Combined Sewer Overflow CSO of the "Pont de la Barge"). Site 4 is 500 m downstream of the CSO and receives a third input from the car park of a commercial zone (Nogueira, 2001, Fig. 1). The imperviousness of the surrounding urbanized landscape of sites 2, 3 and 4 does not exceed 15% (Bernoud, 1998). The stream bed is composed of stones, gravel and sand. The current velocity of surface waters is about 30 cm.s⁻¹ in the riffles where the biological and chemical samples were collected. The surface water velocity decreases to less than 10 cm.s⁻¹ during low stream discharges (August, October 2000). The temperature of surface waters varies from 6.5°C in winter (February 2000) to 18°C in summer (August 2000). The temperature of hyporheic waters (-20 to -30 cm depth) varies from 6.4°C in winter to 17°C in summer. The pH and conductivity are similar in surface and hyporheic waters and, respectively, vary from 6.5 to 8.3 and

from $170 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (site 1) to $532 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (site 4) (Namour, unpublished data). Daily stream discharge measurements were available from a gauge located at site 2.

3. Material and methods

Benthic and hyporheic oligochaetes were sampled at the four sites on seven occasions (April, June, August, October and December 2000, February and April 2001). Benthic sediments were collected using a Surber-type net (400 cm^2 aperture; net mesh-size: 0.160 mm). In the hyporheic system, 10 litres of material (sediments and interstitial water) were pumped from a depth of 20 to 30 cm using a Bou-Rouch pump (Bou & Rouch, 1967). At each site, three replicates were collected (a sample each 10 m). The three benthic replicates were pooled at each occasion. The three hyporheic replicates were kept separate. Samples were preserved in the field with 4% formaldehyde. In the laboratory, the mineral particles (stones, gravel, sand) of benthic and hyporheic samples were separated from the organic fractions (organic fragments and invertebrates) by decanting, and the organic fractions were washed through a 0.160 mm sieve. The residue from the sieving of each sample was poured into a gridded sub-sampling box. 100 oligochaete specimens were sorted by hand under a binocular microscope, if necessary from sub-samples taken randomly with a pipette from the squares of the sub-sampling box. Worm specimens were mounted on slides in a mixture of lactic acid and glycerin (50% glycerin, 50% lactic acid), covered by a cover-glass, and identified to species when possible under a microscope. Stream discharge was very low during August 2000, allowing benthic sampling of sites 2 and 3 only, the others being dry. The hyporheic sediments of the control site (Site 1) were sometimes clogged by silt, and the hyporheic system was dry during August 2000 at Site 4. Hyporheic samples with total oligochaete densities in the 3 replicates less than 10 specimens were not retained, as the relative abundances of oligochaete species were mainly considered in the statistical analyses. To allow a comparison with pooled benthic collections, the data of the hyporheic replicates were pooled together, each pooled sample being characterized by the mean values (calculated from the 3 replicates) of the biological variables. Consequently, 18 hyporheic and 26 benthic samples were retained for analyses. The surface replicates were pooled in the field to allow a comparison with previous data sets. Conversely, the hyporheic replicates were kept separately and pooled only in the multivariate analysis. The data of each hyporheic replicate remain available and will be considered in other papers.

Data analysis

The seasonal distribution patterns of oligochaete assemblages at the 4 sites were analysed by a standardized Principal Component Analysis (PCA, software: ADE-4, Thioulouse et al. 1997). The benthic system (26 samples) was separated from the hyporheic system (18 samples). The oligochaetes were gathered into 4 ecological groups (Table 1), called “functional traits” (FTrs, Lafont et al. 2000). The FTrs were derived from the ecological knowledge of indicator oligochaete species that reveals the ecological functioning of the functional units “coarse surface sediments” and “hyporheic system” (FU3 & 4, Lafont 2001). Two other variables were considered: the total number of oligochaete species and the densities per sample, $\text{Log}_{10}(n + 1)$ transformed for normality (NOSP and EFBO, respectively). These two last variables enabled incorporation of the species whose ecological preferences are not known or not considered as ecologically distinct.

The PCA reduces the number of input variables, and was here expected to describe meaningful ecological gradients and spatio-temporal patterns of benthic and hyporheic assemblages. Because relationships among variables could be slightly different between the hyporheic and the benthic systems and as the sampling devices were different, we performed a PCA for each system.

4. Results

A total of 46 taxa was found in the surface sediments and hyporheic system. The immature Tubificidae (with and without hair setae) and Lumbriculidae were not counted as individual taxa because adults of them were present. The unidentified Enchytraeidae accounted for 10 taxa. A notable

record was *Rhyacodrilus ardierae*, which was first discovered near the spring of the river Ardières, in a headwater reach similar in size to the Chaudanne stream. It is considered a pollution-intolerant species (Lafont & Juget, 1993).

Distribution patterns of oligochaete assemblages

For the benthic samples (Fig. 2A), the axis F1 (53.6 % of the total variance) of a PCA of oligochaete assemblages separated species-rich samples, dominated by the species considered as indicators of hydrological exchanges between surface and ground water (AED species) and by pollution-intolerant ones (NSPO, FTr1, FTr2), that typically reflected the assemblage features of site 1, from assemblages characteristic of sites 2, 3 and 4 (Fig. 2B). These were characterized by high densities of oligochaetes (EFBO) and a predominance of pollution-tolerant species (FTr3). The second axis F2 (26.8 %) discriminated the samples rich in Tubificidae (FTr4) (site 2 October 2000, site 3, August and October 2000, site 4 June and October 2000). In the surface sediments, the factor F1 of the PCA was considered as characterizing organically polluted waters. The factor F2 characterized another type of pollution, with a predominance of Tubificidae worms indicating the presence of sludge in the sediment interstices. The reference site (1) was clearly separated from the remaining sites by an increasing dominance of FTr3+4 species, indicating a downstream pollution gradient, although the site located just below the combined sewer overflow (3) was apparently no more impaired than the site immediately above the outflow (2).

In the hyporheic zone (Fig. 3A), axis F1 accounted for 44.4 % of the total variance. It illustrated the difference between the global predominance of the Tubificidae (FTr4) at site 4 (Fig. 3B), from an association of AED and pollution-intolerant species (FTr1 & 2), particularly at sites 1 and 3. Axis F2 (24.5 % of the total variance) was mainly correlated with the absolute densities of oligochaetes (EFBO), and characterized the sites 3 (December 2000) and 4 (June and October 2000). The F1-F2 plane discriminated site 1 from all the others. This site was frequently clogged by mineral particles and no oligochaetes were collected. But when silt was absent or reduced, the assemblages of the hyporheic zone were dominated by AED (FTr1) and pollution-intolerant species (FTr2).

Correlations with chemical features.

In the benthic system, the distribution pattern of oligochaetes on the F1-F2 plane was associated with an increasing gradient of nitrates (Fig. 2B), particularly from below the CSO (sites 3 and 4). Site 1 had good chemical quality compared to the 3 other ones, except for phosphorus. But the high standard deviation of phosphorus concentrations at the other sites reflected the phosphorus (and ammonium) peaks, characteristic of CSOs in urbanized environments (Paul & Meyer, 2001; Walsh et al. 2001). In the hyporheic system (Fig. 3B), site 1 exhibited relatively high values of NH_4^+ and PO_4^{3-} , probably related to mineral clogging at this site. The chemical alteration was marked at site 4 when considering ammonium salt contents (1.44 mg.L^{-1} , Fig. 3B), but not at the first site below the CSO (site 3). The nitrate contents also declined at site 4, implying reducing conditions, in contrast to sites 2 and 3, where high nitrate contents indicated oxidized situations.

Relations between stream discharge and assemblage features

The sludge effect, characterized by pollution-tolerant Tubificidae and *Lumbricillus* spp., was observed in the benthic system at all sites (Fig. 4) when the stream bed discharges were very low with high CSO peaks (August and October 2000), but was least pronounced at the reference site (site 1). The sludge effect was also strongly pronounced at site 4 during June, when stream discharges were falling. These results suggested that rainfall led to overflows from the surrounding environment and brought sediments into the stream, even at the reference site, and that the purification capacity of the stream decreased (low discharges). The sludge effect (FTr4) remained most pronounced at the sites below the sources of pollution (2, 3 and 4). When stream discharges increased ($> 14 \text{ L.s}^{-1}$), the sludge effect was much less marked in the benthic layer, but it remained strong in the hyporheic layer of site 4 (Fig. 4).

5. Discussion

The species richness of the Chaudanne stream was high (46 taxa), probably because we considered both the surface and subsurface layers. The reference site (site 1) was predominated by pollution-intolerant species, which also are AED species, together with a greater species richness. We found similar ecological traits in a glacial unpolluted river (river Roseg, Lafont & Malard, 2001; Malard et al. 2001), where the surface and hyporheic habitats were colonized by pollution-intolerant AED species, particularly where upwellings of groundwater occurred. Site 3, located just below the main CSO, exhibited a distribution of epigeal oligochaete assemblages similar to that of the site 2 above the CSO. In the hyporheic layer, the distribution of oligochaetes typified a rehabilitated situation compared to site 2 (Fig. 3B), with a predominance of pollution-intolerant AED species. This suggests that the effect of the CSO is not detrimental just below its inputs, and that benthic and hyporheic systems at site 3 were preserved by ground water upwellings. The high stream discharges had also a beneficial effect, probably by taking away the polluted sludge of the CSOs. Site 4 was the most vulnerable to a sludge effect, particularly in the hyporheic system, that might be attributed to an attenuation of the slope of the stream and the predominance of downwellings of polluted surface waters. These last observations emphasize the fact that the hyporheic system can accumulate nutrients and polluted inputs (Hynes, 1983; Jones & Mulholland, 2000) and retain residues of past and present pollution (Danielopol, 1989; Giere, 1993; Lafont et al. 1996).

The alteration of chemical quality is seen below the CSO, but with relatively low concentrations of solutes. The mean ammonia salt contents reached 1.44 mg.L^{-1} at site 4. These contents are considered indicative of a “fair” quality in urban ecosystems (Faulkner et al. 2000). An increase in phosphorus and nitrogen loads was observed between site 2 (just above the CSO) and site 3 just below the CSO, but did not reach alarming values. The hyporheic zone of site 1 exhibited relatively high values of ammonia salts and phosphorus contents, potentially related to the clogging of interstices by mineral particles. This conflicts with the good biological quality of the site. We assume that the comparison between solute concentrations and oligochaetes will be better understood by considering the fluxes of solutes, rather than their instantaneous concentrations. Probably, nitrogen and phosphorus exhibited relatively high contents in the hyporheic zone at site 1 because they were not intensely assimilated by living organisms, which were scarce or absent.

The temperatures of surface and hyporheic waters are important factors, particularly for deriving patterns of downwelling surface water and upwelling ground water (Evans & Petts, 1997). However, temperature was not considered an important factor because temperature ranges did not reach extreme values in Chaudanne stream. Temperature, as well as other important factors like oxygen and organic matter (Strayer et al. 1997), will be considered in future studies,

The FTrs illustrated clear-cut gradients of oligochaete distribution in a situation not still severely polluted and where organic pollution predominated. The FTrs were empirically defined from literature data and our own experience and appear an attempt that by-passes regional and spatial heterogeneities and defines the functionalities of the studied habitats (Lafont et al. 2000). We are conscious that this approach is debatable. FTr1 (permeability) seems relevant and supported by literature. FTr4 (sludge effect) is also relevant and supported by field experience on polluted coarse-grained habitats in running waters. The FTr2 (intolerance to water pollution) and FTr3 (tolerance to water pollution) are questionable. Moreover, the tolerance/intolerance to pollution of a given species is also strongly related to the habitat where it has been collected (Lafont, 1989).

The great majority of pollution studies regarding oligochaete communities considered fine sediments (see Chapman, 2001) and not coarse sediments or hyporheic systems. *Nais communis* is more tolerant of organic pollution in coarse than in fine sediments (Lafont, 1989). The pollution-tolerant species of fine sediment-dwelling Tubificidae are collected in coarse sediments only when polluted sludge is trapped within the interstices (Brinkhurst, 1965, Datry et al. 2003). Without polluted sludge, these species are not collected, even if the interstitial water is polluted. The ecological preferences of oligochaete species are also dependant upon the salinity of waters (Leland & Fend, 1998), habitat heterogeneity (Carter & Fend, 2001) and time (Verdonschot, 1999). But the hyporheic system is less

sensitive to physical disturbances like floods than the benthic system, and its consideration in the ecological studies of watercourses has been recommended (Boulton, 2000; Boulton et al. 2003; Hynes, 1983; Lafont, 2001; Petts, 2000). The evaluation of the tolerance/intolerance to pollution of oligochaete species is probably more reliable in the hyporheic layer. Indeed, in the hyporheic layer, the species stay in more direct and constant exposition to pollutants than in the superficial zone, where flow regimes are prevailing factors (Bunn & Arthington, 2002) and reduce the probability of species exposure to pollutants.

Another issue is that several species occupy 2 FTrs while others occupy only one (e. g. *C. atrata* is characteristic of FTrs 1 & 2, the Tubificidae of FTr4). This means that the value of *C. atrata* is 0 to FTr4, and that the value of Tubificidae is 0 to FTr1 & 2, etc. This is an empiric simplification that needs several improvements. For example, *Chaetogaster diastrophus* is a common and abundant species in the Chaudanne stream, but it is above all a species which is tolerant to organic enrichment, but intolerant to severe organic pollution or toxic substances (Lafont, 1989). It did not fit any of the 4 FTrs considered here, but other FTrs will be investigated, and we are conscious that the functioning of coarse and hyporheic sediments cannot be described by only 4 FTrs.

This first general survey was a feasibility study. We now plan to conduct multidisciplinary research on the Chaudanne stream, including studies of crustaceans and hydraulics modeling. This research is expected to improve our present knowledge about the value of oligochaete species and present or future FTrs as functional descriptors (Lafont, 2001; Ruyschaert & Breil, 2004).

Acknowledgements

We warmly thank Andrew Boulton, an anonymous reviewer and Adrian Pinder for their comments that enabled us to significantly improve our manuscript and the English language. We thank Christophe Lafont for his help in the field and the laboratory. This work was funded by the Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine (OTHU), the Lyon's Urban Community, and the EU project URBEM (Urban River Basin Enhancement Methods, 5th PCRD).

References

- Bernoud, S. 1998. Réponse écologique d'un ruisseau périurbain aux rejets de temps de pluie. TFE Mastère « Eau Potable et Assainissement », ENGEES: 55 pp.
- Bou, C. & R. Rouch, 1967. Un nouveau champ de recherches sur la faune aquatique souterraine. Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Paris 265: 369-370.
- Brinkhurst, R. O. 1965. Observation on the recovery of a British river from gross organic pollution. Hydrobiologia 25: 9-51.
- Boulton, A. J., 2000. River ecosystem health down under: assessing ecological conditions in riverine groundwater zones in Australia. Ecosystem Health 6: 108-118.
- Boulton, A. J., W. F. Humphreys & S. M. Eberhard, 2003. Imperilled subsurface waters in Australia: Biodiversity, threatening processes and conservation. Aquatic Ecosystem Health and Management 6: 41-54.
- Bunn, S. E. & A. H. Arthington, 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. Environmental Management 30: 492-507.
- Carter, J. L. & S. V. Fend, 2001. Inter-annual changes in the benthic community structure of riffles and pools in reaches of contrasting gradient. Hydrobiologia 459: 187-200.
- Chapman, P. M., 2001. Utility and relevance of aquatic oligochaetes in Ecological Risk Assessment. Hydrobiologia 463:149-169.
- Cyr, J. F., C. Marcoux, J. C. Deutsch. & P. Lavalée, 1998. L'hydrologie urbaine : nouvelles problématiques, nouvelles approches de solutions. Revue des Sciences de l'Eau, n° spécial: 51-60.

- Danielopol, D. L., 1989. Groundwater fauna associated with riverine aquifers. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 18-35.
- Datry, T, F. Malard, R. Niederreiter & J. Gibert, 2003. Video-logging for examining biogenic structures in deep heterogeneous subsurface sediments. *Comptes Rendus Biologies* 326: 589-597.
- Evans, E. C. & G. E. Petts, 1997. Hyporheic temperature patterns within riffles. *Hydrologic Sciences Journal des Sciences Hydrologiques* 42: 199-213.
- Faulkner, H., V. Edmonds-Brown & A. Green, 2000. Problems of quality designation in diffusely polluted urban streams – the case of Pymme's Brook, north London. *Environmental Pollution* 109: 91-107.
- Gaschnard, O., 1984. Impact d'une crue sur les invertébrés benthiques d'un bras mort du Rhône. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 22: 1997-2001.
- Giani, N., 1984. Le Riou Mort, affluent du Lot, pollué par des métaux lourds. IV. Les oligochètes. *Annales de Limnologie* 20: 167-181.
- Giere, O. 1993. Meiobenthology. The microscopic fauna in aquatic sediments. Springer-Verlag Berlin Heidelberg: 328 pp.
- Hynes, H. B. N., 1983. Groundwater and stream ecology. *Hydrobiologia* 100: 93-99.
- Jones, J.B. & P. J. Mulholland, 2000. Streams and ground waters. Academic Press, San Diego: 425pp.
- Juget, J., 1984. Oligochaeta of the epigeal and underground fauna of the alluvial plain of the French upper Rhône (biotypological try). *Hydrobiologia* 115: 175-182.
- Juget, J. & E. Dumnicka, 1986. Oligochaeta (incl. Aphanoneura) des eaux souterraines continentales. In L. Botosaneanu (ed.), *Stygofauna mundi*. E. J. Brill; Leiden: 234-244.
- Juget, J. & M. Lafont, 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 ès Sciences, Université Lyon I: 403 pp.
- Lafont, M. 2001. A conceptual approach to the biomonitoring of freshwater : the Ecological Ambience System. *Journal of Limnology* 60 (Supplementum 1): 17-24.
- Lafont, M. & A. Durbec, 1990. Essai de description biologique des interactions entre eau de surface et eau souterraine: application à l'évaluation de la vulnérabilité d'un aquifère à la pollution d'un fleuve. *Annales de Limnologie* 26: 119-129.
- Lafont, M. & J. Juget, , 1993. Description de *Rhyacodrilus ardierae* n. sp. (Oligochaeta, Tubificidae) récoltée dans l'Ardières (affluent de la Saône, France). *Bulletin de la Société Zoologique de France* 118: 115-123.
- Lafont, M. & F. Malard, 2001. Oligochaete communities in the hyporheic zone of a glacial river, the Roseg River, Switzerland. *Hydrobiologia* 463: 75-81.
- Lafont, M., A. Durbec & C. Ille 1992. Oligochaete worms as biological descriptors of the interaction between surface and groundwaters: a first synthesis. *Regulated Rivers* 7: 65-73.
- Lafont, M., J. C. Camus & A. Rosso. 1996. Superficial and hyporheic oligochaete communities as descriptors of pollution and water exchanges in the River Moselle system (France). *Hydrobiologia* 334: 147-155.

- Lafont, M., S. Bernoud, J.C. Camus, Ph. Namour, P. Breil & P. Le Pimpec. 2000. Etat écologique d'un ruisseau péri-urbain soumis à des rejets de temps de pluie ; premiers résultats et perspectives. Acta 2^{ème} Symposium International Québec-Paris, *La réhabilitation et l'aménagement des cours d'eau en milieu urbain, 18-20 octobre 2000, Paris* : 11-22.
- Leland, H. V. & S. V. Fend, 1998. Benthic invertebrate distributions in the San Joaquin River, California, in relation to physical and chemical factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 1051-1067.
- Malard, F., M. Lafont, P. Burgherr & J. V. Ward, 2001. A comparison of longitudinal patterns in hyporheic and benthic oligochaete assemblages in a glacial river. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 33: 457-466.
- Nogueira, S. 2001. Incidence des rejets urbains de temps de pluie sur les communautés d'invertébrés interstitiels (oligochètes et crustacés) d'un petit cours d'eau périurbain. *Cemagref/BELY*: 42 pp.
- Paul, M. J. & J. L. Meyer, 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 333-365.
- Petts, G. E., 2000. A perspective on the abiotic processes sustaining the ecological integrity of running waters. *Hydrobiologia* 422/423: 15-27.
- Rogers, C. E., D. J. Brabander, M. T. Barbour & H. F. Hemond, 2002. Use of physical, chemical, and biological indices to assess impacts of contaminants and physical habitat alteration in urban streams. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21: 1156-1167.
- Ruysschaert, F. & P. Breil, 2004. Assessment of the hyporheic fluxes in a headwater stream exposed to combined sewer overflows. Acta Fifth International Symposium on Ecohydraulics. Aquatic habitats: analysis and restoration, Madrid 2004: 293-299.
- Solbé, J. F. de L. G., 1975. Annelida. In C. R. Curds & H. A. Hawkes (eds.), *Ecological aspect of used water treatment*, Academic Press, London: 305-335.
- Strayer, D. L., S. E. May, P. Nielsen, W. Wollheim & S. Hausam, 1997. Oxygen, organic matter, and sediment granulometry as controls on hyporheic animal communities. *Archiv für Hydrobiologie* 140: 131-144.
- Thioulouse, J., D. Chessel, S. Doledec & J.-M. Olivier, 1997. ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and Computing* 7: 75-83.
- UE, 2000. 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. Adoptée le 22/12/2000.
- Verdonschot, P. F. M., 1999. Micro-distribution of oligochaetes in a soft-bottomed lowland stream (Elsbeek; The Netherlands). *Hydrobiologia* 406: 149-163.
- Walsh, C. J., A. K. Sharpe, P. F. Breen & J. A. Sonneman, 2001. Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. I. Benthic macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* 46: 535-551.

Table 1. Functional traits (FTrs) of the surface and hyporheic sediments.

Functional traits FTrs	Oligochaete species characterizing each FTr
FTr1: Percentages of oligochaete species which indicate active hydrologic exchanges between surface and ground water (AED species) (Gaschignard, 1984; Juget, 1984; Juget & Dumnicka, 1986; Juget & Lafont, 1994; Lafont, 1989; Lafont & Durbec, 1990; Lafont et al. 1992, 1996)	<i>Trichodrilus strandi</i> , <i>Stylogrilus heringianus</i> , <i>S. parvus</i> , <i>Rhyacodrilus ardierae</i> , <i>R. coccineus</i> , <i>R. falciformis</i> , <i>R. subterraneus</i> , <i>Haber speciosus</i> , <i>Pristina aequisetata</i> , <i>P. jenkiniae</i> , <i>P. osborni</i> , <i>Cernosvitoviella atrata</i> , <i>Achaeta vesiculata</i> , <i>Marionina argentea</i> , <i>Haplotaxis gordioides</i>
FTr2: Percentages of oligochaete species which are intolerant to water pollution (Lafont 1989, Lafont & Juget 1993; Lafont et al. 1996)	<i>R. ardierae</i> , <i>R. falciformis</i> , <i>R. subterraneus</i> , <i>C. atrata</i> , <i>A. vesiculata</i> , <i>M. argentea</i> , <i>Eiseniella tetraedra</i>
FTr3: Percentages of oligochaete species which are tolerant to water pollution in coarse sediments (op. cited; Giani, 1984)	<i>Nais elinguis</i> , <i>P. jenkiniae</i> , <i>Dero digitata</i> , <i>Marionina riparia</i>
FTr4: Percentages of taxa which indicate the presence of polluted sludge within coarse sediment interstices (Brinkhurst 1965; Datry et al. 2003; Lafont, 1989; Lafont et al. 1996.).	Immatures of Tubificidae with and without hair setae, <i>Tubifex ignotus</i> , <i>T. tubifex</i> , <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> , <i>Bothrioneurum</i> sp, <i>Lumbricillus</i> spp. (in bacterial sewage-treatment beds, Solbé, 1975)
Other species (less than 5% of oligochaete assemblages in the Chaudanne stream, except <i>Chaetogaster diastrophus</i> & <i>Nais communis</i>) are represented by the species richness and the absolute abundances of oligochaete assemblages per sample.	

Lafont et al. Table 1

Figure captions

Figure 1

Sampling site locations in the stream Chaudanne.

Figure 2

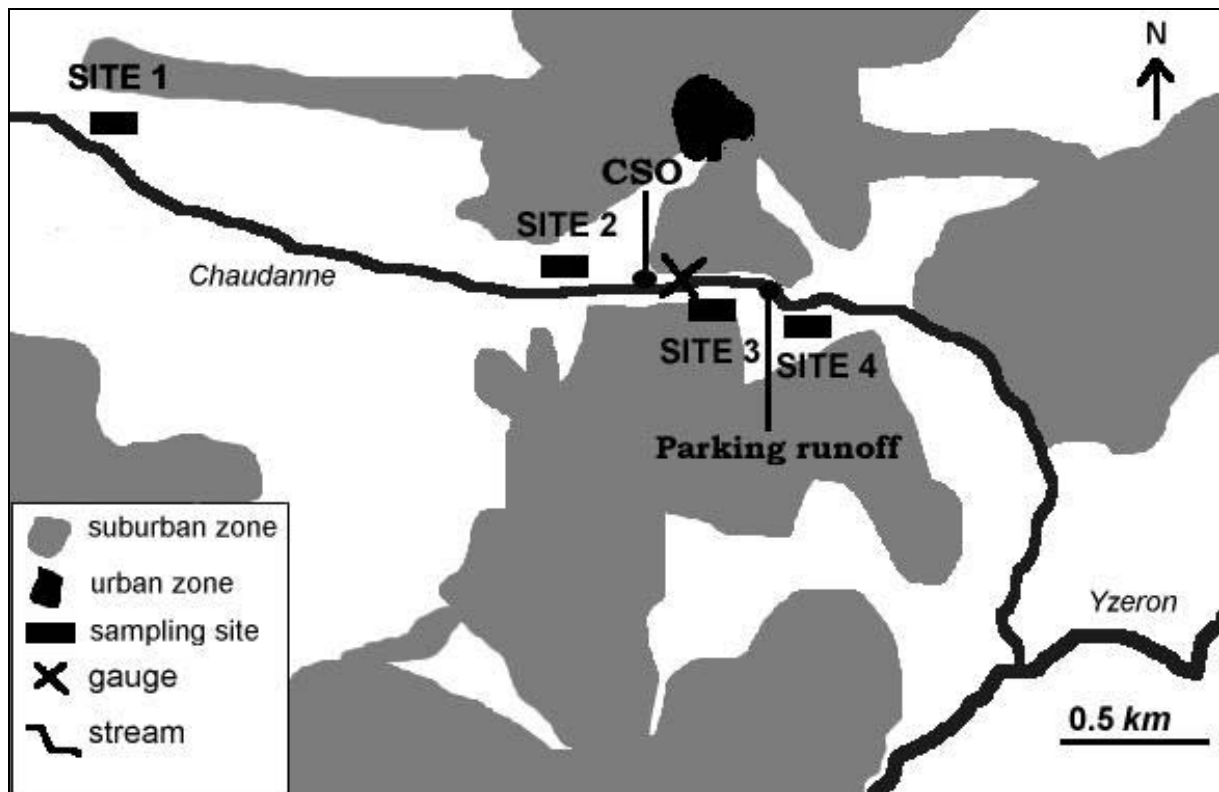
Standardized PCA on benthic oligochaete assemblages (26 rows, 6 columns); **A**: correlation circle (F1-F2 plane); **B**: plots and dispersion polygons of biological samples from the 4 sites on the first plane; NSPO: number of oligochaete species; EFBO: densities per 0.1 m² of oligochaete assemblages; FTr1, FTr2: functional traits permeability and intolerance to water pollution; FTr3, FTr4: functional traits tolerance to water pollution and sludge effect; the chemical variables are expressed as mg.L⁻¹; the standard deviations are put in brackets; NH₄: ammonium salts; NO₃: nitrates; PO₄: orthophosphates.

Figure 3

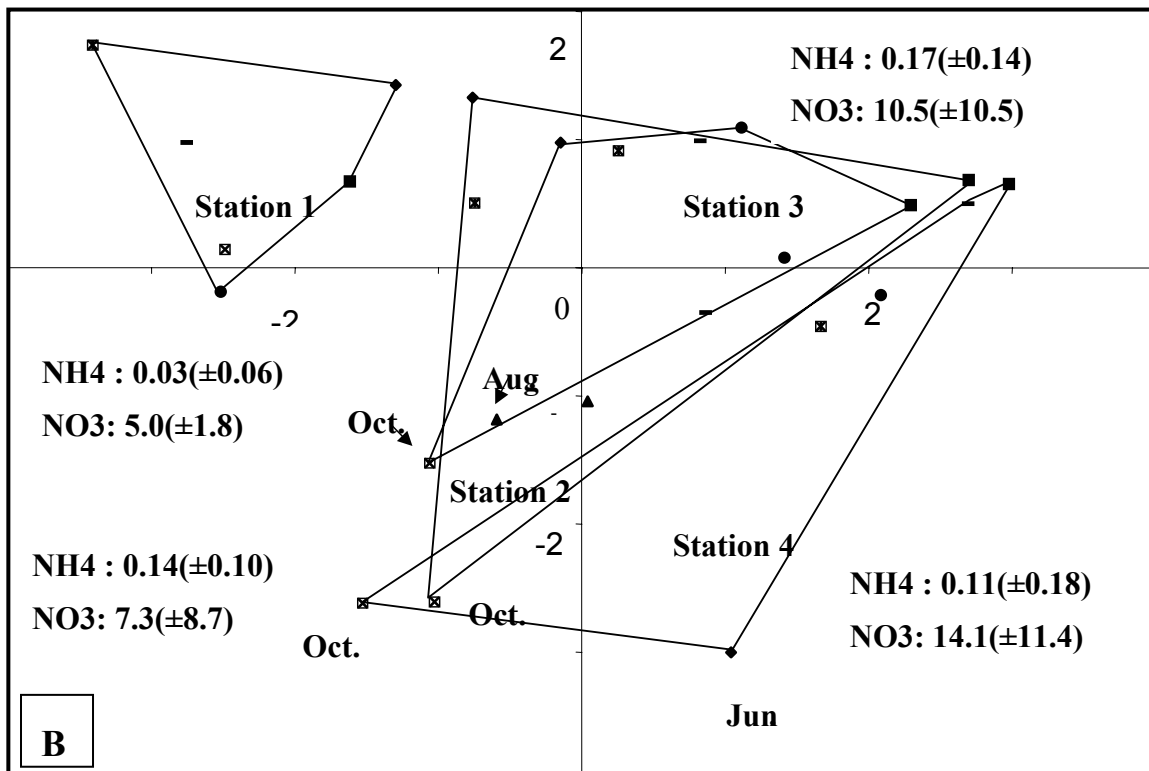
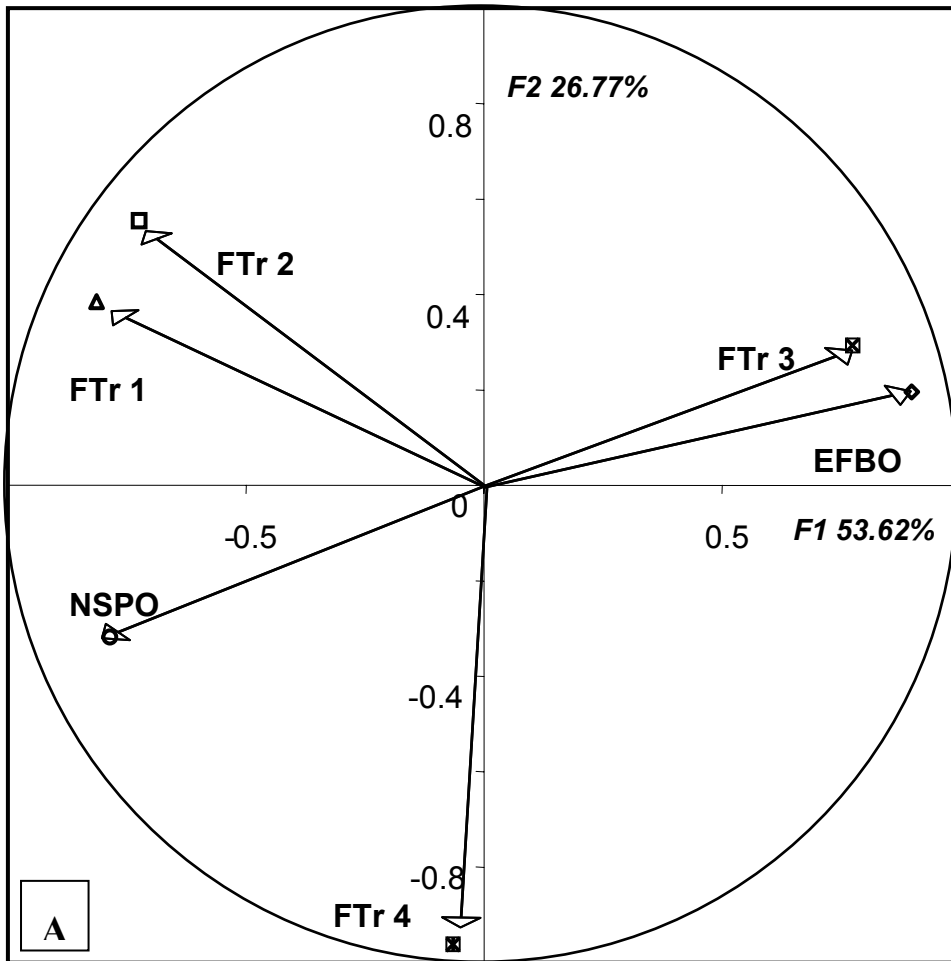
Standardized PCA on hyporheic oligochaete assemblages (18 rows, 6 columns); **A**: correlation circle (F1-F2 plane); **B**: plots and dispersion polygons of biological samples from the 4 sites on the first plane; NSPO: number of oligochaete species; EFBO: densities per 10 l of oligochaete assemblages; FTr1, FTr2: functional traits permeability and intolerance to water pollution; FTr3, FTr4: functional traits tolerance to water pollution and sludge effect; the chemical variables are expressed as mg.L⁻¹; the standard deviations are put in brackets; NH₄: ammonium salts; NO₃: nitrates; PO₄: orthophosphates.

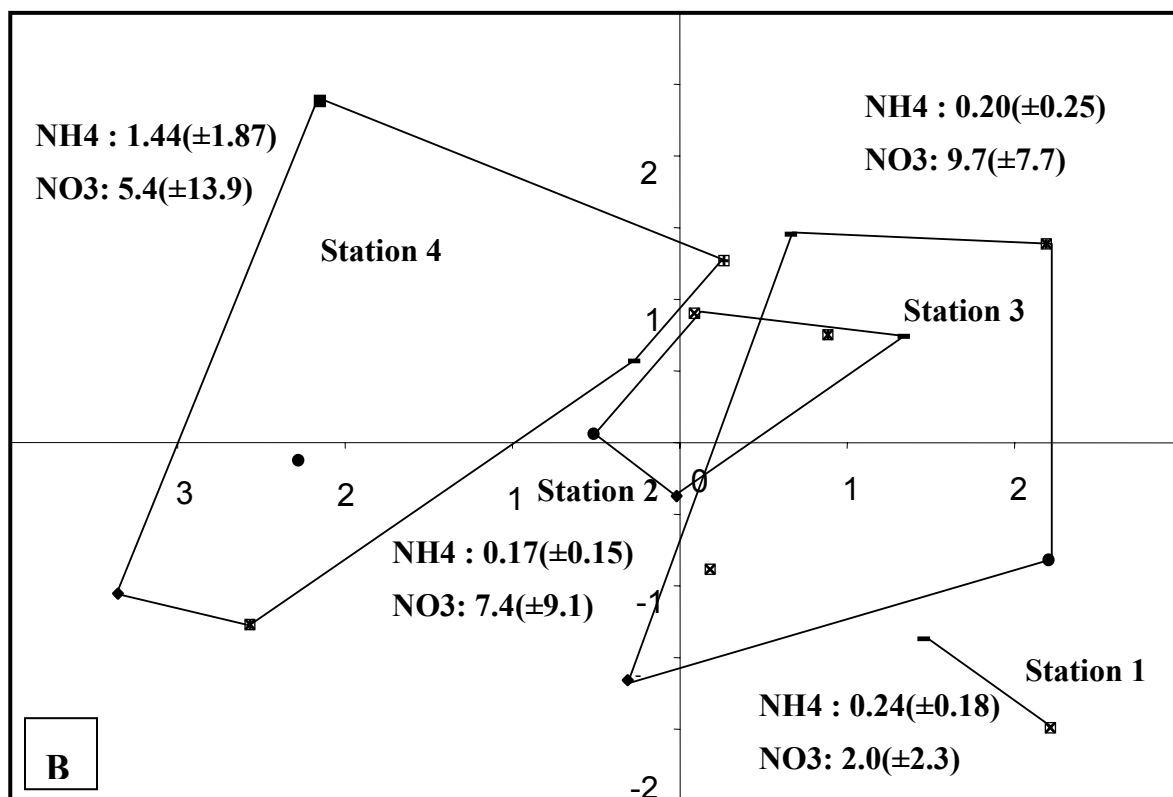
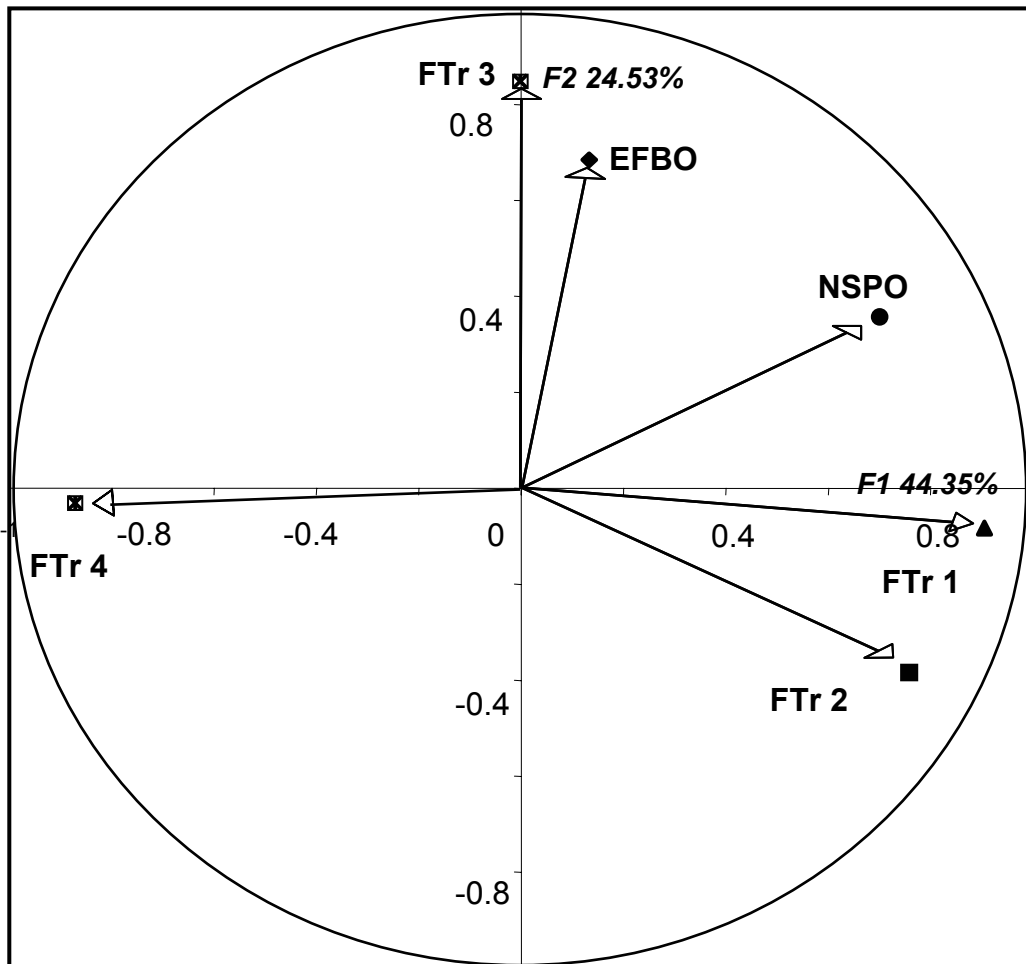
Figure 4

Comparison between the stream discharge (unbroken lines), the CSOs' peaks and the sludge effect (FTr4), at the 4 stations of the stream Chaudanne; vertical arrows: dates of biological samples; stream discharge and CSOs' peaks are expressed as m³.s⁻¹; ?: undetermined data.

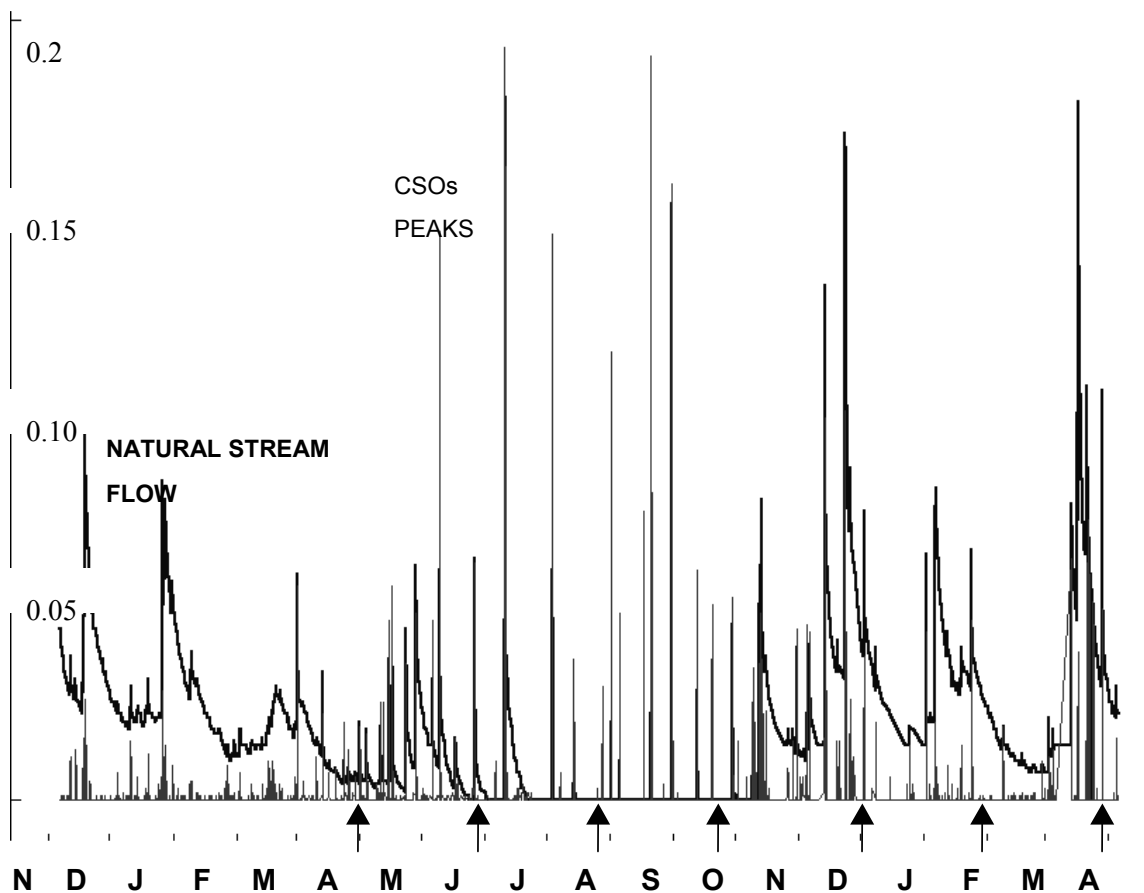


Lafont et al. Fig. 1





Lafont et al. Fig. 3



Surface sediments: percentages of the species indicating FTr4 (sludge effect)								
Sites	1	1%	0%	?	11%	0%	1%	7%
	2	1%	2%	24%	54%	5%	14%	7%
	3	0%	0%	30%	33%	0%	1%	0%
	4	1%	71%	?	50%	22%	3%	16%
Hyporheic zone: percentages of the species indicating FTr4 (sludge effect)								
Sites	1	0%	?	?	?	?	0%	?

Lafont et al. Fig. 4

**Annexe II -
Peuplements d'invertébrés autres que les oligochètes dans le
ruisseau Chaudanne (relevés effectués de 1998 à 2005)**

Milieu superficiel de la Chaudanne

	S1(n=3)	S2(n=8)	S3(n=8)	S4(n=8)	S5(n=3)	% moyen d'occurrence
Données 1998						
Diptères Chironomidae	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Copépodes Cyclopoidea	100,00	87,50	75,00	62,50	33,33	71,67
Copépodes Harpacticoidea	33,33	62,50	75,00	37,50	66,67	55,00
Diptères Ceratopogonidae	100,00	50,00	25,00	50,00	33,33	51,67
Ephéméroptères Baetidae	100,00	62,50	50,00	0,00	33,33	49,17
Nématodes	0,00	62,50	62,50	100,00	0,00	45,00
Diptère Simuliidae	66,67	37,50	62,50	12,50	0,00	35,83
Bivalves Sphaeriidae	33,33	12,50	50,00	0,00	66,67	32,50
Isopodes Asellidae	33,33	0,00	12,50	0,00	100,00	29,17
Gastéropodes Physidae	0,00	25,00	12,50	0,00	100,00	27,50
Branchiopodes Ostracodes	0,00	37,50	50,00	50,00	0,00	27,50
Diptères Limoniidae	33,33	37,50	12,50	12,50	33,33	25,83
Amphipodes Gammaridae	33,33	37,50	12,50	0,00	33,33	23,33
Hydracariens	0,00	37,50	50,00	12,50	0,00	20,00
Hétéroptères Notonectidae	0,00	25,00	0,00	0,00	66,67	18,33
Gastéropodes Planorbidae	0,00	12,50	0,00	0,00	66,67	15,83
Diptères nymphes de Chironomidae	0,00	25,00	12,50	37,50	0,00	15,00
Diptères Tipulidae	33,33	37,50	0,00	0,00	0,00	14,17
Gastéropodes Bythinellidae	0,00	0,00	0,00	0,00	66,67	13,33
Trichoptères Sericostomatidae	66,67	0,00	0,00	0,00	0,00	13,33
Aphanoneura	0,00	25,00	37,50	0,00	0,00	12,50
Ephéméroptères (larvules)	0,00	25,00	0,00	0,00	33,33	11,67
Coléoptères Dytiscidae	0,00	37,50	12,50	0,00	0,00	10,00
Crustacés Daphniidae	0,00	12,50	25,00	12,50	0,00	10,00
Gastéropodes Lymnaeidae	0,00	12,50	37,50	0,00	0,00	10,00
Diptères Dolichopodidae	33,33	0,00	12,50	0,00	0,00	9,17
Diptères Ptychopteridae	33,33	12,50	0,00	0,00	0,00	9,17
Trichoptères Limnephilidae	0,00	0,00	12,50	0,00	33,33	9,17
Trichoptères Rhyacophilidae	0,00	12,50	0,00	0,00	33,33	9,17
Diptères Psychodidae	0,00	0,00	37,50	0,00	0,00	7,50
Coléoptères Elmidae	33,33	0,00	0,00	0,00	0,00	6,67
Diptères Empididae	33,33	0,00	0,00	0,00	0,00	6,67
Hétéroptères Aphelocheiridae	0,00	0,00	0,00	0,00	33,33	6,67
Trichoptères Polycentropodidae	33,33	0,00	0,00	0,00	0,00	6,67
Diptères Brachycères (Empididae ?)	0,00	25,00	0,00	0,00	0,00	5,00
Diptères <i>Dicranota</i> sp.	0,00	25,00	0,00	0,00	0,00	5,00
Ephéméroptères <i>Baetis</i> sp.	0,00	0,00	0,00	25,00	0,00	5,00
Hétéroptères (larves)	0,00	25,00	0,00	0,00	0,00	5,00
Plécoptères <i>Isoperla</i> sp.	0,00	12,50	0,00	12,50	0,00	5,00
Crustacés Chydoridae	0,00	0,00	12,50	0,00	0,00	2,50
Diptères Culicidae	0,00	0,00	0,00	12,50	0,00	2,50
Diptères Empididae (Hemerodromiinae)	0,00	12,50	0,00	0,00	0,00	2,50
Ephéméroptères <i>Baetis rhodani</i>	0,00	12,50	0,00	0,00	0,00	2,50
Ephéméroptères Ephemerellidae	0,00	12,50	0,00	0,00	0,00	2,50
Trichoptères Limnephilidae Chaetopterygini (<i>Chaetopteryx</i> sp. ?)	0,00	12,50	0,00	0,00	0,00	2,50
Trichoptères Limnephilidae (Limnephilinae)	0,00	12,50	0,00	0,00	0,00	2,50
Trichoptères Psychomyiidae	0,00	0,00	12,50	0,00	0,00	2,50

Milieu superficiel de la Chaudanne

Données 1998	S1	S2	S3	S4	S5
Nb total de taxons = 39	17	26	23	13	16
Nb moyen de taxons	9,0	9,3	8,5	5,0	9,3
et	2,0	2,0	3,1	1,5	3,2
cv	22,2	21,4	36,7	30,2	34,4
Nb prelevements	3	8	8	8	3

Données 2003-2005	S2(n=5)	S3(n=5)	S4(n=8)	Abondance relative moyenne %
Diptères Chironomidae	20,15	37,91	44,66	34,24
Nématodes	19,82	19,80	40,14	26,59
Copépodes Cyclopoidea	10,54	11,80	4,55	8,96
Diptères Simuliidae	19,10	4,98	0,68	8,26
Copépodes Harpacticoidea	9,00	6,88	6,93	7,60
Branchiopodes Ostracodes	8,84	12,56	0,85	7,42
Diptères Ceratopogonidae	1,39	1,96	1,28	1,54
Hydracariens	2,59	1,42	0,10	1,37
Ephéméroptères Baetidae	2,03	0,55	0,00	0,86
Ephéméroptères (larvules)	1,85	0,00	0,00	0,62
Diptères nymphes de Chironomidae	1,18	0,14	0,49	0,60
Crustacés Daphniidae	1,09	0,38	0,12	0,53
Diptères Brachycères (Empididae ?)	0,87	0,00	0,00	0,29
Aphanoneura	0,28	0,55	0,00	0,28
Coléoptères Dytiscidae	0,22	0,39	0,00	0,20
Crustacés Chydoridae	0,00	0,39	0,00	0,13
Ephéméroptères <i>Baetis rhodani</i>	0,30	0,00	0,00	0,10
Hétéroptères (larves)	0,28	0,00	0,00	0,09
Plécoptères <i>Isoperla</i> sp.	0,13	0,00	0,01	0,05
Bivalves Sphaeriidae	0,00	0,14	0,00	0,05
Diptères Psychodidae	0,00	0,14	0,00	0,05
Diptères Culicidae	0,00	0,00	0,10	0,03
Amphipodes Gammaridae	0,09	0,00	0,00	0,03
Diptères Empididae Hemerodromiinae	0,09	0,00	0,00	0,03
Trichoptères Limnephilidae Limnephilinae	0,07	0,00	0,00	0,02
Ephéméroptères <i>Baetis</i> sp.	0,00	0,00	0,06	0,02
Diptères Tipulidae	0,04	0,00	0,00	0,01
Diptères Limoniidae <i>Dicranota</i> sp.	0,02	0,00	0,00	0,01
Trichoptères Limnephilidae Chaetopterygini (<i>Chaetopteryx</i> sp.?)	0,02	0,00	0,00	0,01
Diptères Limoniidae	0,00	0,00	0,01	0,00

Milieu hyporhéique de la Chaudanne

	Données 2003-2005	S2	S3	S4	% moyen d'occurrence
Nématodes	Nématodes	100,00	100,00	100,00	100,00
Diptères	Chironomidae	100,00	100,00	100,00	100,00
Copépodes	Cyclopoidea	85,71	100,00	75,00	86,90
Diptères	Ceratopogonidae	57,14	87,50	62,50	69,05
Branchiopodes	Ostracodes	85,71	75,00	37,50	66,07
Hydracariens	Hydracariens	71,43	62,50	25,00	52,98
Copépodes	Harpacticoidea	42,86	50,00	50,00	47,62
Polychètes	Aphanoneura	57,14	37,50	0,00	31,55
Diptères	Empididae	28,57	12,50	25,00	22,02
Ephéméroptères	Baetidae	14,29	12,50	12,50	13,10
Diptères	Culicidae	14,29	12,50	12,50	13,10
Diptères	Tipulidae	0,00	12,50	25,00	12,50
Hétéroptères	<i>Aphelocheirus</i> sp.	28,57	0,00	0,00	9,52
Cladocères	<i>Daphnia</i> sp.	14,29	12,50	0,00	8,93
Ephéméroptères	Larvules	14,29	12,50	0,00	8,93
Diptères	Simuliidae	14,29	0,00	12,50	8,93
Gastéropodes	Gastéropodes	14,29	12,50	0,00	8,93
Plécoptères	Perlodidae <i>Isoperla</i> sp.	14,29	12,50	0,00	8,93
Amphipodes	Gammaridae	14,29	12,50	0,00	8,93
Diptères	Nymphes de Chironomidae	0,00	25,00	0,00	8,33
Diptères	Limoniidae <i>Dicranota</i> sp.	14,29	0,00	0,00	4,76
Coléoptères	Dryopidae	14,29	0,00	0,00	4,76
Nématodes	Criconematidae	14,29	0,00	0,00	4,76
Plécoptères	Larvules	14,29	0,00	0,00	4,76
Coléoptères	Dytiscidae Dytiscinae	14,29	0,00	0,00	4,76
Trichoptères	Limnephilidae	14,29	0,00	0,00	4,76
Diptères	Psychodidae	0,00	12,50	0,00	4,17
Ephéméroptères	<i>Baetis</i> sp.	0,00	0,00	12,50	4,17
Bivalves	Sphaeriidae <i>Pisidium</i> sp.	0,00	12,50	0,00	4,17

Milieu hyporhéique de la Chaudanne

	Données 2003-2005	S2	S3	S4	Abondance relative moyenne %
Nématodes	Nématodes	14,84	30,00	36,89	27,24
Diptères	Chironomidae	22,48	21,41	33,88	25,92
Copépodes	Cyclopoidea	44,87	15,70	13,85	24,81
Branchiopodes	Ostracodes	6,97	22,74	8,40	12,71
Copépodes	Harpacticoidea	6,55	4,14	2,17	4,29
Hydracariens	Hydracariens	1,97	2,48	0,85	1,77
Diptères	Ceratopogonidae	0,22	0,39	2,54	1,05
Diptères	Culicidae	1,11	0,01	0,58	0,57
Diptères	Nymphes de Chironomidae	0,00	1,61	0,00	0,54
Polychètes	Aphanoneura	0,53	0,85	0,00	0,46
Ephéméroptères	Baetidae <i>Baetis</i> sp.	0,00	0,00	0,32	0,11
Diptères	Simuliidae	0,06	0,00	0,21	0,09
Diptères	Tipulidae	0,00	0,07	0,16	0,08
Diptères	Empididae	0,05	0,05	0,11	0,07
Cladocères	Daphniidae	0,02	0,13	0,00	0,05
Diptères	Psychodidae	0,00	0,15	0,00	0,05
Ephéméroptère	Baetidae	0,01	0,08	0,05	0,05
Ephéméroptères	Larvules	0,06	0,01	0,00	0,03
Gastéropodes	Gastéropodes	0,01	0,05	0,00	0,02
Plécoptères	Perlodidae <i>Isoperla</i> sp.	0,01	0,05	0,00	0,02
Diptères	Limoniidae <i>Dicranota</i> sp.	0,05	0,00	0,00	0,02
Coléoptères	Dryopidae	0,04	0,00	0,00	0,01
Amphipodes	Gammaridae	0,01	0,03	0,00	0,01
Hétéroptères	<i>Aphelocheirus</i> sp.	0,03	0,00	0,00	0,01
Nématodes	Criconematidae	0,03	0,00	0,00	0,01
Plécoptères	Larvules	0,03	0,00	0,00	0,01
Bivalves	Sphaeriidae <i>Pisidium</i> sp.	0,00	0,03	0,00	0,01
Coléoptères	Dytiscidae Dytiscinae	0,01	0,00	0,00	0,00
Trichoptères	Limnephilidae	0,01	0,00	0,00	0,00

**Annexe III -
Tableaux des données physico-chimiques des eaux superficielles et
hypohéiques de la Chaudanne**

Eaux superficielles

Station 1	Moyenne S1	Ecart-type S1	Min S1	Max S1	1er Quartile S1	3eme Quartile S1	Médiane S1	Nombre S1
Cl ⁻ en mg/L	17,50	6,36	13,00	22,00	15,25	19,75	17,50	2
COD en mg/L	8,05		8,05	8,05	8,05	8,05	8,05	1
COT en mg/L	7,95		7,95	7,95	7,95	7,95	7,95	1
Conductivité µS/cm	246,00	146,13	155,00	505,00	175,00	210,00	185,00	5
KMnO ₄ en mg/L	5,73	1,62	4,75	7,60	4,80	6,23	4,85	3
MES en mg/L	272,00	532,02	0,00	1070,00	4,50	276,50	9,00	4
N Kjeldahl en mg/L	0,87	0,28	0,60	1,15	0,73	1,00	0,85	3
Na ⁺ en mg/L	16,00	3,54	13,50	18,50	14,75	17,25	16,00	2
NH ₄ ⁺ en mg/L	0,03	0,02	0,00	0,05	0,03	0,05	0,04	5
NO ₂ ⁻ en mg/L	0,02	0,02	0,00	0,05	0,00	0,02	0,01	5
NO ₃ ⁻ en mg/L	4,40	3,48	1,00	9,40	1,60	6,30	3,70	5
P total en mg/L	0,43	0,39	0,18	0,88	0,20	0,55	0,22	3
pH en unité pH	6,98	0,32	6,50	7,20	6,80	7,20	7,20	5
PO ₄ ³⁻ en mg/L	0,51	0,32	0,14	0,89	0,31	0,79	0,42	5

Station 2	Moyenne S2	Ecart-type S2	Min S2	Max S2	1er Quartile S2	3eme Quartile S2	Médiane S2	Nombre S2
Ca ⁺⁺ en mg/L	35,63	9,69	14,00	46,00	34,75	39,50	37,00	8
Cl ⁻ en mg/L	30,80	10,98	7,00	51,00	26,25	37,50	32,50	14
COD en mg/L	7,52	1,36	5,50	9,30	6,30	8,80	7,60	11
COT en mg/L	9,90		9,90	9,90	9,90	9,90	9,90	1
Conductivité µS/cm	349,20	92,81	105,00	485,00	317,50	416,50	330,00	15
HCO ₃ ⁻ en mg/L	83,00	25,98	35,00	119,00	75,00	96,25	87,50	8
K ⁺ en mg/L	5,23	1,96	2,50	9,40	4,43	5,63	4,95	8
KMnO ₄ en mg/L	5,45	1,40	3,20	7,35	4,94	6,13	5,55	6
MES en mg/L	8,07	16,14	0,00	59,00	0,00	5,50	3,50	14
Mg ⁺⁺ en mg/L	6,02	0,81	5,00	6,80	5,40	6,80	6,10	5
N Kjeldahl en mg/L	1,73	1,70	0,80	6,50	0,96	1,48	1,23	10
Na ⁺ en mg/L	18,75	6,11	5,90	28,00	15,50	23,15	19,20	14
NH ₄ ⁺ en mg/L	0,15	0,24	0,00	0,99	0,01	0,19	0,07	17
NO ₂ ⁻ en mg/L	0,10	0,09	0,00	0,30	0,03	0,15	0,10	17
NO ₃ ⁻ en mg/L	10,04	7,69	0,00	28,00	5,60	14,00	7,00	17
P total en mg/L	0,27	0,15	0,13	0,54	0,15	0,35	0,22	9
pH en unité pH	7,28	0,36	6,50	7,70	7,00	7,60	7,35	16
PO ₄ ³⁻ en mg/L	0,49	0,24	0,21	1,03	0,28	0,61	0,52	17
SiO ₂ en mg/L	12,00		12,00	12,00	12,00	12,00	12,00	1
SO ₄ ²⁻ en mg/L	23,63	11,65	7,00	41,00	17,20	29,00	25,00	7

Station 3	Moyenne S3	ecart-type S3	Min S3	Max S3	1er Quartile S3	3eme Quartile S3	Médiane S3	Nombre S3
Ca ⁺⁺ en mg/L	39,75	4,46	33,00	46,00	37,00	44,00	38,50	8
Cl ⁻ en mg/L	32,16	8,39	20,00	51,00	27,00	36,50	33,00	15
COD en mg/L	8,40	2,52	5,40	15,20	7,50	8,71	8,18	12
COT en mg/L	9,35		9,35	9,35	9,35	9,35	9,35	1
Conductivité µS/cm	384,19	77,30	280,00	570,00	333,75	451,25	340,00	16
HCO ₃ ⁻ en mg/L	96,88	18,89	60,00	115,00	91,25	111,25	100,00	8
K ⁺ en mg/L	5,74	1,54	4,20	9,20	4,98	5,75	5,30	8
KMnO ₄ en mg/L	4,98	1,17	3,10	6,45	4,50	5,68	5,05	6
MES en mg/L	18,20	26,89	0,00	94,00	0,00	23,50	6,00	15
Mg ⁺⁺ en mg/L	6,14	0,83	5,10	7,10	5,60	6,80	6,10	5
N Kjeldahl en mg/L	2,27	4,53	0,00	15,10	0,69	1,05	0,88	10
Na ⁺ en mg/L	20,60	4,92	9,90	28,00	17,50	24,10	21,00	15
NH ₄ ⁺ en mg/L	0,59	1,95	0,00	8,35	0,00	0,19	0,06	18
NO ₂ ⁻ en mg/L	0,29	0,75	0,00	3,25	0,03	0,18	0,08	18
NO ₃ ⁻ en mg/L	11,45	7,63	0,00	27,00	7,08	14,75	9,60	18
P total en mg/L	0,60	1,00	0,11	3,25	0,15	0,42	0,32	9
pH en unité pH	7,51	0,41	6,70	8,20	7,20	7,80	7,60	17
PO ₄ ³⁻ en mg/L	0,91	1,23	0,23	5,45	0,33	0,73	0,52	18
SiO ₂ en mg/L	11,70		11,70	11,70	11,70	11,70	11,70	1
SO ₄ ²⁻ en mg/L	30,09	7,46	19,00	40,00	26,00	35,30	29,00	7

Station 4	Moyenne S4	ecart-type S4	Min S4	Max S4	1er Quartile S4	3eme Quartile S4	Médiane S4	Nombre S4
Ca ⁺⁺ en mg/L	50,67	22,87	37,00	111,00	43,00	46,00	44,00	9
Cl ⁻ en mg/L	34,07	13,67	11,00	66,00	27,00	41,00	33,00	15
COD en mg/L	9,27	3,29	5,25	17,30	7,40	10,40	8,28	12
COT en mg/L	9,20		9,20	9,20	9,20	9,20	9,20	1
Conductivité µS/cm	389,23	128,09	225,00	745,00	340,00	430,00	355,00	13
DCO en mg/L	37,00	0,00	37,00	37,00	37,00	37,00	37,00	2
HCO ₃ ⁻ en mg/L	123,00	63,19	70,00	285,00	95,00	122,00	110,00	9
K ⁺ en mg/L	6,43	1,84	4,30	9,40	5,10	7,60	6,30	9
KMnO ₄ en mg/L	6,32	1,03	5,60	7,50	5,73	6,68	5,85	3
MES en mg/L	54,33	111,49	4,00	403,00	9,50	38,00	15,00	12
Mg ⁺⁺ en mg/L	6,44	0,93	5,40	7,80	5,80	6,80	6,40	5
N Kjeldahl en mg/L	2,06	1,51	1,00	5,70	1,10	2,60	1,50	9
Na ⁺ en mg/L	22,77	10,15	9,30	47,00	16,25	26,30	21,00	15
NH ₄ ⁺ en mg/L	0,38	0,61	0,00	2,25	0,07	0,27	0,14	15
NO ₂ ⁻ en mg/L	0,24	0,16	0,00	0,54	0,12	0,34	0,20	15
NO ₃ ⁻ en mg/L	12,05	8,30	0,00	28,00	6,15	17,00	10,40	15
P total en mg/L	0,40	0,38	0,10	1,25	0,13	0,50	0,30	8
pH en unité pH	7,46	0,30	7,10	8,00	7,20	7,68	7,40	14
PO ₄ ³⁻ en mg/L	0,52	0,26	0,18	0,98	0,33	0,69	0,48	15
SiO ₂ en mg/L	13,40		13,40	13,40	13,40	13,40	13,40	1
SO ₄ ²⁻ en mg/L	36,35	15,43	14,00	67,00	28,75	41,00	35,40	8

Station 5	Moyenne S5	écart-type S5	Min S5	Max S5	1er Quartile S5	3eme Quartile S5	Médiane S5	Nombre S5
Conductivité $\mu\text{S/cm}$	381,67	92,24	280,00	460,00	342,50	432,50	405,00	3
KMnO ₄ en mg/L	5,55	3,47	3,30	9,55	3,55	6,68	3,80	3
MES en mg/L	1,33	2,31	0,00	4,00	0,00	2,00	0,00	3
N Kjeldahl en mg/L	0,70	0,15	0,55	0,85	0,63	0,78	0,70	3
NH ₄ ⁺ en mg/L	0,03	0,01	0,02	0,04	0,03	0,04	0,03	3
NO ₂ ⁻ en mg/L	0,07	0,03	0,04	0,10	0,06	0,09	0,07	3
NO ₃ ⁻ en mg/L	4,73	1,93	2,50	5,90	4,15	5,85	5,80	3
P total en mg/L	0,33	0,18	0,17	0,52	0,24	0,42	0,31	3
pH en unité pH	7,60	0,36	7,30	8,00	7,40	7,75	7,50	3
PO ₄ ³⁻ en mg/L	0,93	0,15	0,83	1,11	0,85	0,99	0,86	3

Eaux hyporhéiques

Station 1	Moyenne	écart-type	Min	Max	1er Quartile	3eme Quartile	Nombre de mesures
Cl ⁻ en mg/L	37,83	44,48	12,00	127,50	17,63	29,50	6
COD en mg/L	11,43	8,26	5,50	27,60	7,08	11,50	6
Conductivité $\mu\text{S/cm}$	250,83	181,31	115,00	612,50	174,38	223,75	6
MES en mg/L	26,00		26,00	26,00	26,00	26,00	1
Na ⁺ en mg/L	24,88	18,88	12,00	62,50	15,48	22,88	6
NH ₄ ⁺ en mg/L	0,23	0,15	0,07	0,51	0,17	0,24	6
NO ₂ ⁻ en mg/L	0,10	0,07	0,01	0,20	0,07	0,14	6
NO ₃ ⁻ en mg/L	1,55	2,22	0,00	5,85	0,11	1,64	6
pH en unité pH	6,89	0,39	6,30	7,50	6,81	6,98	6
PO ₄ ³⁻ en mg/L	0,62	0,29	0,38	1,15	0,43	0,68	6
P total en mg/L	0,35		0,35	0,35	0,35	0,35	1

Station 2	Moyenne	écart-type	Min	Max	1er Quartile	3eme Quartile	Nombre de mesures
Ca ⁺⁺ en mg/L	43,33	7,75	34,00	54,00	37,00	50,00	9
Cl ⁻ en mg/L	30,44	6,11	19,33	39,33	27,00	35,33	17
COD en mg/L	8,36	1,27	6,00	10,30	7,73	9,18	14
Conductivité $\mu\text{S/cm}$	366,43	59,35	253,33	458,33	326,67	417,13	16
DCO en mg/L	7,50	15,00	0,00	30,00	0,00	7,50	4
HCO ₃ ⁻ en mg/L	98,92	22,22	75,00	133,00	80,83	120,00	8
K ⁺ en mg/L	5,24	0,84	4,07	6,50	4,75	5,75	7
KMnO ₄ en mg/L	5,40	0,90	4,10	6,05	5,15	5,98	4
MES en mg/L	2,53	1,23	1,67	3,40	2,10	2,97	2
Mg ⁺⁺ en mg/L	5,95	1,46	2,67	8,60	5,43	7,65	7
Na ⁺ en mg/L	20,27	5,07	9,80	29,33	16,03	24,30	17
NH ₄ ⁺ en mg/L	0,15	0,09	0,00	0,36	0,10	0,17	17
N Kjeldahl en mg/L	1,31	0,61	0,00	2,20	1,28	1,51	8
NO ₂ ⁻ en mg/L	0,08	0,05	0,00	0,16	0,04	0,12	17
NO ₃ ⁻ en mg/L	8,95	7,12	0,10	25,33	4,05	10,20	17
pH en unité pH	7,56	0,57	6,87	9,05	7,33	7,58	16
PO ₄ ³⁻ en mg/L	0,37	0,16	0,12	0,74	0,26	0,47	16
P total en mg/L	0,21	0,05	0,15	0,30	0,19	0,23	7
SiO ₂ en mg/L	13,50		13,50	13,50	13,50	13,50	1
SO ₄ ²⁻ en mg/L	32,03	7,23	25,67	46,00	26,42	34,55	8

Station 3	Moyenne	écart-type	Min	1er Quartile	Max	3eme Quartile	Nombre de mesures
Ca ⁺⁺ en mg/L	49,30	10,89	30,00	43,00	64,00	56,00	9
Cl ⁻ en mg/L	31,93	8,56	15,00	28,00	48,33	39,00	17
COD en mg/L	8,19	2,21	5,05	6,81	14,17	9,29	14
Conductivité μ S/cm	409,41	100,20	228,33	362,08	633,33	451,75	16
DCO en mg/L	7,50	15,00	0,00	0,00	30,00	7,50	4
HCO ₃ ⁻ en mg/L	120,00	42,44	76,67	93,75	205,00	142,50	8
K ⁺ en mg/L	5,56	1,12	4,07	5,20	7,80	5,60	7
KMnO ₄ en mg/L	5,21	0,70	4,20	5,03	5,70	5,66	4
MES en mg/L	9,00	9,90	2,00	5,50	16,00	12,50	2
Mg ⁺⁺ en mg/L	6,28	2,06	4,60	6,70	14,10	8,33	7
Na ⁺ en mg/L	22,21	8,34	11,00	16,50	47,00	24,83	17
NH ₄ ⁺ en mg/L	0,23	0,42	0,00	0,08	1,77	0,15	17
N Kjeldahl en mg/L	1,69	0,93	1,05	1,23	3,80	1,62	8
NO ₂ ⁻ en mg/L	0,14	0,14	0,00	0,06	0,61	0,17	17
NO ₃ ⁻ en mg/L	10,51	6,51	4,20	5,60	25,33	12,17	17
pH en unité pH	7,54	0,30	7,10	7,40	8,27	7,66	16
PO ₄ ³⁻ en mg/L	0,49	0,27	0,09	0,33	1,25	0,59	16
P total en mg/L	0,27	0,16	0,08	0,15	0,51	0,37	6
SiO ₂ en mg/L	17,50		17,50	17,50	17,50	17,50	1
SO ₄ ²⁻ en mg/L	34,75	13,44	15,00	29,25	62,00	37,25	8

Station 4	Moyenne	écart-type	Min	1er Quartile	Max	3eme Quartile	Nombre de mesures
Ca ⁺⁺ en mg/L	66,17	12,32	50,67	59,00	84,00	77,00	9
Cl ⁻ en mg/L	40,31	6,47	30,00	35,88	49,00	46,42	16
COD en mg/L	8,75	1,57	6,60	7,70	11,67	9,98	13
Conductivité μ S/cm	512,92	85,54	371,67	450,83	650,00	578,33	15
DCO en mg/L	15,00	17,49	0,00	0,00	33,00	28,50	4
HCO ₃ ⁻ en mg/L	192,19	56,94	103,33	150,00	265,00	235,83	8
K ⁺ en mg/L	11,45	11,10	4,90	6,30	36,30	9,28	7
KMnO ₄ en mg/L	5,26	1,11	4,40	4,55	6,85	5,61	4
MES en mg/L	11,00	0,00	11,00	11,00	11,00	11,00	2
Mg ⁺⁺ en mg/L	8,08	3,01					7
Na ⁺ en mg/L	29,25	8,39	17,50	22,63	49,33	33,08	16
NH ₄ ⁺ en mg/L	1,00	0,73	0,17	0,45	2,80	1,16	16
N Kjeldahl en mg/L	1,84	0,53	1,10	1,58	2,93	1,93	8
NO ₂ ⁻ en mg/L	0,13	0,11	0,00	0,05	0,42	0,17	16
NO ₃ ⁻ en mg/L	6,26	6,48	0,15	1,38	19,00	9,00	15
pH en unité pH	7,53	0,31	7,00	7,42	8,15	7,65	15
PO ₄ ³⁻ en mg/L	0,29	0,31	0,00	0,19	1,35	0,28	15
P total en mg/L	0,13	0,04	0,06	0,12	0,19	0,15	6
SiO ₂ en mg/L	15,80		15,80	15,80	15,80	15,80	1
SO ₄ ²⁻ en mg/L	39,31	11,47	27,00	31,17	58,00	42,85	8

Annexe IV - Tableaux des corrélations de rang de Spearman entre les traits fonctionnels TRF et les variables hydrauliques (débits du ruisseau et du déversoir d'orage) dans la Chaudanne

Légendes des deux tableaux :

Variables biologiques :

TRF1, TRF2, TRF3, TRF4 et TRFi : traits fonctionnels oligochètes

Variables hydrauliques :

Pour les **déversements**, les variables suivantes ont été analysées :

Qmax = débit maximal de déversement

Rmax = rapport du Logn de Qmax au débit du ruisseau au même instant

Vmax = volume (en 10^{-3} m^3) de Qmax

Dmax = durée du seuil de Qmax en jours

Vtdo = volume total déversé

Ttdo = durée totale de déversement (en jours)

Ndo = nombre de déversements

D_qmax = durée séparant Qmax de la date d'échantillonnage biologique (en jours)

Pour le **temps sec**, on retiendra :

Tsecx = durée de temps sec max (en jours)

Ttsec = durée totale de temps sec (en jours)

Tsecxx = durée de temps sec ayant précédée Qmax

Nts = nombre de temps sec

Pour le **cours d'eau**, c'est Qbmoy = débit moyen du débit de base sur l'historique (= débit moyen du cours d'eau) qui a été choisie.

	T	S3 Milieu Hyporhéique N=15					S3 Milieu Superficiel N=16					S4 Milieu Hyporhéique N=17					S4 Milieu Superficiel N=14				
		TRF1	TRF2	TRF3	TRF4	TRFi	TRF1	TRF2	TRF3	TRF4	TRFi	TRF1	TRF2	TRF3	TRF4	TRFi	TRF1	TRF2	TRF3	TRF4	TRFi
d_qmax	10	-0.20	-0.24	0.19	-0.53	0.09	-0.58	-0.05	-0.13	0.05	0.17	-0.49	-0.07	-0.04	-0.25	0.18	-0.60	-0.23	0.41	-0.61	0.76
	20	0.08	0.05	0.00	-0.09	-0.27	-0.17	-0.06	0.31	-0.20	-0.23	-0.06	0.04	-0.04	0.07	0.17	-0.12	-0.24	0.50	-0.27	-0.03
	30	-0.09	-0.01	-0.13	-0.24	-0.02	-0.04	-0.20	0.00	0.01	0.10	-0.25	-0.04	-0.21	0.14	0.38	-0.20	-0.25	0.03	-0.07	0.17
	40	-0.45	-0.20	0.10	-0.66	0.04	-0.39	-0.59	0.11	-0.34	0.41	-0.82	-0.63	0.16	-0.06	-0.15	-0.80	-0.61	0.32	-0.39	0.56
	50	-0.34	-0.08	0.03	-0.57	0.20	-0.24	-0.20	-0.13	-0.39	0.67	-0.57	-0.29	0.01	0.12	0.05	-0.25	-0.24	-0.13	0.01	0.12
	60	-0.38	-0.14	0.18	-0.32	0.05	-0.28	-0.19	0.08	-0.27	0.36	-0.48	-0.17	0.16	0.00	0.03	-0.32	-0.27	0.12	-0.13	0.02
	70	-0.29	-0.07	0.23	-0.60	-0.27	-0.31	-0.11	0.04	-0.26	0.25	-0.44	-0.21	0.26	-0.15	0.11	-0.41	-0.28	0.18	-0.05	0.14
	80	-0.40	-0.45	0.20	-0.24	0.09	-0.27	0.00	0.24	-0.22	0.01	-0.06	-0.17	0.55	-0.30	-0.13	-0.39	-0.51	0.19	-0.29	0.34
	90	-0.31	-0.50	0.38	0.03	0.11	-0.15	-0.13	0.26	-0.01	-0.10	0.26	0.10	0.63	-0.53	-0.06	0.04	-0.13	0.08	-0.12	0.03
	100	-0.61	-0.65	0.60	-0.05	-0.03	-0.33	-0.24	0.41	-0.07	-0.14	-0.04	-0.01	0.81	-0.73	0.01	-0.31	-0.35	0.31	-0.31	0.15
	110	-0.70	-0.61	0.58	-0.06	0.07	-0.40	-0.24	0.37	-0.15	0.04	-0.21	-0.04	0.67	-0.74	0.15	-0.43	-0.31	0.20	-0.37	0.38
	120	-0.59	-0.55	0.37	0.34	0.22	-0.33	-0.25	0.34	-0.09	0.01	-0.12	-0.10	0.56	-0.54	0.07	-0.27	-0.20	0.15	-0.30	0.27
dmax	10	0.26	0.14	-0.23	0.17	0.30	-0.01	-0.30	-0.42	0.51	0.24	0.40	0.10	0.09	0.15	-0.40	0.44	0.12	-0.26	0.32	-0.31
	20	-0.13	-0.13	-0.01	0.14	0.28	-0.14	-0.34	-0.20	0.36	0.23	0.07	-0.19	0.09	0.21	-0.47	0.23	-0.05	-0.41	0.50	-0.34
	30	0.05	0.18	-0.15	0.20	0.18	-0.02	-0.30	-0.04	0.20	0.18	0.04	-0.14	-0.01	0.06	-0.29	0.06	0.29	-0.24	0.25	-0.08
	40	-0.09	0.01	-0.06	0.33	0.24	0.01	-0.30	-0.16	0.40	0.20	0.03	-0.05	-0.06	-0.02	-0.12	0.00	0.25	-0.42	0.23	0.12
	50	0.18	0.21	-0.23	0.12	0.07	0.11	-0.19	-0.22	0.44	0.04	0.21	-0.11	0.06	0.09	-0.36	0.19	0.28	-0.28	0.44	-0.24
	60	0.31	0.18	-0.28	0.04	0.14	0.15	-0.25	-0.27	0.38	0.07	0.28	0.11	-0.20	0.28	-0.04	0.52	0.38	-0.48	0.68	-0.51
	70	0.31	0.21	-0.30	0.02	0.14	0.24	-0.16	-0.20	0.22	0.03	0.24	0.09	-0.25	0.30	0.01	0.55	0.46	-0.44	0.64	-0.52
	80	0.35	0.24	-0.30	0.04	0.11	0.28	-0.12	-0.22	0.22	0.01	0.26	0.12	-0.29	0.31	0.02	0.58	0.49	-0.42	0.64	-0.55
	90	0.36	0.27	-0.29	-0.08	0.05	0.22	-0.06	-0.26	0.13	0.09	0.17	0.11	-0.34	0.37	0.05	0.48	0.41	-0.39	0.62	-0.50
	100	0.36	0.27	-0.29	-0.08	0.05	0.22	-0.06	-0.26	0.13	0.09	0.15	0.09	-0.36	0.38	0.03	0.48	0.41	-0.39	0.62	-0.50
	110	0.46	0.33	-0.26	-0.09	-0.22	0.14	0.09	-0.25	0.23	-0.14	0.25	0.31	-0.33	0.21	0.29	0.35	0.44	-0.21	0.50	-0.37
	120	0.54	0.26	-0.22	-0.07	-0.12	0.29	0.20	-0.26	0.17	-0.09	0.41	0.40	-0.37	0.24	0.17	0.46	0.45	-0.32	0.51	-0.31
ndo	10	0.12	0.45	-0.22	0.12	-0.11	-0.17	0.13	-0.26	-0.18	0.23	-0.18	-0.11	-0.06	0.05	-0.16	-0.11	0.29	0.12	-0.19	0.11
	20	0.38	0.56	-0.25	0.26	-0.30	0.18	0.36	0.00	-0.39	-0.03	0.19	0.12	-0.31	0.35	-0.03	0.24	0.31	0.11	0.00	-0.29
	30	0.44	0.59	-0.27	0.01	-0.32	0.41	0.55	-0.16	-0.27	0.07	0.16	0.23	-0.48	0.43	0.21	0.34	0.43	-0.06	0.16	-0.36
	40	0.34	0.53	-0.07	-0.13	-0.41	0.36	0.44	-0.12	-0.37	0.13	0.04	0.02	-0.40	0.46	0.00	0.28	0.24	0.01	0.16	-0.46
	50	0.17	0.34	-0.02	-0.17	-0.27	0.10	0.34	-0.37	-0.10	0.28	-0.01	0.10	-0.30	0.32	0.19	0.26	0.23	-0.01	0.16	-0.47
	60	0.22	0.32	0.10	-0.12	-0.43	0.21	0.39	-0.29	-0.07	0.16	0.04	0.21	-0.27	0.22	0.27	0.25	0.26	0.01	0.16	-0.45
	70	0.33	0.46	-0.01	-0.31	-0.52	0.27	0.47	-0.39	-0.07	0.13	0.05	0.16	-0.29	0.31	0.20	0.39	0.31	-0.09	0.34	-0.51
	80	0.36	0.38	0.20	-0.16	-0.68	0.24	0.54	-0.32	0.05	-0.03	0.25	0.33	-0.22	0.16	0.26	0.33	0.16	-0.10	0.34	-0.46
	90	0.36	0.40	0.07	-0.08	-0.58	0.27	0.46	-0.26	0.10	-0.10	0.29	0.19	-0.20	0.29	0.07	0.33	0.12	-0.09	0.33	-0.46
	100	0.29	0.38	0.01	0.04	-0.50	0.12	0.43	-0.25	0.17	-0.14	0.28	0.16	-0.15	0.25	0.05	0.26	0.11	-0.10	0.29	-0.38
	110	0.16	0.31	0.10	-0.05	-0.56	0.05	0.38	-0.23	0.21	-0.13	0.20	0.13	-0.04	0.12	0.11	0.10	0.04	-0.05	0.21	-0.26
	120	0.05	0.16	0.11	0.01	-0.45	0.07	0.31	-0.12	0.26	-0.24	0.22	0.09	0.11	0.04	0.02	0.05	-0.06	-0.07	0.15	-0.13
nts	10	-0.02	0.23	-0.19	0.17	-0.30	0.01	0.47	0.07	-0.34	-0.16	-0.10	-0.13	0.10	-0.13	0.06	-0.40	0.04	0.37	-0.48	0.46
	20	-0.01	0.12	-0.10	0.21	-0.31	0.07	0.48	0.16	-0.36	-0.24	-0.07	-0.05	-0.03	-0.07	0.23	-0.30	0.00	0.44	-0.47	0.30
	30	-0.06	0.05	-0.17	0.16	-0.18	0.01	0.43	0.10	-0.26	-0.16	-0.09	-0.07	-0.03	-0.02	0.28	-0.29	-0.02	0.37	-0.41	0.27
	40	-0.12	0.00	-0.05	0.11	-0.20	-0.04	0.43	0.09	-0.43	-0.02	-0.18	-0.13	0.00	-0.02	0.27	-0.27	-0.04	0.40	-0.39	0.17
	50	-0.03	0.08	-0.01	0.16	-0.26	-0.06	0.42	-0.05	-0.33	0.07	-0.06	0.01	-0.11	0.10	0.28	-0.04	0.15	0.27	-0.18	-0.05
	60	0.01	0.11	0.03	0.12	-0.30	-0.05	0.40	-0.01	-0.33	0.05	-0.03	0.05	-0.14	0.12	0.25	-0.06	0.07	0.22	-0.17	-0.02
	70	-0.07	0.11	-0.19	0.13	-0.10	-0.11	0.31	-0.01	-0.38	0.16	-0.14	-0.16	-0.09	0.18	0.19	-0.09	-0.05	0.14	-0.09	-0.01
	80	-0.27	-0.06	-0.17	0.03	0.00	-0.13	0.29	0.01	-0.38	0.19	-0.17	-0.24	0.05	0.12	0.15	-0.15	-0.20	0.12	-0.08	0.02
	90	-0.24	-0.04	-0.18	0.03	-0.03	0.00	0.39	0.09	-0.41	0.01	-0.18	-0.19	0.06	0.09	0.27	-0.14	-0.21	0.02	-0.04	0.07
	100	-0.21	0.03	-0.26	0.05	-0.03	-0.04	0.37	0.03	-0.22	-0.03	-0.09	-0.20	0.10	0.07	0.09	-0.20	-0.33	-0.08	-0.07	0.25
	110	-0.33	-0.13	-0.08	-0.06	-0.04	-0.08	0.22	0.08	-0.16	-0.01	-0.14	-0.18	0.18	-0.07	0.14	-0.28	-0.42	-0.05	-0.13	0.32
	120	-0.39	-0.18	-0.08	-0.05	0.00	-0.14	0.05	0.26	-0.24	-0.06	-0.23	-0.27	0.18	-0.07	0.11	-0.38	-0.53	-0.04	-0.14	0.40
Qbmo	10	0.18	0.10	0.16	-0.08	-0.51	0.04	0.49	0.42	-0.56	-0.46	-0.07	0.26	-0.04	-0.21	0.36	-0.19	0.08	0.68	-0.59	0.18
	20	0.14	0.06	0.12	-0.07	-0.45	0.01	0.54	0.23	-0.40	-0.31	-0.03	0.19	0.03	-0.24	0.38	-0.18	0.03	0.62	-0.54	0.15
	30	0.13	0.05	0.24	-0.14	-0.44	0.01	0.53	0.18	-0.36	-0.25	-0.10	0.16	-0.01	-0.23	0.29	-0.15	0.04	0.58	-0.55	0.17
	40	-0.11	-0.06	0.31	-0.04	-0.29	-0.23	0.34	0.26	-0.46	-0.09	-0.31	0.05	0.01	-0.29	0.34	-0.34	-0.05	0.67	-0.64	0.32
	50	-0.19	-0.10	0.34	-0.01	-0.28	-0.28	0.30	0.30	-0.46	-0.07	-0.35	0.03	0.04	-0.32	0.33	-0.42	-0.11	0.59	-0.69	0.38
	60	-0.24	-0.19	0.43	-0.06	-0.26	-0.34	0.26	0.35	-0.46	-0.09	-0.42	0.02	0.09	-0.39	0.31	-0.45	-0.13	0.59	-0.72	0.44
	70	-0.28	-0.21	0.42	-0.15	-0.31	-0.43	0.22	0.32	-0.39	-0.12	-0.35	0.07	0.17	-0.44	0.41	-0.45	-0.17	0.52	-0.61	0.46
	80	-0.23	-0.14	0.39	-0.19	-0.33	-0.43	0.24	0.29	-0.38	-0.11	-0.29	0.07	0.09	-0.30	0.38	-0.26	-0.20	0.35	-0.40	0.28
	90	-0.23	-0.14	0.39	-0.19	-0.33	-0.43	0.20	0.31	-0.37	-0.12	-0.29	0.07	0.09	-0.30	0.38	-0.26	-0.20	0.35	-0.40	0.28
	100	-0.31	-0.19	0.41	-0.20	-0.33	-0.45	0.18	0.35	-0.37	-0.13	-0.34	0.05	0.16	-0.37	0.41	-0.34	-0.24	0.43	-0.48	0.31
	110	-0.28	-0.13	0.37	-0.25	-0.41	-0.40	0.23	0.41	-0.41	-0.24	-0.29	0.07	0.21	-0.46	0.41	-0.48	-0.37	0.45	-0.55	0.42
	120	-0.25	-0.07	0.33	-0.33	-0.47	-0.32	0.30	0.39	-0.33	-0.32	-0.23	0.09	0.19	-0.45	0.41	-0.46	-0.35	0.36	-0.46	0.41
qmax	10	0.33	0.61	-0.41	0.03	-0.12	0.08	0.45	-0.25	-0.18	0.06	-0.18	-0.12	-0.32	0.28	-0.08	0.02	0.42	0.11	-0.07	-0.04
	20	0.48	0.50	-0.14	0.28	-0.37	0.50	0.57	0.17	-0.25	-0.37	0.36	0.27	-0.42	0.44	-0.05	0.34	0.24	-0.08	0.18	-0.35
	30	0.67	0.64	-0.25	0.04	-0.53	0.70	0.46	0.05</												

	T	S3 Milieu Hyporhéique N=15					S3 Milieu Superficiel N=16					S4 Milieu Hyporhéique N=17					S4 Milieu Superficiel N=14				
		TRF1	TRF2	TRF3	TRF4	TRFi	TRF1	TRF2	TRF3	TRF4	TRFi	TRF1	TRF2	TRF3	TRF4	TRFi	TRF1	TRF2	TRF3	TRF4	TRFi
tsecx	10	-0.24	-0.22	0.04	-0.47	0.15	-0.14	0.01	0.29	-0.37	-0.07	-0.51	-0.34	-0.12	0.08	-0.10	-0.50	-0.36	0.17	-0.25	0.40
	20	0.09	0.13	-0.15	-0.43	0.10	0.27	-0.06	-0.01	-0.04	0.10	-0.05	-0.15	-0.13	0.39	-0.31	0.13	-0.22	-0.40	0.48	-0.29
	30	0.11	0.16	-0.15	-0.42	0.10	0.18	-0.15	-0.20	0.16	0.20	-0.07	-0.15	-0.17	0.43	-0.33	0.12	-0.23	-0.43	0.51	-0.29
	40	0.10	0.16	-0.17	-0.44	0.11	0.15	-0.14	-0.21	0.16	0.19	-0.08	-0.20	-0.15	0.44	-0.38	0.10	-0.22	-0.38	0.47	-0.28
	50	0.03	0.22	-0.25	-0.23	0.31	0.11	-0.04	-0.21	0.12	0.30	-0.14	-0.07	-0.35	0.39	-0.10	0.04	-0.06	-0.59	0.35	0.07
	60	0.07	0.22	-0.16	-0.19	0.24	0.09	-0.04	-0.20	0.16	0.27	-0.12	0.00	-0.38	0.38	-0.07	0.03	-0.08	-0.57	0.29	0.13
	70	0.06	0.23	-0.05	-0.24	0.12	0.09	-0.04	-0.20	0.16	0.27	-0.14	0.00	-0.36	0.33	-0.08	0.03	-0.08	-0.57	0.29	0.13
	80	0.06	0.23	-0.05	-0.24	0.12	0.09	-0.04	-0.20	0.16	0.27	-0.14	0.00	-0.36	0.33	-0.08	0.03	-0.08	-0.57	0.29	0.13
	90	0.20	0.21	0.03	0.08	0.21	0.20	-0.15	-0.24	0.40	0.18	0.24	0.26	-0.27	0.13	-0.06	0.47	0.31	-0.66	0.46	-0.16
	100	0.35	0.34	-0.01	0.00	0.07	0.20	-0.13	-0.29	0.48	0.16	0.33	0.36	-0.34	0.13	0.02	0.50	0.36	-0.71	0.52	-0.14
	110	0.34	0.34	-0.06	0.12	0.14	0.18	-0.15	-0.29	0.48	0.18	0.34	0.31	-0.35	0.20	-0.03	0.50	0.35	-0.69	0.50	-0.15
	120	0.37	0.42	0.00	0.08	-0.15	0.19	0.02	-0.30	0.56	-0.06	0.41	0.47	-0.21	-0.02	0.13	0.51	0.47	-0.62	0.54	-0.19
tsecxx	10	-0.11	-0.05	0.30	-0.13	-0.11	0.24	-0.37	0.40	-0.14	-0.15	-0.24	-0.24	0.22	-0.34	-0.26	-0.17	-0.19	-0.13	0.02	0.11
	20	-0.09	-0.08	0.17	-0.14	0.00	-0.09	-0.50	-0.08	0.39	0.01	-0.29	-0.24	-0.01	-0.23	-0.04	-0.13	0.08	-0.11	-0.10	0.36
	30	-0.16	-0.12	0.06	-0.25	0.16	-0.04	-0.25	0.08	0.03	0.14	-0.31	-0.21	-0.08	-0.02	0.10	0.10	-0.08	-0.41	0.22	0.07
	40	-0.07	-0.15	-0.03	-0.30	0.07	0.03	-0.07	0.03	0.05	0.00	0.03	0.14	0.10	-0.31	0.54	0.18	0.06	-0.53	0.37	0.13
	50	0.12	0.05	0.14	-0.12	-0.29	0.03	-0.07	0.01	0.08	-0.02	0.15	0.07	0.12	-0.30	0.20	0.14	0.04	-0.46	0.36	0.14
	60	0.16	0.10	0.13	-0.12	-0.27	0.29	-0.09	-0.09	0.22	0.04	0.24	0.11	0.12	-0.21	0.09	0.28	0.22	-0.61	0.52	0.00
	70	-0.02	-0.05	0.26	0.05	-0.12	0.24	-0.25	-0.04	0.19	0.21	0.06	0.02	0.20	-0.39	-0.05	-0.01	0.21	-0.37	0.10	0.23
	80	-0.05	-0.04	0.26	0.02	-0.12	0.24	-0.29	-0.09	0.15	0.29	-0.02	-0.01	0.17	-0.37	0.00	-0.03	0.22	-0.38	0.17	0.16
	90	0.00	-0.02	0.36	-0.01	-0.20	0.24	-0.29	-0.09	0.15	0.29	-0.02	0.12	0.09	-0.38	0.06	-0.03	0.22	-0.38	0.17	0.16
	100	0.15	0.13	0.04	-0.04	-0.04	0.18	-0.18	-0.16	-0.03	0.44	0.17	0.29	-0.15	-0.15	0.09	-0.17	0.10	-0.49	0.16	0.39
	110	0.34	0.17	0.00	0.02	-0.08	0.26	-0.21	-0.14	0.00	0.32	0.38	0.37	-0.16	0.01	-0.07	-0.01	0.06	-0.42	0.27	0.15
	120	0.37	0.13	-0.01	0.35	0.04	0.33	-0.29	-0.10	0.16	0.20	0.36	0.27	-0.23	0.15	-0.14	0.32	0.34	-0.45	0.38	-0.10
ttdo	10	0.21	0.26	-0.26	0.37	0.01	0.06	-0.06	-0.36	0.49	0.10	0.46	0.24	0.06	0.05	0.00	0.48	0.33	-0.38	0.40	-0.29
	20	-0.18	-0.10	-0.09	0.28	0.19	-0.48	-0.17	-0.16	0.26	0.13	-0.17	-0.23	0.19	-0.17	-0.02	-0.19	0.08	0.19	-0.18	0.17
	30	-0.24	-0.18	-0.21	0.20	0.18	-0.31	-0.03	0.21	-0.01	-0.18	-0.07	-0.09	0.23	-0.36	0.29	-0.20	0.21	0.19	-0.12	0.22
	40	-0.14	-0.18	-0.20	0.32	0.17	-0.13	-0.12	0.06	0.24	-0.14	0.04	0.04	0.18	-0.37	0.38	-0.14	0.23	-0.11	0.00	0.31
	50	-0.06	-0.04	-0.38	0.12	0.12	-0.19	-0.07	0.01	0.18	-0.17	0.04	-0.07	0.18	-0.25	0.23	-0.13	0.17	-0.01	0.09	0.16
	60	0.01	0.01	-0.42	0.14	0.09	-0.17	-0.06	-0.05	0.23	-0.21	0.07	-0.04	0.16	-0.23	0.25	-0.08	0.20	-0.01	0.10	0.13
	70	-0.03	-0.04	-0.40	0.15	0.11	-0.10	0.10	0.05	0.12	-0.32	0.06	0.05	0.12	-0.27	0.40	0.00	0.36	0.03	0.06	0.09
	80	0.05	-0.02	-0.44	0.21	0.18	-0.08	0.00	0.13	0.02	-0.32	0.06	0.08	-0.01	-0.17	0.42	0.08	0.34	-0.02	0.12	0.05
	90	-0.05	0.03	-0.66	-0.07	0.22	-0.21	0.12	0.06	-0.16	-0.20	-0.31	-0.23	-0.17	0.14	0.35	-0.32	0.02	0.07	-0.03	0.35
	100	-0.05	0.02	-0.70	-0.07	0.30	-0.17	0.17	0.03	-0.14	-0.19	-0.32	-0.26	-0.20	0.22	0.30	-0.26	0.05	0.09	-0.03	0.29
	110	0.13	0.18	-0.66	-0.21	0.09	-0.13	0.19	0.06	-0.18	-0.20	-0.23	-0.10	-0.37	0.30	0.41	-0.15	0.05	-0.03	0.11	0.20
	120	0.00	0.01	-0.58	-0.12	0.26	0.01	0.13	0.10	-0.33	-0.09	-0.33	-0.24	-0.43	0.42	0.31	-0.08	0.06	-0.16	0.14	0.21
ttsec	10	-0.21	-0.26	0.26	-0.37	-0.01	-0.07	0.12	0.34	-0.51	-0.11	-0.47	-0.25	-0.06	-0.05	-0.01	-0.41	-0.25	0.41	-0.43	0.27
	20	0.18	0.10	0.09	-0.28	-0.19	0.48	0.17	0.16	-0.26	-0.13	0.17	0.23	-0.19	0.17	0.02	0.26	-0.02	-0.12	0.13	-0.20
	30	0.24	0.18	0.21	-0.20	-0.18	0.31	0.03	-0.21	0.01	0.18	0.07	0.09	-0.23	0.36	-0.29	0.27	-0.15	-0.13	0.07	-0.26
	40	0.14	0.18	0.20	-0.32	-0.17	0.13	0.12	-0.06	-0.24	0.14	-0.04	-0.04	-0.18	0.37	-0.38	0.20	-0.16	-0.15	-0.04	-0.33
	50	0.06	0.04	0.38	-0.12	-0.12	0.19	0.07	-0.01	-0.18	0.17	-0.04	0.07	-0.18	0.25	-0.23	0.19	-0.10	0.06	-0.12	-0.19
	60	-0.01	-0.01	0.42	-0.14	-0.09	0.17	0.06	0.05	-0.23	0.21	-0.07	0.04	-0.16	0.23	-0.25	0.14	-0.12	0.07	-0.13	-0.16
	70	0.03	0.04	0.40	-0.15	-0.11	0.10	-0.10	-0.05	-0.12	0.32	-0.06	-0.05	-0.12	0.27	-0.40	0.07	-0.29	0.03	-0.10	-0.13
	80	-0.05	0.02	0.44	-0.21	-0.18	0.08	0.00	-0.13	-0.02	0.32	-0.06	-0.08	0.01	0.17	-0.42	-0.01	-0.27	0.07	-0.16	-0.09
	90	0.05	-0.03	0.66	0.07	-0.22	0.21	-0.12	-0.06	0.16	0.20	0.31	0.23	0.17	-0.14	-0.35	0.37	0.05	-0.01	-0.01	-0.36
	100	0.05	-0.02	0.70	0.07	-0.30	0.17	-0.17	-0.03	0.14	0.19	0.32	0.26	0.20	-0.22	-0.30	0.31	0.01	-0.02	-0.02	-0.31
	110	-0.13	-0.18	0.66	0.21	-0.09	0.13	-0.19	-0.06	0.18	0.20	0.23	0.10	0.37	-0.30	-0.41	0.21	0.01	0.08	-0.14	-0.22
	120	0.00	-0.01	0.58	0.12	-0.26	-0.01	-0.13	-0.10	0.33	0.09	0.33	0.24	0.43	-0.42	-0.31	0.15	0.01	0.20	-0.17	-0.24
vmax	10	0.28	0.40	-0.37	-0.17	0.11	-0.04	0.16	-0.29	0.12	0.12	-0.02	-0.01	-0.25	0.34	-0.06	0.39	0.43	-0.20	0.42	-0.50
	20	0.39	0.41	-0.07	-0.09	-0.13	0.07	0.07	-0.03	-0.14	0.03	0.15	0.29	-0.32	0.31	0.16	0.57	0.56	-0.09	0.47	-0.71
	30	0.40	0.51	-0.18	0.21	-0.01	0.26	0.24	-0.15	-0.02	0.11	0.19	0.32	-0.52	0.29	0.20	0.47	0.72	-0.18	0.30	-0.39
	40	0.10	0.24	0.13	0.06	-0.18	0.17	-0.10	0.13	0.06	-0.08	-0.01	0.20	-0.29	-0.15	0.33	0.05	0.42	-0.10	0.02	0.05
	50	0.44	0.54	-0.17	0.03	-0.45	0.18	0.11	0.09	0.13	-0.44	0.18	0.33	-0.35	-0.13	0.52	0.23	0.56	-0.04	0.16	-0.11
	60	0.60	0.69	-0.05	0.10	-0.59	0.40	0.37	0.00	0.09	-0.38	0.40	0.58	-0.32	-0.07	0.46	0.52	0.81	-0.10	0.31	-0.41
	70	0.55	0.60	0.12	0.04	-0.56	0.34	0.41	-0.09	0.03	-0.21	0.36	0.55	-0.26	-0.08	0.37	0.58	0.87	0.00	0.26	-0.50
	80	0.58	0.41	0.33	0.13	-0.52	0.36	0.49	0.07	0.01	-0.35	0.66	0.78	-0.16	-0.11	0.29	0.74	0.62	-0.05	0.22	-0.55
	90	0.55	0.32	0.36	0.06	-0.56	0.32	0.42	0.22	-0.03	-0.49	0.61	0.82	-0.17	-0.18	0.50	0.61	0.42	0.03	0.13	-0.42
	100	0.49	0.28	0.43	0.17	-0.55	0.29	0.47	0.21	0.03	-0.49	0.65	0.83	-0.06	-0.20	0.37	0.72	0.56	0.02	0.20	-0.61
	110	0.61	0.48	0.14	-0.06	-0.73	0.33	0.61	0.28	-0.01	-0.77	0.60	0.81	-0.21	-0.16	0.56	0.53	0.44	-0.02	0.23	-0.33
	120	0.51	0.27	0.42	0.08	-0.67	0.23	0.41	0.28	0.04	-0.66	0.62	0.83	-0.06	-0.30	0.52	0.61	0.49	0.14	0.11	-0.45
vtdo	10	0.10	0.46	-0.46	0.11	0.03	-0.29	0.17	-0.30	-0.01	0.16	-0.18	-0.18	-0.08	0.18	-0.18	-0.08	0.32	0.10	-0.08	0.06
	20	0.21	0.37	-0.16	-0.01	-0.16	-0.12	0.32	0.11	-0.48	-0.04	-0.06	0.03	-0.21	0.34	0.08	0.21	0.32	0.20	0.15	-0.46
	30	0.38	0.56	-0.36	0.03	-0.18	0.29</														

