



HAL
open science

Dynamiques et origines des matières en suspension sur de petits bassins versants agricoles sur schiste

Julie J. Lefrançois

► **To cite this version:**

Julie J. Lefrançois. Dynamiques et origines des matières en suspension sur de petits bassins versants agricoles sur schiste. Hydrologie. Université Rennes 1, 2007. Français. NNT : . tel-00178187

HAL Id: tel-00178187

<https://theses.hal.science/tel-00178187>

Submitted on 10 Oct 2007

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.

Julie Lefrançois

**Dynamiques et origines des matières en suspension sur de
petits bassins versants agricoles sur schiste.**

Thèse de doctorat de l'Université Rennes 1





THESE

Présentée

devant l'Université de Rennes 1

Pour obtenir le grade de

Docteur de l'Université de Rennes 1

Mention : Sciences de la Terre

par

Julie Lefrançois

Dynamiques et origines des matières en suspension sur de petits bassins versants agricoles sur schiste.

Préparée à l'UMR INRA/Agrocampus Sol-Agronomie-Spatialisation, équipe DEBA.

Ecole doctorale : Sciences de la Matière, Université Rennes 1

Soutenue le 23 janvier 2007 devant la commission d'examen constituée de :

Christian VALENTIN	DR, IRD Bondy	Rapporteur
Yves LE BISSONNAIS	DR, ENSA Montpellier	Rapporteur
Myriam BORMANS	DR, Université Rennes 1	Examinatrice
Jérôme POULENARD	MC, Université Savoie	Examineur
Alain CRAVE	CR, Université Rennes 1	Examineur
Catherine GRIMALDI	CR, INRA Rennes	Directrice de thèse

REMERCIEMENTS

Lorsque j'ai débuté mon stage de DEA de Sciences du sol en 2003, à l'INRA de Rennes, je ne pensais pas y rester les trois années suivantes ; mais Catherine Grimaldi et Chantal Gascuel m'ont offert l'opportunité de réaliser cette thèse et je les en remercie vivement. La combinaison de ces deux personnalités a été pour moi riche d'enseignements et de conseils avisés même s'il a parfois fallu jongler avec leurs avis divergents ! Je tiens également à les remercier pour m'avoir fait confiance sur la gestion des mes activités de recherche et de mes entraînements de kayak.

Outre ce binôme, je tiens à remercier Nicolas Gilliet pour son aide et son dévouement au cours de ces trois années, il fallait bien deux cerveaux parfois pour ne pas oublier le matériel nécessaire pour la journée de terrain ! Et puis, c'est un véritable cow-boy dans les pâtures !

Je tiens également à remercier Yves Le Bissonnais (LISAH, Montpellier) et Christian Valentin (IRD, Bondy) qui ont accepté de rapporter ce travail, ainsi que Alain Crave (Géosciences, Rennes) et Jérôme Poulenard (Carrtel, Chambéry) qui l'ont évalué sous la présidence de Myriam Bormans (Géosciences, Rennes). Je suis également reconnaissante aux membres des différents comités de pilotage : François Birgand (CEMAGREF, Paris), Alain Jigorel (INSA, Rennes), Alain Crave, Philippe Davy et Gérard Gruau (Géosciences, Rennes), Didier Azam (U3E, Rennes). Vos remarques pertinentes ont porté leur fruit, merci.

Et puis, comme un doctorat ne se résume pas à un mémoire de thèse, je remercie tous les membres du laboratoire pour leur accueil, leur bonne humeur... Avec une mention spéciale pour la bande des tech, celle des docs, celle des secrétaires et enfin Benben, mon acolyte depuis mon premier jour à l'INRA.

Et bien sûr, merci à ma famille dont je n'étalerai pas ici les noms et les titres, mais qui a bien sûr une place à part.

Bonne lecture,

Résumé.

Les matières en suspension (MES) participent à la dégradation des écosystèmes aquatiques en augmentant la turbidité de l'eau, en colmatant les frayères des Salmonidés et en véhiculant de nombreux polluants. La modification des pratiques agricoles et des aménagements du territoire (remembrement, arrachage de haies) sont à l'origine d'une production accrue de MES. Les objectifs de la thèse sont d'une part de décrire et d'expliquer la dynamique des MES pour des petits bassins versants en région d'élevage ; et d'autre part d'en identifier les origines. Une approche de terrain a été privilégiée ; elle repose sur le choix de trois bassins versants du Massif Armoricaïn comparables (superficie (<5 km²), pluviométrie, géologie) mais présentant une intensification agricole et une gestion des bords de cours d'eau différentes. La dynamique des MES est considérée à travers la variabilité de la relation concentration en MES-débit. L'origine des MES est d'abord perçue à partir de l'interprétation des relations concentration en MES-débit au cours de l'année et lors des crues, puis évaluée par des méthodes directes : mise en évidence de zones d'érosion par ¹³⁷Cs et traçage géochimique des sources avec estimation de leur contribution dans les MES à l'aide d'un modèle de mélange. Nous avons montré que sur le Moulinet et les Violettes, les particules provenaient du cours d'eau lui-même (érosion des berges, remise en suspension de sédiments) et des zones proches du ruisseau et de leur dégradation par le bétail. Les mesures directes de la contribution des sources confirment l'implication du bétail dans la dynamique des MES, d'une part car l'érosion des zones proches des cours d'eau est accentuée en leur présence, d'autre part car leur piétinement fournit des particules de sols et de berges même dans des contextes peu érosifs. Cet apport de particules indépendant de l'hydrologie explique la part importante des flux hors crue. Sur le Coët Dan-Naizin, les abords du cours d'eau sont plus préservés grâce à une ripisylve bien développée : les particules proviennent essentiellement du cours d'eau lui-même et les flux moyens annuels de MES sont plus faibles. L'identification du rôle du bétail comme un paramètre déterminant de la dynamique des MES devrait permettre de proposer des aménagements visant à limiter la production de particules.

Mots clés : matières en suspension, dynamique, hystérésis, relation MES-débit, sources, ¹³⁷Cs, traçage, modèle de mélange, bétail.

Abstract.

Suspended sediments (SS) are responsible for aquatic habitat degradation such as siltation of spawning gravels and increase in turbidity. They are also involved in water quality as a vector of different contaminants within river systems. Suspended sediment production increase with land-use and landscape modifications such as hedgerow suppression. The objectives of this work are, on the one hand, to describe and explain SS dynamics on small agricultural catchments and, on the other hand, to identify particle origin. This study focuses on field experiments of three catchments located in northwestern France. These catchments have similar area (<5 km²), geology (schist) and precipitation; but their bank degradation is different. SS dynamics are studied using SS concentration-discharge relationship at different time scales. SS origins is assessed by the interpretation of SS concentration-discharge relationships and by direct methods such as estimation of soil erosion rate with ¹³⁷Cs, SS-sources fingerprinting. SS dynamics depend on particle availability. SS concentration-discharge relationships on Moulinet and Violettes catchments indicated that particles essentially come from in-stream processes (e.g., bank erosion, removal of deposited sediment) and from the degradation of riparian areas by cattle trampling. This conclusion was confirmed both by ¹³⁷Cs measures on riparian areas and by fingerprinting SS sources. On Coët Dan-Naizin, cattle can not reach the stream because of vegetation or fences on banks; thus particles mainly come from in-stream processes alone. Territory management would suggest an arrangement that integrates cattle as a determining parameter in SS dynamics.

Key words : suspended sediment, SSC dynamics, SSC-discharge relationships, hysteresis ; sediment sources, ¹³⁷Cs, cattle.

Table des matières.

Introduction générale	1
<i>PARTIE I.</i>	9
Chapitre 1. Les matières en suspension (MES), généralités et processus à l'origine des MES	11
1. Les matières en suspension	13
1.1. Définition et nature des MES	13
1.2. Processus à l'origine des MES	15
1.2.1. Erosion des sols.....	16
1.2.2. Erosion du chenal.....	22
1.2.3. Effet amplificateur des actions anthropiques	25
1.3. Processus de transport des MES	25
1.3.1. Formalisme des forces	25
1.3.2. Mouvements et dépôts des particules.....	26
2. La dynamique des matières en suspension	29
2.1. Relation empirique entre concentration en MES et débit	29
2.1.1. Diminution de la dispersion des données dans la relation empirique.....	29
2.1.2. Caractérisation des termes de la relation empirique	30
2.1.3. Causes de la dispersion des données	30
2.2. La dynamique des MES liée à la disponibilité en particules	32
<i>PARTIE II.</i>	39
Chapitre 2. Les sites d'études	43
1. Choix des bassins versants	45
2. Les bassins versants du Moulinet et des Violettes	47
2.1. Localisation.....	47
2.2. Contexte climatique.....	47
2.3. Géologie.....	48
2.4. Géomorphologie.....	48
2.5. Pédologie.....	49
2.6. Occupation du sol.....	50
2.7. Les cours d'eau.....	51
3. Le bassin versant du Coët Dan-Naizin	53
3.1. Localisation.....	53
3.2. Contexte climatique.....	53
3.3. Géologie.....	53
3.4. Géomorphologie.....	54
3.5. Pédologie.....	55
3.6. Occupation du sol.....	55
3.7. Le cours d'eau.....	57
Chapitre 3. Matériels et méthodes	59
1. Introduction	61
2. Mesures aux exutoires	61
2.1. Mesures des concentrations en MES	61

2.1.1. Mesures de la turbidité.....	61
2.1.2. Protocole d'étalonnage.....	67
2.1.3. Prélèvements d'eau dans les cours d'eau.....	68
2.1.4. Etalonnages et corrélations turbidité- [MES].....	69
2.2. Mesures des débits.....	73
2.2.1. Mesures des vitesses et des hauteurs de l'eau : description du débitmètre.....	73
2.2.2. Mesures de hauteur d'eau : le limnimètre.....	76
2.3. Traitement des données de concentrations et débits.....	77
2.3.1. Encrassement de la sonde de turbidimétrie.....	77
2.3.2. les bruits de fond de turbidité et de débit.....	78
3. Représentativité des mesures.....	80
3.1. Les mesures itinérantes dans les cours d'eau.....	80
3.1.1. Les mesures des concentrations.....	80
3.1.2. Les mesures de débit.....	81
3.2. Représentativité des mesures aux exutoires.....	81
4. Collecte des échantillons de MES.....	83
<i>PARTIE III.</i>	87
Chapitre 4. Suspended sediment and discharge relationships to identify bank degradation as a main sediment source....	89
1. Introduction.....	93
2. Materials and methods.....	94
2.1. The study areas.....	94
2.2. Instrumentation.....	97
2.3. SSC-Discharge analysis methodology.....	98
3. Results.....	100
3.1. Annual budgets.....	100
3.2. SSC-discharge relationship at the monthly time scale.....	100
3.3. SSC-discharge relationship at the flood time scale.....	105
4. Discussion.....	107
5. Conclusion.....	110
Chapitre 5. Déterminants hydrologiques des relations concentration en MES - débit lors des crues.....	117
1. Introduction.....	119
2. Matériels et méthodes.....	120
2.1. Le site d'étude.....	120
2.2. Instrumentation.....	121
2.3. Méthodes.....	122
3. Résultats.....	124
3.1. Description des variables hydrologiques en fonction du type de crue et de la saison.....	124
3.2. Analyse en composantes principales.....	127
3.3. Analyse factorielle discriminante.....	127
3.3.1. Réduction du jeu de variables.....	127
3.3.2. Test de la normalité.....	131
3.3.3. Test de l'homogénéité des variances.....	131
3.3.4. Résultats de l'AFD.....	132
4. Discussion.....	132
5. Conclusions.....	135

Chapitre 6. Comparaisons interannuelles et intersites des dynamiques des MES	141
1. Rappel des conclusions établies dans les deux chapitres précédents	143
2. Résultats	145
2.1. Comparaison des pluviométries, flux d'eau et flux de MES annuels	146
2.1.1. Pluviométrie	146
2.1.2. Flux d'eau et de MES cumulés	146
2.1.3. Flux annuels de MES en crue et hors crue	147
2.2. Comparaison des données mensuelles	151
2.3. Analyse des crues	152
2.3.1. Types de crues	152
2.3.2. Contribution des types de crues aux flux	153
2.3.3. Comparaisons interbassins des déterminants hydrologiques de la typologie des crues	153
3. Discussion	158
3.1. Dynamique des MES sur les bassins du Moulinet et des Violettes	158
3.1.1. Dynamique saisonnière des MES	158
3.1.2. Comparaison interannuelle	159
3.1.3. Comparaison des flux entre le Moulinet et les Violettes	160
3.2. Dynamique des MES sur le bassin du Coët Dan-Naizin	161
4. Conclusions	162
 PARTIE IV.	169
 Chapitre 7. Mise en évidence des zones d'érosion et d'accumulation en bordure de cours d'eau à l'aide du ¹³⁷Cs.	171
1. Introduction	173
2. Matériel et Méthodes	174
2.1. Les sites d'études	174
2.2. Traçage de l'érosion/accumulation au ¹³⁷ Cs	176
2.2.1. Prélèvements de sol sur le bassin du Moulinet	176
2.2.2. Traitement des prélèvements	177
3. Résultats	180
3.1. Activités en ¹³⁷ Cs	180
3.2. Taux d'érosion et d'accumulation des sols	180
4. Discussion	184
4.1. Facteurs de risques et érosion/accumulation des sols	184
4.2. Méthodologie	185
5. Conclusions	186
 Chapitre 8. Contribution des sources de MES dans différents contextes hydrologiques	193
1. Introduction	195
2. Matériel et Méthodes	196
2.1. Le site d'étude	196
2.2. Méthodologie	198
2.2.1. Les suivis des débits et des matières en suspension	198
2.2.2. Les échantillonnages de MES	198
2.2.3. Les prélèvements des zones sources potentielles	199
2.2.4. L'analyse des échantillons de sources et de MES	201
2.2.5. Le traçage des sources de MES	202
3. Résultats	204

3.1. Les caractéristiques des sources et des MES	204
3.1.1. La composition chimique en éléments majeurs	204
3.1.2. La granulométrie	205
3.2. Les traceurs des sources	209
3.2.1. Le test de Kruskal et Wallis	209
3.2.2. La discrimination des sources	209
3.2.3. Le modèle de mélange	215
4. Discussion	218
4.1. Les traceurs caractéristiques des sources	218
4.2. La contribution des sources de MES	219
4.3. Les relations concentration en MES-débit et la contribution des sources	220
4.4. Méthodologie	221
4.4.1. La variabilité temporelle et spatiale des sources	221
4.4.2. Choix des sources	222
4.4.3. Le traçage	222
5. Conclusions	223
Conclusion générale	229
Bibliographie	235
Table des figures	247
Table des tableaux	253
Annexes	255

Introduction générale

Avec l'intensification de l'agriculture depuis le siècle dernier, les paysages ruraux ont été remodelés (remembrement, rectification des cours d'eau, arrachage des haies), souvent au détriment d'intérêts environnementaux. Ces bouleversements ont eu pour conséquences entre autres : l'augmentation de la charge solide dans les cours d'eau, la modification des processus de régulation du cycle de l'eau, l'augmentation des teneurs en polluants, ... Les dégâts sur la qualité des eaux sont d'une telle ampleur que restaurer pour 2015 "un bon état écologique et chimique des masses d'eau" est devenu le cheval de bataille des instances internationales (Directive cadre européenne sur l'eau). Longtemps négligés par rapport aux transports de solutés, les transports de particules sont également concernés par la DCE en soi et pour leur rôle dans la qualité des écosystèmes.

Le transport des particules peut s'effectuer selon trois processus que sont le charriage, la saltation et la suspension. Les particules peuvent passer de l'un à l'autre mode de transport selon leur granulométrie et le contexte énergétique environnant, avec plus ou moins un dépôt entre deux mobilisations. La difficulté à séparer les modes de transport a longtemps contraint les scientifiques à considérer les flux de particules dans leur ensemble, en mesurant les quantités de sédiments piégées au niveau de barrages (Sundborg, 1995). Même si dans certains contextes, des incertitudes persistent, l'amélioration des outils techniques et des technologies permet désormais de considérer l'un ou l'autre des modes de transport. Les particules en suspension, c'est à dire les particules les plus fines, présentant à la fois un pouvoir d'adsorption et un pouvoir cohésif élevés, sont particulièrement impliquées dans le transport de polluants et le colmatage des lits. Les études visant à améliorer la qualité de l'eau se sont donc principalement intéressées à ces matières en suspension (MES).

L'affinité des métaux lourds, du phosphore, de la matière organique et de bien d'autres polluants pour les particules les plus fines est telle que les MES sont considérés à la fois comme des vecteurs de transport (Karickhoff, 1978 ; Martin et Meybeck, 1979) et comme des puits de polluants (Voice et Weber, 1983). Les incidences sont d'autant plus graves au niveau des retenues d'eau et des estuaires, là où les particules sédimentent. Les MES sont ainsi qualifiées, dans une plaquette réalisée par le PIREN Seine (Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'ENVironnement) de véritables "bombes à retardement". L'augmentation des teneurs en particules provoque de nombreux problèmes dans les traitements de l'eau : diminution de l'efficacité des désinfectants, développement accru de biofilms, contamination bactérienne ou parasitaire.

L'augmentation des teneurs en particules dans les cours d'eau produit une sédimentation accrue dans les lits des rivières. Ceci entraîne entre autres une diminution de la diversité des habitats, un appauvrissement de la richesse biologique des cours d'eau (Maridet, 1994), une diminution de la perméabilité et des teneurs en oxygène dans les eaux interstitielles (Massa, 2000), une évolution de l'épithélium branchial dès les stades embryonnaires chez la truite commune (*Salmo trutta*) (Massa, 1996).

C'est dans ce contexte global qu'a été élaboré en 2002, un projet intitulé "AQUAE Oir : liens entre pratiques agricoles et structuration des milieux aquatiques" s'inscrivant dans l'action structurante Agriculture et QUALité des Eaux (AQUAE) (INRA-CEMAGREF), dont la problématique est basée sur les hypothèses suivantes :

- les ruisseaux qui drainent le bassin de l'Oir (Manche, baie du Mont st Michel) constituent des sites privilégiés pour la reproduction et le développement des salmonidés. Or ces espèces sont très sensibles à la présence des MES
- L'intensification de l'élevage et des pratiques culturales associées serait une cause principale de l'apport des particules dans le milieu aquatique.

Dans cette action visant à établir des liens entre pratiques agricoles et structuration des milieux aquatiques, l'UMR Sol-Agronomie-Spatialisation de l'INRA de Rennes a pris à sa charge (en partie puis totalement) les mesures des flux de MES à l'exutoire de deux petits bassins versants, le Moulinet et les Violettes, affluents de l'Oir. Depuis 2005, ce travail se poursuit dans un projet intitulé PAPIER (Paysages Agricoles, flux de Polluants, Impacts Ecologiques en Rivière) qui s'inscrit dans le programme national ECOGER (ECOlogie pour la Gestion des ECOsystèmes et de leurs Ressources).

Le travail de thèse présenté dans ce mémoire traite des données acquises sur ces deux bassins versants depuis 2003. Afin de ne pas se retrouver dans une étude de cas trop restreinte (géographie, usage des sols, gestion du territoire, ...), nous avons décidé, dans le cadre de la thèse, de traiter un troisième bassin versant, suivi depuis 2004, comparable aux précédents par sa superficie, sa pluviométrie, sa géologie mais présentant une intensification agricole et une gestion des bords de cours d'eau différentes.

Ce travail constitue une première approche sur la thématique des MES, peu abordée et quantifiée jusqu'ici dans le Massif armoricain, a fortiori dans les régions d'élevage, où les

risques d'érosion sont a priori limités. Nous souhaitons répondre ainsi aux questions suivantes :

- Quelle quantité de particules transitent en suspension dans ces cours d'eau ?
- Quelle part est transportée lors des crues ?
- Comment ces flux sont-ils répartis au cours de l'année ?
- Les particules mises en jeu proviennent-t-elles préférentiellement des versants, des bas-fonds, des berges, du lit du cours d'eau ?
- Les contributions respectives de chacune de ces sources varient-elles au cours de l'année ?

Les objectifs de la thèse sont d'une part de décrire et d'expliquer la dynamique des MES pour des petits bassins versants en région d'élevage, d'autre part d'en identifier les origines. Ces deux objectifs sont complémentaires. En effet, la dynamique des MES dépend de la disponibilité des particules associée à leurs origines (stock de sédiments, particules nouvellement produites par l'érosion des sols, des berges, ...). Les conditions hydrologiques (débit, pluviométrie) contrôlent l'ensemble.

La dynamique des MES est considérée à travers la variabilité de la relation concentration en MES - débit (ou flux de MES-débit) qui se décline à différentes échelles de temps : à l'échelle de la crue, de l'année, de plusieurs années.

La dynamique des MES sera étudiée avec différents points de vue, selon que l'on s'intéresse plutôt à la disponibilité et aux origines des MES, ou aux conditions hydrologiques au cours de l'année (crue/hors crue ou à l'échelle de la crue).

La question de l'origine des MES est également abordée par des approches directes : mise en évidence de zones d'érosion par le ^{137}Cs , traçage géochimique des sources potentielles de MES et modèle de mélange.

Le mémoire s'articule autour de 4 parties regroupant chacune de 1 à 3 chapitres. Certains chapitres des parties 3 et 4 sont présentés sous forme d'article scientifique, en préparation ou acceptés. Ce type de rédaction occasionne des répétitions mais essentiellement dans la description du matériel et des méthodes, puisque les chapitres ont été rédigés pour être compréhensibles indépendamment de l'ensemble.

Une première partie (chapitre 1) est un rappel des différentes connaissances établies sur les matières en suspension, notamment leur composition, leurs origines, leurs modes de

transports. Une synthèse sur les MES en tant que sujet de recherches y est également brièvement développée.

Une seconde partie présente les stratégies retenues pour répondre aux objectifs. Celles-ci reposent sur le choix des sites (chapitre 2) et les méthodes utilisées. Un premier chapitre (chapitre 2) décrit ces sites et leurs originalités. Un second chapitre (chapitre 3) présente les mesures et prélèvements réalisés aux exutoires.

Une troisième partie traite de la dynamique des matières en suspension. Un premier chapitre (chapitre 4) détaille la dynamique des MES étudiée sur une année sur les bassins du Moulinet et des Violettes, en distinguant les données en crue et hors crue. Lors des crues, différentes variations des concentrations en MES en fonction des débits sont identifiées et un second chapitre (chapitre 5) présente les déterminants hydrologiques de ces différents comportements. Un troisième chapitre (chapitre 6) élargit et/ou confronte les conclusions établies dans les deux chapitres précédents aux données récoltées sur deux autres années et pour les trois bassins versants.

Une quatrième partie traite de l'origine des particules. Un premier chapitre (chapitre 7) illustre l'existence de zones d'érosion à proximité du cours d'eau. Un second chapitre (chapitre 8), traite de la variabilité de la contribution de ces sources restreintes au cours de l'année, et selon le contexte hydrologique considéré.

Régulièrement, une carte heuristique du travail de thèse est présentée, complétée par les informations apportées dans la partie ou le chapitre précédents.

Une conclusion générale est également apportée au terme de ce mémoire, permettant de proposer quelques perspectives à ce travail.

Partie I.

Introduction de la partie I.

Dans cette partie, nous présenterons d'abord notre objet d'étude, les matières en suspension avec leur définition et leur nature, puis les deux grands types de processus qui contrôlent leur présence dans l'eau. Le premier type de processus, les processus d'érosion, contrôlent les apports de particules. Le second type de processus, les processus de transport, contrôlent la mise en suspension des particules et leur maintien dans la colonne d'eau. Ces deux processus étant fortement dépendant de l'hydrologie du bassin versant, nous exposerons ensuite des approches qui visent à caractériser la dynamique des MES et basées principalement sur l'étude des relations entre concentrations en MES et débits.

Chapitre 1.

Les matières en suspension, généralités et processus à l'origine des MES

1. Les matières en suspension

1.1. Définition et nature des MES

Deux types de matériaux sont véhiculés par les cours d'eau : les matières en solution et les matières solides. Les colloïdes, définis comme des substances sous forme de liquide ou de gel qui contiennent en suspension des particules solides suffisamment petites pour que le mélange soit homogène constituent une transition entre matières en solution et matières en suspension. Selon le contexte (température, pH, électrolytes), les colloïdes peuvent flocculer pour constituer des particules plus grossières. La limite entre matières en solution et matières solides est donc floue. Ces matières obéissent à des lois de transport différentes. Parmi les matières solides, on distingue les matières en suspension, légères et pouvant être maintenues en suspension, de celles, trop lourdes, qui nécessitent d'autres processus (saltation, charriage) pour se déplacer.

De manière arbitraire, dans un échantillon d'eau, la norme AFNOR NF T 90-105 (1996) définit les matières en suspension par des critères opérationnels. Elles sont obtenues soit par filtration sur une membrane poreuse de 0,45 μm , soit par centrifugation (temps minimum 15 min, accélération moyenne de 2800 à 3200 g).

Les matières en suspension correspondent à des particules de faibles taille et/ou densité, ce qui limite leur chute par gravité. Les MES comprennent des fractions organiques et des fractions minérales dont les contributions respectives varient selon les saisons et les cours d'eau.

Les particules organiques sont issues de la décomposition d'animaux ou de végétaux (Fig. 1), et des micro-organismes planctoniques. Les micro-organismes regroupent le phytoplancton et le zooplancton (Fig. 2). Alors que le phytoplancton est constitué de micro-algues (Diatomées, Chlorophycées, Dinophycées, Chrysophycées, Euglénophycées) et de Cyanophycées, le zooplancton regroupe de jeunes stades larvaires de crustacés, des rotifères, ...

Lorsque certaines conditions environnementales sont réunies (température, nutriments, ...), les populations constituant le phytoplancton peuvent présenter une croissance effrénée, conduisant à colorer les eaux en un bleu-vert fluo pour les Cyanobactéries (Fig. 3) et présentant des risques de toxicité par contact ou consommation.



Fig. 1 - Décomposition de végétaux dans l'eau.

exemples de zooplancton



rotifère



copépode nauplii



daphnie

exemples de phytoplancton



diatomée



cyanobactérie
(Microcystis)



cyanobactérie
(Nostoc)

Fig. 2 - Individus du plancton.



Fig. 3 - Exemples de bloom de Cyanophycées en eau douce.

Les particules minérales peuvent être classées selon leur granulométrie, mais plusieurs types de découpages existent, selon la discipline ou l'organisme considérés (Fig. 4).

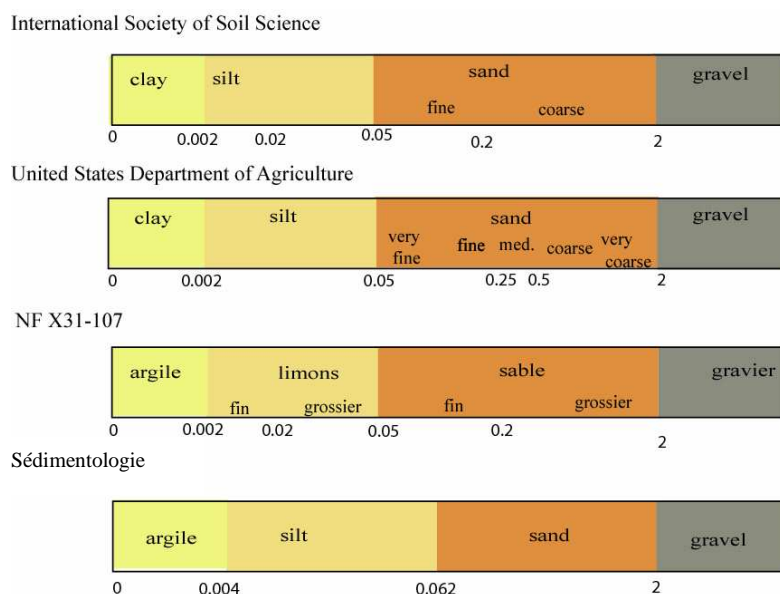


Fig. 4 - Différents découpages utilisés pour la distinction de classes granulométriques.

Les concentrations en MES dans les cours d'eau dépendent des apports de différentes origines dans les bassins versants, mais aussi des processus de transport qui permettent ou non le maintien des particules en suspension.

1.2. Processus à l'origine des MES

Les MES peuvent provenir de plusieurs origines :

- érosion des sols des versants et des sols de fonds de vallée,
- érosion du chenal : érosion des berges et du fond du ruisseau,
- développement de plancton,
- divers : eaux urbaines, émissions industrielles, ...

Notre étude traite de bassins versants agricoles : nous n'aborderons pas les productions industrielles de particules. D'autre part, comme cette étude concerne plus particulièrement les têtes de bassin versant, où de visu, la contribution du plancton est limitée, l'origine des MES va plus spécifiquement être abordée pour les matières minérales.

1.2.1. Erosion des sols

- *Facteurs de l'érosion*

Les facteurs de l'érosion devant être pris en compte pour étudier les phénomènes érosifs regroupent : la couverture pédologique, l'occupation du sol, la topographie et le climat (King et Le Bissonnais, 1992 ; Simanton et Renard, 1992) et l'hydrologie (Dunne, 1978 ; Auzet *et al.*, 1995 ; Huang *et al.*, 2001).

- La couverture pédologique joue un rôle essentiel sur les processus d'érosion au travers de sa capacité d'infiltration et de son érodibilité (King et Le Bissonnais, 1992). La capacité d'infiltration d'un sol est le flux d'eau maximal qu'il peut infiltrer dans des conditions données. La capacité d'infiltration varie selon la succession et les propriétés hydrodynamiques des horizons de sols, avec un rôle prépondérant de l'horizon de surface. L'état de dégradation structurale de cet horizon, et sa conductivité hydraulique, jouent en effet un grand rôle sur l'infiltration de l'eau. L'érodibilité d'un sol est une mesure de la facilité avec laquelle celui-ci est érodé. Elle dépend surtout de la stabilité structurale du sol, indicatrice de la cohésion des agrégats et de leur résistance à la désagrégation sous l'action de la pluie (Le Bissonnais, 1996a).
- Les modes d'occupation des sols, du parcellaire, de la nature et de la distribution spatiale des cultures (et le taux de couvert végétal), de la nature et de la configuration des zones intermédiaires (bocages, bois, ... qui peuvent constituer des obstacles au ruissellement (Mérot, 1999)) influencent globalement l'érosion.
- La topographie, notamment la pente et la longueur de pente (définie par les limites du bassin versant), va déterminer la vitesse et l'importance du ruissellement sur les versants, et donc le transport et l'arrachement des particules du sol.
- Les précipitations constituent l'agent essentiel de l'érosion hydrique. On appelle érosivité de la pluie son aptitude à provoquer des phénomènes d'érosion : elle dépend de l'énergie cinétique, liée essentiellement à l'intensité de la pluie.
- Le contexte hydrologique intervient en climat tempéré, où un évènement pluvieux, considéré de manière isolée, ne permet pas d'expliquer les processus d'érosion rencontrés. Il est nécessaire de resituer cet évènement pluvieux dans un processus d'évolution de la structure et de l'état hydrique des sols qui s'opère durant une saison hydrologique (Le Bissonnais, 2005). Le contexte hydrologique agit également en délimitant l'extension des zones saturées et proches de la saturation pour lesquelles d'emblée le ruissellement et

donc l'érosion peuvent être importantes. Pour un même sol, différentes intensités d'érosion peuvent être observées selon l'humidité et l'état de surface du sol (Huang *et al.*, 2001).

- *Mécanismes de la désagrégation*

L'érosion hydrique des sols agricoles des régions tempérées recouvre des processus très différents selon que l'eau se présente sous forme de gouttes de pluie, de nappes ruisselantes ou de courants concentrés dans des chenaux. Quatre processus ont été identifiés, et sont présentés ici d'après une synthèse réalisée par Le Bissonnais et Le Souder (1995).

- L'éclatement

L'éclatement des agrégats se produit lorsque des agrégats secs sont rapidement réhumectés. La pression interne de l'air piégé lors de l'humectation est telle qu'elle désagrège les agrégats. L'éclatement produit des microagrégats de petites tailles (<500 µm).

- La désagrégation mécanique sous l'impact des gouttes de pluie

Les gouttes de pluie brisent les mottes et les agrégats et projettent les particules arrachées. Ce mécanisme joue un rôle prédominant à partir du moment où les sols sont saturés, du fait de la diminution de la résistance mécanique des agrégats et du changement de nature des chocs lié au ralentissement de l'infiltration. La masse de sol détachée par ce processus peut être de l'ordre de plusieurs dizaines de tonnes par hectare et par an.

- La désagrégation par gonflement différentiel

Les phénomènes de gonflement-retrait qui interviennent lors des cycles d'humectation-dessiccation des sols argileux entraînent une microfissuration des agrégats et contribuent donc à la réduction du diamètre moyen de ceux-ci. Ce processus présente des conséquences directes moins importantes que les autres processus et produit des macro- et microagrégats.

- La dispersion physico-chimique

La dispersion physico-chimique résulte de la réduction des forces d'attraction entre les particules colloïdales lors de l'humectation. Elle dépend de la taille et de la valence des cations présents qui peuvent former des ponts entre les particules chargées négativement. La dispersion est le mécanisme de désagrégation le plus efficace car il concerne les particules élémentaires et décuple les effets des autres mécanismes. Il concerne cependant surtout les sols salés.

Ces quatre processus contribuent à la formation de croûtes de battance à la surface du sol. Ces croûtes, qui limitent l'infiltration, et favorisent le ruissellement et l'érosion (Fig. 5), peuvent présenter plusieurs faciès : croûte structurale, croûte sédimentaire (Valentin et Bresson, 1992) (Fig. 6).

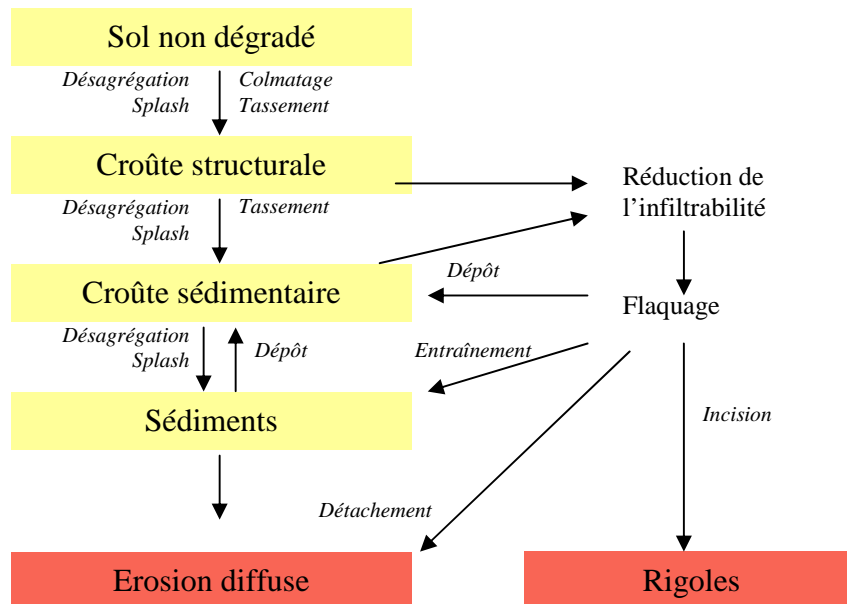


Fig. 5 - Diagramme illustrant les relations entre désagrégation, battance et érosion (Le Bissonnais et Le Souder, 1995).

- *Déplacement des particules de sol : le ruissellement*

Une fois la désagrégation réalisée, les particules peuvent être déplacées soit par l'impact des gouttes de pluie elles-mêmes, appelé « effet splash » (mais le déplacement est de l'ordre de quelques dizaines de cm (Legout *et al.*, 2005)), soit par le ruissellement (déplacement supérieur au mètre, de l'ordre de la parcelle ou du versant).

Deux sortes de mécanismes peuvent être à l'origine d'un ruissellement.

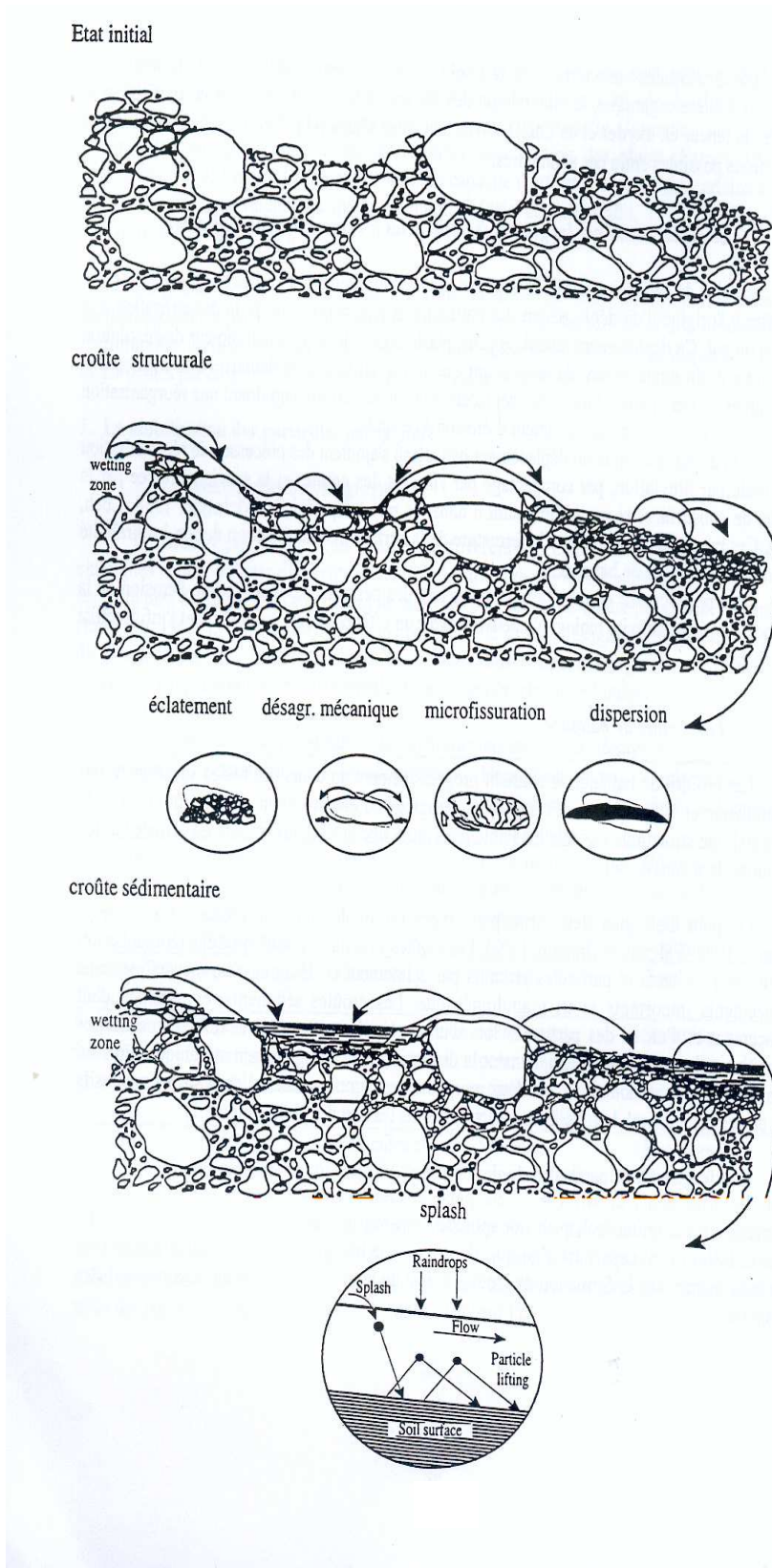
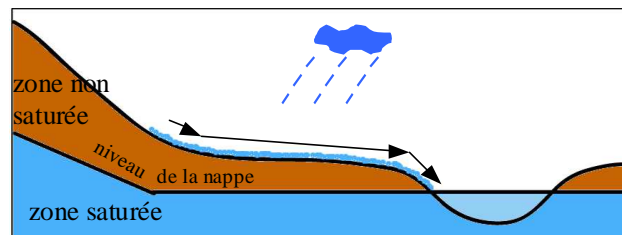


Fig. 6 - Dynamique de la formation des croûtes de battance (Le Bissonnais, 1996b).

- Dans le premier cas (Fig. 7a), la capacité d'infiltration du sol est inférieure à l'intensité de la pluie. On parle de ruissellement hortonien (Horton, 1933). Il débute par une dégradation de la structure des horizons de surface qui conduit à la fermeture de la porosité : une croûte de battance se met en place. La rugosité de la surface du sol disparaît, l'infiltrabilité du sol diminue, ce qui favorise le ruissellement des pluies par rapport à l'infiltration. Ce processus qui nécessite la conjonction de plusieurs facteurs, se produit plutôt pour les événements de forte intensité, après une certaine quantité de pluie correspondant à la pluie d'imbibition.
- Dans le second cas (Fig. 7b), la capacité de stockage d'eau du sol est inférieure au cumul de l'averse. On parle de ruissellement par saturation. Lors d'une série d'événements pluvieux, la nappe se rapproche de la surface, jusqu'à ce que la saturation concerne l'horizon superficiel du sol. L'eau ne peut plus s'infiltrer et s'écoule latéralement, à la faveur de la pente. L'élévation de la nappe peut aussi favoriser la sortie d'eau hypodermique dans le versant (Bravard et Petit, 2000). Ce processus est fréquent en hiver, lors de successions d'épisodes pluvieux, même de faible intensité, soit lorsque les nappes sont peu profondes, et particulièrement dans les zones de bas-fond, soit sur des sols à faible perméabilité à faible profondeur (sols peu profonds, semelle de labour...).

a. Ecoulement par dépassement de la capacité d'infiltration



b. Ecoulement par saturation

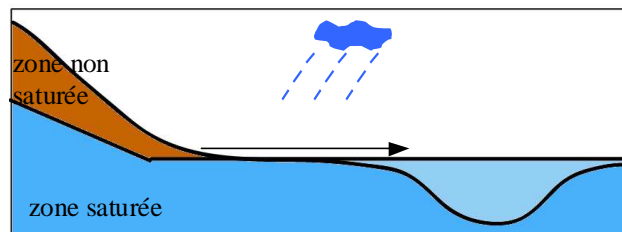


Fig. 7 - Ecoulement par dépassement de la capacité d'infiltration (a) et écoulement par saturation (b).



Impact d'une goutte d'eau sur le sol
(www.netc.net.au)



Dépôt de particules érodées à l'aval
d'une parcelle (www.ipm.iastate.edu)



Dépôt de sédiments entre des rangs de
maïs (www.eros.usgs.gov)



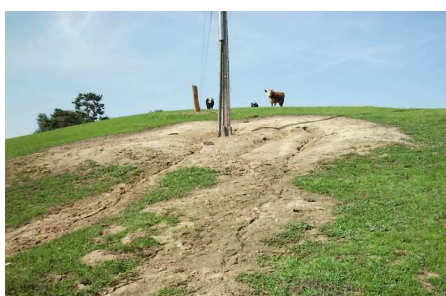
Croûte de battance (www.maes.msu.edu)



Ruissellement (www.sol.ensam.inra.fr)



Ruissellement (www.geoview.com)



Erosion (www.fungus.ucclavis.edu)



Erosion (www. www.cnrs.fr ; L. Seguy)

Fig. 8 - Quelques faciès de l'érosion des sols.



Erosion par rigoles
(www.orleans.inra.fr)



Erosion par rigoles
(www.es.lanccs.ac.uk)

L'eau qui ruisselle exerce sur le sol une force de cisaillement qui arrache les particules puis les transporte. Les conditions d'arrachement, de transport et finalement de dépôt dépendent de la vitesse du courant et de la taille des particules. Il existe ainsi pour un sol donné une vitesse critique d'arrachement et une vitesse limite au-dessous de laquelle les particules sédimentent (existence de flaques à l'origine d'une croûte sédimentaire à l'échelle locale : sédimentation en amont des haies, concavité de versant). Alors que des lois simples existent pour les rivières et l'érosion du chenal, la complexité des écoulements sur les versants (connectivité, géométrie) (Darboux, 1999) rend leur prédiction plus difficile.

Dans un premier temps, l'eau s'écoule en nappe et entraîne les particules fines détachées des agrégats par effet splash alors que les particules grossières restent sur place : il s'agit d'une érosion diffuse qui passe souvent inaperçue (Robert, 1996). C'est progressivement que de simples griffures, puis des rigoles décimétriques pouvant évoluer en ravines métriques apparaissent par suite de la concentration du ruissellement dans des zones de motifs agricoles (sillons, rangs, ...) ou dans les talwegs (Duchaufour, 2001) (Fig. 8).

1.2.2. Erosion du chenal

- *Erosion des berges*

La berge est le talus incliné qui sépare le lit mineur et le lit majeur (Degoutte, 2005) (Fig. 9). L'érosion des berges est l'enlèvement de matériaux constitutifs de la berge sous l'action physique de l'eau et des particules déjà en suspension.

Une synthèse de l'érosion du chenal et des grands processus est présentée ci-après, issue des cours en ligne de Degoutte (2005).

L'enlèvement de matériel des berges est possible lorsque la vitesse du courant et sa turbulence développent un pouvoir érosif capable de vaincre le poids des particules et leur cohésion. Il faut plus d'énergie pour démarrer un processus d'érosion que pour l'entretenir. La vitesse de l'eau dépend de la pente longitudinale du cours d'eau, de la rugosité du fond, de la hauteur d'eau, de la tortuosité du chenal et de la couverture végétale sur les rives. Le phénomène d'érosion est plus brutal lorsque la direction du courant fait un angle avec la berge. C'est donc un phénomène affectant principalement les berges concaves (Fig. 10a), mais se produisant

aussi dès qu'un obstacle perturbe les filets liquides. Ainsi, une embâcle peut provoquer l'érosion de la berge opposée d'une petite rivière, par courant réfléchi (Fig. 10b). A l'aval d'un seuil, les tourbillons tendent à éroder les deux berges en aval, par courant de retour (Fig. 10c).

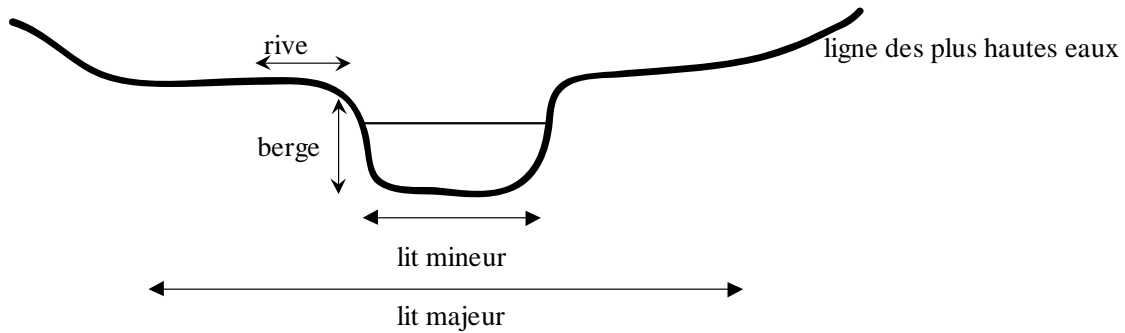


Fig. 9 - Représentation schématique d'un cours d'eau et de ses abords.

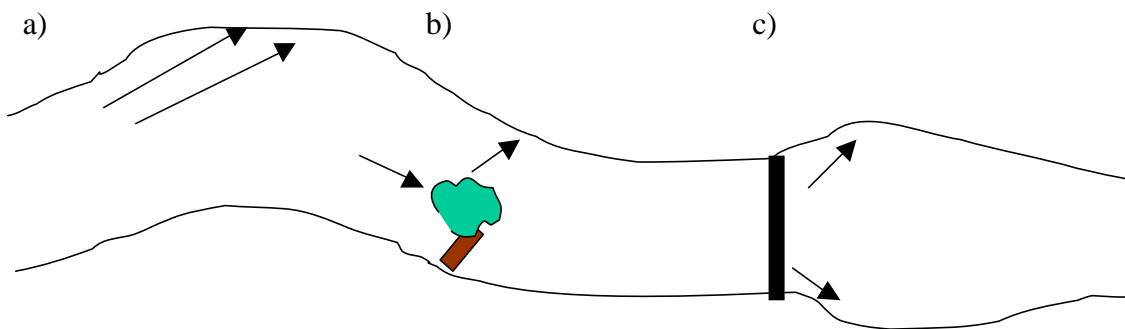


Fig. 10 - Contextes favorables à une érosion de berges : courant direct (a), courant réfléchi (b), courant de retour (c) . (Degoutte, 2005).

Différentes modifications des berges peuvent être observées suite à une érosion :

- L'éboulement des berges - Lorsque les berges sont très cohésives, l'érosion du pied de la berge par le courant peut conduire à la création de zones en surplomb. A terme et sous l'action de leur propre poids, ces surplombs s'effondrent brutalement. L'effondrement se produit plutôt pendant une crue.
- Le glissement de berges - L'équilibre de la berge dépend de sa géométrie, des caractéristiques mécaniques des matériaux et de la présence d'eau dans le sol. Lorsqu'on augmente la pente d'un talus, il arrive un moment où il glisse en masse. Pendant les hautes

eaux, l'eau de la rivière joue un double rôle dans le glissement des berges : elle exerce une pression qui, en s'opposant aux pressions interstitielles dues à la saturation des sols, assure une certaine stabilité. Le glissement de berge se produit plutôt en décrue. Si celle-ci est plus rapide que l'assèchement des berges, les pressions interstitielles persistent alors que la pression opposée a diminué : un glissement de berge se produit (Fig. 11). Des matériaux se retrouvent alors dans le cours d'eau .

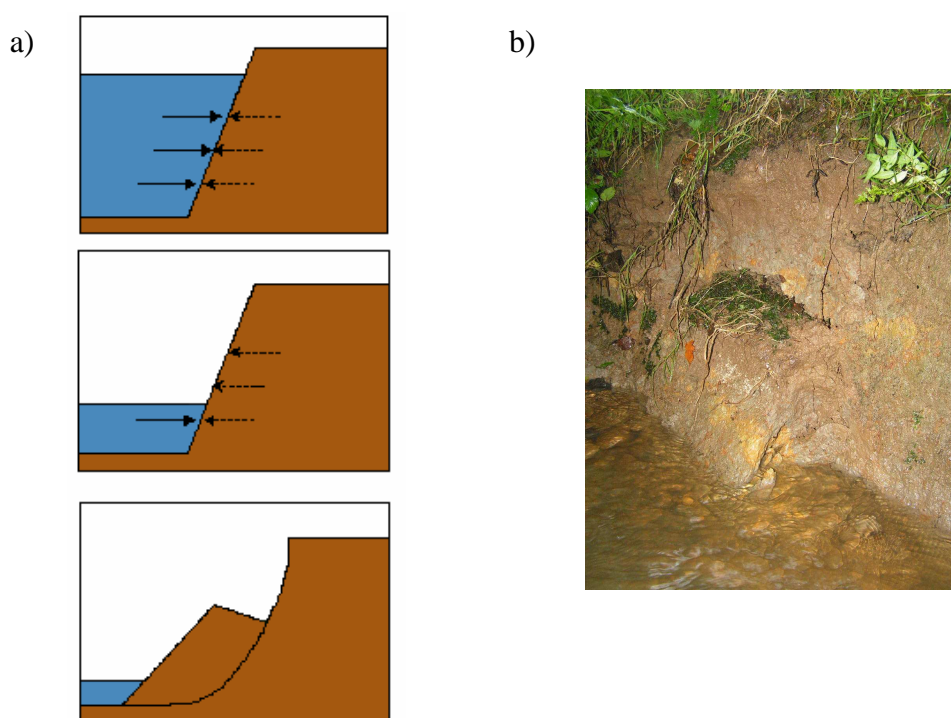


Fig. 11 - Pressions et glissement de berges a) principe ; b) illustration sur le cours d'eau du Moulinet (Manche).

- *Erosion du fond du chenal*

L'érosion du fond du chenal se produit lorsque le lit du cours d'eau n'est plus à l'équilibre avec les conditions de l'écoulement. Le déséquilibre peut être d'origine naturelle (arrivée massive d'eau lors de "crues éclairs", variations de la pluviométrie, rétrécissement de la section mouillée à cause d'embâcles...) ou anthropique (recalibrage, excavation).

1.2.3. Effet amplificateur des actions anthropiques

L'érosion des sols et l'érosion des chenaux sont des processus naturels, mais qui peuvent être amplifiés par des actions anthropiques.

La modification de l'usage des sols (pratiques culturales, remembrement) et l'intensification de l'agriculture sont à l'origine d'une augmentation des flux de sédiments. Abernethy (1990) a étudié ces impacts sur de petits bassins versants asiatiques et a établi que les flux de MES avaient augmenté de près de 6% pour les 50 dernières années.

Zaines *et al.* (2005) ont montré que dans l'Iowa, des parcelles ripariennes lorsqu'elles sont utilisées pour des pâtures permanentes et que les berges du cours d'eau ne sont pas protégées, exportent plus de particules que des parcelles cultivées, exportant elles-mêmes plus que des prairies non pâturées ou des bois. Selon les aires géographiques, les taux d'érosion des sols sous cultures sont entre 16 et 900 fois plus élevés que ceux de sols sous conditions naturelles (Walling, 1999).

L'augmentation des surfaces imperméables (routes, toits, parkings) a entraîné une diminution des surfaces d'infiltration de l'eau dans le sol et une augmentation du ruissellement, entraînant une montée des eaux dans les cours d'eau plus rapide et moins étendue ("crues éclair"), et de plus grande amplitude (Hollis, 1975). La suppression des courbes des cours d'eau pour produire des tronçons rectilignes ("recalibrage") a pour conséquence une augmentation des vitesses (Wasson *et al.*, 1995). Ces deux actions contribuent à une érosion accrue des berges.

La construction de barrages influe également sur les flux de sédiments en stockant les particules à l'amont de ceux-ci. Quelques exemples probants sont les constructions : du barrage d'Assouan sur le Nil qui a fait chuter les flux de $100 \cdot 10^6 \text{ t an}^{-1}$ à près de zéro, et de barrages sur le Mississippi dans les années 50, qui ont entraîné une chute des flux de sédiments de près de 70% alors que l'érosion des sols par ruissellement restait constante (Walling et Fang, 2003).

1.3. Processus de transport des MES

1.3.1. Formalisme des forces

Un grain posé sur le fond d'un cours d'eau est soumis à différentes forces :

- le poids,

- la force d'Archimède,
- la force d'entraînement due à l'écoulement,
- la portance ou sustentation de la forme,
- la force de frottement (Fig. 12).

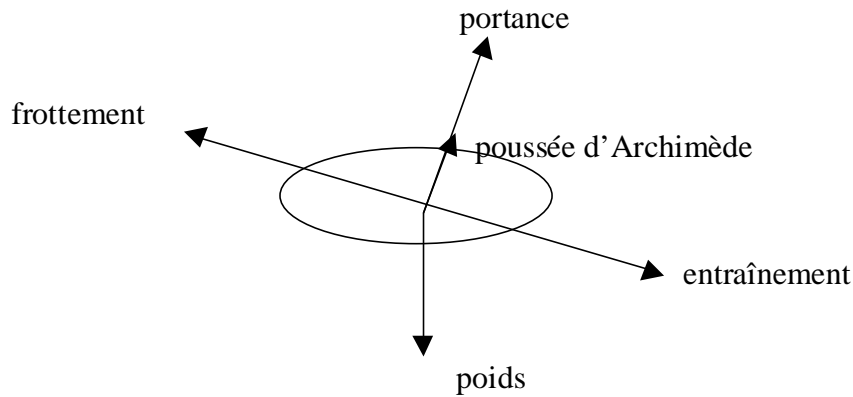


Fig. 12 - Equilibre d'un grain posé sur le fond d'un chenal.

Le paramètre essentiel dans la mise en mouvement d'une particule est la force tractrice τ .

A l'équilibre, cette force tractrice s'exprime selon la formule suivante :

$$\tau_0 = \gamma_w \cdot R \cdot i$$

où : γ_w est le poids volumique de l'eau (N m^{-3}) ;

R est le rayon hydraulique, rapport de la surface mouillée sur le périmètre mouillé (m) ;

i est la pente de l'écoulement.

1.3.2. Mouvements et dépôts des particules

Yalin (1977) indique qu'il existe, pour une particule de diamètre d donné, une force de traction critique au-delà de laquelle la particule se met en mouvement. Cette force doit être suffisante pour compenser le poids et la force de frottement exercée par les autres sédiments en contact avec la particule. Le diagramme de Yalin-Shields (Fig. 13) donne la valeur du paramètre de Shields τ^* (quantifiant la force de traction critique) en fonction de la valeur de d^* et permet de distinguer les phases de mouvement des phases de repos. τ^* et d^* sont deux grandeurs adimensionnelles définies comme suit :

$$d^* = d \left(\frac{\rho_s - \rho_e}{\rho_e} \frac{g}{\nu^2} \right)^{\frac{1}{3}} \quad \tau^* = \frac{\rho_e}{\rho_s - \rho_e} \frac{R}{d} i$$

Où : ρ_s est la masse volumique de la particule (en kg m^{-3})

P_e est la masse volumique de l'eau (en kg m^{-3})

g est l'accélération de la pesanteur (m s^{-2})

ν est la viscosité de l'eau ($10^{-6} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$)

R est le rayon hydraulique (m)

i est la pente de l'écoulement

d est le diamètre des particules (m)

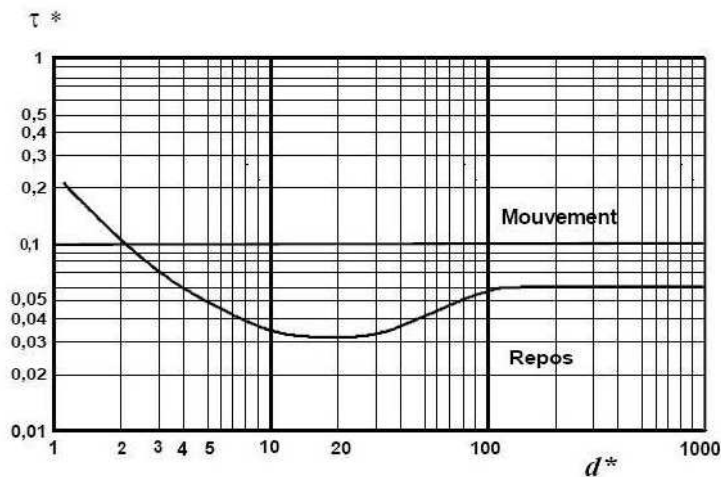


Fig. 13 - Diagramme de Shields –Yalin (1977). d^* : diamètre des particules ; τ^* : paramètre de Shields.

Les particules alternent entre phases de transport et phases de dépôt selon leur granulométrie, la vitesse de l'eau environnante (Fig. 14) (Hjulstrom, 1935), la contrainte cisailante, la turbulence, le courant, la densité et la cohésion du lit (Goodwin *et al.*, 2003).

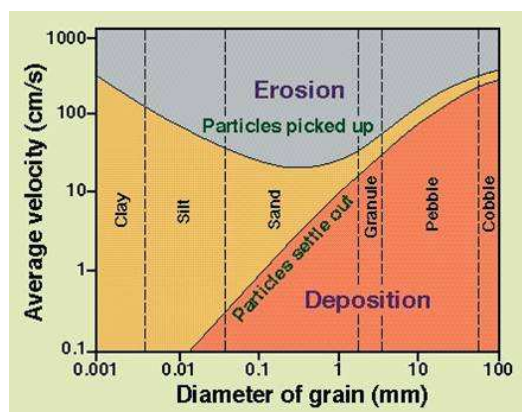


Fig. 14 - Diagramme de Hjulstrom (1935) : les relations entre vitesse de l'eau et granulométrie de la taille des particules pour déterminer des contextes d'érosion et de sédimentation.

Une fois que la particule est mise en mouvement, elle peut adopter plusieurs modes de déplacement : le charriage, la saltation et la suspension (Fig. 15).

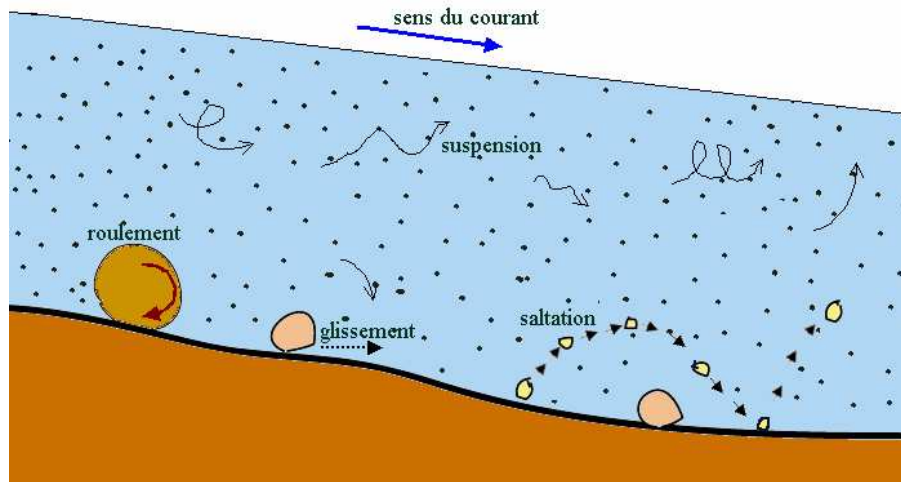


Fig. 15 - Représentation schématique des modes de transport des particules.

Le mode de transport dépend de la vitesse de l'eau et de la taille de la particule.

- Le charriage concerne les matériaux les plus grossiers, qui se déplacent en roulant ou en glissant sur le fond. Ce mode de transport est favorisé par les débits élevés (crues, fontes de neiges) et/ou des gradients topographiques élevés (torrents).
- La saltation concerne des matériaux suffisamment légers pour être soulevés du fond mais trop lourds pour être maintenus en suspension.
- La suspension concerne les matériaux les plus fins (généralement argiles, limons, microorganismes) qui peuvent être maintenus en suspension grâce à la turbulence de l'eau sans aucun contact avec le fond.

Une particule en suspension peut se déposer et alors être reprise par la suite soit en suspension soit être mobilisée par un autre mode de transport, selon le contexte énergétique.

Les concentrations en particules ne sont pas uniformes au sein de la colonne d'eau (Gromaire-Mertz, 1998). Depuis le fond du chenal, Passega (1963), Bravard et Petit (2000), Knighton (1998) décrivent une suspension graduée qui correspond à un gradient de concentration et de granulométrie décroissant au fur et à mesure que l'on s'éloigne du fond. Passega (1963) indique que cette suspension graduée atteint jusqu'à 20 mètres de hauteur sur le Mississippi.

Au-dessus de cette couche, se développe la suspension uniforme dans laquelle les concentrations en matières en suspension se répartissent uniformément sur la colonne. Le matériel transporté en suspension est essentiellement composé de limons et argiles (Bravard et Petit, 2000 ; Knighton, 1998). En période de faible débit, une suspension uniforme peut se développer sur l'ensemble de la colonne d'eau.

2. La dynamique des matières en suspension

2.1. La relation empirique entre concentration en MES et débit

Les MES sont issues de processus d'érosion et de processus de transport qui peuvent varier selon les conditions hydrologiques et les débits. Ces variations se répercutent sur les MES, qui vont alors présenter des dynamiques différentes. La première conséquence est l'augmentation des concentrations en MES avec les débits.

Une relation empirique ('rating curve') entre les concentrations en MES et les débits a été établie par Van Rijn (1984) et utilisée par de nombreux auteurs (Fenn *et al.*, 1985 ; Crawford, 1991 ; Asselman, 1999 ; Syvitski *et al.*, 2000 ; Horowitz, 2003, ...). Il s'agit d'une fonction puissance :

$$C=aQ^b \quad (E1)$$

Où C est la concentration en MES en mg l^{-1} ,

Q est le débit d'eau en l s^{-1} ,

a et b sont des paramètres de la régression.

Cette relation peut également s'exprimer sous forme de flux

$$Q_s=aQ_w^{b+1}$$

Où Q_s est le flux de sédiments en kg

Q_w est le flux d'eau en l

a et b sont des paramètres de la régression.

La précision de cette relation est souvent faible, car les mesures sont très dispersées. L'imprécision est telle que des flux peuvent être mésestimés de 50% (Ferguson, 1986). Des études ont été menées soit pour diminuer la dispersion des données, soit pour caractériser les termes de la relation empirique, soit pour déterminer les causes de la dispersion des données.

2.1.1. La diminution de la dispersion des données dans la relation empirique

Pour diminuer la dispersion, les auteurs proposent de modifier le pas de temps d'intégration des mesures. Ainsi, Morehead *et al.* (2003) intègrent directement la variabilité des concentrations dans une expression adimensionnelle de la relation empirique en considérant des moyennes à long terme :

$$\left(\frac{Q_s}{Q_{sl}} \right) = \psi \left(\frac{Q}{Q_l} \right)^c$$

Où Q_s : Débit de sédiment journalier (kg/s)

Q : Débit d'eau journalier (m³/s)

Q_{sl} : Moyenne sur du long terme de Q_s

Q_l : Moyenne sur du long terme de Q

ψ et C : paramètres de la corrélation

Haritashaya *et al.* (2005) ont réduit la variance des données en utilisant des moyennes mensuelles au lieu de données journalières. Thompson *et al.* (1987) ont montré que des relations différentes pouvaient être établies mensuellement (rivière Fraser, Canada).

2.1.2. La caractérisation des termes de la relation empirique

D'autres auteurs ont cherché à comprendre la signification des termes de la relation empirique, mais leurs interprétations diffèrent selon les facteurs explicatifs utilisés. Syvitski *et al.* (2000) ont essayé de caractériser les paramètres a et b à partir de facteurs géographiques, à l'aide de données issues de plusieurs bassins versants. Kazama *et al.* (2005) parviennent à proposer une équation issue de l'équation d'Itakura-Kishi (1980), où les flux de sédiments peuvent être estimés à partir de trois facteurs : la taille des particules, la rugosité du lit et le gradient de pente du cours d'eau. La comparaison de leurs résultats avec des résultats issus de la relation empirique (E1) sur le Mékong ne montre pas de différences importantes, les paramètres a et b pourraient être liés à ces trois facteurs. Mais il leur faut encore valider cette méthode en l'appliquant à d'autres rivières.

2.1.3. Les causes de la dispersion des données

La dispersion des données, y compris pour un même bassin versant, est telle que de nombreux auteurs se sont intéressés à la caractériser. Pour cela, les données ont été fragmentées en ensembles correspondant à différents pas de temps.

Walling et Webb (1982) ont montré qu'en été ou en hiver, la gamme de concentrations était identique alors que celle des débits était augmentée d'un facteur 10 (rivière Dart, UK). Richards (1984) a montré que la fonte des neiges dans la journée entraînait une diminution des concentrations par dilution pendant les temps d'ensoleillement et était responsable de variations diurnes des concentrations.

La plupart des études se sont intéressées aux crues. Ainsi, Williams, en 1989, propose une typologie des crues selon l'allure de la courbe traduisant les variations des concentrations en fonction de celles des débits pendant la crue (Fig. 16).

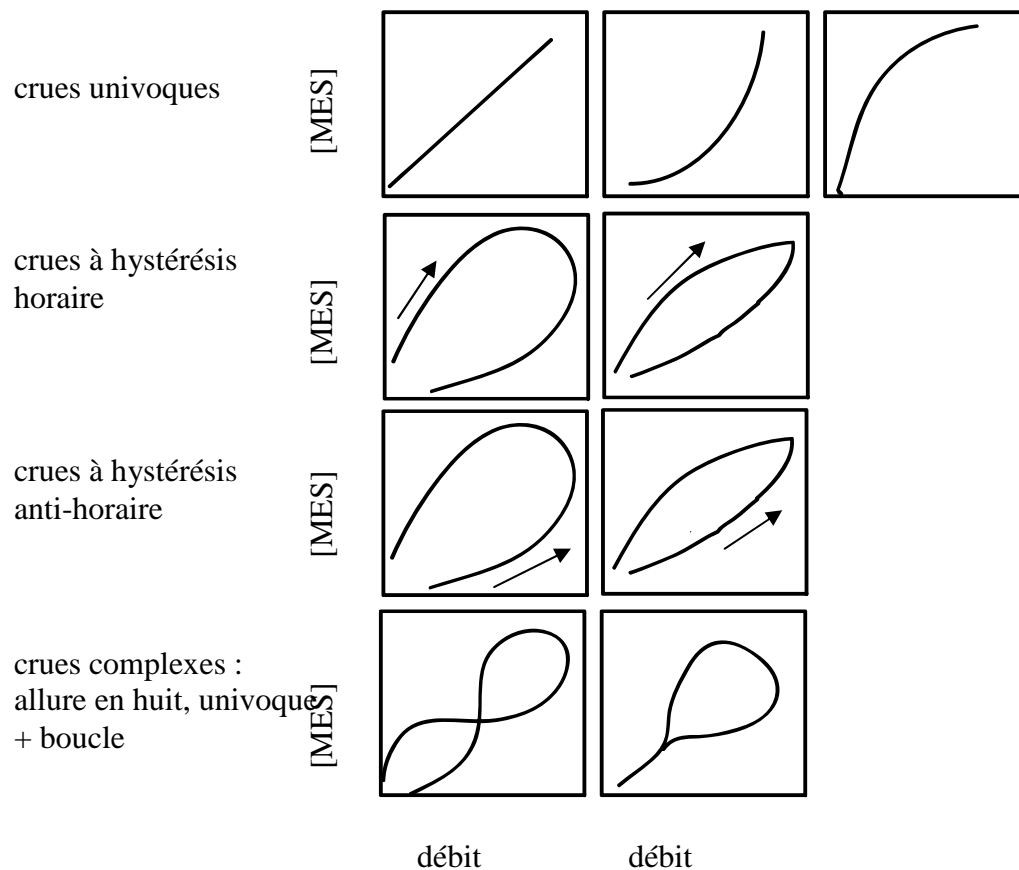


Fig. 16 - Typologie des relations concentrations en MES-débits durant les crues (Williams, 1989).

Serrat *et al.* (2001) ont montré que la relation empirique différait entre l'amont et l'aval sur un même cours d'eau (fleuve la Têt, France.).

Toutes ces études ont mis en évidence des dynamiques de MES différentes au cours de l'année, responsables d'une forte variabilité des concentrations en MES pour un même débit.

Cette variabilité dans la relation concentration en MES-débit peut être attribuée à des variations dans la disponibilité des particules (Bronsdon et Naden, 2000).

2.2. La dynamique des MES liée à la disponibilité en particules

La disponibilité en particules est définie comme la quantité de particules pouvant être mobilisées quelles que soient leurs sources sur le bassin versant : sédiments, érosion des sols, érosion du chenal. La disponibilité en particules (pour chaque source considérée) est susceptible de varier au cours de l'année et au cours des crues.

Plusieurs auteurs ont proposé de modifier l'équation de la relation empirique (E1) à l'aide de facteurs correctifs tenant compte de cette variation de la disponibilité en particules. Moog et Whiting (1998) ont choisi d'intégrer un facteur correctif relatif à l'existence d'une diminution du stock de sédiments quasi continue durant les périodes hivernales. Syvitski *et al.* (1998) ont proposé de séparer les flux de MES en d'autant de composantes que de sources de particules existantes.

A l'inverse, d'autres auteurs ont tenté d'interpréter les variations des relations concentration en MES-débit lors des crues (Fig. 16) pour identifier les sources des particules. La forme de la courbe est fonction de la vitesse de l'eau et de la distance de la source de sédiment par rapport au point d'enregistrement (généralement l'exutoire) (Klein, 84) (Fig. 17).

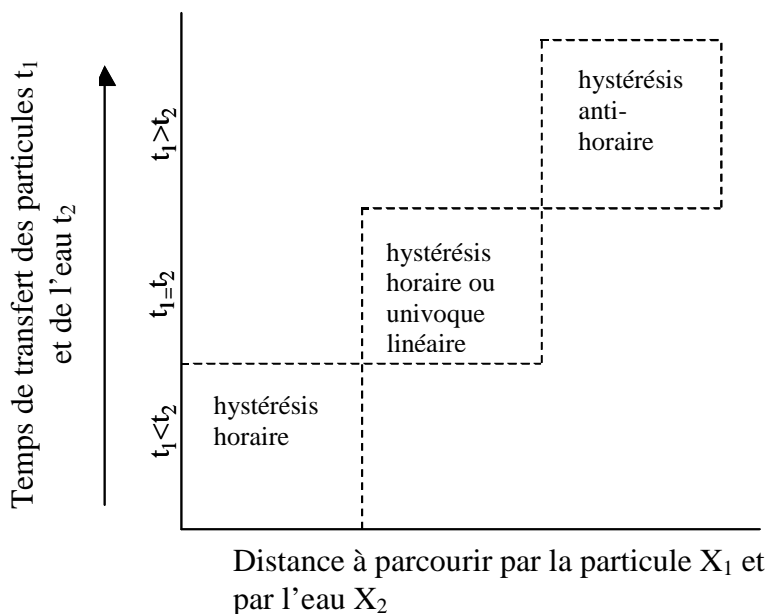


Fig. 17 - Allure de l'hystérésis en fonction du temps de transport et de la localisation de la source. X_1 distance entre le centre de la source de sédiment et l'exutoire. X_2 distance entre le centre de l'aire drainée et l'exutoire. t_1 est le temps de transfert entre le centre de la source de sédiment et l'exutoire. t_2 est le temps de transfert entre le centre de l'aire drainée et l'exutoire (Klein, 1984).

L'identification des sources de MES et les variations de leur contribution aux flux en suspension peuvent être appréhendés par des mesures plus directes. Collins et Walling (2002) proposent un résumé de l'une des méthodes directes les plus usitées. Celle-ci propose de distinguer les sources de MES soit selon leur localisation, soit selon la nature même de la source. Une signature chimique spécifique de chaque source est recherchée. L'utilisation d'un modèle de mélange permet alors d'obtenir la contribution de chaque source dans un échantillon de MES donné (Oldfield et Clark, 1990 ; Walling *et al.*, 1993 ; Collins *et al.*, 1997 ; Collins et Walling, 2002) (Fig. 18).

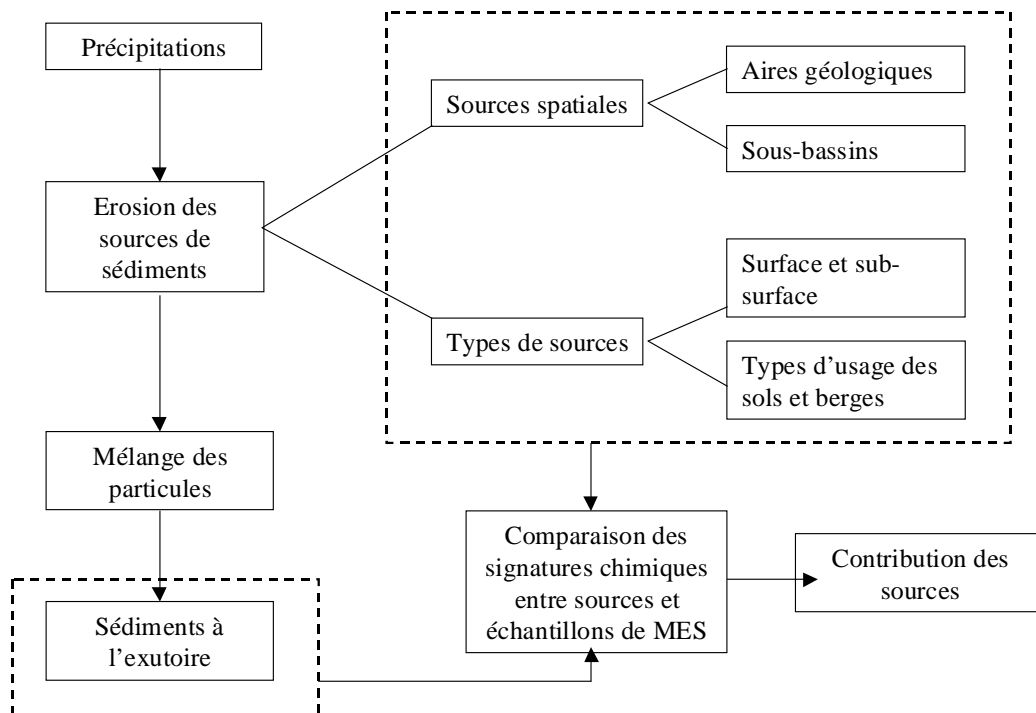


Fig. 18 - Modèle conceptuel de la « fingerprinting sediment source procedure » (Collins et Walling, 2002).

L'étude des relations concentration en MES - débit lors des crues et la comparaison des signatures chimiques entre les sources et les MES sont deux approches intégratives des processus mis en jeu à l'échelle du bassin versant, grâce à des mesures à l'exutoire. Elles peuvent être complétées par des méthodes d'investigation de l'érosion des sols, des zones effectives d'érosion sur les versants (Quine et Walling, 1991 ; Wicherek et Bernard, 1995 ; Polyakov *et al.*, 2004 ; Zhang *et al.*, 2006), des zones d'érosion le long du linéaire.

Partie I.

Conclusions de la partie I.

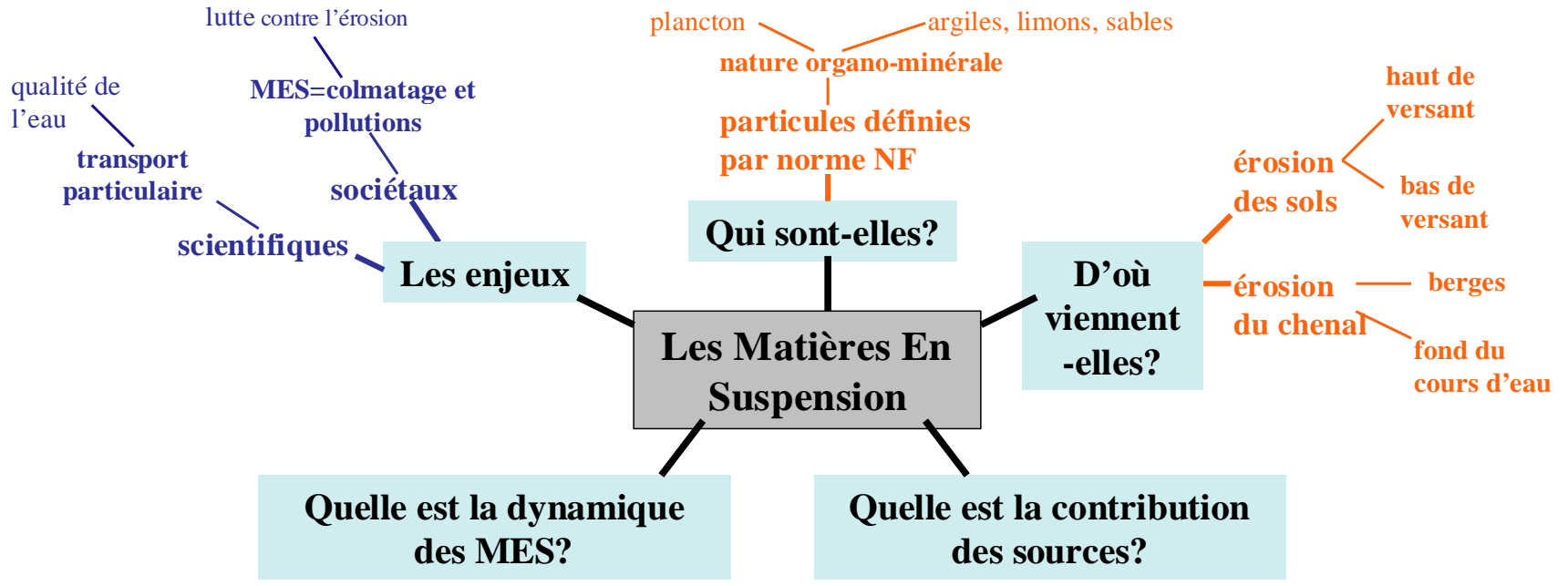
Dans ce chapitre, nous avons évoqué les processus d'érosion à l'origine des MES dans les cours d'eau : érosion des sols, érosion du chenal.

Puis nous avons montré que dans le cours d'eau, les particules solides étaient transportées en suspension ou sédimentaient, en fonction du contexte hydraulique.

Enfin, nous avons rappelé, à travers la variabilité des relations concentration en MES-débit, que la dynamique des MES à l'exutoire des bassins versants dépendait de la disponibilité des particules. La disponibilité des particules, c'est à dire la quantité de particules pouvant être mobilisées en suspension, résulte à la fois de l'érosivité des sols et du chenal, apportant de nouvelles particules au cours d'eau, et du stock de sédiments déjà déposées dans le cours d'eau.

Le premier objectif de notre travail est d'identifier, voire de quantifier, les différentes sources de MES : érosion des sols, érosion du chenal, remise en suspension des sédiments. Pour cela, nous mettrons en jeu différentes approches qui ont aussi été évoquées dans ce chapitre : interprétation des relations concentration en MES-débit à différentes échelles de temps, interprétation de la typologie des crues, identification directe des zones sources en utilisant le ^{137}Cs , comparaison des signatures géochimiques des sources.

Dans le même temps, nous répondrons au deuxième objectif de notre travail qui est de caractériser la dynamique des MES dans le contexte de petits bassins versants, contexte particulier on le verra, en ce qui concerne les sources de MES.



Carte heuristique évolutive.

Partie II.

Introduction de la partie II.

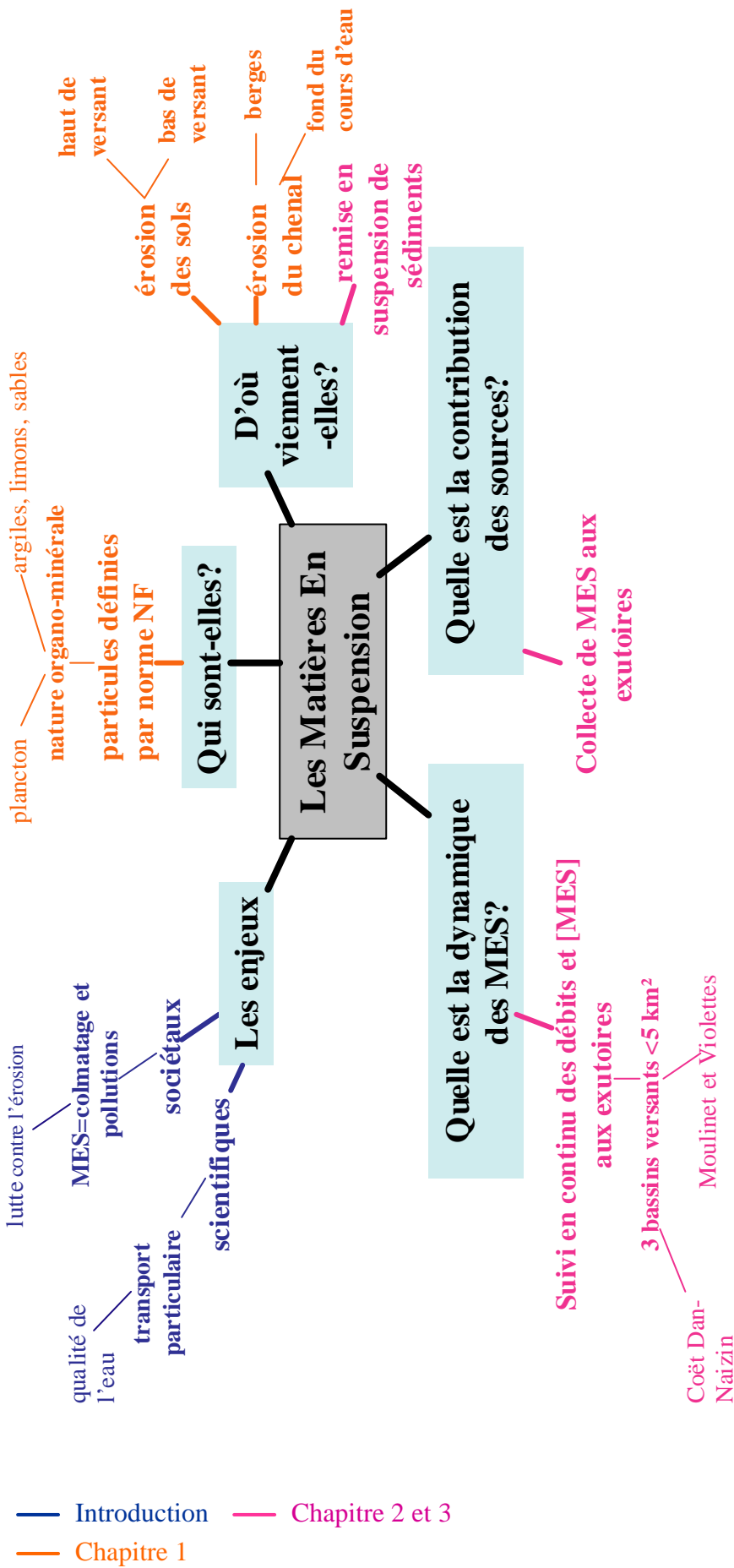
A l'aube de cette seconde partie de la thèse, nous savons ce que sont les matières en suspension et quelles sont leurs origines potentielles. Cette seconde partie concerne les stratégies, originales et complémentaires, retenues pour répondre aux objectifs de compréhension de la dynamique des MES et d'identification des sources de particules.

La première originalité de notre travail est d'avoir considéré trois bassins versants, tous de petite taille, semblables par leur géologie, leur climat, et leur occupation du sol ; et différents par leur gestion des bords des cours d'eau et présentant à priori des dynamiques différentes de MES.

La seconde originalité est d'avoir suivi en continu les concentrations en MES et les débits aux exutoires de chacun des bassins versants. Le choix d'un pas de temps fin (10 min) a permis de distinguer les crues des périodes hors crue. L'analyse des relations concentrations en MES-débits à différents pas de temps et selon leur chronologie permet d'identifier les processus (érosion, remise en suspension) mis en jeu dans la dynamique des MES.

La récolte de MES sur des pas de temps courts (3 j) permet peut-être de relier les flux de MES et les contributions des sources effectives, à un contexte hydrologique défini. Elle devrait permettre de valider les hypothèses émises à l'aide de l'étude des relations concentrations en MES-débits.

Carte heuristique évolutive.



- Introduction
- Chapitre 1
- Chapitre 2 et 3

Chapitre 2.

Les sites

1. Choix des bassins versants

Les ruisseaux du Moulinet et des Violettes sont inclus dans l'ORE sur les petits fleuves côtiers, porté par l'Unité Expérimentale d'Ecologie et d'Ecotoxicologie aquatique et l'UMR "Ecobiologie et Qualité des Hydrosystèmes Continentaux" de l'Inra et de l'Agrocampus de Rennes. Cet observatoire vise à étudier les évolutions des cours d'eau à salmonidés sous pression anthropique. Ces espèces montrent de fortes fluctuations d'abondance sur le Moulinet et les Violettes (Baglinière *et al.*, 2005). Dans sa thèse, Massa (2000) a émis l'hypothèse que l'accroissement des teneurs en matières en suspension serait un facteur explicatif de cette dynamique des peuplements piscicoles. Les MES influeraient sur la dynamique des peuplements piscicoles soit :

- directement, par le colmatage des frayères,
- indirectement en diminuant, dans les eaux interstitielles, les teneurs en oxygène et en nitrate et en augmentant la production de nitrites toxiques.

De 2002 à 2005, des études scientifiques pluridisciplinaires se sont organisées, autour de cette thématique, entre des équipes de l'INRA- Agrocampus de Rennes et du CEMAGREF- dans la cadre d'un programme AQUAE (Effets de la gestion des bassins versants sur les transferts particuliers et dissous et sur la qualité biologique des eaux de surface en zone d'élevage). Depuis 2005, elles s'intègrent dans un projet plus conséquent PAPIER (Paysages Agricoles, flux de Polluants, Impacts Ecologiques en Rivière) dans le cadre du programme ECOGER (ECOLOGIE pour la Gestion des Ecosystèmes et de leurs Ressources).

Le ruisseau du Coët Dan-Naizin, est inclus dans l'ORE AgrHys, géré par l'UMR "Sol, Agronomie, Spatialisation" de l'INRA-Agrocampus de Rennes. Cet observatoire créé dans le cadre du CAREN (Centre Armoricaïn de Recherches En Environnement), vise à analyser les temps de réponse de la qualité des eaux dans les agro-hydrosystèmes. A coté d'un suivi à long terme des variables chimiques concernées, une expérimentation de traçage par injection de traceurs d'une part et l'utilisation de traceurs anthropiques diffus sont entrepris. L'hydrologie (Carlier, 1998 ; Gineste *et al.*, 1998 ; Gascuel-Oudoux *et al.*, 1999) et la chimie des eaux de surface et des nappes (Beaujouan *et al.*, 2001 ; Molénat *et al.*, 2002 ; Beaujouan *et al.* 2002 ; Molénat *et al.*, 2005) sont bien décrites grâce à une acquisition des données depuis 1993. Le bassin constitue également l'un des sites de la Zone Atelier Bretagne

Continental du PEVS (Programme Environnement Vie Société) du CNRS. Il ne présente pas de visu de concentrations en MES élevées.

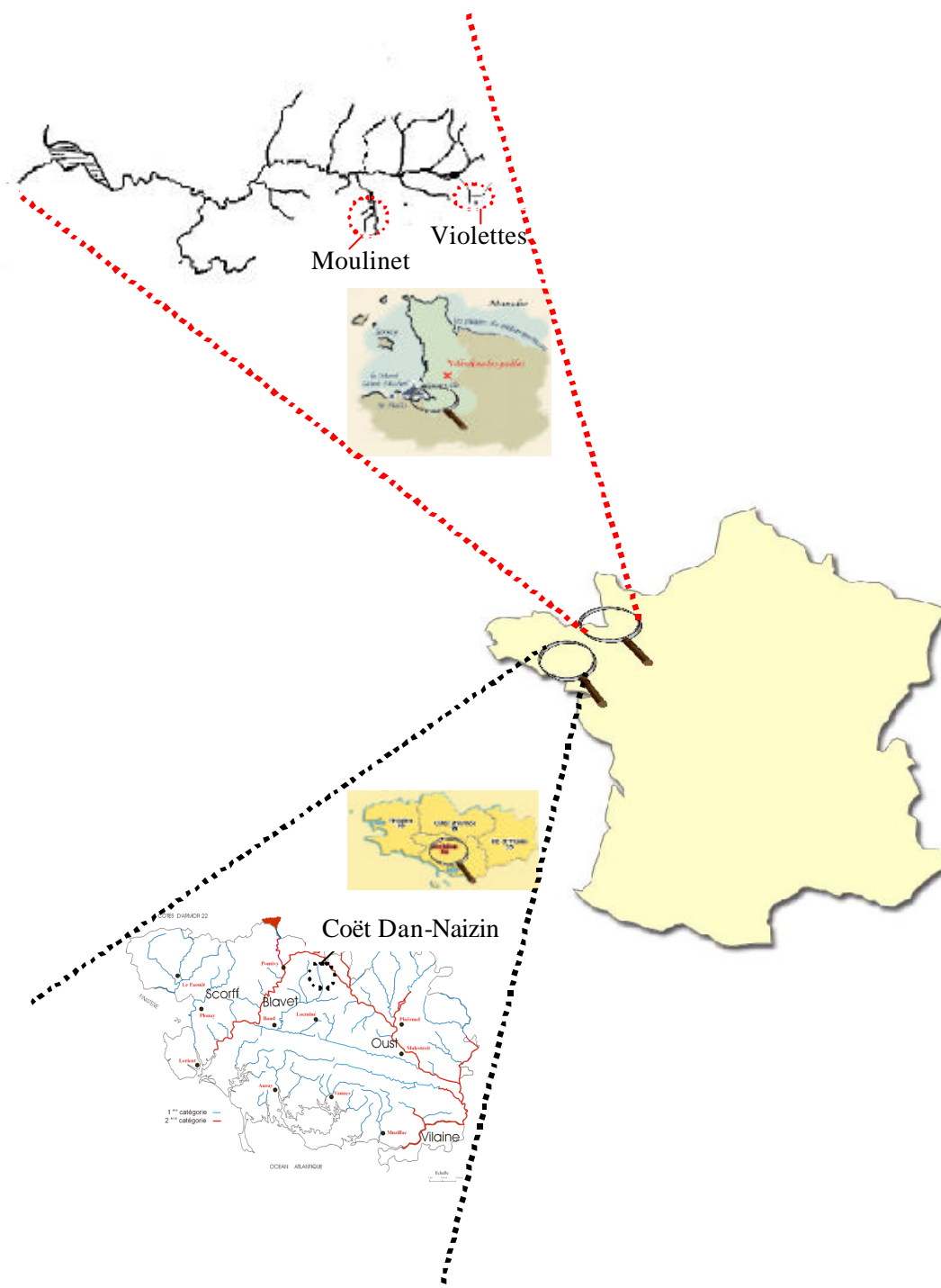


Fig. 1 - Localisation des bassins versants du Moulinet, des Violettes et du Coët Dan-Naizin.

2. Les bassins versants du Moulinet et des Violettes

2.1. Localisation

Les ruisseaux du Moulinet et des Violettes sont situés dans le département de la Manche à 20 km d'Avranches. Ces deux ruisseaux sont des affluents de l'Oir, lui-même affluent de la Sélune, qui se jette elle-même dans la baie du Mont St Michel (Fig. 1). Le Moulinet et les Violettes sont tous deux des ruisseaux d'ordre 2 (Strahler, 1952), c'est à dire que le cours d'eau à l'exutoire résulte de la confluence de deux bras dont l'un au moins est d'ordre 1. La superficie du bassin versant du Moulinet (4,53 km²) est près du double de celle des Violettes (2,24 km²).

2.2. Contexte climatique

Le climat est océanique. Les enregistrements de la station de St Hilaire du Harcouët, à une dizaine de kilomètres à l'est d'Isigny le Buat, permettent d'établir le diagramme ombrothermique à partir des valeurs moyennes mensuelles de 1991 à 2001 (Fig. 2). La pluviométrie moyenne annuelle pour cette même période est de 1028 mm. La température moyenne annuelle est de 12,5°C. Les précipitations sont minimales en août (68 mm) et maximales en décembre (120 mm).

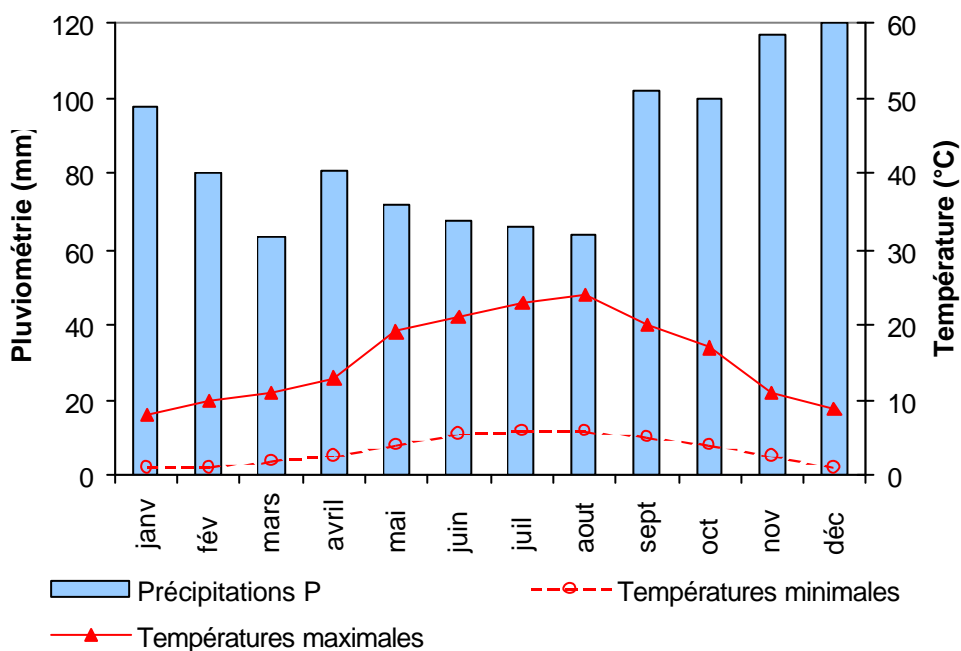


Fig. 2 - Diagramme ombrothermique de la station de St Hilaire du Harcouët (50), établi sur les valeurs moyennes mensuelles de 1991 à 2001.

2.3.Géologie

La géologie des bassins versants a été décrite par Langevin *et al.* (1984) (Fig. 3). Les bassins reposent sur des schistes briovériens dont la dégradation fournit une altérite de schiste. Des placages de limons éoliens supérieurs à 1m d'épaisseur recouvrent cette altérite. Une zone de colluvions / alluvions est également présente en bordure de ruisseau, son extension est limitée à quelques mètres (Chaplot, 1998). La présence récurrente de nappe superficielle, est liée à la présence d'un socle altéré, alimentant des zones humides en bordure de ruisseau et dans les bas fonds (Paulais, 2003).

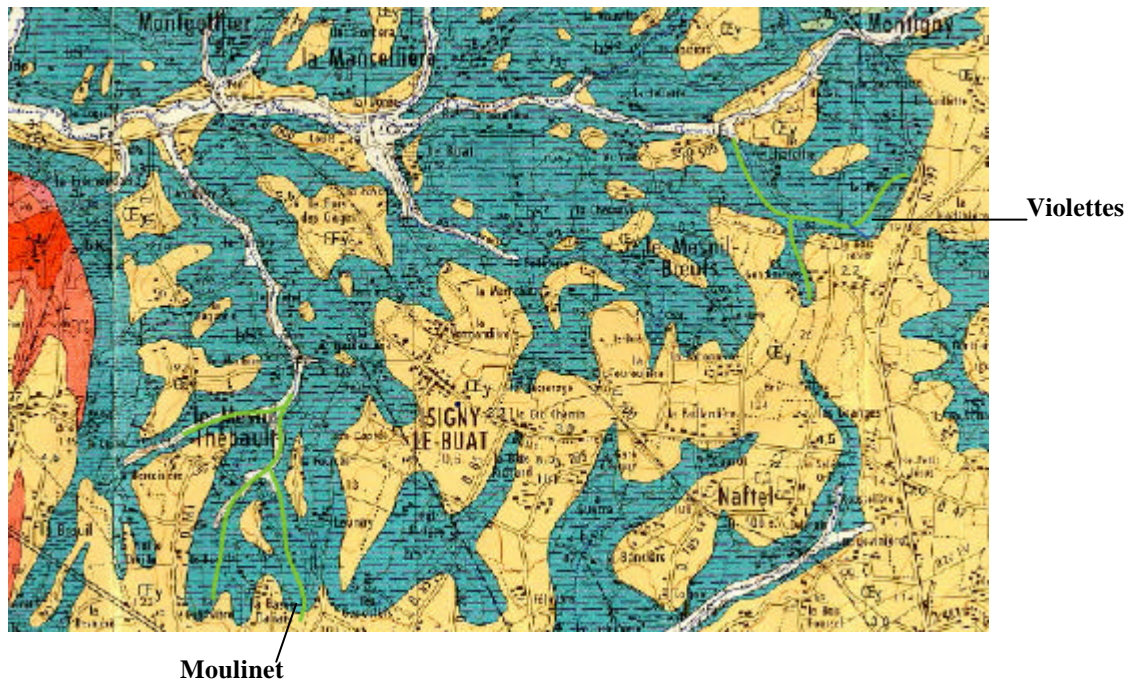


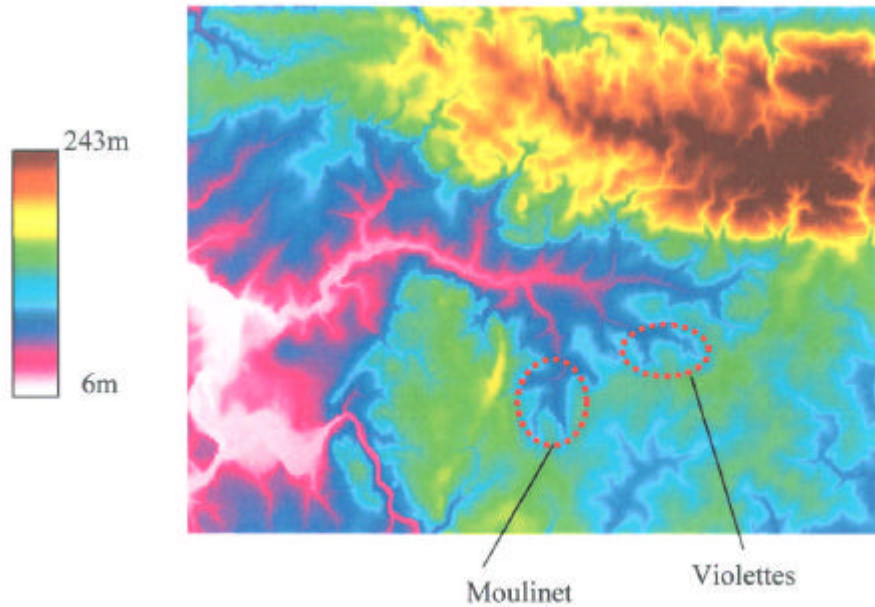
Fig. 3 - Géologie des bassins versants du Moulinet et des Violettes (Langevin *et al.*, 1984). Œy= loess weichséliens ; bS²=schiste tacheté ; Fz= alluvions fluviales holocènes ; A?= granodiorite à bitoite et cordiérite ,arènes ; ?= leucogranites, arènes.

2.4.Géomorphologie

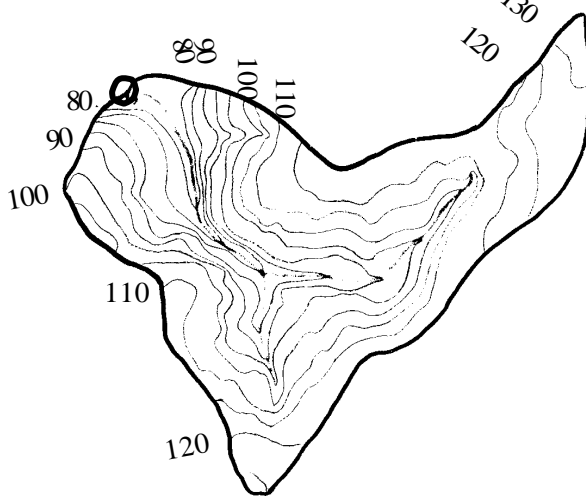
Les ruisseaux du Moulinet et des Violettes s'écoulent du sud au nord sur respectivement 4,9 et 3,3 km. Les cours d'eau découpent un plateau aux formes douces, d'une altitude moyenne de 100 m environ. Les pentes peuvent parfois atteindre 30% à l'approche des talwegs. Sur *le Moulinet*, l'altitude du point le plus bas est de 55 m, alors que l'altitude maximale est de 134

m. Sur *les Violettes*, les altitudes varient entre 78 et 133 m (Fig. 4). La largeur à l'exutoire est respectivement de 140 et 110 cm. La pente moyenne pour chaque cours d'eau est de 2,8%.

a)



b)



330 m

c)

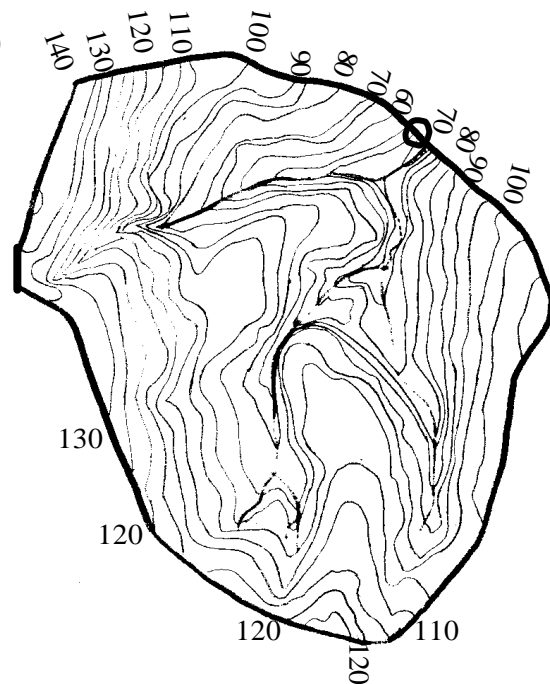


Fig. 4 - Topographie des bassins versants a) de la zone complète d'étude, MNT 50 m, CEMAGREF ADER-Bordeaux, b) des Violettes, c) du Moulinet.

2.5. Pédologie

Les sols (Fig. 5) sont limoneux à très limoneux. Les sols de surface comprennent en moyenne 120 g kg^{-1} d'argile, 520 g kg^{-1} de limon fin, 200 g kg^{-1} de limon grossier, 160 g kg^{-1} de sable

fin. L'indice de battance est de 1,62 et le taux de matière organique est proche de 3%. La capacité d'échange cationique est faible (9,3 meq/100 g), ainsi que le taux de saturation des cations échangeables (67,4%) : cela traduit une instabilité structurale des sols (Paulais, 2003). Les bas de versant et les talwegs accueillent généralement des colluvions à forte teneur en argile. Les sols des plateaux sont quant à eux bien drainés.

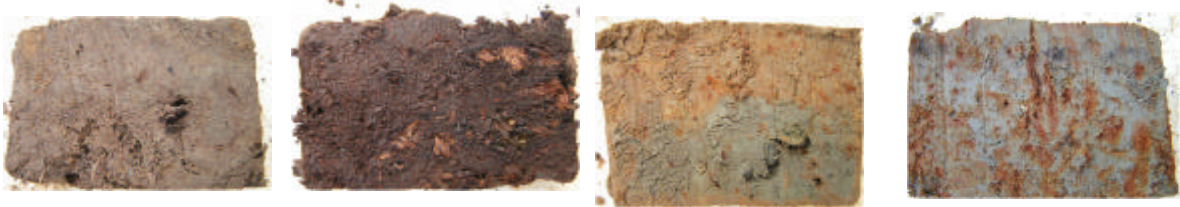


Fig. 5 - Quelques faciès des sols.

2.6. Occupation du sol

Près de 85% de la surface du bassin est utilisée par l'agriculture. L'activité agricole est basée sur l'élevage laitier intensif. En 1995, 50% de la SAU est en prairies (temporaires ou permanentes), le reste de la SAU est cultivé en maïs ou céréales d'hiver (Turgie, 1997) (Fig. 6). L'occupation du sol est fortement conditionnée par la topographie : 93% des parcelles ripariennes sont utilisées en prairies, surtout permanentes (70%) et pâturées.

En 1958, ces bassins présentaient une densité bocagère de 250 m ha⁻¹. Un grand nombre de haies ont été arasées entre 1958 et 1992. En 2000, la densité de haie est de 47 m ha⁻¹. (Fig. 7) Les haies sont principalement composées de châtaigniers et de chênes têtards, plantés sur talus.

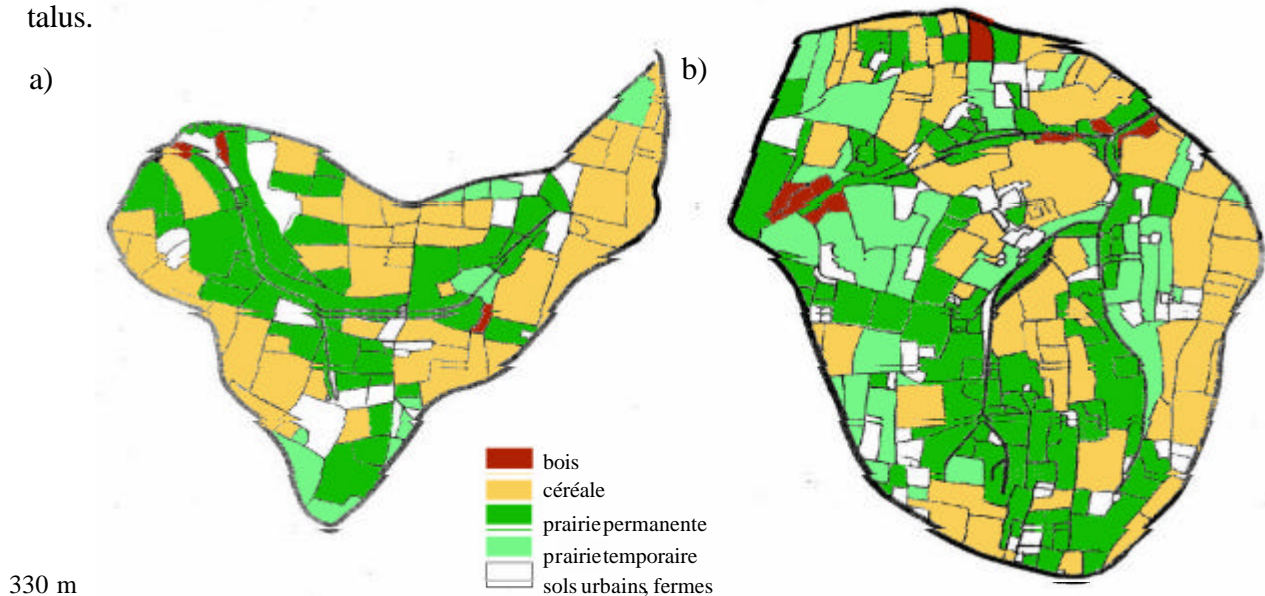


Fig. 6 - Usages des sols sur les bassins versants a) des Violettes, b) du Moulinet (Paulais, 2003).

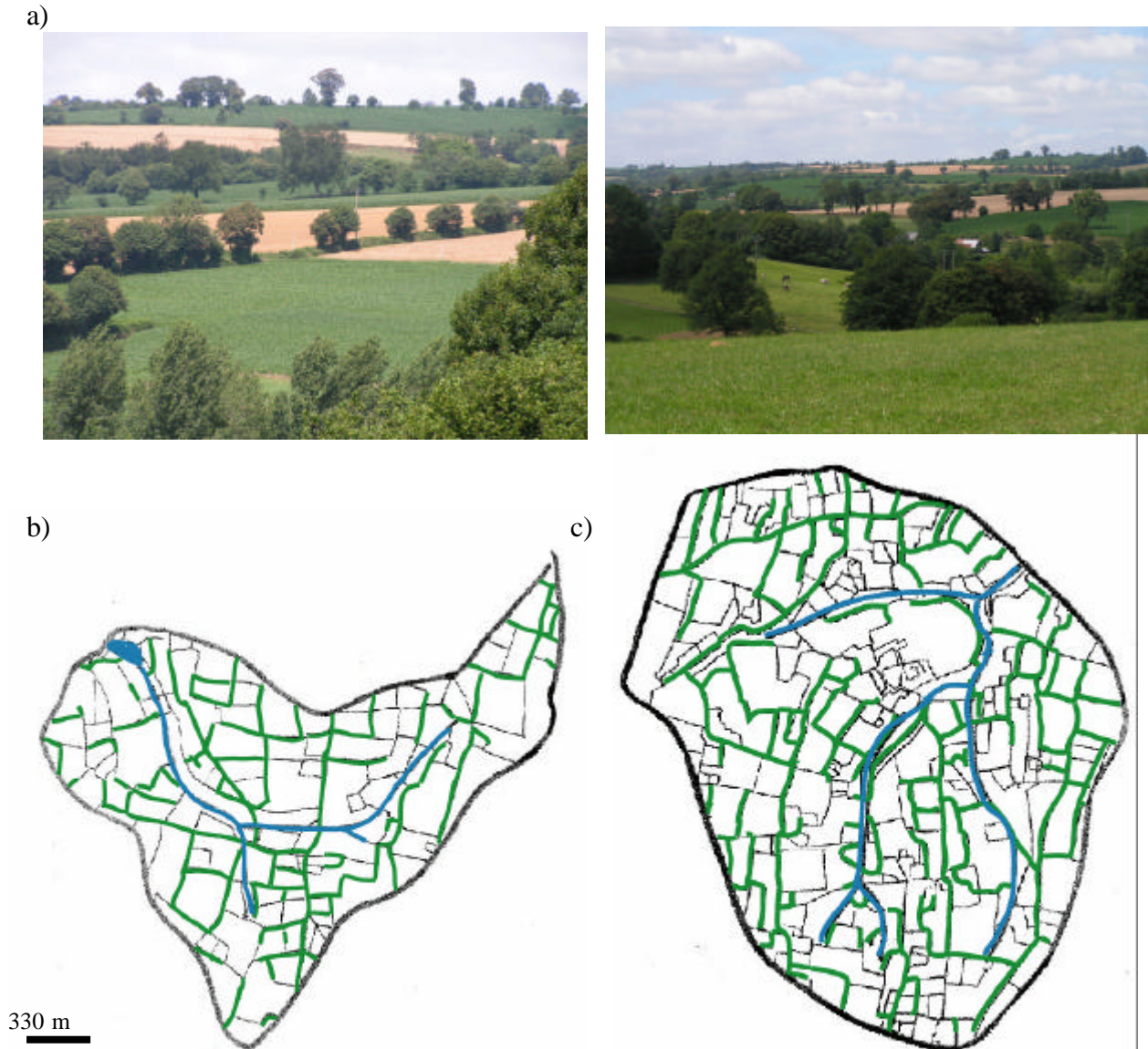


Fig. 7 - Les haies sur les bassins des versants des Violettes et du Moulinet : a) illustrations, b) réseau de haies en 2000 sur les Violettes, c) réseau de haies en 2000 sur le Moulinet. (Paulais, 2003 ; Viaud, 2004).

2.7. Les cours d'eau

Les berges sont tantôt bien préservées, avec des ripisylves développées, tantôt nues. Les berges avec ripisylves sont plus développées sur le Moulinet que sur les Violettes (Fig. 8). Le nombre d'abreuvoirs marqués est identique pour les deux cours d'eau. Les Violettes présentent proportionnellement plus de zones d'abreuvement linéaires, où les berges de parcelles entières sont piétinées et dégradées. Sur les Violettes, quelques zones recalibrées sont identifiées.

a)



b)

c)

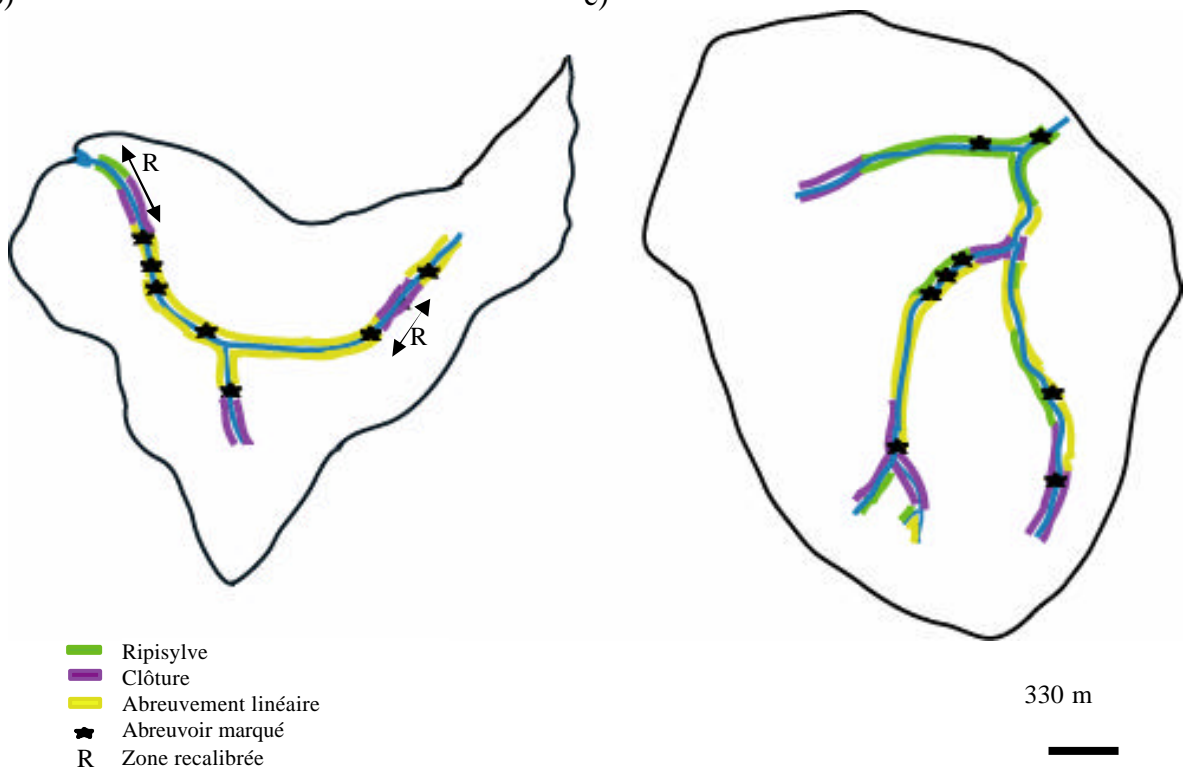


Fig. 8 - Caractéristiques des berges le long des linéaires des cours d'eau en 2006 : a) illustrations, ; cartographies sur b) les Violettes, c) le Moulinet.

3. Le bassin versant du Coët Dan-Naizin

3.1. Localisation

Le ruisseau du Coët Dan est situé dans le département du Morbihan à 20 km de Pontivy (Fig. 1). Il est un affluent de l'Evel, lui même affluent du Blavet. A l'échelle du sous-bassin de Kervidy, le ruisseau est d'ordre 2 (Strahler, 1952), et la superficie du bassin versant de 5 km².

3.2. Contexte climatique

Le climat est océanique. Les enregistrements de la station de Naizin, à une dizaine de kilomètres de Kervidy permettent d'établir le diagramme ombrothermique à partir des valeurs moyennes mensuelles de 1994 à 2005 (Fig. 9). La pluviométrie moyenne annuelle pour cette même période est de 890 mm. La température moyenne annuelle est de 11°C. Les précipitations sont minimales en juillet (35 mm) et maximales de octobre à janvier (100 mm).

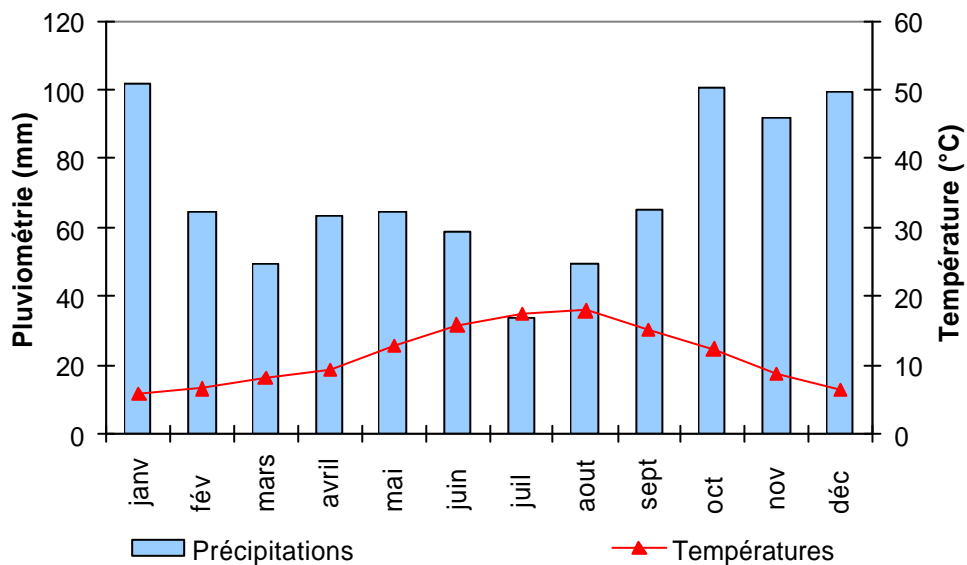


Fig. 9 - Diagramme ombrothermique de la station de Naizin (56), établi sur les valeurs moyennes mensuelles de 1994 à 2005.

3.3. Géologie

La géologie du bassin de Coët Dan-Naizin a été détaillée par Barrois *et al.* (1977). Le bassin repose sur des schistes briovériens dont la dégradation fournit une altérite assez homogène sur le bassin. On peut tout de même rencontrer quelques inclusions de quartzite ou des formations gréseuses (Fig. 10). L'altérite constitue une couche dont l'épaisseur varie entre une et plusieurs dizaines de mètres. Des limons éoliens sont venus s'ajouter au profil ; leur épaisseur n'excède pas 1,20 m.



Fig. 10 - Géologie du bassin versant du Coët Dan-Naizin. X^a= phyllades (schistes du Briovérien inférieur; X^b= grès (schistes du Briovérien supérieur ; a²= alluvions modernes (Barrois *et al.*, 1977).

3.4.Géomorphologie

Sur le Coët Dan-Naizin, dans le sous bassin de Kervidy, le ruisseau s'écoule du nord au sud sur 4,4 km. La topographie est relativement plane (Fig. 11). L'altitude du point le plus bas est de 80 m, alors que l'altitude maximale est de 136 m. La largeur à l'exutoire est de plus de 2 m. La pente moyenne du bras le plus long est de 0,01%.

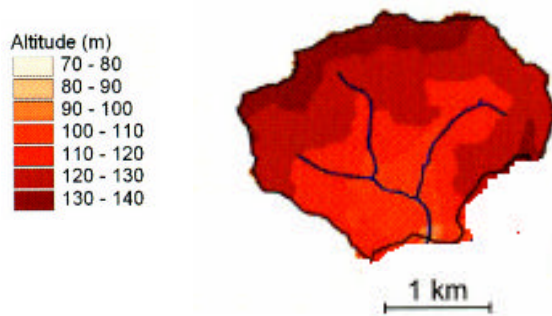


Fig. 11 - Altitudes du bassin versant du Coët Dan – Naizn, sous bassin de Kervidy (MNT, 20 m) (Viaud, 2004).

3.5.Pédologie

La reconnaissance des sols a été faite par Walter (1992), complétée par la thèse de Widiatmaka (1994). Les sols sont limoneux et leur composition en surface est de 150 g kg^{-1} d'argile, 700 g kg^{-1} de limons et 25 g kg^{-1} de sables. Les sols sont peu battants et le taux de matière organique est de 4%. La capacité d'échange cationique est moyenne ($10 \text{ meq}/100 \text{ g}$) et la stabilité structurale assez élevée ($\text{MWD} > 1 \text{ mm}$) (Le Bissonnais *et al.*, 2002). Sur les plateaux, les sols sont des Brunisols ou des Brunisols luviques, bien drainés ou peu hydromorphes (Walter et Curmi, 1998 ; Curmi *et al.*, 1998). Les sols de fond de vallée présentent tous une hydromorphie marquée dès la surface : pseudogley et gley.

3.6.Occupation du sol

En 1996, 90% de la surface du bassin est utilisée par l'agriculture. L'activité agricole est dominée par l'élevage laitier intensif et par l'élevage hors-sol de porcs et de volailles, avec une place importante du maïs dans les rations fourragères. La surface en prairies permanentes a globalement diminué depuis les années 70, pour évoluer en prairies temporaires et en cultures céréalières. Dans les zones de bas-fond, quelques prairies permanentes ont toutefois subsisté, ainsi que quelques friches et bosquets (Fig. 12) (Viaud, 2004).



Fig. 12 - Usages des sols du bassin du Coët Dan-Naizin, sous bassin de Kervidy en 1996 (Viaud, 2004).

En 1950, le bocage du Coët Dan-Naizin présentait une densité de 60 m ha^{-1} . Un grand nombre de haies ont été arasées entre 1975 et 1980, suite au remembrement. Les haies qui subsistent sont surtout localisées dans les bas de versants, à la limite des cultures et des prairies, et le long du réseau routier. En 2000, la densité de haies est de 27 m ha^{-1} (Viaud, 2004) (Fig. 13).

a)



b)



Fig. 13 - Les haies sur le bassin du Coët Dan-Naizin a) illustrations, b) réseau de haies en 2000 (Viaud, 2004).

3.7. Le cours d'eau

Les berges sont dans l'ensemble bien préservées, avec des ripisylves développées (Fig. 14). Sur quelques parcelles, proches de la source, elles sont toutefois réduites à la strate herbacée. Le bétail, dont l'élevage est pour la plupart conduit en hors sols, n'a pas d'accès direct au cours d'eau (Fig. 14).

a)



b)

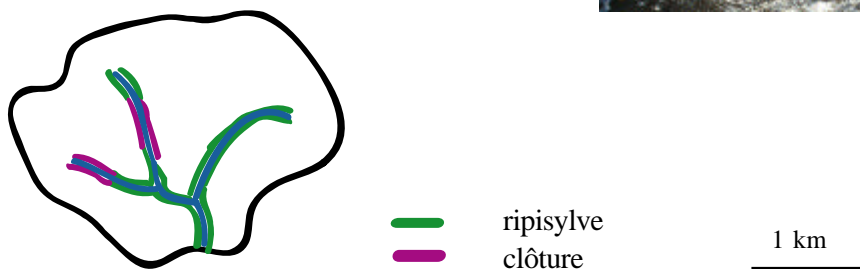


Fig. 14 - Caractéristiques des berges le long cours d'eau du Coët Dan-Naizin en 2005 : a) illustrations ; b) cartographie.

Chapitre 3.

Matériels et Méthodes

1. Introduction

Dans ce chapitre, nous nous limiterons aux mesures et prélèvements réalisés aux exutoires. Outre la collecte des MES, les méthodes utilisées pour l'identification des sources effectives de MES (césium, chimie, traçage des sources) ne sont pas présentées ici mais détaillées dans les chapitres concernés.

Les concentrations en matières en suspension et les débits sont suivis en continu aux exutoires des trois bassins versants. Ces données sont obtenues par des mesures indirectes, basées respectivement sur la turbidité, et les hauteur et vitesse de l'eau. L'utilisation de méthodes indirectes nécessitent d'établir des correspondances entre paramètres mesurés et paramètres estimés. Celles-ci sont indispensables et reposent sur des campagnes d'étalonnage (prélèvements d'eau et filtration pour les concentrations en MES, mesure au courantomètre pour les débits), tarage (mesures de débits à l'aide d'un courantomètre). Les suivis étant réalisés en continu, des dérives des appareils peuvent se produire, qui nécessitent un recalage des données. Des mesures de concentrations et débits sur les cours d'eau sont également faites pour étudier la représentativité des mesures aux exutoires. En parallèle, des collectes de MES sont réalisées aux exutoires, pour permettre des analyses visant à caractériser les particules (chimie, taille...).

Une première partie traite des suivis réalisés aux exutoires, avec le détail des méthodes utilisées pour établir les correspondances entre paramètre mesuré et paramètre estimé. Une seconde partie traite des transformations que subissent les données estimées (recalage, correction des dérives). Une troisième partie aborde la représentativité des mesures réalisées aux exutoires. Une quatrième partie présente le dispositif utilisé pour recueillir des MES à des fins d'analyses.

2. Mesures aux exutoires

2.1. Mesures des concentrations en MES

2.1.1. Mesures de la turbidité

• *Le turbidimètre : description de l'appareil*

Un turbidimètre est installé à l'exutoire de chacun des bassins et mesure la turbidité, propriété optique qui quantifie la diminution de l'intensité de la diffusion de la lumière entre un

faisceau incident et un photodétecteur (Fig. 1). Les turbidimètres ont été installés en janvier 2003 sur les Violettes, en mars 2003 sur le Moulinet et en janvier 2004 à Naizin.

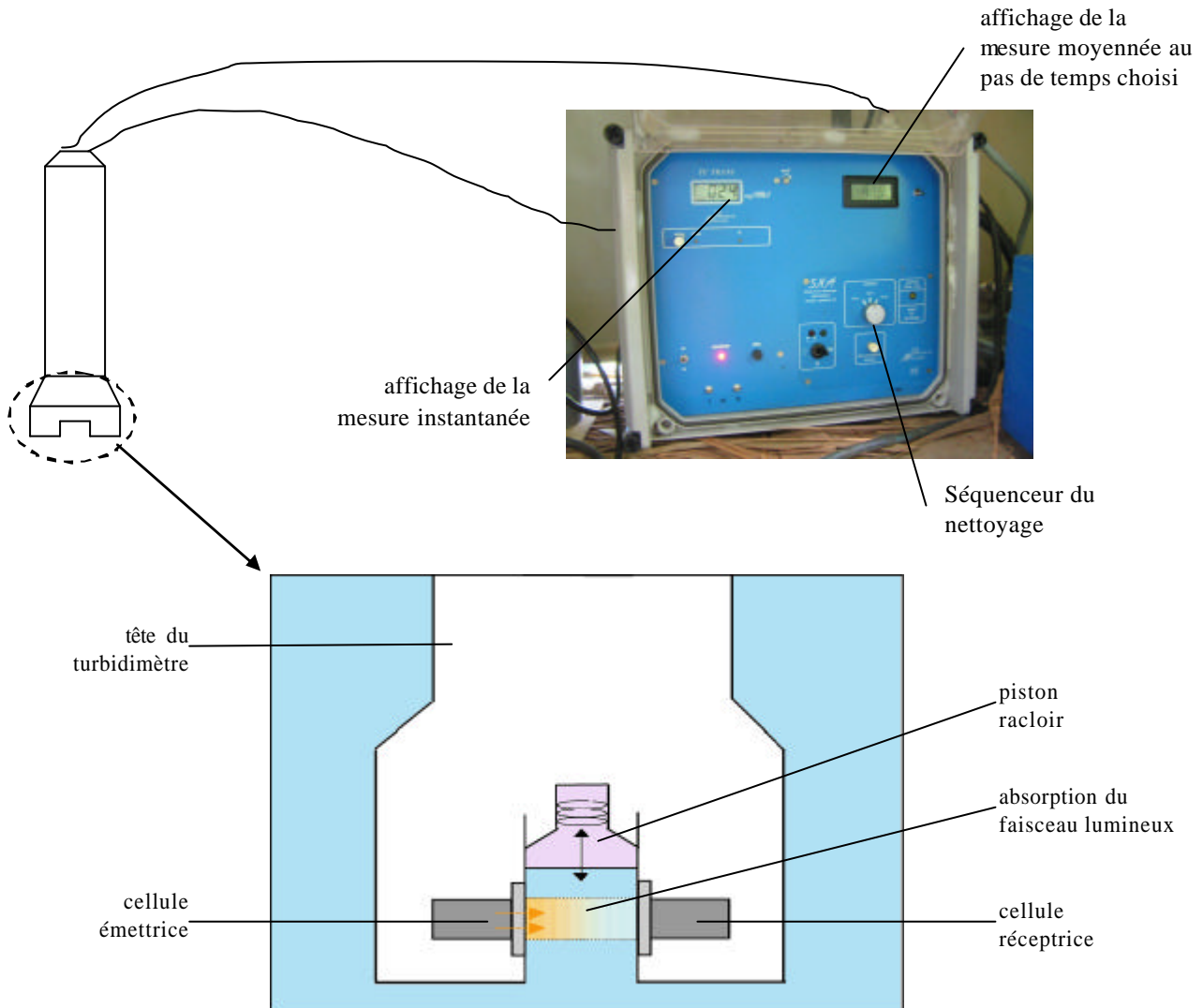


Fig. 1 - Description du turbidimètre.

Le turbidimètre est du type trans-TU de Ponselle. Il mesure les turbidités dans une gamme de 0 à 2000 FTU (Formazine Turbidity Unit). Les mesures s'effectuent toutes les 30 secondes, et les données sont moyennées toutes les 10 minutes pour permettre une sauvegarde plus longue. Le capteur est muni d'un piston racleur qui permet de limiter son encrassement par adsorption de particules fines ou développement de microalgues. La fréquence de nettoyage du racleur est de 15 minutes.

La sonde du turbidimètre est suspendue dans l'eau à l'aide d'un portique qui enjambe le cours d'eau (Fig. 2). On peut régler sa hauteur dans la colonne d'eau. Dans notre étude, la profondeur de fixation de la sonde dépend de la hauteur d'eau dans le cours d'eau. Etant donné la différence de hauteur d'eau entre l'été et l'hiver, nous avons changé les profondeurs de la sonde selon le tableau 1.



Fig. 2 - Fixation d'un turbidimètre à l'exutoire d'un bassin versant (exemple à l'exutoire des Violettes, Manche (50)).

Tab. 1 - Profondeur de fixation du turbidimètre par rapport au fond de l'eau (cm).

	été	hiver
Moulinet	5	8
Violettes	6	10
Naizin	0 < < 1	5

• *Sensibilité des turbidimètres*

□ Répétitivité de la mesure

Afin de voir si les capteurs de turbidité répondent bien aux variations de concentrations, plusieurs tests ont été réalisés avec des échantillons de MES de la fraction 40-50 μm . Dix mesures de turbidité réalisées sur un même échantillon donnent les mêmes valeurs et ce quelle que soit la concentration en MES de l'échantillon (Fig. 3). Les mesures indiquées par le turbidimètre sont donc fiables.

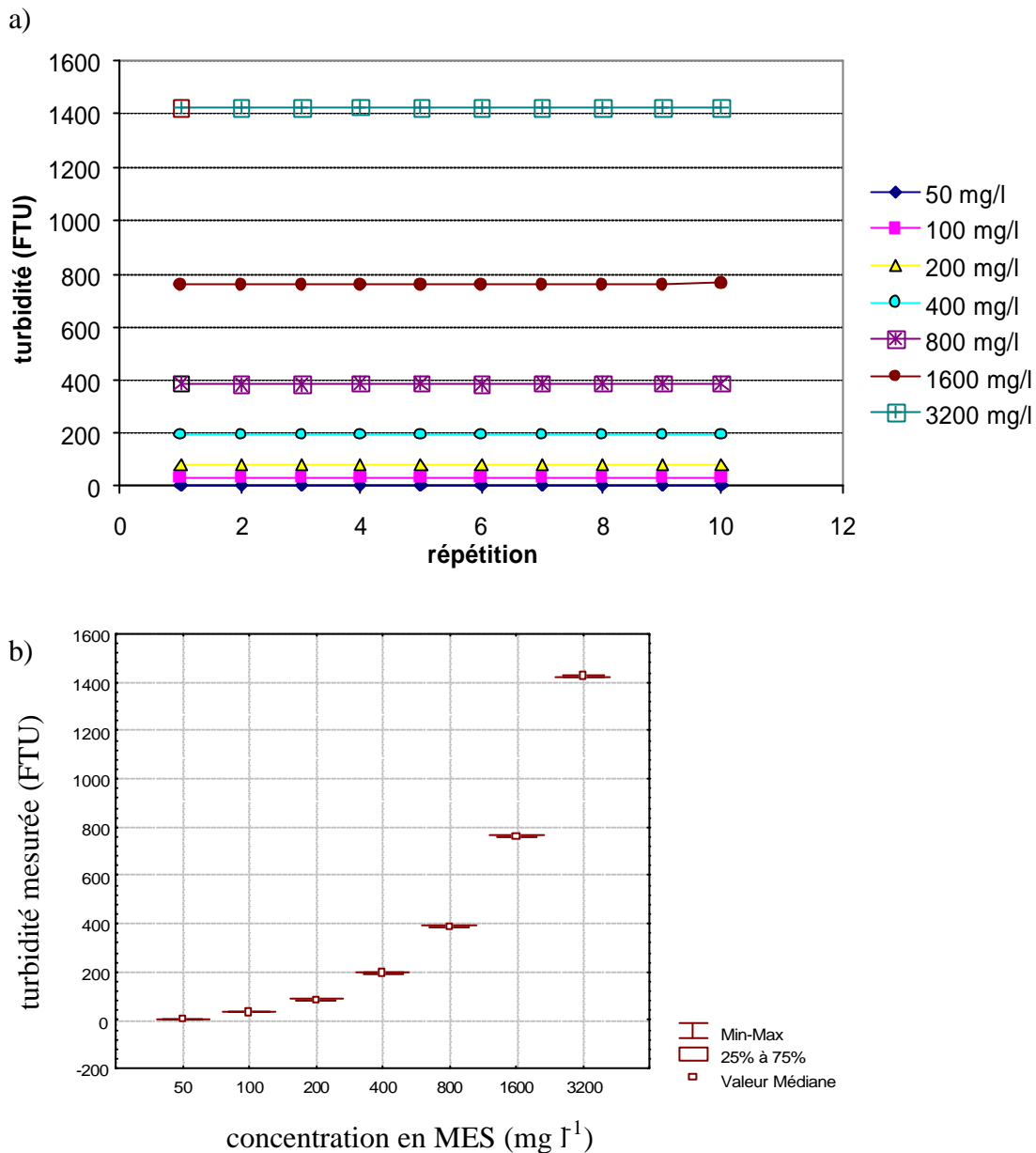


Fig. 3 - Fiabilité du capteur de turbidimétrie pour des MES comprises entre 40 et 50 µm : 10 répétitions de la mesure pour 7 concentrations en MES a) turbidités mesurées pour les 10 répétitions à chaque concentration ; b) dispersion des mesures pour chaque série de répétitions à chaque concentration.

□ Granulométrie de l'échantillon

Bien que souvent étudié, l'effet de la taille des particules sur la transmission et la dispersion des mesures de turbidité n'a donné lieu à aucune relation systématique. Campbell *et al.* (2005), par exemple, ont étudié cet effet de la taille des particules sur des fractions allant

jusqu'à 1000 μm sans trouver de tendance nette. Les MES rencontrées sur les sites étudiés étant majoritairement inférieures à 50 μm (Lefrançois, 2003), nous avons testé cet effet sur des fractions de matériaux (sols, sédiments, ...) inférieures à 200 μm (Fig. 4). Une tendance à la décroissance de la turbidité avec l'augmentation de la taille des particules a été notée.

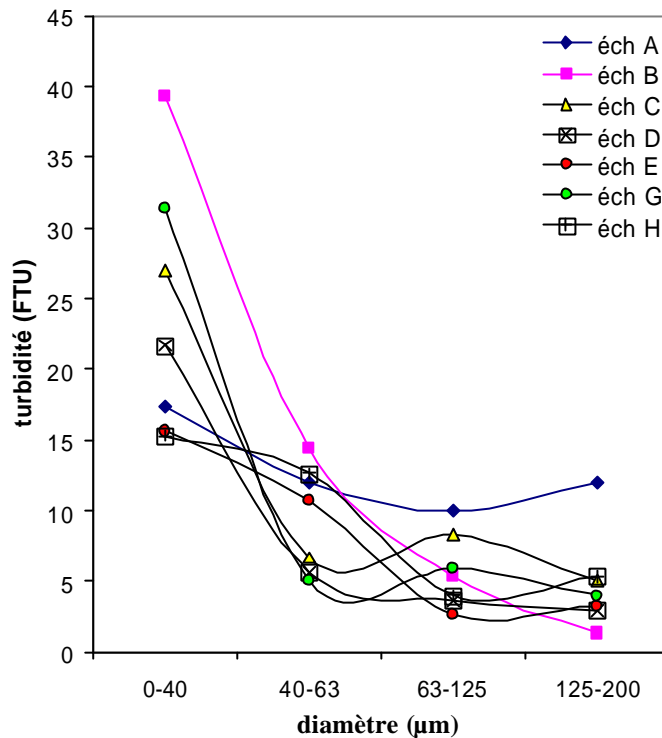


Fig. 4 - Comparaison des turbidités mesurées sur des échantillons de granulométries différentes appartenant à échantillons distincts (concentration en MES : 50 mg l^{-1}).

□ Couleur de l'échantillon

Gippel (1989) a montré que la couleur de l'eau influait sur la mesure de la turbidité. Ainsi, une eau chargée en acides fulviques absorbe le faisceau du turbidimètre et sur-estime la turbidité. Il propose comme solution d'utiliser un turbidimètre à spectre infra-rouge. Sur les cours d'eau étudiés ici, les eaux sont plutôt claires. Lors des crues, des acides fulviques peuvent gagner le cours d'eau, mais comme les eaux sont alors elles-mêmes chargées en matières en suspension, ils sont difficilement décelables. Il n'y a vraisemblablement pas de surestimation de la turbidité à cause de la couleur de l'eau.

La couleur des particules influe également sur la turbidité (Campbell *et al.*, 2005). Ces auteurs ont mesuré la turbidité pour des échantillons contenant des particules de couleur différente et de granulométrie comprise entre 150 et 200 μm . Dans notre étude, les MES sont majoritairement inférieures à 50 μm (Lefrançois, 2003). L'étude de l'effet de la couleur a été

réalisée sur des particules comprises entre 40 et 50 μm et pour des concentrations de 50 et 200 mg l^{-1} . Des échantillons issus de sols, de MES, de sédiments déposés ont été utilisés et ont permis de caractériser 5 couleurs, définies à l'aide du code Munsell (Tab. 2).

Tab. 2 - Codes couleur des échantillons (Munsell, 1984).

	hue	value	chroma
marron jaunâtre	10 YR	5	4
gris	5 Y	6	1
marron foncé grisâtre	10 YR	4	2
marron foncé jaunâtre	10 YR	4	4
marron grisâtre	10 YR	5	2

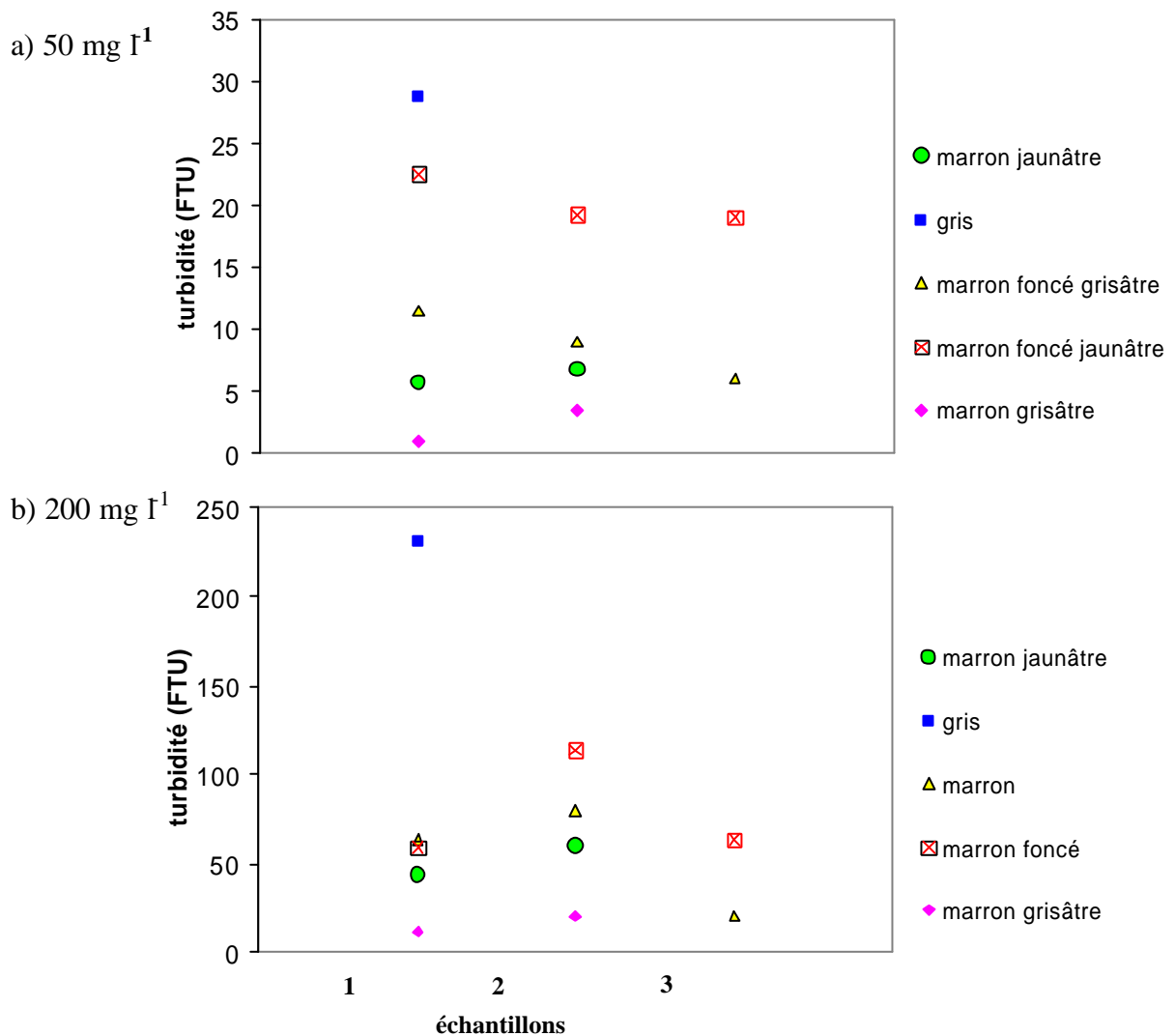


Fig. 5 - Comparaison de la turbidité pour des MES de différentes couleurs mais de fraction granulométrique identique (40-50 μm) ; a) : concentrations en MES de 50 mg l^{-1} ; b) concentrations en MES de 200 mg l^{-1} .

Un effet notable a été remarqué, mais nous ne pouvons garantir que celui-ci soit entièrement imputable à la couleur des particules puisque la forme des particules peut également être

incriminée (Jury *et al.*, 1991, Sparks, 1995). Toutefois, l'effet mis en évidence se conserve avec l'augmentation de la concentration en particules et se répercute de manière identique.

2.1.2. Protocole d'étalonnage

Le turbidimètre est préalablement étalonné à l'aide d'une solution de Formazine. Traditionnellement, on estime que les relations d'étalonnage sont des droites qui varient d'un site à l'autre (Paitry, 87). D'après la théorie de Mie (1908) la relation d'étalonnage ne sera une droite que si et seulement si toutes les MES sont de granulométrie et de nature absolument identiques. Cette condition est vérifiée avec la solution de Formazine (NF EN ISO 7027) mais pas avec les matériaux in situ. Il est alors courant d'ajuster les valeurs de turbidimétrie à des concentrations réelles de matières en suspension. Pour cela, des prélèvements d'eau sont réalisés dans diverses conditions hydrologiques et leur concentration obtenue par filtration.

2.1.3. Prélèvements d'eau dans les cours d'eau

· Les modes de prélèvements

Les prélèvements d'eau dans les cours d'eau sont réalisés soit manuellement soit automatiquement (Fig. 6). Les prélèvements manuels consistent à remplir deux pots de 1000 ml à chaque exutoire des cours d'eau. Les préleveurs automatiques disposent de 24 bidons de 400 ml. Le déclenchement en crue se fait sur alarme de hauteur d'eau : le préleveur s'enclenche lorsque la hauteur d'eau atteint le seuil fixé par l'utilisateur. La crépine de prélèvement est fixée à côté de la sonde de turbidimétrie. Les prélèvements s'enchaînent ensuite toutes les 20 min. Dans les deux cas, les échantillons sont filtrés dans les 24 h suivant leur prélèvement.

· Les filtrations

La filtration s'effectue à l'aide d'un banc à filtration. Le protocole utilisé obéit à la norme AFNOR NFT 90-105, avec un filtre de maille 0,45 μm (Fig. 7). La taille de 0,45 μm est arbitraire pour séparer la fraction solide de la fraction dissoute.



Fig. 6 - Un préleveur automatique programmable sur alarme de niveau d'eau.

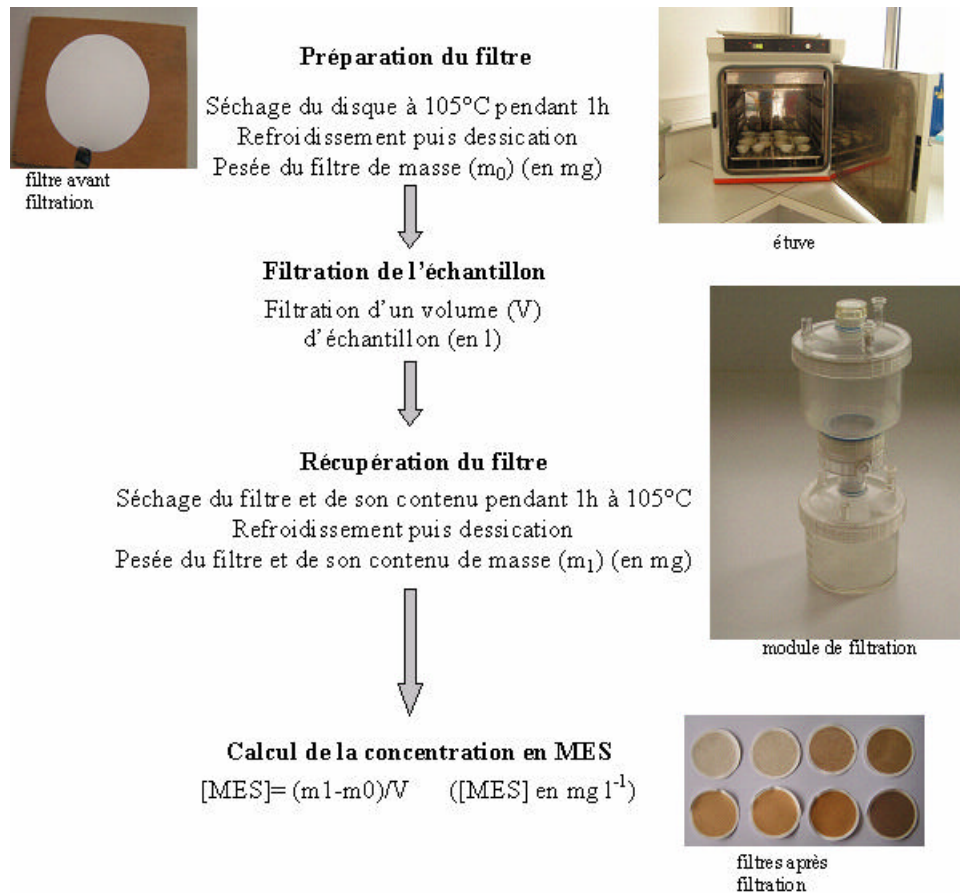


Fig. 7 - Protocole de traitement des prélèvements d'eau pour la mesure des concentrations en matières en suspension.

· *Représentativité des prélèvements d'eau*

□ Représentativité temporelle des prélèvements

Un facteur à prendre en compte pour le tracé des courbes d'étalonnage est la mise en correspondance temporelle des valeurs enregistrées par le turbidimètre avec l'analyse des échantillons prélevés (Abril, 1993). Abril a montré que la mise en relation [MES]-turbidité était meilleure en associant aux valeurs de MES les turbidités enregistrées 1 min après l'impulsion de départ du prélèvement et non les turbidités enregistrés au début du prélèvement. Du fait de notre pas de temps d'enregistrement (10 min), nous n'avons pu tenir compte de la remarque d'Abril (1993) et sommes conscients du léger biais qui pourrait exister entre la turbidité indiquée au moment du prélèvement et la turbidité réelle.

□ Délai de traitement du prélèvement d'eau

Entre le moment du prélèvement et celui de l'analyse, l'échantillon peut évoluer. Plus le délai entre le moment de prélèvement et celui de la filtration est long, plus la turbidité mesurée diminue, du fait de la floculation ou de l'agrégation des particules (Gippel, 1989 ; Phillips et Walling, 1995). Avant chaque filtration, les échantillons sont donc agités manuellement pour re-disperser les échantillons.

2.1.4. Etalonnages et corrélations turbidité- [MES]

Sur les cours d'eau du Moulinet et des Violettes, deux campagnes d'étalonnage ont dû être réalisées au cours de l'étude car des changements d'appareil et/ou révision ont été effectués. La première campagne a concerné des prélèvements recueillis au début de l'année 2003 ; la seconde campagne, réalisée durant la thèse s'est déroulée de septembre 2004 à octobre 2005. Nous avons obtenu des corrélations différentes.

· *Campagne 2003*

L'étalonnage des appareils a été réalisé par le CEMAGREF et présenté dans Birgand *et al.* (2004). Les corrélations ont été réalisées avec 125 échantillons prélevés pendant 5 crues sur le Moulinet, et 147 échantillons correspondant à 6 crue sur les Violettes. Des relations polynomiales d'ordre 2 ont été obtenues (r^2 de 0.995 et 0.942 pour le Moulinet et les Violettes respectivement) (Fig. 8). Ces relations n'ont été établies que pour des valeurs de turbidité

inférieures à 1554 FTU et 503 FTU pour le Moulinet et les Violettes respectivement. Pour des valeurs supérieures (jusqu'à 2000 FTU), les corrélations ont été extrapolées en prolongeant les courbes existantes par des relations linéaires entre turbidité et concentrations.

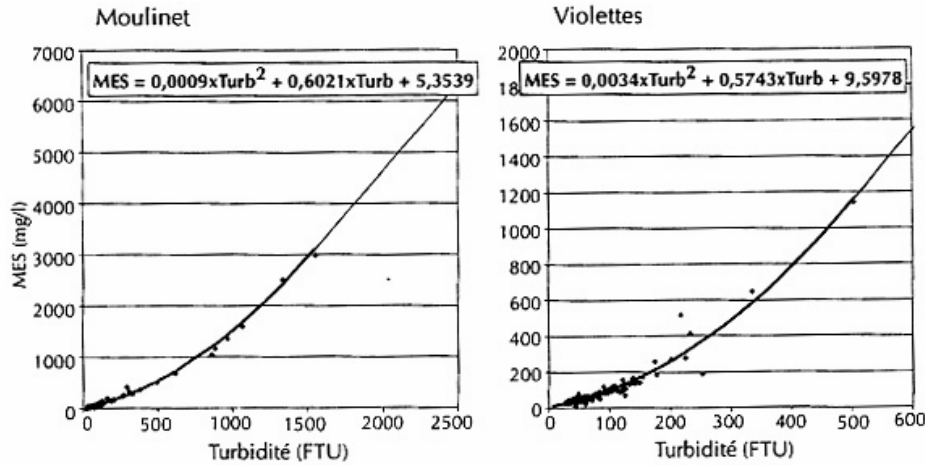


Fig. 8 - Corrélations entre turbidité et concentration en MES établies en 2002 sur les bassins du Moulinet et des Violettes (Birgand *et al.*, 2004).

Campagne 2004-2005

Les corrélations ont été réalisées avec 154, 154 et 79 prélèvements pris respectivement sur le Moulinet, les Violettes et le Coët Dan-Naizin (Fig. 9) lors d'une quinzaine de crues.

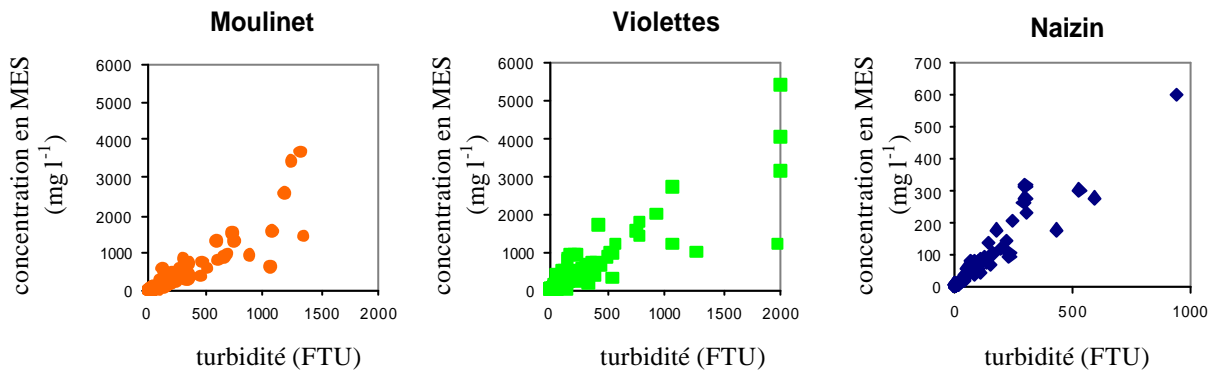


Fig. 9 - Comparaison entre concentrations calculées par filtration et turbidité lue sur le capteur optique, années 2004-2005.

La différence des corrélations entre chacun des bassins peut être expliquée par l'étalonnage lui-même à la Formazine, ou par des natures différentes des matériaux (couleur, taille). Les diverses valeurs de concentrations obtenues sur les Violettes pour 2000 FTU s'expliquent par des turbidités qui sortent de la gamme de mesure de l'appareil. La précision des

concentrations en MES influence principalement le calcul des flux, réalisés à partir de nombreuses données. Trois types de relations ont été essayées : régression linéaire, régression polynomiale, utilisation des logarithmes des données (Fig. 10).

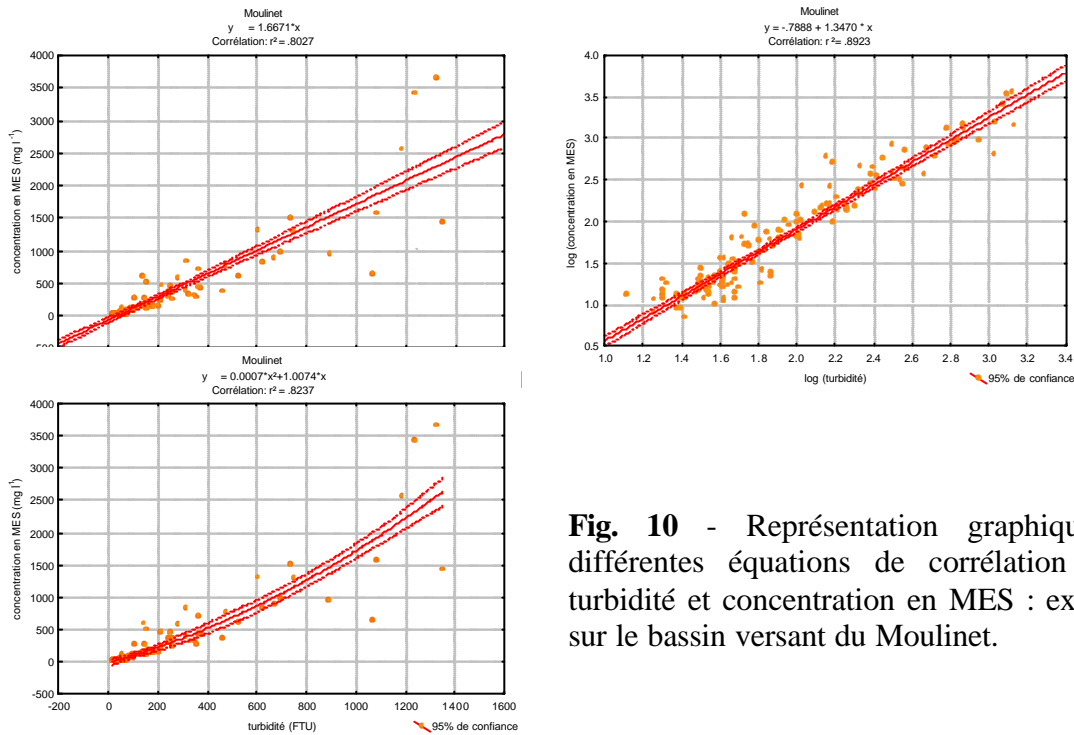


Fig. 10 - Représentation graphique de différentes équations de corrélation entre turbidité et concentration en MES : exemple sur le bassin versant du Moulinet.

Une comparaison des flux obtenus à l'aide de ces trois corrélations différentes illustre ce propos (Fig. 11). Globalement, les estimations des flux obtenues à partir des données logarithmiques sont les plus faibles. Sur le Coët Dan-Naizin et les Violettes, les flux estimés à l'aide d'une corrélation [MES]-turbidité linéaire sont plus faibles que ceux obtenus à l'aide d'une corrélation polynomiale. Sur le Moulinet, ce sont les flux estimés à l'aide de la corrélation linéaire qui sont nettement plus importants, sauf pour octobre 2005.

Les relations de corrélation entre la turbidité et les concentrations en MES utilisées par la suite ont été choisies en fonction de leur aptitude à représenter ce qui se passe réellement pour la gamme de concentrations en MES la plus fréquente. Pour les ruisseaux du Moulinet et des Violettes, où les concentrations en MES les plus fréquentes sont inférieures à 400 mg l⁻¹, c'est la corrélation polynomiale qui est retenue. Pour le cours d'eau du Coët Dan-Naizin, où les concentrations en MES les plus fréquentes sont inférieures à 150 mg l⁻¹, c'est la corrélation linéaire qui est retenue.

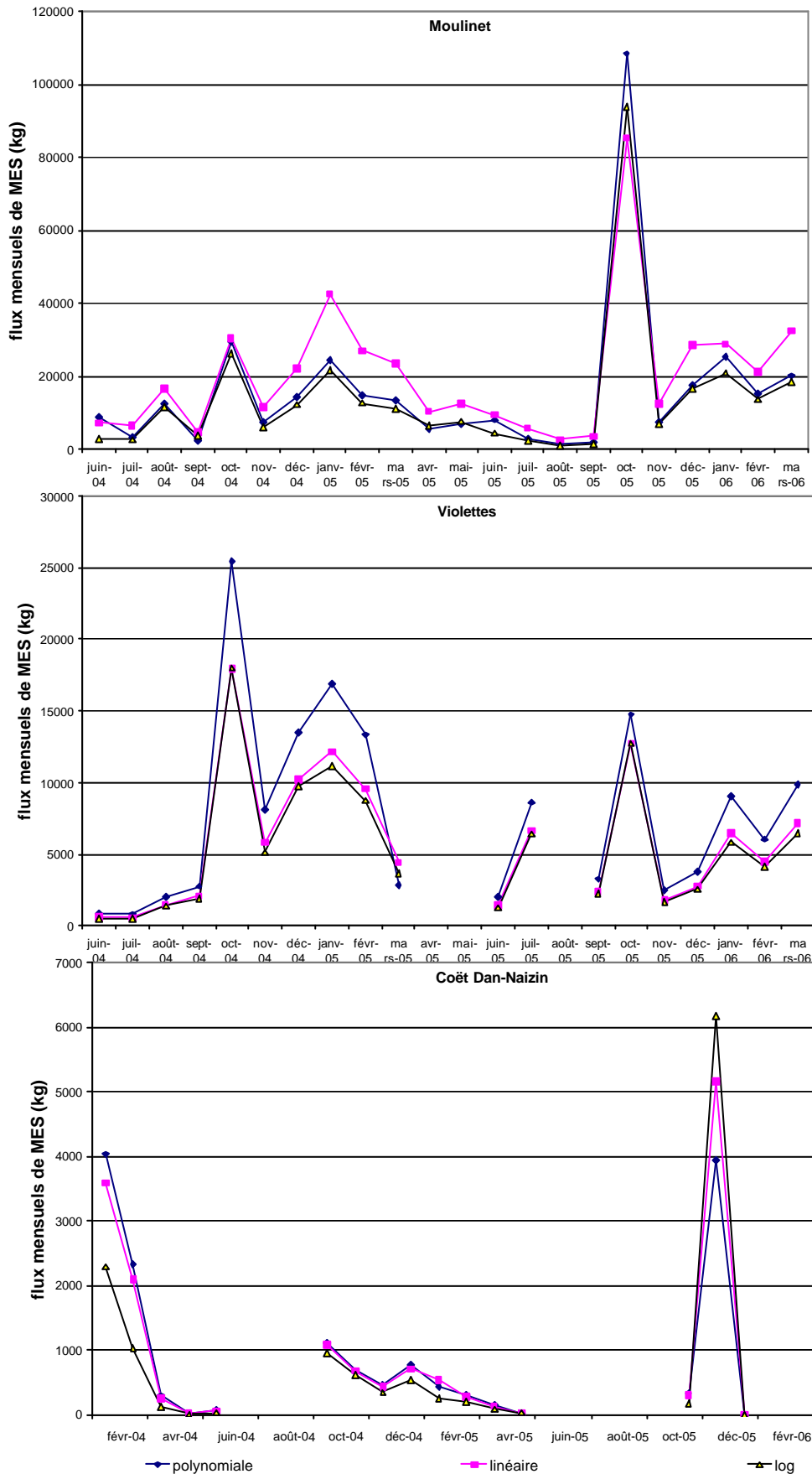


Fig. 11 - Estimation des flux mensuels de MES à l'aide de 3 relations de corrélation entre turbidité et concentration en MES. (corrélation de type polynomiale, linéaire, ou établie à partir de données transformées en logarithmes).

2.2. Mesures des débits

2.2.1. Mesures des vitesses et des hauteurs de l'eau : description du débitmètre

Les débits sont estimés en multipliant la vitesse moyenne de l'eau par la surface de la section mouillée. La surface de la section mouillée est dérivée de la mesure ponctuelle de hauteur d'eau. La vitesse moyenne est estimée à partir de mesures de la vitesse par effet Doppler.

La hauteur d'eau est mesurée à l'aide d'un capteur de pression associé au débitmètre.

La vitesse de l'eau est calculée selon le principe de l'effet Doppler (identifié par Christian Doppler en 1842) : lorsqu'une onde sonore est réfléchiée sur une particule en mouvement, la fréquence de l'onde réfléchiée est modifiée par rapport à la fréquence de l'onde incidente et cette modification est fonction de la vitesse de la particule (Fig. 12). Ce principe repose sur l'hypothèse fondamentale que les particules ou bulles se déplacent à la même vitesse que l'eau.

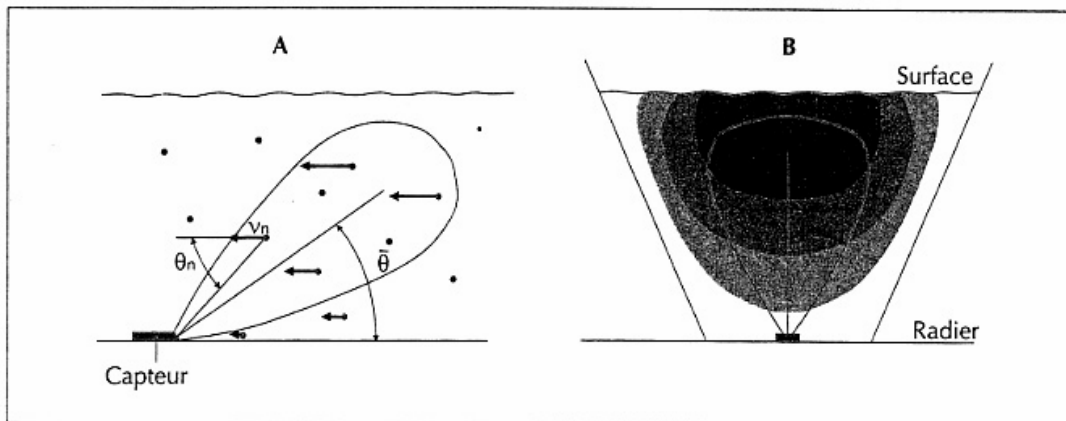


Fig. 12- Principe de mesure de la vitesse de l'eau dans un canal ouvert par effet Doppler. A : vue de profil, B : vue dans le sens du courant (d'après Birgand *et al.*, 2005).

L'utilisation d'un débitmètre Doppler nécessite un écoulement le plus uniforme possible, avec des profils de vitesse répétables au cours du temps et qui permettent de se rapprocher le plus possible des conditions pour lesquelles le traitement du signal de décalage des fréquences a été établi. Pour cela, Birgand *et al.* (2005) ont proposé d'installer les débitmètres Doppler dans des sections calibrée en bois (Fig. 13).

1. Réalisation de l'armature en bois



2. Fixation de l'armature en bois dans le cours d'eau



3. Fixation des plaques de contre-plaqué marine à l'armature



4. Fixation du débitmètre dans le canal en bois ouvert

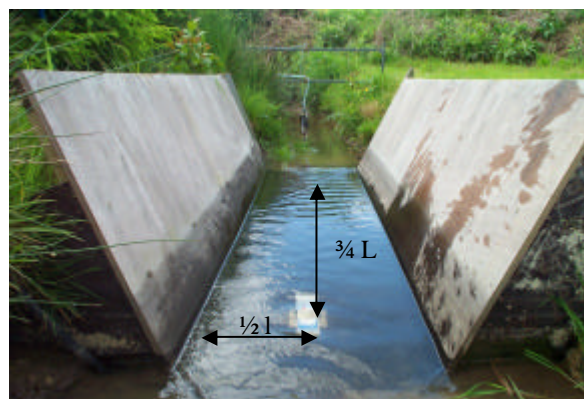


Fig. 13 - Construction d'une section en bois ouverte.

L'intérêt d'un tel couplage est multiple : les dimensions de la section mouillée sont connues, la surface de la section mouillée peut-être facilement dérivée de la seule mesure de la hauteur d'eau, l'incertitude de la mesure par jaugeage de la vitesse moyenne dans la section peut être maîtrisée.

A cause des frottements dus aux parois, la vitesse de l'eau est freinée près du périmètre mouillée alors qu'elle ne l'est pas ou peu au centre de l'écoulement (Birgand *et al.*, 2005). La vitesse mesurée avec le débitmètre ne correspond donc pas nécessairement à la vitesse moyenne qui sert pour le calcul des débits dans la section. Il faut impérativement estimer la relation entre la vitesse mesurée par le capteur avec la vitesse moyenne de la section mouillée. Pour cela, on sépare la section mouillée en colonnes imaginaires et on réalise une mesure à 0,4 fois la hauteur d'eau en partant du fond (Fig. 14).

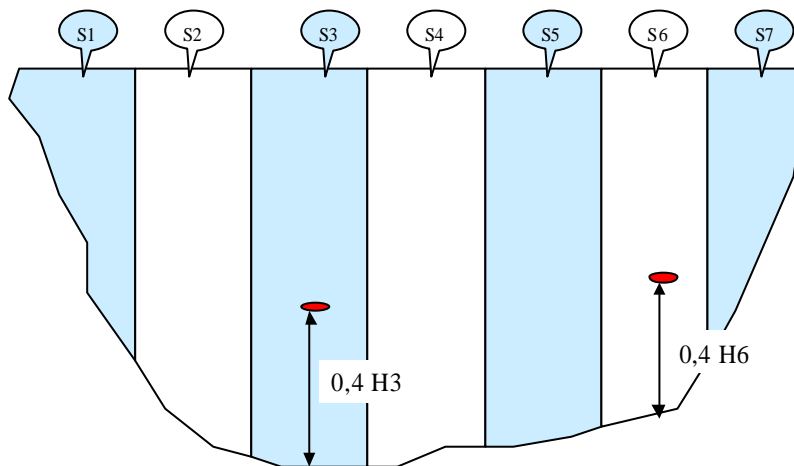


Fig. 14 - Décomposition de la section mouillée en colonnes d'eau et mesures de la vitesse à 0.4 fois la hauteur d'eau (d'après Birgand *et al.*, 2005).

On moyenne ces vitesses et on compare la vitesse moyenne obtenue à celle mesurée par le capteur. Birgand *et al.* (2005) ont réalisé cette approche sur 5 cours d'eau (dont ceux étudiés ici) et les corrélations entre vitesse du capteur et vitesse moyenne ont présenté un coefficient de corrélation supérieur à 0.97.

Sur les bassins du Moulinet et des Violettes, des débitmètres de type Starflow (unidata) ont été installés de janvier 2002 à janvier 2004. Ils ont été retirés début 2004 car hors services et remplacés par des débitmètres ISCO. Sur Naizin, le débitmètre s'est retrouvé rapidement

hors-circuit et les données de débit ont été fournies par la station limnimétrique située 15 m en amont.

2.2.2. Mesures de hauteur d'eau : le limnimètre

La station limnimétrique de Kervidy, sur le Coët Dan-Naizin, est située contre un pont, à l'aval d'une zone relativement peu pentue (1% de pente). La station comporte un seuil à deux largeurs (Fig. 15) et la hauteur d'eau est mesurée dans un bac tranquilisateur au moyen d'une sonde à pression et d'un capteur à flotteur (Fig. 16). La courbe de tarage a été ajustée par Carluer (1998).



Fig. 15 - Station limnimétrique de Kervidy sur le Coët Dan-Naizin.

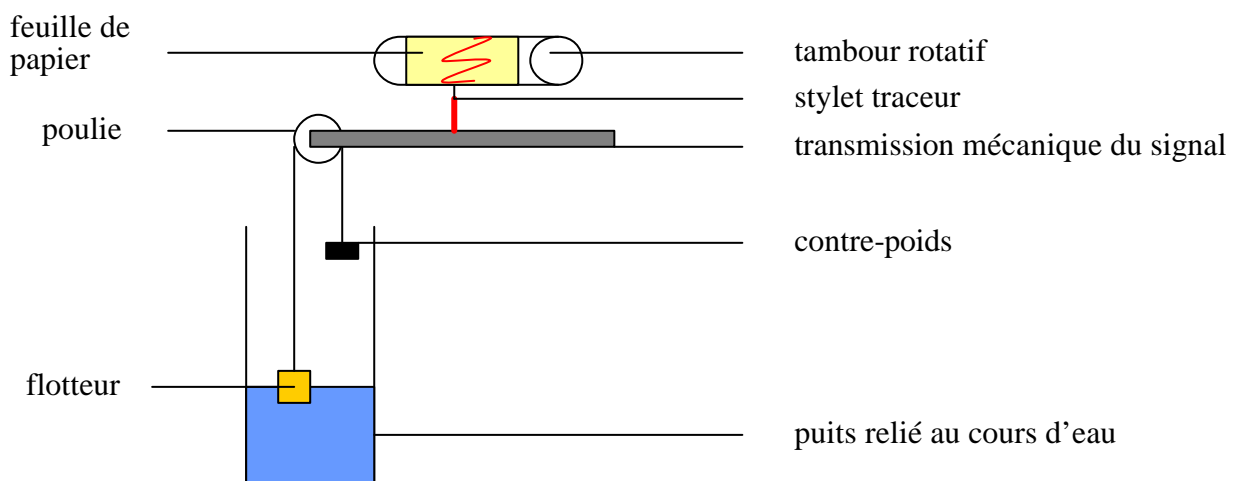
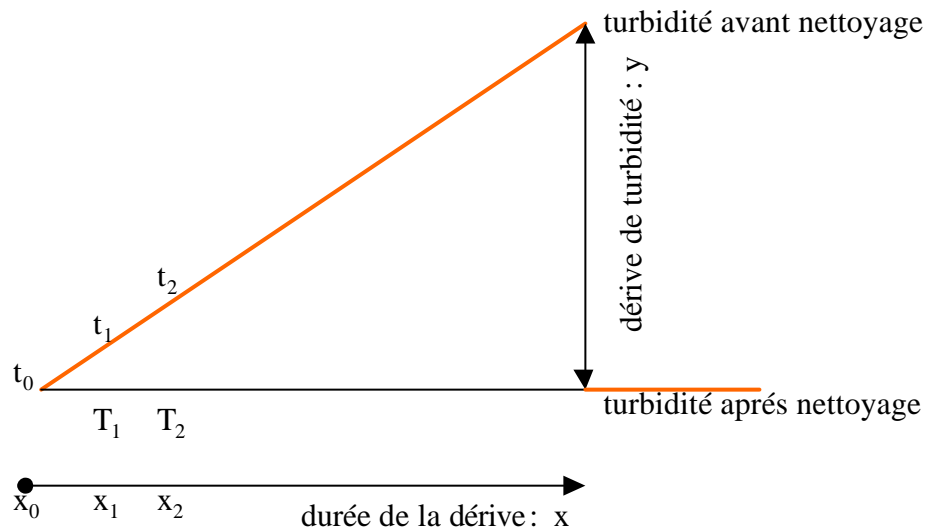


Fig. 16 - Fonctionnement d'un limnimètre à flotteur.

2.3. Traitement des données de concentrations et débits

2.3.1. Encrassement de la sonde de turbidimétrie

Malgré le passage du piston racloir sur la sonde de turbidité toutes les 15 min, un encrassement des optiques se produit, conduisant à une dérive des mesures de turbidité. On considère que la dérive est constante. Cette dérive est corrigée en essayant de ramener la valeur de la dernière mesure avant le nettoyage à la valeur de turbidité mesurée juste après le nettoyage des optiques (Fig. 17) (Novince, 2002).



$$d=y/x$$

$$T_1=t_1-d*x_1$$

$$T_2=t_2-d*x_2$$

Fig. 17 - Principe de correction de la dérive de turbidité.

On suppose donc que la dérive est linéaire, c'est-à-dire que pour une dérive de y FTU en x unités de temps, la dérive par unité de temps d est :

$$d= y/x.$$

On soustrait ensuite à chaque instant de la dérive la valeur d multipliée par le laps de temps écoulé depuis le début de la dérive (Fig. 18).

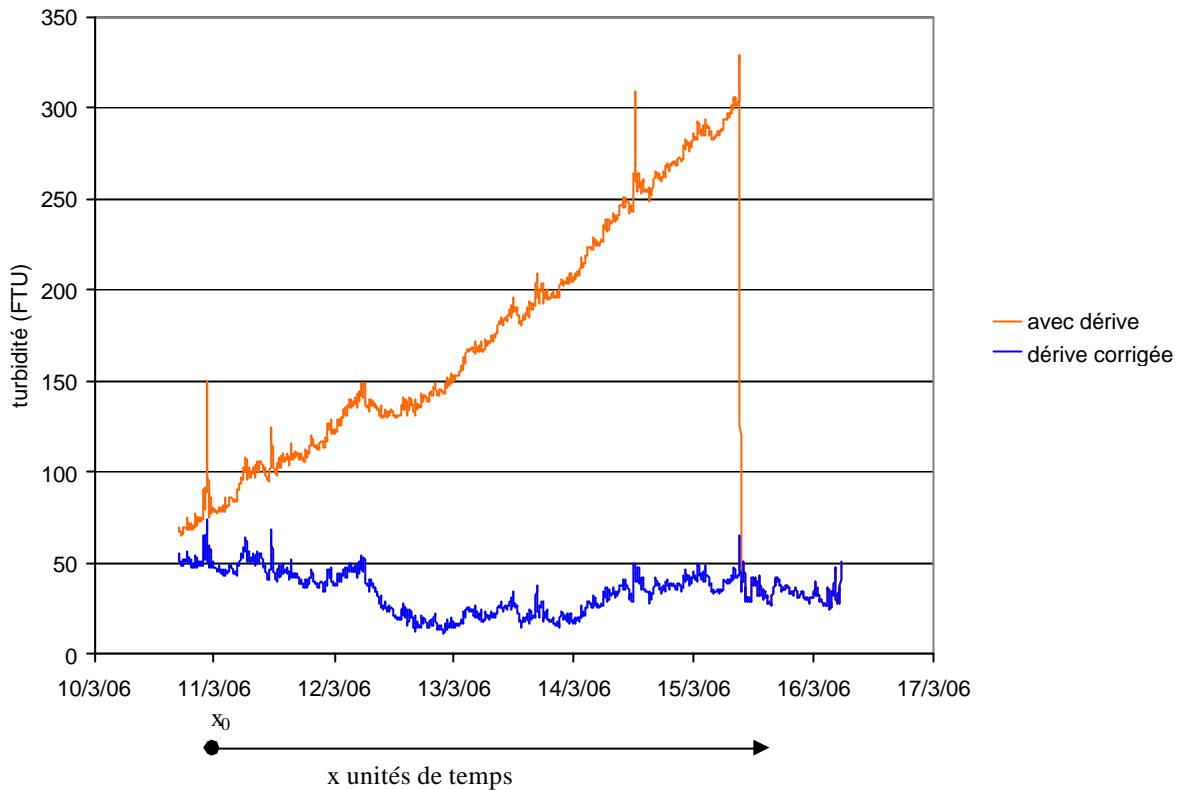


Fig. 18 - Exemple de correction d'une dérive dans la mesure des turbidités.

2.3.2. les bruits de fond de turbidité et de débit

Les turbidimètres des exutoires sont très sensibles et un bruit de fond notable peut s'installer, notamment lorsque le stock de sédiments est très important et que la hauteur d'eau ne permet plus d'écarter suffisamment la sonde du fond du cours d'eau. Les débitmètres sont également très sensibles, et un simple frémissement de la surface de l'eau sous l'action du vent suffit à faire varier la mesure.

Hors des crues, l'utilisation de moyenne mobile sur +10 et -10 valeurs par rapport à la valeur de l'instant t permet de lisser ce bruit de fond (Novince, 2002). Aux environs des crues, c'est une moyenne mobile sur -3 et +3 valeurs qui est utilisée. Les valeurs pendant les crues sont conservées telles quelles pour ne pas perturber les relations d'hystérésis étudiées lors de l'étude des crues (Fig. 19).

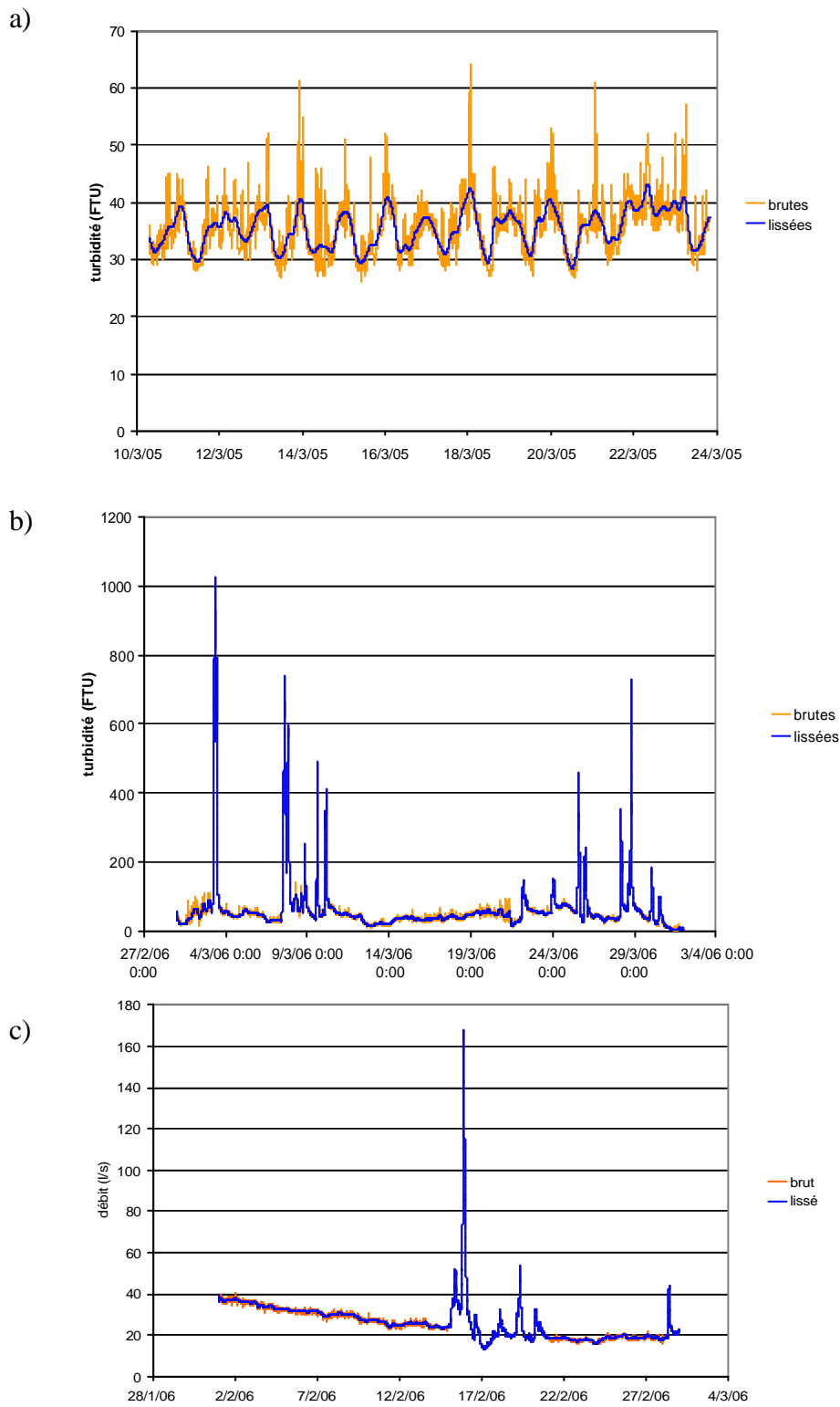


Fig. 19 - Exemples de lissage de données : de turbidité a) sur le Moulinet, hors crue ; b) sur les Violettes, en crue et hors crue ; c) de débit sur les Violettes.

3. Représentativité des mesures

3.1. Les mesures itinérantes dans les cours d'eau

3.1.1. Les mesures des concentrations

Une sonde portable de turbidité est utilisée pour faire des mesures le long des cours d'eau, de l'aval vers l'amont (pour éviter des perturbations liées à notre déplacement) (Fig. 21).

Les mesures sont lues en tension sur un conductimètre. La correspondance entre tension et turbidité est obtenue en plaçant la sonde portable à côté du turbidimètre des exutoires (Fig. 20). Des variations artificielles de turbidité sont produites par mobilisation, en piétinant, des sédiments présents.

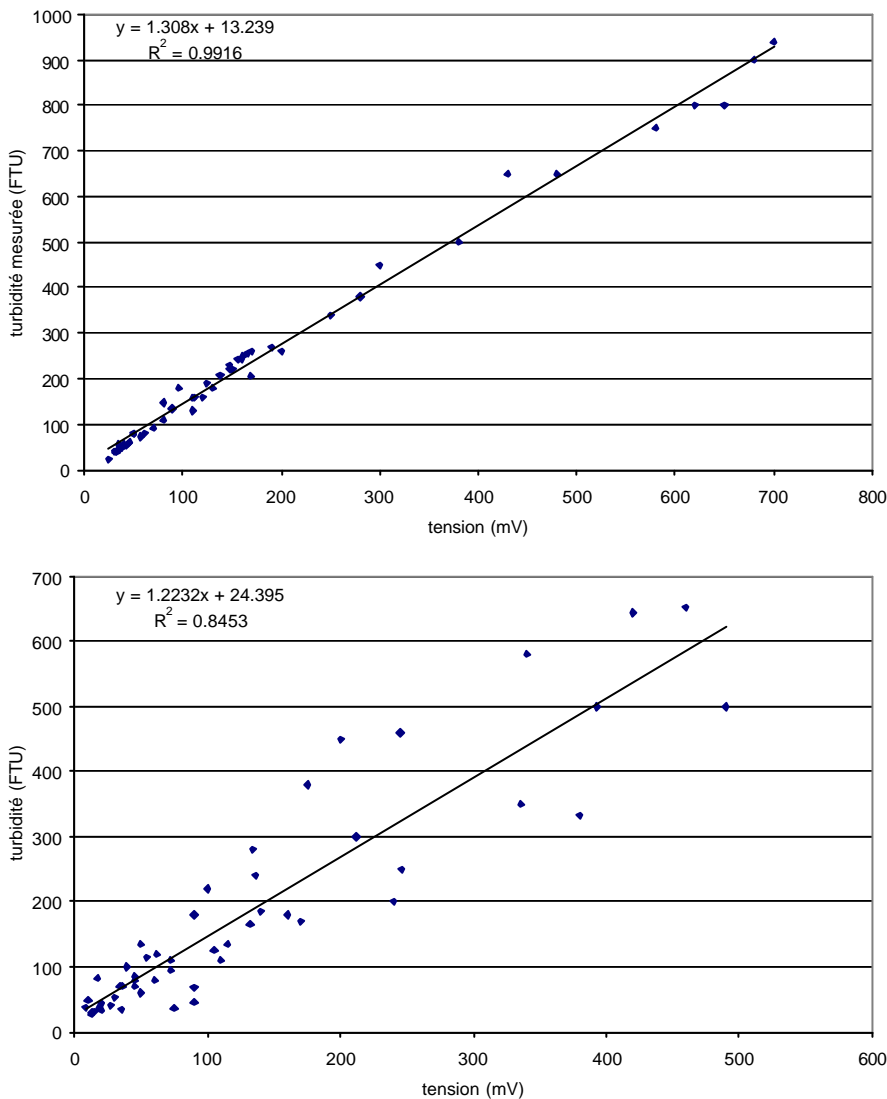


Fig. 20 - Etalonnage des sondes portatives de turbidité. Corrélation entre tension de la sonde portable et turbidité aux exutoires a) du Moulinet et b) des Violettes.

L'utilisation des corrélations FTU/concentration en MES établies aux exutoires (voir plus haut) peuvent être utilisées pour convertir les turbidités en concentration en MES en mg l^{-1} .



Fig. 21 - Mesures itinérantes de turbidité et de débit.

3.1.2. Les mesures de débit

En chaque point de mesure le long du cours d'eau, la vitesse au centre, la hauteur d'eau et la largeur de la section sont mesurées. Ceci permet une estimation du débit en l'endroit de la mesure. La vitesse est mesurée à l'aide d'un courantomètre électromagnétique à effet doppler.

Les mesures itinérantes de concentrations en MES et de débits ont été réalisées sur le Moulinet et les Violettes en avril et en septembre 2006. Les cours d'eau étaient alors en période hors crue. Aucune mesure n'a pu être réalisée lors de crues, car celles-ci se sont rarement produites en journée entre avril et septembre 2006.

3.2. Représentativité des mesures aux exutoires

Les campagnes d'avril et de septembre 2006 présentent les mêmes variations spatiales de concentrations en MES et de débit, seules les gammes de mesures varient. Les figures 22 et 23 illustrent les variations spatiales des mesures en avril 2006.

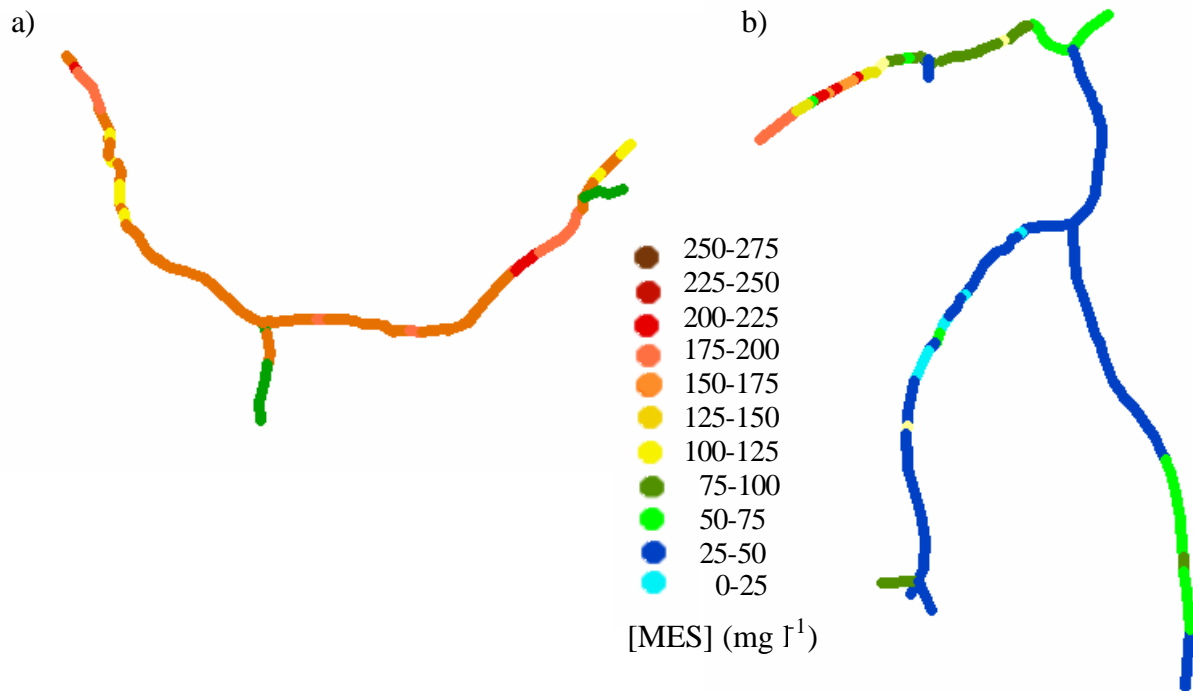


Fig. 22 - Variabilité spatiale des concentrations en MES sur les cours d'eau a) des Violettes ; b) du Moulinet.

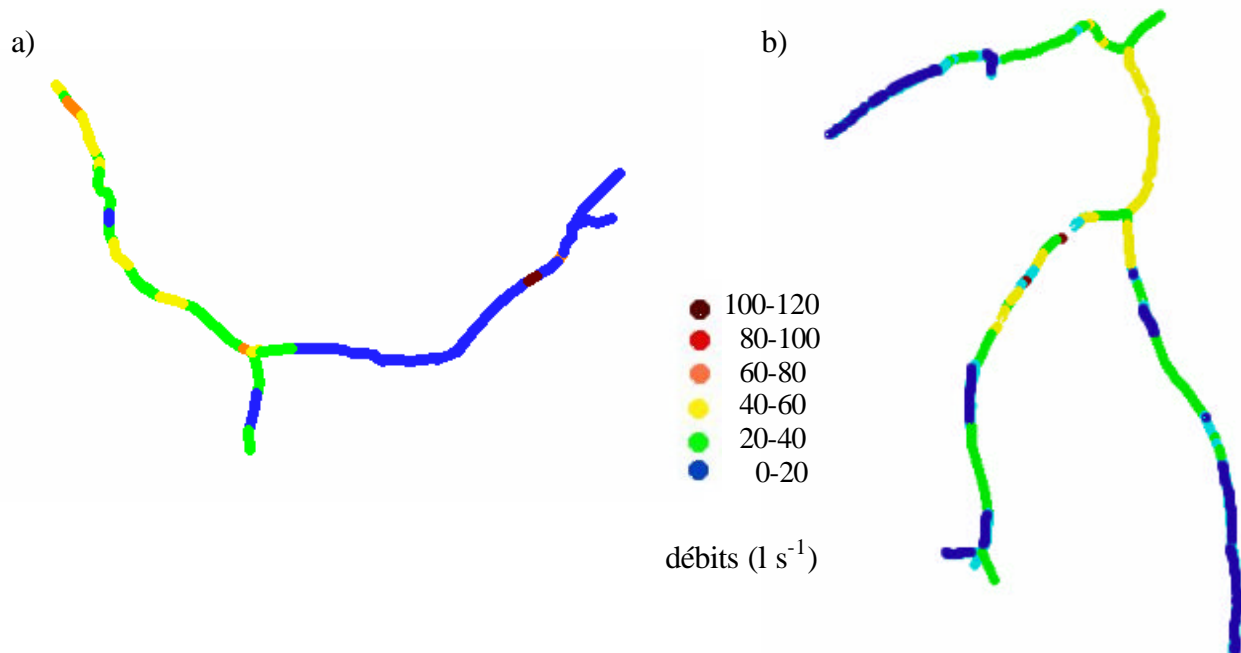


Fig. 23 - Variabilité spatiale des débits sur les cours d'eau a) des Violettes ; b) du Moulinet.

- Sur les deux cours d'eau, les débits augmentent de l'amont vers l'aval, avec l'augmentation de l'aire drainée.
- Sur les Violettes, les concentrations en MES mesurées aux exutoires sont très représentatives de ce qui se passe ailleurs dans le cours d'eau.
- Sur le Moulinet, les concentrations en MES mesurées aux exutoires sont représentatives de ce qui se passe sur le bras le plus chargé en MES avant la confluence. Sur ce bras, les fortes concentrations sont attribuables à l'existence de voies ouvertes et récentes de drainage. Les mesures aux exutoires surestiment donc un peu ce qui se passe sur l'ensemble du cours d'eau.

4. Collecte des échantillons de MES

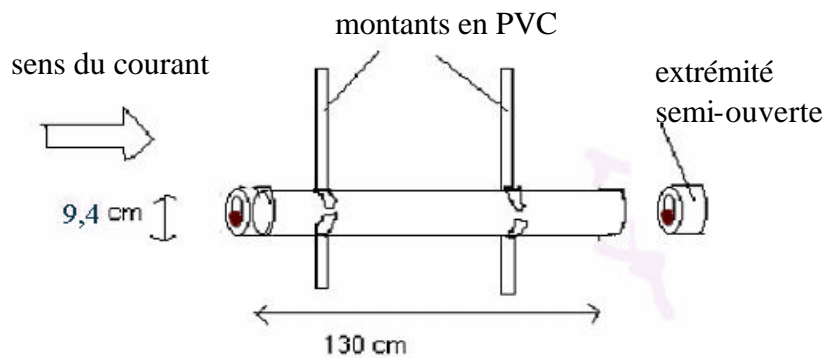


Fig. 24 - Dispositif de collecte des MES.

Des collecteurs de MES ont été installés aux exutoires des bassins versants. Un collecteur est constitué d'un tube en PVC aux extrémités duquel sont placés des bouchons permettant de ne maintenir que la moitié de la section ouverte (Fig. 24). Il est positionné à quelques centimètres du fond du cours d'eau, de l'ordre de 5 à 10 cm, et est totalement immergé dans un secteur d'écoulement régulier, de largeur et de hauteur d'eau suffisantes. Lefrançois (2003) a testé différentes formes d'extrémités pour ce collecteur : filtre de 10 ou 100 μm , conique (selon Phillips *et al.*, 2000) ; le diamètre du tube et la vitesse de remplissage. Lefrançois (2006) a conclu que l'échantillonnage des MES dans le collecteur était représentatif des eaux circulant dans la période considérée jusqu'à 8 jours en condition estivale. Les collecteurs ont été posés tous les 3-4 jours en hiver ou tous les 7 jours en étiage, de septembre 2004 à

décembre 2005. Il est parfois arrivé que le collier de maintien se détache, le collecteur se retrouve alors posé dans le fond. Les échantillons ainsi recueillis n'ont pas été conservés.

Après leur retrait du cours d'eau, les collecteurs sont placés au laboratoire pendant une semaine sur un banc à filtration (Fig. 25). L'eau s'écoule par gravité à travers un filtre de 100 μm . Des test ont été réalisés avec des filtres de 1 μm , mais les différences ne sont pas représentatives, le filtre se colmatant très rapidement (Lefrançois, 2003). Les sédiments sont ensuite séchés à l'étuve à 40°C.

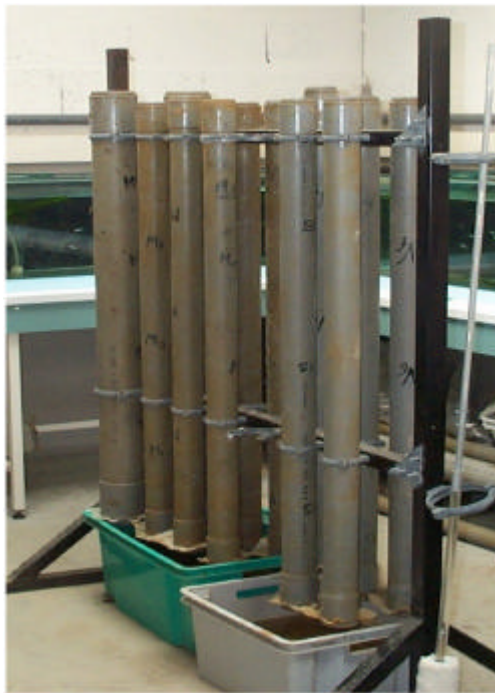


Fig. 25 - Le banc de filtration des collecteurs de MES.

Partie III.

Introduction de la partie III.

Cette troisième partie, constituée de 3 chapitres, traite de la dynamique des matières en suspension. Un premier chapitre (chapitre 4) détaille la dynamique des MES étudiée sur une année sur les bassins du Moulinet et des Violettes, en distinguant les données en crue et hors crue. Lors des crues, différentes variations des concentrations en MES en fonction des débits sont identifiées et un second chapitre (chapitre 5) présente les déterminants hydrologiques associés à ces différents comportements sur un bassin versant. Un troisième chapitre (chapitre 6) élargit et/ou confronte les conclusions établies dans les deux chapitres précédents aux données récoltées sur deux autres années et pour les trois bassins versants.

La carte heuristique des résultats de la thèse sera présentée, complétée, à l'issue de chacun des chapitres.

Chapitre 4.

Suspended sediment and discharge relationships to identify bank degradation as a main sediment source on small agricultural catchments.

J. Lefrançois, C. Grimaldi, C. Gascuel-Oudou, N. Gilliet

julie.lefrancois@rennes.inra.fr

INRA, UMR Sol-Agronomie-Spatialisation, 65 rue de St Brieuc, CS 84215, 35042 Rennes cedex, France

Received le 28 march 2005, accepted in revised form 11 July 2005, Hydrological

Processes

Abstract:

Variability of suspended sediment concentration (SSC) versus discharge relationships in streams is often high and illustrates variable particle origins or availability. Particle availability depends on both new sediment supply and deposited sediment stock. The aim of this study is to improve SSC-discharge relationship interpretation, in order to determine the origins of particles and to understand the temporal dynamics of particles for two small streams in agricultural catchments from north-western France. SSC and discharge were continuously recorded at the outlets and data were examined at different time scales : yearly, monthly with distinction between flood periods and non-flooding periods and individual flood events. Floods are classified in relation to SSC-discharge hysteresis and this typology is completed by the analysis of SSC-discharge ranges during rising and falling flow. We show that particles are mainly coming from channel, banks, either by hydraulic erosion or by cattle trampling. Particle availability presents a seasonal dynamics with a maxima at the beginning of autumn when discharge is low, decreasing progressively during autumn to become minimum in winter when discharge is the highest, and increasing again in spring. Bank degradation by cattle is the determining factor in the SS dynamics. Cattle bank trampling produces sediment, mostly from spring to autumn, that supplies the deposited sediment stock even outside floods. This hydrologically independent process hides SSC-discharge correlation classically linked to hydraulic erosion and transport. Differences in SSC-discharge relationships and SS budgets between streams are related to differences in transport capacity and bank degradation by cattle trampling and channelisation.

Key-words:

Suspended sediment ; stream bank erosion ; hysteresis ; flood ; particle availability.

1. Introduction

Suspended sediments (SS) are responsible for aquatic habitat degradation such as siltation of spawning gravel beds reducing the oxygen supply to incubating eggs (Turnpenny and Williams, 1980). They are also involved in water quality as a vector for different contaminants within river systems (Martin and Meybeck, 1979).

The sediment rating curve takes care of the discharge dependant variations of suspended sediment concentration (Van Rijn, 1984). Indeed, the rating curve, which is the statistical relationship between suspended sediment concentration and discharge, is commonly a power function :

$$SSC=aQ^b$$

where SSC is the suspended sediment concentration in $mg\ l^{-1}$, Q is the water discharge in $l\ s^{-1}$, and a and b are empirically derived regression coefficients. The scatter of the regression line is often great for the same river.

As flow velocity, correlated to discharge, controls suspended sediment transport (Klein, 1984 ; Van Rijn, 1984 ; Seeger *et al.*, 2004), the scatter can be attributed to temporal variations in the availability of particles involved in the transport process. Available particles are issued from new sediment supply and deposited sediment stock (Bronsdon and Naden, 2000). Sediment supply is heterogeneous in time and space (Van Sickle and Beschta, 1983 ; diCenzo and Luk, 1997 ; Bronsdon and Naden, 2000), according to the various particles origins like hillslopes soils, gullies, banks, stream channel (Klein, 1984 ; diCenzo and Luk, 1997). Deposited sediment stock also varies greatly along hydrological year. The investigation of SSC-discharge relationship variations allows us to infer the dominant origins and processes contributing to the suspended sediment dynamics from a basin (Asselman, 1999 ; Bronsdon and Naden, 2000).

Variability in SSC-discharge relationship has been studied at different time scales. Bronsdon and Naden (2000) for example, investigated SSC-discharge relationship per year and per month on the river Tweed, showing a seasonal sediment stock variation due to production, mobilisation or exhaustion of particles. Other studies concern SSC-discharge relationship during hydrological events. Patterns of SSC versus discharge plots are classified according to their symmetry, their clockwise or anticlockwise hysteresis (Klein, 1984 ; Williams, 1989 ; Steegen *et al.*, 2000 ; Brasington and Richards, 2000 ; Goodwin *et al.*, 2003;). More recently Lawler *et al.* (2006) proposed an index to quantify the magnitude of hysteresis. Most studies use either average data collected over daily, monthly or annual time

step or focus on floods, but none pays specific attention to non flooding period data. However, the processes contributing to the SS dynamics, i.e. sediment supply and deposited sediment mobilisation, occur during each flood, but also between flood (Asselman, 1999).

Variability in SSC-discharge relationships has been studied to identify sediment origins on catchments of varying sizes : the Niger basin, 250 000 km² (Picouet *et al.*, 2001), the Rhine basin, 165 000 km² (Asselman, 1999), subcatchments of the Tweed and Teviot Rivers (GB), from 1 100 to 4 390 km² (Bronsdon and Naden, 2000), the Têt catchment (F), 1380 km² (Serrat *et al.*, 2001), the Bradford Beck catchment (GB), 58 km² (Goodwin *et al.*, 2003 ; Old *et al.*, 2003). This approach is less often used on small catchments, <10 km². On headwater catchments, the regression scatter of the rating curve is generally higher than on large basins (Klein, 1984) because of a greater sensitivity of SSC to local sources such as bank collapse, cattle access, gullies arrival, ... On the one hand this sensitivity is responsible for a SSC-discharge relationship complexity, on the other hand it allows more detailed interpretation of SS dynamics. Furthermore, the determination of land use impact on sediment production is easier on small catchments where the land use is often homogeneous.

The aim of this study is to improve SSC-discharge relationship interpretation, in order to determine sources of SS and to understand the temporal dynamic of particle availability. We propose an approach combining analyses at different time scales, from monthly to flood event, and which considers SSC-discharge relationship chronology during a hydrological year, associating flooding and non flooding periods. This approach is applied on two small cattle-rearing catchments using a continuous recording of turbidity and discharge at the outlet of each catchment.

2. Materials and methods

2.1. The study areas

The two watercourses studied here, named the Moulinet and the Violettes, are second order Strahler streams (Strahler, 1952). They are neighbouring tributaries of the same river, the Oir, an affluent of the Selune, which flows into the Mont Saint Michel Bay, bordering the English Channel (north-western France) (48°N, 1°W) (Fig. 1). Few characteristics of both catchments are presented in the table 1.

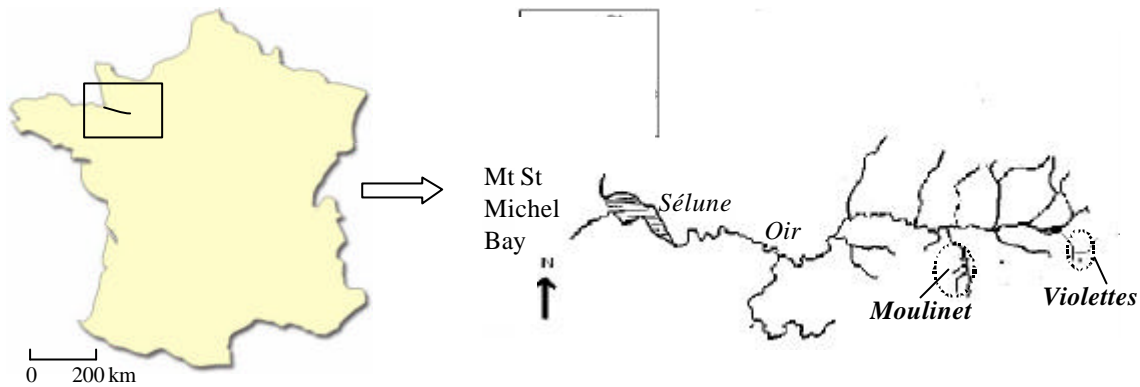


Fig. 1 - Location of Moulinet and Violettes catchments.

Tab. 1 - Catchments characteristics.

	Moulinet	Violettes
catchment area (km ²)	4.53	2.24
stream length (km)	4.9	3.3
mean longitudinal slope gradient (%)	1.8	1.8
width at the outlet (m)	1.5	1
mimimal catchment altitude (m)	55	78
maximal catchment altitude (m)	134	133

Both catchments are representative of the Armorican Massif in north-western France, widely typical of the ancient Precambrian massifs of western Europe. The bedrock is made up by a Brioverian schist. Aeolian silty loess forms a variable thickness cover on top of the weathered substratum (Langevin *et al.*, 1984). The hillslopes are comprised of well-drained soils whereas the valley bottom areas are characterised by hydromorphic soils. Soils are loamy. Surface soils contents clay (0-2 μm) about 120 g kg⁻¹, fine silt (2-20 μm) 520 g kg⁻¹, large silt (20-50 μm) 200 g kg⁻¹, sand (50-2000 μm) 160 g kg⁻¹.

The climate is temperate oceanic. Annual rainfall is about 900 mm (1970-1991, Meteo France, Isigny Le Buat) and the rain intensity is moderate. The monthly rainfall is similar across the year, but slightly higher from September to March. Evapo-transpiration leads to a water deficit which is well marked from April to August.

Agriculture on both catchments is moderately intensive agriculture, mostly dairy cattle farming. Agricultural areas are mainly covered by wheat or maize (47%) or by grassland (46%) (Macary and Paulais, 2003). Winter cereals and maize are mainly located on the hillslopes (Fig. 2). 93% of the fields bordering the streams are covered by pastures, 6.5% by crop succession including maize, as generally observed in the region. Some riparian wet grasslands are located along the streams. The catchments comprise a bocage landscape with quite numerous hedges.

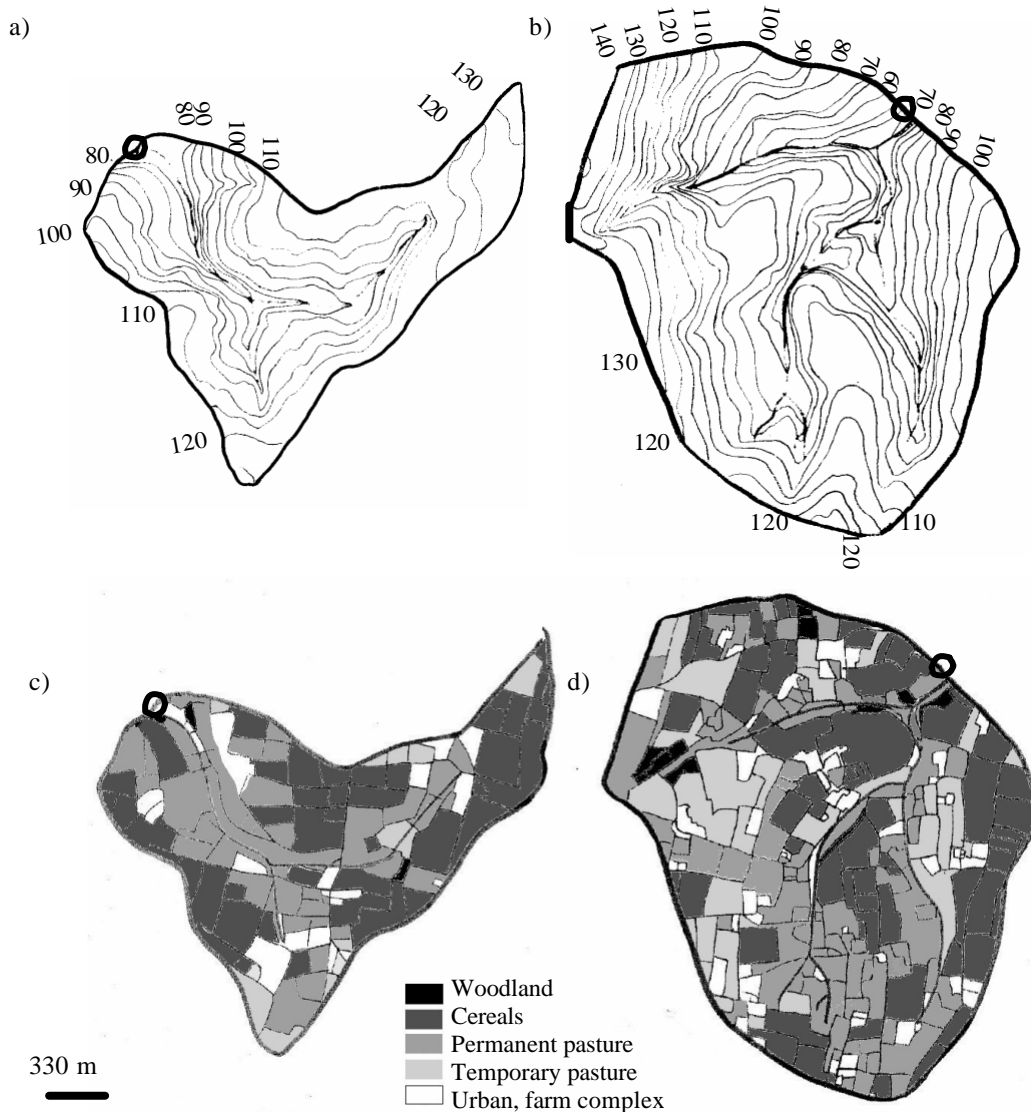


Fig. 2 - Relief (metres) and land use (in 2003) of Moulinet (b/d) and Violettes (a/c) catchments, outlet (●).

Stream bank surfaces are generally higher than the water level. Their bottom may be eroded and a few collapse event were observed, essentially due to a high velocity usually associated with straight reaches. Straight reaches result from channelisation and are more marked on the Violettes than on the Moulinet. The presence of the cattle in riparian pastures, generally from March to October, is responsible for bank damage. Indeed, banks can be eroded and degraded by cattle trampling : a new cattle watering place then appears well

marked in less than two months. Localised cattle watering places are more numerous but less widespread on the Moulinet (23) than on the Violettes (15).

2.2. Instrumentation

Each catchment outlet was equipped with sensors measuring the turbidity (APC-TU, Ponselle), the velocity and the height of stream water (Starflow, Unidata Australia). A measure of turbidity is obtained by the transmission of a luminous signal to an optical receptor. The signal intensity decreases with increasing water turbidity. Turbidity is expressed in FTU (Formazin Turbidity Unit). The turbidimeter calibration was made in the laboratory with Formazin solutions (NF EN ISO 70 27). The calibration was completed with field samples collected twice a month and within a few floods. The effect of granulometry on turbidity (Pfannkuche and Schmidt, 2003) was considered in the scatter of the calibration curve, as samples were collected under various hydrological conditions.

Relationships between turbidity and SSC were established for each stream (Birgand *et al.*, 2004) and presented high correlation coefficients (Moulinet : $R^2= 0.959$ with 125 samples ; Violettes : $R^2=0.942$ with 147 samples). SSC estimates from turbidity data were validated (Birgand *et al.*, 2004) with respectively 30 and 28 samples of suspended sediment from the Moulinet and the Violettes catchments.

Discharge was calculated by combining height measured by ultrasound and velocity measured by Doppler-effect, both using a Starflow device. This Starflow was placed in the middle of a wooden flume built in the bed channel in order to maintain the flow uniform by decreasing rugosity and turbulence (Birgand *et al.*, 2005). Flume shape (width, geometry..) is known and it allows to calculate the section for each water level. Velocity (V_c) was then measured at the centre of this wooden section. V_c was compared to the mean velocity (V_m), measured with a velocity meter in all sections (also with Doppler-effect). The relationship between V_c and V_m was established, with a correlation of $R^2=0.971$ (Birgand *et al.*, 2005).

Water turbidity, velocity and height were measured every 30 seconds and averaged every 10 minutes.

2.3. SSC-Discharge analysis methodology

Relationships between SSC and discharge were studied : (1) during the hydrological year, from monthly means of SSC and discharge, with distinction between outside and within flood periods, (2) during floods, from continuous measures. We use the term “flood”, as synonymous to a complete hydrological event with rising and recession limbs. We decided to consider the following characteristics. Flood begins when discharge increase is superior to 3 l s^{-1} per 10 min or when SSC increase is superior to 10 mg l^{-1} per 10 min. Flood ends when discharge and SSC decrease are respectively inferior to 3 l s^{-1} and 10 mg l^{-1} per 10 min. Sometimes, when several floods followed each other, a new increase of discharge could happen while the prior discharge recession was not finished : these floods were considered separately or like a single event, according the decrease level of the first event.

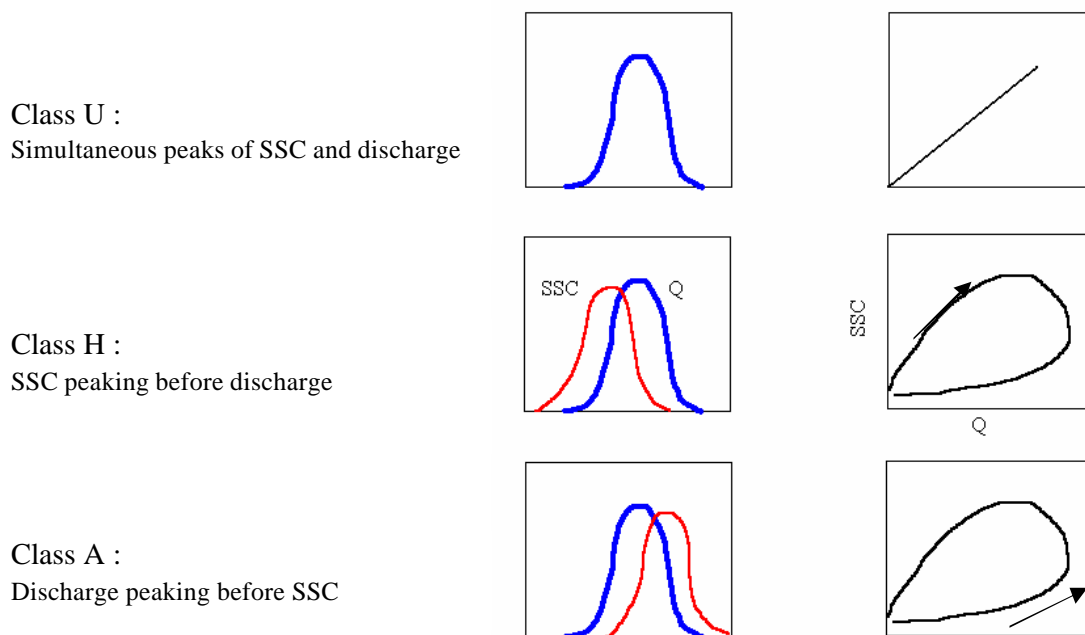


Fig. 3 - Theoretical classes of SSC-discharge relationships during floods (from Williams, 1989). SSC=Suspended Sediment Concentration ; Q=discharge.

Typology of SSC-discharge relationships during floods generally lies on the simultaneity or interval between SSC peak and the discharge maximum. We used a typology with 3 classes, inspired by that of Williams (1989) (Fig. 3). Typology interpretation is not unique and varies according to the study context.

- In the first class, “U”, peaks of SSC and discharge arrive simultaneously. The SSC versus discharge plot is symmetric between rising and falling stages, without

hysteresis or with a thin one. This class is classically interpreted as the mobilisation and transport of particles (Jansson, 2002), whose availability is not restricted during the flood for the concerned range of discharge. At low discharge, particles are coming from fine deposited sediment (Hudson, 2003) or maybe from bank materials already destructured by either collapsing or cattle trampling (Lenzi and Marchi, 2000). At high discharge, particles are coming from coarser deposited sediment and/or from bank and channel hydrological erosion. Particles can also come from more remote sources as surface soil erosion, when discharge is principally linked to surface runoff.

- In the second class, “H”, the SSC peak arrives before the discharge peak and the relation between SSC-discharge describes a clockwise asymmetric loop. This class is classically interpreted as the mobilisation of particles whose availability is restricted during the event for the concerned range of discharge. Particles are believed to come from the removal of sediment deposited in the channel, with a decreasing availability during the event (Stegen *et al.*, 2000 ; Lenzi and Marchi, 2000 ; Jansson, 2002 ; Goodwin *et al.*, 2003). Particle production by erosion cannot re-supply the deposited sediment stock decrease. The hypothesis of an important contribution of hillslope soils can be dismissed.
- In the third class, “A”, the SSC peak arrives later than the discharge peak and the SSC-discharge relationship describes an anticlockwise loop. This class is classically interpreted as the arrival of more distant particles, coming from hillslope soil erosion or the upstream channel (Lenzi and Marchi, 2000 ; Brasington and Richards, 2000 ; Goodwin *et al.*, 2003 ; Orwin and Smart, 2004). Particles can also come from processes with slow dynamics (slower than the discharge rise) : for example, bank collapse may happen when banks material is saturated enough.

Typology interpretation could also depend on other flood characteristics. We completed this typology with an analysis of the range of SSC versus discharge during the flood. SSC maxima depends at the same time on the stream transport capacity and on discharge, but also on the availability of particles to be mobilised at this discharge. We focused on SSC maxima versus discharge to compare the variation of particle availability during the different floods. During recession flow, discharge decrease leads to sediment deposition. We focused on SSC at discharge maxima to compare the deposition capacity of the stream during the falling stage of different floods.

Here are presented data collected from June 2002 to May 2003. Rainfall from June 2002 to May 2003 was about 925 mm, close to the mean annual rainfall. Floods happened between August 2002 and March 2003, most of them between October and January (Tab. 2). Three floods were also monitored in May 2003. The total number of floods was 66 on the Violettes and 76 on the Moulinet. The difference took place in November, when more floods were distinguished on the Moulinet, because of its faster response to rainfall variations (Fig 6). Discharge maxima was generally higher on the Moulinet than on the Violettes for the hydrological event.

3. Results

3.1. Annual budgets

During the period from June 2002 to May 2003, the SS budgets were about $36 \cdot 10^3 \text{ kg km}^{-2} \text{ y}^{-1}$ on the Violettes and $26 \cdot 10^3 \text{ kg km}^{-2} \text{ y}^{-1}$ on the Moulinet. Most of suspended sediments were transported during floods, but around 35% on the Violettes and 25% on the Moulinet suspended sediment were transported outside floods (Fig. 4).

3.2. SSC-discharge relationship at the monthly time scale

At the monthly time scale and on both streams, the temporal dynamics of SSC and discharge showed a time-lag (Fig. 4). Highest monthly average SSC was recorded in October, November, December and May whereas the highest discharge was recorded between November and March. SS monthly budget, which lies on both discharge and SSC, was highest from October to February, and in May.

Different patterns of SSC-discharge relationship were found between outside and within flood periods (Fig. 5). Outside flood, from June to October SSC and discharge did not vary much. Nevertheless, on the Violettes, between September and October a slight increase in discharge corresponded to a high increase in SSC. From October to December, the high increase in discharge corresponded to a high increase in SSC on the Moulinet and to a decrease in SSC on the Violettes. Then from February to May, outside flood discharge decreased while SSC increased on both streams. Within flood, the SSC-discharge relationship was more complex. It was positive on the Moulinet but more variable on the Violettes, where SSC from December to March were the lowest for the highest discharge. Outside flood and within flood periods, for the same discharge, monthly average SSC were higher on the Violettes than on the Moulinet.

SSC outside flood were quite different from those within floods on the Violettes, while they are little different on the Moulinet.

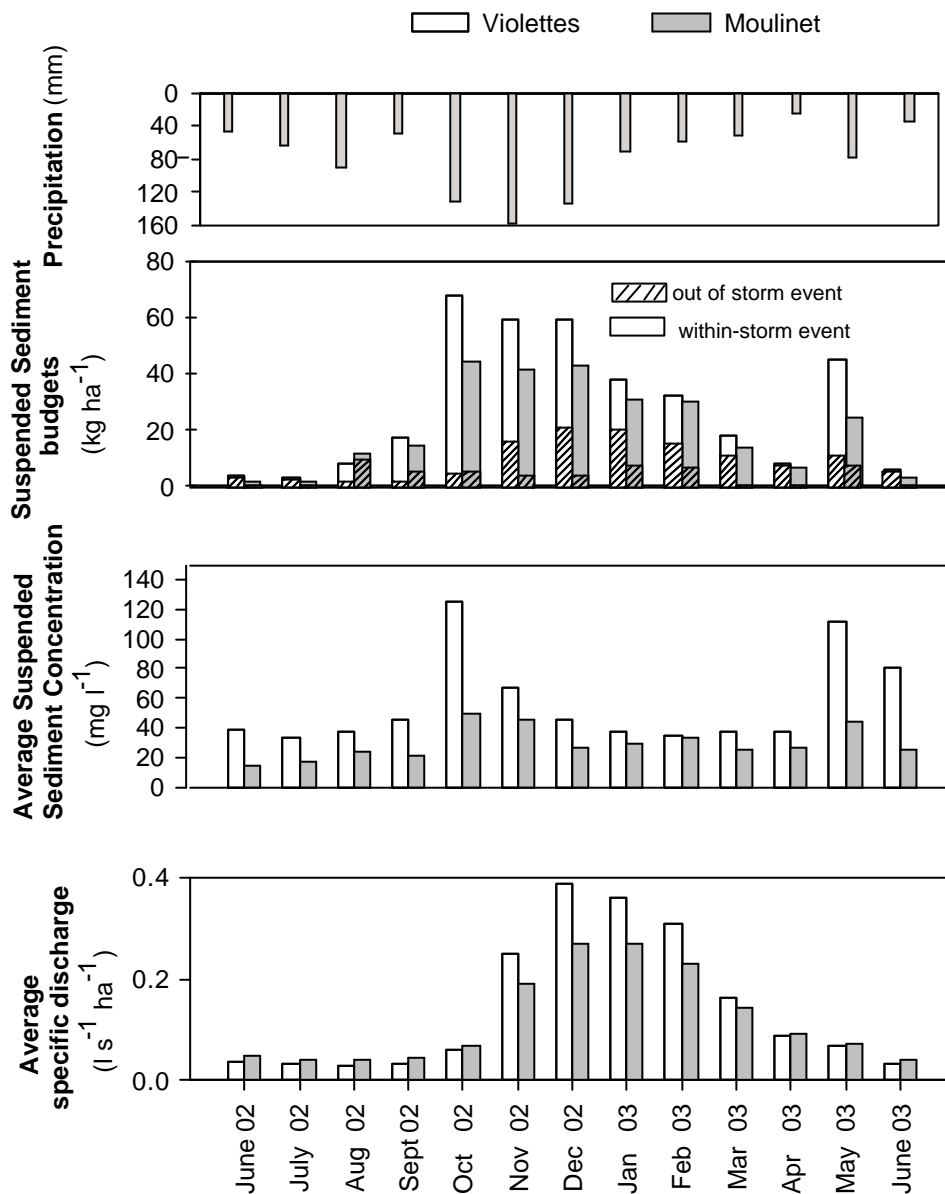


Fig. 4 - Monthly precipitation and SS budgets, monthly means of SS concentrations and discharge (time step of measures : 10 min).

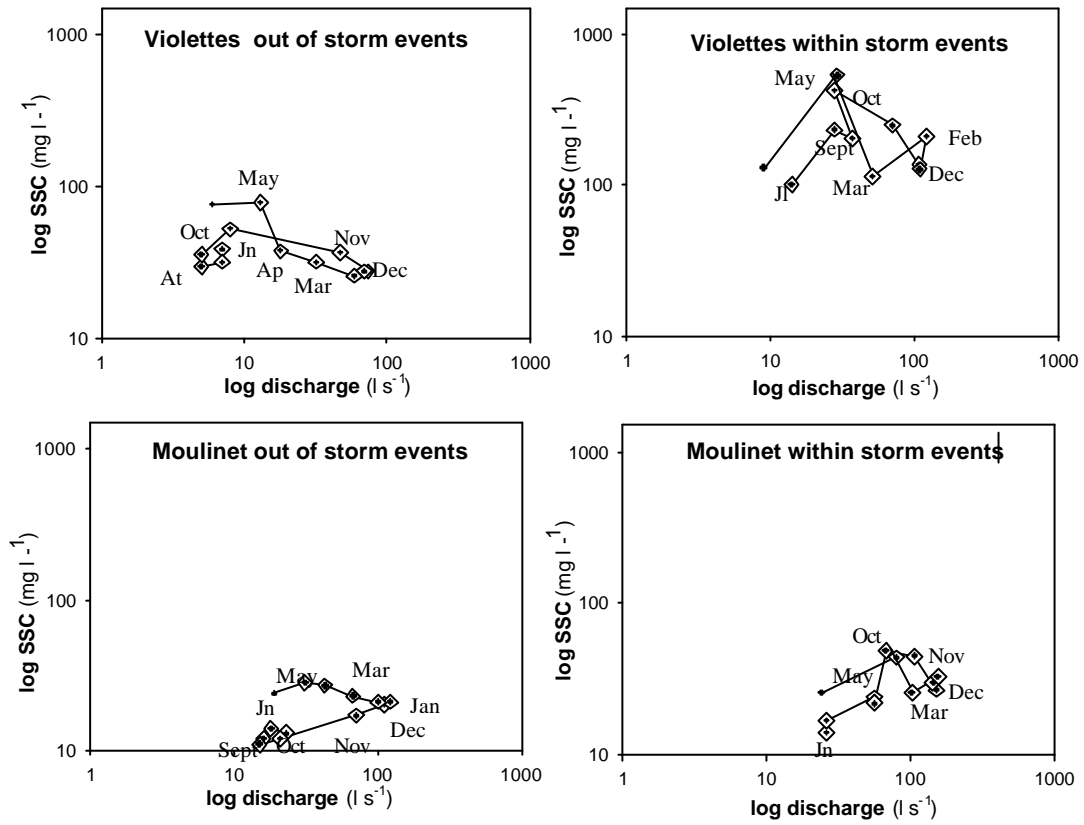


Fig. 5 - Relationship between monthly average SSC and monthly average discharge, out of storm and within storm events.

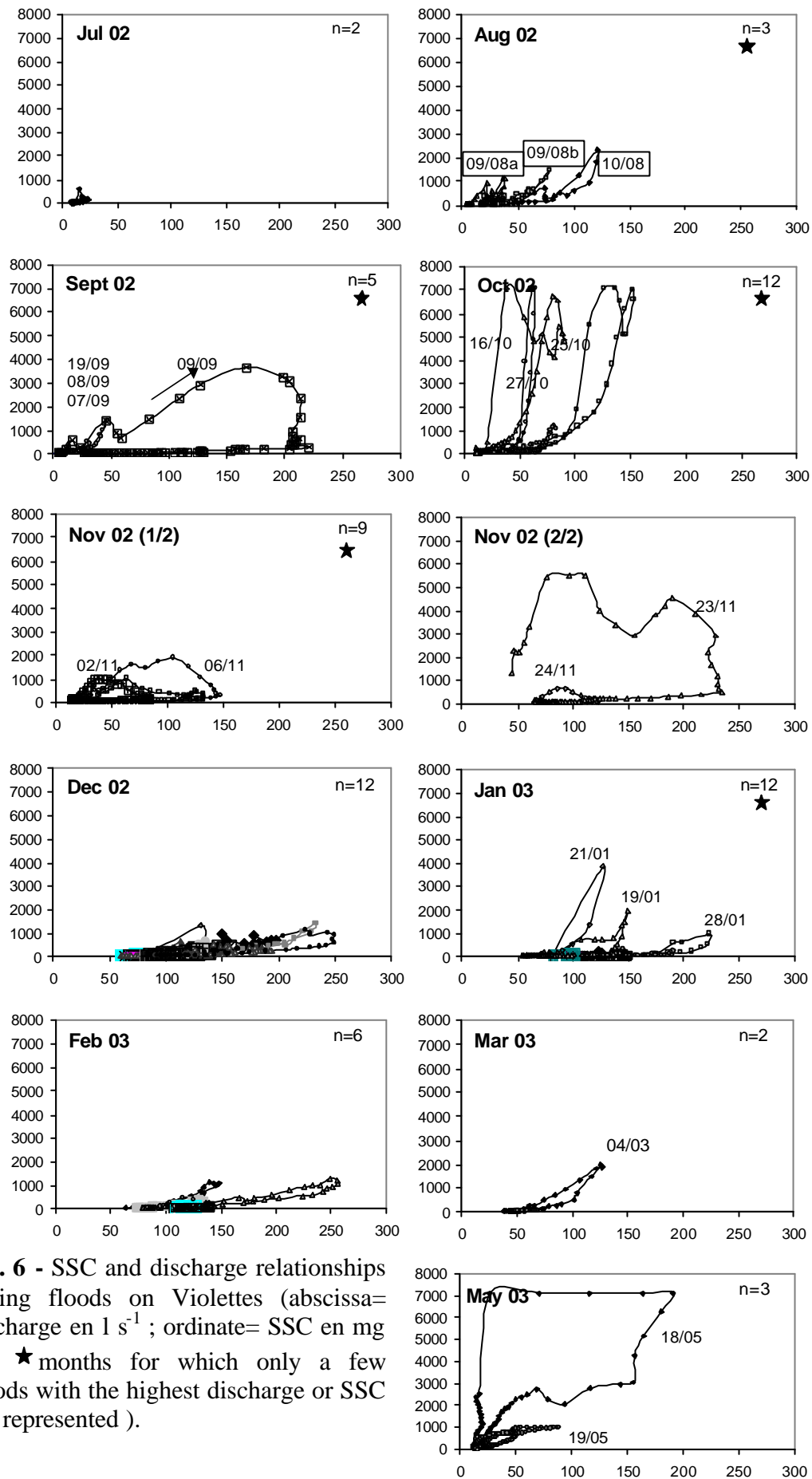


Fig. 6 - SSC and discharge relationships during floods on Violettes (abscissa= discharge en $l\ s^{-1}$; ordinate= SSC en $mg\ l^{-1}$; ★ months for which only a few floods with the highest discharge or SSC are represented).

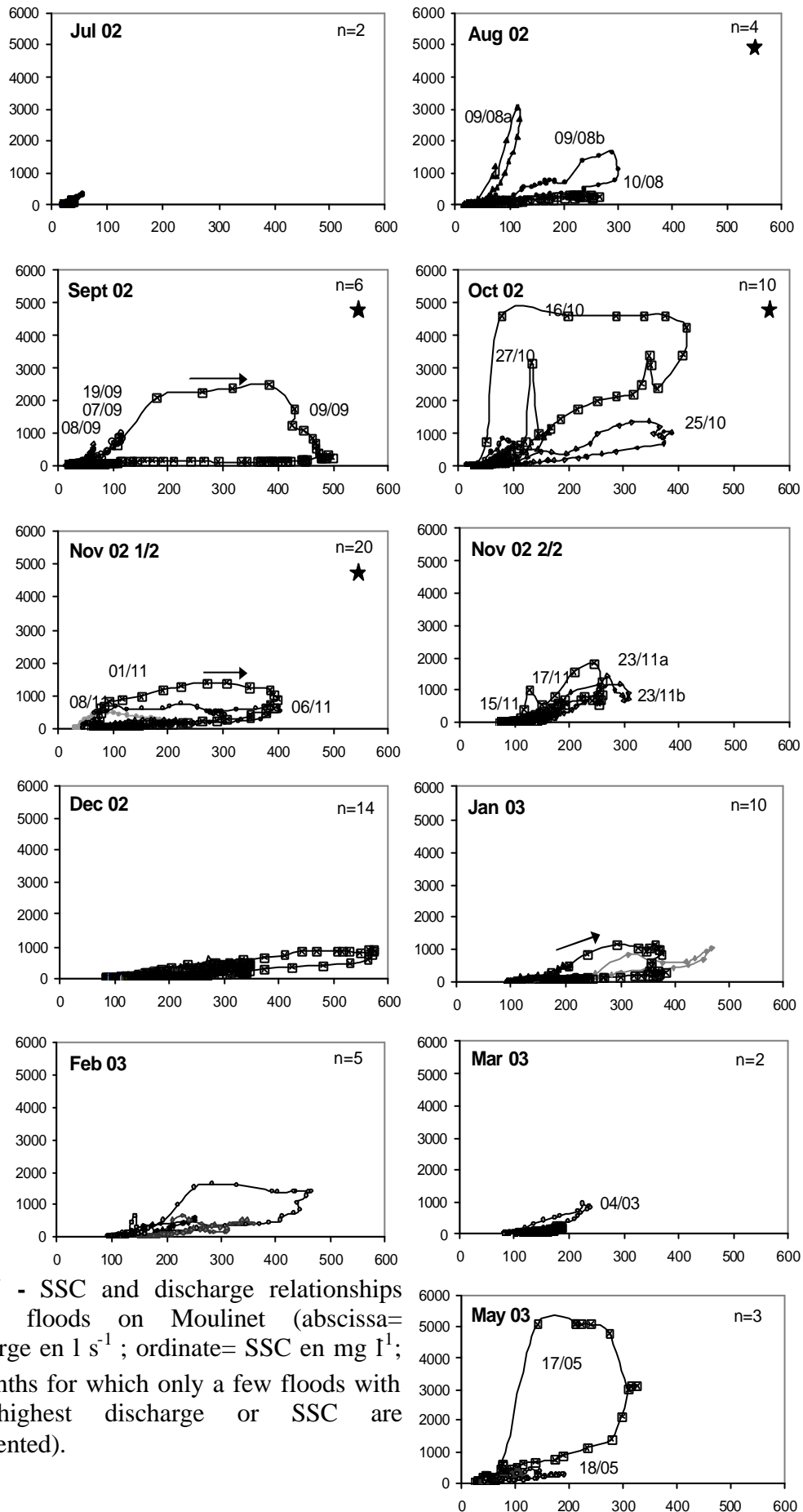


Fig. 7 - SSC and discharge relationships during floods on Moulinet (abscissa= discharge en $l\ s^{-1}$; ordinate= SSC en $mg\ l^{-1}$; ★ months for which only a few floods with the highest discharge or SSC are represented).

3.3. SSC-discharge relationship at the flood time scale

The pattern of the SSC-discharge relationship during floods varied through the hydrological year (Fig. 7 and 8, Tab. 2). From August to October, floods principally belonged to class U with exponential rising and falling limbs and secondarily to class H (clockwise loop). In November, floods mainly belonged to class H on the Moulinet whereas they all belonged to this class on the Violettes. Hysteresis became more and more flat and disappeared: most floods belonged to class U, with a linear pattern in December and with a slightly exponential curve from January to March. In May, the three successive floods belonged to class H then to class U. None of the floods belonged to class A (anticlockwise asymmetric loop). A few floods could not be classified because of their complex pattern due to complex precipitation.

Maxima of SSC during floods presented a large range of values for the same discharge but a trend was observed (Fig. 8) : maxima SSC decrease from August to January and increase from January to May.

SSC versus discharge maxima graphs differed from SSC maxima versus discharge only because events of class H were more frequent in November (Fig. 8). The variability of SSC at discharge maxima was still high. SSC at discharge maxima was sometimes very high from August to October and decreased clearly in November while discharge maxima increased. It was often low from November to March, whereas discharge maxima were often high.

Finally SSC-discharge relationship during floods evolved in a similar way on both streams (Fig. 7 and 8). However, SSC maxima and SSC at maxima discharge were always higher on the Violettes than on the Moulinet (Fig. 8 and 9).

Tab. 2 - Classes of floods during the hydrological year 2002-2003 on Violettes and Moulinet catchments.

month	Violettes			Moulinet		
	class U	class H	complex	class U	class H	complex
June	-	-	-	-	-	-
July	1	-	-	3	-	1
August	4	-	-	3	1	-
September	4	1	-	3	1	2
October	6	4	3	5	4	2
November	-	9	-	5	10	4
December	8	3	1	9	3	2
January	9	2	-	7	1	-
February	5	1	-	2	-	-
March	2	-	-	2	-	-
April	-	-	-	-	-	-
May	1	2	-	1	2	-

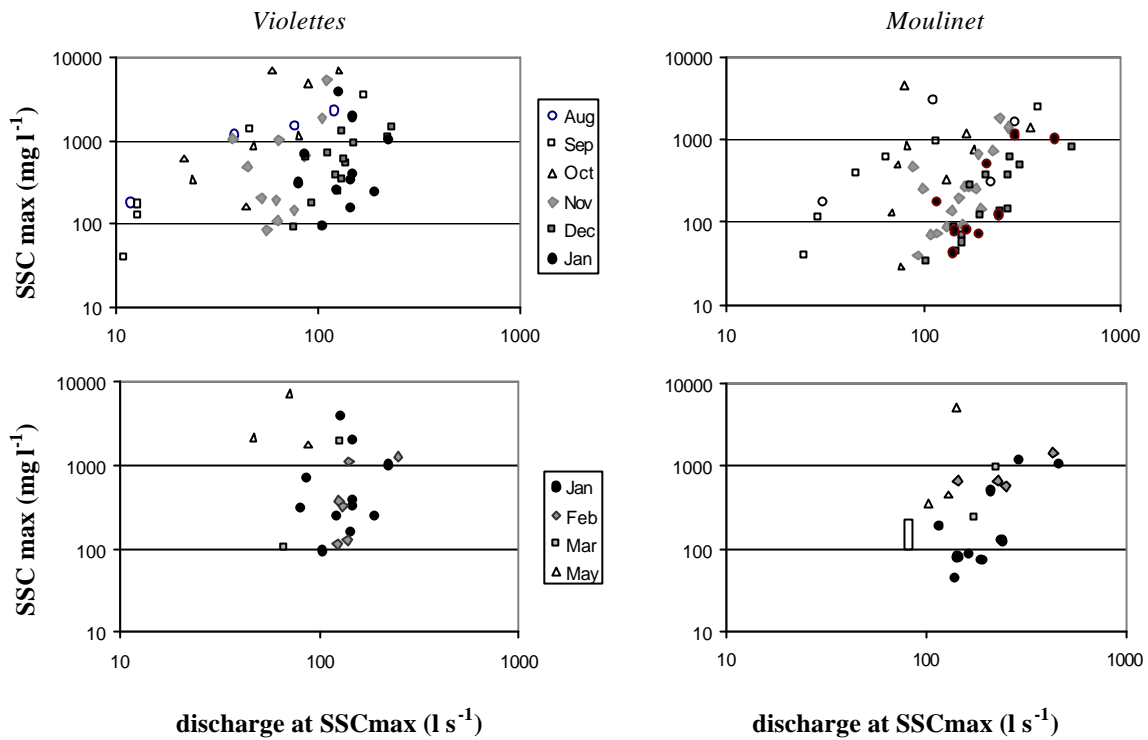


Fig. 8 - Suspended Sediment Concentration and discharge when SSC reaches its maxima during floods on both streams.

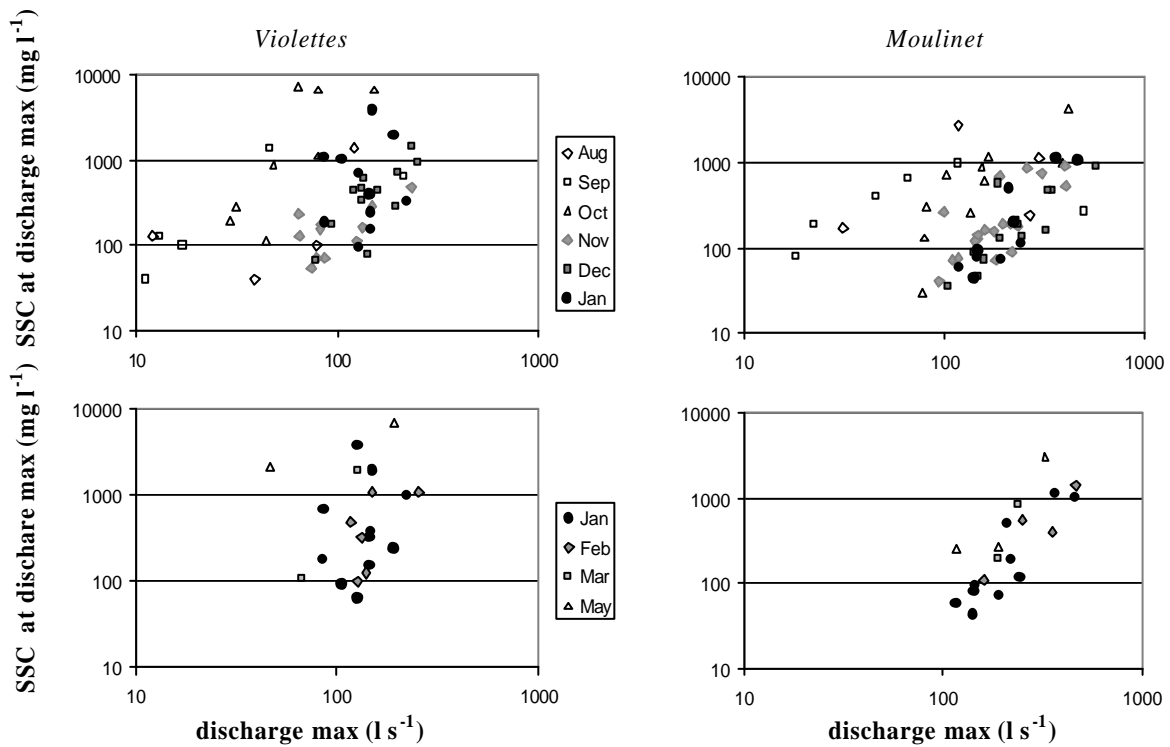


Fig. 9 - Suspended Sediment Concentration and discharge when discharge reaches its maxima during floods on both streams.

4. Discussion

Variations in SSC-discharge relationship through the hydrological year or during each flood are due to temporal variations in particle availability. SSC depends on stream transport capacity and on particle availability. For the same discharge which controls stream transport capacity, SSC varies according to the particles availability. Particle availability is defined by the quantity of particles able to be mobilised, depending on new sediment supply and on deposited sediment stock. When discharge increases, the stream transport capacity usually increases; but if the particle availability is restricted during the same period, SSC may decrease. In contrast when discharge decreases, the stream transport capacity decreases but SSC may increase if the particle availability increases. On the studied streams the decrease in particle availability is observed principally during the autumn at different time scales. This is noticed on the Violettes, at the monthly time scale and from October to December during non-flooding data. It occurs during the floods of class H, which are more frequent during autumn and particularly in November on both streams. It is also responsible for the SSC maxima decrease as discharge increases during successive autumn and winter floods. The particle availability decrease during autumn explains the time-lag between highest monthly average SSC during autumn and highest monthly average discharge during winter. The particle availability stays low during the winter, especially on the Violettes. A new increase in particle availability is observed during the spring on both streams, at monthly time scale outside flood from January to May, and within floods in May where very high SSC maxima values are measured.

Particle availability evolution during the hydrological year is explained by the evolution of the both origins of SS, new sediment supply and deposited sediment stock. At low discharge, SS could come from the mobilisation of fine deposited sediment. At high discharge, SS may result from the mobilisation of coarser deposited sediment or from bank erosion. We dismissed the hypothesis of significant soil erosion. Firstly, in winter, whereas soils are more sensitive to surface runoff and erosion, particle availability is the lowest. SS supply by soil erosion does not compensate other SS origin depletion. Secondly, hydrological study on the Moulinet catchment shows that flood discharge increase is essentially caused by groundwater input increase and not by surface runoff production (Grimaldi *et al.*, 2004). Thirdly, the absence of floods of class A strengthens the fact that within floods SS is coming from the channel (deposited

sediment, bank material) and its nearby areas. Sediment primary origin was damaged banks in agreement with field observations. The damage was linked to channelization of streams and to bank destruction or trampling caused by cattle present in pasture near the stream from spring to autumn (Trimble, 1993). The already ruined bank materials add to the deposited sediment stock to increase the quantity of available particles that can be easily transported. Thus, at the end of summer and beginning of autumn, particle availability is at a maxima. During autumn and winter, particle availability decreased because of deposited sediment stock depletion without enough bank material supply. It increased again in spring with the return of cattle.

Sediment deposition occurs classically during discharge decrease, particularly during the falling stage of floods. On the studied streams, we show that the deposited sediment stock was also restored outside floods, regardless of the discharge decrease. From summer to winter the decrease in SSC at discharge maxima indicates that the stock of deposited sediment was less and less restored during falling stage of floods. The evolution of sediment deposition explains a part of the general decrease of particle availability during this period. However, a more precise analysis of successive floods shows that the particles availability during the rising stage of some floods was again high, whereas the stock of deposited sediment was almost exhausted and not restored in the falling stage of the prior event. This is clearly illustrated for example by the comparison between the falling stage of the 10th August and the rising stage of the 7-8th September, or between the falling stage of the 9th September and the rising stage of the following event on the 16th October. The same observation was made in spring with the comparison of the falling stage of the 4th March and the rising stage of the 17th May. According to the low discharge between two water level rises, the deposited sediment stock restoration could not be caused by hydraulic erosion. We explain this phenomenon by a production of particles independent of discharge, like bank damage by cattle trampling. The damaged bank material added to the deposited sediment stock increases the quantity of available particles that can be easily transported by the following flood. The restoration of the stock of available particles then increased with the duration between two water level rises. Particles coming from banks degradation by cattle were also mobilised outside flood by the breaking up of bank material in water. This may explain high particle availability observed at a monthly time scale outside flood on the Violettes in October when discharge slightly increased, and on both streams from spring to summer when discharge decreased. In winter, the restoration of

this stock was not efficient, because of the absence of the cattle and because of the continuous export of particles at high discharge.

On both streams, the SSC-discharge relationship globally obeys the same seasonal dynamics. The arrival of cattle in pasture happens at the same time. However, a few differences may be interpreted thanks to field observations of banks and hydrological characteristics. Higher SS budget and SSC on the Violettes than on the Moulinet, outside flood and within flood periods, may be linked to more numerous bank damages by the cattle and to a higher transport capacity. Indeed, probably due to a more marked channelization, the flow velocity was higher on the Violettes. Although discharge at the outlet catchment was lower than on the Moulinet. The difference between flow velocity on each stream increases when discharge increased. The greater transport capacity increases on the Violettes especially during floods, can explain the greater SSC increase between outside flood and within flood periods on the Violettes than on the Moulinet. Because of these differences in bank damage and transport capacity, we can assume that at the beginning of autumn, the stock of deposited sediment is smaller on the Moulinet than on the Violettes. On the Moulinet, its exhaustion quickly occurred in autumn and the increase of hydraulic erosion contribution is identifiable during flooding and non flooding period, at the monthly time scale: SSC and discharge both increased. On the Violettes, the greater stock of deposited sediment is not quickly exhausted. Even if it progressively decreased, the deposited sediment stock contribution to SSC stood higher than the hydraulic erosion contribution. At the monthly time scale, the deposited sediment mobilisation hid hydraulic processes: SSC outside floods decreases whereas discharge increases. In winter the stock is low on both streams and the SSC is less different between the streams.

SS budgets at the catchment outlets are moderate (Moulinet : $26 \text{ ton km}^{-2} \text{ y}^{-1}$; Violettes : $36 \text{ ton kg km}^{-2} \text{ y}^{-1}$), compared to other catchments $<5 \text{ km}^2$ (Tab. 3) and to the range reported in Goodwin *et al.* (2003) (from Wanielista *et al.*, (1977)) for catchments with pastoral land uses : between 1.18 et $84 \text{ ton km}^2 \text{ y}^{-1}$. However, because of the bocage landscape less erosion is expected. On both streams, algae bloom is rarely noticed, and not large enough to explain non-flooding contribution. Origins of these high budgets are due to banks damages resulting from channelisation and mostly to cattle trampling and watering from spring to autumn. Cattle provide particles outside

floods. Most of the bank material stay in the stream, available to be mobilised during flood. But even outside flood, discharge can be high enough to mobilize the smallest particles. This could explain the large non-flooding periods contribution to the annual budget.

Tab. 3 - Sediment budgets on different small catchments.

catchments	area (km ²)	SS annual budget (t/km ²)	reference
Moulinet	4.53	25.4	
Violettes	2.24	36.0	
Jubilee	0.31	129.4	Walling et al. (2002)
Belmont	1.5	81.9	Walling et al. (2002)
Lower Smisby	2.6	80.3	Walling et al. (2002)
New Cliftonthorpe	0.96	65.9	Walling et al. (2002)
Stanley cars	4.55	93.6	Goodwin et al. (2003)

5. Conclusion

The high variability in SSC-discharge relationship during the hydrological year on the small studied catchments is explained by a hydrologically independent origin of SS. Indeed particles are mainly derived from bank degradation by cattle trampling, present in pasture near the stream from spring to autumn. Destructured bank material feeds the deposited sediment stock and increases the particle availability at low discharge and during outside floods periods, at the contrary of hydraulic erosion which increases particle availability during floods and feeds the deposited sediment stock during falling stages of these floods. The deposited sediment stock is at its maxima at the end of summer, and it is progressively depleted during autumn and winter, and increases again in spring.

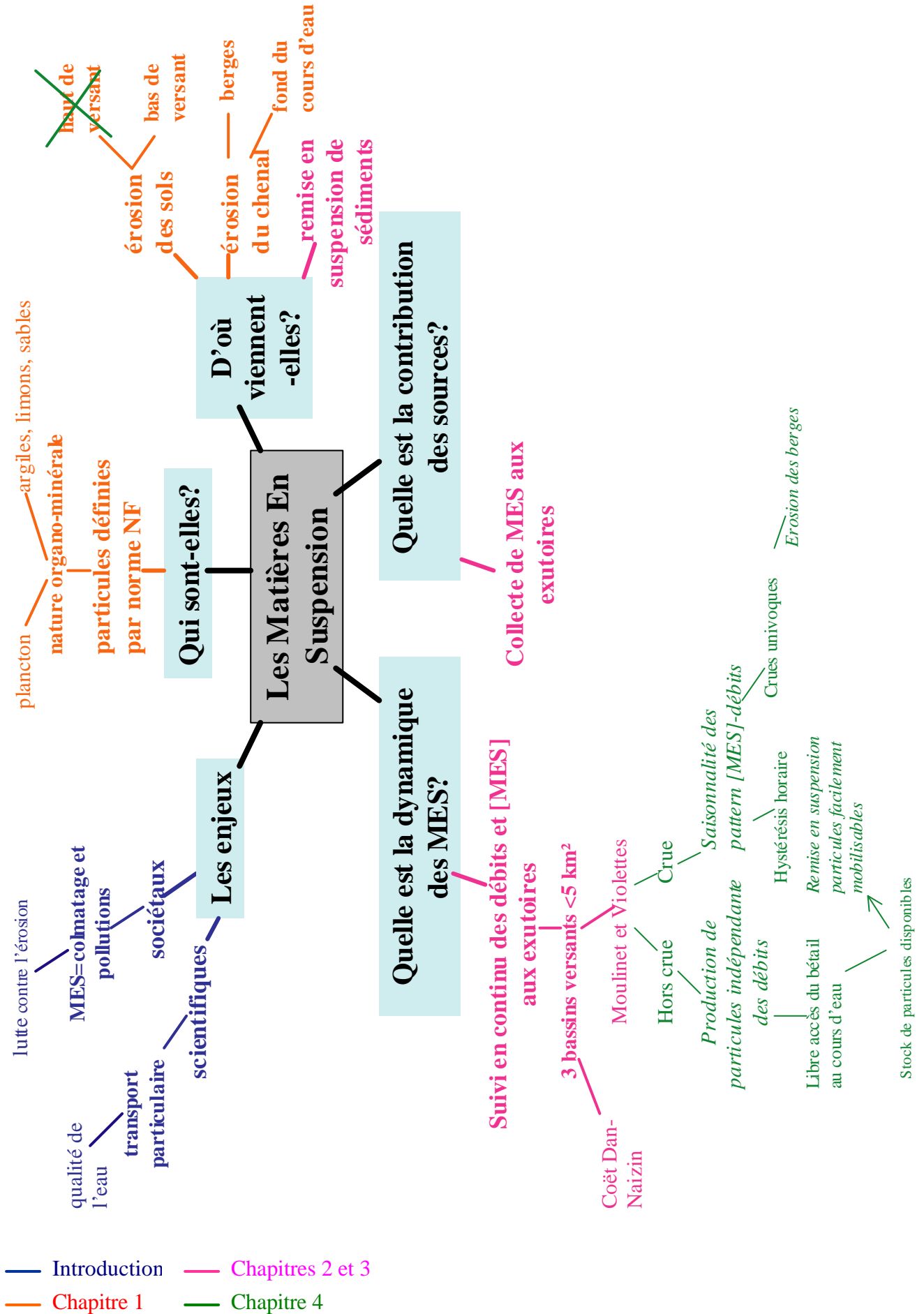
This behaviour has been noticed thanks to a chronological approach through the hydrological year in the SSC-discharge relationship. Outside flood periods were considered to explain differences in particle availability between successive floods. Within floods particle availability has been characterised using SSC-discharge relationship typology completed with analysis of the range of SSC versus discharge during rising and falling stages.

This study showed the importance of the areas localised closed to streams in the SS production on small cattle rearing catchments (Trimble and Mendel, 1995). As these areas are particularly concerned by cattle watering places and channelisation, they have to be integrated in territory management.

Conclusions partielles de la partie III, chapitre 4.

A l'issue de ce chapitre 4, les dynamiques des MES sur les bassins versants du Moulinet et des Violettes en crue et hors crue sont caractérisées pour une année. Leur dynamique repose sur la variabilité de la disponibilité en particules au cours de l'année. Nous avons émis deux hypothèses : d'une part que les particules pouvaient provenir essentiellement des zones proches du cours d'eau et du cours d'eau lui-même et d'autre part que le bétail pouvait être considéré comme un paramètre influant sur la dynamique des MES, mais indépendamment de l'hydrologie.

Carte heuristique évolutive.



- Introduction
- Chapitre 1
- Chapitres 2 et 3
- Chapitre 4

Chapitre 5.

Déterminants hydrologiques des relations concentration en matières en suspension - débit lors des crues.

1. Introduction

Les concentrations en matières en suspension (MES) dans les cours d'eau s'accroissent avec la disponibilité en particules et l'énergie hydraulique (Klein, 1984 ; Van Rijn, 1984). C'est lors des crues que ces deux paramètres augmentent. Quoique représentant un pourcentage de temps faible sur une année, les crues sont ainsi responsables du transport de la majorité des sédiments et des concentrations les plus fortes. Goodwin *et al.* (2003), ont montré, sur le bassin de Bradford Beck (UK), que six crues seulement, représentant 1,7% du temps, pouvaient exporter 8,9% des sédiments. Une autre étude, réalisée en Amérique du Nord, a montré que 50% des sédiments sont transportés en 1% du temps, en crue et qu'entre 80 et 90% des sédiments le sont en 10% du temps (Meade *et al.*, 1990). Lors des crues, les concentrations peuvent augmenter d'un facteur 100 et les débits d'un facteur 25 (Lefrançois *et al.*, 2006 ; chapitre 4).

Lors des crues, l'augmentation des concentrations avec le débit est très variable selon les sites, et selon les crues pour un même site. Différents patterns dans les relations concentration en MES en fonction du débit peuvent être identifiés. Williams (1989) a distingué 5 classes de relations : univoque, hystérésis horaire, hystérésis anti-horaire, univoque plus boucle et figure en huit. Une interprétation en terme de processus de chacune de ces classes a été proposée. Ces interprétations sont cependant discutables en terme de source de particule mise en jeu. Ainsi, des crues univoques peuvent être associées i) à un apport de MES ininterrompu au cours de la crue (Williams, 1989) ; ii) à la mise en jeu de particules issues du lit de la rivière (Hudson, 2003), iii) à une production de nouvelles particules après des crues où les particules fines sont parties (Walling et Webb, 1982). De même, des crues à hystérésis horaire peuvent être associées à : i) une remise en suspension des particules avec une érosion limitée puis une dilution (Picouet *et al.*, 2003) ; ii) à la mise en jeu de particules issues des zones proches du cours d'eau ou du cours d'eau lui-même, au moins au début de la crue (Klein, 1984 ; Orwin et Smart, 2004) ; iii) à un épuisement du stock de sédiments au cours de la crue (Van Sickle et Beschta, 1983).

Sachant que la contribution des différents processus varie selon la taille du bassin, la pluviométrie et l'humidité du sol (Klein, 1984), une amélioration pour mieux contraindre l'interprétation des relations concentration en MES-débit est de compléter leur étude par une identification des paramètres déterminants associés. Seeger *et al.* (2004) ont ainsi cherché à caractériser ces paramètres pour trois types de crues : les crues horaires, anti-horaires et en

huit. Ils ont isolé 3 paramètres : l'humidité du sol, la pluie sur les 3 jours antérieurs à la crue et la pluie de la crue. Ces auteurs n'ont cependant pas intégré les crues présentant des relations univoques entre concentration en MES et débit. Or, pour certains bassins versants, ces crues sont très nombreuses et nécessitent d'être prises en compte pour la compréhension de la dynamique des cours d'eau (Lefrancois *et al.*, 2006).

Un travail similaire a été réalisé ici sur un petit bassin versant agricole pour les deux types de crues majoritaires : les crues dont les relations concentration en MES-débit décrivent des patterns univoques et celles présentant des hystérésis horaires. A la différence des crues à hystérésis horaire, les crues à relation concentration en MES-débit univoque ont été jusqu'ici peu explorées. L'objectif de cette étude est d'une part, de rechercher les déterminants hydrologiques associés à chaque type de crue pour améliorer l'interprétation des processus à l'origine des MES ; d'autre part, de participer au recensement des interprétations des pattern de crue dans des contextes diversifiés.

2. Matériels et méthodes

2.1. La zone d'étude

Le ruisseau du Moulinet est un cours d'eau du second ordre (Strahler, 1952). Il est un affluent de l'Oir, lui-même affluent de la Sélune, qui se jette dans la baie du Mont Saint Michel dans la Manche (nord-ouest de la France) (48°N , 1°W) (Fig. 1). Les caractéristiques du bassin sont résumées dans le tableau 1.

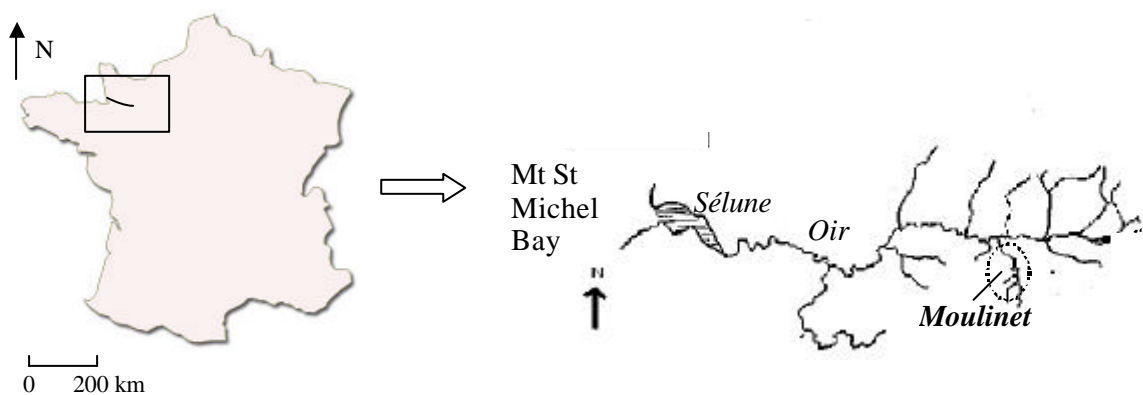


Fig. 1 - Localisation du bassin du Moulinet.

Tab. 1 - Caractéristiques du bassin versant du Moulinet.

caractéristique	valeur
superficie du bassin (km ²)	4.53
longueur du cours d'eau (km)	4.9
pente moyenne du cours d'eau (%)	1.8
largeur à l'exutoire (m)	1.5
altitude minimale du bassin (m)	55
altitude maximale du bassin (m)	134

Le bassin versant du Moulinet fait partie du massif Armoricaïn, typique des anciens massifs précambriens de l'Europe de l'Ouest. Le sous-sol est constitué de schistes Briovériens (Langevin *et al.*, 1984). Des limons éoliens recouvrent avec une épaisseur variable l'altérite de schiste. Les sols des pentes des versants sont bien drainés, alors que ceux de fond de vallée présentent des traits d'hydromorphie. Les sols sont limoneux avec en surface la distribution granulométrique moyenne suivante : argile (0-2 μm) environ 120 g kg⁻¹, limon fin (2-20 μm) 520 g kg⁻¹, limon grossier (20-50 μm) 200 g kg⁻¹ et sable (50-2000 μm) 160 g kg⁻¹.

Le climat est tempéré océanique. La pluviométrie annuelle est de 900 mm (moyenne établie sur les années 1970 à 1991, Météo France, Isigny Le Buat) et l'intensité des précipitations est modérée. Les précipitations sont réparties le long de l'année, un peu plus élevée de septembre à mars. L'évapotranspiration conduit à un déficit hydrique plus marqué de avril à août.

Le bassin versant est soumis à une agriculture modérément intensive, souvent constituée de petites exploitations familiales. Les sols agricoles sont utilisés pour la culture du maïs ou du blé (47%), ou pour la pâture (46%) (Macary et Paulais, 2003). 93% des parcelles situées en bordure du cours d'eau sont utilisées en tant que prairie; 6, 5% sont utilisées pour la culture des céréales. Des zones humides existent le long du cours d'eau. Le bassin versant présente un paysage de bocage avec de nombreuses haies.

La présence des prairies et l'existence de nombreuses haies limitent en parallèle l'exportation des particules des sols du versant aux cours d'eau. Les particules proviennent essentiellement des berges, sous l'action des forces hydrauliques d'une part, mais surtout d'autre part sous l'action du bétail qui piétine et dégrade les berges en venant s'abreuver (Lefrançois *et al.*, 2006).

2.2. Instrumentation

A l'exutoire sont mesurées :

- la concentration en matières en suspension, à l'aide d'un turbidimètre (APC-TU, Ponselle), les mesures de turbidité étant transformées en concentrations en MES à l'aide d'une relation d'étalonnage,
- la hauteur d'eau, à l'aide d'un capteur à ultra-sons,
- la vitesse de l'eau, à l'aide d'un capteur à effet Doppler.

Les hauteurs d'eau et les vitesses ont été mesurées de juin 2002 à janvier 2004 à l'aide d'un Starflow (Unidata Australia). Suite à une panne fatale, le Starflow a été remplacé par un ISCO. Le débit est calculé par combinaison des données de hauteur et de vitesse. Turbidité, vitesse et hauteur de l'eau sont mesurées toutes les 30 secondes et moyennées toutes les 10 minutes.

La pluviométrie est mesurée à l'aide d'un pluviomètre équipé d'un auget de 0,1mm.

Les données utilisées dans cette étude ont été collectées de juin 2002 à mai 2003 et de juin 2004 à mai 2006.

2.3. Méthodes

Le terme de crue fait référence à un événement hydrologique complet, avec une montée de crue et une décrue. Dans notre contexte, nous avons considéré les critères suivants. Une crue débute lorsqu'une augmentation de débit supérieure à 3 l s^{-1} et/ou une augmentation des concentrations supérieure à 10 mg l^{-1} sont mesurées en 10 min. La crue se termine lorsqu'une diminution du débit inférieure à 3 l s^{-1} et/ou une diminution des concentrations inférieure à 10 mg l^{-1} sont mesurées en 10 min. Lorsque plusieurs crues se suivent, il arrive qu'une crue débute alors que la décrue de la première crue n'est pas terminée: ces crues ont été considérées séparément ou comme un seul événement, selon les débits et les concentrations atteints pendant la décrue amorcée du premier évènement.

Les relations entre concentrations en MES et débits au cours des crues sont variables. Sur le Moulinet, nous avons identifié tous les types de classification établis par Williams (1989) : univoque ("single-valued"), hystérésis horaire, hystérésis anti-horaire, univoque avec une boucle et la forme en huit. Notre étude porte sur les deux premiers types car elles sont largement majoritaires, et suffisamment nombreuses pour permettre des analyses statistiques, contrairement aux autres types. Les crues à relation univoque (classe U) sont caractérisées par des maxima de concentration en MES et de débit synchrones, avec des pattern de crue et décrue identiques, qui peuvent être rectilignes ou curvilignes (Fig. 2). Les crues à hystérésis horaires (classe H) présentent un maximum de concentration en MES avant que le débit soit

maximum. Parmi ces crues, sont conservées celles qui ne présentent pas d'équivoque quant à leur classement (Tab. 2), ce qui diminue considérablement leur nombre malgré la disponibilité des données (environ 2/3).

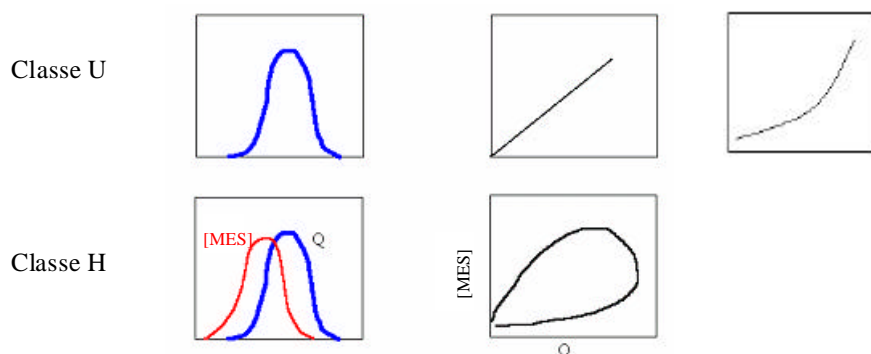


Fig. 2 - Allure des relations concentrations en MES et débit pour les deux classes de crue considérées.

Tab. 2 - Nombre de crues enregistrées et conservées, au total et par saison.

	crues existantes	données manquantes	crues conservées	crues univoques U			crues horaires H		
				total	été Us	hiver Uw	total	été Hs	hiver Hw
nombre	194	51	35	18	9	9	11	5	6

Dans notre recherche des déterminants hydrologiques à l'origine des deux types de crues, nous avons considéré pour chaque crue les variables :

- liées à la crue elle-même:
 - ? intensité de pluie maximale sur 10 min (IP10),
 - ? débit maximal moyenné sur 10 min (Qmax),
 - ? débit de début de mise en mouvement des particules (Qseuil) : il arrive parfois qu'au début d'une crue, le débit augmente sans qu'il y ait une augmentation des concentrations en MES. Nous avons appelé Qseuil le débit correspondant à une augmentation significative ($>10 \text{ mg l}^{-1}$ pour 10 min) des concentrations.
 - ? la durée de la crue (dur).
- liées au contexte hydrologique où se produit la crue :
 - ? débit moyenné mesuré sur les 6h (Q-6h), 24h (Q-24h), les 3 jours (Q-3d), les 7 jours (Q-7d), les 15 jours (Q-15d) précédant la crue,
 - ? débit moyen sur 10 min mesuré avant le début de la crue (Qbef),
 - ? la durée de l'intercruce (inter).

Les statistiques descriptives ont été établies pour ces variables, afin de mieux caractériser les crues.

Une analyse en composantes principales (ACP) est réalisée pour décrire les relations entre les variables hydrologiques pour les crues étudiées, puis pour représenter la disposition des crues appartenant aux deux classes considérées dans l'espace de ces variables.

Une analyse factorielle discriminante (AFD) est ensuite réalisée pour mettre en évidence quelles variables hydrologiques sont associées à chacune des classes de crue considérées. Il s'agit de rechercher les combinaisons linéaires de variables qui permettent de séparer au mieux les deux classes. La minimisation du lambda de Wilks est utilisée comme critère de discrimination des groupes, ainsi que le nombre de crues bien classées. Le lambda de Wilks est égal au rapport de la matrice de covariance intraclasse sur la matrice de covariance globale. Plus celui-ci est petit, plus la différence entre les groupes est grande et plus les différences au sein d'un groupe sont petites.

Ces analyses ont d'abord été réalisées sur le jeu complet de crues (classes U et H), puis en séparant les crues d'été (Us et Hs) et les crues d'hiver (Uw et Hw). L'été et l'hiver sont définis par des critères hydrologiques : l'été correspond aux débits de base les plus faibles : de mai à septembre, et l'hiver aux débits de base les plus élevés, de décembre à février.

3. Résultats

3.1. Description des variables hydrologiques en fonction du type de crue et de la saison

Les crues U correspondent à des contextes hydrologiques (Q_{seuil} , Q_{-6h} à $-15d$) plus diversifiés que les crues H, et à des durées de l'événement climatique et hydrologique (dur, Q_{max}) dans l'ensemble un peu plus faibles. Les crues H présentent des intensités de pluie (IP10) plus élevées (Tab. 3 et Fig. 3).

Un certain nombre de variables hydrologiques sont liées sans surprise à la saison. En hiver, sous le climat considéré, les pluies sont abondantes et fréquentes, l'évapotranspiration est nulle, tous les compartiments hydrologiques sont connectés à la rivière ; les crues, fréquentes en hiver, sont caractérisées par des débits moyens élevés avant la crue (Q_{bef} , Q_{-6h} à Q_{-15d}) et pendant la crue (Q_{seuil} , Q_{max}) (Fig. 3 et Tab. 3). A l'inverse, l'été correspond au régime d'étiage, avec des pluies et des crues plus rares ; la période intercrue (inter) est beaucoup plus longue, les débits antérieurs moyennés de 6h à 15 jours sont plus faibles ; l'intensité des pluies sur 10 min (IP10) peut être très élevé.

Tab. 3 - Données statistiques des différents paramètres par type de crue par saison et par bassin versant. (U : univoque ; H : hystérésis horaire ; s : été ; w : hiver).

	dur (min)	Qbef (l.s ⁻¹)	Qmax (l.s ⁻¹)	IP10 (mm)	Qseuil (l.s ⁻¹)	Q-6h (l.s ⁻¹)	Q-24h (l.s ⁻¹)	Q-3d (l.s ⁻¹)	Q-7d (l.s ⁻¹)	Q-15d (l.s ⁻¹)	inter (min)	Cbef (mg.l ⁻¹)	Cmax (mg.l ⁻¹)
1s	Moyenne	35	63	1	37	36	34	11	29	29	15946	41	252
	Minimum	13	31	0	15	13	14	5	14	0	130	30	84
	Maximum	92	125	3	95	103	103	34	51	50	49755	61	646
	Ecart-type	21	27	1	22	25	25	8	12	16	18518	10	160
2s	Moyenne	42	297	5	48	43	53	18	45	29	24607	19	2156
	Minimum	27	118	1	30	27	29	10	29	0	40	12	850
	Maximum	83	485	9	83	80	109	36	79	42	106650	42	5265
	Ecart-type	21	150	3	20	21	33	11	20	15	40991	13	1696
1w	Moyenne	95	149	1	94	92	94	31	95	99	6409	32	225
	Minimum	31	40	0	31	30	29	10	29	33	630	22	66
	Maximum	162	318	1	164	156	200	67	168	155	16900	43	685
	Ecart-type	50	89	0	48	42	53	18	51	46	5981	8	217
2w	Moyenne	60	288	1	72	135	61	20	64	66	14317	56	934
	Minimum	31	111	1	40	30	30	10	44	47	1210	28	302
	Maximum	107	404	4	125	525	110	37	117	129	40910	75	1577
	Ecart-type	24	114	1	28	174	26	9	26	29	17116	17	454

Rappel : dur=durée moyenne de la crue ; Qbef= débit avant la crue, Qmax= débit maximal en crue ; IP10=intensité de pluie maximale sur 10 min ; Qseuil= débit d'augmentation des concentrations ; Q-6h, Q-24h, Q-3d, q-7d, Q-15d= débits moyens mesurés sur les 6h, 24h, 3j, 7j et 15j avant la crue ; inter= durée de l'intercrue ; Cbef= concentration en MES avant la crue ; Cmax= concentration en MES maximale pendant la crue.

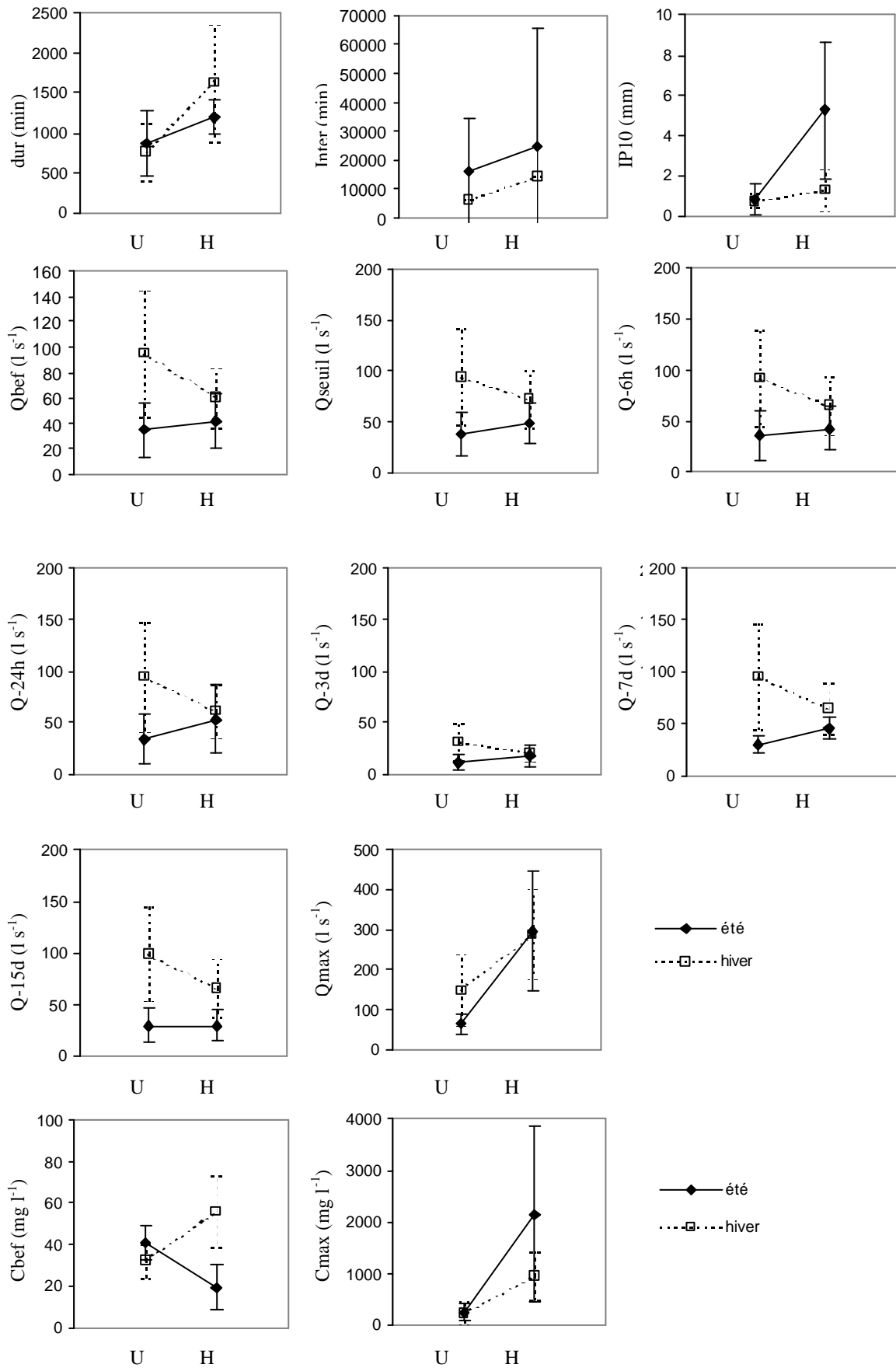


Fig. 3 - Moyennes et écart-types des différents paramètres. (U= crue à pattern univoque ("single-valued") ; H= crue à hystérésis horaire).

La durée (dur) des crues couvre une gamme plus large de valeurs en hiver qu'en été, elle est souvent plus importante en hiver.

Les concentrations en MES juste avant la crue (Cbef) varient nettement selon le type de crue et la saison. Elles sont plus faibles en hiver pour les crues U que pour les crues H, et l'inverse en été. Les concentrations en MES maximales atteintes (Cmax) sont plus faibles pour les crues U que pour les crues H, et ce surtout en été.

3.2. Analyse en composantes principales

Selon le jeu de données, le premier axe factoriel explique entre 53 et 64% de la variance du nuage (Fig 4A, 5A, 6A). Il est clairement déterminé par les variables définissant le contexte hydrologique antérieur à la crue (Qbef à Q-15d). Le deuxième axe explique entre 15 et 21% de la variance du nuage. Il est plutôt déterminé par les variables associées à l'intensité de la crue : le débit maximum (Qmax) et de manière plus variable l'intensité maximale de la pluie en 10 min (IP10) et la durée de la crue (dur). Ces trois variables sont plus ou moins corrélées entre elles. Une dernière variable, la durée de l'intercrue (inter), est relativement indépendante des autres variables, et détermine le 3^{ème} axe qui explique entre 7 et 10 % du nuage.

Quel que soit le jeu de données, les deux classes de crue s'opposent le long du deuxième axe factoriel en relation donc avec l'intensité de la crue à travers les variables Qmax, IP, dur : les crues à hystérésis horaire correspondent plutôt à des crues de forte intensité, à l'inverse des crues univoques. En hiver, alors que les crues Uw sont réparties tout au long du premier axe, les crues Hw sont plutôt associées aux faibles valeurs des variables définissant le contexte hydrologique avant la crue (Qbef à Q-15d).

3.3. Analyse factorielle discriminante

3.3.1. Réduction du jeu de variables

Le cercle des corrélations dans le premier plan factoriel de l'ACP permet de visualiser de manière synthétique les corrélations entre les variables hydrologiques et en conséquence de réduire leur nombre pour l'AFD (Fig. 4A, 5A, 6A). Qbef, Qseuil, Q-6h, Q-24h, Q-3d, Q-7d et Q-15d sont fortement corrélées entre elles, que l'on analyse le jeu complet de crues, ou les crues d'été ou d'hiver séparément.

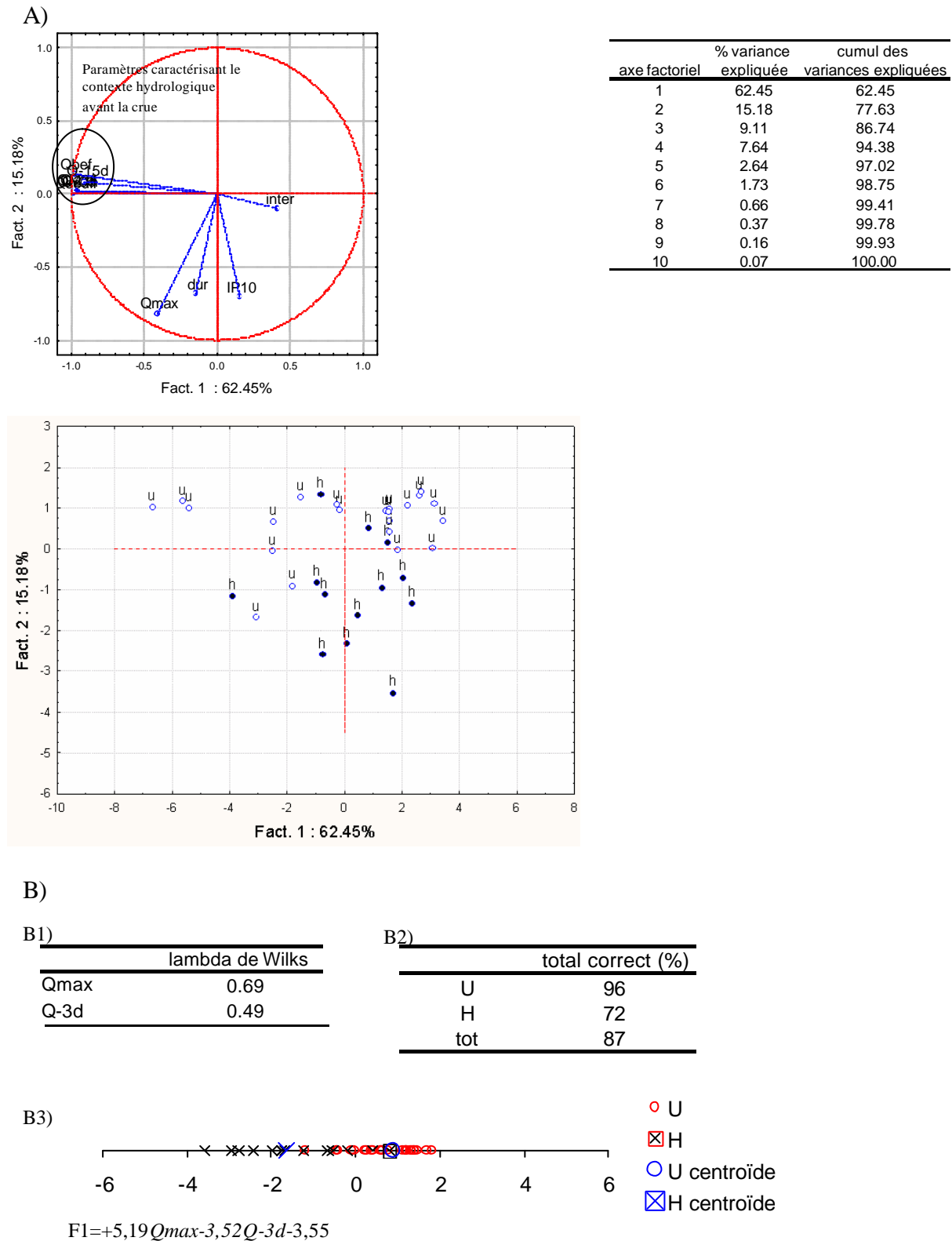
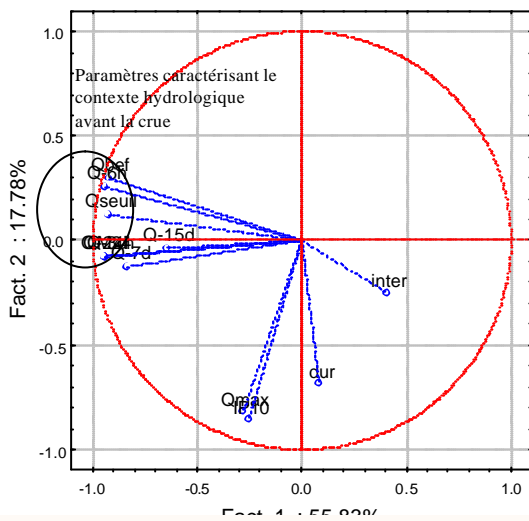
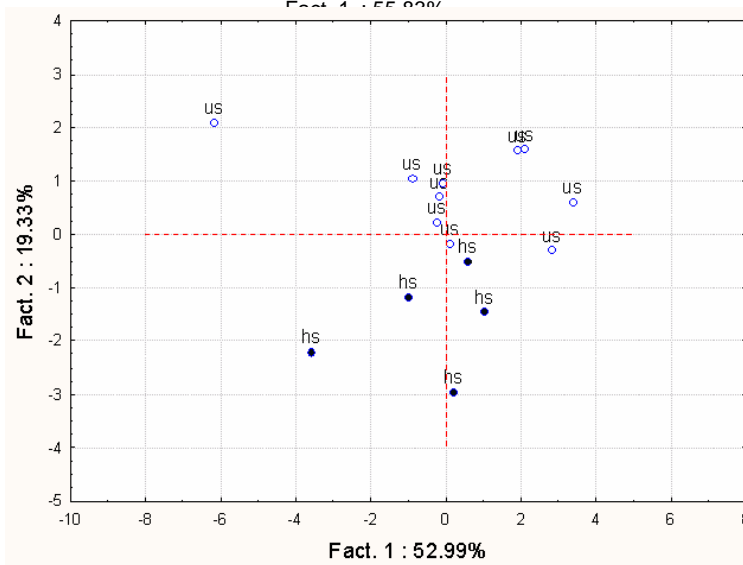


Fig. 4 - A) Représentations des variables et des individus issues d'une ACP avec le jeu global de données ; B) Résultats de l'AFD pour la distinction des crues de type U et H : B1) : résultat de l'AFD ascendante (facteur d'inclusion = 0.01) ; B2) : pourcentage de crues bien classées, B3) : représentation des scores canoniques. U : crue à relation concentration en MES-débit univoque ; H : crue à hystérésis horaire.

A)



axe factoriel	% variance expliquée	cumul des variances expliquées
1	52.99	52.99
2	19.33	72.32
3	10.12	82.44
4	9.50	91.94
5	4.82	96.75
6	1.57	98.33
7	1.12	99.45
8	0.39	99.84
9	0.14	99.98
10	0.02	100.00



B)

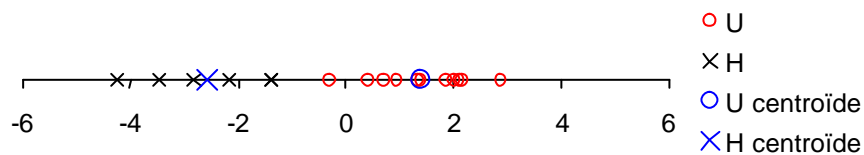
B1)

	lambda de Wilks
Qmax	0.30
IP10	0.20

B2)

	total correct (%)
Us	100
Hs	100
tot	100

B3)



$$F1 = -3,99Q_{max} - 1,64IP10 + 8,05$$

Fig. 5 - A) Représentations des variables et des individus issues d'une ACP avec le jeu des crues d'été ; B) Résultats de l'AFD pour la distinction des crues de type Us et Hs: B1) : résultat de l'AFD ascendante (facteur d'inclusion = 0.01) ; B2) : pourcentage de crues bien classées, B3) : représentation des scores canoniques. Us : crue à relation concentration en MES-débit univoque d'été ; Hs : crue à hystérésis horaire d'été.

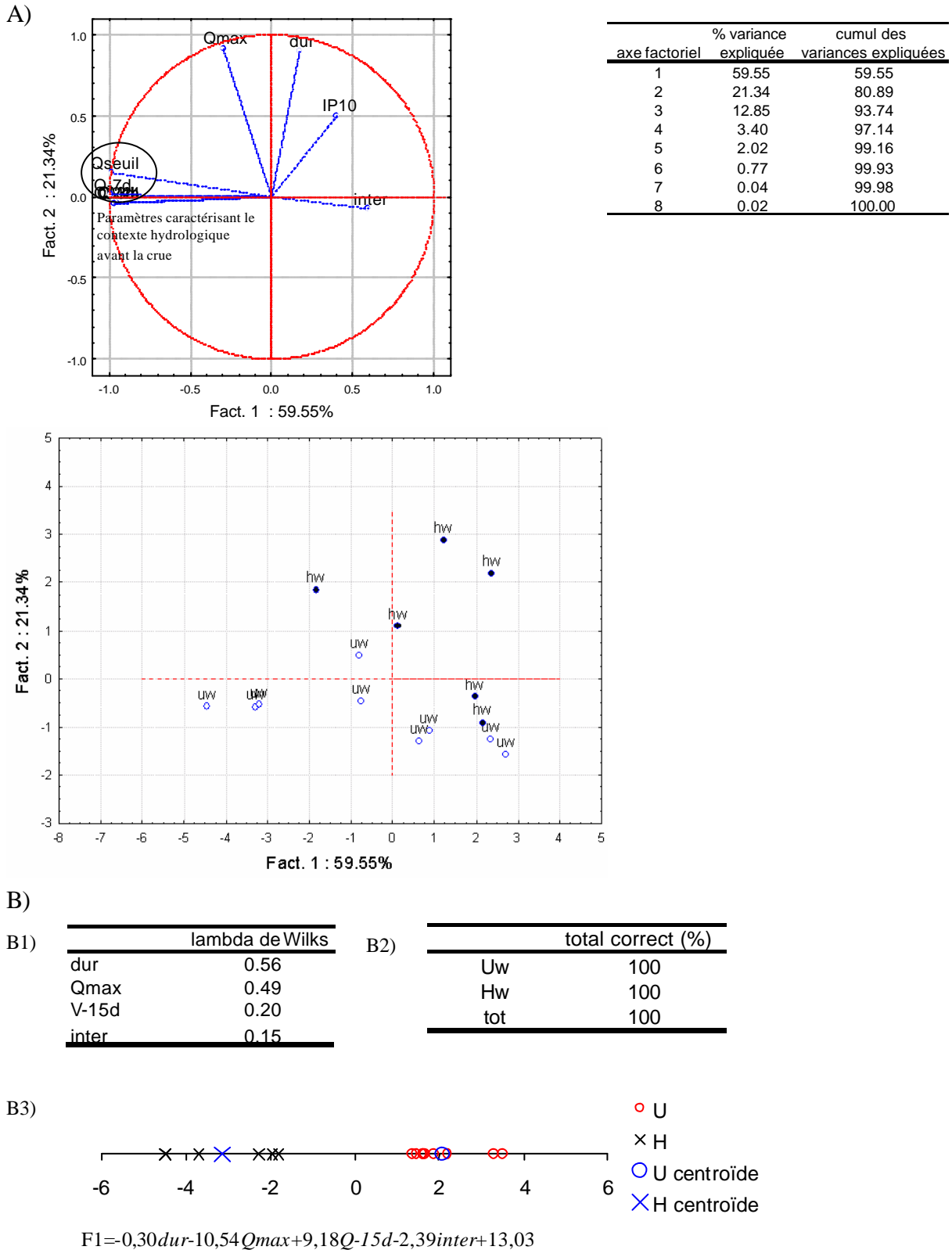


Fig. 6 - A) Représentations des variables et des individus issues d'une ACP avec le jeu des crues d'hiver ; B) Résultats de l'AFD pour la distinction des crues de type Uw et Hw : B1) : résultat de l'AFD ascendante (facteur d'inclusion = 0.01) ; B2) : pourcentage de crues bien classées, B3) : représentation des scores canoniques. Uw : crue à relation concentration en MES-débit univoque d'hiver ; Hw : crue à hystérésis horaire d'hiver.

Nous avons décidé de conserver pour l'AFD Q-15d, caractérisant le contexte hydrologique à long terme avant la crue, ainsi que Qseuil qui caractérise les conditions de l'augmentation des concentrations de MES en début de crue.

L'intensité maximale de la pluie (IP10) apparaît relativement liée en été à la durée de la crue (dur) ($R^2=0,34$), et en hiver à Qmax ($R^2=0,22$), alors que ces variables apparaissent faiblement corrélées pour le jeu complet de crues. Nous avons décidé de conserver ces 3 paramètres, ainsi que la durée de l'intercru (inter).

3.3.2 Test de la normalité

Les valeurs mesurées des différentes variables hydrologiques n'obéissent pas toutes à une loi normale. Une transformation logarithmique a été réalisée pour toutes les variables afin de répondre à cette contrainte pour l'AFD.

3.3.3. Test de l'homogénéité des variances

Pour le jeu de données complet, Qseuil et Q-15d ne satisfont pas le test d'homogénéité des variances. Ils sont remplacés respectivement par Q-6h et Q-3d (Q-7d ne satisfaisant pas non plus au test d'homogénéité des variances).

Pour les crues d'été, dur et Q-15d ne satisfont pas le test d'homogénéité des variances. Dur ne peut être remplacé ; Q-15d est remplacé par Q-7d.

Pour les crues d'hiver, tous les paramètres satisfont le test d'homogénéité des variances.

a) distinction U et H			b) distinction Us et Hs			c) distinction Uw et Hw		
	Levene statistic df1=1 ; df2=56	p-value		Levene statistic df1=1 ; df2=15	p-value		Levene statistic df1=1 ; df2=13	p-value
dur	0.69	0.41	dur	9.44	0.01	dur	0.06	0.82
Qmax	0.13	0.72	Qmax	2.79	0.12	Qmax	1.43	0.25
IP10	2.83	0.10	IP10	1.08	0.32	IP10	0.15	0.70
Qseuil	4.70	0.04	Qseuil	1.17	0.30	Qseuil	1.50	0.24
Q-15d	4.65	0.04	Q-15d	15.72	0.00	Q-15d	1.85	0.20
inter	0.12	0.73	inter	0.41	0.53	inter	0.11	3.75
<hr/>			<hr/>			<hr/>		
	Levene statistic df1=1 ; df2=56	p-value		Levene statistic df1=1 ; df2=13	p-value			
Q-6h	0.00	0.95	Q-7d	2.16	0.17			
Q-3d	4.17	0.05						

Fig. 7 - Test de l'homogénéité de la variance sur le Moulinet : a) sur le jeu complet de données ; b) sur les crues d'été ; c) sur les crues d'hiver. Test de Levene, df1= nombre de classes - 1 ; df2=nombre d'individus - nombre de classes. Les variances sont considérées comme homogènes (hypothèse nulle) si la p-value est supérieure au seuil de signification, fixé ici à 0,05.

3.3.2. Résultats de l'AFD

Lorsqu'on applique l'AFD au jeu complet de crues, la qualité de l'analyse est médiocre, même si le paramètre le plus discriminant est Q_{max} , conformément aux résultats de l'ACP (Fig. 4B).

Lorsqu'on applique l'AFD à chaque population de crues en été et en hiver, la qualité de l'analyse s'améliore : 100 % des crues sont bien classées et les lambda de Wilks cumulés sont plus faibles que pour le jeu complet de crues (Fig. 5B et 6B).

En été, ce sont les variables Q_{max} et IP10 qui discriminent le mieux les classes Us et Hs (Fig. 5B). Q_{max} et IP10 sont corrélés négativement à F1, comme les crues de classe Hs. Les crues Hs sont favorisées par des crues de forte intensité produites par des pluies de forte intensité. Les crues Us se produisent dans des conditions hydrologiques opposées. Ces résultats confortent les résultats de l'ACP.

En hiver ce sont les variables dur, Q_{max} , Q-15d et inter qui discriminent le mieux les classes Uw et Hw (Fig. 6). Q-15d est corrélé positivement à l'axe F1 et s'opposent à Q_{max} , dur et inter corrélés négativement. La représentation sur l'axe F1 des deux populations de crues et de leurs centroïdes montre que les variables sélectionnées opposent nettement les deux populations de crues, les crues Uw étant corrélées positivement à l'axe, les crues Hw négativement. Les crues Hw sont donc associées à des fortes intensités (débit et durée) et/ou à une période sans crue prolongée et/ou à de faibles débits moyennés sur les 15 jours précédant la crue. Les crues Uw se produisent dans des conditions hydrologiques opposées. Elles correspondent à des crues moins intenses et/ou en période de crues fréquentes et/ou se produisant dans un contexte hydrologique de plus forts débits. Toutes ces hypothèses peuvent être contraintes grâce à la représentation de l'ACP et un retour sur les données (Fig. 3). Les crues Hw sont associées à des fortes intensités et à un contexte hydrologique calme précédant la crue. Les crues Uw correspondent à des crues moins intenses, qui se produisent dans un contexte hydrologique diversifié.

4. Discussion

Pour le cours d'eau étudié, les classes de crues à hystérésis horaire et univoque sont largement majoritaires (Lefrançois *et al.*, 2006, chapitre 4). Les évolutions relatives des concentrations en MES et des débits associées à ces deux classes de crue permettent de poser

des hypothèses générales quant à l'évolution de la disponibilité en particules et des processus qui l'expliquent.

Lors des crues à hystérésis horaire, l'augmentation des concentrations en MES accompagne d'abord l'augmentation du débit en début de crue. Puis le débit continue à augmenter mais les concentrations en MES diminuent. La disponibilité en particules n'est plus suffisante pour poursuivre la tendance initiale, soit parce cette disponibilité a diminué dans l'absolu, soit parce que le débit augmente plus vite entraînant un effet de dilution. Lors des crues à hystérésis horaire, aucune production importante de particules ne compense la diminution des concentrations de particules mobilisées en début de crue.

Lors des crues univoques, les concentrations en MES varient comme les débits. Tout au long de la crue, la quantité de particules mobilisées augmente en fonction de l'énergie hydraulique du cours d'eau. Cette quantité n'est pas limitante au cours de la crue par rapport au débit.

La disponibilité en particules est définie par la quantité de particules mobilisables, qui dépend elle-même du stock de sédiments déposés et du nouvel apport de particules produites par érosion. Sur le bassin versant étudié, le bassin du Moulinet, Lefrançois *et al.* (2006) considèrent que l'érosion des sols des versants est négligeable. Les matières en suspension proviennent essentiellement du cours d'eau lui-même ou de ses zones proches : stock de sédiments déposés, érosion des berges. Une source importante de particules correspond aux berges désolidarisées voire effondrées dans le cours d'eau, due à la présence de bovins qui s'abreuvent dans le cours d'eau du printemps à l'automne.

Les déterminants hydrologiques mis en évidence par les analyses statistiques dans notre étude ont permis de préciser ces processus à l'origine de la mobilisation des particules. L'analyse en composante principale (ACP) comme l'analyse factorielle discriminante (AFD) révèlent l'importance de l'intensité de la crue à travers son débit maximal pour produire les crues à hystérésis horaire. Selon le jeu de données auquel est appliquée l'analyse, une crue de longue durée ou d'intensité de pluie élevée favorisent également cette relation d'hystérésis. Ces conditions hydrologiques sont aussi celles qui favorisent a priori la production de nouvelles particules par érosion. Malgré cet apport par érosion, la disponibilité en particules diminue au cours même de la montée de crue. Nous avons vérifié que la diminution des concentrations en MES n'était pas causée par une dilution car le rapport (concentration en MES)/débit diminue dans le même temps.

En été, les déterminants liés à l'intensité de la crue elle-même suffisent à discriminer les deux classes de crue. La disponibilité des particules est importante, liée à la présence d'un stock important de sédiments dû à la décrue printanière ou constitué des matériaux des berges ou des abreuvoirs, fréquentés et dégradés par les bovins (Lefrançois *et al.*, 2006). Seules les crues de forte intensité, avec un débit maximum élevé, souvent associé à une pluie intense, sont capables d'exporter suffisamment de particules pour réduire leur disponibilité. Dans les autres conditions, la disponibilité en particules n'est pas limitante ce qui produit des crues à pattern univoque.

En hiver interviennent en plus d'autres déterminants, liés au contexte hydrologique précédant la crue. Les crues à hystérésis horaire sont favorisées par une intensité forte et par un contexte hydrologique calme. Un tel contexte est favorable à l'accumulation ou à la conservation d'un stock de sédiments déposés dans le cours d'eau ou de particules rapidement disponibles à partir des berges. Cette hypothèse est confirmée par les plus fortes concentrations observées en début de crue pour des débits faibles (Cbef, Fig. 3). Une crue de forte intensité peut réduire significativement la disponibilité en particules, produisant une relation d'hystérésis. A l'inverse, les crues à pattern univoque sont favorisées par une intensité faible et se produisent dans un contexte de débits avant la crue plus diversifié. Celles qui se produisent dans un contexte de faibles débits avant la crue sont interprétées comme les crues U d'été. Les autres correspondent à un contexte bien différent. Les forts débits avant la crue ont déjà réduit fortement le stock de sédiments ou de particules rapidement disponibles à partir des berges, hypothèse confirmée par les plus faibles concentrations observées en début de crue pour des débits élevés (Cbef, Fig. 3). Au cours des crues à pattern univoque, l'augmentation des concentrations en MES liée à l'augmentation du débit a pour origine l'érosion des berges ou de zones proches du cours d'eau (abreuvoirs).

Les crues univoques sont donc observées dans des conditions bien différentes : d'une part lorsque la crue n'est pas assez intense pour réduire la disponibilité des particules au cours de la montée de crue, d'autre part lorsque la disponibilité des particules est très faible en début de crue et augmente progressivement avec la production de nouvelles particules par érosion. Ce dernier cas est observé essentiellement en hiver. Lorsqu'on considère le jeu complet de crues, la moindre qualité de l'AFD s'explique sans doute par l'intégration dans l'analyse de crues des saisons intermédiaires (printemps, automne), mais aussi par la variation des conditions produisant les crues univoques entre l'été et l'hiver.

Les patterns des relations concentrations en MES-débits ne sont pas des indicateurs absolus des sources de sédiment (diCenzo et Luk, 1997). Leur interprétation apparaît liée à certaines spécificités du site étudié. Avec une méthodologie comparable à celle utilisée dans notre étude, Seeger *et al.* (2004) identifient l'état d'humidité du sol comme déterminant essentiel pour discriminer les patterns suivants : hystérésis horaire, hystérésis anti-horaire, et allure en huit. L'état d'humidité du sol influence en effet fortement l'érosion des sols qui est la principale source de particules sur ce site. Nous n'avons pas pu tester cette variable, qui de toutes façons est peu pertinente dans notre contexte, où l'érosion des sols est négligeable. D'autres auteurs pointent la localisation des sources de sédiments pour produire différents patterns : stock de sédiments plus importants à l'amont ou à l'aval du cours d'eau (Jansson, 2002 ; Hudson, 2003), sur l'un des affluents (Asselman, 1999 ; Goodwin, 2003), arrivée d'une ravine près de la station de mesure (diCenzo et Luck, 1997). Ce type d'interprétation ne s'applique pas au Moulinet dont le bassin versant de petite taille, présente une homogénéité d'occupation du sol et où les particules proviennent essentiellement du chenal, des berges ou de zones très proches du cours d'eau (abreuvoirs).

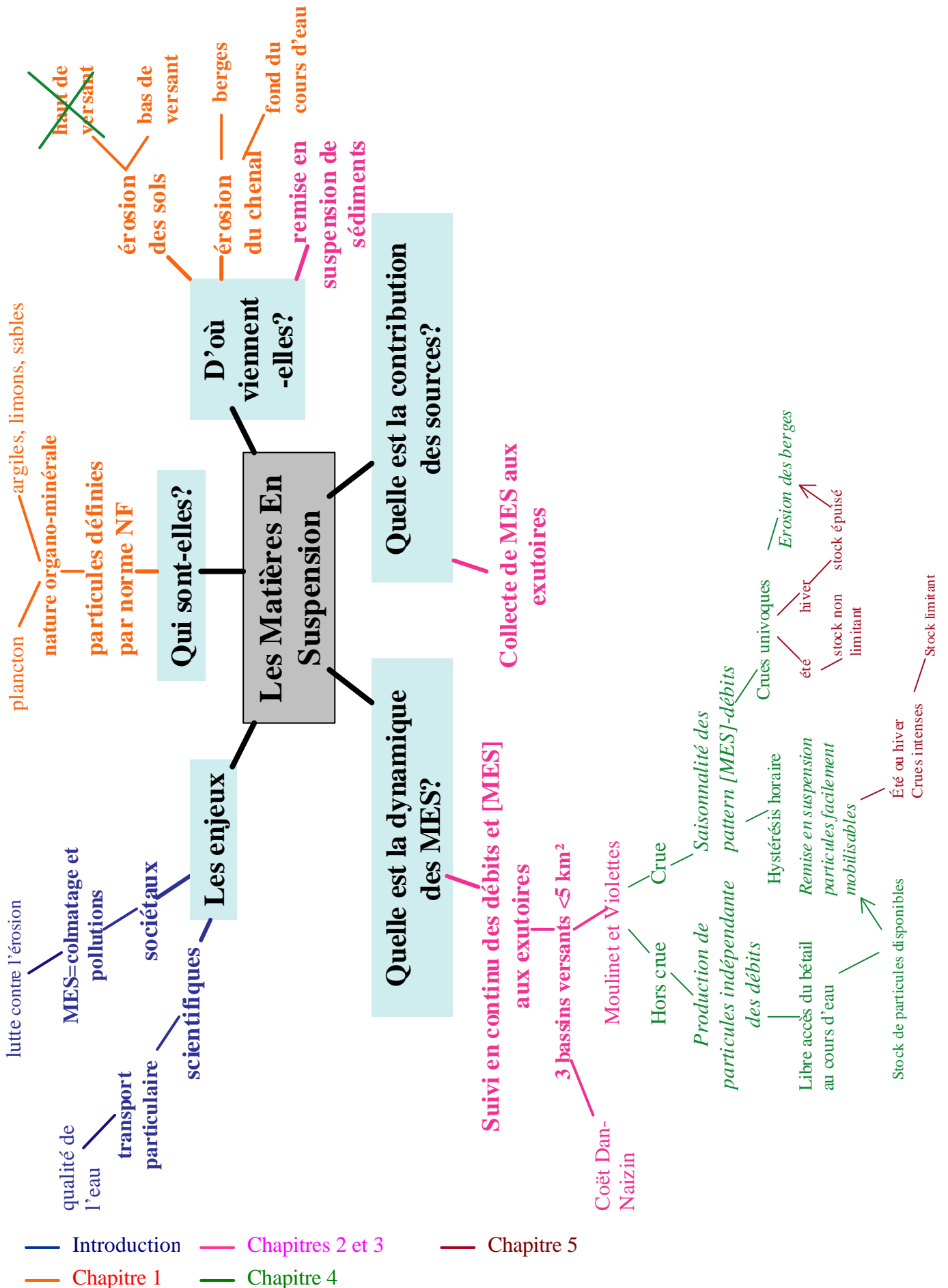
5. Conclusion

Notre étude montre l'importance de référer l'interprétation des relations entre concentrations en MES et débits à la place des crues dans l'année hydrologique. Asselman (1999) affirme que le stock de sédiments déposés est maximal à la fin de l'été en conditions de bas débits, son épuisement se produit en automne quand les débits augmentent, et le stock est faible à très faible en hiver. Sur le Moulinet, cette saisonnalité des stocks est accentuée par la dégradation des berges et des abreuvoirs, du printemps à l'automne, qui augmente la disponibilité des particules dès le début de la crue (Lefrançois *et al.*, 2006). Nos résultats s'appliquent vraisemblablement aux bassins versants où la dynamique des MES est plus liée à ce stock de particules rapidement disponible qu'à l'érosion produite sur tout le bassin versant.

Conclusions partielles de la partie III, chapitre 5.

Nous savons désormais que sur le Moulinet, seuls les événements intenses (durée, débit maximal) parviennent à épuiser le stock de particules disponibles à l'échelle de la crue. En été, si l'événement pluvieux est de faible amplitude, le stock est suffisamment conséquent pour ne pas être limitant : une relation univoque entre concentrations en MES et débits est enregistrée. En hiver, si le stock est épuisé (crues successives), les crues présentent également une relation univoque, mais les concentrations atteintes sont plus basses qu'en été, même pour un débit identique.

Carte heuristique évolutive.



Chapitre 6.

Comparaisons interannuelles et intersites des dynamiques des matières en suspension

Les deux chapitres précédents ont permis de montrer la saisonnalité de la dynamique des MES et d'identifier les déterminants hydrologiques à l'origine de la typologie des crues. Ces conclusions ont été établies en utilisant une partie seulement des données recueillies dans notre travail. L'objectif de ce chapitre est double : i) comprendre la variabilité entre les trois années de suivi, des flux de MES mesurés sur le Moulinet et les Violettes, à partir des conclusions établies sur l'année 2002-2003 ; ii) confronter ces conclusions à des données recueillies sur un autre cours d'eau, le Coët Dan-Naizin, dont les bords de cours d'eau sont plus protégés. La méthodologie utilisée dans ce chapitre est identique à celle des deux chapitres précédents.

Un premier paragraphe rappelle les conclusions établies dans les deux chapitres précédents. Un second paragraphe présente les résultats obtenus, avec des méthodologies identiques, sur les autres bassins versants et pour les autres années de l'étude. Une discussion puis une conclusion permettent d'affiner notre connaissance de la dynamique des MES sur ces bassins versants.

1. Rappel des conclusions établies dans les deux chapitres précédents

L'étude des relations concentration en MES-débit sur le Moulinet et sur les Violettes à partir de données collectées sur un an (2002-2003) a mis en évidence une saisonnalité de la dynamique des MES (Lefrançois *et al.*, 2006, chapitre 4). Celle-ci est liée non seulement aux variations de débit au cours de l'année, mais également aux variations de la disponibilité des particules. Cette quantité de particules disponibles dépend de la quantité de sédiments déjà déposés et de la quantité de particules nouvellement "produites" par érosion. La disponibilité en particules diminue à l'automne, est faible en hiver et se restaure à partir du printemps (Fig. 1). A l'automne, il y a épuisement progressif des particules disponibles dans le cours d'eau, et en hiver, la production de nouvelles particules par érosion ne suffit pas à compenser cette diminution. Au printemps, la diminution globale des débits occasionne une sédimentation des particules qui reconstitue le stock de particules disponibles dans le cours d'eau. A partir du printemps, la présence du bétail (abreuvement, piétinement des berges) dans les pâtures ripariennes contribue également à accroître la disponibilité en particules. Ce phénomène est plus développé sur les Violettes que sur le Moulinet, conduisant à une disponibilité des particules plus importante à l'automne sur le premier ruisseau que sur le second.

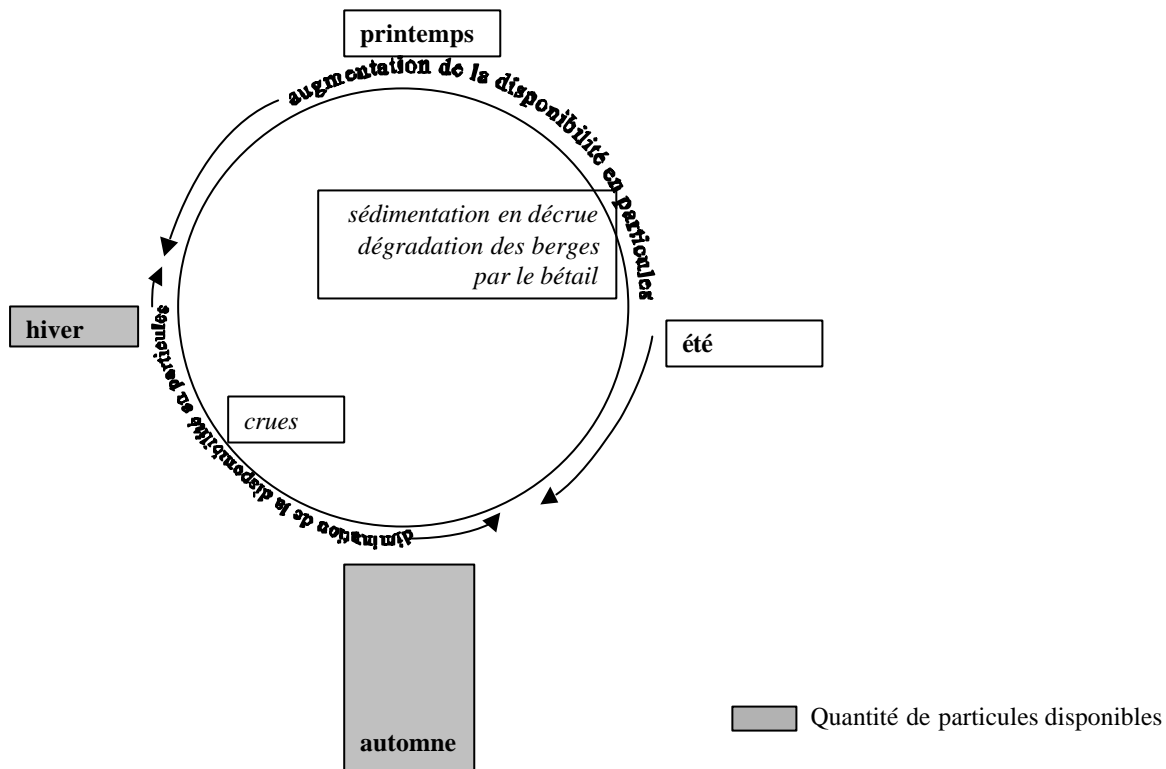


Fig. 1 - Fonctionnement des cours d'eau du Moulinet et des Violettes à partir de données de débit et turbidité de juin 2002 à mai 2003.

A l'échelle des crues, les relations concentration en MES-débit à l'échelle des crues ont été expliquées sur le Moulinet à partir des données collectées sur 3 ans (2002-2003, 2004-2006), en identifiant les déterminants hydrologiques qui les produisent (Fig. 2) (chapitre 5) au cours de saisons hydrologiques contrastées : l'été et l'hiver. Les relations concentration en MES-débit présentant des allures d'hystérésis horaire ("hystérésis pattern") ou univoques ("single-valued pattern") sont les plus fréquentes sur ce bassin. En été, la différence entre ces deux types de relations s'explique par l'intensité de la crue. La disponibilité en particules est grande, et seules les crues intenses, en ce qui concerne la durée de la crue, le débit maximum, l'intensité de la pluie, sont capables d'exporter suffisamment de particules pour réduire cette disponibilité : ces crues sont associées à une relation concentration en MES-débit présentant une hystérésis horaire. Lors des événements moins intenses, la disponibilité en particules n'est pas limitante et les crues présentent un pattern univoque. En hiver, la différence de pattern s'explique en partie par l'intensité de la crue, mais en partie aussi par le contexte hydrologique où se produit la crue. Ce contexte influence la quantité de particules disponibles au début de la crue considérée. Les crues à hystérésis horaire nécessitent l'existence d'un stock de particules disponibles, qui diminue au cours de la crue. Elles se produisent après une période sans crue assez longue associée à un faible débit, favorisant la restauration d'un stock

de particules disponibles. A l'inverse, les crues présentant un pattern univoque se produisent après une période sans crue plus courte associée à un débit plus élevé, ayant favorisé la diminution du stock de particules disponibles. C'est le cas en particulier des crues successives.

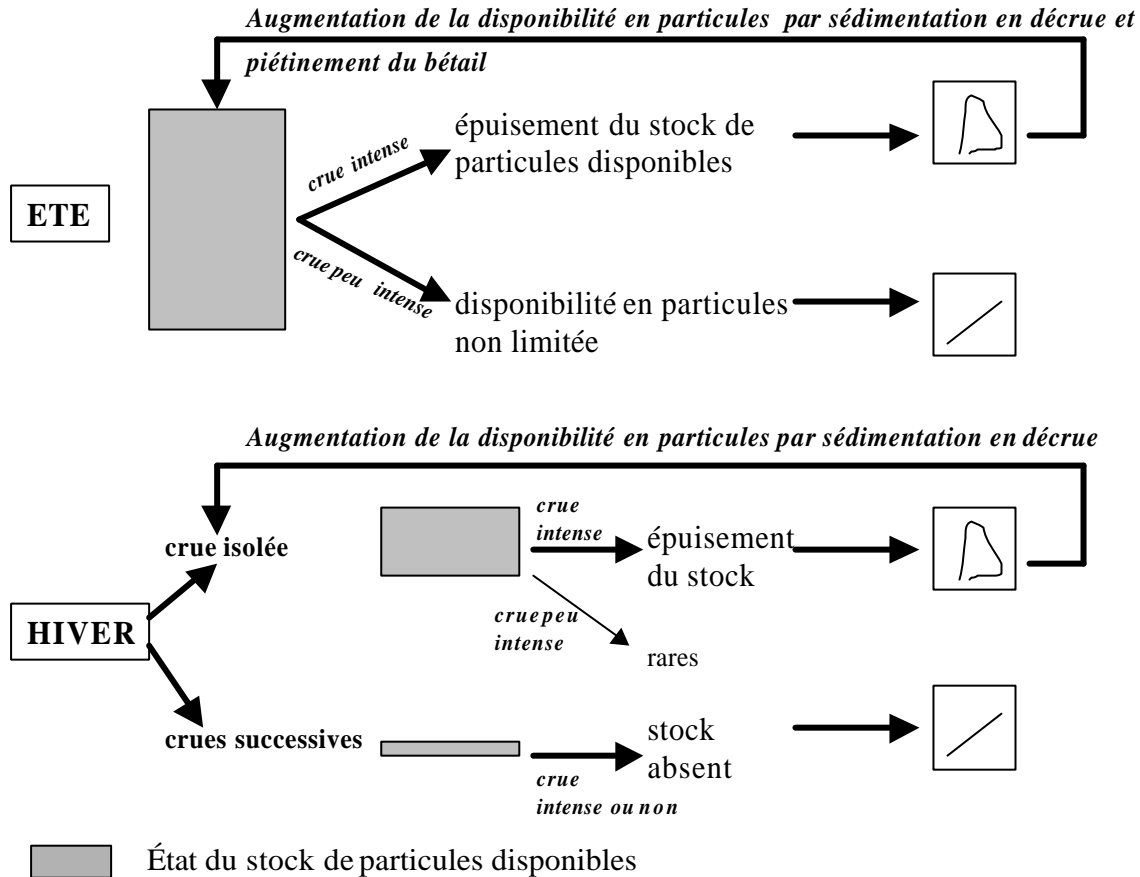


Fig. 2 - Déterminants des crues sur le Moulinet à partir de données de 2002-2003, 2004-2005 et 2005-2006 (de juin à mai).

2. Résultats

Les résultats concernent les années 2002-2003, 2004-2005 et 2005-2006 pour les cours d'eau du Moulinet et des Violettes. L'année 2003-2004 est exclue des analyses car les appareils ont présenté des pannes à répétition entraînant une absence de données sur plus de 4 mois. Sur le Coët Dan-Naizin, le suivi des données n'a débuté qu'en janvier 2004. Les années vont de juin à mai. Ce découpage est atypique, mais permet de maximiser le nombre d'années d'enregistrement.

2.1. Comparaison des pluviométries, flux d'eau et flux de MES annuels

2.1.1. Pluviométrie

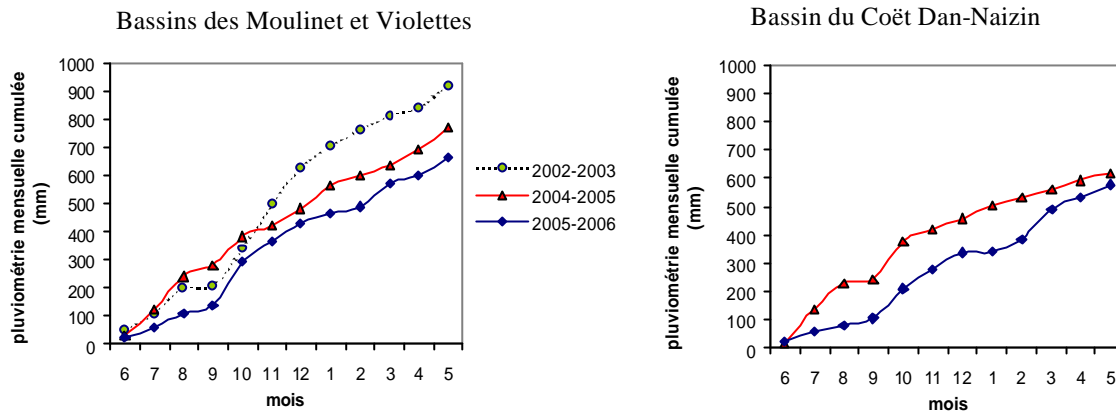


Fig. 3 - Pluviométrie mensuelle cumulée sur les bassins du Moulinet et Violettes d'une part, sur le Coët Dan-Naizin d'autre part.

Les trois années hydrologiques ne présentent pas les mêmes pluviosités (Fig. 3). Sur les bassins du Moulinet et des Violettes, l'année 2002-2003 est une année normale avec un total de 916 mm, comparée à la moyenne annuelle de 1028 mm établie sur ce même bassin de 1991 à 2001. Les années 2004-2005 et surtout 2005-2006 sont nettement plus sèches avec respectivement une pluviométrie totale de 768 et 660 mm. Les pluviosités totales mesurées ces mêmes années sur le bassin du Coët Dan-Naizin, respectivement 617 et 576 mm, sont également faibles comparées à la moyenne annuelle de 890 mm établie sur ce même bassin de 1994 à 2005.

L'année 2002-2003 présente un automne très pluvieux (de octobre à décembre). En 2004-2005 les pluies sont réparties régulièrement toute l'année avec en particulier un été pluvieux. En 2005-2006, les saisons sont à nouveau un peu plus marquées : on retrouve un été plus sec et un mois d'octobre plus pluvieux, mais l'hiver est relativement plus sec.

2.1.2. Flux d'eau et de MES cumulés

Sur le Moulinet (Fig. 4), les flux d'eau cumulés sont plus élevés pour les années 2002-2003 et 2004-2005 que pour 2005-2006. A l'inverse pour cette dernière année, les flux de MES sont nettement plus élevés à cause d'une très forte augmentation en octobre.

Sur les Violettes (Fig. 4), les flux d'eau cumulés sont plus élevés à partir de l'automne pour l'année 2002-2003 que pour les deux autres années. Par contre, les flux de MES sont supérieurs pour l'année 2004-2005, à cause d'une forte augmentation en octobre.

Sur le Coët Dan-Naizin (Fig. 4), les flux d'eau cumulés comme les flux de MES sont très proches en 2004-2005 et 2005-2006.

Alors que les flux d'eau spécifiques sont du même ordre de grandeur sur le Moulinet et les Violettes (3000 à 4000 m³ ha⁻¹), ils sont nettement plus faibles sur le Coët Dan-Naizin (1000 m³ ha⁻¹), où le ruisseau est de plus à sec l'été. Les flux de MES cumulés sont généralement plus élevés sur les Violettes (autour de 400 kg ha⁻¹) que sur le Moulinet (autour de 250 kg ha⁻¹) excepté en 2005-2006 où ils atteignent 470 kg ha⁻¹ sur ce ruisseau. Les flux de MES sont de loin les plus faibles sur le Coët Dan-Naizin (entre 10 et 15 kg ha⁻¹).

2.1.3. Flux annuels de MES en crue et hors crue

Les périodes de crues sont définies par un début de crue et une fin de crue. Nous identifions le début de la crue lorsqu'une augmentation de débit supérieure à 3 l s⁻¹ et/ou une augmentation des concentrations supérieure à 10 mg l⁻¹ sont mesurées. Nous identifions la fin de la crue lorsqu'une diminution du débit inférieure à 3 l s⁻¹ et/ou des variations de concentrations inférieures à 10 mg l⁻¹ sont enregistrées.

Les flux d'eau annuels s'écoulent principalement hors crue (Fig. 5). Hormis pour l'année 2005-2006, les flux d'eau en crue sont plus élevés sur le Moulinet que sur les Violettes, et beaucoup plus faibles sur le Coët Dan-Naizin. La durée totale des crues est faible, généralement inférieure ou autour de 10% de l'année (Tab. 1). Elle est minimale pour l'année 2005-2006. Le Moulinet présente un temps de crue un peu plus élevé que les Violettes et le Coët Dan-Naizin.

Les flux de MES annuels sont transportés principalement en crue, hormis pour l'année 2005-2006 sur les Violettes (Fig. 5). Cependant, la contribution des flux hors crue est toujours importante. Elle est toujours plus élevée sur les Violettes (entre 33 et 60%) que sur le Moulinet (entre 21 et 36%). Elle est plus faible sur le Coët Dan-Naizin (entre 4 et 14%).

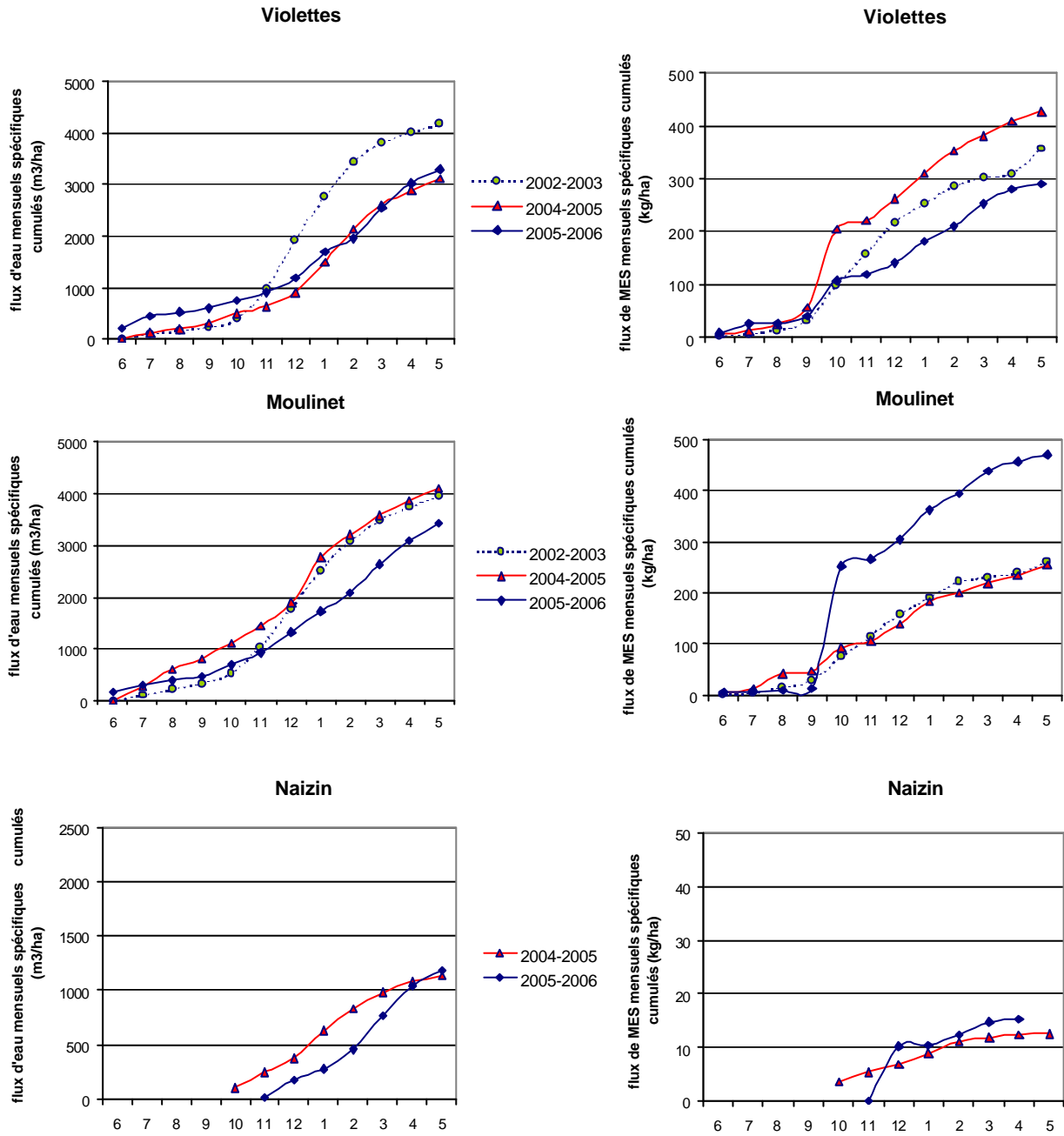


Fig. 4 - Flux mensuels cumulés d'eau et de matières en suspension mesurés aux exutoires des bassins du Moulinet, des Violettes et du Coët Dan-Naizin. Les échelles sont différentes sur le bassin du Coët Dan-Naizin.

Tab. 1 - Temps annuel de crue (%) sur les bassins du Moulinet, des Violettes et du Coët Dan-Naizin.

% temps en crue		
2002-2003	Moulinet	12
	Violettes	7
2004-2005	Moulinet	10
	Violettes	9
	Naizin	10
2005-2006	Moulinet	7
	Violettes	6
	Naizin	6

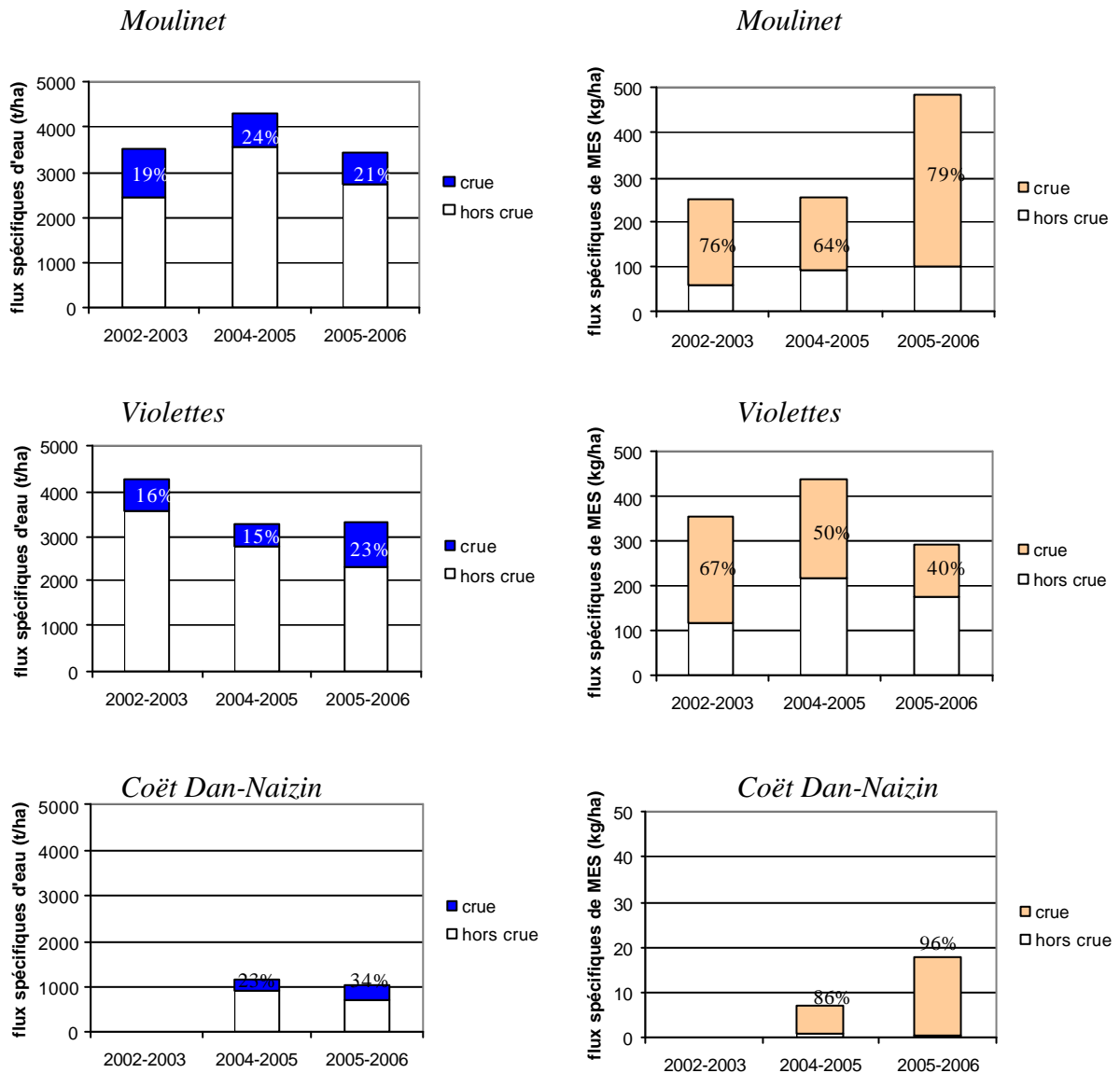


Fig. 5 - Flux d'eau et de MES annuels, en distinguant les flux hors crue et en crue. Le pourcentage indique la proportion de flux transportés en crues. L'échelle est différente sur le bassin du Coët Dan-Naizin.

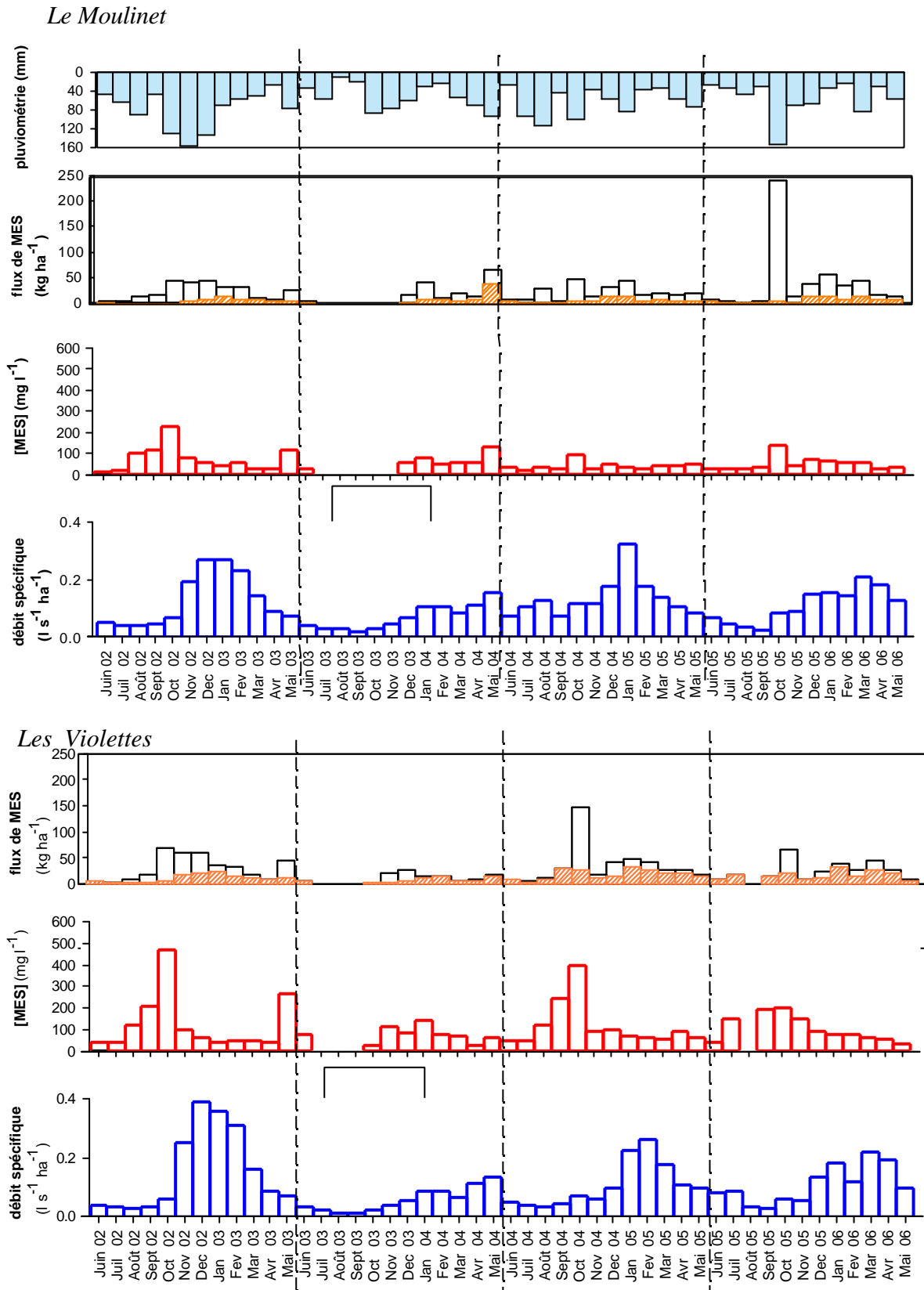


Fig. 6 - Pluviométrie mensuelle, flux spécifiques mensuels de MES, concentrations moyennes mensuelles en MES et débits spécifiques moyens mensuels sur les bassins versants du Moulinet et des Violettes. Les flux de MES hachurés représentent les flux mesurés hors crue. (la pluviométrie s'applique aux deux bassins versants, géographiquement proches).

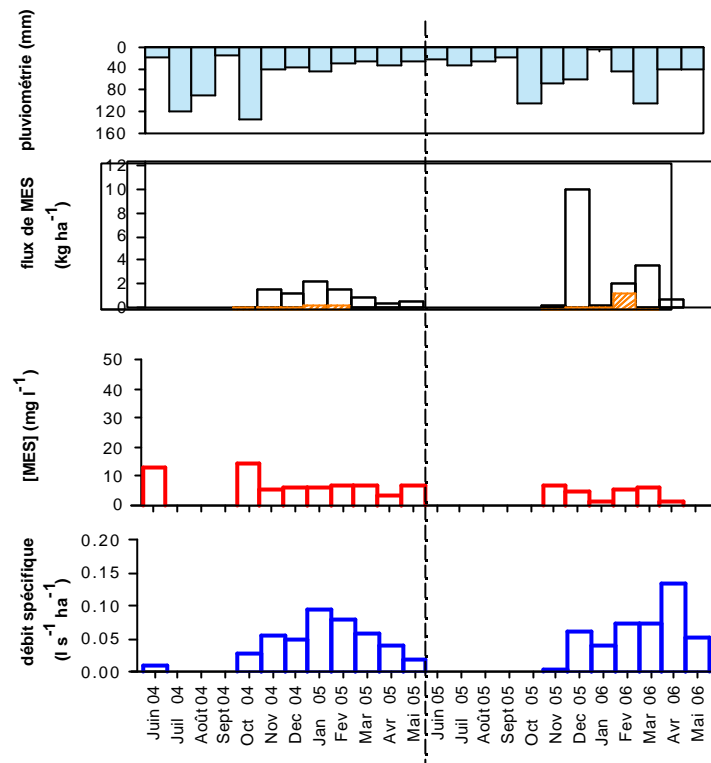


Fig. 7 - Pluviométrie mensuelle, flux spécifiques mensuels de MES, concentrations moyennes mensuelles en MES et débits spécifiques moyens mensuels sur le bassin du Coët Dan-Naizin. Les flux de MES hachurés représentent les flux mesurés hors crue.

2.2. Comparaison des données mensuelles

Sur les Violettes, les plus fortes concentrations moyennes mensuelles en MES sont enregistrées à la fin de l'été et à l'automne (Fig. 6). Cette observation est notée également en 2002-2003 sur le Moulinet mais elle est moins nette pour les autres années ; elle n'est pas notée sur le Coët Dan-Naizin (Fig. 7).

Sur les trois cours d'eau, les débits moyens les plus élevés sont enregistrés en décembre-janvier pour les années 2002-2003 et 2004-2005, plus tardivement en mars-avril pour l'année 2005-2006 (Fig. 6 et 7).

Le décalage entre les moyennes mensuelles maximales des concentrations en MES et des débits explique l'absence de saisonnalité forte pour les flux de MES. On observe par contre des flux de MES relativement importants en octobre 2004 sur les Violettes, en octobre 2005 sur le Moulinet, et en décembre 2005 sur le Coët Dan-Naizin. Ces flux sont très majoritairement associés à des périodes de crue (Fig. 6 et 7). En octobre 2005, uniquement sur le Moulinet, le cours d'eau a très largement débordé et les concentrations de MES ont dépassé la gamme de mesures du turbidimètre.

Les concentrations moyennes de MES sont souvent plus élevées sur les Violettes que sur le Moulinet, en particulier à l'automne, et sont toujours très faibles sur le Coët Dan-Naizin.

2.3. Analyse des crues

2.3.1. Types de crues

Les patterns d'hystérésis horaire « H » et univoque « U » ('single-valued'), dans les relations concentration en MES-débit lors des crues, sont les plus fréquents sur les trois cours d'eau (Tab. 2). Quelques crues présentant un pattern en huit ou à hystérésis anti-horaire sont observées, mais tant en nombre qu'en flux d'eau ou de MES associés, ces crues sont négligeables par rapport aux autres types.

Le nombre de crues présentant une hystérésis horaire est important à la fin de l'été et à l'automne sur le Moulinet et les Violettes pour les années 2002-2003 et 2004-2005. En 2005-2006, quelques crues de ce type sont enregistrées en octobre, mais ces crues deviennent majoritaires plus tardivement en février-mars. Sur le Coët Dan, les crues à hystérésis horaire sont anecdotiques.

Tab. 2 - Nombre de crues associés aux deux types de relation concentration en MES-débit par mois, pour chaque cours d'eau. (classe U : crue à pattern univoque ; classe H : crue à hystérésis horaire) ; complexe : crues à pattern différent ou trop complexe ; nd : no data ; nw : no water ; - : pas de crues ; les nombres en gras indiquent que ces crues sont majoritaires pour le mois considéré).

	Violettes			Moulinet			Naizin		
	classe U	classe H	complexe	classe U	classe H	complexe	classe U	classe H	complexe
juin-02	-	-	-	-	-	-	nd	nd	nd
juil-02	1	-	-	3	-	4	nd	nd	nd
août-02	4	-	-	3	1	-	nd	nd	nd
sept-02	4	1	-	3	1	2	nd	nd	nd
oct-02	6	4	3	5	4	2	nd	nd	nd
nov-02	-	9	-	5	10	4	nd	nd	nd
déc-02	8	3	1	9	3	2	nd	nd	nd
janv-03	9	2	-	7	1	-	nd	nd	nd
févr-03	5	1	-	2	-	-	nd	nd	nd
mars-03	2	-	-	2	-	-	nd	nd	nd
avr-03	-	-	-	-	-	-	nd	nd	nd
mai-03	1	2	-	1	2	-	nd	nd	nd
juin-04	-	-	-	1	-	-	nw	nw	nw
juil-04	-	-	3	2	3	1	nw	nw	nw
août-04	-	-	4	-	7	-	nw	nw	nw
sept-04	-	1	-	-	3	1	nw	nw	nw
oct-04	3	6	3	1	7	-	5	-	3
nov-04	-	3	1	-	4	-	2	-	-
déc-04	1	4	1	2	2	-	5	-	-
janv-05	3	-	-	6	1	1	5	-	2
févr-05	-	5	-	1	2	-	1	-	-
mars-05	5	-	-	3	1	-	1	-	-
avr-05	4	1	-	6	-	-	2	-	-
mai-05	2	-	1	7	-	1	-	-	1
juin-05	-	-	-	1	-	-	nw	nw	nw
juil-05	-	-	-	1	-	-	nw	nw	nw
août-05	nd	nd	nd	-	-	-	nw	nw	nw
sept-05	-	-	-	-	-	-	nw	nw	nw
oct-05	2	2	1	3	5	1	nw	nw	nw
nov-05	2	-	-	7	-	-	1	-	-
déc-05	1	1	1	8	2	-	1	-	-
janv-06	3	1	1	4	-	-	-	-	-
févr-06	-	5	-	-	5	2	4	-	-
mars-06	-	10	1	2	10	-	-	-	-
avr-06	1	1	-	1	1	-	1	-	-
mai-06	4	-	1	3	-	4	nd	nd	nd

Les crues présentant un pattern univoque se répartissent toute l'année sur les trois cours d'eau. Leur fréquence augmente cependant en hiver sur les Violettes et le Moulinet, juste après les nombreuses crues à hystérésis horaire de l'automne. Sur le Coët Dan, ces crues dominent, même si leur pattern peut parfois présenter une légère hystérésis, avec des débits et des concentrations en MES maximaux synchrones, mais des concentrations plus faibles en décrue qu'en montée de crue.

2.3.2. Contribution des types de crues aux flux

Sur le Moulinet et les Violettes, les crues représentent environ 10% du temps (Tab. 1) et contribuent à la majorité des flux de MES (Fig. 5). Les crues à hystérésis horaire et à pattern univoque, qui sont les crues les plus largement rencontrées, contribuent aux flux de MES de manière équivalente, quels que soit les années et les bassins versants (Fig. 8). Par contre, lorsqu'on considère les flux de MES les plus importants enregistrés pendant 1 % du temps, ce sont les crues à hystérésis horaires qui contribuent majoritairement à ces flux.

Sur le Coët Dan-Naizin, les crues à pattern univoque étant quasi exclusives, elles exportent la quasi-totalité des MES mobilisées en crue.

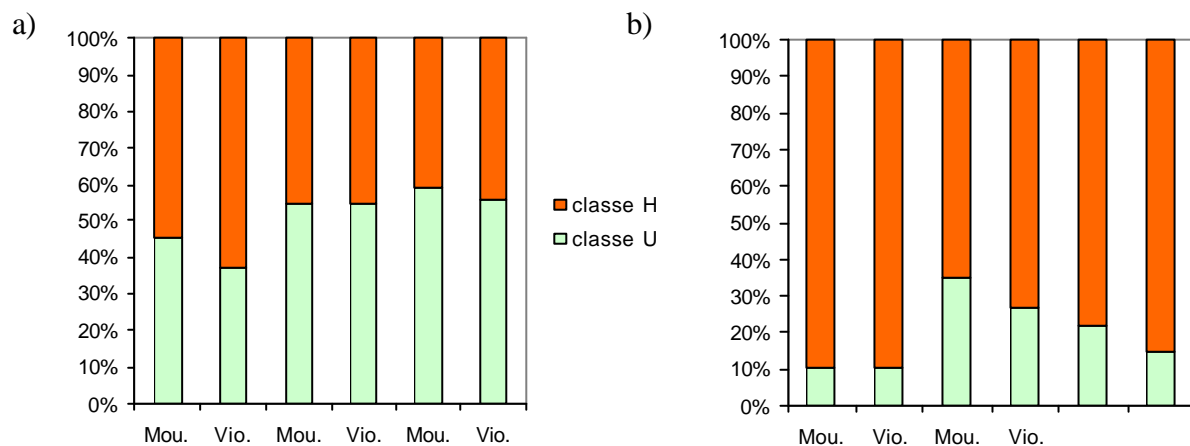


Fig. 8 - Contribution des classes de crues aux flux de MES les plus importants enregistrés : a) en 10% du temps ; b) en 1% du temps. (classe U : pattern univoque ; classe H : crue à hystérésis horaire ; Mou. : Moulinet ; Vio : Violettes).

2.3.3. Comparaisons interbassins des déterminants hydrologiques de la typologie des crues

Le bassin du Coët Dan-Naizin ne présente pas suffisamment de relations concentrations en MES-débit à hystérésis horaire lors des crues. L'étude des déterminants hydrologiques

associés aux deux types de crues n'est réalisée que pour les Violettes, sur l'ensemble des trois années, afin de la comparer à celle réalisée sur le Moulinet.

Le nombre de crues à hystérésis horaire d'été n'est pas suffisant pour permettre de réaliser une discrimination des types de crues en été. L'analyse des déterminants hydrologiques est réalisée sur le jeu complet de données et sur les crues d'hiver.

• *Application de l'analyse en composantes principales (ACP)*

Selon le jeu de données, le premier axe factoriel explique entre 48 et 50% de la variance du nuage (Fig. 9). Il est clairement déterminée par les variables définissant le contexte hydrologique antérieur à la crue (Qbef à Q-15d). Le deuxième axe explique entre 15 et 20% de la variance du nuage. Il est plutôt déterminé par les variables associées à l'intensité de la crue : l'intensité maximale de la pluie en 10 min (IP10), et selon le jeu de données, la durée de la crue (dur) ou le débit maximum (Qmax). Une dernière variable, la durée de l'intercrue (inter) est relativement indépendante des autres variables. Cette distribution des variables dans le plan factoriel est voisine de celle observée sur le Moulinet.

Quel que soit le jeu de données, les crues univoques se répartissent le long du premier axe factoriel, en relation donc avec le contexte hydrologique antérieur à la crue. La répartition des crues à hystérésis horaire s'effectue principalement le long du premier axe factoriel, mais également pour partie le long du second axe factoriel, en relation avec l'intensité de la crue.

• *Application de l'analyse factorielle discriminante (AFD)*

Jeu de données - sur les Violettes, en été, le nombre de crues à hystérésis horaire n'est pas suffisant pour réaliser une discrimination des types de crues. L'analyse des déterminants hydrologiques est réalisée sur le jeu complet des données et sur les crues d'hiver.

Variables considérées - ce sont les mêmes que pour le Moulinet, sauf Q-15d qui n'est pas intégré ici à cause de données manquantes.

Hypothèse de normalité - La transformation logarithmique des données permet à toutes les variables de présenter une distribution normale.

Hypothèse d'homogénéité de la variance - Toutes les variables obéissent au test de l'homogénéité des variances, pour le jeu de complet de données et les crues d'hiver (Tab. 3).

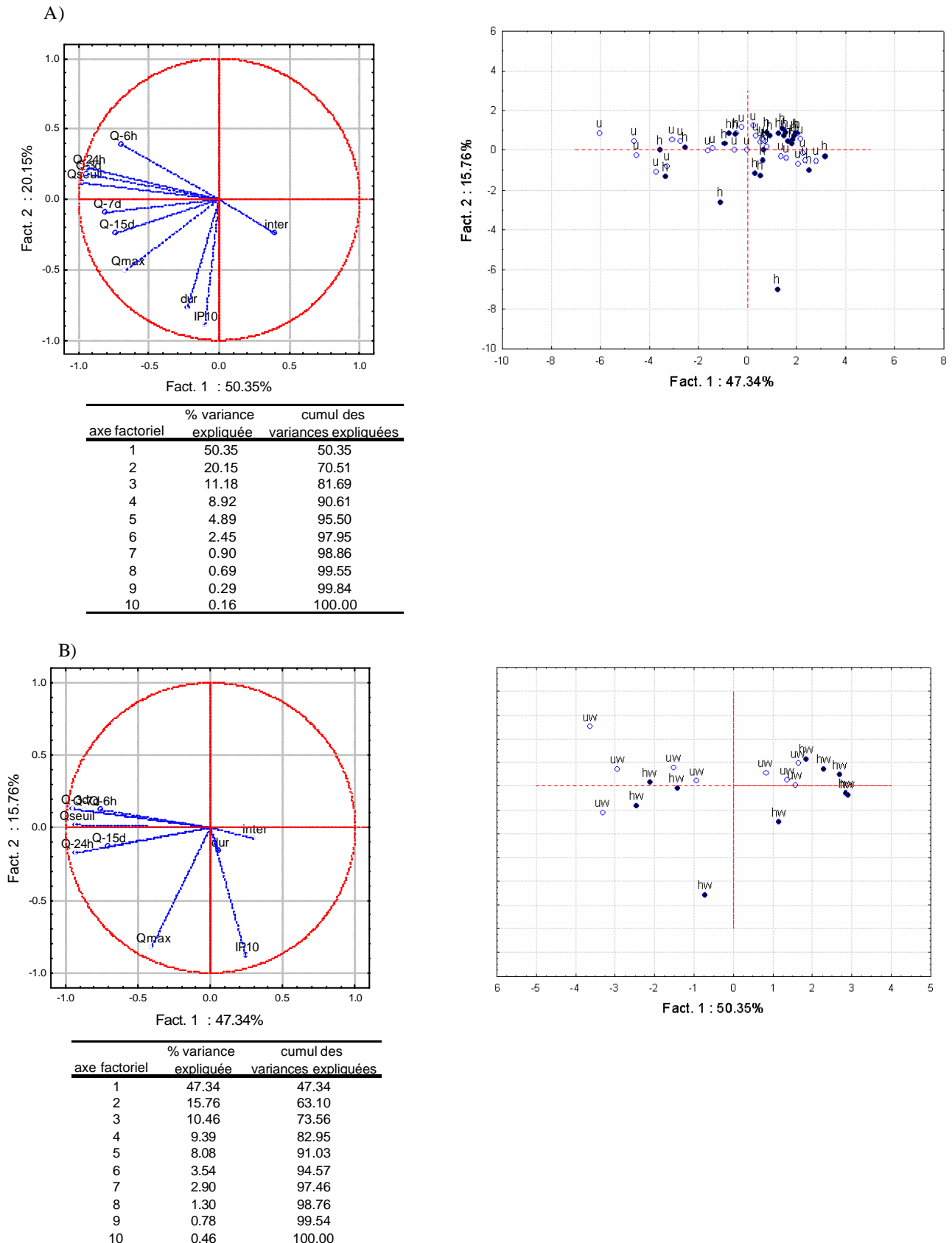


Fig. 9 - Représentations des variables et des individus dans le premier plan factoriel de l'ACP. A) : jeu de données complet ; B) : crues d'hiver. U : crue à relations concentration en MES-débit univoque ; H : crue à hystérésis horaire ; w : hiver.

Tab. 3 - Test d'homogénéité de la variance sur les Violettes pour distinguer les crues univoques (classe U) et les crues à hystéresis horaire (classe H), a) sur toute l'année ; b) en hiver. Test de Levene, df1= nombre de classes moins 1; df2= nombre d'individus moins nombre de classes. Les variances sont considérées comme homogènes (hypothèse nulle) si la p-value est supérieure au seuil de signification, fixé ici à 0,05.

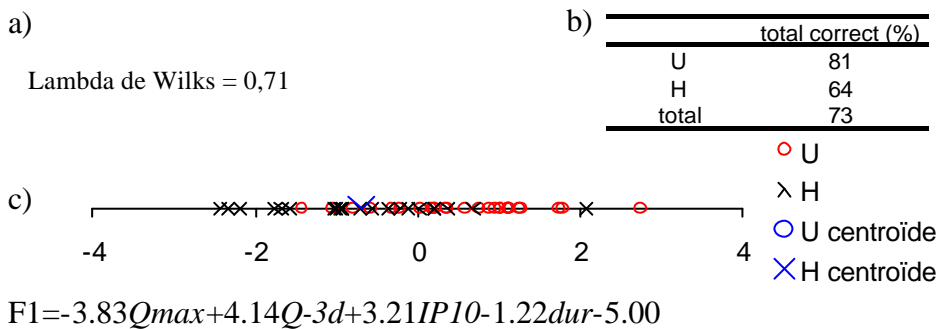
a) distinction U et H			b) distinction Uw et Hw		
	Levene statistic df1=1; df2=35	p-value		Levene statistic df1=1; df2=14	p-value
dur	3.79	0.06	dur	0.00	0.95
Qbef	0.12	0.74	Qbef	4.99	0.06
Qmax	0.02	0.90	Qmax	1.26	0.29
IP10	0.06	0.81	IP10	2.25	0.17
Qseuil	0.38	0.54	Qseuil	3.12	0.12
Q-6h	0.04	0.85	Q-6h	0.01	0.94
Q-24h	0.53	0.47	Q-24h	1.68	0.23
Q-3d	0.03	0.85	Q-3d	1.53	0.25
Q-7d	0.01	0.93	Q-7d	2.91	0.13
inter	1.76	0.19	inter	1.45	0.26

Rappel : dur= durée de la crue ; inter= durée de l'intercrue ; Qbef = débit précédent la crue ; Q-24h, Q-6h, Q-3d, Q-7d= débit moyen sur les 6h, 24h, 3j, 7j antérieurs à la crue, Qmax= débit maximal en crue ; IP10= intensité maximale de la pluie

• Résultats de l'AFD

□ Avec les paramètres discriminants du Moulinet

Jeu complet :



Crues d'hiver :

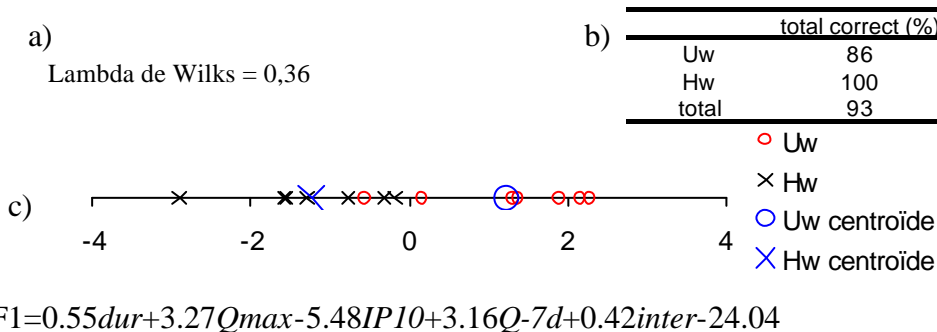
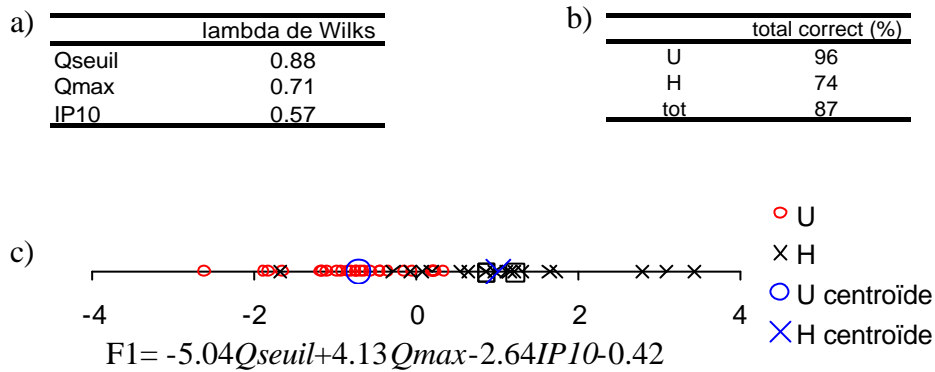


Fig. 10 - Discrimination des crues sur les Violettes, à l'aide des paramètres isolés sur le Moulinet. Résultats de l'AFD : a) résultat de l'AFD ; b) pourcentage de crues bien classées ; c) représentation des scores canoniques, avec les coefficients des paramètres sur l'axe canonique F1.

Q-15d a été remplacé par Q-7d. L'AFD réalisée avec les paramètres discriminants sur le Moulinet (Fig. 10), présente un lambda de Wilks élevé et de nombreuses crues mal classées. IP10, qui caractérisait plutôt la classe H avec le jeu complet de données du Moulinet se rapproche avec le jeu complet de données des Violettes de la classe U. Q-7d, qui caractérisait en hiver les crues univoques U se rapproche sur les Violettes des crues à hystérésis horaires, alors qu'à l'inverse, Dur, Qmax et inter caractérisent sur les Violettes les crues à hystérésis horaires alors que sur le Moulinet, ces paramètres se rapprochaient des crues univoques.

□ Recherche des paramètres discriminants spécifiques des Violettes

Jeu complet :



Crues d'hiver :

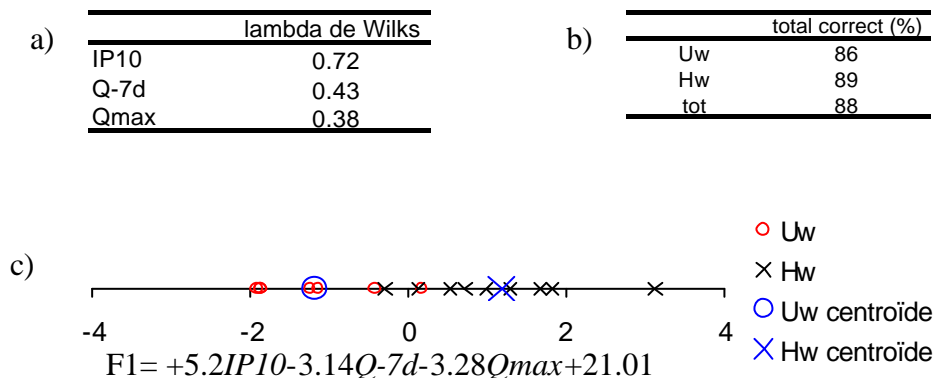


Fig. 11 - Discrimination des crues sur les Violettes. Résultats de l'AFD : a) résultat de l'AFD descendante (facteur d'inclusion=0,01); b) pourcentage de crues bien classées; c) représentation des scores canoniques, avec les coefficients des paramètres sur l'axe canonique F1.

Si l'on considère le jeu global de données (Fig. 11), les crues à pattern d'hystérésis horaire sont caractérisées par des débits maximaux en crue élevés, alors que les crues à pattern univoque U présentent des débits seuils et des intensités de pluie maximales élevés.

En hiver, les crues à hystérésis horaire sont caractérisées par des intensités de pluie élevées, alors que les crues univoques présentent des débits moyens sur les 7 jours antérieurs à la crue et des débits maximaux en crue élevés.

Que l'on utilise les paramètres discriminants isolés sur le Moulinet (Fig. 10) ou ceux isolés sur les Violettes elles-mêmes (Fig. 11), la qualité de la discrimination reste faible, un même paramètre pouvant caractériser tantôt l'une tantôt l'autre des classes de crues.

3. Discussion

3.1. Dynamique des MES sur les bassins du Moulinet et des Violettes.

Les cours d'eau du Moulinet et des Violettes présentent des dynamiques des MES assez similaires sans doute liées à leur proximité géographique et d'occupation du sol. Ils se différencient nettement du Coët Dan-Naizin tant en ce qui concerne les flux et concentrations de MES, que la typologie des crues, ou encore la différence entre les périodes de crue et hors crue. Nous traiterons donc ensemble les deux premiers cours d'eau pour comparer les années étudiées, puis nous soulignerons les quelques caractères qui les différencient, avant de leur comparer le ruisseau du Coët Dan-Naizin.

3.1.1. Dynamique saisonnière des MES

La forte saisonnalité de la dynamique des MES, mise en évidence dans les deux chapitres précédents, se confirme avec un jeu de données plus étendu sur le Moulinet et les Violettes :

- l'importance des flux de MES hors crue est réaffirmée, même si la majorité des flux sont exportées en crue ;
- le décalage à l'échelle mensuelle entre les concentrations de MES, maximales à l'automne, et les débits, maximaux en hiver, est observé chaque année, mais de manière plus ou moins marquée ;
- l'analyse des crues sur les deux cours d'eau a été menée un peu plus loin que dans les chapitres précédents. La saisonnalité de la dynamique des MES est aussi illustrée par la fréquence respective des deux classes de crues, à hystérésis horaire et univoques, au cours de l'année, avec également des différences selon les années. Sur les bassins du Moulinet

et des Violettes, les crues à hystérésis horaire présentent souvent un caractère intense (durée et/ou intensité de la pluie et/ou débit maximum) et sont associées aux flux de MES les plus élevés. Sur les deux cours d'eau, la fréquence des crues à hystérésis horaire est maximale à l'automne, entre des crues univoques en plus grand nombre l'été, qui rendent compte d'un stock important de particules disponibles, et des crues univoques en plus grand nombre l'hiver, qui illustrent l'épuisement du stock de particules disponibles. A l'automne, le nombre élevé des crues à hystérésis horaire traduit une diminution du stock de particules disponibles à l'échelle de chaque crue ce qui entraîne à cette saison, via des flux associés importants, une diminution progressive du stock de particules disponibles.

- par contre, pas d'identification satisfaisante des déterminants hydrologiques associés à ces deux classes de crues sur les Violettes.

3.1.2. Comparaison interannuelle

La dynamique saisonnière des MES est plus ou moins marquée selon les années. L'année 2002-2003 correspond aux interprétations précédentes en partie issues de ce jeu de données.

Par comparaison, en 2004-2005, la dynamique saisonnière est moins nette, liée à une saisonnalité climatique et hydrologique moins marquée du fait de l'été pluvieux. *Sur le Moulinet*, les précipitations sont à l'origine de nombreuses crues. Ces crues estivales, majoritairement à hystérésis horaire, sollicitent le stock de particules : la disponibilité en particules se retrouve déjà diminuée à la sortie de l'été. Les crues d'automne, bien que présentant une hystérésis horaire mobilisent des quantités moindres de MES : les concentrations moyennes mensuelles en MES restent modérées. Les concentrations moyennes mensuelles en MES sont plus faibles que pour l'année 2002-2003, même à débit moyen mensuel égal. *Sur les Violettes*, l'écoulement est plus faible en été et les précipitations ne sont pas à l'origine de crues. Cette absence de crues estivales en août sur les Violettes n'a pas permis de diminuer le stock de particules disponibles. Il faut attendre les crues à hystérésis horaire de fin octobre et novembre pour épuiser ce stock. Un décalage des dynamiques de MES s'opère donc en 2004-2005 entre Moulinet et Violettes, par différence de disponibilité en particules.

En 2005-2006, *sur le Moulinet*, la saisonnalité est de nouveau marquée entre l'été et l'automne, mais l'hiver est tellement peu pluvieux que le stock de particules disponibles, notamment des sédiments, se reconstitue. Ce stock est assez conséquent pour qu'une seconde période de vidange du cours d'eau soit identifiée en février-mars. La production de particules,

hors crue et en l'absence du bétail, est toutefois réduite : le stock constitué est quantitativement inférieur à celui d'octobre, avec des concentrations moyennes mensuelles maximales enregistrées plus faibles. Au printemps, les nombreuses crues agissent de la même manière que lors de l'été précédent : elles limitent la reconstitution du stock de particules disponibles, et les concentrations restent semblables à celles de l'hiver. En 2005-2006, la seule différence entre les deux bassins versants repose sur le caractère exceptionnel ou non de la crue du 22 octobre. *Sur le Moulinet*, la crue du 22 octobre est exceptionnelle et a sorti le cours d'eau de son lit. Les fortes concentrations de cette crue exceptionnelle s'expliquent par la mobilisation directe de nouvelles zones, non sollicitées d'ordinaire : sols proches, zones humides proches, ... Malgré l'apport de ces zones, la disponibilité en particules dans le cours d'eau diminue fortement et les concentrations moyennes mensuelles de novembre sont faibles. Si cette crue n'avait pas eu lieu, les flux de MES enregistrés seraient voisins de ceux de l'année 2004-2005, tant en flux totaux (210 kg ha^{-1}) qu'en contribution hors crue (39%). *Sur les Violettes*, cette crue a été importante, mais pas exceptionnelle, certainement du fait d'une aire drainée plus faible sur les Violettes. Le stock de particules n'y est pas totalement vidangé : les concentrations moyennes mensuelles en MES restent élevées en octobre et novembre.

3.1.3. Comparaison des flux entre le Moulinet et les Violettes

La différence principale entre ces deux bassins versants repose sur la contribution des flux de MES hors crue. Pour des pourcentages de temps de crue et flux d'eau en crue assez semblables pour l'année considérée, et pour des distributions des types de crue assez semblables, les flux de MES enregistrés hors crue sont très différents. Ceci s'explique surtout par des concentrations en MES différentes sur les deux bassins versants, de un à deux ordres de grandeur. La contribution des flux hors crue peut s'expliquer par l'accès du bétail au cours d'eau, qui non seulement ajoute des particules dans le cours d'eau (mottes de terre qui vont se dissoudre dans les cours d'eau), mais contribue également à mettre en mouvement en piétinant, les particules déjà présentes dans le cours d'eau (Lefrançois *et al.*, 2006). Les plus fortes contributions hors crue sur les Violettes s'expliqueraient alors par un plus grand nombre de ces zones d'abreuvements le long du cours d'eau. Les conséquences de cet accès du bétail perturbent la dynamique des MES de telle manière, que sur les Violettes, la discrimination des types de crues est elle aussi perturbée. Une autre hypothèse, pouvant être complémentaire, sur l'origine de flux hors crue plus importants sur les Violettes met en cause

les débits. Ils sont plus faibles sur les Violettes et donc moins susceptibles d'exporter des particules que sur le Moulinet. Le stockage de particules peut y être favorisé, notamment lors des décrues printanières, laissant disponibles un plus grand stock de particules susceptibles d'être mobilisés lors des variations journalières des débits ou lors du passage du bétail dans le cours d'eau.

3.2. Dynamique des MES sur le bassin du Coët Dan-Naizin

Sur le Coët Dan-Naizin, il n'y a pas de stock de particules disponibles conséquent à la sortie de l'été. L'absence d'hystérésis horaire montre en effet qu'il n'y a pas d'épuisement conséquent de stock de particules au cours des crues. Pourtant, à la reprise des écoulements, les concentrations en MES sont un peu plus élevées que le reste de l'année, tout en restant nettement plus faibles que celles rencontrées sur le Moulinet et les Violettes. Ces plus fortes concentrations peuvent être issues de la sédimentation des particules lors la décrue printanière ou de la décomposition de matières organiques (feuilles) pendant l'été. Lors des premières crues ces particules sont mobilisées lors de la montée de la crue. Ce stock sera diminué lors de la décrue. Malgré cet épuisement, les crues ne présentent pas d'hystérésis horaire semblable à celles rencontrées sur le Moulinet et les Violettes. Seule une très légère hystérésis est notée, mais les maxima de concentrations et de débits restent synchrones. Cela traduit l'existence d'un stock de particules disponibles, mais trop faible pour que sa mobilisation entraîne une brutale augmentation des concentrations. Hormis à la reprise des écoulements, les concentrations en MES en crue ne changent pas de gamme durant l'année, si ce n'est une augmentation avec les débits. Les berges étant pourvues de ripisylves bien stables, les particules ne peuvent provenir ni d'une érosion des sols, ni de berges dégradées. Les particules mobilisées sont essentiellement issues d'une érosion du chenal sous l'action du courant et sont donc spécifiques des processus se produisant en crue.

Les flux hors crue sont faibles à très faibles. Ces flux, plus importants pour l'année 2004-2005, résultent de l'installation de piézomètres et préleveurs automatiques dans le cours d'eau qui ont nécessité des relevés récurrents, sans que ceux-ci soient systématiquement notés. Les flux de MES sont plus importants en 2005-2006, certainement dus à des flux d'eau en crue plus élevés, pour un temps de crue plus faible, ce qui traduit des crues peut-être plus intenses.

4. Conclusion

Les bassins versants du Moulinet et des Violettes, quoique présentant des dynamiques temporelles proches, accusent des concentrations en MES et des flux annuels différents. Il peut s'agir soit d'une dégradation plus importante du linéaire sur le cours d'eau des Violettes, soit d'un effet d'échelle entre ces deux bassins, les Violettes, de plus faible aire drainée, présentant une capacité d'exportation avec les écoulements plus faible. Il pourrait être intéressant de suivre les concentrations en MES et les débits plus à l'aval sur les Violettes, pour pouvoir comparer avec une aire drainée identique.

Sur les bassins versants des Violettes et du Moulinet, les flux hors crue restent importants. Cette forte contribution hors crue, n'est pas généralisable à tous les cours d'eau, puisqu'elle est très faible sur le Coët Dan-Naizin. Elle repose vraisemblablement sur la gestion des abords des cours d'eau, et souligne le rôle des ripisylves en tant que protection contre l'accès du bétail et contre l'érosion des berges.

Les différences de flux de MES entre les années sont proportionnellement plus importantes que celles des flux d'eau. Elles reposent soit sur des temps de crue (Coët Dan-Naizin) ou des intensités de crue différentes (Moulinet, 2005-2006), soit sur des processus indépendants de l'hydrologie (accès du bétail).

Les dynamiques des MES, dans ce contexte hydrologique dominé par des écoulements de nappe, dans un paysage de bocages et prairies ripariennes reposent sur trois facteurs : le *stock de particules disponibles*, lui-même lié à *l'état des berges*, et le *contexte hydrologique* (Fig. 12). Le premier est accru si le second est dégradé. Le troisième réduit ou accroît le premier, soit directement, soit en agissant sur le second.

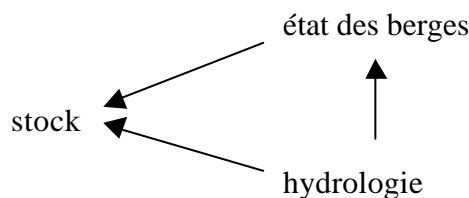


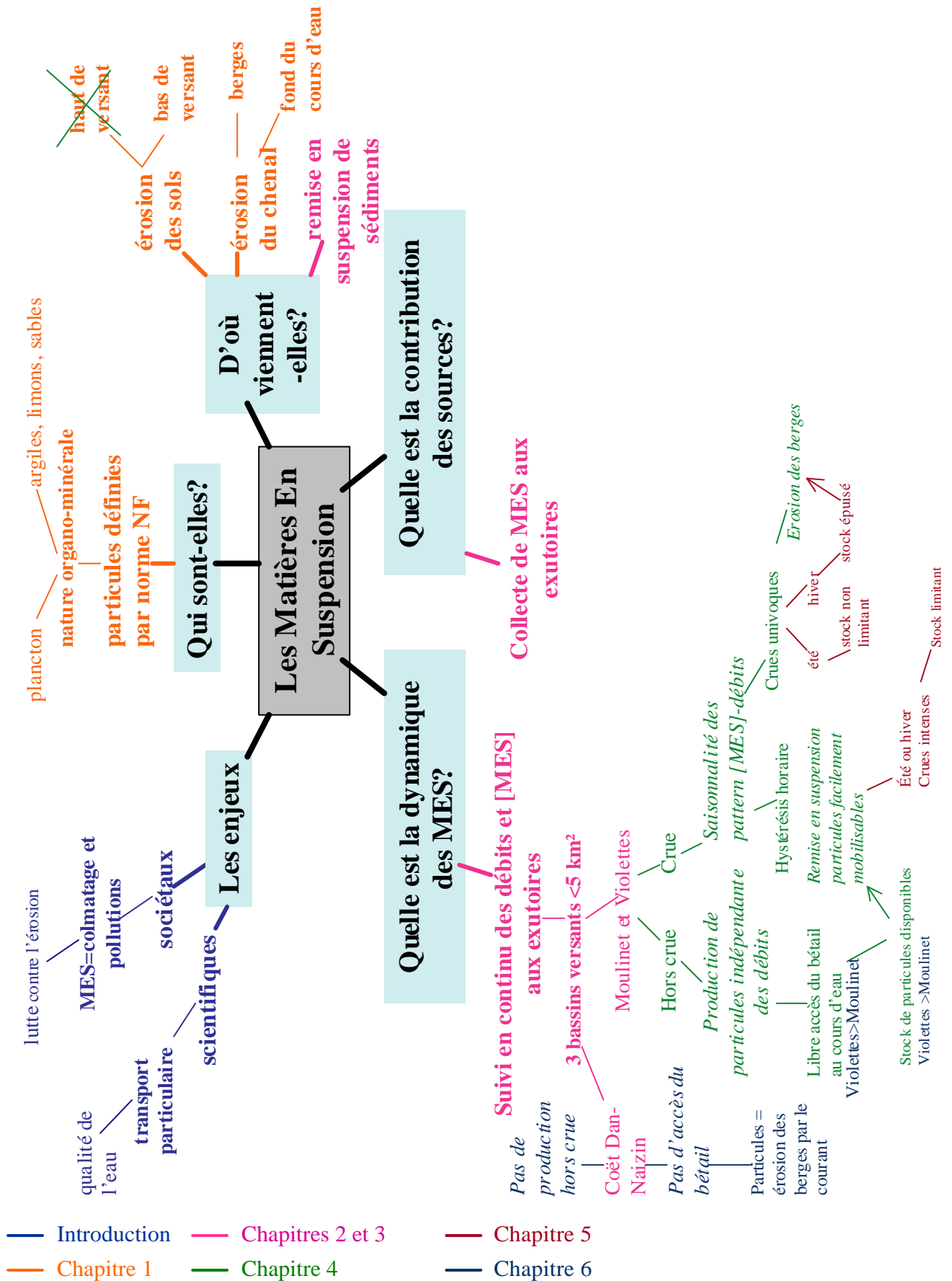
Fig. 12 - Les facteurs primordiaux impliqués dans la dynamique des MES pour des bassins versants bocagers.

Ces trois facteurs doivent être pris en compte dans l'aménagement du territoire, afin de ne pas créer de dysfonctionnements dans les réseaux hydrographiques.

Conclusions partielles de la partie III, chapitre 6.

A l'issue de cette partie III, il apparaît que les différences de dynamiques entre les bassins versants reposent essentiellement sur la disponibilité en particules. Celle-ci concerne des particules susceptibles d'être érodées et des particules déjà présentes dans le cours d'eau (sédiments). Sur le Moulinet et les Violettes, la production de particules est accrue par la dégradation des berges et des sols proches du cours d'eau par le bétail. Cette apport de particule est indépendant de l'hydrologie et expliquerait la contribution importante des flux de MES hors crue (entre 40 et 70%). Sur le Coët Dan-Naizin, les berges sont préservées et le bétail n'a pas accès au cours d'eau : les particules produites hors crues sont très faibles et la disponibilité en particules reste faible, essentiellement liée aux processus hydrologiques.

Carte heuristique évolutive.



Partie IV.

Introduction de la partie IV.

Cette partie IV est consacrée à l'identification des sources effectives de MES. Dans un premier temps, des mesures de ^{137}Cs (chapitre 7) réalisées dans les zones proches des cours d'eau soulignent l'importance de ces zones dans l'exportation et la production des particules. Dans un second temps (chapitre 8), un traçage géochimique des sources et l'utilisation d'un modèle d'un mélange permet d'estimer la contribution de chacune des sources dans des échantillons de MES récoltés dans différents contextes hydrologiques.

Chapitre 7.

Mise en évidence des zones d'érosion ou d'accumulation en bordure de cours d'eau à l'aide du ¹³⁷Cs.

1. Introduction

En contexte agricole, les matières en suspension proviennent essentiellement de l'érosion des sols des versants et de l'érosion du chenal. L'érosion des sols des versants dépend de leur stabilité structurale, de leurs modes d'occupation, de la topographie... (King et Le Bissonnais, 1992 ; Simanton et Renard, 1992). Dans certaines zones du bassin versant, ces conditions sont particulièrement favorables à l'érosion. Les particules détachées du sol ne gagnent cependant pas systématiquement le cours d'eau dans la vallée : elles peuvent se déposer en chemin à la faveur d'obstacles paysagers : replat, talweg, talus, haie... Certaines zones constituent ainsi des zones d'accumulation. Cosandey et Bernard-Allée (1992) ont par exemple montré qu'au terme de 3 années d'études sur le bassin de la Latte (20 ha, Mont Lozère), les volumes concernés par l'érosion étaient de 103 m³ au niveau des versants, 16 m³ dans les talwegs et 2 m³ exportés du bassin versant.

Pour étudier la redistribution des particules au sein d'un bassin versant, et ainsi déceler les zones d'érosion et d'accumulation, on utilise souvent des radio-nucléides, dont le ¹³⁷Cs, en tant que traceurs des particules de sols (Quine et Walling, 1991 ; Wicherek et Bernard, 1995 ; Polyakov *et al.*, 2004 ; Zhang *et al.*, 2006). Isotope radioactif totalement artificiel, le ¹³⁷Cs est issu de la fission nucléaire de l'uranium et du plutonium. Comme il émet des photons gamma à 661,62 keV, il est facilement détectable par spectrométrie gamma. L'activité ainsi mesurée est exprimée en Becquerel par unité de masse (Bq kg⁻¹). L'introduction du ¹³⁷Cs dans l'environnement date des essais nucléaires dans l'atmosphère, débutés en 1945 jusqu'au début des années 70. L'importance des retombées en ¹³⁷Cs est approximativement proportionnelle aux précipitations ayant suivi les événements (Lance *et al.*, 1986). Dans la plupart des régions d'Europe, l'accident de Chernobyl en 1986 a également introduit des quantités variables de ¹³⁷Cs, dépendant de la quantité de pluie survenue les jours suivant l'accident. La demie-vie de 30 ans du ¹³⁷Cs permet d'étudier les phénomènes d'érosion sur le long terme.

Le ¹³⁷Cs est un indicateur efficace de la redistribution des particules de sols pour différentes raisons (Ritchie et Mc Henry, 1990) :

- Une fois déposé sur le sol, le ¹³⁷Cs se fixe rapidement sur les particules les plus fines telles que les argiles (Lomenick et Tamura, 1965). Grâce à cette fixation rapide et quasiment irréversible, la surface du sol est marquée par un traceur unique (Mc Henry et Ritchie, 1973) qui reste dans les premiers centimètres de sol (Wallbrink et Murray, 1993).

- Ainsi, lorsque les particules de sol sont redistribuées lors des cycles érosion/transport/accumulation, le ¹³⁷Cs adsorbé sur ces particules est lui aussi redistribué (Yamagata *et al.*, 1963 ; Rogowski et Tamura, 1965 et 1970).

La perte en sol est généralement estimée en comparant l'activité en ¹³⁷Cs du site étudié avec celle d'un site non érodé (Lowrance *et al.*, 1988). Les zones présentant de fortes activités en ¹³⁷Cs sont considérées comme des zones d'accumulation; alors que les zones présentant de faibles activités en ¹³⁷Cs sont considérées comme des zones d'érosion.

Le bassin versant du Moulinet étudié présente un paysage de bocage avec un réseau de haies assez dense (Chaplot, 1998) et de nombreuses prairies (Paulais, 2003). Nous avons émis l'hypothèse que l'arrivée dans les cours d'eau de particules issues de l'érosion des versants est peu probable, sauf au niveau de quelques connexions (entrée de parcelle, chemin, fossé) (Paulais, 2003). Par contre les parcelles ripariennes présentent des morphologies très diversifiées en ce qui concerne la pente, la présence/absence d'un talus ou d'une haie sur talus en amont, la présence/absence d'une ripisylve en bordure du cours d'eau, sans oublier les abreuvoirs au bord du cours d'eau, ...

L'objectif de cette étude est d'identifier les situations à l'origine de l'apport des MES dans les cours d'eau. Pour cela, nous avons mis en œuvre un traçage des processus d'érosion-accumulation à l'aide de mesures de ¹³⁷Cs, dans des parcelles proches des cours d'eau présentant cette diversité de situations. Cette étude est réalisée sur le bassin versant du Moulinet.

2. Matériel et Méthodes

2.1. Les sites d'études

Le ruisseau du Moulinet est un cours d'eau du second ordre (Strahler, 1952). C'est un affluent de l'Oir, lui-même affluent de la Sélune, qui se jette dans la baie du Mont Saint Michel dans la Manche (nord-ouest de la France) (48°N, 1°W) (Fig. 1). Les caractéristiques du bassin sont résumées dans le tableau 1.

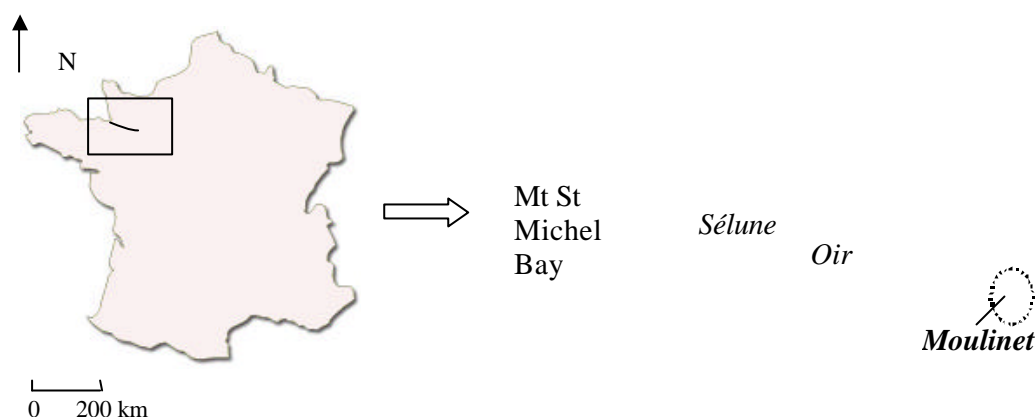


Fig. 1 - Localisation du bassin versant du Moulinet.

Tab. 1 - Caractéristiques du bassin versant du Moulinet.

	Moulinet
superficie du bassin (km ²)	4.53
longueur du cours d'eau (km)	4.9
pente longitudinale moyenne (%)	1.8
largeur à l'exutoire (m)	1.5
altitude minimale du bassin (m)	55
altitude maximale du bassin (m)	134

Le bassin versant du Moulinet fait partie du massif Armoricaïn, typique des anciens massifs précambriens de l'Europe de l'Ouest. Le sous-sol est constitué de schistes Briovériens (Langevin *et al.*, 1984). Des limons éoliens recouvrent avec une épaisseur variable l'altérite de schiste. Les sols des pentes des versants sont bien drainés, alors que ceux de fond de vallée présentent des traits d'hydromorphie. Les sols sont limoneux. Les sols de surface ont une distribution granulométrique moyenne telle que : argile (0-2 μm) environ 120 g kg⁻¹, limon fin (2-20 μm) 520 g kg⁻¹, limon grossier (20-50 μm) 200 g kg⁻¹ et sable (50-2000 μm) 160 g kg⁻¹.

Le climat est tempéré océanique. La pluviométrie annuelle est de 900 mm (moyenne établie sur les années 1970 à 1991, Météo France, Isigny Le Buat) et l'intensité des précipitations est modérée. Les précipitations sont réparties le long de l'année, un peu plus élevée de septembre à mars. L'évapotranspiration conduit à un déficit hydrique plus marqué de avril à août.

Le bassin versant est soumis à une agriculture modérément intensive, souvent constituée de petites exploitations familiales. Les sols agricoles sont utilisés pour la culture du maïs ou du blé (47%), ou pour la pâture (46%) (Macary et Paulais, 2003). La majorité des parcelles ripariennes sont sous prairies pâturées par des bovins, les cultures étant plutôt localisées sur les hauts de versants. Ces parcelles ripariennes présentent parfois un talus de

haie à l'amont, ainsi qu'une ripisylve plus ou moins développée. Le bétail peut accéder au cours d'eau soit sur des sites localisés (abreuvoirs) soit de manière étendue généralement lorsqu'il n'y pas de ripisylves.

2.2. Le traçage de l'érosion/accumulation au ¹³⁷Cs

2.2.1. Les prélèvements de sol sur le bassin du Moulinet

Des prélèvements de carottes de sol ont été réalisés à la tarière à cylindre sur le Moulinet, sur des transects à 2 m et 6 m du cours d'eau (Fig. 2 et 3), dans des contextes différents caractérisés par la pente, la présence ou non de ripisylves (végétation boisée en berges), et la hauteur des berges (inférieure ou supérieure à 50 cm). 11 sites ont été ainsi choisis, auxquels s'ajoutent 3 sites en situation plane de haut de versant (Fig. 2).

Chaque sondage est réalisé jusqu'à un maximum de 50 cm de profondeur. En certains emplacements, la proximité de la nappe a restreint la profondeur de prélèvement. Les sondages C, F, L et N ne sont pas présentés ici, la durée des analyses en ¹³⁷Cs nous ayant imposé de faire procéder par priorité ; mais leur analyse est prévue. Sur le transect A, l'engorgement du sol nous a contraint à réaliser le sondage prévu à 6 m du cours d'eau à 12 m.

La campagne de prélèvement a eu lieu le 24 août 2005.

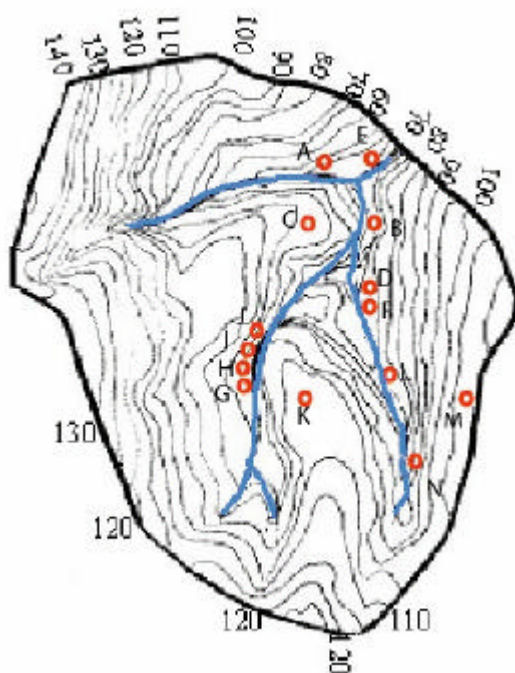


Fig. 2 - Localisation des transects sur le bassin versant du Moulinet.

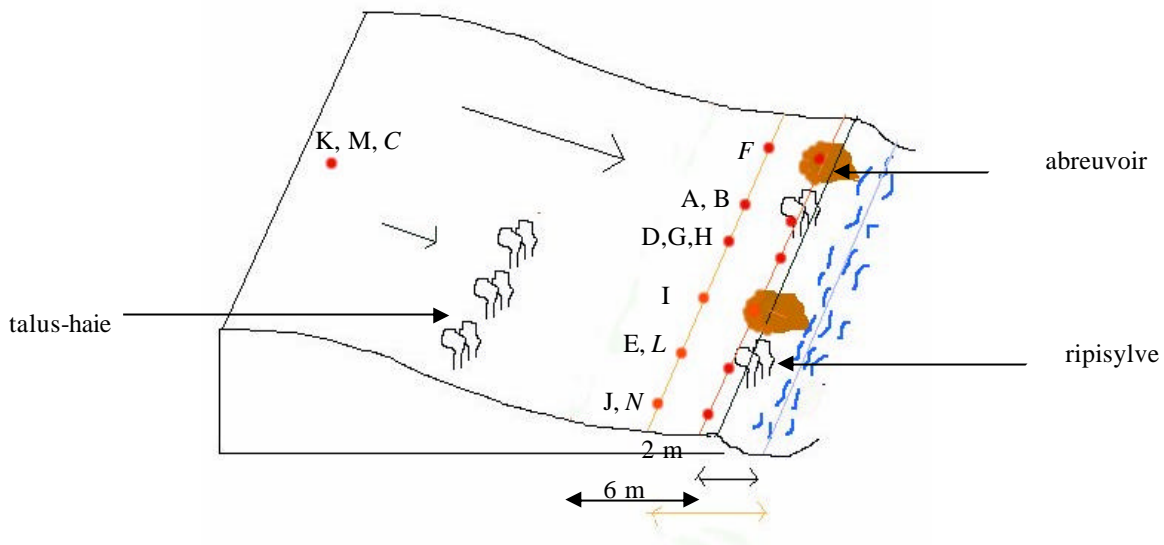


Fig. 3 - Typologie des transects : présence de ripisylve (A, B, E) ou non (D, G, H, I, J), d'abreuvoir ou de talus à l'amont (I, E, J) (I). en italique : les sondages dont les analyses n'ont pas encore été réalisées.

2.2.2. Traitement des prélèvements

Chaque sondage est divisé en tranches de 5 cm d'épaisseur. Dans chaque tranche, un échantillon est réalisé en découpant puis en mélangeant 3 cylindres, de rayon 1,8 cm et de hauteur 2,0 cm, soit un volume total de 61 cm³. Les échantillons sont séchés à l'air libre puis tamisés à 2 mm. Les analyses de ¹³⁷Cs ont été réalisées sur un détecteur de rayonnement gamma avec cristal de germanium et traitées sous la direction de P. Bonté et I. Lefèvre du Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement, Gif sur Yvette). Une première étape de l'analyse a consisté à rechercher la profondeur maximale du signal de ¹³⁷Cs. Une fois cette profondeur détectée, la détermination précise des mesures de ¹³⁷Cs a été réalisée (temps de comptage de 24 h par échantillon).

Les méthodes récentes utilisent des modèles théoriques pour convertir les activités surfaciques en ¹³⁷Cs en taux d'érosion des sols. Les modèles de bilan de masse ('mass balance model') sont des modèles simplifiés qui sont souvent utilisés pour simuler les pertes et gains en ¹³⁷Cs et évaluer les taux d'érosion et d'accumulation. Comme la profondeur de distribution du ¹³⁷Cs n'est pas la même entre sols cultivés et sols non remaniés (Ritchie et Mc Henry, 1973 ; Walling et Quine, 1990), des modèles différents existent et qui varient selon

que l'on est dans un contexte d'accumulation ou d'érosion. Quelques modèles sont présentés ci-après.

• *Sols labourés*

Les modèles traitant des sols cultivés partent de l'hypothèse que dans ces sols, le ¹³⁷Cs est distribué uniformément dans la couche de labour.

- La perte en sol - Elle est alors directement proportionnelle aux pertes en césium dans le profil. Zhang *et al.* (1990) proposent une version simplifiée du modèle de bilan des masses. Ils considèrent que les retombées ont eu lieu en 1963 au lieu de considérer la période s'étendant de 1945 à 1976. La moyenne annuelle de perte en sol s'exprime alors :

$$Y = 10H \times D \times \left(1 - \left(1 - \frac{X}{100} \right)^{1/(t-1963)} \right)$$

Où : Y est la perte en sol annuelle (t ha⁻¹ an⁻¹),

D est la densité du sol (kg m⁻³),

H est la profondeur du labour (m),

t est l'année du prélèvement,

X est le pourcentage de réduction du ¹³⁷Cs, défini par

$$X = 100 \times \left(\frac{A_{\text{ref}} - A}{A_{\text{ref}}} \right) \quad \text{Où : } A_{\text{ref}} \text{ est l'activité totale en } ^{137}\text{Cs} \text{ du point de référence}$$

A est l'activité total en ¹³⁷Cs du site érodé.

- Le gain de sol - Si l'on retrouve du ¹³⁷Cs au delà de la profondeur de labour, c'est que des particules sont venues se déposer depuis le labour de l'année suivant les retombées en ¹³⁷Cs. Par conséquent, la différence entre la profondeur maximale où l'on retrouve du ¹³⁷Cs et celle du labour actuel représente la quantité de sol déposée depuis les retombées de ¹³⁷Cs, ayant eu lieu pour simplifier en 1963. La moyenne annuelle de gain en sol s'exprime alors (Martz et de Jong, 1987 ; Vanden Bygaart, 2001) :

$$T_a = D \times \left(\frac{P - P_L}{t - 1963} \right)$$

Où : T_a est le taux d'accumulation moyen annuel en sol (t ha⁻¹ an⁻¹),

D est la densité du sol (kg m⁻³),

t est l'année du prélèvement,

P est la profondeur effective où l'on rencontre du ¹³⁷Cs,

P_L est la profondeur de labour.

• Sols non remaniés

Les modèles traitant des sols non remaniés partent de l'hypothèse que dans ces sols, le ¹³⁷Cs diminue exponentiellement avec la profondeur (Walling et Quine, 1990 ; Bernard *et al.*, 1992 ; Walling et He, 1999).

□ La perte en sol - La moyenne annuelle de perte en sol s'exprime (Walling et He, 1999) :

$$Y = \frac{10}{t-1963} \ln \left(1 - \frac{X}{100} \right) \times h_0$$

Où : Y est la perte en sol annuelle (t ha⁻¹ an⁻¹),

t est l'année du prélèvement,

X est le pourcentage défini précédemment,

h₀ le facteur décrivant la forme du profil (kg m⁻²).

□ Le gain de sol - Il est complexe à exprimer car il faut prendre en compte les propriétés des sédiments déposés ainsi que la pente de la zone érodée amont (Yang *et al.*, 2006). Le gain en particules s'exprime ainsi :

$$R' = \frac{A - A_{\text{ref}}}{\frac{P'}{\int_S R dS} \int_S A_{\text{ref}} (1 - e^{-R/h_0}) dS}$$

Où : R' est le taux moyen annuel de sédimentation (kg m⁻² an⁻¹),

P' est le paramètre corrigeant la sélectivité de la granulométrie,

R est le taux d'érosion de la zone amont (kg m⁻² an⁻¹),

h₀ est le facteur décrivant la forme du profil (kg m⁻²),

S est la surface de la zone érodée amont (m²),

A_{ref} est l'activité totale en ¹³⁷Cs du site de référence,

A est l'activité total en ¹³⁷Cs du site de sédimentation.

3. Résultats

3.1. Les activités en ¹³⁷Cs

□ Distribution verticale du ¹³⁷Cs

Les profils de distribution du ¹³⁷Cs pour chaque sondage montre que le ¹³⁷Cs est présent dans de nombreux horizons en profondeur et avec des teneurs pouvant être importantes (Fig. 4). Tous les sondages présentent donc une distribution verticale du césium de sols labourés.

□ Activités surfaciques totales

Les échantillons K et M, prélevés sur des plateaux sommitaux du bassin versant, n'ayant subi a priori ni érosion ni accumulation, servent de référence pour les autres sondages. Leurs activités totales en ¹³⁷Cs sont respectivement 2401 et 2856 Bq m⁻².

Les sondages E2, B2, I6 présentent des activités totales supérieures aux sondages de référence (Fig 4) : ces sondages traduisent une accumulation de particules.

Les sondages D2, B6, J2, A2, A6, H2, H6, D6 et surtout I2 présentent des activités totales en ¹³⁷Cs inférieures à celles des sondages de référence : ces sondages traduisent une érosion de particules.

Les sondages E6, J6, G2, G6 présentent des activités totales voisines de celles des sondages de référence : ces sondages traduisent un bilan d'érosion/accumulation quasi nul.

3.2. Taux d'érosion et d'accumulation des sols

Les sondages présentent des profils de distribution verticale du ¹³⁷Cs de sols labourés. Les modèles de conversion des activités en ¹³⁷Cs en taux d'érosion/accumulation sont ceux présentés en 2.2.2.

Les taux moyens annuels d'érosion des sols sont calculés à l'aide du modèle de Zhang *et al.* (1990) pour les sondages D2, D6, B6, J2, A2, A6, H2, H6, G6, D6 et I2.

Les taux moyens annuels d'accumulation des sols sont calculés à l'aide du modèle de Martz et de Jong (1987) pour les sondages E2, B2, I6, J6, G2 et J6.

Les sondages E2 et E6 présentent une profondeur d'existence de ¹³⁷Cs inférieure à la profondeur du labour. Le modèle ne peut être appliqué à ces deux sondages, bien que traduisant une accumulation de particules.

On choisit de prendre le sondage M comme sol de référence pour les modèles, le point K étant situé en légère pente sur le plateau sommital.

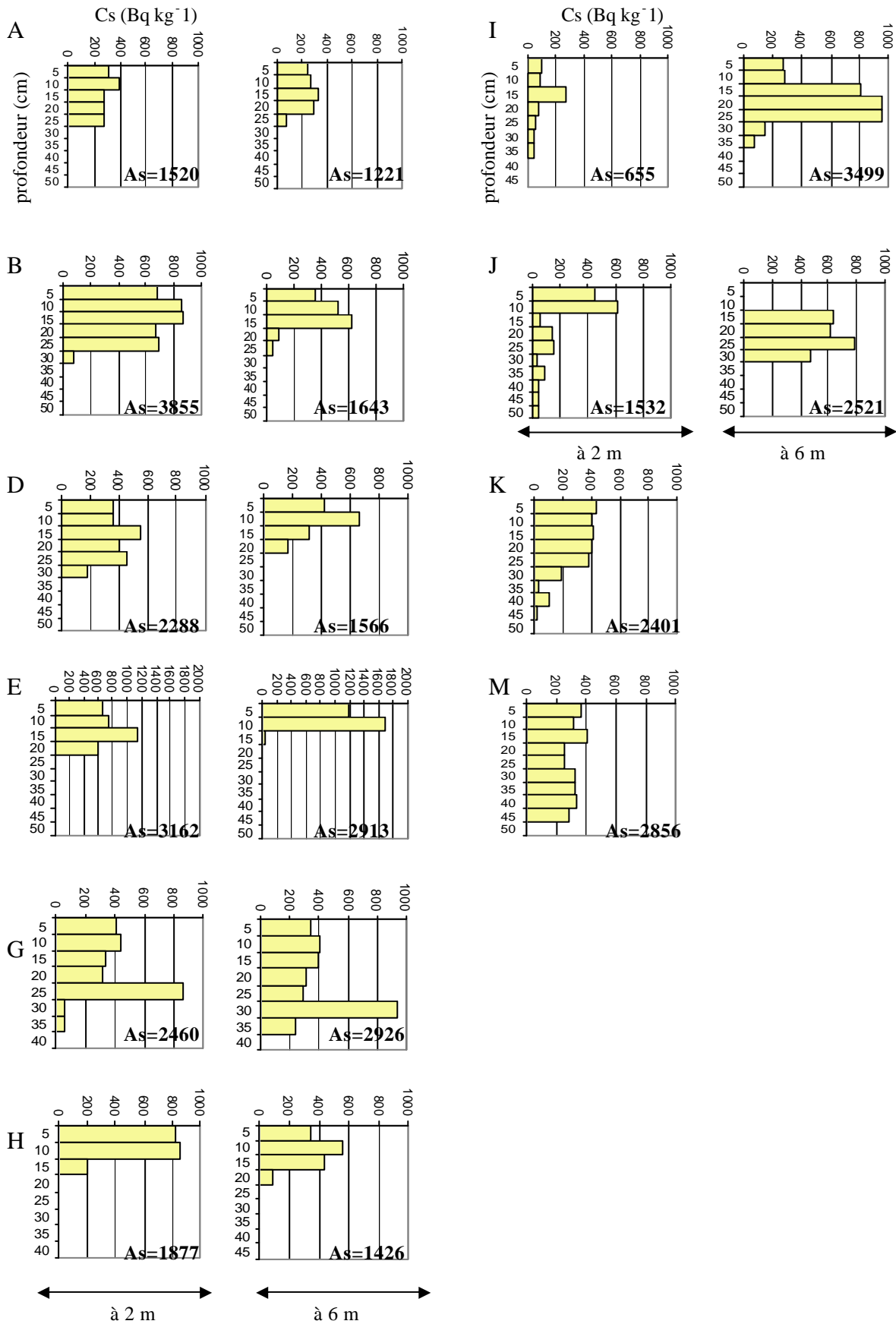


Fig. 4 - Distribution verticale du ¹³⁷Cs et activités surfaciques totales (As) en ¹³⁷Cs sur le bassin versant du Moulinet. As =activités surfacique totale du sondage (Bq m²) à 2 m et 6 m du cours d'eau (sauf A : 2m et 12 m).

Tab. 2 - Synthèse des résultats par sondage et par transect : tableau récapitulatif et bilans d'érosion/accumulation en mm.

transect	pente (%)	ripisylve	hauteur des berges	abreuvoir	activité surfacique à 6 m	taux d'érosion à 6 m (mm)	activité surfacique à 2 m	taux d'érosion à 2 m (mm)	bilan net sur le transect
A	4	+	+	-	1291	-3.9	1520	-2.9	+1.0
B	42	+	+	-	1643	-2.6	3855	+1.3	+3.9
D	12.4	-	+	-	1566	-2.8	2288	-1.0	+1.7
E	0.6	+	-	-	2913		3162		
G	0.2	-	-	-	2926	+2.6	2460	-0.7	-3.3
H	11.2	-	+	-	1426	-3.2	1877	-1.9	+1.3
I	16	-	-	+	3499	+2.9	655	-6.7	-9.7
J	26	-	-	-	2521	-0.6	1532	-2.9	-2.3
M					2856				
K					2401	0.8			

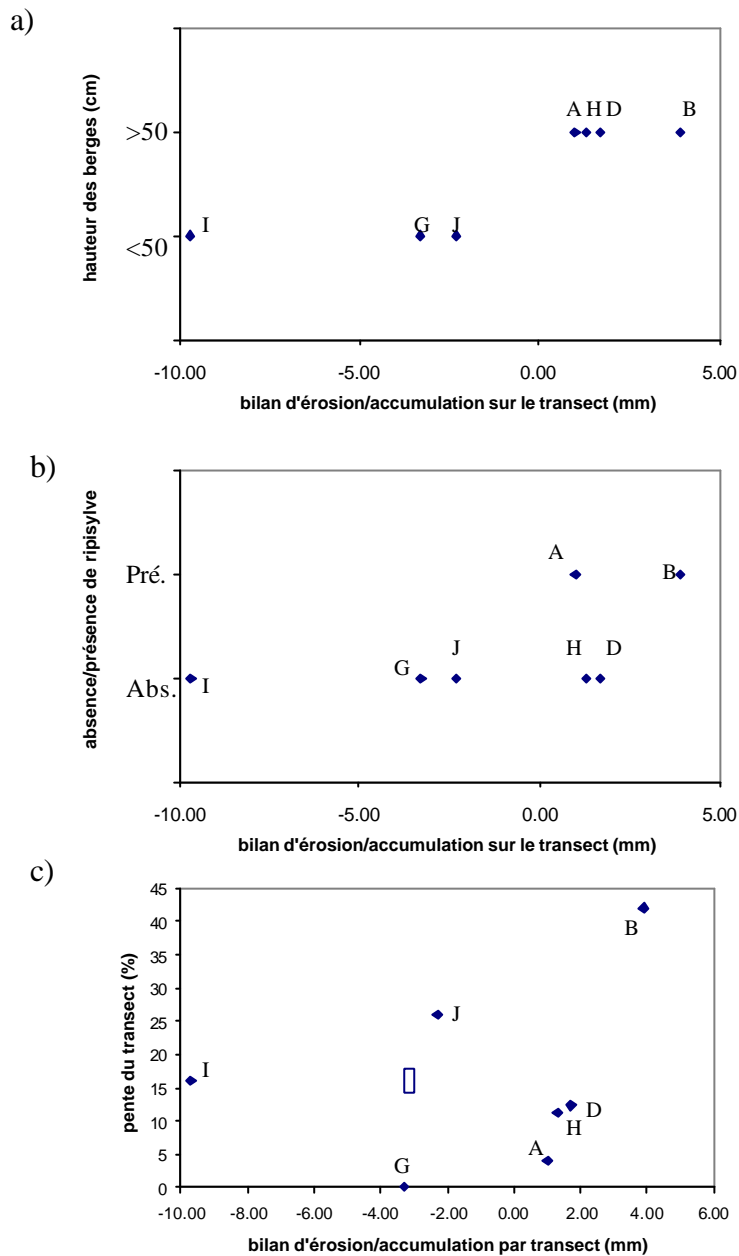


Fig. 5 - Relations entre : a) le bilan net d'érosion/accumulation du transect et la hauteur des berges ; b) le bilan net d'érosion/accumulation du transect et la présence ou non de ripisylve ; c) la pente du transect et le bilan net d'érosion/accumulation du transect.

A 6 m du cours d'eau, les bilans les plus négatifs sont observés sur les transects A, B, D, H, qui correspondent donc aux plus forts taux d'érosion (Fig. 5 et Tab. 2).

A 2 m du cours d'eau, des bilans négatifs sont calculés pour tous les sondages (sauf sur le transect B) ce qui révèle des profils érodés.

Entre 6 m et 2 m, les bilans nets sont positifs pour les transects A, B, D, H, révélant une accumulation relative en bordure de cours d'eau, tandis que les bilans nets sont négatifs pour les transects G, I, J.

Deux groupes de transects se distinguent ainsi. Les transects A, B, D, H, se caractérisent par une érosion moins importante à 2 m qu'à 6 m du cours d'eau, voire par une accumulation à 2 m pour B, alors que les transects G, I, J se caractérisent par une érosion plus forte à 2 m du cours d'eau.

Le seul critère qui différencie nettement ces deux groupes de transects est la hauteur des berges, supérieure à 50 cm pour A, B, D, H, inférieure à 50 cm pour G, I, J. Pour ces derniers transects, la ripisylve est également absente.

La pente entre 6 m et 2 m ne semble pas influencer à elle seule le bilan net d'érosion/accumulation. Pour le groupe G, I, J, elle est fortement variable. Pour le groupe A, B, D, H, l'accumulation relative entre 6 m et 2 m est d'autant plus importante que la pente est forte.

4. Discussion

4.1. Facteurs de risques et érosion/accumulation des sols.

Ce paragraphe compare les bilans d'érosion/accumulation obtenus par sondage et par transect entre les différents contextes.

La hauteur des berges semble être un facteur déterminant dans notre contexte pour limiter l'érosion en bordure de cours d'eau. La hauteur des berges intervient vraisemblablement en empêchant l'accès du bétail au cours d'eau. Cette conclusion rejoint celles de d'autres études, notamment celles de Clary et Webster (1990). Elle peut aussi limiter le débordement du cours d'eau en crue, susceptible d'entraîner des particules.

Il se trouve par ailleurs que les transects (G, I, J) pour lesquels la hauteur des berges est faible, ne présentent pas de ripisylve. Il n'y a donc aucun obstacle à l'accès du bétail au cours d'eau. L'un de ces transects correspond à une zone identifiée d'abreuvoir. C'est sur ce transect que l'érosion est la plus forte, pouvant atteindre 7 mm an⁻¹. Ces conclusions rejoignent celles obtenues dans d'autres études (Trimble, 1993 ; Trimble, 1995), et qui s'expliquent par la disparition de la végétation (Kauffman et Krueger, 1984) et le tassement des sols favorisant le ruissellement à cause du passage plusieurs fois par jour du bétail dans le cours d'eau (Platts, 1981).

Les transects pour lesquels la hauteur des berges est élevée (A, B, D, H) montrent par contre une accumulation relative des particules en bordure du cours d'eau. Cette accumulation semble indépendante de la présence ou non d'une ripisylve. Cependant, lorsque la ripisylve est absente (D, H), la pente entre 6 m et 2 m est faible.

Les transects qui présentent la plus forte érosion à 6 m du cours d'eau sont également ceux qui ne présentent pas de talus à l'amont (ABDH). Le manque d'informations concernant notamment la pente et la distance entre la haie et le sondage ne permet pas de conclure sur l'éventuel rôle du talus amont.

Même si les taux d'érosion estimés dans cette étude sont très localisés, leur comparaison avec des taux moyens établis à différentes échelles spatiales montre qu'ils sont pour la plupart peu éloignés de ceux recensés dans la littérature (Tab. 3).

Tab. 3 - Bilans d'érosion/accumulation recensés dans d'autres études.

pays	données	usages des sols	bilan net (t/ha/an)	accumulation moyenne (t/ha/an)	érosion moyenne (t/ha/an)	sources
Australie	moyenne nationale	prairies résiduelles/natives	-5.4			Prosser <i>et al.</i> (2003)
Canada	bassin versant 80 ha	prairies, maïs	-2.9	3.2	4.1	Mabit <i>et al.</i> (1999)
USA, Arizona	parcelles	prairies temporaires ou permanentes	entre -0.06 et -4.21			Lambe et Kidwell (2003)
USA, Kansas	parcelles	prairie	entre -1 et -2.5			Kaste <i>et al.</i> (2006)
France	bassin versant 24 ha	cultures	positif ou -10.3	de 2 à 8.3	de 4.2 à 12.3	Sogon <i>et al.</i> (1999)
France	parcelles	cultures	0.35			Cros-Cayot (1996)
Grande Bretagne	parcelle 8.54 ha	champ cultivé	-4.4	22.1	19.5	Walling et He (1999)

4.2. Méthodologie

La méthode du ¹³⁷Cs repose sur des hypothèses qu'il est difficile de vérifier telle qu'une distribution homogène des apports des radionucléides par les pluies, surtout en paysage de bocage où les haies constituent des obstacles à la fois aux retombées elles-mêmes de ¹³⁷Cs et à leur répartition par le vent. Par ailleurs, les taux d'érosion/accumulation doivent être pris avec précaution car ils sont basés sur la profondeur d'un signal qui pourrait être liée non pas à l'accumulation de particules mais à un entraînement du ¹³⁷Cs avec les particules par lessivage ou par bioturbation.

Le choix de modèles simplifiés pour le calcul des taux d'érosion/accumulation a été motivé par le faible nombre d'échantillons considérés. Toute l'étude présentée ici n'est qu'une première approche du rôle des facteurs de risque sur le transfert particulaire dans les zones proches des cours d'eau. Une campagne plus importante d'échantillons permettrait de généraliser les conclusions établies sur un ou deux transects et permettrait ainsi de vérifier les

extrapolations établies sur l'ensemble des bassins versants. Pour une étude plus approfondie, des modèles complexes, prenant en compte la granulométrie, la pente, ... pourraient être utilisés.

5. Conclusions

La diversité des faciès des zones proches des cours d'eau influencent les processus d'érosion à l'origine de l'apport des MES dans les cours d'eau. Les facteurs de risques mis en évidence, à savoir la hauteur des berges et la présence ou non de ripisylve, favorisent l'exportation des particules, notamment en permettant au bétail d'accéder au cours d'eau. En effet, celui-ci, de part ses passages réguliers favorise la production de particules de sols et de berges.

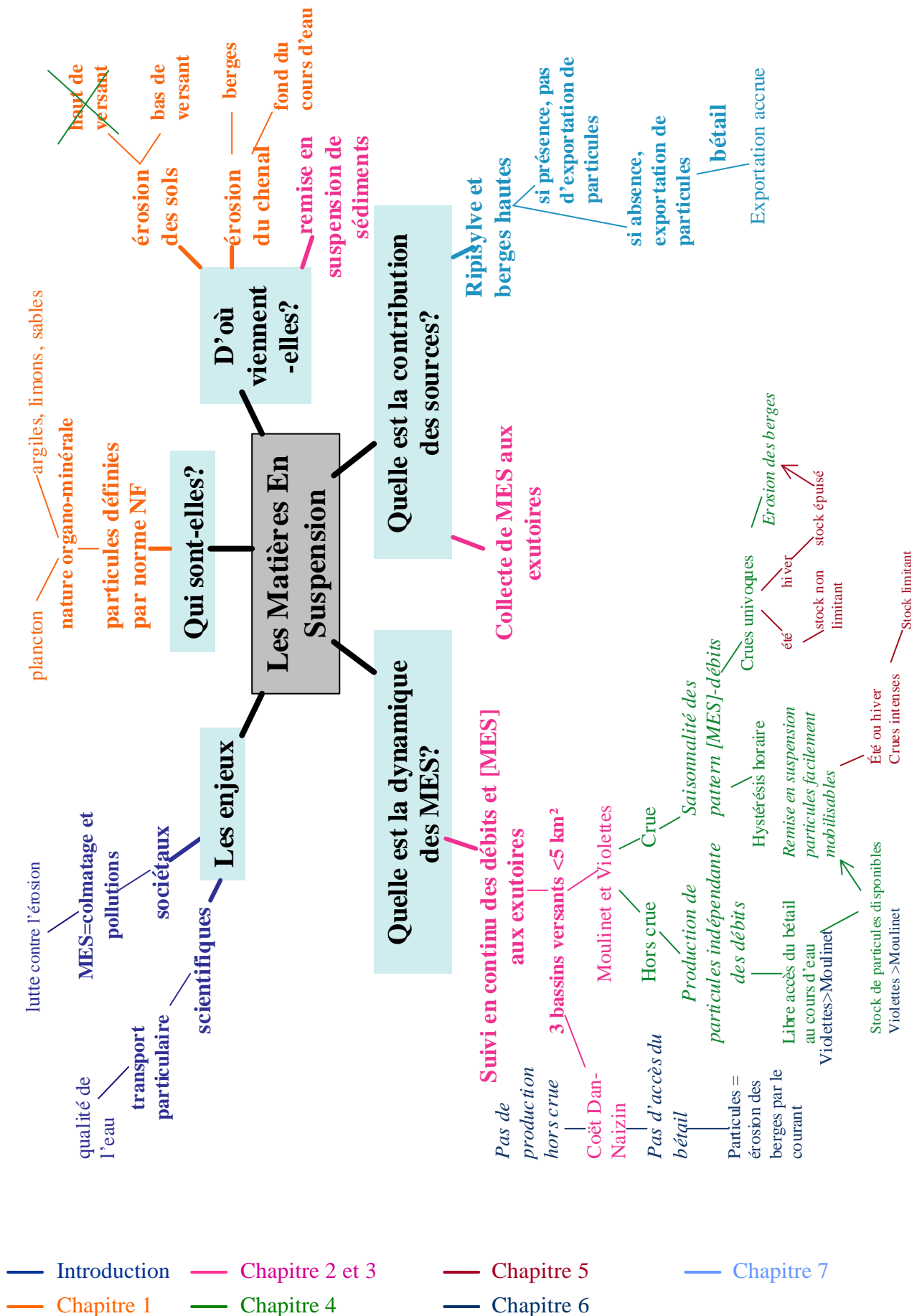
Paulais (2003) a étudié la sensibilité des parcelles aux transferts de particules qui pourraient atteindre le cours d'eau sur le même bassin versant du Moulinet. Il a retenu la hiérarchisation des facteurs de risque suivante, du plus important au plus faible : état des berges, présence ou non de talus sur les parcelles, type d'occupation du sol et ensuite seulement pente et connexion au ruisseau. Notre étude permet d'attester de l'importance de la ripisylve dans la compréhension des transports particulaires, puisque sa présence, combinée à des berges hautes, peut modifier les tendances érosives observées plus à l'amont.

Une étude comparable à la notre, mais menée sur un jeu de données plus conséquent devrait permettre de vérifier le rôle important des zones proches du cours d'eau.

Conclusions partielles de la partie IV, chapitre 7.

A l'issue de ce chapitre 7, il apparaît que l'exportation de particules dans le cours d'eau est favorisée par une faible hauteur des berges et l'absence de ripisylves. Ces deux paramètres, facilitent l'accès du bétail au cours d'eau et sont indirectement liés à une augmentation de la dégradation des bords de cours d'eau. A l'inverse, lorsque les berges sont hautes et qu'une ripisylve est bien développée, l'exportation des particules du versant est limitée, voire bloquée. Le rôle de ces deux paramètres est tel, qu'il semble primordial de l'intégrer dans l'étude des transferts particuliers, puisque leur présence/absence peuvent modifier les tendances observés sur le versant.

Carte heuristique évolutive.



- Introduction
- Chapitre 1
- Chapitre 2 et 3
- Chapitre 4
- Chapitre 5
- Chapitre 6
- Chapitre 7

Chapitre 8.

Contribution des sources de MES dans différents contextes hydrologiques.

1. Introduction

Les matières en suspension que l'on rencontre dans les cours d'eau résultent généralement d'un mélange de particules issues de différentes sources et de différents endroits sur le bassin versant. Il est important de pouvoir déterminer les origines des particules et de quantifier la contribution de celles-ci pour limiter leurs apports. En effet, non seulement une augmentation des concentrations en MES traduit une plus grande érosion, mais elle engendre également une augmentation en polluants dans les cours d'eau eux-mêmes (e.g. métaux lourds, phosphore, ...) (Owens *et al.*, 2001), un appauvrissement de la richesse biologique (Maridet, 1994), une diminution de la perméabilité du lit et des teneurs en oxygène des eaux superficielles (Massa, 2000), ...

L'identification et la quantification des origines des particules peuvent être obtenues par une mesure directe de l'érosion sur les sols ou les berges (Osterkamp et Hedman, 1977). Cette méthode présente trois principaux défauts : i) elle nécessite que les sources soient a priori identifiées ; ii) la variabilité spatiale de l'érosion est telle que les mesures obtenues ponctuellement sont difficilement extrapolables ; iii) les informations obtenues concernent l'érosion des zones sources, mais aucune information n'est fournie sur ce qui parvient au cours d'eau.

Une autre méthode, indirecte, repose sur l'interprétation des relations concentration en MES-débit au cours des crues. Différents patterns peuvent être identifiés. Williams (1989) a conclu à l'existence de 5 classes : univoque (« single-valued »), hystérésis horaire, hystérésis anti-horaire, univoque plus boucle et figure en huit. L'occurrence de chacune des classes sur un bassin dépend des sources des matières en suspension : ruissellement, érosion des berges, remise en suspension... (Regues *et al.*, 2000). Il est courant d'associer des sources potentielles de particule à chaque pattern : les crues à hystérésis horaire seraient des crues de remise en suspension des sédiments déjà déposés (Klein, 1984 ; Picouet *et al.*, 2003 ; Orwin et Smart, 2004) ; les crues à hystérésis anti-horaire mettraient en jeu des sources lointaines : érosion des sols des versants, amont du cours d'eau (Klein, 1984 ; Orwin et Smart, 2004) ; les crues univoques seraient associées à une production de nouvelles particules par érosion des berges ou sols après des crues où les particules fines sont parties (Walling et Webb, 1982 ; Hudson, 2003 ; Lefrançois *et al.*, 2006, chapitre 4). Toutes ces interprétations reposent sur des hypothèses, qui n'ont pas été validées par d'autres méthodes.

Dans les années 70, les travaux se sont alors orientés vers une nouvelle méthode visant à tracer l'origine des MES. Cette méthode, la « fingerprinting procedure », consiste à identifier

des propriétés caractérisant les sources potentielles, et à leur comparer les propriétés d'un échantillon de MES à l'aide d'un modèle de mélange. Différentes propriétés ont été prises en considération pour distinguer les sources de particules : la composition minéralogique (Wall et Wilding, 1976 ; Glasman, 1997, Hillier, 2001), la teneur en minéraux magnétiques (Wall et Wilding, 1976 ; Caitcheon, 1993), les teneurs en radionucléides (Peart et Walling, 1986 ; Wallbrink *et al.*, 1998), la chimie (Wall et Wilding, 1976), la palynologie (Oldfield et Clark, 1990 ; De Boer, 1997), la couleur (Grimshaw et Lewin, 1980 ; De Boer, 1997), la teneur en matière organique (Peart, 1993 ; De Boer, 1997), la granulométrie (Slattery et Burt, 1997). L'utilisation de plusieurs paramètres, appartenant à un même ensemble (plusieurs éléments chimiques (Collins et Walling, 2002)) ou à des ensembles différents (chimie et radionucléides (Russell *et al.*, 2001 ; Motha *et al.*, 2003)) pour discriminer les sources a permis, d'une part, d'améliorer la discrimination (Oldfield et Clark, 1990 ; Walling *et al.*, 1993 ; Collins *et al.*, 1997) et d'autre part, d'appréhender des contextes où figurent un grand nombre de sources.

Notre étude propose de tester la faisabilité d'une telle méthode pour discriminer et quantifier la contribution des sources lorsque celles-ci sont des zones proches du cours d'eau ou des zones du cours d'eau lui-même : sols des parcelles ripariennes, berges, sédiments, altérites du fond du ruisseau. Un autre objectif est d'expliquer la dynamique des MES observée dans différents contextes hydrologiques. L'étude s'est intéressée à un petit bassin versant agricole (2,2 km²) soumis à une forte pression du bétail, qui dégrade les berges et les sols, sur la production de particules (Lefrançois *et al.*, 2006). Des échantillons des sources potentielles ont été prélevés en différents endroits du cours d'eau. Des MES ont été échantillonnées à l'exutoire du bassin versant dans des conditions hydrologiques ciblées. Une première étape de cette étude est d'identifier une signature spécifique de chaque source. Une seconde étape est de quantifier la contribution des sources dans un échantillon de MES donné.

2. Matériel et Méthodes

2.1. Le site d'étude

Le ruisseau des Violettes est un cours d'eau de second ordre (Strahler, 1952). Il est un affluent de l'Oir, lui-même affluent de la Sélune, qui se jette dans la baie du Mont Saint Michel dans la Manche (nord-ouest de la France) (48°N, 1°W) (Fig. 1). Les caractéristiques du bassin sont résumées dans le tableau 1.

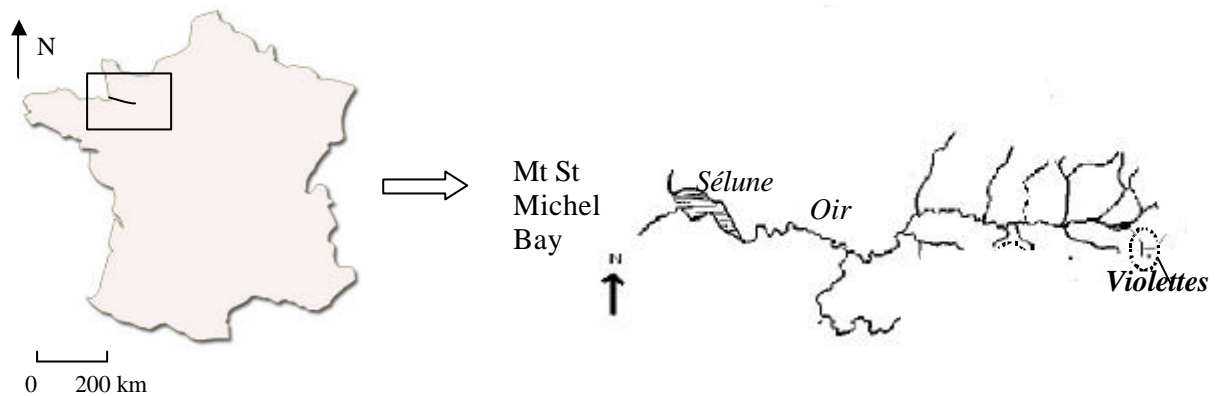


Fig. 1 - Localisation du bassin des Violettes.

Tab. 1 - Caractéristiques du bassin versant des Violettes.

caractéristique	valeur
superficie du bassin (km ²)	2.24
longueur du cours d'eau (km)	3.3
pente moyenne du cours d'eau (%)	1.8
largeur à l'exutoire (m)	1
altitude minimale du bassin (m)	78
altitude maximale du bassin (m)	133

Le bassin versant des Violettes fait partie du massif Armoricaïn, typique des anciens massifs précambriens de l'Europe de l'Ouest. La roche mère est constituée de schistes Briovériens (Langevin *et al.*, 1984). Une couverture de limons éoliens recouvre l'altérite de schiste selon une épaisseur variable. Les sols des pentes des versants sont bien drainés, alors que ceux de fond de vallée présentent des traits d'hydromorphie. Les sols sont limoneux, avec en surface la granulométrie moyenne suivante: argile (0-2 μm) environ 120 g kg⁻¹, limon fin (2-20 μm) 520 g kg⁻¹, limon grossier (20-50 μm) 200 g kg⁻¹ et sable (50-2000 μm) 160 g kg⁻¹. Le cours d'eau s'écoule sur l'altérite de schiste.

Le climat est tempéré océanique. La pluviométrie annuelle est de 900 mm (moyenne établie sur les années 1970 à 1991, Météo France, Isigny Le Buat) et l'intensité des précipitations est modérée. Les précipitations sont réparties le long de l'année, un peu plus élevées de septembre à mars. L'évapotranspiration conduit à un déficit hydrique plus marqué de avril à août.

Le bassin versant est soumis à une agriculture modérément intensive, souvent constituée de petites exploitations familiales. Les sols agricoles sont utilisés pour la culture du maïs ou du blé (47%), ou pour la pâture de bovins essentiellement (46%) (Macary et Paulais,

2003) (Fig. 2). La majorité des parcelles situées en bordure du cours d'eau sont utilisées en tant que prairie ; les quelques rares autres sont utilisées pour la culture des céréales et en bois. Des zones humides existent le long du cours d'eau. Le bassin versant présente un paysage de bocage avec de nombreuses haies.

La présence des prairies et l'existence de nombreuses haies limitent l'exportation des particules des sols du versant au cours d'eau. Les particules proviennent essentiellement des berges, sous l'action des forces hydrauliques d'une part, mais surtout d'autre part sous l'action du bétail qui piétine et dégrade les berges en venant s'abreuver (Lefrançois *et al.*, 2006, chapitre 4).

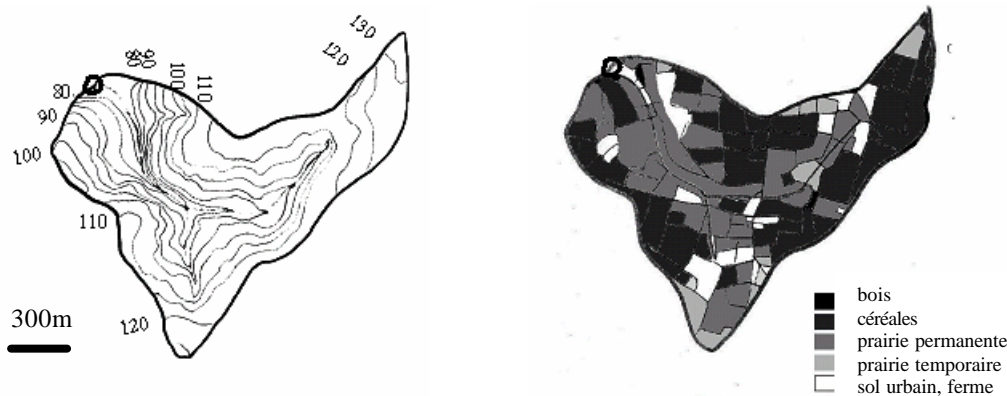


Fig. 2 - Topographie et usages des sols sur le bassin des Violettes (o= exutoire). (Paulais, 2003).

2.2. Méthodologie

2.2.1. Les suivis des débits et des matières en suspension

A l'exutoire sont mesurées :

- la concentration en matières en suspension, à l'aide d'un turbidimètre (APC-TU, Ponselle) ; les mesures de turbidité étant transformées en concentrations en MES à l'aide d'une relation d'étalonnage,
- la hauteur d'eau, à l'aide d'un capteur à ultra-sons,
- la vitesse de l'eau, à l'aide d'un capteur à effet Doppler.

Les hauteurs d'eau et les vitesses sont mesurées à l'aide d'un Starflow (Unidata Australia). Turbidité, vitesse et hauteur d'eau sont mesurées toutes les 30 secondes et moyennées toutes les 10 minutes.

2.2.2. Les échantillonnages de MES

Les matières en suspension sont échantillonnées à l'aide de collecteurs installés à l'exutoire des bassins. Le piège à MES est un tube en polyvinylchloride (PVC), long d'un mètre et d'un diamètre de 9,8 cm. Les extrémités du collecteur sont semi-ouvertes, pour permettre le passage de l'eau tout en ralentissant sa vitesse. Le collecteur est maintenu à l'aide de deux piquets enfoncés dans le lit de la rivière, avec l'extrémité amont faisant face au courant. Lefrançois (2003) a testé ce type de collecteurs et a montré que les quantités collectées étaient proportionnelles à celles estimées par turbidimétrie. Les collecteurs sont relevés et remplacés par d'autres après 4 ou 10 jours de pose selon le contexte hydrologique. Les échantillons conservés pour l'analyse ont été recueillis dans des conditions hydrologiques différentes (Tab. 2, Fig. 3).

Tab. 2 - Dates des échantillonnages de matières en suspension à l'exutoire des Violettes.

échantillon	collecte		contexte hydrologique pendant l'échantillonnage
	début	fin	
MES A	08/10/2004	11/10/2004	crue
MES B	25/10/2004	28/10/2004	hors crue
MES C	26/11/2004	30/11/2004	crue
MES D	17/12/2004	20/12/2004	crue
MES E	02/02/2005	07/02/2005	hors crue
MES F	21/02/2005	07/03/2005	crue
MES G	15/03/2005	21/03/2005	hors crue
MES H	04/04/2005	11/04/2005	crue
MES I	21/04/2005	26/04/2005	crue
MES j	06/07/2005	13/07/2005	hors crue

2.2.3. Les prélèvements des zones sources potentielles

Lefrançois *et al.* (2006) (chapitre 4) considèrent que sur ce bassin, les particules proviennent essentiellement des zones proches du cours d'eau et du cours d'eau lui-même. Nous avons donc considéré comme sources potentielles les sols proches du cours d'eau, les berges, les sédiments et l'altérite du fond du cours d'eau.

Les sols proches du cours d'eau ont été échantillonnés en surface, pour prendre en compte une érosion par ruissellement sur surface saturée dans les zones humides de fond de vallée ou au niveau des abreuvoirs. Les berges ont été échantillonnées sur leur paroi verticale dans la partie exondée lors du prélèvement. Les sédiments ont été prélevés dans des bancs constitués dans les zones de plus faible vitesse ou de contre-courant. L'altérite a été prélevée à la tarière dans des zones où le courant est important : tronçons rectilignes, aval de seuil.

Une première campagne a été réalisée en février 2003 sur un petit nombre de prélèvements de sols, berges, sédiments et altérite du fond du cours d'eau. Une seconde campagne a été menée

en octobre 2005, sur un nombre d'échantillons plus important. Seule est détaillée la campagne d'octobre 2005.

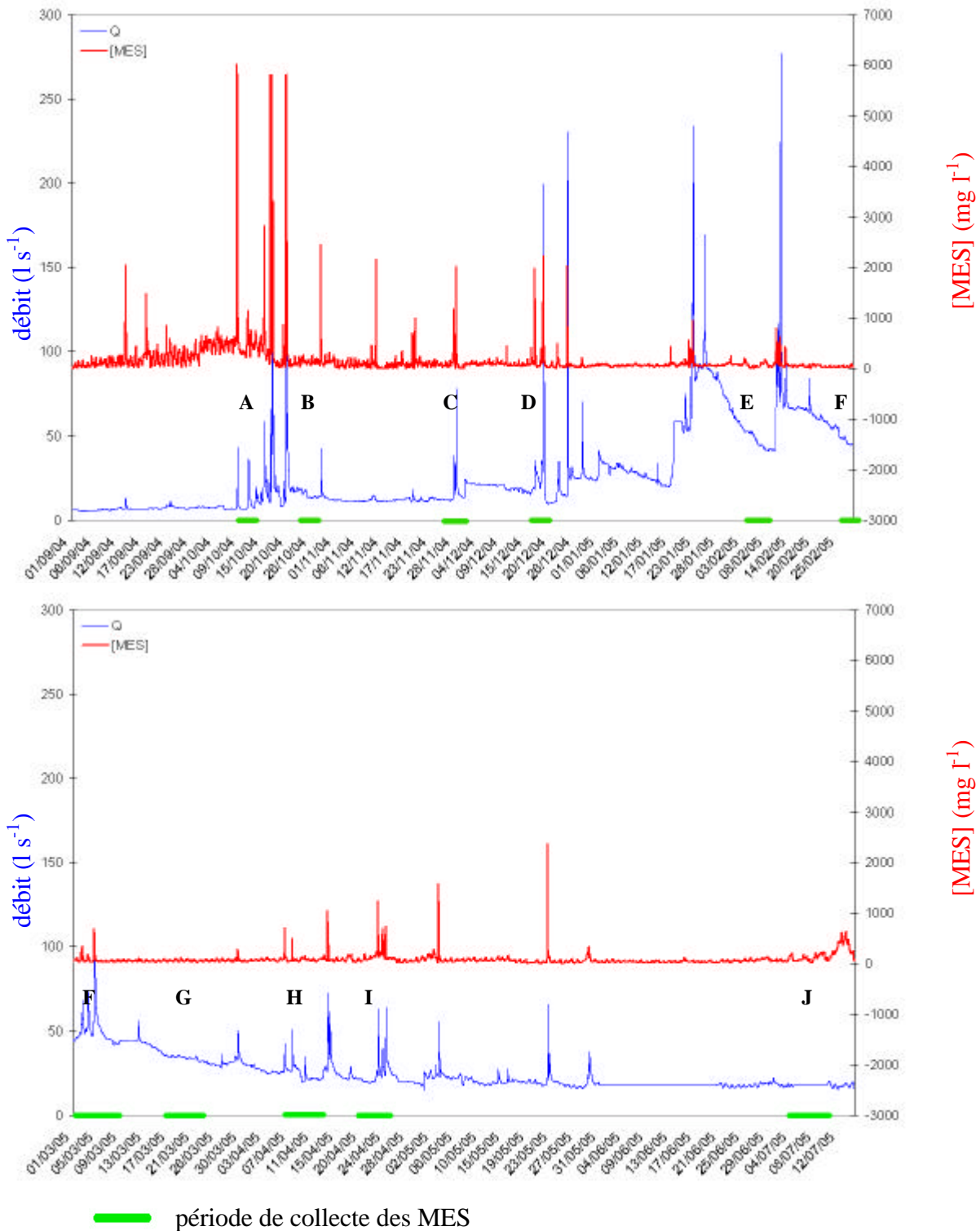


Fig. 3 - Suivi des débits et des concentrations à l'exutoire des Violettes, de septembre 2004 à juillet 2005.

13 zones de prélèvements ont été choisies de manière à couvrir l'ensemble des bras des cours d'eau (Fig. 4) et à prendre en considération tous les cas de figures : zones d'érosion de berges effectives, abreuvoirs, bancs de sédiments. Au final, ont été prélevés : 13 échantillons de sols, 8 échantillons de berges et 12 échantillons de sédiments.

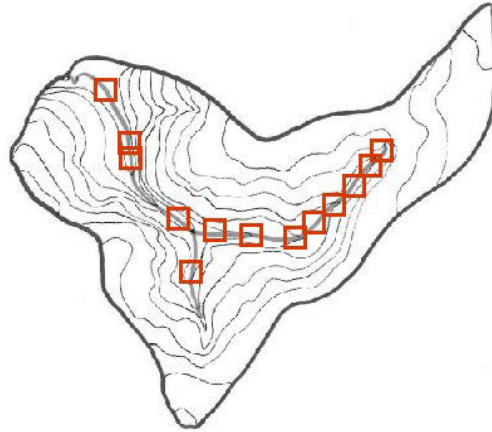


Fig. 4 - Localisation des sites de prélèvements des sources sur le bassin des Violettes.

2.2.4. L'analyse des échantillons de sources et de MES

· *La préparation des échantillons*

Les échantillons de MES et de sources ont été séchés à 40°C. Les échantillons ont ensuite été tamisés à 50 µm.

· *Le choix des paramètres*

Les paramètres ont été peu ciblés avant l'analyse, car nous ne disposions pas d'informations sur les paramètres discriminants pour des bassins similaires.

· *Les analyses chimiques et granulométriques*

Les analyses chimiques ont été réalisées au Service d'Analyse des Roches et des Minéraux du CNRS de Nancy (les précisions des analyses sont présentées dans l'Annexe 1). Les analyses en Si, Al, Fe total, Mn, Mg, Ca, Na, K, P, Ti sont réalisées à l'aide d'un spectromètre d'émission (ICP-AES) Jobin-Yvon JY 70 après perte au feu et fusion au métaborate de lithium suivie d'une mise en solution acide. Les analyses en As, Ba, Be, Bi, Cd, Ce, Co, Cr, Cs, Cu, Dy, Er, Eu, Ga, Gd, Ge, Hf, Ho, In La, Lu, Mo, Nb, Nd, Ni, Pb, Pr, Rb, Sb Sm, Sn, Sr, Ta, Tb, Th, Tm, U, V, W, Y, Yb, Zn, Zr sont réalisées à l'aide d'un spectromètre de masse (ICP-MS) Perkin Elmer 5000 après fusion au métaborate de lithium suivie d'une mise en solution acide.

Les analyses granulométriques ont été réalisées au laboratoire de Génie Civil de l'INSA de Rennes à l'aide d'un granulomètre laser CILAS. Seuls les échantillons de la campagne de 2005 ont été analysés de la sorte.

2.2.5. Le traçage des sources de MES

La méthode de traçage utilisée a pour objectif de déterminer la contribution relative de chacune des sources dans un échantillon de MES récolté à l'exutoire d'un bassin versant (Collins *et al.*, 1997 ; Collins et Walling, 2002). Cette procédure se divise en deux principales étapes :

- l'identification d'une combinaison de paramètres permettant de discriminer chacune des sources ;
- l'utilisation d'un modèle de mélange pour déterminer la contribution de chacune des sources dans un échantillon de MES donné.

· L'identification des paramètres discriminants

L'analyse consiste à ne retenir parmi la liste des paramètres que ceux qui permettent au mieux de discriminer chacune des sources.

- Retrait des paramètres ne présentant pas de différences entre les sources

Un test de Kruskal et Wallis est utilisé pour évaluer la capacité des paramètres, considérés individuellement, à distinguer les sources.

- Analyse en composante principale (ACP)

Une première ACP est réalisée avec les paramètres ayant réussi le test de Kruskal et Wallis ; elle permet de vérifier s'il existe ou non une distinction des sources.

Une seconde ACP est réalisée avec les traceurs discriminants issus de l'AFD ; elle permet d'affiner notre interprétation de la discrimination.

- Analyse factorielle discriminante (AFD)

Les paramètres ayant réussi le test de Kruskal et Wallis sont utilisés dans un AFD pour déterminer la combinaison de ceux qui permettent au mieux la discrimination des sources. Pour cela, les paramètres doivent répondre à deux contraintes : la normalité de la distribution des données et l'homogénéité des variances. Les paramètres répondant à ces contraintes sont alors utilisés pour l'AFD. La combinaison de paramètres qui permet de classer le maximum d'échantillons est sélectionnée selon le critère de minimisation du lambda de Wilks. Un lambda de 1 signifie que les moyennes de toutes les sources sont identiques. Un lambda

proche de 0 indique que la variabilité intra-source est plus petite que la variabilité inter-source. La combinaison sélectionnée est celle qui présentera le plus petit lambda de Wilks. Un paramètre n'est ajouté à la combinaison précédente que si son ajout permet une diminution du lambda supérieure à 0,01.

• *La quantification de la contribution des sources*

Un modèle de mélange est ensuite utilisé pour déterminer la contribution de chacune des sources. On considère que les particules recueillies dans l'échantillon de MES sont un mélange de particules issues des n sources, et donc que les propriétés de l'échantillon de MES sont un mélange de celles des n sources. Le modèle de mélange doit satisfaire aux contraintes suivantes :

- la contribution des sources ne peut être négative

$$0 \leq P_s \leq 1$$

- la somme Z des contributions de chacune des sources doit être égale à 1

$$\sum_{s=1}^n P_s = 1 \quad \text{où } P_s \text{ est la contribution de la source } s.$$

Pour chaque paramètre, une relation linéaire liant la concentration en celui-ci dans chacune des sources à celle mesurée dans l'échantillon de MES existe. La combinaison des déterminants fournit donc un ensemble d'équations linéaires. Si le nombre de paramètres est égal au nombre de sources, le système d'équations peut être résolu simplement. Si le nombre de paramètres est supérieur au nombre de sources, la résolution du système peut alors être obtenue par la minimisation des erreurs associées au système d'équations, donnée soit par la somme des carrés des erreurs (He et Owens, 1995 ; Gruzowski *et al.*, 2003), soit par la somme des moindres carrés (Krause *et al.*, 2003), la somme des carrés des erreurs relatives (Collins *et al.*, 1998), la racine carrée des erreurs relatives (Motha *et al.*, 2003). Dans notre approche, nous cherchons à minimiser la somme Z des carrés des résidus (R_{es}) (Walling, 2005):

$$R_{es} = \sum_{i=1}^m \left[\frac{C_{ssi} - \left(\sum_{s=1}^n C_{si} P_s \right)}{C_{ssi}} \right]^2 \quad (E1)$$

Où C_{ssi} est la concentration du paramètre i dans l'échantillon de MES, C_{si} est la concentration moyenne du paramètre i dans le groupe source s, P_s est la contribution relative de la source s, n est le nombre de sources et m le nombre de paramètres.

Les concentrations des traceurs sont généralement dépendantes de la taille de particules (Yu et Oldfield, 1989). Même si cet effet est réduit puisque l'on s'intéresse aux particules inférieures à 50 µm, une correction supplémentaire peut être ajoutée grâce à un ratio Z entre surface spécifique des MES et surface spécifique des sources. En supposant les particules sphériques, la surface spécifique des échantillons peut être estimée à partir de la distribution granulométrique.

En rajoutant le facteur correctif de la granulométrie G dans l'équation (E1), on obtient :

$$R_{es} = \prod_{i=1}^m \left[\frac{C_{ssi} \left(\prod_{s=1}^n C_{si} G_s P_s \right)}{C_{ssi}} \right]^2 \quad (E2)$$

Où Zs est le rapport des surfaces spécifiques de l'échantillon de MES sur celle de la source s.

Aucune correction de l'effet de la matière organique n'a été réalisée puisque la relation entre concentration en matière organique et teneur en éléments est complexe et difficile à généraliser (Walling, 2005)

3. Résultats

3.1. Les caractéristiques des sources et des MES

3.1.1. La composition chimique en éléments majeurs

Les teneurs des sources et des échantillons en quelques éléments sont présentées ci-après (Fig. 5 ; précisions des analyses en Annexes). Les échantillons d'altérite sont très riches en Al, Fe, K, Mg. Elles sont à l'opposé, très pauvres en Si et en Ca. Les teneurs en Al, Fe, K, P, Mn et la perte au feu PF diminuent entre les sols et les berges, de même qu'entre les berges et les sédiments. A l'opposé, les teneurs en Si et en Na augmentent entre les sédiments et les berges, et entre les berges et les sols. Les échantillons de MES présentent des teneurs variables en éléments.

Les teneurs en éléments sont sensiblement identiques pour chaque source entre les deux années de prélèvement. Seules les teneurs en phosphore ont fortement évolué, notamment

dans les berges et les sédiments. La limite de détection du Mn a été abaissée entre les analyses de 2003 et 2005 : des teneurs non quantifiées auparavant sont désormais renseignées.

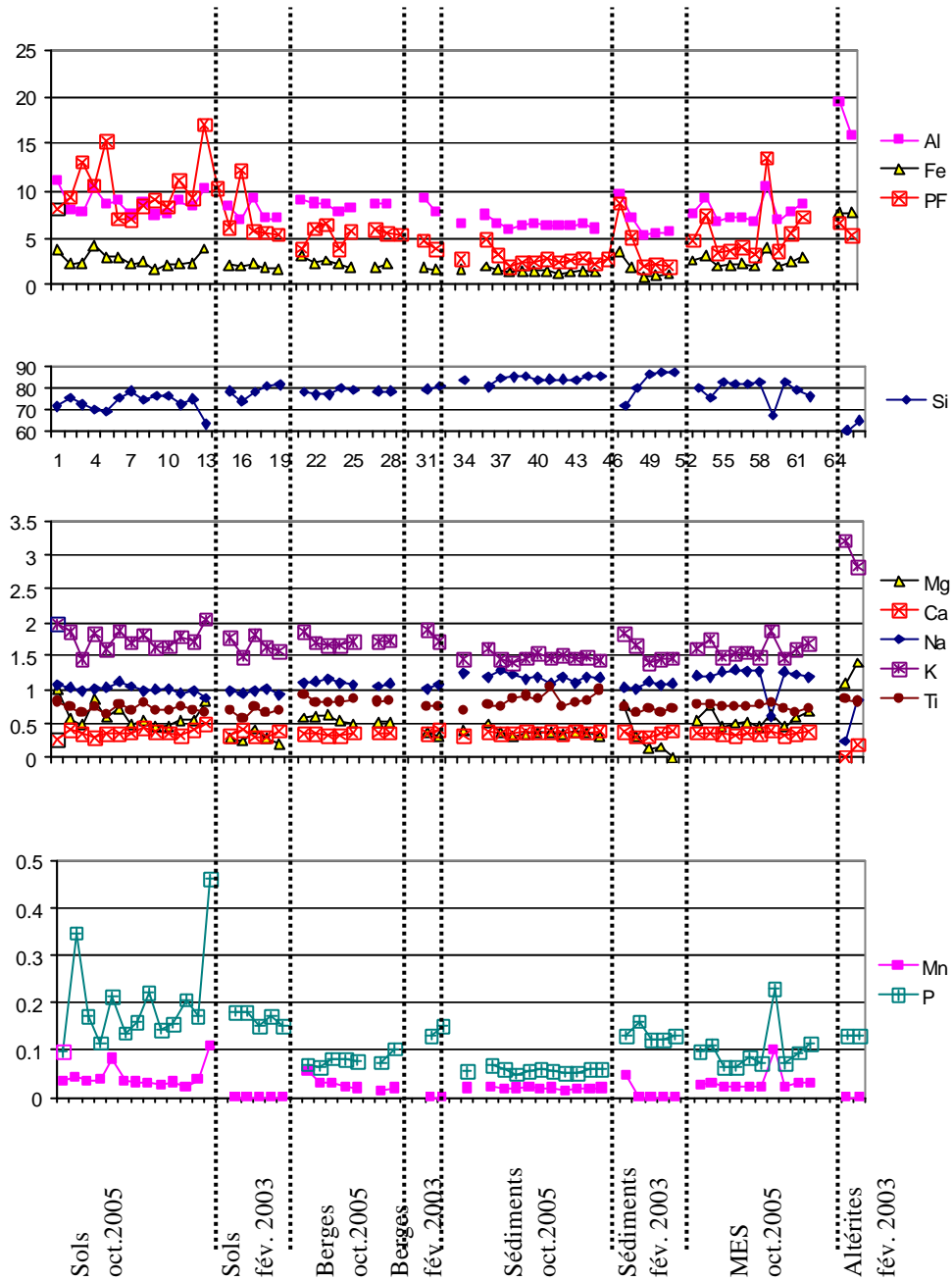


Fig. 5 - Teneurs relatives (%) en éléments majeurs des sources et des MES.

3.1.2. La granulométrie

Les distributions granulométriques des échantillons sont présentées dans les figures 6 à 9. Les échantillons devraient présenter une granulométrie strictement inférieure à 50 μm , mais les analyses montrent qu'une très faible quantité (<3%) de particules supérieures à 50 μm sont présentes dans les échantillons. L'erreur provient certainement d'un agrandissement des mailles du tamis avec l'usage.

• Les sols

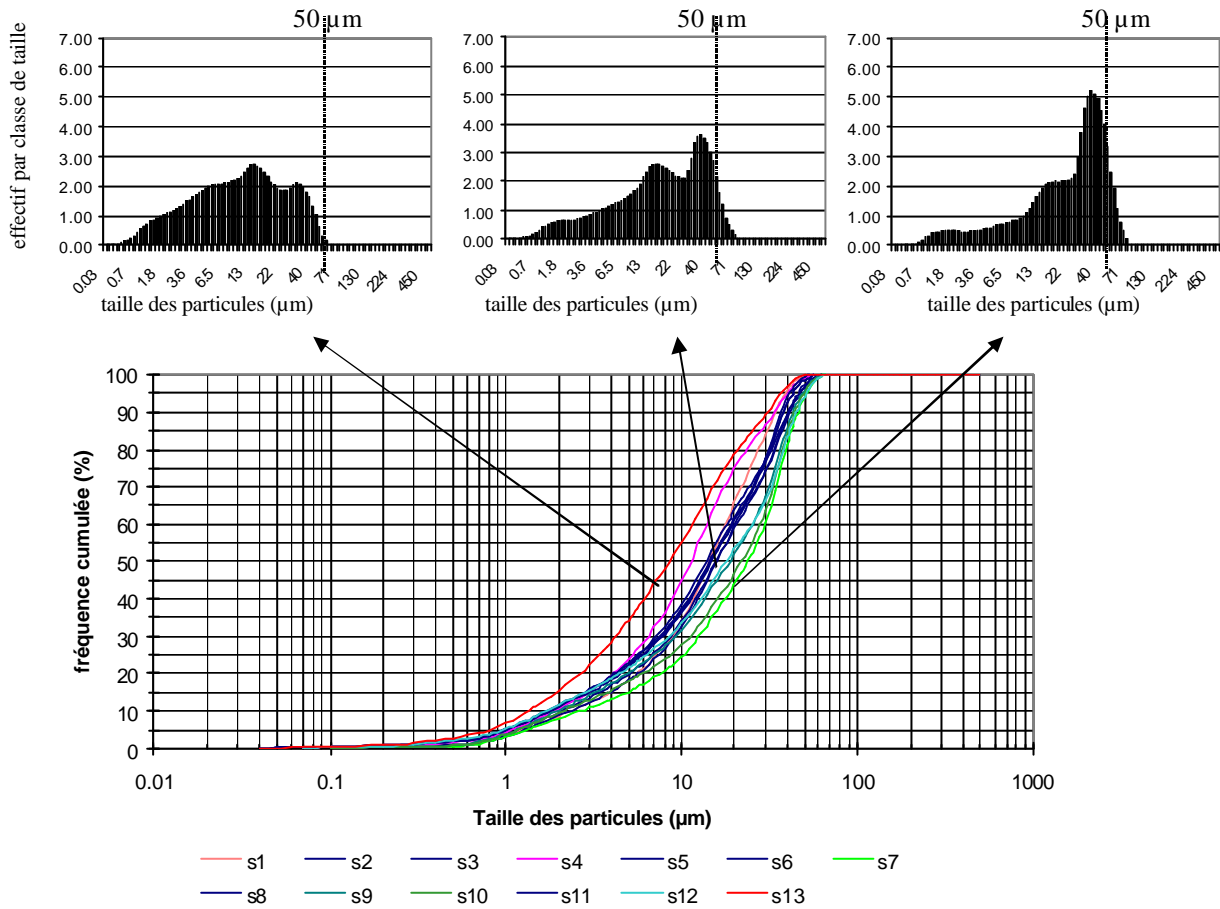


Fig. 6 - Distribution granulométrique des échantillons de sols.

Les sols présentent trois types de distribution granulométrique : une distribution enrichie en fines (s13), une distribution appauvrie en particules fines (s7 et s10), et une distribution se situant entre ces deux extrêmes (Fig. 6). Ce dernier type de distribution est le plus fréquent.

• Les berges

Un échantillon de berge, b10, présente une distribution granulométrique différente des autres (Fig. 7). Les autres échantillons présentent une distribution assez semblable.

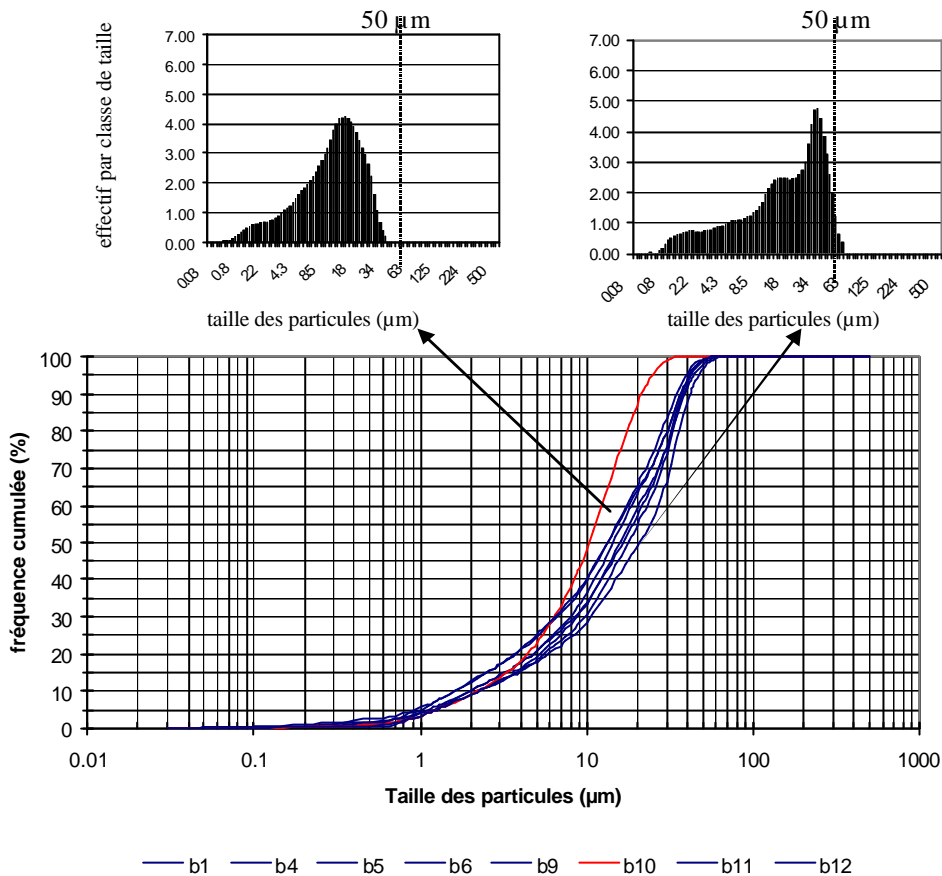


Fig. 7 - Distribution granulométrique des échantillons de berges.

• *Les sédiments*

Les sédiments présentent trois types de distribution granulométrique : une distribution enrichie en fines (d3), une distribution appauvrie en fines (d6), et une distribution se situant entre ces deux extrêmes (Fig. 8). Ce dernier type de distribution est le plus fréquent.

• *Les MES*

Les échantillons de MES présentent trois types de distribution granulométrique : une distribution enrichie en fines (MES E), une distribution appauvrie en fines et une distribution se situant entre ces deux extrêmes (Fig. 9). Ces deux derniers types de distribution sont les plus fréquents.

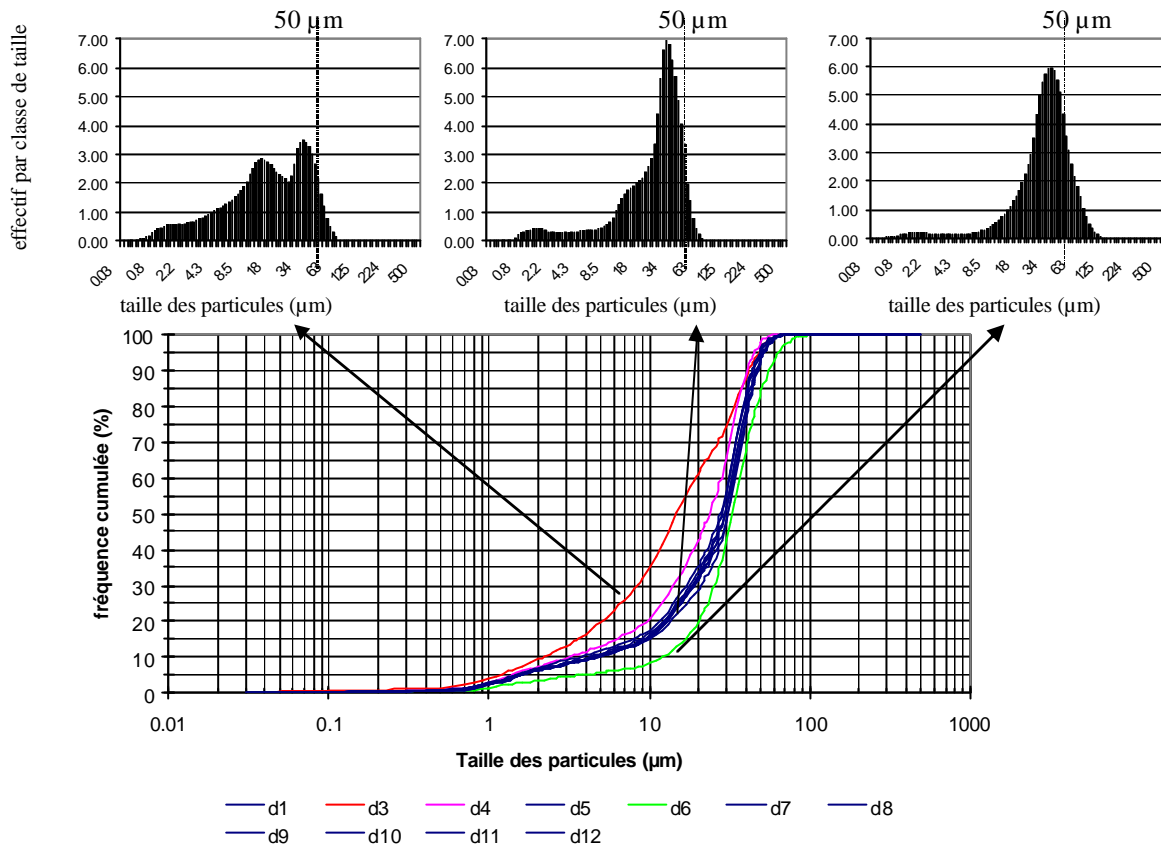


Fig. 8 - Distribution granulométrique des échantillons de sédiments.

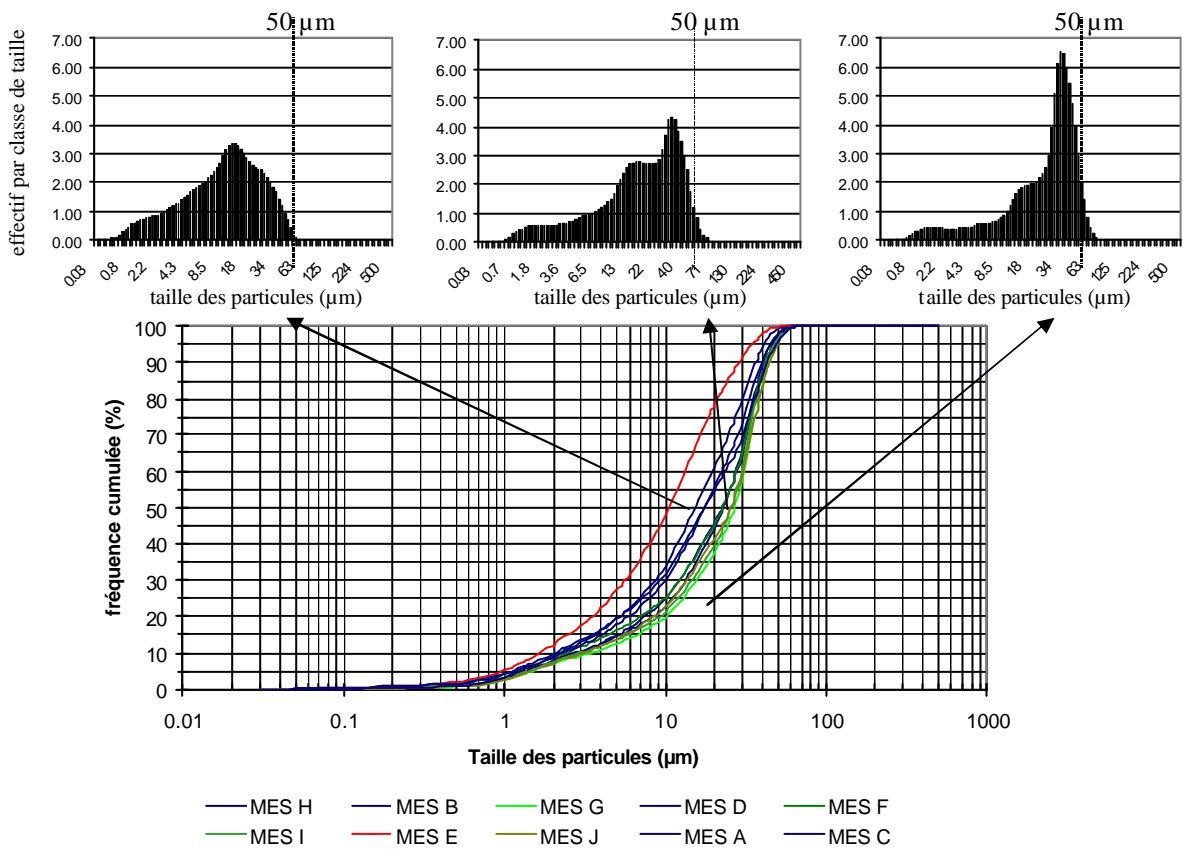


Fig. 9 - Distribution granulométrique des échantillons de MES.

Les sédiments sont plus grossiers que les sols et berges (Fig. 10). Les sols et berges présentent des distributions assez semblables, même si les sols sont un peu plus fins. Les deux types de distributions granulométriques observés pour les MES se rapprochent soit des sédiments, soit des sols et berges.

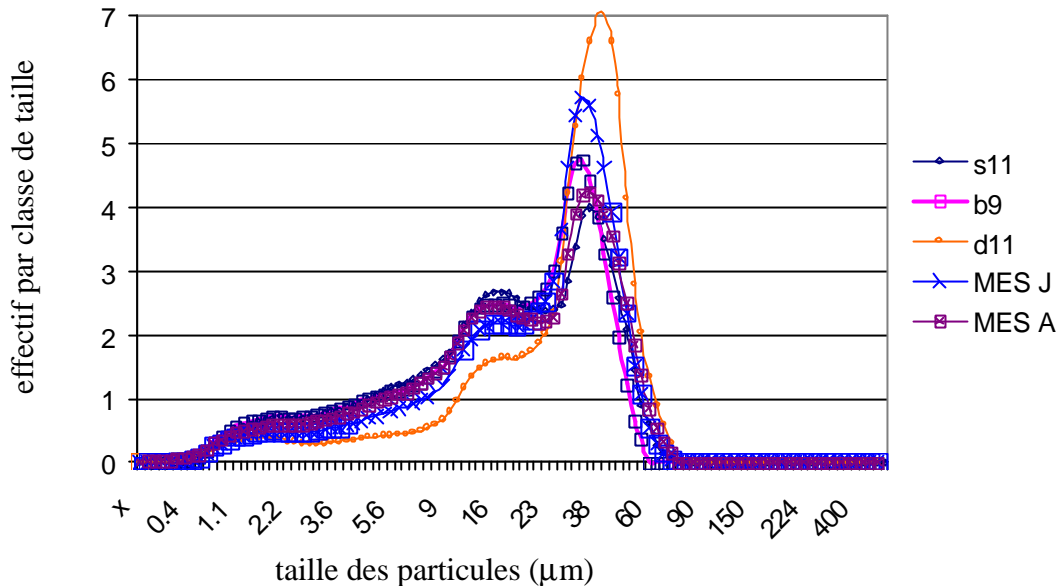


Fig. 10 - Distributions granulométriques les plus fréquentes pour chaque source de MES et pour les échantillons de MES.

3.2. Les traceurs des sources

3.2.1. Le test de Kruskal et Wallis

Le test de Kruskal et Wallis a été utilisé pour mesurer l'aptitude des traceurs, considérés individuellement, à discriminer les sources. Ce test permet d'éliminer les éléments ne présentant aucune différence entre les sources. La majorité des traceurs réussissent le test. Les paramètres exclus de la suite des analyses sont précédés de * dans le tableau 3.

3.2.2. La discrimination des sources

· A l'aide de tous les paramètres

L'utilisation d'une ACP (analyse en composante principale) avec tous les paramètres ayant réussi le test de Kruskal et Wallis montre que ceux-ci permettent une discrimination des sources (Fig. 11). Certains échantillons sont cependant isolés de leur pôle source : b10 est à rapprocher des altérites, d3 est à rapprocher des sols, et a1 des berges. Ces trois échantillons, mal classés, seront exclus pour la suite de l'analyse.

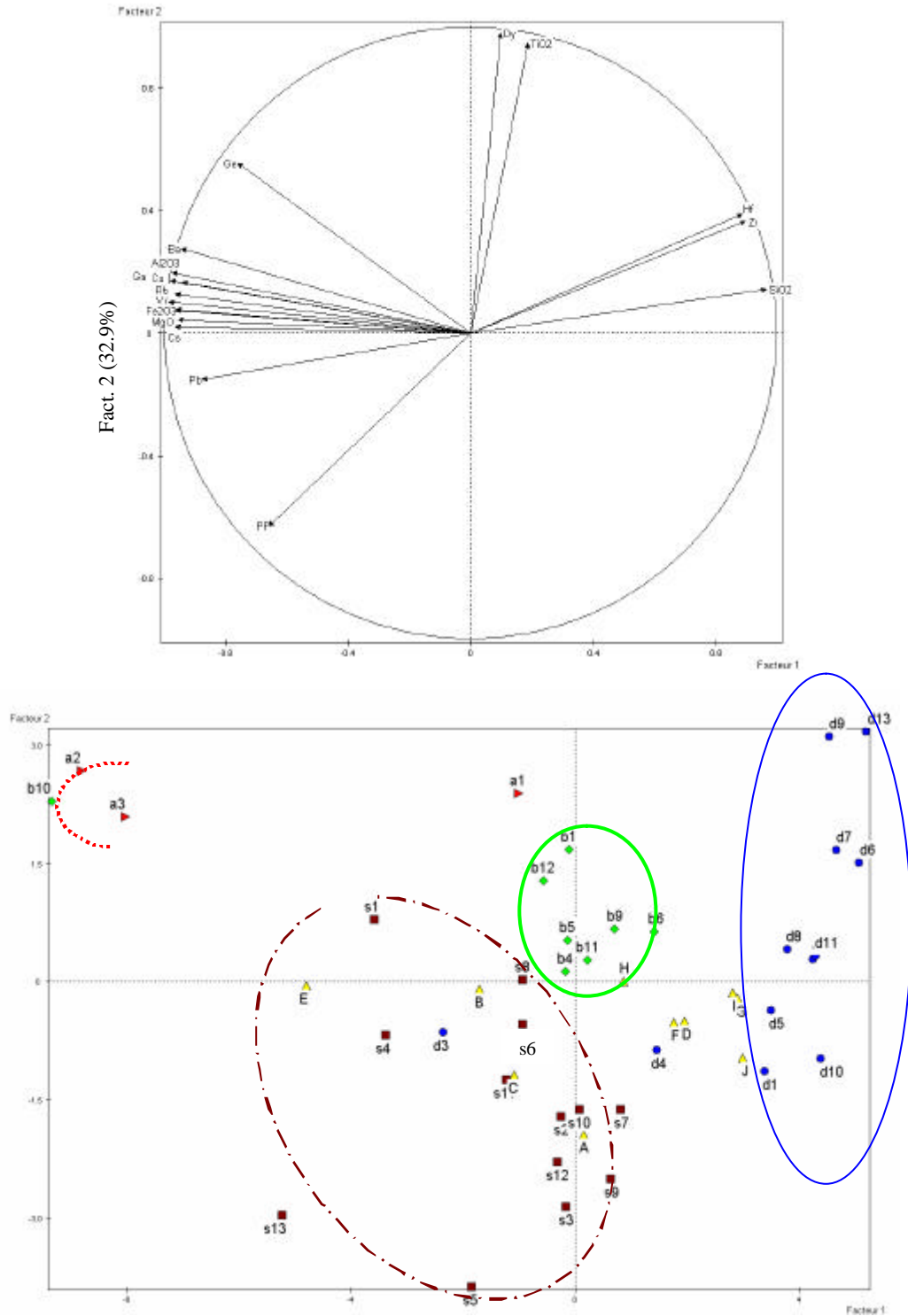


Fig. 11 - Représentations dans le premier plan factoriel des variables ayant satisfait à Kruskal et Wallis et des individus issues d'une ACP (données 2005+altérite 2003). a : altérite ; b berge, s : sol, d : sédiment ; lettre majuscule : MES ; le nombre indique l'emplacement du prélèvement. Les MES sont affichées comme individus illustratifs.

Tab. 3 - Résultats du test de Kruskal et Wallis. (* indique que le paramètre ne satisfait pas au test).

	unités	H-value
As	ppm	14.8
Ba	ppm	15.9
Be	ppm	16.4
* Bi	ppm	2.4
* Cd	ppm	11.9
Ce	ppm	15.3
Co	ppm	15.8
* Cr	ppm	6.5
Cs	ppm	16.7
Cu	ppm	16.8
Dy	ppm	14.6
Er	ppm	15.6
* Eu	ppm	7.7
Ga	ppm	16.7
* Gd	ppm	12.8
Ge	ppm	14.1
Hf	ppm	17.5
Ho	ppm	15.1
* In	ppm	3.1
La	ppm	14.1
Lu	ppm	17.1
* Mo	ppm	5.0
* Nb	ppm	12.7
Nd	ppm	15.5
* Ni	ppm	11.0
Pb	ppm	17.9
Pr	ppm	15.8
Rb	ppm	16.5
* Sb	ppm	6.3
Sm	ppm	14.0
* Sn	ppm	6.7
* Sr	ppm	11.3
* Ta	ppm	8.5
* Tb	ppm	12.7
* Th	ppm	8.9
Tm	ppm	16.0
* U	ppm	9.1
V	ppm	16.7
* W	ppm	3.1
Y	ppm	16.7
Yb	ppm	17.4
Zn	ppm	15.4
Zr	ppm	18.6
SiO2	%	19.7
Al2O3	%	16.4
Fe2O3	%	15.8
MnO	%	15.8
MgO	%	15.5
* CaO	%	4.0
Na2O	%	18.7
K2O	%	14.6
TiO2	%	15.6
P2O5	%	25.3
PF	%	24.1

Valeur critique de H à 0,001=13.82

Tab. 4 - Résultats des tests de Levene et K-Smirnov. (Levene : si la valeur est supérieure à 0.01 alors les variances sont égales ; K-Smirnov : si la valeur est inférieure à la valeur critique 0.277, alors les données suivent une distribution normale). (* indique que le paramètre ne satisfait pas au test).

	Levene p-value	K-Smirnov value
Ba	0.015	0.193
Be	* 0.008	0.113
Ce	* 0.002	0.119
Co	* 0.006	0.140
Cs	0.123	0.123
Cu	0.044	0.169
Dy	0.011	0.070
Er	* 0.001	0.100
Ga	0.038	0.167
Ge	0.460	0.168
Hf	0.079	0.121
Ho	* 0.001	0.095
La	* 0.001	0.102
Lu	* 0.009	0.164
Nd	* 0.004	0.092
Pb	0.164	0.098
Pr	* 0.003	0.084
Rb	0.230	0.131
Sm	* 0.009	0.104
Tm	* 0.001	0.142
V	0.010	0.122
Y	* 0.001	0.118
Yb	* 0.001	0.157
Zn	0.068	0.181
Zr	0.061	0.141
SiO2	0.011	0.119
Al2O3	0.033	0.177
Fe2O3	0.015	0.141
MnO	0.472	0.152
MgO	0.035	0.141
Na2O	* 0.000	* 0.297
K2O	0.034	* 0.297
TiO2	0.053	0.102
P2O5	* 0.008	0.148
PF	0.611	0.119

Le premier plan factoriel représente 90% de la variance, la proximité des individus entre eux est donc bien représentée dans ce plan factoriel. Plusieurs groupes de variables chimiques se dégagent : Si, Zr et Hf, en opposition à la majorité des autres éléments chimiques ; Ti et Dy, relativement indépendants des autres éléments ; la perte au feu opposée à la fois au groupe Si et au groupe Ti.

Les sédiments sont caractérisés par les plus fortes teneurs en Hf, Zr et Si et de faibles pertes au feu. Les altérites sont caractérisées par de fortes valeurs en Dy, Ti, Ge et en l'ensemble des éléments du groupe Rb. Les sols sont caractérisés par de faibles teneurs en Dy et Ti et des pertes au feu PF importantes. Les berges sont caractérisées par des fortes valeurs de Dy et Ti et des valeurs moyennes, par rapport aux autres sources pour les autres éléments. Les MES se rapprochent soit des sols (MES A, B, C, E) soit se situent entre les berges et les sédiments (MES D, F, G, H, I, J). Les MES ne se rapprochent jamais des altérites, mis à part peut-être pour l'échantillon MES E. Leur contribution n'est pas significative et leur position excentrée risque d'introduire un biais dans l'analyse statistique : nous faisons le choix de les retirer des sources potentielles pour la suite de l'analyse, mais gardons la possibilité des les intégrer comme individus illustratifs dans les analyses.

• *La restriction du nombre de traceurs*

Une analyse factorielle discriminante (AFD) permet de réduire le nombre de paramètres en ne conservant que ceux qui présentent le plus fort pouvoir discriminant. Cette analyse repose sur deux hypothèses : l'homogénéité des variances et la normalité des données.

L'homogénéité des variances, testée avec le test de Levene, n'est pas respectée pour les données brutes. Après une transformation logarithmique, plus de paramètres présentent une homoscedasticité des variances (Tab. 4). La normalité des données est vérifiée avec un test de Kolmogorov-Smirnov. Les paramètres ne satisfaisant pas aux hypothèses sont précédés d'une étoile dans les tableaux 3 et 4.

L'analyse discriminante ascendante fournit la plus petite combinaison de paramètres qui discrimine le mieux les sources. Parmi les paramètres qui obéissent aux contraintes de normalité et d'homogénéité des variances, ce sont les paramètres PF, Cs, Si, Rb et Zn qui constituent cette combinaison (Tab. 5).

Tab. 5 - Résultats de l'analyse discriminante ascendante.

étape		lambda de Wilks cumulé
1	PF	0.147
2	Cs	0.092
3	SiO ₂	0.065
4	Rb	0.059
5	Zn	0.052

Tab. 6 - Résultats de l'analyse discriminante ascendante.

	% éch. bien classés	éch. classés en sols	éch. classés en berges	éch. classés en sédiments
sols	92	12	0	1
berges	100	0	0	7
sédiments	91	0	10	1
Total	94	12	10	9

Les sources sont discriminées avec un lambda de Wilks de 0,052 (Tab 5). La combinaison des paramètres permet de classer 94% des échantillons dans le bon pôle source (Tab. 6). Les échantillons s6 et d4 sont tous les deux classés comme des échantillons de berges (Fig. 13).

La réalisation d'une nouvelle ACP avec ces traceurs sélectionnés permet de situer plus finement les sources par rapport à ces traceurs (Fig. 12). Le premier plan factoriel explique cette fois 96 % de la variance, dont près de 88 % par le 1^{er} axe. Sur cet axe s'oppose la variable Si aux quatre autres variables. Le 2^{ème} axe oppose la perte au feu aux quatre autres variables.

Les sols sont caractérisés par des pertes au feu et teneurs en Zn, Cs et Rb élevées, de faibles teneurs en Si, mais présentent une forte variabilité. Les sédiments présentent les caractéristiques inverses et constituent une population plus homogène. La plupart des berges sont plus proches des sols que des sédiments mais s'en différencient par des pertes au feu plus faibles. Les échantillons de MES se situent entre les groupes des sources et peuvent donc être expliqués par leur contribution. Par contre, l'échantillon de MES E se distingue particulièrement des autres échantillons de MES, de par sa position très excentrée. Il semble que cet échantillon soit un mélange de sol, de berge et d'altérite. L'absence de données granulométriques sur les altérites ne nous permet pas d'intégrer l'échantillon E dans le modèle de mélange.

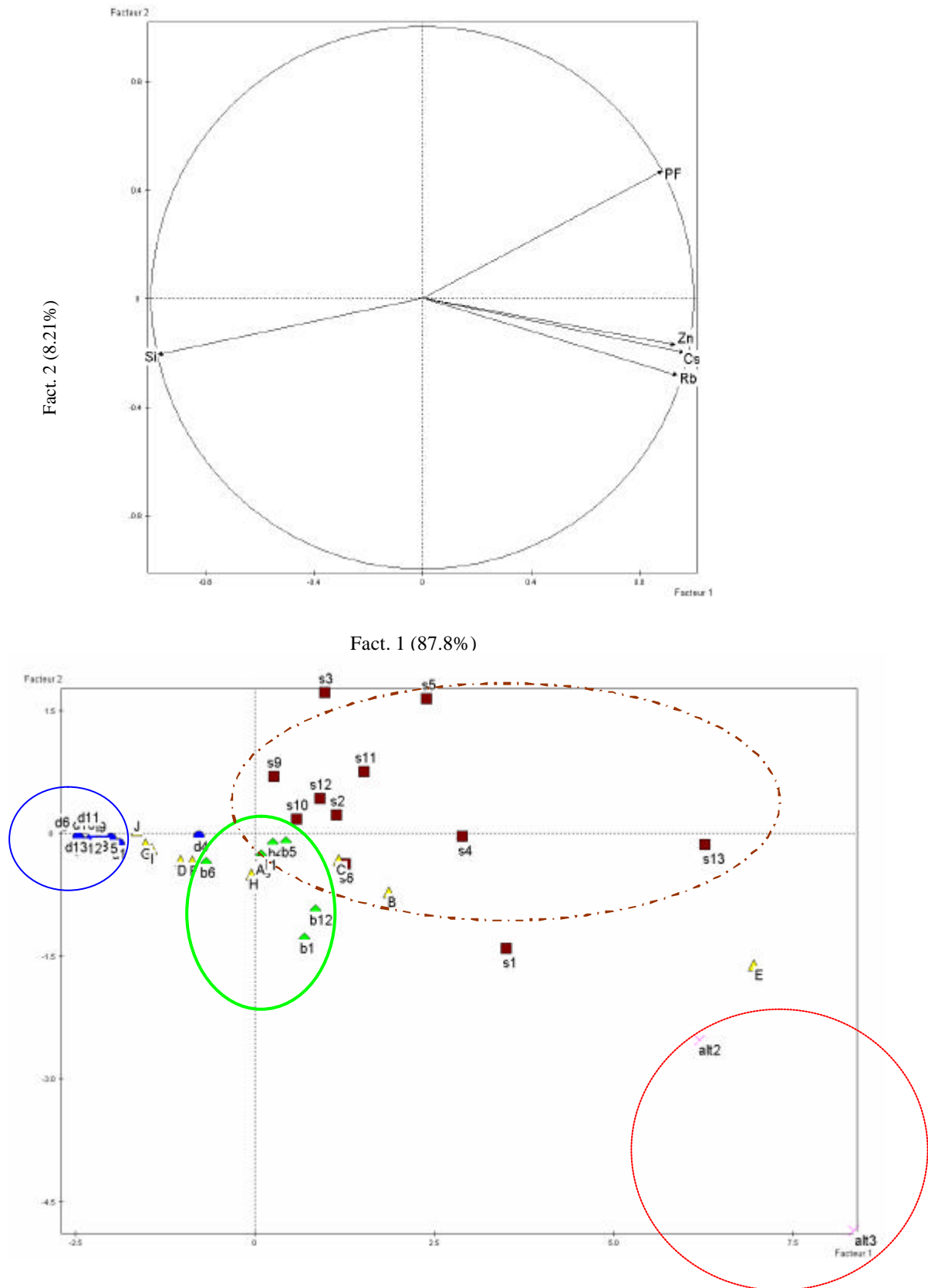


Fig. 12 - Représentations dans le premier plan factoriel des variables déterminantes et des individus issues d'une ACP (données 2005). b berge, s: sol, d: sédiment; alt : altérite; lettre majuscule : MES; le nombre indique l'emplacement du prélèvement. Les MES et les altérites sont affichées comme des individus illustratifs.

3.2.3. Le modèle de mélange

· Les surfaces spécifiques totales

Nous avons observé que les concentrations en traceurs variaient en partie avec la granulométrie des échantillons. Les surfaces spécifiques totales de l'échantillon sont donc utilisées pour prendre en compte les différences de distribution granulométrique existant entre les échantillons (Fig. 13).

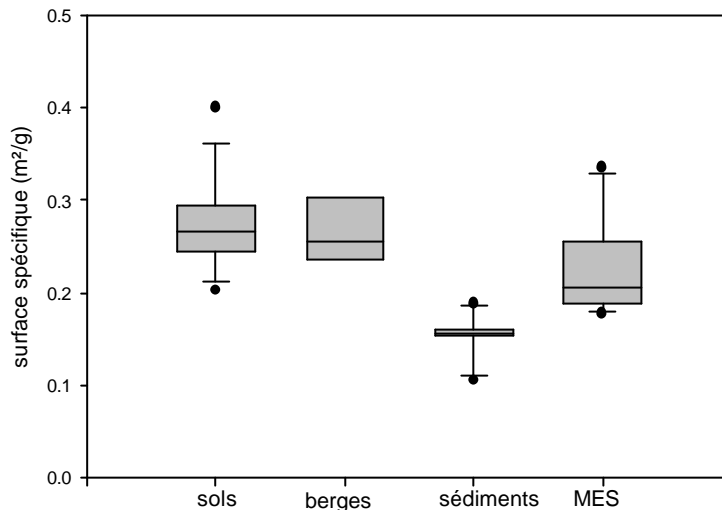


Fig. 13 - Boîtes à moustaches des surfaces spécifiques totales pour les pôles sources et les MES. La moustache inférieure correspond au 10 centile, la moustache supérieure au 90 centile ; le trait au centre de la boîte représente la médiane ; la partie inférieure de la boîte est le 25 centile et la partie supérieure de la boîte le 75 centile. Les points correspondent aux 5 centiles extérieurs.

· La quantification de la contribution des sources

Les contributions des sources obtenues à l'aide du modèle de mélange (Fig. 14) sont en accord avec les résultats présentés avec l'ACP réalisée avec les traceurs déterminants (Fig. 11 et 12). Seules les MES H présentent une variation : dans l'ACP, cet échantillon se rapprochait fortement des berges, alors que le modèle de mélange leur attribue une contribution nulle. L'ACP est réalisée à partir des analyses chimiques alors que le modèle introduit en plus une correction à l'aide de la granulométrie. Dans la relation observée entre concentrations en traceurs et granulométrie, cet échantillon semble aberrant. Une erreur d'analyse est envisagée et cet échantillon ne sera pas interprété.

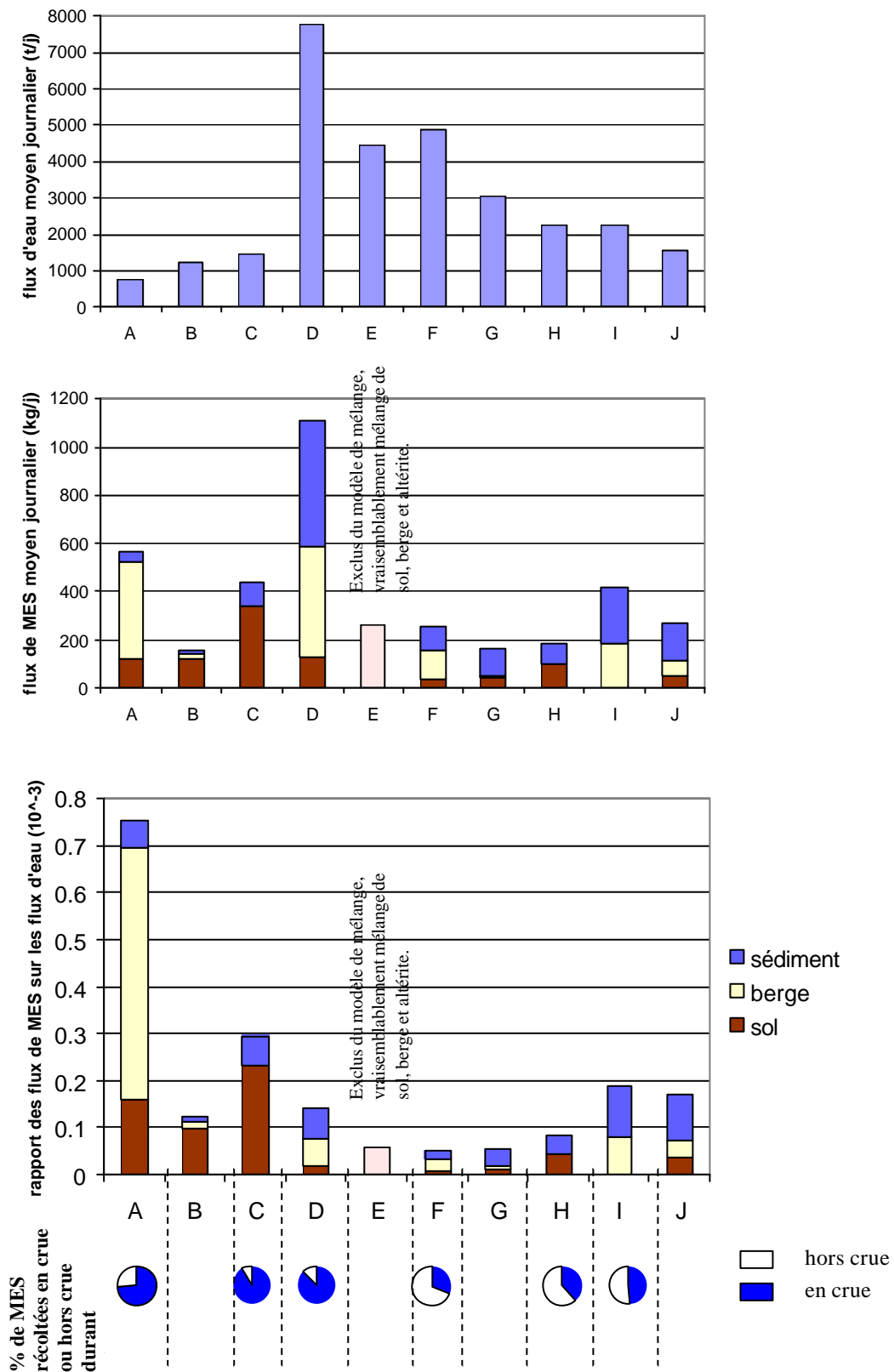


Fig. 14 - Contribution des sols, berges et sédiments dans les échantillons de MES récoltés dans dix contextes hydrologiques différents à l'exutoire des Violettes.

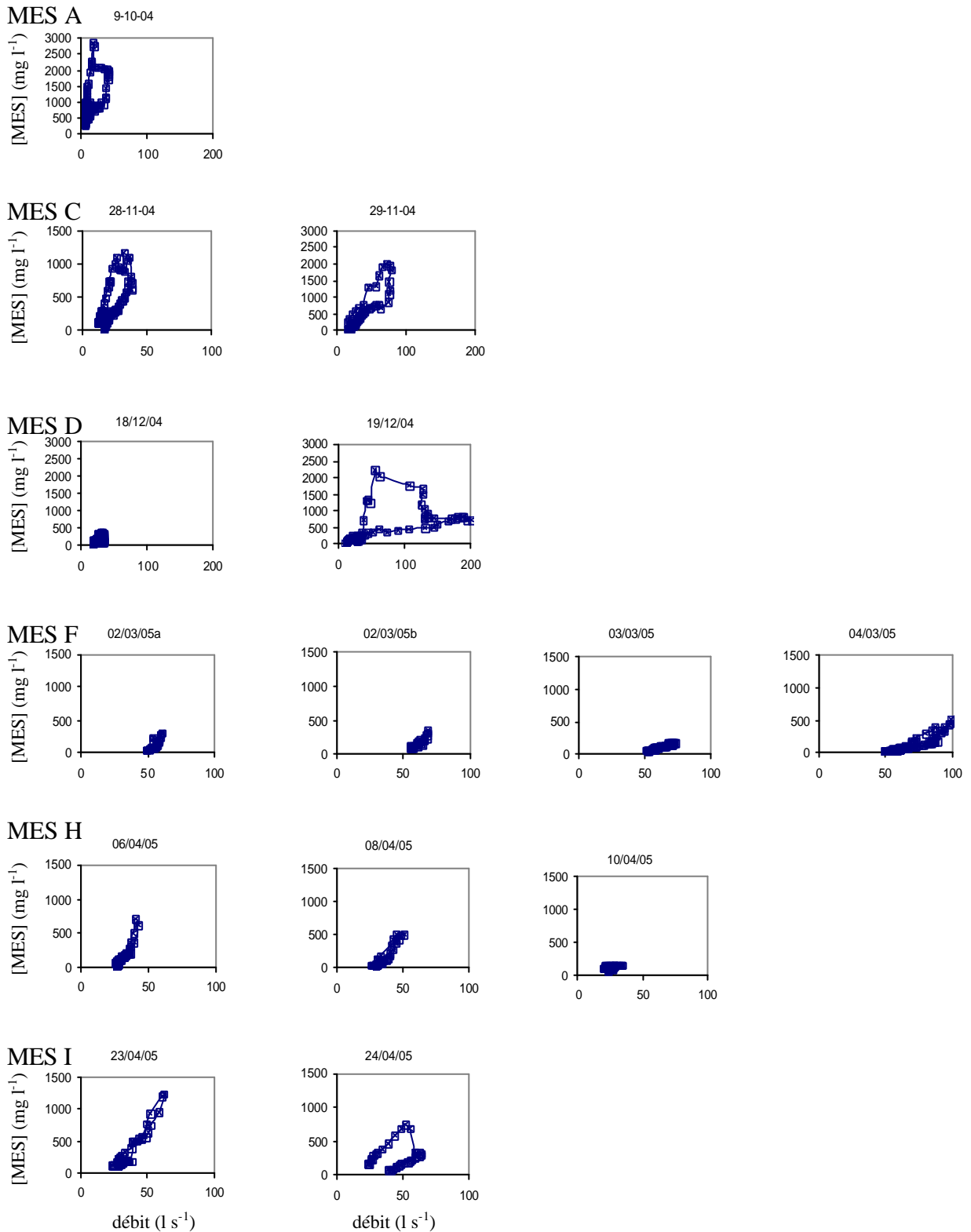


Fig. 15 - Evolution des relations concentration en MES-débits lors des prélèvements en crue.

Les sédiments contribuent toujours aux matières en suspension. Une quantité importante de sédiments constitue les échantillons D et A, et dans une moindre mesure les échantillons F, H

et J. Une quantité importante de particules de sols est transportée durant les périodes de collecte des échantillons A, B et C, et dans un moindre mesure, lors de la collecte des échantillons G, H et J. Une quantité importante de particules de berges complète les échantillons A, D, F, I et J.

· *Relation avec le contexte hydrologique*

Les périodes d'échantillonnage des MES sont associées à des conditions hydrologiques contrastées. La part de MES récoltée en crue varie également selon les échantillons, très importante dans les échantillons A, C et D, et inférieures à 50% des les échantillons F, H et I. Les flux d'eau journaliers varient dans un rapport de 1 à 10 entre les premières pluies d'automne et les grandes crues hivernales (Fig. 14). Les flux de MES ne sont pas corrélés aux flux d'eau. La disponibilité des particules exprimée par le rapport Flux de MES/Flux d'eau est la plus forte pour l'échantillon A, diminue pour B, C, D, est très faible pour E et F, puis augmente de nouveau légèrement.

Les crues correspondant aux collectes de MES présentent des hystérésis légères pour les échantillons A et C, une forte hystérésis pour D. (Fig. 15). Les échantillons F, H et partiellement I correspondent par contre à des crues à relation univoque, avec à nouveau une autre hystérésis en fin d'échantillonnage pour I.

4. Discussion

4.1. Les traceurs caractéristiques des sources

La perte au feu est plus élevée dans les sols que dans les berges et sédiments. Dans notre contexte, elle est surtout liée à la teneur en matière organique, vraisemblablement plus élevée dans les échantillons prélevés à la surface des sols.

La teneur en silice est plus importante dans les sédiments que dans les sols et les berges. Sa teneur augmente avec la granulométrie, plus grossière dans les sédiments.

Les teneurs en Zn, Rb et Cs diminuent des sols vers les berges, puis des berges vers les sédiments ; ces trois éléments sont corrélés avec une grande partie des éléments analysés et entre eux. Il est possible que ce groupe de traceurs indique un effet de la granulométrie mais aussi un effet des conditions réductrices. Zn par exemple présente une forte affinité avec les oxyhydroxydes de fer. Bien que la valence de Zn ne soit pas influencée par les conditions

rédox, sa solubilité augmente fortement en conditions réduites (Mc Lean et Bledsoe, 1992), vraisemblablement plus marquées dans les sédiments que dans les berges, puis dans les sols.

4.2. La contribution des sources de MES

Hormis l'échantillon MES E, mélange possible d'altérite, sols et berges, les échantillons de MES peuvent être expliqués par un mélange des sources : surface des sols proches, berges et sédiments. La contribution de ces sources varie dans le temps.

La contribution des sédiments fait intervenir la notion de remise en suspension de particules déjà déposées. Ces particules résultent elles-mêmes d'une mobilisation antérieure des sols et/ou des berges. La contribution des sols peut faire intervenir deux processus : le ruissellement en zone saturée et la dispersion de la partie superficielle de mottes de terre fraîchement produites par les dégradations des zones ripariennes par le bétail. La contribution des berges fait intervenir deux processus : l'érosion des berges sous l'action du courant et la dispersion de la partie subsuperficielle des mottes de terre fraîchement produites par les dégradations des zones ripariennes par le bétail. L'étude du contexte hydrologique, croisée à celle des variations de la contribution des sources, permet de favoriser l'une ou l'autre de ces hypothèses.

Les échantillons MES A, B, C sont récoltés durant des périodes de faibles débits en début d'automne. Les sols et les berges contribuent à plus de 80% des particules. Même hors crue (MES B et partiellement C), la disponibilité en particules reste élevée : les particules de sols, et vraisemblablement également de berges, proviennent de la dispersion des mottes de terre issues du piétinement des zones ripariennes par le bétail. La contribution des sédiments reste faible, compte-tenu vraisemblablement de leur granulométrie plus grossière alors que les débits sont encore faibles.

Les échantillons MES D, E, F sont récoltés durant des périodes de forts débits en fin d'automne et en hiver, lorsque le bétail est absent des pâtures. Il n'y a plus de nouvel apport de mottes de terre, et pourtant les contributions des sols et des berges sont non nulles. Lors de l'échantillonnage des MES D, beaucoup de particules sont exportées notamment lors d'une crue dont les débits atteignent 200 l s^{-1} . Les sédiments anciens contribuent pour une part importante à ces exportations. Les particules de sols ou de berges sont aussi très présentes sans qu'il soit possible d'identifier si elles sont issues de la dispersion des mottes de terre encore présentes, ou de nouvelles particules de sols ou de berges érodées. Les MES E sont

échantillonnées après une crue très intense qui entraîne une diminution de la disponibilité en particules. Les débits ont pu être suffisants, en l'absence de sédiments, pour éroder l'altérite du fond du ruisseau. Les particules échantillonnées peuvent résulter à la fois de cette érosion, d'une érosion des berges et d'une érosion des sols saturés proches. Les MES F ont été échantillonnées après deux fortes crues de plus de 200 l s^{-1} et lors de trois petites crues (de débit maximum en crue inférieur à 80 l s^{-1}). La disponibilité en particules est faible. Les particules mises en jeu sont soit des sédiments anciens, soit des particules de sols ou de berges nouvellement érodées. Une érosion de l'altérite du fond du cours d'eau n'est pas à exclure, mais sa contribution par rapport au reste de l'échantillonnage peut être trop faible pour être décelée.

Les échantillons MES G, I et J sont récoltés durant les faibles débits de la décrue printanière, avec un retour du bétail dans les pâtures. La contribution des sols et berges augmente à nouveau progressivement, de même que la disponibilité en particules. L'absence de crue (MES G et J) ne permet pas la production de nouvelles particules par érosion. Les particules sont soit des sédiments anciens, soit des particules de sols et de berges issues de la dispersion des mottes de terre fraîchement produites par la dégradation des zones ripariennes par le bétail.

4.3. Les relations concentration en MES-débit et la contribution des sources

Les flux de MES ne sont pas corrélés aux flux d'eau : la disponibilité en particules diminue fortement après une première crue d'automne très exportatrice de MES (MES A) et est minimale en hiver après la période D. Les relations concentration en MES-débit témoignent de cette évolution au cours des crues échantillonnées. Les crues des périodes d'échantillonnage A et C montrent des hystérésis légères mais avec encore de fortes concentrations en MES en décrue. Il faut attendre la grande crue correspondant aux MES D pour observer une forte hystérésis et des concentrations de MES relativement faibles en décrue.

Les plus fortes contributions relatives et absolues des sédiments sont mesurées dans les échantillons MES D et I. Or, les relations concentration en MES-débit observées durant ces échantillonnages décrivent (au moins en partie) une hystérésis marquée avec des concentrations en MES nettement plus faibles en décrue. Ces crues à hystérésis horaire sont

donc bien des crues de remise en suspension de particules déjà présentes dans le cours d'eau (Klein, 1984 ; Orwin et Smart, 2004), qui diminuent fortement la disponibilité des particules.

Les relations concentration en MES-débit observées durant les échantillonnages des MES A et C décrivent également une hystérésis, mais plus étroite que celle des échantillons D et I, avec des concentrations en MES encore élevées en décrue. Ces crues diminuent la disponibilité des particules dans le cours d'eau mais dans une moindre mesure que précédemment.

Lors de l'échantillonnage des MES F, la disponibilité en particules est beaucoup plus faible, Les relations univoques entre concentration en MES et débit sont associées à la production de nouvelles particules après que les particules fines du cours d'eau sont parties (Walling et Webb, 1982).

4.4. Méthodologie

4.4.1. La variabilité temporelle et spatiale des sources

Les caractéristiques des sources sont susceptibles de varier durant l'année ; pour cela, Carter *et al.* (2003) utilisent des échantillons sources prélevés sur une année entière. Dans notre étude, les échantillons utilisés pour la détermination de la contribution des sources, et prélevés à une seule date (octobre 2005), ont été comparés à des échantillons prélevés deux ans avant et à une saison différente (février 2003). La granulométrie et les teneurs en majeurs sont assez homogènes dans chaque source, même si quelques individus présentent de fortes différences : c'est le cas d'une berge, d'un sédiment et d'une altérite. La distribution des individus avec tous les paramètres ayant réussi le test de Kruskal et Wallis, rapproche la berge atypique des altérites et le sédiment atypique des sols. Le sédiment atypique peut résulter de la désagrégation d'une motte de terre, présente dans le cours d'eau suite au piétinement du bétail. La berge atypique a été prélevée sur un tronçon de cours d'eau recalibré et remblayé : des volumes d'altérite ont pu se retrouver à la surface. L'altérite atypique présente des caractères de berges, elle a été prélevée dans la même zone recalibrée et remaniée que la berge atypique. L'hypothèse d'une inversion a été écartée puisque ces échantillons de berges et altérites résultent de deux campagnes différentes.

Les sédiments considérés dans notre étude sont des sédiments anciens : ils sont issus d'une érosion des sols et/ou des berges, mais leur temps de résidence dans le cours d'eau semble suffisamment long pour leur permettre d'évoluer et de présenter des caractéristiques

propres. Si leur arrivée dans le cours d'eau est récente, les particules possèdent encore les caractéristiques des sols ou des berges.

Les caractéristiques des sources sont susceptibles de varier spatialement ; pour cela, les échantillons sources ont été prélevés de manière à couvrir l'ensemble du bassin versant.

La plupart des études réalisées sur la détermination des sources des MES disposent d'un nombre important d'échantillons de sources (en tout : 124 pour Gruzowski *et al.* (2003) ; une centaine pour Motha *et al.* (2003)). L'étude réalisée ici sert de première approche. Le nombre d'échantillons y a été délibérément restreint, compte tenu du coût des analyses et de l'incertitude de distinguer les pôles sources considérés.

4.4.2. Choix des sources

En considérant comme sources potentielles : les berges, les sols proches du cours d'eau, les sédiments déposés et l'altérite du fond du lit du cours d'eau, l'analyse des sources sur le bassin des Violettes semble n'avoir écarté aucune possibilité majeure puisque tous les échantillons de MES ont pu être expliqués. Il pourrait être intéressant de considérer des sols de haut de versant généralement sous cultures céréalières et vérifier qu'ils ne contribuent effectivement pas. La contribution d'une source biogène (Diatomées) parmi les sédiments a été volontairement écartée puisque les teneurs en matières organiques dans les sédiments ne montrent pas de variation importante au cours de l'année (elles restent inférieures à 5%).

4.4.3. Le traçage

En plus d'augmenter le nombre d'échantillons, il faudrait affiner le choix des traceurs en utilisant des éléments ou des rapports d'éléments les plus indépendants possible de la granulométrie. Cela permettrait de s'affranchir d'une correction granulométrique qui, même si elle est indispensable, peut induire un biais. En effet cette correction granulométrique considère que si une source contribue, ce sont toutes les fractions granulométriques de cette source qui sont impliquées. Or, on sait que l'érosion comme le transport sont sélectifs.

Avec le séjour dans l'eau, les particules évoluent expliquant sans doute la possibilité d'identifier une signature géochimique pour les sédiments différente des autres sources. Il pourrait être intéressant d'étudier la durée nécessaire au vieillissement de ces particules, pour

vérifier que les particules de sols que l'on retrouve dans le cours d'eau après le retrait du bétail peuvent encore s'expliquer par la dispersion de mottes de terre.

La validation du modèle de mélange par un jeu d'échantillons tests serait également la bienvenue.

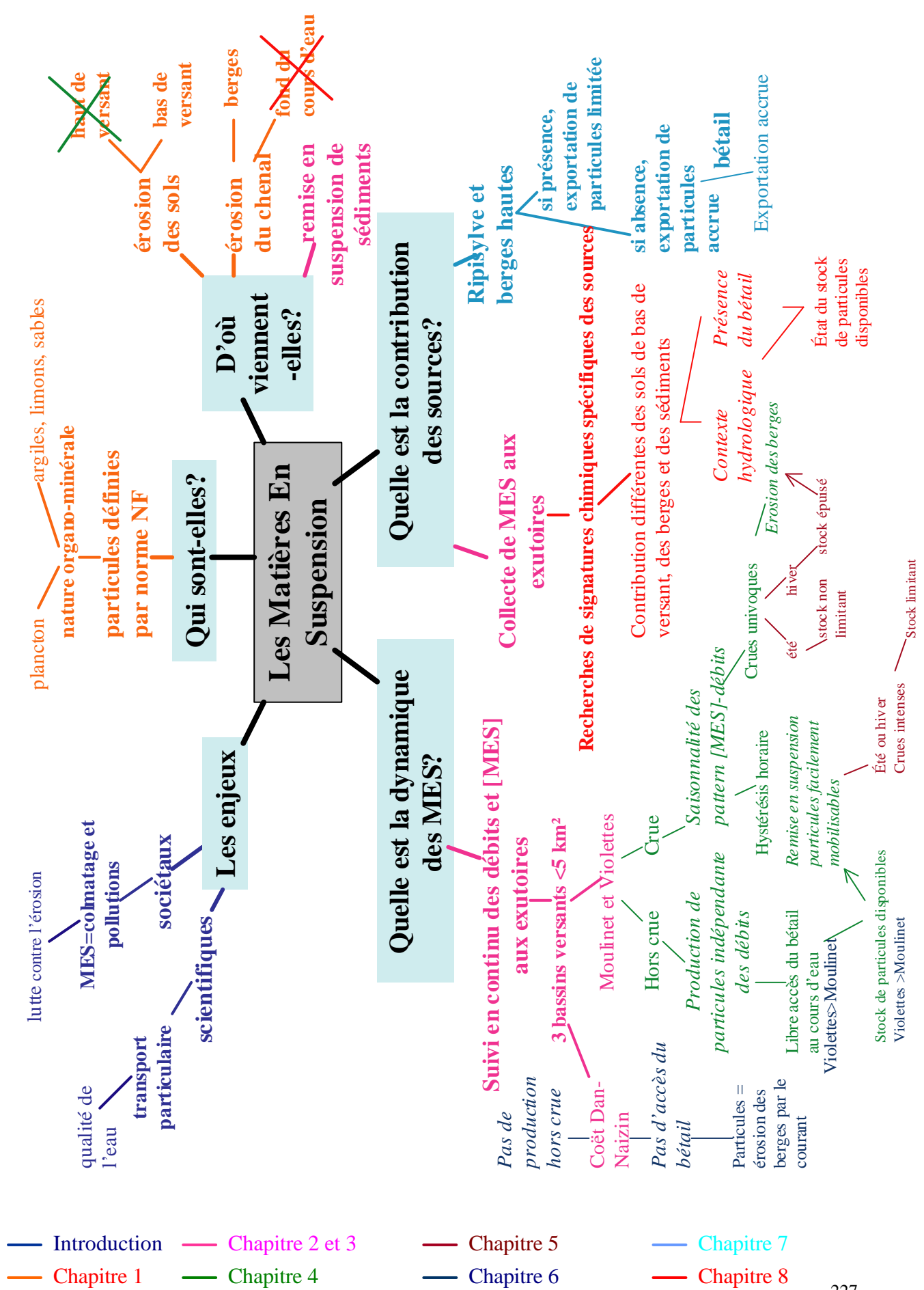
5. Conclusion

La contribution des sources varie dans le temps, selon la disponibilité en particules de chacune d'entre elles. La forte contribution des sols et des berges dans des conditions hydrologiques peu propices à l'érosion hydrique s'expliquerait dans notre contexte par l'action du bétail qui dégrade les abords des cours d'eau et fournit des particules de sols et de berges dans le cours d'eau. L'interprétation des relations concentration en MES-débit à l'aide de la contribution des sources ne semble pas invraisemblable, mais elle nécessite d'être approfondie avec un jeu de données plus conséquent, en intégrant la chronologie des événements.

Conclusions partielles de la partie IV, chapitre 8.

La contribution des sources dans des échantillons de MES à différentes périodes de l'année permet d'identifier l'impact du bétail sur la production de particules. Le bétail favoriserait la production de particules soit en favorisant le ruissellement sur les abreuvoirs, soit en détachant des mottes de terre, mélanges de sol et de berge. Parmi ces particules, certaines évoluent en sédiments, d'autres sont maintenues en suspension dès leur production, tandis que d'autres sont libérées progressivement par désagrégation des mottes de terre. Lorsque le bétail est retiré des pâtures, il n'y a plus d'apports massifs de particules de berges et de sols. Ces particules évoluent alors davantage en sédiments, et petit à petit, les particules perdent les caractéristiques de leur source primaire. Les particules de berges, rencontrées pendant cette période, peuvent être associées à des processus d'érosion sous l'action du courant.

Carte heuristique évolutive.



- Introduction
- Chapitre 2 et 3
- Chapitre 5
- Chapitre 7
- Chapitre 1
- Chapitre 4
- Chapitre 6
- Chapitre 8

Conclusion générale.

Rappel des objectifs de la thèse

Les matières en suspension (MES) participent à la dégradation des écosystèmes aquatiques en augmentant la turbidité de l'eau, en colmatant les frayères des Salmonidés et en véhiculant de nombreux polluants. La modification des pratiques agricoles et des aménagements du territoire (remembrement, arrachage de haies) sont à l'origine d'une production accrue de MES.

Les objectifs de la thèse étaient d'une part de décrire et d'expliquer la dynamique des MES pour des petits bassins versants en région d'élevage ; et d'autre part d'en identifier les origines. Une approche de terrain a été privilégiée ; elle repose sur le choix de trois bassins versants du Massif Armoricaïn comparables (superficie (<5 km²), pluviométrie, géologie) mais présentant une intensification agricole et une gestion des bords de cours d'eau différentes.

Synthèse des résultats

Dans les trois cours d'eau, la dynamique des MES a présenté des différences interannuelles en terme de flux de MES moyens annuels (Tab. 1), avec des flux nettement plus importants sur les Violettes et sur le Moulinet que sur le Coët Dan-Naizin. Les flux de MES ne sont pas également répartis au cours de l'année, généralement plus important en automne, lors des premières crues suivant l'étiage. La part des flux transportés en crue varie d'un bassin à l'autre, très importante sur le Coët Dan-Naizin, importante sur le Moulinet et un peu plus faible sur les Violettes. La mobilisation des particules lors des crues se produit sur le Coët Dan-Naizin essentiellement selon des relations univoques entre les concentrations en MES et les débits. Sur le Moulinet et les Violettes, des relations univoques alternent avec des relations présentant une hystérésis horaire (Fig. 1).

Tab. 1 - Flux moyens annuels de MES et contribution des flux en crue sur les bassins versants du Moulinet, des Violettes et du Coët Dan-Naizin.

	Moulinet		Violettes		Coët Dan-Naizin	
	flux moyen annuel (kg/ha)	% en crue	flux moyen annuel (kg/ha)	% en crue	flux moyen annuel (kg/ha)	% en crue
2002-2003	255	76	357	67		
2004-2005	255	64	427	50	13	86
2005-2006	470	79	289	40	15	96

Ces dynamiques de MES différentes reposent sur des disponibilités en particules différentes. Nous avons montré que sur le Moulinet et les Violettes, les particules provenaient du cours d'eau lui-même (érosion des berges, remise en suspension de sédiments) et des zones proches du ruisseau et de leur dégradation par le bétail. Sur le Coët Dan-Naizin, les abords du cours d'eau sont plus préservés grâce à une ripisylve bien développée ; les particules proviennent essentiellement du cours d'eau lui-même.

L'origine des particules sur le Moulinet et les Violettes a été abordée avec différentes approches : étude des relations concentration en MES-débit, mesures d'érosion effective, traçage des sources et comparaison avec un échantillon de MES. Ceci nous a permis de mettre en évidence un processus de production de particules indépendant de l'hydrologie : le piétinement du bétail. Celui-ci augmente en effet la disponibilité en particules, en périodes de faibles débit et serait en partie responsable des forts flux de MES enregistrés lors des premières crues suivant l'étiage. La disponibilité en particules est ainsi maximale en fin d'été, diminue au cours de l'automne et est minimale en hiver et augmente au cours du printemps.

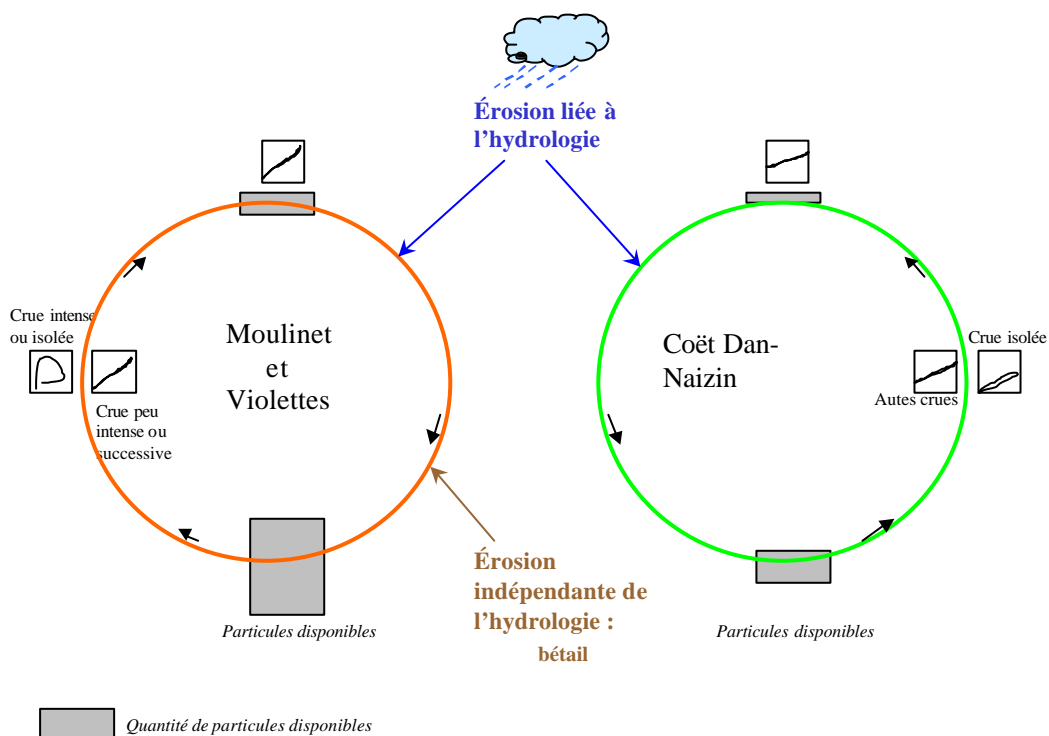


Fig. 1 - Schéma fonctionnel de la dynamique des matières en suspension sur de petits bassins versants bocagers soumis ou non à une dégradation des berges par le bétail.

Les approches développées dans cette étude semblent concluantes même si certaines, qui n'ont pu être menées à terme en raison de jeux de données insuffisants, mériteraient d'être

approfondies. Les résultats présentés ici sont des premières pistes sur le fonctionnement général de petits bassins versants agricoles de faibles pentes, pouvant présenter une sédimentation forte dans le cours d'eau.

Perspectives

Les conclusions obtenues sur ces 3 bassins versants sont représentatives du Massif Armoricaïn dans son ensemble, puisque celui-ci présente de nombreux petits cours d'eau, avec un paysage de bocage plus ou moins conservé et une activité agricole d'élevage très présente. Elles montrent également que des flux de MES importants peuvent être identifiés à des périodes clés du développement des salmonidés (fraying en octobre-novembre ; éclosion au printemps, ...) avec des conséquences immédiates (mortalité) ou tardives (malformation des branchies, décalage de la date d'éclosion, ...) sur les individus (Massa, 2000). Le travail de thèse présenté ici s'est concentré sur les matières en suspension. La méconnaissance du fonctionnement de ces bassins versants en terme de comportement des matières en suspension ne permettait jusque là guère de connexions avec d'autres disciplines. Inscrit dans un objectif plus large d'études de la qualité de l'eau, il n'est nul doute que des connexions puissent désormais s'effectuer entre dynamique des MES et dynamique des populations de Salmonidés. L'identification des origines des particules devrait également pouvoir être reliée aux variations des teneurs en polluants dans les sédiments.

Le suivi des MES dans un enjeu de qualité de l'eau repose principalement sur l'estimation des flux de MES. Classiquement, sont considérés les processus d'érosion des chenaux et d'érosion des sols, basés respectivement sur des indicateurs de crue (vitesse du courant, précipitation, forme des berges, ...) et sur des indicateurs de pente, de texture et d'usage des sols (Fig. 2). Dans notre étude, nous avons souligné d'une part l'importance des flux hors crue et d'autre part l'impact du bétail, indépendamment des conditions hydrologiques. Ces deux aspects peuvent être abordés soit à l'aide d'indicateurs hors crue, permettant d'évaluer le stock de particules (mesure de hauteur de sédiments dans le cours d'eau), soit à l'aide d'indicateurs relatifs à la gestion des zones ripariennes (accès ou non du bétail, présence ou non de ripisylve, ...). Finalement, dans certains contextes, cela reviendrait à prendre en plus en considération la continuité et la chronologie des processus dans le cours d'eau ainsi que les érosions ponctuelles liées au bétail.

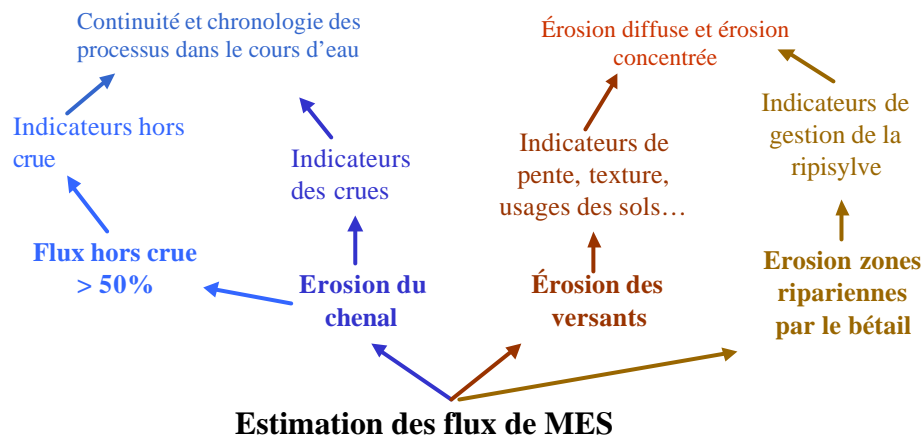


Fig. 2 - L'estimation des flux de MES : processus et indicateurs.

Les conclusions établies sur le lien entre l'origine des particules en suspension et l'état de conservation des berges ont incité les instances locales à agir pour limiter l'exportation de particules. Une restauration de la ripisylve (en tant qu'obstacle à la circulation du bétail) peut être préconisée, mais la nécessité de l'entretenir pour limiter son développement (sous peine d'assister à une fermeture du cours d'eau) peut alors constituer une nouvelle contrainte pour les agriculteurs ou les collectivités. La mise en place de clôtures et des aménagements d'abreuvoirs ciblés peuvent également être proposés. Leur installation est en cours sur l'un des cours d'eau étudiés. La poursuite du suivi des concentrations en MES et des débits sur ce bassin, si elle montre une amélioration de la situation et une diminution des charges en MES, devrait constituer une étude de référence pour nombre d'autres bassins confrontés aux mêmes problèmes.

Bibliographie

- Abernethy, C.**, 1990. The use of river and reservoir sediment data for the study of regional soil erosion rates and trends. Paper presented at the International Symposium on Water Erosion, Sedimentation and Resource Conservation. Dehradun, India.
- Abril, G.**, 1993. Méthodes de mesure continue de la pollution. Mémoire de fin d'étude, Ecole Nationale de la Santé Publique, Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, 51p + annexes.
- AFNOR NF T 90-513.** 1996. Dosage des matières en suspension. Méthode par filtration sur filtre en fibre de verre.
- Asselman, N.E.M.**, 1999. Suspended sediment dynamics in a large drainage basin : the River Rhine. *Hydrological processes*, 13: 1437-1450.
- Auzet, A.-V., Boiffin, J., Ludwig, B.**, 1995. Concentrated flow erosion in cultivated catchments : influence of soil surface state. *Earth Surf. Processes Landforms*, 20 : 759-767.
- Baglinière, J.-L., Marchand, F., Vauclin, V.**, 2005. Interannual changes in recruitment of the Atlantic salmon (*Salmo salar*) population in the River Oir (Lower Normandy, France) : relationships with spawners and instream habitat. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 695-707.
- Barrois, C., de Fourcy, Jérémme, E., Kerforne, J., Le Maître, D., Milon, Y., Ruillon-Boblaye**, 1977. Carte géologique 1/80 000. Notice explicative de la feuille de Pontivy. BRGM.
- Beaujouan, V., Durand, P., Ruiz, L.**, 2001. Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecological Modelling*, 137 (1), 93-105.
- Beaujouan, V., Durand, P., Ruiz, L., Arousseau, P., Cotteret, G.**, 2002. A hydrological model dedicated to topography-based simulation on nitrogen transfer and transformation. Rationale and application to the geomorphology-denitrification relationship. *Hydrological Processes*, 16 (2), 493-507.
- Bernard, C., Laverdière, M.R., Pesant, A.R.**, 1992. Variabilité de la relation entre les pertes de césium et de sol par érosion hydrique. *Geoderma*, 52 : 265-277.
- Bestcha, R.L.**, 1987. Conceptual models of sediment transport in streams : In : Thorne, C.R., Bathurst, J.C., Hey, R.D. (eds), *Sediment transport in gravel-bed rivers*, Wiley, New-york, 387-419.
- Birgand, F., Lefrançois, J., Grimaldi, C., Novince, E., Gilliet, N., Gascuel-Oudou, C.**, 2004. Mesure des flux et échantillonnage des matières en suspension sur de petits cours d'eau. *Ingénieries*, Cemagref ed., 40 : 21-35.
- Birgand, F., Benoist, J.-C., Novince, E., Gilliet, N., Saint-Cast, P., Le Saos, E.**, 2005. Mesure des débits à l'aide de débitmètres ultrasoniques Doppler : cas des petits cours d'eau ruraux. *Ingénieries*, Cemagref ed., 41 : 23-38.
- Brasington, J., Richards, K.**, 2000. Turbidity and suspended sediment dynamics in small catchments in the Nepal Middle Hills. *Hydrological processes*, 14: 2559-2574.
- Bravard, J.-P., Petit, F.**, 2000. Les cours d'eau. Dynamique du système fluvial. Armand Colin éd. 222p.
- Bronsdon, R.K., Naden, P.S.**, 2000. Suspended sediment in the Rivers Tweed and Teviot. *The Science of the Total Environment*, 251/252 : 95-113.
- Caitcheon, G.G.**, 1993. Sediment source tracing using environmental magnesium: a new approach with examples from Australia. *Hydrological Processes*, 7 (4), 349-358.
- Campbell, C.G., Laycak, D.T., Hoppes, W., Tran, N.T., Shi, F.G.**, 2005. High concentration suspended sediment measurements using a continuous fiber optic in-stream transmissometer. *Journal of Hydrology*, 311 : 244-253.

- Carluer**, N., 1998. Vers une modélisation hydrologique adaptée à l'évaluation des pollutions diffuses : prise en compte du réseau anthropique. Application au bassin versant de Naizin (Morbihan). Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie.
- Carter**, J., Owens, P.N., Walling, D.E., Leeks, G.J.L., 2003. Fingerprinting suspended sediment sources in a large urban river system. *The Science of the Total Environment*, 314/316, 513-534.
- Chaplot**, V., 1998. Organisation spatiale des sols hydromorphes de fonds de vallée. Modélisation prédictive de leur distribution. Thèse de doctorat, ENSA Rennes.
- Clary**, W.P., Webster, B.F., 1990. Recommended riparian grazing practices. Proc. Conf. XXI Int. Erosion Control Association, 14-17 February 1990. Washington, DC : 75-81.
- Collins**, A.L., Walling, D.E., Leeks, G.J.L., 1997. Source type ascription for fluvial suspended sediment based on a quantitative composite fingerprinting technique. *Catena*, 29 : 1-27.
- Collins**, A.L., Walling, D.E., Leeks, J.L., 1998. Use of composite fingerprints to determine the provenance of the contemporary suspended sediment load transported by rivers. *Earth Surface Processes and Landforms*, 23 : 31-52.
- Collins**, A.L., Walling, D.E., 2002. Selecting fingerprint properties for discriminating potential suspended sediment sources in river basins. *Journal of Hydrology*, 261 : 218-244.
- Cosandey**, C., Bernard-Allée, P., 1992. Conséquences d'une coupe forestière sur les crues et sur l'érosion des versants. Rencontres hydrologiques franco-roumaines. Contribution au programme hydrologique international. UNESCO, pp.237-248.
- Crawford**, C.G., 1991. Estimation of Suspended-Sediment Rating Curves and Mean Suspended-Sediment Loads. *Journal of Hydrology*, 129 (1-4) : 331-348.
- Curmi**, P., Durand, P., Gascuel-Oudou, C., Hallaire, V., Merot, P., Walter, C., Taha, C., 1998. Hydromorphic soils, hydrology and water quality : spatial distribution and functional modelling at different scale. *Nutrient cycling in Agroecosystems*, 50, 127-142.
- Darboux**, F., 1999. Modélisations numériques et expérimentales du ruissellement : effets de la rugosité sur les distances de transfert. Mémoire de Doctorat, Université Rennes, 170p.
- De Boer**, D. H., 1997. An evaluation of fractal dimensions to quantify changes in the morphology of fluvial suspended sediment particles during baseflow conditions. *Hydrological Processes*, 11 (4) : 415-426.
- Degoutte**, G., 2005. Cours d'hydraulique, dynamique et morphologie fluviale. Cours en ligne et diaporama – Hydraulique. www.engref.fr/Publisenligne_cours.html.
- diCenzo**, P., Luk, S.-H., 1997. Gully erosion and sediment transport in a small subtropical catchment, South China. *Catena*, 29: 161-176.
- Duchaufour**, P., 2001. Introduction à la science du sol. Sol, végétation, environnement. 6ème édition de l'Abrégé de pédologie. Dunod ed. 331p.
- Dunne**, T., 1978. Field studies of hillslope flux processes. In : Kirkby, M.J. (ed), Hillslope Hydrology. John Wiley and Sons, New-York, pp. 227-293.
- Fan**, J.C., Wu, M.F., 1999. Effects of soil strength, texture, slope steepness and rainfall intensity on interrill erosion of some soils in Taiwan. 10th International Soil Conservation Organization meeting, Purdue University, USDA-ARS national soil erosion research laboratory.
- Fenn**, C.R., Gurnell, A.M., Beecroft, I.R., 1985. An Evaluation of the Use of Suspended Sediment Rating Curves for the Prediction of Suspended Sediment Concentration in a Proglacial Stream. *Geografiska Annaler. Series A, Physical Geography*, 67 (1-2), 71-82.

- Ferguson**, R.I., 1986. River loads underestimated by rating curves. *Water Resources Research*, 22 (1) : 74-76.
- Gascuel-Oudoux**, C., Mérot, P., Durand, P., Molénat, J., 1999. Genèse des crues normales dans les petits bassins versants ruraux. *La Houille Blanche*, 54 (78) : 54-60.
- Gineste**, P., Beve, K.J., Merot, P., 1998. Radar remote sensing of the sources areas from the Coët Dan catchment. *Hydrological Processes*, 12 (2) : 267-284.
- Gippel**, C.J., 1989. The use of turbidimeters in suspended sediment research. *Hydrobiologia*, 176/177 : 465-480.
- Gippel**, C.J., 1995. Potential of turbidity monitoring for measuring the transport of suspended solids in streams. *Hydrological Processes*, 9 : 83-97.
- Glasman**, J.R., 1997. Clay Mineralogy of Soils Exposed in Riverbank Cuts Below Big Cliff Reservoir, North Santiam River Drainage. Willamette Geological Service: Philomath, OR.
- Goodwin**, T.H., Young, A.R., Holmes, M.G.R., Old, G.H., Hewitt, N., Leeks, G.J.L., Packman, J.C., Smith, B.P.G., 2003. The temporal and spatial variability of sediment transport and yields within the Bradford Beck catchment, West Yorkshire. *The science of the Total Environment*, 314/316 : 475-494.
- Grimaldi**, C., Viaud, V., Massa, F., Carteaux, L., Desroch, S., Regeard, A., Fauvel, Y., Gilliet, N., Rouault, F., 2004. Stream nitrate variations explained by ground water head fluctuations in a pyrite-bearing aquifer. *J. Environ. Qual.*, 33: 994-1001.
- Grimshaw**, D.L., Lewin, J., 1980. Source Identification for Suspended Sediments. *Journal of Hydrology*, 47 (1/2) :151-162.
- Gromaire-Mertz**, M.C., 1998. La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire: caractéristiques et origines. Thèse de doctorat, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 507p. + annexes.
- Gruzowski**, K.E., Foster, I.D.L., Lees, J.A., Charlesworth, S.M., 2003. Sediment sources and transport pathways in a rural catchment, Herefordshire, UK. *Hydrological Processes*, 17 : 2665-2681.
- Haritashya**, U.K., Singh, P., Kumar, N., Gupta, R.P., 2005. Suspended sediment from the Gangotri Glacier: Quantification, variability and associations with discharge and air temperature. *Journal of Hydrology*, 327 (1-2) : 55-67.
- He**, Q., Owens, P., 1995. Determination of suspended sediment provenance using caesium-137, unsupported lead-210 and radium-226 : A numerical mixing model approach, in *Sediment and Water Quality in river Catchments*, edited by I.D.L. Foster, A.M. Gurnell, B.W. Webb, pp207-227.
- Hillier**, S., 2001. Particulate composition and origin of suspended sediment in the R. Don, Aberdeenshire, UK. *The Science of the Total Environment*, 265 : 281-293.
- Hjulstrom**, F. 1935. Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by river Fyris. *Bulletin of the Geological Institution*, 25 : 221-455.
- Hollis**, G., 1975. The effects of urbanisation on floods of different recurrence interval. *Water Resources research*, 11 (3) : 431-435.
- Horowitz**, A.J., 2003. An evaluation of sediment rating curves for estimating suspended sediment concentrations for subsequent flux calculations. *Hydrological Processes*, 17 (17): 3387-3409.
- Horton**, R.E., 1933. The role of infiltration in the hydrological cycle. *Trans. Of the American Geophysical Union*, 14 : 446-460.
- Huang**, C.H., Gascuel-Oudoux, C., Cros-Cayot, S., 2001. Hillslope moisture conditions, overland flow and erosion processes. In Auzet V., Poesen J. and Valentin C., editors, *Soil patterns as a key controlling factor of soil erosion by water*. Elsevier. *Catena Special Issue*, 46 (2/3) : 177-188.

- Hudson**, P.F., 2003. Event sequence and sediment exhaustion in the lower Panuco basin, Mexico. *Catena*, 52 : 57-76.
- Itakura**, H., Kishi, T., 1980. Open channel flow with suspended sediments. *Journal of the Hydraulics Division*, ASCE. 106 : 1325-1343.
- Jansson**, M.B., 2002. Determining sediment source areas in a tropical basin, Costa Rica. *Catena*, 47 : 63-84.
- Jury**, W.A., W.R. Gardner, W.H. Gardner. 1991. Soil Physics, 5th ed. John Wiley & Sons, Inc. NY, NY. pg. 14-18.
- Kauffman**, J.B., Kreueger, W.C., 1984. Livestock impacts on riparian ecosystems and streamside management implications... a review. *J. Range Manage.*, 37 : 430-438.
- Karickhoff**, S.W., 1979. Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. *Water. Res.*, 13 : 241-248.
- Kazama**, S., Suzuki, K., Sawamoto, M., 2005. Estimation of rating-curve parameters for sedimentation using a physical model. *Hydrological Processes*, 19 : 3863-3871.
- King**, D., Le Bissonnais, Y., 1992. Rôle des sols et des pratiques culturales dans l'infiltration et l'écoulement des eaux. Exemple du ruissellement et de l'érosion sur les plateaux limoneux du Nord de l'Europe. *C.R. Académie Agriculture FR.*, 78 (6) : 91-105.
- Klein**, M., 1984. Anticlockwise hysteresis on suspended sediment concentration during individual storms : Holbeck catchment, Yorkshire, England. *Catena*, 11 : 251-257.
- Knighton**, D., 1998. Fluvial Forms and Processes . Arnold, London, 383p.
- Krause**, A.K., Franks, S.W., Kalma, J.D., Loughran, R.J., Rowan, J.S., 2003. Multi-parameter fingerprinting of sediment deposition in a small gullied catchment in SE Australia. *Catena*, 53 : 327-348.
- Lance**, J.C., McIntyre, S.C., Nanay, J.W., Rousseva, S.S., 1986. Measuring sediment movement at low erosion rates using ¹³⁷caesium. *Soil Sci. AM. J.*, 50 : 1303-1309.
- Langevin**, C., Minoux, L., L'Homer, A., Lautridou, J.P., Dassibat, C., Verron, G., 1984. Notice explicative de la carte géologique d'Avranches à 1/50 000. BRGM. 34p.
- Lawler**, D.M., Petts, G.E., Foster, I.D.L., Harper, S., 2006. Turbidity dynamics and hysteresis patterns during spring storm events in an urban headwater river system, the Upper Tame, West Midlands. *Science of the Total Environment*, 360: 109-126.
- Le Bissonnais**, Y., Le Souder C., 1995. Mesurer la stabilité structurale des sols pour évaluer leur sensibilité à la battance et à l'érosion. *Etude et Gestion des sols*, 2 (1) : 43-56.
- Le Bissonnais**, Y., Benkhadra, H., Chaplot, V., Gallien, E., Eimberck, M., Fox, D., Martin, P., Ligneau, L., Ouvry, J.-F., 1996a. Genèse du ruissellement et de l'érosion diffuse des sols limoneux : analyse du transfert d'échelle du m² au versant. *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 3 : 51-64.
- Le Bissonnais**, Y., 1996b. Mécanismes de la dégradation structurale superficielle et du détachement des particules du sol : conséquences pour l'érosion. Actes Colloque national Erosion, Transport de particules, Formation de dépôts 7-8 mars 1996, 33-43.
- Le Bissonnais**, Y., Cerdan, O., Fox, D., Gascuel-Oudou, C., Martin, P., Planchon, O., Rajot, J.L., Revel, J.C., 2005. L'érosion des sols, in Sols et Environnement. Cours et Etudes de cas. Dunod, coll. Sciences Sup. from Girard, M.-C., Walter, C., Berthelin, J., Remy, J.-C., Morel, J.-L., 563-580.
- Lefrançois**, J., 2003. Caractérisation du transport particulaire sur deux ruisseaux bas-normands. Mémoire de DEA National de Sciences du sol, ENSA Rennes, 20p.

- Lefrançois, J.,** Grimaldi, C., Gascuel-Oudou, C., Gilliet, N., 2006. Suspended sediment and discharge relationships to identify bank degradation as a main sediment source on small agricultural catchments. *Hydrological Processes*, sous presse.
- Legout, C.,** Leguedois, S., Le Bissonnais, Y., Malam Issa, O., 2005. Splash distance and size distribution for various soils. *Geoderma*, 124 : 279-292.
- Lenzi, M.A.,** Marchi, L., 2000. Suspended sediment load during floods in a small stream of the Dolomites (northeastern Italy). *Catena*, 39 : 367-282.
- Lomenick, T.F.,** Tamura, T., 1965. Naturally occurring fixation of ¹³⁷-caesium on sediments of lacustrian origin. *Soil Science Society of America Proceedings*, 29 : 383-386.
- Lowrance, R.** McIntyre, S., Lance, C., 1988. Erosion and deposition in a field forest system estimated using ¹³⁷-caesium activity. *Journal of Soil and Water conservation*, 43 (2) : 195-199.
- Macary, F.,** Paulais, J., 2003. Méthode d'identification de zones prédisposées aux émissions et aux transferts particuliers. Application à une zone d'élevage bovin intensif dans le bocage sud-Manche. *Ingénieries*, Cemagref ed., 36 : 3-17.
- Maridet, L.,** 1994. La végétation rivulaire, facteur de contrôle du fonctionnement écologique des cours d'eau : influence sur les communautés benthiques et hyporhéiques et sur les peuplements de poissons dans trois cours d'eau du Massif Central. Thèse de l'Université Claude Bernard Lyon I, 117p.
- Martin, J.M.,** Meybeck, M., 1979. Elemental mass-balance of material carried by major world rivers. *Marine chemistry*, 7: 173-206.
- Martz, L.W.,** d Jong, E., 1987. Using cesium-137 to assess the variability of net soil erosion and its association with topography in a canadian prairie landscape. *Catena*, 14 : 439-451.
- Massa, F.,** 2000. Sédiments, physico-chimie du compartiment interstitiel et développement embryo-larvaire de la truite commune (*Salmo trutta*) : étude en milieu naturel anthropisé et en conditions contrôlées. Thèse de doctorat mention Sciences de l'environnement, 198p.
- Mc Henry, J.R.,** Ritchie, J.C., 1973. Physical and chemical parameters affecting transport of ¹³⁷-caesium in arid watersheds. *Water Ressources Research*, 13 (6) : 923-927.
- Mc Lean, J.E.,** Bledsoe, B.E., 1992. Groundwater issue, behavior of metals in soils, Robert S. Kerr Environment Research Laboratory, ADA, EPA/540/S-92/018.
- Meade, R.H.,** Yuzik, T.R., Day, T.J., 1990. Movement and storage of sediment in rivers of the US and Canada, in *Surface Water Hydrology, The Geology of north America*, vol.O-1, edited by M.G., Wolman and H.C., Riggs. Geol. Soc. Of Am., Bolder, Colo., 255-280.
- Mérot, P.,** Gascuel-Oudou, C., Walter, C., Zhang, X., Molénat, J., 1999. Influence du réseau de haies de paysages bocagers sur le cheminement de l'eau de surface. *Revue des sciences de l'eau*, 12 (1), 23-44.
- Mie, G.,** 1908. Beiträge zur Otpik trüber Medien, speziell kolloidaler Metallösungen, *Ann. Phys.* 25 : 377-445.
- Molénat, J.,** Durand, P., Gascuel-Oudou, C., Davy, P., Gruau, G., 2002. Mechanisms of nitrate transfer from soil to stream in an agricultural watershed of French Brittany. *Water, Air and Soil Pollution*, 133 (1-4), 161-183.
- Molénat, J.,** Gascuel-Oudou, C., Davy, P., Durand, P., 2005. How to model shallow water-table depth variations : the case of the Kervidy-Naizin catchment, France. *Hydrological Processes*, 19 (4), 901-920.
- Moog, D.B.,** Whiting, P.J., 1998. Annual hysteresis in bed load rating curves. *Water Ressources Research*, 34 (9) : 2393-2399.

- Morehead**, M.D., Syvitski, J.P., Hutton, E.W.H., Peckham, S.D., 2003. Modeling the temporal variability in the flux of sediment from ungauged river basins. *Global and Planetary Change*, 39 : 95-110.
- Motha**, J.A., Wallbrink, P.J., Hairsin, P.B., Grayson, R.B., 2003. Determining the sources of suspended sediment in a forested catchment in southeastern Australia. *Water Resources Research*, 39 (3), 1056.
- Munsell**, 1984. Munsell soil color charts.
- Novince**, E., 2002. Mesure des flux de matières en suspension dans le cadre d'une étude sur le colmatage des frayères à Salmonidés dans deux bassins versants bas-normands. Mémoire de DEA, Cemagref Rennes, 78p.
- Old**, G.H., Leeks, G.J.L., Packman J.C., Smith, B.P.G., Lewis, S., Hewitt, E.J., Holmes, M., Young, A., 2003. The impact of a convectional summer rainfall event on river flow and fine sediment transport in a highly urbanised catchment : Bradford, West Yorkshire. *The Science of the Total Environment*, 314/316 : 495-512.
- Oldfield** F., Clark, R.L., 1990. Lake sediment-based studies of soil erosion. In : Boardman, J., Foster, I.D.L., Dearing, J.A. (eds). *Soil erosion on agricultural land*. Wiley, Chichester, 201-228.
- Orwin**, J.F., Smart, C.C., 2004. The evidence for paraglacial sedimentation and its temporal scale in the deglaciating basin of Small River Glacier, Canada. *Geomorphology*, 58: 175-202.
- Osterkamp**, W.R., Hedman, E.R., 1977. Variation of width and discharge for natural high-gradient stream channels. *Water Resources Research*, 13 (2) : 256– 258.
- Owens**, P.N., Walling, D.E., Carton, J., Meharg, A.A., Wright, J., Leeks, G.J.L., 2001. Downstream changes in the transport and storage of sediment-associated contaminants (P, Cr and PCBs) in agricultural and industrialised basins. *The Science of the Total Environment*, 266 : 177-186.
- Paitry**, A., 1987. Mesure en continu des matières en suspension à l'aide d'un photomètre à fibre optique. *La Houille Blanche*, 3 : 215-220.
- Passega**, R., 1963. Analyses granulométriques, outil géologique pratique. *Revue de l'institut français du pétrole* XVIII, n° 11-novembre, 1489-1499.
- Paulais**, J., 2003. Identification des parcelles sensibles aux transferts de particules érodées grâce l'analyse multi-critère, en zone d'élevage bovin intensif, dans le bocage sud-Manche. Mémoire de DESS espace ruraux, université Paris 7 Denis Diderot.
- Peart**, M., 1993. Using sediment properties as natural tracers for sediment source: two case studies from Hong-Kong. Tracers in Hydrology. In: Peters, N., Höhn, E., Leibundgut, E., Tase, C., Walling, N. Eds. , IAHS Publ. No. 215 IAHS Press, Wallingford, UK, pp. 313–318.
- Peart**, M.R., Walling, D.E., 1986. Fingerprinting sediment source: the exemple of a drainage basin in Devon. Drainage basin sediment delivery. Symposium, Albuquerque, 159 : 41-55.
- Pfannkuche**, J., Schmidt, A., 2003. Determination of suspended particulate matter concentration from turbidity measurements: particle size effects and calibration procedures. *Hydrological Processes*, 17 : 1951-1963.
- Phillips**, J.M., Walling, D.E., 1995. An assessment of the effects of sample collection, storage and resuspension on the representativeness of measurements of the effective particle size distribution of fluvial suspended sediment. *Water Ressources Research*, 29 (11) : 2498-2508.
- Phillips**, J.M., Russell, M.A., Walling, D.E., 2000. Time-integrated sampling of fluvial suspended sediment : a simple methodology for small catchments. *Hydrological Processes*, 14 : 2589-2602.
- Picouet**, C., Hingray, B., Olivry, J.C., 2001. Empirical and conceptual modelling of the suspended sediment dynamics in a large tropical African river: the Upper Niger river basin. *Journal of Hydrology*, 250 : 19-39.

- Platts**, W.S., 1991. Livestock grazing. In : W.R. Meehan (edtr), Influences of forest and rangeland management on Salmoid fishes and their habitats. American fisheries society special publication 19, Bethesda, MD, 389-423.
- Polyakov**, V.O., Nearing, M.A., Shipitalo, M.J., 2004. Tracking sediment redistribution in a small watershed : implications for agro-landscape evolution. *Earth Surface Processes and Landforms*, 29 : 1275-1291.
- Quine**, T.A., Walling, D.E., 1991. Rates of soil erosion on arable fields in Britain : quantitative data from caesium-137 measurements. *Soil Use Manage*, 7 : 169-176.
- Regüés**, D., Balasch, J.C., Castellort, X., Soler, M., Gallart, F., 2000. Relacion entre las tendencias temporales de produccion y pequena cuenca de montana mediterranea (Vallcebre Pirineos Orientales). *Cuadernos de investigacion Geografica*, 26 : 41-65.
- Richards**, K., 1984. Some observations on suspended sediment dynamics in Storbregrova Jotunheimen. *Earth Surface Processes and Landforms*, 9 : 101-112.
- Ritchie**, J.C., Mc Henry, J.R., 1973. Vertical distribution of fall-out 137Cs in cultivated soils. *Radiation Data and Reports*, 12 : 727-728.
- Ritchie**, J.C., Mc Henry, J.R., 1990. Application of radioactive fallout of 137-caesium for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns : a review. *J. Environ. Qual.*, 19 : 215-233.
- Robert**, M., 1996. Le sol, interface dans l'environnement. Ed Masson, Paris, 244p.
- Rogowski**, A.S., Tamura, T., 1965. Movement of 137Cs by runoff, erosion and infiltration on the alluvial caprina silt loam. *Health Physics*, 11 : 1333-1340.
- Rogowski**, A.S., Tamura, T., 1970. Environmental mobility of caesium-137. *Radiation Botany*, 10 : 35-45.
- Russell**, M.A., Walling, D.E., Hodgkinson, R.A., 2001. Suspended sediment sources in two small lowland agricultural catchments in the UK. *Journal of Hydrology*, 252 (1) : 1-24.
- Seeger**, M., Errea, M.-P., Begueria, S., Arnaez, J., Marti, C., Garcia-Ruiz, J.M., 2004. Catchment soil moisture and rainfall characteristics as determinant factors for discharge/ suspended sediment hysteresis loops in a small headwater catchment in the Spanish Pyrenees. *Journal of Hydrology*, 288 : 299-311.
- Serrat**, P., Ludwig, W., Navarro, B., Blazi, J.L., 2001. Variabilité spatio-temporelle des flux de matières en suspension d'un fleuve côtier méditerranéen : la Têt (France). *Earth and Planetary Sciences*, 333 : 389-397.
- Simanton**, J.R., Renard, K.G., 1992. Upland erosion research on rangelands. In : Parsons, A.J., Abrahams, A.D., eds. Overland flow, hydraulics and erosion mechanics. UCL Press : 335-376.
- Slattery**, M.C., Burt, T.P., 1997. Particule size characteristics of suspended sediment on hillslope runoff and stream flow. *Earth Surface Processes*, 22 : 705-719.
- Sparks**, D.L., 1995. Environmental Soil chemistry. Academic Press, San Diego, CA pp. 28-40.
- Steege**, A., Govers, G., Nachtergaele, J., Takken, I., Beuselinck, L., Poesen, J. Sediment export by water from an agricultural catchment in the Loam Belt of central Belgium. *Geomorphology*, 33: 25-36.
- Strahler**, A.N., 1952. Hipsometric (area-altitude) analysis and erosional topography. *Geological Society of America Bulletin*, 63 (10) : 1117-1142.
- Sundborg**, 1995., Sedimentation in proposed reservoirs. Bulawayo-Matabeleland water supply feasibility study. SWECO, Uppsala, 37pp.

- Syvitski, J.P.,** Morehead, M.D., Nicholson, M., 1998. HYDROTREND : a climate-driven hydrologic-transport model for predicting discharge and sediment load to lakes or oceans. *Computer and Geosciences*, 24 (1), 51-68.
- Syvitski, J.P.,** Morehead, M.D., Bahr, D.B., Mulder, T., 2000. Estimating fluvial sediment transport : the rating parameters. *Water Resources research*, 36 (9) : 2747-2760.
- Thompson, M. P.,** M. Church and H. Joe. 1987. Statistical Modeling of Sediment Concentration. Environment Canada, Inland Waters Directorate, Water Resources Branch, Sediment Survey Section, Report IWD-HQ-WRB-SS-88-1: 60 pp.
- Trimble, S.W.,** 1993. Erosional effects of cattle on streambanks in Tennessee, USA. *Earth surface processes and landforms*, 19 : 451-464.
- Trimble, S.W.,** Mendel, A.C., 1995. The cow as a geomorphic agent – A critical review. *Geomorphology*, 13 : 233-253.
- Turgie, J.P.,** 1997. Usage des zones humides dans les exploitations agricoles. Cas de deux bassins versants du département de la Mache. Mémoire d'ingénieur des travaux agricoles.
- Turnpenny, A.W.,** Williams, R., 1980. Effects of sedimentation on the gravels of an industrial river system. *J. Fish. Biol.*, 17: 681-693.
- Valentin, C.,** Bresson, L.-M., 1992. Morphology, genesis and classification of surface crusts in loamy and sandy soils. *Geoderma*, 55 (3-4) : 225-245.
- Vanden Bygaart, A.J.,** 2001. Erosion and deposition history derived by depth-stratigraphy of ¹³⁷Cs and soil organic carbon. *Soil Tillage and Research*, 61 : 187-192.
- Van Rijn, L.C.,** 1984. Sediment transport part II : Suspended load transport. *Journal of Hydraulic Engineering*, ASCE, 110/11 : 1613-1641.
- Van Sickle, J.,** Beschta, R.L., 1983. Supply-based models of suspended sediment transport in streams. *Water Resources Research*, 19 : 768-778.
- Viaud, V.,** 2004. Organisation spatiale des paysages bocagers et flux d'eau et de nutriments. Approche empirique et modélisations. Thèse de doctorat de l'ENSA Rennes, pp283.
- Voice, T.C.,** Weber, W.J., 1983. Sorption of hydrophobic compounds by sediments, soils and suspended solids. *Water Res.*, 17 : 1433-1441.
- Wall, G.J.,** Wilding, L.P., 1976. Mineralogy and related parameters of fluvial suspended sediments in Northwestern Ohio. *Journal of Environmental Quality*, 5 (2), 168-173.
- Wallbrink, P.J.,** Murray, A.S., 1993. Use of fallout radionuclides as indicators of erosion processes. *Hydrological Processes*, 7 : 297-304.
- Wallbrink, P. J.,** Murray, A. S., Olley, J. M., Olive, L. J., 1998. Determining sources and transit times of suspended sediment in the Murrumbidgee River, New South Wales, Australia, using fallout ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pb. *Water Resources Research*, 34 (4), 879-888.
- Walling, D.E.,** 1999. Linking land use, erosion, and sediment yields in river basins. *Hydrobiologia*, 410 : 223-240.
- Walling, D.E.,** 2005. Tracing suspended sediment sources in catchments and river systems. *The Science of the Total Environment*, 344 : 159-184.
- Walling, D.E.,** Webb, B.W., 1982. Sediment availability and the prediction of storm-period sediment yields. Recent developments in the Explanation and Prediction of Erosion and Sediment Yield (proceedings of the Exeter symposium, July 1982. Iahs Publ. 137.

- Walling, D.E., Quine, T.A., 1990.** Calibration of caesium-137 measurements to provide quantitative erosion rate data. *Land Degradation and Rehabilitation*, 2 : 161-175.
- Walling, D.E., Woodward, J.C., Nicolas, A.P., 1993.** A multiparameter approach to fingerprinting suspended sediment sources. In: Peters, N.E., Hoehn, E., Leibundgut, C., Tase, N., Walling, D.E. (eds). Tracers in hydrology. IAHS Publ, 215 : 329-337.
- Walling, D.E., He, Q., 1999.** Improved models for estimating soil erosion rates from ¹³⁷Cs measurements. *Journal of Environmental Quality*, 28 : 611-622.
- Walling, D.E., Russell, M.A., Hodgkinson, R.A., Zhang, Y., 2002.** Establishing sediment budgets for two small lowland agricultural catchments in the UK. *Catena*. 47, 323-353.
- Walling, D.E., Fang, D., 2003.** Recent trends in the suspended sediment loads of the world's rivers. *Global and Planetary Change*, 39 : 111-126.
- Walter, C., 1992.** Description des fosses pédologiques de Naizin. Note interne, ENSA-INRA Rennes, 23 p.
- Walter, C., Gürmi, P., 1998.** Les sols du bassin versant du Coët-Dan: organisation, variabilité spatiale et cartographie. In Cheverry C., éditeur, *Agriculture intensive et qualité des eaux*, Paris. INRA éditions : 85-105.
- Wanielista, M.P., Yousef, Y.A., Mc Lellan, W.M., 1977.** Non-point source effects on water quality. *J. water Pollut Control Feder.*, 46 : 873-885.
- Wasson, J.G., Malavoi, J.R., Maridet, L., Souchon, Y., Paulin, L., 1995.** Impacts écologiques de la chenalisation des rivières. Rapport Cemagref-Epteau pour la Direction de l'Eau, Ministère de l'Environnement : 168p.
- Wicherek, S.P., Bernard, C., 1995.** Assessment of soil movements in a watershed from ¹³⁷Cs data and conventional measurements (example : the Parisian Basin). *Catena*, 25 : 141-151.
- Widiatmaka, 1994.** Analyse structurale et fonctionnement hydrique d'un système pédologique limoneux acide sur granite et sur schiste du Massif Armoricaïn, France. Thèse ENSA, Rennes, Sciences de l'Environnement, 260 p. + Annexes.
- Williams, G.P., 1989.** Sediment concentration versus water discharge during simple hydrologic events in river. *Journal of Hydrology*, 111 : 89-106.
- Yalin, M.S., 1977.** Mechanics of sediment transport. Pergamon press, 298p.
- Yamagata, N., Matsuda, S., Kodaira, K., 1963.** Run-off of caesium-137 and strontium-90 from rivers. *Nature*, 200 : 668-669.
- Yu, L., Oldfield, F., 1993.** Quantitative sediment source ascription using magnetic measurements in a reservoir-catchment system near Nijar, S.E. Spain. *Earth Surf. Processes Landforms*, 18 : 441-454.
- Zaimes, G.N., Schultz, R.C., Isenhardt, T.M., Mickelson, S.K., Kovar, J.L., Russell, J.R., Powers, W.P., 2005.** Steam bank erosion under different riparian land-use practices in northeast Iowa. AFTA 2005 Conference Proceedings.
- Zhang, X., Higgitt, D.L., Walling, D.E., 1990.** A preliminary assessment of the potential for using caesium-137 to estimate rates of soil erosion on the Loess Plateau of China. *Journal des Sciences hydrologiques*, 35 : 243-252.
- Zhang, D., 2000.** Flux de radio-isotopes à courte période dans les bassins marins marginaux de l'est canadien. Thèse de doctorat, Université du Québec à Montréal, 193 p.
- Zhang, X., Walling, D.E., Yang, Q., He, X., Wen, Z., Qi, Y., Feng, M., 2006.** ¹³⁷Cs budget during the period of the 1960s in a small drainage basin on the Loess Plateau of China. *Journal of Environmental Radioactivity*, 86 : 78-91.

Tables des illustrations.

Table des Figures

PARTIE I.....9

Chapitre 1. Les matières en suspension (MES), généralités et processus à l'origine des MES.....11

Fig. 1 - Décomposition de végétaux dans l'eau.....	14
Fig. 2 - Individus du plancton.....	14
Fig. 3 - Exemples de bloom de Cyanophycées en eau douce.....	14
Fig. 4 - Différents découpages utilisés pour la distinction de classes granulométriques.....	15
Fig. 5 - Diagramme illustrant les relations entre désagrégation, battance et érosion (Le Bissonnais et Le Souder, 1995).....	18
Fig. 6 - Dynamique de la formation des croûtes de battance (Le Bissonnais, 1996b).....	19
Fig. 7 - Ecoulement par dépassement de la capacité d'infiltration (a) et écoulement par saturation (b).....	20
Fig. 8 - Quelques faciès de l'érosion des sols.....	21
Fig. 9 - Représentation schématique d'un cours d'eau et de ses abords.....	23
Fig. 10 - Contextes favorables à une érosion de berges : courant direct (a), courant réfléchi (b), courant de retour (c) . (Degoutte, 2005).....	23
Fig. 11 - Pressions et glissement de berges a) principe ; b) illustration sur le cours d'eau du Moulinet (Manche).....	24
Fig. 12 - Equilibre d'un grain posé sur le fond d'un chenal.....	26
Fig. 13 - Diagramme de Shields –Yalin (1977). d^* : diamètre des particules ; t^* : paramètre de Shields.....	27
Fig. 14 - Diagramme de Hjulstrom (1935) : les relations entre vitesse de l'eau et granulométrie de la taille des particules pour déterminer des contextes d'érosion et de sédimentation.....	27
Fig. 15 - Représentation schématique des modes de transport des particules.....	28
Fig. 16 - Typologie des relations concentrations en MES-débits durant les crues (Williams, 1989).....	31
Fig. 17 - Allure de l'hystérésis en fonction du temps de transport et de la localisation de la source (Klein, 1984).....	32
Fig. 18 - Modèle conceptuel de la « fingerprinting sediment source procedure » (Collins et Walling, 2002).....	33

PARTIE II.....39

Chapitre 2. Les sites d'études.....43

Fig. 1 - Localisation des bassins versants du Moulinet, des Violettes et du Coët Dan-Naizin.....	46
Fig. 2 - Diagramme ombrothermique de la station de St Hilaire d Harcouërt (50), établi sur les valeurs moyennes mensuelles de 1991 à 2001.....	47
Fig. 3 - Géologie des bassins versants du Moulinet et des Violettes (Langevin <i>et al.</i> , 1984).....	48
Fig. 4 - Topographie des bassins versants du Moulinet et des Violettes.....	49
Fig. 5 - Quelques faciès des sols.....	50
Fig. 6 - Usages des sols sur les bassins versants des Violettes et du Moulinet (Paulais, 2003).....	50
Fig. 7 - Les haies sur les bassins versants des Violettes et du Moulinet: illustrations et réseaux de haies (Paulais, 2003 ;Viaud, 2004).....	51
Fig. 8 - Caractéristiques des berges le long des linéaires des cours d'eau du Moulinet et des Violettes en 2006...52	52
Fig. 9 - Diagramme ombrothermique de la station de Naizin (56), établi sur les valeurs moyennes mensuelles de 1994 à 2005.....	53
Fig. 10 - Géologie du bassin versant du Coët Dan-Naizin (Barrois <i>et al.</i> , 1977).....	54
Fig. 11 - Altitudes du bassin versant du Coët Dan-Naizin.....	55
Fig. 12 - Usages des sols sur le bassin versant du Coët Dan-Naizin.....	56
Fig. 13 - Les haies sur le bassin versant du Coët Dan-Naizin: illustrations et réseaux de haies (Viaud, 2004).....	56
Fig. 14 - Caractéristiques des berges le long du linéaire de cours d'eau du Coët Dan-Naizin.....	57

Chapitre 3. Matériels et méthodes	59
Fig. 1 - Description du turbidimètre.	62
Fig. 2 - Fixation d'un turbidimètre à l'exutoire d'un bassin versant (exemple à l'exutoire des Violettes, Manche (50)).	63
Fig. 3 - Fiabilité du capteur de turbidimétrie pour des MES comprises entre 40 et 50 μm : 10 répétitions de la mesure pour 7 concentrations en MES a) turbidités mesurées pour les 10 répétitions à chaque concentration ; b) dispersion des mesures pour chaque série de répétitions à chaque concentration.....	64
Fig. 4 - Comparaison des turbidités mesurées sur des échantillons de granulométrie différentes appartenant à échantillons distincts (concentration en MES : 50 mg l^{-1}).	65
Fig. 5 - Comparaison de la turbidité pour des MES de différentes couleurs mais de fraction granulométrique identique (40-50 μm).	66
Fig. 6 - Un préleveur automatique programmable sur alarme de niveau d'eau.	68
Fig. 7 - Protocole de traitement des prélèvements d'eau pour la mesure des concentrations en matières en suspension.	68
Fig. 8 - Corrélations entre turbidité et concentration en MES établies en 2002 sur les bassins du Moulinet et des Violettes (Birgand <i>et al.</i> , 2004).	70
Fig. 9 - Comparaison entre concentrations calculées par filtration et turbidité lue sur le capteur optique, années 2004-2005.	70
Fig. 10 - Représentation graphique de différentes équations de corrélation entre turbidité et concentration en MES : exemple sur le bassin versant du Moulinet.	71
Fig. 11 - Estimation des flux mensuels de MES à l'aide de 3 relations de corrélation entre turbidité et concentration en MES. (corrélation de type polynomiale, linéaire, ou établie à partir de données transformées en logarithmes).	72
Fig. 12.- Principe de mesure de la vitesse de l'eau dans un canal ouvert par effet Doppler. A : vue de profil, B : vue dans le sens du courant (d'après Birgand <i>et al.</i> , 2005).	73
Fig. 13 - Construction d'une section en bois ouverte.	74
Fig. 14 - Décomposition de la section mouillée en colonnes d'eau et mesures de la vitesse à 0.4 fois la hauteur d'eau (d'après Birgand <i>et al.</i> , 2005).	75
Fig. 15 - Station limnimétrique de Kervidy sur le Coët Dan-Naizin.	76
Fig. 16 - Fonctionnement d'un limnimètre à flotteur.....	76
Fig. 17 - Principe de correction de la dérive de turbidité.	77
Fig. 18 - Exemple de correction d'une dérive dans la mesure des turbidités.	78
Fig. 19 - Exemples de lissage de données : de turbidité a) sur le Moulinet, hors crue ; b) sur les Violettes, en crue et hors crue ; c) de débit sur les Violettes.....	79
Fig. 20 - Etalonnage des sondes portatives de turbidité. Corrélation entre tension de la sonde portative et turbidité aux exutoires a) du Moulinet et b) des Violettes.....	80
Fig. 21 - Mesures itinérantes de turbidité et de débit.....	81
Fig. 22 - Variabilité spatiale des concentrations en MES sur les cours d'eau a) des Violettes ; b) du Moulinet.....	82
Fig. 23 - Variabilité spatiale des débits sur les cours d'eau a) des Violettes ; b) du Moulinet.....	82
Fig. 24 - Dispositif de collecte des MES.....	83
Fig. 25 - Le banc de filtration des collecteurs de MES.	84
 PARTIE III.	 87

Chapitre 4. Suspended sediment and discharge relationships to identify bank degradation as a main sediment source...	89
Fig. 1 - Location of Moulinet and Violettes catchments.....	95
Fig. 2 - Relief (meters) and use (in 2003) of Moulinet and Violettes catchments.....	98
Fig. 3 - Theoretical classes of SSC-discharge relationships during floods (from Williams, 1989).....	99
Fig. 4 - Monthly precipitation and SS budgets, monthly means of SS concentrations . and discharge	101
Fig. 5 - Relationship between monthly average SSC and monthly average discharge, out of storm and with storm events..	102
Fig. 6 - SSC and discharge relationships during floods on Violettes.....	103
Fig. 7 - SSC and discharge relationships during floods on Moulinet.....	104
Fig. 8 - Suspended sediment concentration and discharge when SSC reaches its maxima during floods on both streams.	106
Fig. 9 - Suspended sediment concentration and discharge when discharge reaches its maxima during floods on both streams.	106

Chapitre 5. Déterminants hydrologiques des relations concentration en MES - débit lors des crues	117
Fig. 1 - Localisation du bassin du Moulinet.....	120
Fig. 2 - Allure des relations concentrations en MES et débit pour les deux classes de crue considérées.....	123
Fig. 3 - Moyennes et écart-types des différents paramètres. (U= crue à pattern univoque ("single-valued"); H= crue à hystérésis horaire).	126
Fig. 4 - A) Représentations des variables et des individus issues d'une ACP avec le jeu global de données ; B) Résultats de l'AFD pour la distinction des crues de type U et H : B1) : résultat de l'AFD ascendante (facteur d'inclusion =0.01); B2) : pourcentage de crues bien classées, B3) : représentation des scores canoniques. U : crue à relation concentration en MES -débit univoque ; H : crue à hystérésis horaire.....	128
Fig. 5 - A) Représentations des variables et des individus issues d'une ACP avec le jeu des crues d'été ; B) Résultats de l'AFD pour la distinction des crues de type Us et Hs: B1) : résultat de l'AFD ascendante (facteur d'inclusion =0.01) ; B2) : pourcentage de crues bien classées, B3) : représentation des scores canoniques. Us : crue à relation concentration en MES -débit univoque d'été ; Hs : crue à hystérésis horaire d'été.....	129
Fig. 6 - A) Représentations des variables et des individus issues d'une ACP avec le jeu des crues d'hiver ; B) Résultats de l'AFD pour la distinction des crues de type Uw et Hw : B1) : résultat de l'AFD ascendante (facteur d'inclusion =0.01) ; B2) : pourcentage de crues bien classées, B3) : représentation des scores canoniques. Uw : crue à relation concentration en MES -débit univoque d'hiver ; Hw : crue à hystérésis horaire d'hiver.	130
Fig. 7 - Test de l'homogénéité de la variance sur le Moulinet : a) sur le jeu complet de données ; b) sur les crues d'été ; c) sur les crues d'hiver. Test de Levene, df1= nombre de classes - 1 ; df2=nombre d'individus - nombre de classes. Les variances sont considérées comme homogènes (hypothèse nulle) si la p-value est supérieure au seuil de signification, fixé ici à 0,05.	131
Chapitre 6. Comparaisons interannuelles et intersites des dynamiques des MES	141
Fig. 1 - Fonctionnement des cours d'eau du Moulinet et des Violettes à partir de données de débit et turbidité de juin 2002 à mai 2003.....	144
Fig. 2 - Déterminants des crues sur le Moulinet à partir de données de 2002-2003, 2004-2005 et 2005-2006 (de juin à mai).....	145
Fig. 3 - Pluviométrie mensuelle cumulée sur les bassins du Moulinet et Violettes d'une part, sur le Coët Dan-Naizin d'autre part.	146
Fig. 4 - Flux mensuels cumulés d'eau et de matières en suspension mesurés aux exutoires des bassins du Moulinet, des Violettes et du Coët Dan-Naizin. Les échelles sont différentes sur le bassin du Coët Dan-Naizin.	148
Fig. 5 - Flux d'eau et de MES annuels, en distinguant les flux hors crue et en crue. Le pourcentage indique la proportion de flux transportés en crues. L'échelle est différente sur le bassin du Coët Dan-Naizin.....	149
Fig. 6 - Pluviométrie mensuelle, flux spécifiques mensuels de MES, concentrations moyennes mensuelles en MES et débits spécifiques moyens mensuels sur les bassins versants du Moulinet et des Violettes. Les flux de MES hachurés représentent les flux mesurés hors crue. (la pluviométrie s'applique aux deux bassins versants, géographiquement proches).....	150
Fig. 7 - Pluviométrie mensuelle, flux spécifiques mensuels de MES, concentrations moyennes mensuelles en MES et débits spécifiques moyens mensuels sur le bassin du Coët Dan-Naizin. Les flux de MES hachurés représentent les flux mesurés hors crue.....	151
Fig. 8 - Contribution des classes de crues aux flux de MES les plus importants enregistrés : a) en 10% du temps ; b) en 1% du temps. (classe U : pattern univoque ; classe H : crue à hystérésis horaire ; Mou. : Moulinet ; Vio : Violettes).	153
Fig. 9 - Représentations des variables et des individus dans le premier plan factoriel de l'ACP. A) : jeu de données complet ; B) : crues d'hiver. U : crue à relations concentration en MES -débit univoque ; H : crue à hystérésis horaire ; w : hiver.	155
Fig. 10 - Discrimination des crues sur les Violettes, à l'aide des paramètres isolés sur le Moulinet. Résultats de l'AFD : a) résultat de l'AFD ; b) pourcentage de crues bien classées ; c) représentation des scores canoniques, avec les coefficients des paramètres sur l'axe canonique F1.	156
Fig. 11 - Discrimination des crues sur les Violettes. Résultats de l'AFD : a) résultat de l'AFD descendante (facteur d'inclusion=0.01) ; b) pourcentage de crues bien classées ; c) représentation des scores canoniques, avec les coefficients des paramètres sur l'axe canonique F1.	157

Fig. 12 - Les facteurs primordiaux impliqués dans la dynamique des MES pour des bassins versants bocagers.....	162
--	-----

PARTIE IV	169
------------------------	-----

Chapitre 7. Mise en évidence des zones d'érosion et d'accumulation en bordure de cours d'eau à l'aide du ^{137}Cs	171
--	-----

Fig. 1 - Localisation des bassins versants du Moulinet et des Violettes.....	175
Fig. 2 - Localisation des transects sur le bassin versant du Moulinet.....	176
Fig. 3 - Typologie des transects : présence de talus-haie à l'amont, de ripisylve ou d'abreuvoir.....	177
Fig. 4 - Distribution verticale du ^{137}Cs et activités surfaciques totales (As) en ^{137}Cs sur le bassin versant du Moulinet. As =activités surfacique totale du sondage (Bq m^{-2}) à 2 m et 6 m du cours d'eau (sauf A : 2m et 12 m).	181
Fig. 5 - Relations entre : a) le bilan net amont et la présence ou non de talus haie à l'amont de la parcelle ; b) la pente du transect et le bilan net d'érosion/accumulation du transect ; c) le bilan net d'érosion/accumulation du transect et la présence ou non de ripisylve ; d) le bilan net d'érosion/accumulation du transect et la hauteur des berges.....	183

Chapitre 8. Contribution des sources de MES dans différents contextes hydrologiques	193
--	-----

Fig. 1 - Localisation du bassin des Violettes.....	197
Fig. 2 - Topographie et usages des sols sur le bassin des Violettes (o= exutoire). (Paulais, 2003).....	198
Fig. 3 - Suivi des débits et des concentrations à l'exutoire des Violettes, de septembre 2004 à juillet 2005.	200
Fig. 4 - Localisation des sites de prélèvements des sources sur le bassin des Violettes.....	201
Fig. 5 - Teneurs relatives (%) en éléments majeurs des sources et des MES.	205
Fig. 6 - Distribution granulométrique des échantillons de sols.....	206
Fig. 7 - Distribution granulométrique des échantillons de berges.....	207
Fig. 8 - Distribution granulométrique des échantillons de sédiments.....	208
Fig. 9 - Distribution granulométrique des échantillons de MES.	208
Fig. 10 - Distributions granulométriques les plus fréquentes pour chaque source de MES et pour les échantillons de MES.	209
Fig. 11 - Représentations dans le premier plan factoriel des variables ayant satisfait à Kruskal et Wallis et des individus issues d'une ACP (données 2005+altérite 2003). a : altérite ; b berge, s : sol, d : sédiment ; lettre majuscule : MES ; le nombre indique l'emplacement du prélèvement. Les MES sont affichées comme individus illustratifs.	210
Fig. 12 - Représentations dans le premier plan factoriel des variables déterminantes et des individus issues d'une ACP (données 2005). b berge, s : sol, d : sédiment ; alt : altérite ; lettre majuscule : MES ; le nombre indique l'emplacement du prélèvement. Les MES et les altérites sont affichées comme des individus illustratifs.....	214
Fig. 13- Boîtes à moustaches des surfaces spécifiques totales pour les pôles sources et les MES. La moustache inférieure correspond au 10 centile, la moustache supérieure au 90 centile ; le trait au centre de la boîte représente la médiane ; la partie inférieure de la boîte est le 25 centile et la partie supérieure de la boîte le 75 centile. Les points correspondent aux 5 centiles extérieurs.....	215
Fig. 14 - Contribution des sols, berges et sédiments dans les échantillons de MES récoltés dans dix contextes hydrologiques différents à l'exutoire des Violettes.....	216
Fig. 15 - Evolution des relations concentration en MES-débits lors des prélèvements en crue.	217

Conclusion générale	229
----------------------------------	-----

Fig. 1 -Schéma fonctionnel de la dynamique des MES sur de petits bassins versants bocagers	193
--	-----

Table des Tableaux.

PARTIE II.	39
Chapitre 3. Matériels et méthodes	59
Tab. 1 - Profondeur de fixation du turbidimètre par rapport au fond de l'eau (cm).....	63
Tab. 2 - Codes couleur des échantillons (Munsell, 1994).	66
PARTIE III.	87
Chapitre 4. Suspended sediment and discharge relationships to identify bank degradation as a main sediment source...	89
Tab. 1 - Catchments characteristics.....	95
Tab. 2 - Classes of floods during the hydrological year 2002-2003 on Violettes and Moulinet catchments.....	105
Tab. 3 - Sediment budgets on different small catchments.	110
Chapitre 5. Déterminants hydrologiques des relations concentration en MES - débit lors des crues	117
Tab. 1 - Caractéristiques du bassin versant du Moulinet.	121
Tab. 2 - Nombre de crues enregistrées et conservées, au total et par saison.	123
Tab. 3 - Données statistiques des différents paramètres par type de crue par saison et par bassin vers ant. (U : univoque ; H : hystérésis horaire ; s : été ; w : hiver).	125
Chapitre 6. Comparaisons interannuelles et intersites des dynamiques des MES	141
Tab. 1 - Temps annuel de crue (%) sur les bassins du Moulinet, des Violettes et du Coët Dan-Naizin.....	149
Tab. 2 - Nombre de crues associés aux deux types de relation concentration en MES-débit par mois, pour chaque cours d'eau. (classe U : crue à pattern univoque ; classe H : crue à hystérésis horaire) ; complexe : crues à pattern différent ou trop complexe ; nd : no data ; nw : no water ; - : pas de crues ; les nombres en gras indiquent que ces crues sont majoritaires pour le mois considéré).	152
Tab. 3 - Test d'homogénéité de la variance sur les Violettes pour distinguer les crues univoques (classe U) et les crues à hystérésis horaire (classe H), a) sur toute l'année ; b) en hiver. Test de Levene, df1= nombre de classes moins 1 ; df2=nombre d'individus moins nombre de classes. Les variances sont considérées comme homogènes (hypothèse nulle) si la p-value est supérieure au seuil de signification, fixé ici à 0,05.	156
PARTIE IV.	169
Chapitre 7. Mise en évidence des zones d'érosion et d'accumulation en bordure de cours d'eau à l'aide du ¹³⁷Cs	171
Tab. 1 - Caractéristiques des bassins versants du Moulinet et des Violettes.....	175
Tab. 2 - Synthèse des résultats par sondages et par transects : a) tableau récapitulatif et bilans d'érosion/accumulation en mm ; b) bilans d'érosion/accumulation exprimés en t ha ⁻¹ an ⁻¹ selon une densité de 1,6.	182
Tab. 3 - Bilans d'érosion/accumulation recensés dans d'autres études.....	185
Conclusion générale	229
Tab. 3 - Bilans d'érosion/accumulation recensés dans d'autres études.....	231

Annexes.

**Limites de détermination et
incertitudes**

Annexe 1a : Limites de détermination* et incertitudes** des dosages des éléments majeurs

Oxydes	> 20%	> 10%	> 5%	> 1%	> 0,5%	> 0,2%	>0,1%	Limites %
SiO₂	< 1%	-	-	< 10%	-	-	-	0,20
Al₂O₃	-	< 1%	< 3%	-	< 10%	-	-	0,10
Fe₂O₃tot	-	-	< 1%	-	< 5%	-	-	0,1
MnO	-	-	-	-	-	< 2%	< 5%	0,03
MgO	-	-	< 1%	-	-	< 10%	-	0,10
CaO	-	-	< 2%	< 10%	-	-	-	0,01
Na₂O	-	-	-	< 2%	-	-	< 10%	0,05
K₂O	-	-	-	-	< 2%	-	< 10%	0,05
TiO₂	-	-	-	< 2%	-	-	< 20%	0,05
P₂O₅	-	-	-	< 5%	-	< 10%	-	0,05

* La limite de détermination est calculée comme étant 6 fois l'écart-type relatif (1s) sur environ 60 mesures de blancs de préparation.

**L'incertitude sur les mesures correspond à l'écart-type relatif (1s) pour chaque type de méthode.

Annexe 1b : Limites de détermination* et incertitudes** des éléments traces

	>100 mg/g	> 50 mg/g	>10 mg/g	> 1 mg/g	> 0,1 mg/g	Limites mg/g
As	-	-	< 7%	< 20%	-	0,50
Ba	-	< 5%	< 10%	-	-	3,00
Be	-	< 5%	< 10%	< 20%	-	0,90
Bi	-	-	< 5%	< 10%	-	0,05
Cd	-	-	< 6%	< 20%	-	0,30
Ce	-	-	< 5%	< 10%	< 15%	0,05
Co	-	< 5%	< 10%	< 15%	-	0,30
Cr	-	< 5%	< 15%	-	-	5,00
Cs	-	< 5%	< 10%	< 15%	-	0,20
Cu	< 5%	< 10%	< 15%	-	-	5,00
Dy	-	-	-	< 7%	< 20%	0,05
Er	-	-	-	< 5%	< 10%	0,04
Eu	-	-	-	< 5%	< 12%	0,02
Ga	-	-	< 5%	< 10%	-	0,13
Gd	-	-	-	< 6%	< 15%	0,07
Ge	-	-	< 5%	< 15%	< 20%	0,08
Hf	-	-	-	< 5%	< 10%	0,04
In	-	-	-	< 5%	< 20%	0,10
La	-	-	< 5%	< 10%	< 15%	0,05
Lu	-	-	-	< 5%	< 10%	0,01
Mo	-	-	< 5%	< 10%	< 15%	0,15
Nb	-	-	-	< 5%	-	0,10
Nd	-	-	< 5%	< 10%	< 15%	0,15
Ni	< 5%	< 10%	-	-	-	5,00
Pb	-	-	< 10%	< 20%	-	0,60
Pr	-	-	-	< 5%	< 15%	0,04
Rb	-	-	< 8%	-	-	1,00
Sb	-	-	-	< 5%	-	0,10
Sm	-	-	< 5%	< 10%	< 15%	0,06
Sn	-	-	< 5%	< 10%	-	0,50
Sr	< 5%	-	< 10%	-	-	4,00
Ta	-	-	-	< 5%	< 10%	0,01
Tb	-	-	-	< 5%	< 10%	0,01
Th	-	-	-	< 7%	-	0,08
Tm	-	-	-	< 5%	< 10%	0,01
U	-	-	< 5%	< 8%	-	0,10
V	-	< 5%	< 10%	-	-	1,50
W	-	-	< 10%	< 15%	-	0,10
Y	-	-	-	< 5%	-	0,05
Yb	-	-	-	< 5%	< 10%	0,03
Zn	-	< 5%	< 10%	-	-	4,00
Zr	-	< 5%	< 10%	< 15%	-	0,50

* La limite de détermination est calculée comme étant 6 fois l'écart-type relatif (1s) sur environ 60 mesures de blancs de préparation.

**L'incertitude sur les mesures correspond à l'écart-type relatif (1s) pour chaque type de méthode.

Résumé.

Les matières en suspension (MES) participent à la dégradation des écosystèmes aquatiques en augmentant la turbidité de l'eau, en colmatant les frayères des Salmonidés et en véhiculant de nombreux polluants. La modification des pratiques agricoles et des aménagements du territoire (remembrement, arrachage de haies) sont à l'origine d'une production accrue de MES. Les objectifs de la thèse sont d'une part de décrire et d'expliquer la dynamique des MES pour des petits bassins versants en région d'élevage ; et d'autre part d'en identifier les origines. Une approche de terrain a été privilégiée ; elle repose sur le choix de trois bassins versants du Massif Armoricaïn comparables (superficie (<5 km²), pluviométrie, géologie) mais présentant une intensification agricole et une gestion des bords de cours d'eau différentes. La dynamique des MES est considérée à travers la variabilité de la relation concentration en MES-débit. L'origine des MES est d'abord perçue à partir de l'interprétation des relations concentration en MES-débit au cours de l'année et lors des crues, puis évaluée par des méthodes directes : mise en évidence de zones d'érosion par ¹³⁷Cs et traçage géochimique des sources avec estimation de leur contribution dans les MES à l'aide d'un modèle de mélange. Nous avons montré que sur le Moulinet et les Violettes, les particules provenaient du cours d'eau lui-même (érosion des berges, remise en suspension de sédiments) et des zones proches du ruisseau et de leur dégradation par le bétail. Les mesures directes de la contribution des sources confirment l'implication du bétail dans la dynamique des MES, d'une part car l'érosion des zones proches des cours d'eau est accentuée en leur présence, d'autre part car leur piétinement fournit des particules de sols et de berges même dans des contextes peu érosifs. Cet apport de particules indépendant de l'hydrologie explique la part importante des flux hors crue. Sur le Coët Dan-Naizin, les abords du cours d'eau sont plus préservés grâce à une ripisylve bien développée : les particules proviennent essentiellement du cours d'eau lui-même et les flux moyens annuels de MES sont plus faibles. L'identification du rôle du bétail comme un paramètre déterminant de la dynamique des MES devrait permettre de proposer des aménagements visant à limiter la production de particules.

Mots clés : matières en suspension, dynamique, hystérésis, relation MES-débit, sources, ¹³⁷Cs, traçage, modèle de mélange, bétail.