

TH - 1046

MODES DE TRANSFERT DU PHOSPHORE D'ORIGINE DIFFUSE DANS UN PETIT BASSIN VERSANT RURAL LÉMANIQUE

THÈSE N° 1775 (1998)

PRÉSENTÉE AU DÉPARTEMENT DE GÉNIE RURAL

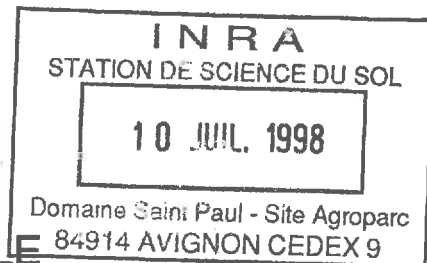
ÉCOLE POLYTECHNIQUE FÉDÉRALE DE LAUSANNE

POUR L'OBTENTION DU GRADE DE DOCTEUR ÈS SCIENCES

PAR

Lionel JORDAN - MEILLE

Ingénieur du génie rural diplômé EPF
de nationalité française



acceptée sur proposition du jury:

Prof. J.-C. Védý, directeur de thèse
Dr J.-M. Dorioz, rapporteur
Prof. E. Frossard, rapporteur
Prof. G. de Marsily, rapporteur
Dr C. Riou, rapporteur
Prof. G. Sarazin, rapporteur
Prof. J. Tarradellas, rapporteur

Lausanne, EPFL
1998

Sommaire

Remerciements	A
Table des matières	C
Liste des figures	I
Liste des tableaux	N
Liste des annexes	P
Liste des abréviations	Q
Unités utilisées	Q
Lexique	R
Résumé	T
Abstract	V

Remerciements

Cette thèse a bénéficié d'un environnement humain et matériel exceptionnel. J'aimerais dans ces deux pages mentionner tous ceux qui ont contribué à sa réalisation ainsi qu'en mon enrichissement, autant scientifique qu'humain.

Les formalités administratives d'un travail associant deux pays (France et Suisse) et trois institutions (Département de Sciences du sol de l'INRA, Laboratoire de Géologie appliquée de l'Université PARIS VI, Département de Génie rural de l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne) ont été réduites dès le départ grâce à la diligence et à l'efficacité de **Jean-Claude VEDY**, directeur de thèse EPFL, et de son homologue français, **Ghislain de MARSILY**. J'ai pu également apprécier leur investissement personnel tout au long du travail, notamment aux moments des comités de pilotage et de la correction du manuscrit.

Les trois premiers mois de la thèse se sont déroulés à l'Université du Vermont (USA) dans le département des ressources naturelles aux côtés du professeur **Alan CASSELL**, hydrologue, dans une ambiance aussi studieuse que chaleureuse. Je ne peux évoquer cette période sans penser à l'esprit d'un Noël à l'américaine, aux côtés de ce professeur et de sa femme que j'aurais bien voulu tutoyer si le « you » ne l'avait pas empêché.

De retour en France, l'immersion au sein de l'équipe bassin versant de l'INRA de Thonon était facilitée du fait que j'y avais déjà effectué mon travail de diplôme. Je dois une grande part de mon choix d'effectuer cette thèse, à la personnalité de **Jean-Marcel DORIOZ** en qui j'ai trouvé un scientifique passionné, enthousiaste, rigoureux. Notre complicité qui s'est forgée progressivement, repose autant sur l'élaboration acharnée des articles que sur les courses à pieds, les raclettes familiales et les comptes-rendus des soirées thématiques de France culture. J'ai rencontré pareille passion chez **Guy BARROIN** dont le lien avec le Léman est si fort que je soupçonne son moral d'être directement corrélé à la concentration en oxygène au fond du lac. Au contraire, pendant les périodes les plus anoxiques, **Jean-Paul DUBOIS** continue à chanter son « Bleu Léman » qu'il honore par la baignade, même en hiver. Sa présence apaisante pendant les périodes de rédaction m'a épargné beaucoup d'aspirine.

La mise en place du sujet définitif, les recherches bibliographique, la préparation des protocoles expérimentaux ne sont pas parmi les moments les plus palpitants d'une thèse. Mais grâce à la présence d'un groupe particulièrement homogène d'étudiants, cette période est restée comme l'une des plus agréables à vivre : **Emeline PARMELAND**, **Estelle BALIAN**, **Isabelle SOARES**, **Stéphane JOURDAN** et **Thomas PELTE** ont égayé mon quotidien.

Cathy FABRE, bien que travaillant sur les nitrates (transferts profonds, biochimie relativement simple, bref, tout le contraire du phosphore), a réussi à captiver mon attention et mon amitié pendant deux ans, au cours desquels les préoccupations quotidiennes de deux thésards furent échangées.

La sujet ayant été défini, mes contacts scientifiques se sont multipliés; je tiens à remercier de l'intérêt qu'ils ont porté à mon travail, à travers leur présence lors des comités de pilotage ou par l'organisation de réunions dans leur laboratoire : **Jean-Joël GRILL** du CEMAGREF

de Lyon, **Patrick DURAND** de l'INRA de Rennes, **Pierre FAIVRE** de l'Université de Savoie, **Patrick DURIEUX** de l'INRA de Montpellier, **Charles RIOU** de l'INRA de Bordeaux et **André FERHI** du Centre de Recherche Géodynamique de Thonon.

Le coeur du sujet a été atteint lors des suivis de terrain, de l'échantillonnage des crues et des expérimentations sur les biotests. **Dominique TREVISAN** du GIS-Alpes du NORD et **Jean-Yves VANSTEELANT**, actuellement en thèse à l'INRA de Thonon, m'ont inculqué leur connaissances de terrain concernant les processus du ruissellement au niveau des parcelles. Ils ont aussi été d'utiles conseillers lors de l'interprétation des résultats et pendant la phase de rédaction. **Jean GAGNAIRE** et **Alain ORAND** se sont occupés efficacement de l'installation et de la maintenance de l'appareillage météorologique et hydrologique, des changements de flacons sur les différents préleveurs automatiques. Environ 3000 analyses de phosphore ont été réalisées sur les trois années. Presque sans la demander, l'aide est venue; d'abord du laboratoire de chimie dirigé par **Paul BLANC** qui a mis ses réactifs et instruments à ma disposition, ainsi que la patience de deux de ses techniciens, **Françoise CHIERENZA** et **Jean-Pierre BOSSE**; ensuite de l'extérieur par le biais de stagiaires venus de tous les horizons: **Nathalie MATHIEU** effectuant son travail de diplôme en Génie rural à l'EPFL, cosignataire de l'un des deux articles à paraître, **Sarah NOWAKOWSKI** en stage d'IUT, section environnement, de LILLE, qui a donné le coup d'envoi des biotests, **Guillaume BUGNET**, élève de seconde au lycée S' Joseph de Thonon, dont l'entrain a été mis au profit des expérimentations en rivière. Je suis aussi très reconnaissant à **Brigitte LEBERRE-TREVISAN**, technicienne, de toujours avoir effectué avec le sourire des tâches répétitives.

Le traitement des résultats a coïncidé avec le séjour en année sabbatique du professeur américain **Dean WANG**, spécialiste en écologie du paysage et enseignant à l'Université du Vermont. Sa soif de travail et sa curiosité ont grandement facilité le traitement de l'information et l'interprétation des résultats. Je lui suis très reconnaissant pour sa contribution à la rédaction du deuxième article.

Octobre 1997 : l'armée me fait signe de la rejoindre; grâce à l'appui de Messieurs **VEDY**, de **MARSILY** et de **LEUSSE**, maire de Nernier, mon incorporation est repoussée à l'année suivante, par décision du ministre de la Défense, **Charles MILLON**. Ce sursis m'a été salutaire.

La dernière ligne droite a nécessité encore plus d'aide; je l'ai trouvée auprès de **Pierre-Vincent VIBERT**, stagiaire en BTS à Poisy, qui a même réussi à me détourner de mon travail dans cette période tumultueuse pour une traversée de lac qui ne le fut pas moins. **Antoine** et **Gisèle JORDAN-MEILLE**, mes parents, sont venus en renfort, car le travail d'Emeline et Céline ne suffisait encore pas. J'ai finalement terminé le manuscrit le même soir qu'**Aïcha EL JAY**, autre thésarde, conférant à cette thèse une fin d'autant plus agréable.

Tu m'as certes fait manquer plus de crues que d'inscriptions à Paris; les tournées sur le terrain auraient été plus rapides en voiture qu'avec le tandem; ta présence au bureau faisait plus vagabonder mon esprit que structurer ma rédaction; mais quels souvenirs aurais-je garder de ces instants, sans toi, Antoinette?

Table des matières

INTRODUCTION	1
PREMIERE PARTIE : ETAT DES CONNAISSANCES.....	5
1. RESERVOIRS ET CYCLES DU PHOSPHORE.....	7
1.1. LE PHOSPHORE: UN ELEMENT RARE ET CHER	7
1.2. CYCLES BIOGEOCHIMIQUES DU PHOSPHORE.....	9
1.2.1. <i>Un cycle mondial fortement anthropisé.....</i>	9
1.2.2. <i>Cycles du phosphore dans deux écosystèmes terrestres</i>	11
1.2.3. <i>Cycle du phosphore dans un écosystème lacustre</i>	15
1.3. L'IMPACT DU PHOSPHORE SUR LES MILIEUX LENTIQUES	16
1.3.1. <i>Les symptômes de l'eutrophisation.....</i>	16
1.3.2. <i>Responsabilité du phosphore dans l'eutrophisation des plans d'eau.....</i>	17
1.3.3. <i>Obstacles à la restauration des systèmes lacustres</i>	18
2. LA BIOGEOCHIMIE DU PHOSPHORE.....	19
2.1. LE PHOSPHORE, UN ELEMENT AUX FORMES MULTIPLES	19
2.1.1. <i>La « spéciation » du phosphore.....</i>	19
2.1.2. <i>Les formes en solution</i>	20
2.1.3. <i>Variété des formes particulières.....</i>	21
2.2. LES ECHANGES DE PHOSPHORE ET LEUR DYNAMIQUE DANS LES SOLS ET LES SEDIMENTS	22
2.2.1. <i>Mise en évidence d'un compartiment d'ions « labiles ».....</i>	22
2.2.2. <i>Cinétique des transferts entre phosphore particulaire et soluble: un fonctionnement à deux vitesses.....</i>	23
2.2.3. <i>Modélisation des concentrations à l'équilibre</i>	24
2.2.4. <i>Les facteurs influençant les échanges des phosphates</i>	25
2.3. STATUT PHOSPHATE DES SOLS ET DES SEDIMENTS	27
2.3.1. <i>Méthodes de détermination du compartiment d'ions labiles dans les sols.....</i>	27
2.3.2. <i>Valeurs, facteurs et limites de la capacité de fixation de la phase solide.....</i>	28
2.3.3. <i>La (sur)fertilisation phosphatée</i>	29
2.3.4. <i>Conséquences des particularités géochimiques du phosphore en termes de transferts macroscopique</i>	30
2.4. BIODISPONIBILITE DES FORMES DU PHOSPHORE	31
2.4.1. <i>Parallélisme entre agronomie et limnologie</i>	31
2.4.2. <i>Définition et « mesure directe » de la biodisponibilité potentielle.....</i>	31
2.4.3. <i>Ordres de grandeur de la biodisponibilité du phosphore selon sa forme et son origine.....</i>	32
2.4.4. <i>Mesure de la biodisponibilité potentielle par les méthodes indirectes.....</i>	33
2.4.5. <i>De l'analyse chimique à la culture d'algues</i>	33
2.4.6. <i>De la culture d'algues au lac</i>	34
3. MECANISMES DE TRANSFERT DU PHOSPHORE	35
3.1. CARACTERISTIQUES DES FLUX DE PHOSPHORE D'ORIGINE DIFFUSE MESURES A UN EXUTOIRE.....	35
3.1.1. <i>Exportations discontinues, essentiellement particulières.....</i>	35
3.1.2. <i>(Absences de) relations hydrochimiques typiques du phosphore</i>	37

3.2. MECANISMES HYDROLOGIQUES ET CONSEQUENCES EN TERMES D'EROSION	41
3.2.1. Diversité des écoulements et de leurs origines	41
3.2.2. Modélisation des processus hydrologiques	43
3.2.3. Processus et mécanismes de l'érosion hydrique	43
3.2.3.1. Ordres de grandeur de l'érosion hydrique	43
3.2.3.2. Typologie des formes d'érosion	45
3.2.3.3. Cas des ruissellements non érosifs	46
3.2.4. Modélisations usuelles des phénomènes érosifs	47
3.2.5. Lacunes de la modélisation	48
3.3. LES MECANISMES DE COUPLAGE ENTRE L'EAU ET LE PHOSPHORE	49
3.3.1. Expression des pertes	49
3.3.2. Mouvement du phosphore particulaire du sol vers les eaux	49
3.3.3. Mouvement du phosphore soluble vers les eaux agricoles superficielles	51
3.3.4. Mouvement du phosphore soluble vers les eaux hypodermiques	55
3.4. LE TRANSPORT « ACTIF » DU PHOSPHORE A TRAVERS LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE	57
3.4.1. Le cycle du phosphore en rivière	57
3.4.1.1. Méthodes d'étude	57
3.4.1.2. Transferts micro et macroscopiques du phosphore en rivière	59
3.4.2. Mécanismes impliqués lors du transport du phosphore	59
3.4.2.1. Sédimentation, remise en suspension	59
3.4.2.2. Consommation biologique, décomposition	60
3.4.2.3. Précipitation avec le calcium, solubilisation	60
3.4.2.4. Adsorption sur les particules, désorption	61
3.4.3. Influence des zones tampon sur les transferts de phosphore	63
3.4.3.1. Interception des écoulements dans l'interparcellaire	63
3.4.3.2. Marais, forêts ripariennes et plaines alluviales	64
3.4.4. Changements de spéciation et de biodisponibilité	65
4. EVALUATION DES TRANSFERTS DIFFUS AGRICOLES ET METHODES DE LUTTE	67
4.1. PRINCIPES FONDAMENTAUX DE LA MESURE DES FLUX AUX EXUTOIRES	67
4.2. EVALUATION INDIRECTE DES CHARGES NUTRITIVES: METHODE DES FLUX SPECIFIQUES	68
4.2.1. Ordre de grandeur des différents types de pollutions diffuses	68
4.2.1.1. La pollution diffuse agricole	69
4.2.1.2. La pollution diffuse urbaine	69
4.2.1.3. Les retombées atmosphériques	69
4.2.1.4. Les émissions des milieux naturels forestiers	69
4.2.1.5. Comparaison avec d'autres polluants	70
4.2.2. Recombinaison des flux spécifiques	70
4.3. METHODES D'ESTIMATION DE L'ORIGINE DES POLLUTIONS	71
4.3.1. Détermination des contributions diffuses et ponctuelles	71
4.3.1.1. Bilans hydrochimiques	71
4.3.1.2. Traceurs des pollutions diffuses et ponctuelles	71
4.3.1.3. Relations hydrochimiques	73
4.3.2. Détermination des contributions endogènes et exogènes	73
4.3.2.1. Mesures in situ	73
4.3.2.2. Traceurs des sédiments	74
4.3.2.3. Relations hydrochimiques	74
4.4. LES METHODES DE LUTTE CONTRE LES TRANSFERTS DE PHOSPHORE	75
4.4.1. Le ciblage de la lutte	75
4.4.2. Limitation des émissions par action sur l'érosion	75
4.4.2.1. Contrôle du ruissellement et de l'érosion par les résidus de culture	75
4.4.2.2. Simplification du travail du sol et érosion hydrique	77
4.4.2.3. Accroissement de la stabilité structurale du sol par chaulage	77
4.4.2.4. Accroissement de la stabilité structurale du sol par amendements organiques	77
4.4.2.5. Diminution du ruissellement par assainissement des sols	78
4.4.3. Limitation des émissions par diminution de la fertilisation	78
4.4.4. Exemple d'évaluation globale de l'efficacité des mesures	79

DEUXIEME PARTIE : LES CHOIX METHODOLOGIQUES ADOPTES ET LEUR JUSTIFICATION.....81

1. ACQUIS ET POINTS FAIBLES CONCERNANT LE TRANSFERT DU PHOSPHORE D'ORIGINE DIFFUSE.....	83
1.1. COMPORTEMENT DU PHOSPHORE ET CONTRAINTES METHODOLOGIQUES	83
1.2. QUESTIONS SUGGEREES PAR LES POINTS FAIBLES DE LA BIBLIOGRAPHIE	84
2. HYPOTHESES PRELIMINAIRES	86
2.1. HYPOTHESES CONCERNANT LE FONCTIONNEMENT HYDRO-CHIMIQUE DES BASSINS VERSANTS	86
2.2. HYPOTHESES SUR LE TRANSFERT DU PHOSPHORE A L'ECHELLE DU BASSIN VERSANT	86
2.3. HYPOTHESE SUR LA BIODISPONIBILITE POTENTIELLE DU PHOSPHORE PARTICULAIRE	87
3. CHOIX METHODOLOGIQUES.....	88
3.1. CHOIX D'UN OUTIL D'ETUDE APPROPRIE	88
3.1.1. <i>Choix d'une étude en « vraie grandeur »</i>	88
3.1.2. <i>Choix d'une compartimentation fonctionnelle du bassin versant</i>	89
3.1.3. <i>Choix d'une complexité et d'une taille optimale représentative de bassin versant</i>	89
3.2. CHOIX D'UNE SPECIATION DU PHOSPHORE	90
3.3. CHOIX D'UN SUIVI EFFECTUE A PLUSIEURS NIVEAUX D'ORGANISATION DU BASSIN VERSANT	91

TROISIEME PARTIE : LE BASSIN VERSANT DU MERCUBE ET SON EQUIPEMENT.....93

1. CARACTERISATION DU BASSIN VERSANT	95
1.1. UNE TOPOGRAPHIE DOUCE ET UNE MORPHOLOGIE VARIEE.....	96
1.2. OCCUPATION DE L'ESPACE ET SITUATION DE L'AGRICULTURE.....	97
1.3. UNE HYDROGRAPHIE CONTRASTEE	101
1.4. CONTEXTE GEOLOGIQUE ET PEDOLOGIQUE DE L'ETUDE.....	102
1.5. DESCRIPTION DU SOUS-BASSIN AGRICOLE.....	103
2. EQUIPEMENTS DU BASSIN	105
3. CONCLUSIONS SUR LES CARACTERISTIQUES DU BASSIN ET SON EQUIPEMENT.....	107

QUATRIEME PARTIE : DEROULEMENT DES SUIVIS ET DES EXPERIMENTATIONS.....109
--

1. SUIVI A L'EXUTOIRE DU BASSIN: CONCENTRATIONS ET DEBITS.....	111
1.1. DEFINITION D'UNE CRUE.....	111
1.2. METHODES D'ECHANTILLONNAGE ET DE CONSERVATION DES EAUX A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT	113
1.3. LES SUBSTANCES ETUDIEES ET LEUR DETERMINATION ANALYTIQUE	114
1.4. METHODES DE CALCUL	116
1.5. CONCLUSION SUR LES SUIVIS A L'EXUTOIRE	117
2. EXPERIMENTATIONS AU NIVEAU DU COMPARTIMENT RIVIERE ET DE SES SEDIMENTS.....	119
2.1. METHODE D'ESTIMATION DU STOCK DE PHOSPHORE MOBILISABLE DANS LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE	119
2.2. CARACTERISATION DU PHOSPHORE PARTICULAIRE	120
2.2.1. <i>Protocole expérimental des biotests</i>	120
2.2.2. <i>Détermination de la concentration en phosphore à l'équilibre</i>	121
2.2.3. <i>Etude de la cinétique de fixation d'orthophosphates sur des particules argileuses</i>	122
2.2.4. <i>Nature du phosphore colloïdal</i>	122

2.3. LES BILANS DE MASSE A L'ETIAGE	123
2.4. LES EXPERIENCES D'ATTENUATION.....	123
2.5. LES CRUES ARTIFICIELLES.....	123
2.5.1. <i>Le cadre expérimental des crues artificielles</i>	124
2.5.2. <i>Echantillonnages pendant les crues artificielles</i>	125
2.5.3. <i>Les matières injectées</i>	125
2.6. CONCLUSION SUR LES EXPERIMENTATIONS.....	126
3. SUIVI A L'EXUTOIRE DE SOUS-BASSINS: MESURES ET OBSERVATIONS.....	127
3.1. MESURE DES CONCENTRATIONS.....	127
3.2. CARTOGRAPHIE DU RESEAU HYDROGRAPHIQUE ACTIF.....	129
4. SUIVI DES PARCELLES: OBSERVATIONS	131
4.1. METHODES D'OBSERVATIONS.....	131
4.1.1. <i>Méthode d'observations des modalités d'écoulements</i>	132
4.1.2. <i>Méthode d'observations des états de surface</i>	133
4.1.3. <i>Méthode d'observations des signes d'érosion</i>	134
4.2. PROTOCOLE DE SUIVI DES PARCELLES.....	135
4.2.1. <i>Les différents types de tournées</i>	135
4.2.2. <i>Choix et représentativité des parcelles témoin</i>	137
5. SUIVI DETAILLE D'UN SOUS-BASSIN AGRICOLE.....	139
5.1. SUIVIS DU SOUS-BASSIN	139
6. CONCLUSION SUR LES SUIVIS EFFECTUES.....	140
<hr/>	
CINQUIEME PARTIE : RESULTATS COMMENTES.....	141
<hr/>	
1. CARACTERISTIQUES HYDRO- CLIMATIQUES DE LA PERIODE ETUDIEE: 1993 A 1996.....	143
1.1. CARACTERISTIQUES PLUVIOMETRIQUES	143
1.1.1. <i>Répartition inter- et intra-annuelle</i>	143
1.1.2. <i>Intensités et temps de retour des précipitations</i>	145
1.2. CARACTERISTIQUES HYDROLOGIQUES	146
1.3. CONCLUSIONS SUR LES CARACTERISTIQUES HYDROCLIMATIQUES.....	149
2. LES EXPORTATIONS A L'EXUTOIRE: VUE D'ENSEMBLE.....	151
2.1. LES PERTES EN PHOSPHORE ET EN MATIERES EN SUSPENSION: MOYENNES SUR QUATRE ANNEES	151
2.2. LES PERTES EN AZOTE ET CHLORURES: MOYENNES SUR QUATRE ANNEES.....	154
2.3. VARIABILITE INTER-ANNUELLES DES EMISSIONS DE PHOSPHORE ET DE SA SPECIATION.....	155
2.4. FLUX, STOCK ET BILAN DE PHOSPHORE.....	156
2.4.1. <i>Bilan à l'échelle du bassin versant</i>	156
2.4.2. <i>Bilan à l'échelle des sols cultivés</i>	157
2.4.3. <i>Stock de phosphore dans le réseau hydrographique</i>	159
2.5. REPARTITION DES EMISSIONS SELON LE REGIME HYDRIQUE.....	160
2.6. CONCLUSIONS SUR LES FLUX MESURES A L'EXUTOIRE A L'ECHELLE ANNUELLE.....	161
3. VARIABILITE DES ETATS DU BASSIN VERSANT	163
3.1. DEFINITION DE « L'ETAT », INITIAL OU FINAL DU BASSIN	163
3.2. EVOLUTION ANNUELLE DES PARAMETRES HYDRIQUES	164
3.2.1. <i>Réseau hydrographique actif</i>	164
3.2.2. <i>Indice de stock d'eau dans les sols</i>	165
3.3. EVOLUTION DES ZONES ACTIVES.....	166
3.3.1. <i>Modalités d'écoulement de l'eau sur les parcelles agricoles</i>	166
3.3.1.1. <i>Écoulements et inondations observés</i>	166
3.3.1.2. <i>Répartition globale des différents écoulements sur les zones actives</i>	167

3.3.1.3. Evolution des écoulements au fil des crues.....	169
3.3.1.4. Influence de la morphologie des zones actives sur le développement des écoulements	169
3.3.2. <i>Imperméabilisation des sols des parcelles agricoles</i>	170
3.3.3. <i>Signes visibles d'érosion sur les parcelles agricoles</i>	172
3.3.3.1. Incertitudes liée à la datation des signes d'érosion	172
3.3.3.2. Assimilation des écoulements faiblement érosifs aux écoulements non érosifs.....	173
3.3.4. <i>Relation entre états de surface, modalités d'écouleme et signes visibles d'érosion</i>	174
3.4. ETABLISSEMENT D'UNE TYPOLOGIE DES ETATS DU BASSIN.....	177
3.5. CONCLUSIONS SUR LES PARAMETRES DESCRIPTEURS DE L'ETAT DU BASSIN	180
4. REPARTITION NON UNIFORME DES STOCKS DE PHOSPHORE SUR LE BASSIN VERSANT	181
4.1. STOCKS DE PHOSPHORE GEOGRAPHIQUEMENT DIFFERENCIES	181
4.2. TENEUR EN PHOSPHORE DES ECOULEMENTS INTERAGISSANT AVEC LES DIFFERENTS STOCKS.....	183
4.3. CONCLUSION SUR LA DIVERSITE DES STOCKS DE PHOSPHORE SUCCESSIVEMENT MOBILISES.....	184
5. ETAT DU BASSIN ET CARACTERISTIQUES HYDROCHIMIQUES DES CRUES A L'EXUTOIRE.....	185
5.1. ETAT DU BASSIN ET FONCTION DE PRODUCTION.....	185
5.2. ETAT DU BASSIN ET QUANTITES DE PHOSPHORE TOTAL EXPORTEES.....	189
5.2.1. <i>Exportations faibles en étiage</i>	189
5.2.2. <i>Exportations liées à l'état du bassin en crue</i>	189
5.3. ETAT DU BASSIN VERSANT ET COMPOSITION DES FLUX.....	191
5.3.1. <i>Spéciation du phosphore et cycles saisonniers</i>	191
5.3.1.1. Contenu orthophosphorique du phosphore soluble.....	191
5.3.1.2. Fraction soluble du phosphore total lors des crues correspondant aux différents états de bassin	193
5.3.1.3. Influence des cycles biogéochimiques sur les concentrations en phosphore soluble.....	195
5.3.2. <i>Concentrations et teneur en phosphore des matières en suspension</i>	199
5.4. ETAT DU BASSIN ET SIGNAUX HYDROCHIMIQUES	201
5.4.1. <i>Définition de l'outil d'étude</i>	201
5.4.2. <i>Variété de l'allure des courbes hydrochimiques</i>	203
5.4.3. <i>Les courbes typiques à chaque état de bassin</i>	203
5.4.4. <i>Analyse du signal hydrochimique des crues associées à l'état 1 par réalisation d'une crue artificielle</i>	207
5.4.4.1. Conditions initiales et choix d'un traceur	207
5.4.4.2. Modalités de transfert de l'eau injectée et conséquences sur les signaux hydrochimiques.....	208
5.4.4.3. Analogies entre la crue artificielle et les crues de l'état 1	209
5.4.5. <i>Fonctionnement d'une zone active agricole pendant les états 2, 3 et 4</i>	211
5.5. CONCLUSION SUR LA RELATION ENTRE L'ETAT DU BASSIN ET LES CARACTERISTIQUES DES CRUES A L'EXUTOIRE	213
6. ROLE DU RESEAU HYDROGRAPHIQUE DANS LES TRANSFERTS DE PHOSPHORE.....	215
6.1. FONCTIONNEMENT A L'ETIAGE	215
6.1.1. <i>Stabilité hydrochimique en étiage et bilans de masse</i>	215
6.1.2. <i>Expériences d'atténuation</i>	217
6.2. FONCTIONNEMENT EN CRUE.....	218
6.2.1. <i>Evaluation des quantités de phosphore destockées lors de petites crues</i>	218
6.2.2. <i>Quantification des échanges par crue artificielle</i>	221
6.2.2.1. Etude pré-expérimentale de la fixation d'orthophosphates sur des argiles.	221
6.2.2.2. Conditions initiales du cours d'eau.....	221
6.2.2.3. Qualité des eaux au point d'injection.....	223
6.2.2.4. Transmission différente de la conductivité, des matières en suspension et du phosphore	225
6.2.2.5. Processus d'atténuation des flux de phosphore lors de la crue artificielle	226
6.2.3. <i>Déduction du rôle du réseau hydrographique par comparaison d'échelles</i>	229
6.3. CONCLUSION SUR LE ROLE DU RESEAU HYDROGRAPHIQUE VIS-A-VIS DES TRANSFERTS DE PHOSPHORE.....	231
7. EVALUATION OPERATIONNELLE DE LA BIODISPONIBILITE POTENTIELLE DU PHOSPHORE PARTICULAIRE	233

SIXIEME PARTIE : DISCUSSION	235
1. CARACTERISTIQUES DES PERTES EN PHOSPHORE D'ORIGINE DIFFUSE MESUREES A L'EXUTOIRE.....	237
2. RELATION « ETAT DE BASSIN, FLUX, IMPACT »: VERS UNE TYPOLOGIE.....	239
3. ENSEIGNEMENTS DE LA TYPOLOGIE DES CRUES.....	243
3.1. ORIGINE DE LA VARIABILITE INTERANNUELLE DES EMISSIONS DE PHOSPHORE TOTAL.....	243
3.2. L'EROSION N'EST PAS LE SEUL MODE D'EMISSION DU PHOSPHORE.....	243
3.3. LES EMISSIONS DE PHOSPHORE SOLUBLE ET PARTICULAIRE SONT DECOUPLEES.....	246
3.4. COMPARTIMENTATION FONCTIONNELLE DU BASSIN	247
4. CONSEQUENCES DE CE TRAVAIL EN TERMES DE METHODES D'ETUDE ET DE LUTTE CONTRE LA POLLUTION DIFFUSE PHOSPHOREE	250
4.1. ENSEIGNEMENTS METHODOLOGIQUES	250
4.1.1. <i>Economies d'informations</i>	250
4.1.1.1. Les prélèvements en continu aux exutoires de bassins sont-ils toujours nécessaires?.....	250
4.1.1.2. Peut-on se passer des biotests pour estimer la biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire?....	251
4.1.2. <i>Importance et limites de l'approche bassin versant</i>	252
4.1.2.1. Limites du calcul des flux et proposition d'amélioration de la méthode de calcul	252
4.1.2.2. Utilisation et limites de la mesure des concentrations instantanées	253
4.1.2.3. Analyse de risques basée sur des indicateurs	254
4.1.3. <i>Limite de la spéciation du phosphore employée en routine</i>	254
4.2. LES MOYENS DE LUTTE CONTRE LA POLLUTION DIFFUSE PHOSPHOREE	255
4.2.1. <i>Actions sur les stocks de phosphore: échelle parcelle et réseau hydrographique</i>	255
4.2.2. <i>Actions sur l'interaction entre écoulement et stock: échelle parcelle</i>	256
4.2.3. <i>Actions sur les flux en voie de transfert: échelle du parcellaire et du bassin versant</i>	257
4.3. LES OBSTACLES A LA DIMINUTION DES EXPORTATIONS.....	257
CONCLUSION.....	259
1. UNE ETUDE SUR LES TRANSFERTS DIFFUS DE PHOSPHORE: POURQUOI ET COMMENT?261	
2. MODALITES DE TRANSFERT DES FLUX DE PHOSPHORE.....	262
3. LE MODELE DE TRANSFERT ET SA PORTEE GENERALE.....	263
4. DIFFICULTES LIEES A LA MAITRISE DES PERTES DE PHOSPHORE D'ORIGINE DIFFUSE.264	
5. PERSPECTIVES DE RECHERCHES	264
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	267
ANNEXES.....	291

Liste des figures

Etat des connaissances

- fig. I.1 : Evolution et projection de l'utilisation de fertilisants N-P-K au niveau mondial (Winteringham 1992)
- fig. I.2 : Cycle biogéochimique du phosphore à l'échelle planétaire (Ramade 1991, Winteringham 1992)
- fig. I.3 : Cycle biogéochimique du phosphore dans un écosystème forestier (Likens *et al.* 77, Wood *et al.* 84)
- fig. I.4 : Cycle biogéochimique du phosphore dans un écosystème cultivé intensément (Dorioz 1987, Halm 1972, Jordan *et al.* 1986)
- fig. I.5 : Pourcentage de sols agricoles possédant une teneur en phosphore labile forte à excessive (Sims 1993)
- fig. I.6 : Cycle biogéochimique du phosphore dans un écosystème lacustre en fonction des saisons (Straskraba 1985)
- fig. I.7 : Position centrale des orthophosphates dans la spéciation du phosphore
- fig. I.8 : Répartition des différents compartiments du phosphore dans les sols (Furumai et Ohgaki 1988)
- fig. I.9 : Cinétique d'adsorption et de relargage sur des sédiments de la Charente (Gaultier 1994)
- fig. I.10 : Isothermes d'adsorption du phosphore pour différents types d'argiles (Soltner 1980)
- fig. I.11 : Effet du pH, de la concentration en calcium et de la concentration en orthophosphates en solution sur les principales formes cristallisées du phosphore (Stumm et Morgan 1970)
- fig. I.12 : Consommation d'engrais phosphorés dans la Communauté Economique Européenne (FAO 1984)
- fig. I.13 : Détermination expérimentale de l'optimum agronomique (Poulton *et al.* 1995)
- fig. I.14 : Profil des concentrations en phosphore d'un sol non travaillé (Vilain 1989)
- fig. I.15 : Convergence des résultats de différentes méthodes chimiques d'estimation du phosphore labile avec des bioessais (Sims 1993)
- fig. I.16 : Relation entre la concentration en matières en suspension et la fraction du phosphore particulaire biodisponible aux exutoires de plusieurs bassins versants agricoles (Sharpley *et al.* 1992)
- fig. I.17 : Courbes des charges cumulées de phosphore à l'exutoire d'un bassin versant rural (Kronvang 1992)
- fig. I.18 : Relations type entre concentrations et débit, indépendamment et en fonction du temps (Meybeck 1996)
- fig. I.19: Relation linéaire inverse entre concentrations des matières en suspension et du phosphore soluble mesurées sur des ruissellements de prairies grasses (Sharpley et Smith 1990)
- fig. I.20 : Les différents processus d'écoulements (Kölla 1987)
- fig. I.21 : Représentation schématique des zones de rigoles et d'inter-rigoles ("rills & ntterrills")
- fig. I.22 : Les zones différenciées du point de vue du ruissellement et de l'érosion dans un bassin versant agricole (Lebissonais et Papy 1997)
- fig. I.23 : Représentation graphique d'une averse simulée constante montrant les variations de turbidité des eaux de ruissellement (Roose 1980)
- fig. I.24 : Influence de la taille d'un bassin versant sur le rapport de restitution (McElroy *et al.* 1976)
- fig. I.25 : Flux spécifiques agricoles de phosphore particulaire et soluble (Kauark Leite 1990 et Logan 1980)

- fig. I.26 : Application de la formule I.6 montrant la décroissance asymptotique des orthophosphates dans la solution de la couche superficielle du sol au cours de deux averses successives sans reconstitution de stock.
- fig. I.27 : Concentration en phosphore soluble mesurées dans les eaux de ruissellement suite à trois séries d'averses appliquées à intervalles réguliers (5 min., 30 min., 3 jours et 6 jours, Sharpley 1980)
- fig. I.28 : Relation entre le P_{labile} des matières en suspension et le contenu en orthophosphates des eaux de ruissellement (Römken et Nelson 1974)
- fig. I.29 : Concentrations et flux spécifiques agricoles en orthophosphates et phosphore total selon des données recueillies par Baker (1980), Kauark Leite (1990) et Mathieu (1996)
- fig. I.30 : Relation entre la concentration en orthophosphates dans les écoulements de subsurface et la teneur en P_{Olsen} des sols (Heckrath *et al.* 1995)
- fig. I.31 : Courbes théoriques des concentrations d'une substance conservatrice et non conservatrice au cours d'une expérience d'atténuation (Triska *et al.* 1989)
- fig. I.32 : Représentation schématique des transferts de nutriments dans l'écosystème rivière (Aumen 1990)
- fig. I.33 : Présentation des différents types d'interparcellaire et de leur risque de transfert associé (Cros 1994)
- fig. I.34 : Schéma général d'obtention des données de flux en rivière (Dupraz *et al.* 1984)
- fig. I.35 : Importance des apports de phosphore total par unité de surface en provenance de diverses sources diffuses (Loehr 1974)
- fig. I.36 : Modélisation selon Bühner et Wagner (1982). Relation entre débit et concentration en orthophosphates
- fig. I.37 : Schéma expérimental permettant la mesure *in situ* des taux de sédimentation et de redéposition en rivière lors des crues (Lisle et Eads 1991)

Les choix méthodologiques adoptés et leur justification

- fig. II.1 : Positionnement de l'étude par rapport au système de transfert complet du phosphore
- fig. II.2 : Relation entre taille de bassins versants et coefficient de corrélation Cl^- / NO_3^- (Mérot et Bruneau 1992)

Le bassin du Mercube et son équipement

- fig. III.1 : Localisation de la zone d'étude
- fig. III.2 : Carte topographique et morphologique du bassin du Mercube
- fig. III.3 : Parcelle et mode d'occupation du sol du bassin de Mercube
- fig. III.4 : Répartition des inter-parcellaires et conséquences sur les risques de transfert de polluants par ruissellement sur le bassin du Mercube
- fig. III.5 : Carte des différents types de tronçon du réseau hydrographique permanent (dans l'espace)
- fig. III.6 : Formations géologiques principales, profils pédologiques types et conductivité hydrique
- fig. III.7 : Localisation géographique du sous bassin versant agricole et caractéristiques principales
- fig. III.8 : Équipement hydrologique du bassin versant

Déroulement des suivis et des expérimentations

- fig. IV.1 : Approches méthodologiques selon le niveau d'organisation de l'objet étudié
- fig. IV.2 : Représentation de la définition hydrochimique de la longueur d'une crue. Exemple de la crue du 7.01/96
- fig. IV.3 : Détermination graphique de la « concentration en P à l'équilibre »
- fig. IV.4 : Description du tronçon soumis aux crues artificielles et présentation du protocole expérimental
- fig. IV.5 : Suivis aux exutoires des sous bassins versants: couverture de la diversité des origines et des modes d'émission de l'eau
- fig. IV.6 : Conditions d'humidité du bassin pendant les tournées de prélèvements ponctuels entre 1993 et 1995
- fig. IV.7 : Paramètres descriptifs de la surface des zones actives pendant les pluies et combinaisons possibles
- fig. IV.8 : Emplacement des trois groupes de parcelles témoin observées lors des tournées restreintes
- fig. IV.9 : Evolution de la surface du sol vers la croûte de battance sous l'effet de la pluie (Boiffin 1984)
- fig. IV.10 : Protocole d'observation des parcelles
- fig. IV.11 : Les tournées exhaustives, fonction du cumul des pluies et des travaux agricoles
- fig. IV.12 : Evolution des précipitations et des débits à l'exutoire du sous bassin versant agricole pendant sa période de suivi

Résultats commentés

- fig. V.1 : Comparaison de la répartition et du cumul des précipitations enregistrées sur le bassin du Mercube de 1993 à 1996 avec la normale établie à Thonon
- fig. V.2 : Relation entre les hauteurs de pluies cumulées sur 1 et 3 jours et leur temps de retour à Thonon
- fig. V.3 : Distribution des intensités pluvieuses supérieures à 15 mm/hr pendant 15 min.
- fig. V.4 : Evolution des débits journaliers à l'exutoire du Mercube de 1993 à 1996
- fig. V.5 : Proportions relatives des crues et des étiages de 1993 à 1996 et répartition des volumes d'eau associés
- fig. V.6 : Temps de concentration des écoulements lors des fortes crues. Exemple de la crue du 7.01/96
- fig. V.7 : Evolution relative du stock d'eau dans le bassin du Mercube
- fig. V.8 : Evolution des flux spécifiques agricoles mesurés sur le Mercube et comparaison avec d'autres références
- fig. V.9 : Courbe des concentrations classées en nitrates de 1993 à 1996
- fig. V.10 : Bilan annuel de P sur le bassin du Mercube
- fig. V.11 : Stocks et flux annuels de P sur les surfaces agricoles
- fig. V.12 : Teneur en P_{tot} et PO_4^{sen} des sols selon leur mode d'occupation du sol.
- fig. V.13 : Evolutions possibles des états du bassin versant lors des crues successives
- fig. V.14 : Mise en eau successive des tronçons du réseau hydrographique du Mercube
- fig. V.15 : Relation entre les longueurs actives et la valeur de l'indice de stock d'eau dans les sols du bassin à la fin de chaque crue

- fig. V.16 : Fréquence des différents types d'écoulements observés sur les parcelles témoin lors des crues
- fig. V.17 : Evolution des surfaces actives et des ruissellements selon la morphologie des parcelles
- fig. V.18 : Evolution de l'état de dégradation de la surface des parcelles cultivées
- fig. V.19 : Distribution des pourcentages de surfaces battantes par parcelle observées lors des tournées exhaustives
- fig. V.20 : Concentration en MES dans les écoulements sur le sous bassin versant agricole
- fig. V.21 : Résultats sur les combinaisons entre états de surface, modalités d'écoulement et signes d'érosion
- fig. V.22 : Evolution de la localisation des zones actives et du mode d'émission principal au cours d'un cycle saisonnier
- fig. V.23 : Stocks de phosphore et types d'eaux impliqués dans les exportations à l'exutoire en fonction de l'état du bassin
- fig. V.24 : Relation entre les hauteurs de pluie et les volumes engendrés à l'exutoire en fonction des états du bassin versant
- fig. V.25 : Relation entre l'état du bassin versant en crue et les volumes engendrés à l'exutoire lors des crues
- fig. V.26 : Relation entre l'état du bassin versant en crue et le coefficient d'écoulement
- fig. V.27 : Relations entre les débits moyens et les concentrations en P_{tot} pour chaque crue
- fig. V.28 : Relation entre les volumes d'eau et les quantités de P_{tot} émises lors des crues correspondant aux 4 états principaux du bassin
- fig. V.29 : Comparaison des fractions solubles du P entre les zones d'émission et l'exutoire selon l'état du bassin en crue
- fig. V.30 : Comparaison des fractions solubles du P et des concentrations en phosphore soluble entre le sous bassin versant agricole et l'exutoire
- fig. V.31 : Concentrations moyennes des nitrates pendant les crues en fonction de l'état du bassin
- fig. V.32 : Evolution des concentrations en orthophosphates pendant toute la durée de l'étude, tous régimes confondus
- fig. V.33 : Evolution des concentrations en nitrates pendant toute la durée de l'étude, tous régimes confondus
- fig. V.34 : Evolution des concentrations moyennes à l'échelle de la crue en orthophosphates et en nitrates sur le sous bassin versant agricole
- fig. V.35 : Relation entre les concentrations moyennes en PP et en MES pour toutes les crues mesurées à l'exutoire
- fig. V.36 : Relation entre le volume d'eau évacué à l'exutoire lors de chaque crue et la teneur moyenne en P des MES exportées
- fig. V.37 : Evolution du débit, des formes du P, de la conductivité et des anions lors de deux crues montrant des relations hydrochimiques différentes
- fig. V.38 : Les différents types de relations hydrochimiques recensées au cours de 20 crues
- fig. V.39 : Evolution du débit et de la concentration en SO₄²⁻ à l'exutoire pendant la crue artificielle
- fig. V.40 : Evolution de la concentration des MES et du P à l'exutoire pendant la crue artificielle
- fig. V.41 : Evolution parallèle des orthophosphates et d'un traceur conservatif pendant une expérience d'atténuation
- fig. V.42 : Cinétique de fixation des orthophosphates sur l'argile utilisée dans le cadre de la seconde crue artificielle
- fig. V.43 : Evolution des paramètres hydrochimiques au point A et calcul des masses introduites lors de la seconde crue artificielle

Tables

- fig. V.44 : Evolutions parallèles des conductivités aux points A, B, C et D lors de la seconde crue artificielle
- fig. V.45 : Evolution des concentrations en MES et calculs des masses transférées aux points A, B, C et D lors de la seconde crue artificielle
- fig. V.46 : Evolution des concentrations en P_{tot} et P_o et calculs des masses transférées aux points A, B, C et D lors de la seconde crue artificielle
- fig. V.47 : Evolution comparée des MES et du P à l'exutoire lors de la seconde crue artificielle
- fig. V.48 : Evolution de la concentration en MES et de leur teneur en P au point d'injection lors de la seconde crue artificielle
- fig. V.49 : Evolution de la concentration en MES et de leur teneur en P à l'exutoire lors de la seconde crue artificielle
- fig. V.50 : Relations entre la croissance algale et la teneur en P_{tot} et P_{Olsen} des particules soumises aux biotests
- fig. V.51 : Relation entre la biodisponibilité relative du PP et le pourcentage de P_{Olsen}
- fig. V.52 : Contenu relatif en P_{Olsen} déterminé par l'origine géographique des particules

Discussion

- fig. VI.1 : Les différentes contributions en phosphore soluble et particulaire au cours des quatre états de bassin
- fig. VI.2 : Récapitulatif sur les transferts de phosphore à l'échelle du sol
- fig. VI.3 : Récapitulatif sur les transferts de phosphore à l'échelle du versant
- fig. VI.4 : Compartimentation d'un bassin versant et fonctionnement de ses sous-unités

Liste des tableaux

Etat des connaissances

- tab. I.1 : Bilans excédentaires annuels de phosphore dans quelques sols de culture type
- tab. I.2 : Valeurs des seuils du système de classification de l'état trophique des lacs (OCDE 1982)
- tab. I.3 : Nutriments limitants dans divers écosystèmes aquatiques (Thomas et Mueller 1978)
- tab. I.4 : Exemples de spéciations du phosphore dépendant d'un thème étudié
- tab. I.5 : Influence de quelques paramètres physico-chimiques sur les échanges de phosphore entre phases (Despreaux 1990)
- tab. I.6 : Méthodes d'extractions chimiques pour la détermination de la quantité de phosphore labile
- tab. I.7 : Valeurs de la conductivité hydraulique à saturation en fonction de la texture des sols (Hillel 1974)
- tab. I.8 : Les modèles d'érosion les plus courants
- tab. I.9 : Classes de risques des émissions de phosphore en fonction du taux de saturation (Giroux *et al.* 1996)
- tab. I.10 : Répartition des stocks de phosphore dans deux tronçons de rivière de faciès différents (Hoffmann *et al.* 1996)
- tab. I.11 : Recensement bibliographique des concentrations et flux spécifiques de SO_4^{2-} , Cl^- et NH_4^+ (CIPEL 1988, Pilleboue 1986, Baker 1980 et CCE 1973)
- tab. I.12 : Estimations des contributions des réservoirs de phosphore endogènes et exogènes à partir d'un recensement bibliographique
- tab. I.13 : Elaboration d'un indice de risque d'émission du phosphore par ruissellement et détermination de classes de risques potentiels d'émission du phosphore (Sharpley *et al.* 1994)
- tab. I.14 : Mesures culturales de lutte contre l'érosion et estimation de leur efficacité à résoudre les problèmes majeurs (Mosimann *et al.* 1991)

Le bassin du Mercube et son équipement

- tab. III.1 : Interprétation des caractéristiques du bassin versant en termes de risques de transfert du phosphore d'origine diffuse
- tab. III.2 : Les éléments de complexité du bassin d'étude. Comparaison avec un bassin plus homogène

Déroulement des suivis et des expérimentations

- tab. IV.1 : Spéciation du phosphore et biodisponibilité potentielle associée
- tab. IV.2 : Organisation des suivis et des prélèvements au cours de la période d'étude

Résultats commentés

- tab. V.1 : Exportations annuelles des substances solubles et particulaires à l'exutoire du Mercube de 1993 à 1996
- tab. V.2 : Stocks de P dans les différents tronçons du réseau hydrographique

Tables

- tab. V.3 : Répartition des émissions des substances solubles et particulaires selon le régime hydrique
- tab. V.4 : Caractéristiques des écoulements sur les parcelles témoin lors de la crue du 7/01/96
- tab. V.5 : Valeurs des paramètres définissant l'état du bassin versant, les caractéristiques pluviométriques et l'état du bassin atteint à la fin des crues
- tab. V.6 : Qualité de l'eau pendant les étiages hivernaux et estivaux de 1993 à 1996
- tab. V.7 : Relations hydrochimiques étudiées pour chaque crue
- tab. V.8 : Types de relations hydrochimiques obtenues lors des crues détaillées
- tab. V.9 : Caractéristiques physico-chimiques des eaux en périodes d'étiage et de crue simulée
- tab. V.10 : Comparaison des signaux hydrochimiques obtenus à deux échelles spatiales différentes
- tab. V.11 : Bilans de masse effectués entre l'exutoire du Mercube et ses affluents à deux dates
- tab. V.12 : Résultats obtenus lors des 4 expériences d'atténuation
- tab. V.13 : Décomposition des flux de MES et de PP selon les origines endogènes et exogènes pour les crues dont la succession des pics est nettement apparente
- tab. V.14 : Caractéristiques physico-chimiques des eaux mélangées lors de la seconde crue artificielle
- tab. V.15 : Déduction de la contribution du réseau hydrographique par différence entre des concentrations mesurées à l'exutoire et au niveau des zones actives

Discussion

- tab. VI.1 : Typologie des crues et interprétation en termes d'impacts potentiels sur le lac
- tab. VI.2 : Corrélations entre les concentrations moyennes et émissions totales de chaque crue et les valeurs de concentrations et flux instantanés obtenues par échantillonnage discret pendant la phase de décrue

Liste des annexes

Introduction

annexe 0.1 : Emergence de l'importance de la pollution. Cas particulier de la situation lémanique

Le bassin du Mercube et son équipement

annexe III.1 : Typologie des exploitations agricoles du bassin versant du Mercube (Cros 1994)

annexe III.2 : Mesures de la conductivité hydrique à saturation dans les sols-types du bassin versant

Déroulement des suivis et des expérimentations

annexe IV.1 : Influence du choix de la durée d'une crue sur le calcul des bilans et des concentrations

annexe IV.2 : Influence du mode d'échantillonnage sur la précision de calcul des flux

annexe IV.3 : Contrôle de la qualité des analyses de laboratoire

annexe IV.4 : Relation entre la concentration en chlorophylle et le nombre de cellules algales

annexe IV.5 : Composition du milieu nutritif AAP

annexe IV.6 : Représentativité de l'échantillon des parcelles témoin

Résultats commentés

annexe V.1 : Méthode de calcul du temps de retour d'une pluie à partir de sa hauteur

annexe V.2 : Transformation des intensités pluvieuses mesurées sur 30 min en intensités pluvieuses sur 15 min

annexe V.3 : Courbe des débits classés du Mercube de 1993 à 1996

annexe V.4 : Calcul du flux spécifique agricole de phosphore sur le bassin du Mercube

annexe V.5 : Estimation des quantités de phosphore apportées et exportées selon le type d'exploitation agricole (Perron 1994)

annexe V.6 : Répartition détaillée des tronçons actifs du réseau hydrographique lors de chaque crue

annexe V.7 : Relation entre la longueur active du réseau hydrographique lors des crues avec la valeur de l'indice du stock d'eau initial, la hauteur de pluie et un Indice des pluies antécédentes

annexe V.8 : Modes d'écoulement de l'eau sur les parcelles témoin lors des crues

annexe V.9 : Influence de la culture sur le taux d'imperméabilisation des parcelles agricoles

annexe V.10 : Cartographie des signes d'érosion lors des crues correspondant à l'état de bassin 4

annexe V.11 : Répartition des émissions de substances particulières et solubles en fonction des différents états du bassin

annexe V.12 : Quantités de substances particulières et solubles exportées lors des crues de la période 1993-96

annexe V.13 : Quantités de substances particulières et solubles exportées à l'exutoire du sous-bassin agricole lors de six crues

annexe V.14 : Evolution des concentrations en nitrates et phosphates à l'exutoire du Mercube pendant les étiages, de 1993 à 1996

annexe V.15 : Courbes représentant le mieux les relations hydrochimiques étudiées

Liste des abréviations

- A.G.N.P.S.** : Agricultural non point source pollution model
C : concentration
C_i : concentration instantanée
C.I.P.E.L. : Commission internationale pour la protection des eaux du Léman
C.O.R.P.E.N. : Commission pour la réduction du phosphore et des nitrates
C.R.E.A.M.S. : Chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems
D.R. : Delivery ratio
E.R. : Enrichment ratio
F2 : Etat structural dégradé, battance de la couche superficielle du sol
I.P.A. : indice des pluies antécédentes
MES : matières en suspension
m.o. : matière organique
 $\mu\text{g/l}$: micro-grammes par litre
 $\mu\text{S/cm}$: micro-Siemens par centimètre
N : azote
N-NO₃ : nitrates exprimés en équivalents azote
P : phosphore
P_{ef} : phosphore mesuré sur les eaux filtrées, phosphore soluble, phosphore dissous
P_{labile} : phosphore labile
P_{Olsen} : phosphore déterminé selon la méthode d'extraction chimique Olsen
P_{ortho} : phosphore orthophosphorique, orthophosphates
P_p : phosphore particulaire
PP_{MES} : teneur en phosphore des matières en suspension
Q : débit
R.H. : réseau hydrographique
S.A.U : surface agricole utile
U.S.E.P.A. : United States environmental protection agency
U.S.L.E. : Universal soil loss equation
V³ : volume
W.E.P.P. : Water erosion prediction project
X : conductivité
-

Unités utilisées

Les concentrations des différentes formes du phosphore (soluble, particulaire, orthophosphorique) sont exprimées en P_atomes.

Les concentrations des différentes formes de l'azote (nitrique, ammoniacal) sont exprimées en N_atomes.

Lexique

acquisition de la charge : émission de phosphore résultant de la mobilisation d'un stock de phosphore particulaire ou soluble par un écoulement.

biodisponibilité (du phosphore particulaire): La biodisponibilité potentielle des formes particulaires du phosphore est définie comme la quantité de phosphore minéral qu'une culture monospécifique d'algues (*Selenastrum capricornutum*) déficiente en phosphore peut utiliser sur une période d'au moins 24 h (Sonzoni *et al.* 1982).

charge en phosphore d'un écoulement : contenu en phosphore de l'écoulement, concentration.

charge externe (d'un lac): ensemble des nutriments parvenant à un lac par ses affluents.

charge interne (d'un lac): réserve de nutriments stockée dans le lac lui-même; les algues, les matières en suspension et les sédiments constituent la charge interne d'un lac.

endogène (à un cours d'eau): se dit des substances présentes dans les sédiments d'un cours d'eau au moment de sa crue (contraire d'exogène).

épilimnion : couche d'eau supérieure d'un lac s'établissant lors de sa stratification, notamment estivale. L'épilimnion contient pratiquement tout le plancton.

érodant : particule de sol érodée et redéposée en bas de versant.

eutrophisation : du grec *eu*, bien et *trophein*, nourrir; s'applique aux rivières, plans d'eau et mers recevant des excès de nutriments de la part de leur bassin versant et conduisant à une prolifération d'algues ainsi qu'à une baisse qualitative de la valeur biologique du milieu. En conditions naturelles, la prolifération algale est sous la dépendance des apports de phosphore (Barroin 1992).

exogène (à un cours d'eau): se dit des substances provenant des zones actives au moment d'une crue et transférées à travers le réseau hydrographique (contraire d'endogène).

flux spécifique d'une matière émise (à un exutoire) : exprime une quantité (kg) émise par unités de temps et d'espace (ha^{-1} , an^{-1}). Employé seul, le mot flux exprime dans notre cas (contrairement au terme utilisé en physique) une quantité émise par unité de temps.

hypolimnion : couche d'eau inférieure d'un lac s'établissant lors de sa stratification, notamment estivale. L'hypolimnion des lacs eutrophes présente souvent de faibles concentrations en oxygène.

phosphore labile : phosphore facilement échangeable, hydrolysable, solubilisable.

longueur active du réseau hydrographique : lors d'une crue, se dit des longueurs cumulées du réseau hydrographique reliant les zones actives à l'exutoire.

mitage : dispersion de constructions ou de lotissements réalisée en milieu rural.

substance d'origine **diffuse** : se dit de toutes substances transférées à la faveur des précipitations ou des fontes des neiges à partir de sols urbains, agricoles ou naturels (Frere *et al.* 1977).

péri-urbanisation : extension d'un domaine résidentiel autour d'un pôle urbain.

périphyton : ensemble des organismes microscopiques colonisant le fond des cours d'eau, s'agrégeant à ses sédiments.

pollution : « Toute altération physique, chimique ou biologique qui se manifeste dans la composition ou la qualité d'un système fluvial (international) du fait de l'introduction par l'homme, directement ou indirectement, de substances, d'espèces ou d'énergie entraînant des effets nuisibles pour la santé humaine, la sécurité ou pour l'utilisation des eaux à quelque fin que ce soit, ou pour la conservation et la protection de la faune, de la flore et des autres ressources naturelles du système fluvial et des régions qui l'entourent. »
(Commission de droit international)

réceptivité d'un lac : sensibilité d'un lac aux apports de nutriments (phosphore) à provoquer la croissance algale. La réceptivité dépend avant tout de facteurs climatiques.

ruissellement externe : se dit d'un ruissellement observé sur une parcelle dont l'origine est externe à la dite parcelle. Les débordements de fossés ou les surfaces imperméabilisées urbaines provoquent de nombreux cas de ruissellements externes.

spéciation : la définition que lui attribuent Fardeau et Robert (1997) est la suivante: « espèce de ... caractérisée par ... ». Doivent être distingués les méthodes où seule une forme ou une propriété est caractérisée de celles, plus rares, où on détermine réellement des espèces.

système de transfert : ensemble des processus aboutissant à l'émission et au transport d'une substance.

zone active : parcelle ou groupe de parcelles sur lesquelles naissent et/ou se propagent des écoulements hydriques, entraînant un déstockage partiel du phosphore.

Résumé

Le but de ce travail est d'analyser les processus de transfert du phosphore d'origine diffuse, essentiellement agricole. L'incapacité des modèles empiriques ou mécanistes à traiter de manière fiable de ce type de transfert, et la demande locale de réduction de toutes les sources de phosphore vers le Léman justifient pleinement ce travail de recherche. L'échelle d'étude adoptée est celle du petit bassin versant complexe. Cette échelle est compatible avec la connaissance quasi-exhaustive des parcelles agricoles, « cibles » élémentaires de la lutte, et elle donne en même temps un poids important à l'aménagement du territoire qui constitue un autre facteur de contrôle du transfert. Le bassin mesure 302 ha, possède un parcellaire fragmenté et un mode d'occupation du sol varié. La teneur en phosphore des sols agricoles est de 1000 ppm dans l'horizon de labour. Toutes les habitations du bassin sont connectées à un réseau d'assainissement. La durée du suivi est de quatre années (1993 à 96).

L'originalité du suivi est de combiner aux classiques prélèvements continus à l'exutoire, (permettant de rendre compte de la variabilité temporelle des émissions), un suivi de terrain composé de prélèvements discrets et de descriptions d'indicateurs. Les prélèvements discrets mettent en évidence la diversité des qualités d'eau sur le bassin versant, alors que les indicateurs renseignent sur l'organisation des écoulements au niveau des parcelles et du réseau hydrographique, c'est-à-dire sur « l'état du bassin ». Cette dernière information comble ce qui est reconnu pour être encore la lacune la plus limitante pour l'amélioration des modèles de simulation. Ces suivis s'accompagnent d'expérimentations dont les principales portent sur le transport du phosphore dans des tronçons de réseau hydrographique.

Les exportations de phosphore total à l'exutoire, sont en moyenne de $0,5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$; les flux sont extrêmement variables d'une crue à l'autre (de 30g à 40 kg), voire d'une année à l'autre (de 88 à 214 kg). La variabilité interannuelle est moins forte pour les autres substances mesurées (NO_3^- , SO_4^- , Cl^-). Parallèlement, l'état du bassin s'avère évolutif, influencé par des cycles saisonniers (cycles agraires, géochimiques, météorologiques) et par des épisodes météorologiques extrêmes. A l'échelle de la crue, les différents états du bassin permettent d'expliquer les flux enregistrés à l'exutoire, en termes de quantité de phosphore, de concentrations, de spéciation et dans une moindre mesure de « signaux hydrochimiques ». En tenant compte de la sensibilité du milieu récepteur au moment des crues, et grâce à la mise au point d'une méthode facilement reproductible pour estimer la biodisponibilité du phosphore particulaire, il est possible de discuter l'impact potentiel correspondant à la trentaine de crues étudiées dans le détail.

Les résultats obtenus sur le bassin et à son exutoire amènent à critiquer les modèles couramment utilisés. La modélisation empirique basée sur les flux spécifiques est remise en cause par la forte variabilité interannuelle des émissions de phosphore. La modélisation plus mécaniste qui assimile les pertes de phosphore à l'érosion des terres se heurte aux mesures et observations de terrains qui montrent que l'érosion n'est pas le seul mode d'émission du phosphore. En effet, pour huit crues sur dix, la composante soluble du phosphore total est majoritaire à l'aval des zones émettrices, l'érosion étant localement un phénomène limité. La proportion de phosphore soluble dans les écoulements diminue lors du passage dans le réseau hydrographique à cause essentiellement de la remobilisation des sédiments. Une crue artificielle montre en effet que les réactions de fixation au cours du trajet restent très limitées. Malgré tout, les crues associées à des signes visibles d'érosion exportent près de la moitié du

flux annuel de phosphore. Dans ces conditions, sa spéciation est la moins favorable à la croissance algale.

L'ensemble de ces résultats aide également à critiquer les moyens de lutte classiquement mis en oeuvre, et à orienter les recherches futures. Il est certain que seule une lutte intégrée à plusieurs échelles (parcelle, bassin versant, exploitation agricole) ne peut être réellement efficace. La recherche doit encore progresser dans le domaine des mécanismes d'acquisition à l'échelle de la parcelle, mais doit aussi prendre en compte le rôle croissant joué par le paysage et ses modifications sur les transferts de phosphore d'origine diffuse en particulier et sur les polluants véhiculés selon les mêmes modalités (xénobiotiques, bactéries pathogènes) en général.

Abstract

Diffuse pollution is a significant output of agricultural activities, and controls based on an understanding processes of phosphorus transfer are needed. Many current models of diffuse phosphorus transfer omit some of the central processes controlling phosphorus emission, transport and transformation from landscapes. To take into account the roles of landscape patterns, field organization, and agricultural practices in the transfer of phosphorus, this study was conducted on a small (302 ha) watershed with heterogeneous land use. The watershed contains about 200 parcels with forested, cultivated, grass-covered, and urbanized zones, which are connected to the outlet by a hydrological network with stream order varying from 1 to 3. Soil phosphorus content in the study area is about 1 mg/g in the upper soil horizon. No point sources of pollution have been identified.

This four-year study analyzes the spatial distribution and temporal dynamics of phosphorus, including P-speciation. To organize the spatio-temporal data, a conceptual model based on signs of erosion, the length of the actively flowing drainages, the overall water budget, and grab samples of stream water from a network of sub-watersheds was developed. To evaluate the model, phosphorus flux was sampled at the outlet during forty precipitation/runoff events.

Over the four year period, phosphorus mean annual flux was $0.5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$. However, annual total phosphorus (TP) fluxes varied by a factor of three from one year to the next despite annual precipitation, agricultural practices, and use of fields remaining essentially constant. From one high flow to the next phosphorus flux was highly variable (from 30 g to 40 kg). The proposed conceptual model, combining observations on the state of the watershed (physical and hydrologic variables) and runoff amount, allowed close prediction of phosphorus flux by event.

These results suggest reasons why currently used models often provide poor predictions of phosphorus flux. For example, empirical models based on the use of phosphorus areal loading coefficients ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{y}^{-1}$ for different land uses) assume a constant annual load, which is inconsistent with measured year to year variability. Mechanistic models that assume that phosphorus losses are associated with erosion are not consistent with field observations that show that the soluble component of phosphorus is greater than the particulate one for eight precipitation events out of ten. The soluble proportion of phosphorus in runoff is controlled by both the output source and the exposure to sediments in various locations in the hydrologic network (duration, sediment type, and amount). The flux of phosphorus associated with field erosion occurs only during exceptional events, once or twice a year, but is responsible for nearly half of the total annual flux. Under those conditions, the phosphorus speciation is usually less favorable for algal growth.

The spatio-temporal analysis of diffuse phosphorus pollution has led us to propose a phosphorus transfer concept that decouples soluble and particulate phosphorus transfer mechanisms. Thus the means to reduce phosphorus flux to surface waters should be targeted specifically for the soluble or particulate forms, and should consider the different scales in which P-transfer occurs (field, watershed, farm enterprise).

Introduction générale

Pollutions diffuses, phosphore et eutrophisation

La **pollution des eaux** a déjà une histoire faite d'une succession de crises et de rebondissements. Ces crises sont la manifestation d'une dégradation progressive brutalement perçue comme intolérable par le public (IAWQ 1990). Concrètement, on a vu se succéder au cours des 30 dernières années divers problèmes préoccupants à l'échelle locale, dominés par des **sources ponctuelles**: dégradation de la qualité des rivières liée aux rejets massifs d'égouts non traités (années 60) ou à des rejets industriels, dégradation des lacs par eutrophisation (années 70 et 80) liée aux excès de phosphates. Aux sources ponctuelles, traitables par une technologie, se sont progressivement substituées des dégradations plus globales touchant des ressources à plus forte inertie à l'échelle régionale voire continentale, dans lesquelles les sources diffuses sont prédominantes (Gangbazo 1996): dégradation des grandes nappes par les nitrates (années 80, 90, ...) et les micropolluants, problèmes d'acidification liée à la pluie mettant en jeu la pollution atmosphérique, et eutrophisation des mers.

Les **sources diffuses**, c'est-à-dire transférées à la faveur des précipitations ou des fontes des neiges à partir de sols urbains, agricoles ou naturels (Frere *et al.* 1977, CIPEL 1988) ont une origine difficile à cerner et s'accompagnent d'importants volumes d'eau. La résolution ou la simple maîtrise des problèmes ainsi caractérisés ne dépend plus des progrès des technologies de l'épuration des eaux mais plutôt de progrès concernant la gestion et l'aménagement des territoires concernés, ce qui implique des négociations entre les différents acteurs. La contribution des sources diffuses risque fort de s'amplifier dans un futur proche.

Parmi les diverses atteintes à la qualité des eaux, l'**eutrophisation** n'apparaît pas comme un phénomène récent. Elle s'observe dans les domaines aussi bien continentaux (Clean Water Act 1972, Rapport Hénin 1979, OCDE 1982, CIPEL 1984 etc...) que marins (cas de la Mer Baltique, Mer du Nord, Manche, Côtes de Bretagne). Dans la plupart des cas, et notamment pour les eaux continentales, l'eutrophisation se développe du fait d'**apports excessifs de phosphore** (du moins de ses formes les plus facilement assimilables biologiquement). Les eaux eutrophes se caractérisent par une productivité et une biomasse élevées à tous les niveaux trophiques, des pullulations fréquentes d'algues, une déficience en oxygène dans l'hypolimnion due à un excès de phytoplancton à décomposer, une diversité de plantes et d'animaux réduite (disparition des poissons d'eaux profondes et froides comme les salmonidés) et une réduction d'usages (Barroin 1991).

La gravité du problème posé par l'eutrophisation apparaît bien à travers les engagements internationaux qui prévoient par exemple de diminuer les apports de phosphore à la Manche et à la Baltique. La gestion des flux de phosphore devient donc l'objet de négociations politiques, d'où les besoins renforcés d'outils adaptés pour évaluer les responsabilités diverses, les zones critiques et les migrations de cet élément.

Le bassin versant, outil d'étude et de gestion de la pollution diffuse

Le bassin versant est au centre de la plupart des études et actions entreprises sur le thème de la pollution diffuse. Le bassin versant d'une rivière en un point donné de son cours se définit comme l'aire limitée par le contour à l'intérieur duquel l'eau précipitée se dirige vers ce point de la rivière (Roche 1963). Le bassin versant est une unité opérationnelle: les instruments de mesures mis en place à son exutoire unique permettent le contrôle hydrochimique d'un ensemble isolé hydrauliquement. Cet outil a aussi été utilisé dans le cadre d'étude du fonctionnement des **cycles biogéochimiques** naturels (Likens *et al.* 1977, Lelong *et al.* 1990, Avila *et al.* 1992) ou perturbés par les activités humaines (effet de l'enrésinement

sur les bilans d'éléments, Dupraz 1984, Durand 1989, pluies acides, Probst *et al.* 1990). Bien entendu, les bassins versants ont été utilisés directement en relation avec les problèmes de pollution des eaux (Meybeck 1986, Belamie 1986, Pilleboue 1987) afin de dresser le **bilan des flux** de polluants (origines diffuses ou ponctuelles) et la répartition de leurs origines (domestiques, industrielles ou agricoles). Dans le cas du Léman, les bilans réalisés aux exutoires des principaux bassins versants ont ainsi montré que les apports diffus en phosphore représentent moins du tiers des apports totaux (annexe 0.1, CIPEL 1988).

A ces réseaux d'études et de surveillances s'ajoutent des bassins versants pilotes dans lesquels se déroulent de véritables **expérimentations**. Dans le domaine hydrologique, des expérimentations sont par exemple menées sur des bassins versants (Dorioz *et al.* 1991a) pour déterminer l'influence des modes de gestion forestière sur le cycle de l'eau. Dans le domaine de la pollution diffuse, citons par exemple l'expérience américaine du « National Rural Clean Water Program Symposium » (USEPA 1992) qui consiste à mesurer sur un réseau d'une vingtaine de bassins versants l'efficacité sur la qualité des eaux de l'instauration de bonnes pratiques agricoles.

Le bassin versant est un outil particulièrement bien adapté à l'étude en vraie grandeur des transferts de phosphore dont il rend possible l'étude des bilans et du fonctionnement biogéochimique. En outre, le bassin versant intègre la variabilité spatiale particulièrement importante pour les transferts diffus et permet de caractériser les flux au niveau du récepteur. La modélisation a cependant du mal à reproduire les processus de transfert du phosphore (Kauark-Leite 1990), et ne répond que trop superficiellement aux demandes des décideurs politiques pour cibler des actions de lutte efficaces. D'où le besoin de mieux comprendre les mécanismes qui président à l'émission, au stockage et au transport du phosphore d'origine diffuse.

Objectifs et limites de cette étude

Ce travail est une contribution à l'étude du **transfert du phosphore d'origine diffuse** dans un bassin versant rural complexe et anthropisé. Le choix d'un tel bassin résulte d'une volonté de prendre en compte la **diversité** spatiale et saisonnière des émissions de phosphore et de s'écarter de la vue simplificatrice qui préside au fonctionnement des modèles basés sur l'équation universelle de perte des sols (Wischmeier et Smith 1978).

Cette connaissance sur le fonctionnement des bassins versants vis-à-vis de leurs pertes diffuses en nutriments est nécessaire pour proposer des moyens de **diagnostic** et de **maîtrise** adaptée des flux.

La maîtrise des flux suppose un lien avec leur **impact potentiel**, exprimé à travers les quantités de phosphore rejetées dans le milieu naturel, sa spéciation et notamment sa biodisponibilité potentielle, et à travers la périodicité de ses émissions. Il n'est pas dans nos compétences d'étudier en aval les mécanismes à l'interface bassin versant - lac, ni de faire remonter en amont l'étude jusqu'aux domaines socio-économiques. Ces phénomènes seront pris en compte comme éléments de cadrage de l'étude.

Intégration de l'étude dans le contexte scientifique

Cette étude se rattache à une **thématique générale** portant sur la relation entre la gestion des territoires ruraux, les pratiques agricoles et la qualité de l'eau, dans les régions particulièrement sensibles comme celles des bassins versants de lacs.

Localement, ce travail de recherche s'insère dans un programme de recherches concernant le Léman qui comporte un volet purement limnologique (Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman, CIPEL 1984) et un autre consacré au fonctionnement des bassins versants. Sur ce dernier thème, la thèse est le prolongement de travaux menés précédemment depuis les années 80 visant à faire un état des lieux, c'est-à-dire à déterminer les différents acteurs impliqués et leur responsabilité relative (programme pollution diffuse de la CIPEL); cet état des lieux a été suivi d'études plus ciblées sur certains éléments clés du paysage comme les marécages, les rivières (AIP-eau de l'INRA); l'étude des pertes par les terres agricoles sur de petits bassins expérimentaux (Pilleboue 1986, Dorioz et Ferhi 1994) ont permis en outre d'amorcer la réflexion sur la question du transfert à travers le réseau hydrographique et ses implications en termes de changements qualitatifs et quantitatifs des charges phosphorées. **Le bassin versant du Mercube se situe à une échelle de taille et à un degré de complexité tels qu'ils permettent de regrouper dans la même étude un ensemble de processus décrits jusqu'alors séparément.**

Structure de l'étude

La présente étude se divise en 6 parties:

- **Etat des connaissances.** Les recherches sur le sujet de la pollution diffuse phosphorée sont abondantes mais souvent dispersées. L'intérêt d'une synthèse sur le transfert du phosphore est apparu notamment pendant les récents séminaires sur ce sujet (Phosphorus loss to water from agriculture, Irlande 1995, Sediment and Phosphorus, Danemark 1996) et se fait également sentir pendant les réunions de travail du C.O.R.P.E.N. (Comité pour la réduction du phosphore et des nitrates) et du « groupe phosphore » de la Communauté Economique Européenne (Projet COST). Pour cette raison, nous proposons un tour d'horizon bibliographique concis mais aussi exhaustif que possible dans la première partie de ce rapport.

- **Choix méthodologiques et approche.** L'état des connaissances débouche, dans une deuxième partie, sur une liste de résultats confirmés et sur des zones d'ombres. Nous formulons à partir de ces dernières des hypothèses sur le fonctionnement des bassins versants vis-à-vis de leurs émissions diffuses et sur le transfert du phosphore. Les choix méthodologiques sont présentés (outil d'étude, spéciation du phosphore retenue) ainsi que les principes généraux de la démarche adoptée.

- **Le bassin versant du Mercube et son équipement.** Afin de mener à bien la démarche adoptée, nous étudions un bassin versant dont les caractéristiques et les équipements sont décrits dans la troisième partie de cette étude.

- **Protocole de suivi.** La quatrième partie est consacrée à la description de l'organisation du suivi du bassin versant, et au fonctionnement de ses différents équipements. Cette partie comporte en outre une présentation de la façon dont seront traitées les données récoltées.

- **Résultats commentés.** La présentation des résultats et leurs commentaires constituent la cinquième partie du rapport. Le premier chapitre aborde les caractéristiques pluviométriques de la période étudiée et le fonctionnement hydrologique du bassin versant. Dans un deuxième chapitre sont présentées les émissions du bassin versant mesurées depuis son exutoire et au pas de temps annuel, ce qui permet un cadrage global par rapport à d'autres études de bassins. La suite des résultats s'organise selon le type de données recueillies: observations et mesures

sur le bassin d'une part, mesures à l'exutoire à l'échelle de la crue d'autre part, puis confrontation des deux types de données. Un développement particulier sur le rôle joué par le réseau hydrographique sur les transferts de phosphore et sur l'estimation de la biodisponibilité du phosphore clôturent la cinquième partie.

- **Discussion.** La sixième partie récapitule les résultats essentiels, pose les bases d'un modèle conceptuel des transferts de phosphore à l'échelle du bassin versant et, sur cette base, aborde les méthodes d'étude et de lutte de la pollution diffuse phosphorée.

Première partie

Etat des connaissances

Cette partie fait état des connaissances acquises sur le phosphore, sa biogéochimie, ses transferts micro- et macroscopiques, les méthodes d'évaluation des risques d'émission et les moyens actuellement développés pour les limiter. Les connaissances se répartissent dans 6 sections:

1. Réservoirs et cycles du phosphore

- 1.1. Le phosphore: un élément rare et cher
- 1.2. Les cycles biogéochimiques du phosphore dans différents écosystèmes
- 1.3. L'impact du phosphore sur les milieux lenticques

2. La biogéochimie du phosphore

- 2.1. Le phosphore, un élément aux formes multiples
- 2.2. Echanges et dynamique des formes du phosphore dans les sols et les sédiments
- 2.3. Le statut phosphaté des sols et des sédiments
- 2.4. Biodisponibilité des formes du phosphore

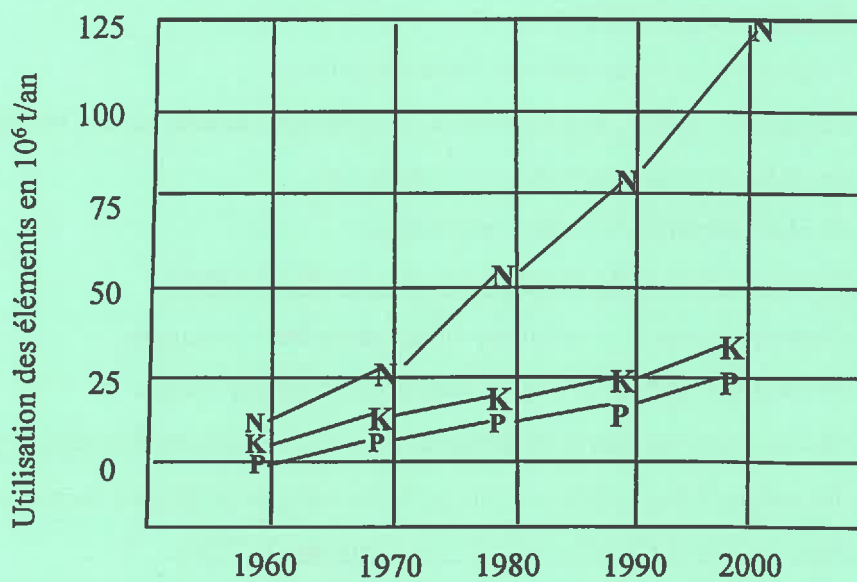
3. Mécanismes de transfert du phosphore dans les bassins versants

- 3.1. Caractéristiques de la pollution diffuse mesurée à un exutoire
- 3.2. Mécanismes hydriques et conséquences en termes d'érosion
- 3.3. Mécanismes des interactions entre écoulements hydriques et stocks de phosphore
- 3.4. Le transport du phosphore à travers le réseau hydrographique: un phénomène « actif »

4. Evaluation des transferts diffus agricoles et méthodes de lutte

- 4.1. Principes fondamentaux de la mesure des flux aux exutoires
- 4.2. Evaluation indirecte des charges nutritives: méthode des flux spécifiques
- 4.3. Méthodes d'estimation de l'origine des flux
- 4.4. Méthodes de lutte contre les transferts de phosphore

Figure I.1: Evolution et projection de l'utilisation de fertilisants au niveau mondial (Winteringham 92)



1. RESERVOIRS ET CYCLES DU PHOSPHORE

Le phosphore est un élément omniprésent dans les roches et la biosphère. Son rôle essentiel dans la constitution et le métabolisme du monde vivant (section 1.1) en font un élément d'autant plus disputé qu'il se trouve en faibles concentrations dans les sols ou les eaux naturels. Son cycle, très sensible aux impacts humains, s'est trouvé totalement modifié depuis son utilisation massive par l'agriculture ou l'industrie (section 1.2). La modification du cycle du phosphore peut entraîner dans les écosystèmes lacustres des changements de fonctionnement de manière parfois irréversible. (section 1.3).

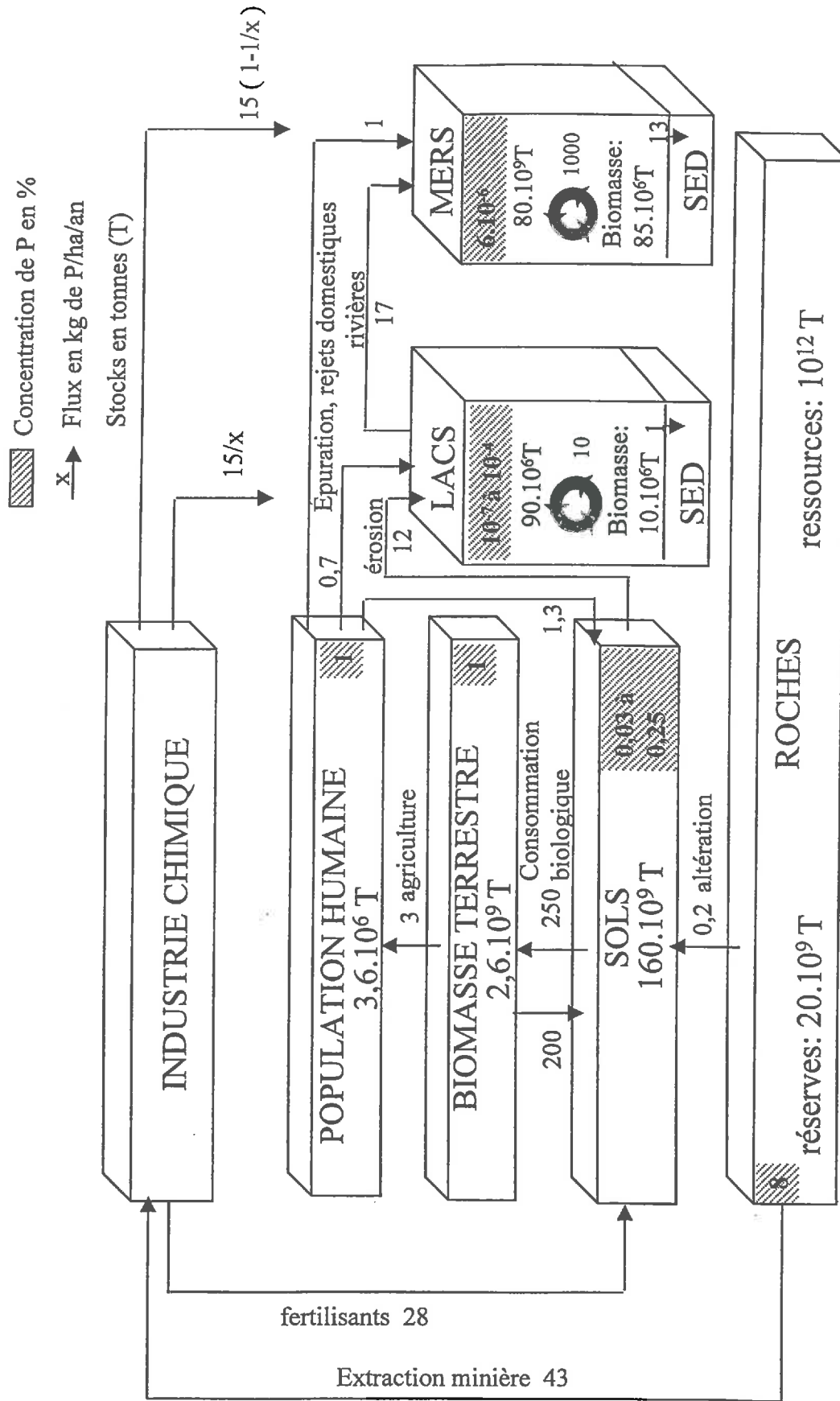
1.1. LE PHOSPHORE: UN ELEMENT RARE ET CHER

Le phosphore est un élément dont l'isotope le plus courant est de masse 31 et se trouve de part sa structure chimique dans un degré d'oxydation 5. Élément constitutif de tout être vivant, il joue un rôle clé dans le métabolisme et la structure des cellules: acides nucléiques (ADN), phospholipides, sucres phosphorylés, enzymes et coenzymes. L'aspect le plus important de cette dépendance de la vie vis-à-vis du phosphore est sans doute sa fonction irremplaçable dans le transfert de l'énergie (ATP) (Polonovski 1992). Ceci explique que le « règne organique » concentre le phosphore (1% de la masse) relativement à sa source originelle minérale (< 0,1% dans la croûte terrestre et la plupart des sols non fertilisés). Le phosphore est peu abondant par rapport aux besoins, contrairement aux éléments K, Mg, etc... Il fait par conséquent l'objet d'une compétition entre les êtres vivants du même écosystème, d'autant plus sévère qu'ils ne sont pas les seuls à s'appropriier les atomes de phosphore: certaines particules minérales sont elles-mêmes dotées d'un fort pouvoir de fixation.

L'homme, dont la ration quotidienne nécessaire de phosphore avoisine le gramme (Polonovski 1992), n'est pas exclu de la quête de cet élément. Sa croissance, sur le continent européen, a d'ailleurs failli être remise en cause par l'appauvrissement progressif des sols en phosphore dont il tirait sa nourriture, phénomène amplifié par le piètre pouvoir d'extraction du phosphore par la (quasi-mono-)culture du blé. Ce n'est qu'avec l'avènement des engrais minéraux phosphatés que l'agriculture européenne connut son essor, au XIX^{ème} siècle (Boulaine 1992). Jusque là, les rendements ne dépassaient guère dix quintaux de blé à l'hectare contre cinquante actuellement en France.

Cette augmentation n'est cependant pas attribuable au seul phosphore, les engrais étant composés (N, P, K). Ce faisant, l'homme s'assure - pour un temps - de n'être pas limité dans sa croissance par le phosphore. Mais l'augmentation continue (figure I.1) des intrants de phosphore (et pas seulement pour l'agriculture) dans un cycle de moins en moins économe est largement suffisante pour modifier significativement les flux et les stocks de phosphore dans les grands réservoirs de la biosphère et engendrer des conséquences préjudiciables.

Figure I.2: Cycle biogéochimique du phosphore à l'échelle planétaire (Ramade 1991, Winterringham 92)



1.2. CYCLES BIOGEOCHIMIQUES DU PHOSPHORE

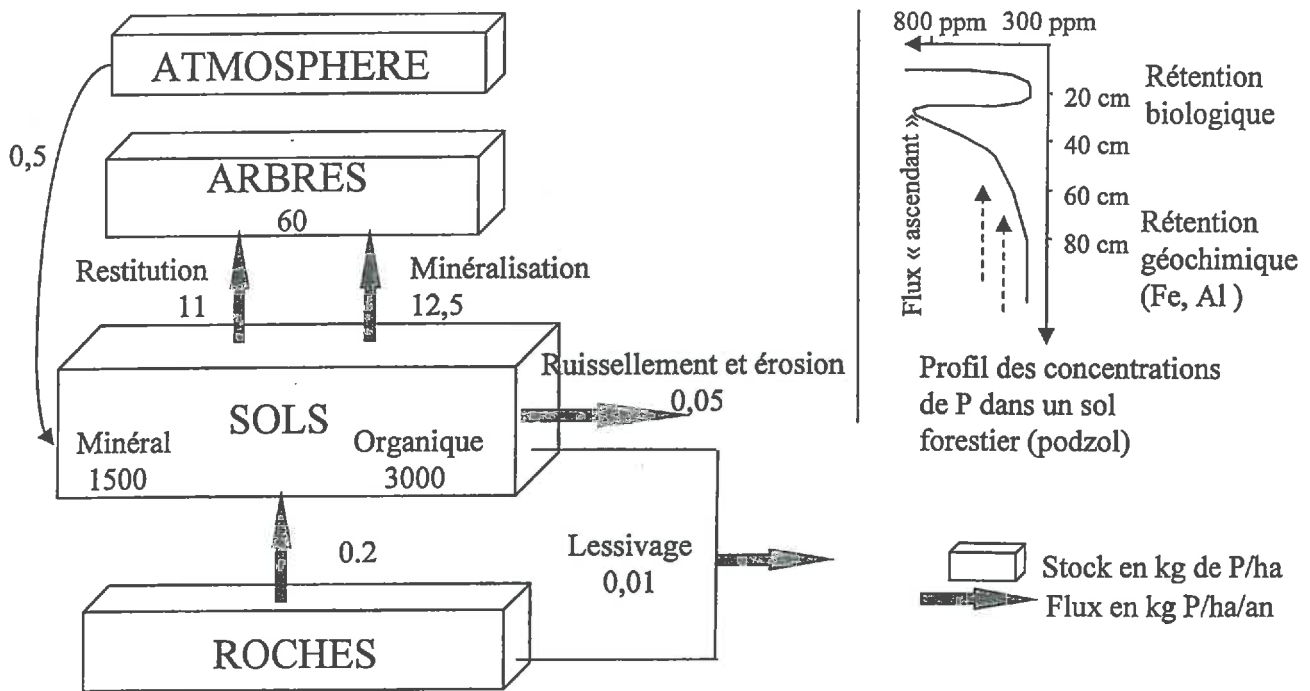
1.2.1. Un cycle mondial fortement anthropisé

Le cycle du phosphore au niveau mondial est présenté à la figure I.2 (Winteringham 1992, Ramade 1991, Emsley 1980). Ce cycle, fortement anthropisé, suggère les remarques suivantes:

- Le cycle du phosphore consiste en une succession de phases minérales (point de départ du cycle) et organiques.
- Le cycle n'est pas complètement bouclé à cause de son ouverture sur le fond des océans; du côté terrestre, les entrées possibles, à partir des réserves potentiellement extractibles (minerais contenant plus de 8% de phosphates) ne devraient pouvoir subvenir à nos besoins futurs que pour encore un siècle.
- Le besoin de fertilisation des sols au niveau mondial apparaît clairement puisque les prélèvements par les cultures s'élèvent à 3.10^6 t/an alors que les restitutions de phosphore aux sols n'atteignent pas la moitié de cette quantité. La fertilisation globale est doublement appelée à augmenter; d'abord à cause de la croissance démographique ($1g \cdot hab^{-1} \cdot jour^{-1}$ * taux de croissance annuel de 2%), ensuite du fait de l'augmentation de la concentration humaine dans les villes; ceci a en effet pour conséquence de diminuer le rapport de restitution du phosphore aux sols, à l'image par exemple de la situation européenne où ce rapport n'est que de 25% (Winteringham 1992).
- Ces rejets domestiques non restitués finissent la plupart du temps dans les écosystèmes aquatiques.
- Les prélèvements de phosphore des sols pour la nutrition humaine sont huit fois moins élevés que les apports qui y sont faits. Malgré quelques pertes associées aux écoulements de l'eau, le constat est que les sols cultivés s'enrichissent en phosphore, ce qui engendre des risques accrus de transferts vers les écosystèmes aquatiques (Tunney 1992).
- Les flux de phosphore, y compris ceux d'origine anthropique, sont sans commune mesure avec l'importance des stocks présents dans les sols.
- Le réservoir atmosphérique joue un rôle mineur dans le cycle du phosphore (au maximum 10^6 tonnes par an échangés), contrairement à celui de l'azote ou du carbone pour lesquels les flux échangés sont respectivement 50 et 18000 fois plus élevés. Les formes atmosphériques du phosphore sont décrites au chapitre I.4.2.

Le cycle mondial du phosphore cache de grandes disparités de fonctionnement non seulement entre les régions industrialisées et en voie de développement mais également entre des écosystèmes cultivés ou naturels.

Figure I.3: Cycle biogéochimique du phosphore dans un écosystème forestier
(Likens *et al.* 1977, Wood *et al.* 1984)



1.2.2. Cycles du phosphore dans deux écosystèmes terrestres

Le cycle du phosphore dans un écosystème forestier sur podzol (Likens *et al.* 1977, Wood *et al.* 1984) montre que malgré l'importance des quantités de phosphore mises en jeu, les pertes sont très limitées, inférieures aux quantités apportées par la pluie (figure I.3). Le flux d'absorption végétale est contrôlé par le taux de minéralisation. Le phosphore des sols est surtout présent dans la biomasse du sol sous la forme organique (75% de $P_{\text{organique}}$, exemple typique des mull forestiers). Ce faisant, le contenu en phosphore du sol présente une nette rétention en surface qui se double d'une rétention du même ordre de grandeur, plus profonde, liée à une rétention géochimique. Du fait de l'interception biologique du phosphore à la surface du sol et de son prélèvement par les racines dans les couches profondes, le cycle du phosphore dans un sol forestier peut être qualifié d'ascendant. Cette situation, générale (Likens *et al.* 1977) explique par exemple la faible teneur en phosphore des eaux de sources sous forêts dans le monde (Meybeck 1982) qui se retrouve dans la région lémanique (Pilleboue 1987).

Dans le cas d'un écosystème cultivé de façon intensive (Dorioz 1987, Halm 1972, Jordan *et al.* 1986), le cycle est relativement moins économe, les pertes subies étant de l'ordre de 10 à 100 fois plus élevées, à l'image de l'augmentation des entrées (figure I.4).

Figure I.4: Cycle biogéochimique du phosphore dans une exploitation agricole intensive (Halm 1972, Jordan *et al.* 1986)

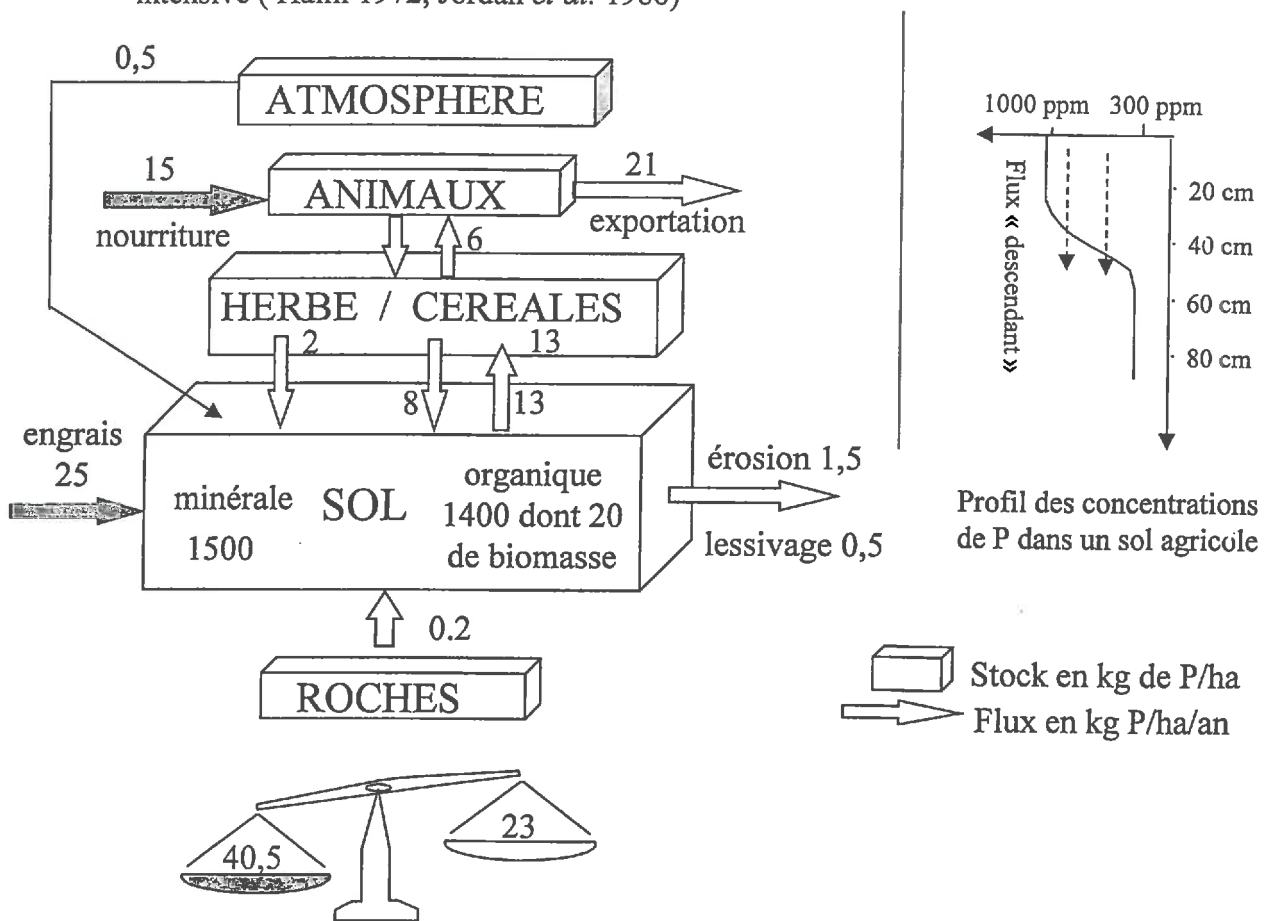
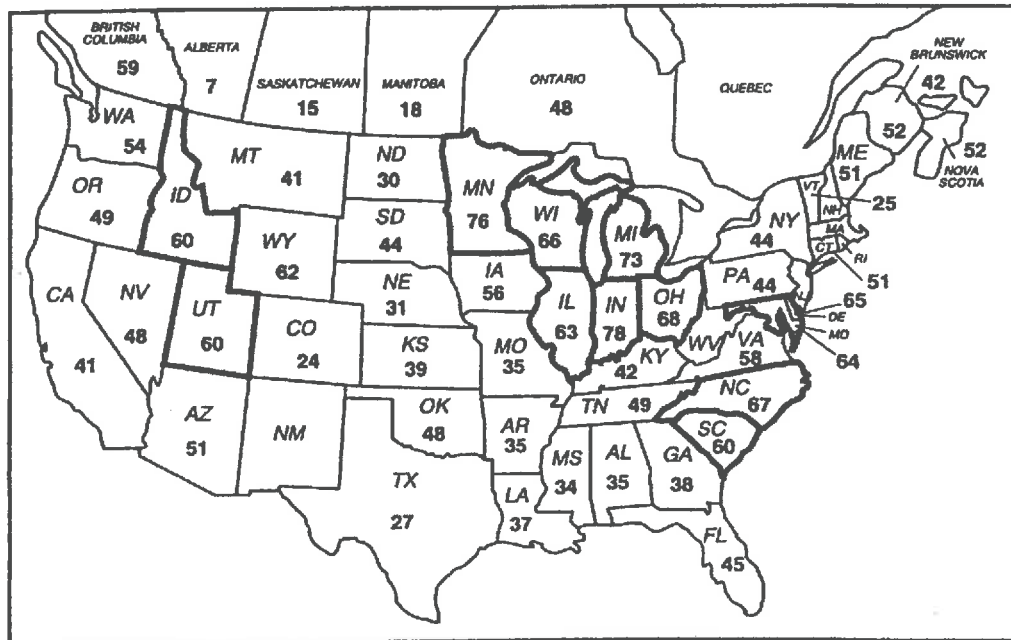


Figure I.5: Pourcentage de sols agricoles possédant une teneur en phosphore labile forte à excessive (Sims 1993)



Le stockage est important et se traduit, contrairement à l'exemple précédent, par une extension en profondeur de la zone enrichie en phosphore, ce qui peut parfois entraîner une hausse des concentrations mesurées sur les eaux de drainage des parcelles cultivées (chapitre I.3.3). Les pertes restent encore négligeables par rapport aux stocks (0.06 % par an), largement inférieures aux entrées (< 5 %) et ne constituent donc pas un problème agronomique. Par comparaison les bilans d'azote à l'échelle des exploitations agricoles font également état d'apports excédentaires (Simon 1991), mais le « turn over » de l'azote est largement supérieur (une vingtaine d'années (Bovey 1986) contre une centaine d'années pour le phosphore).

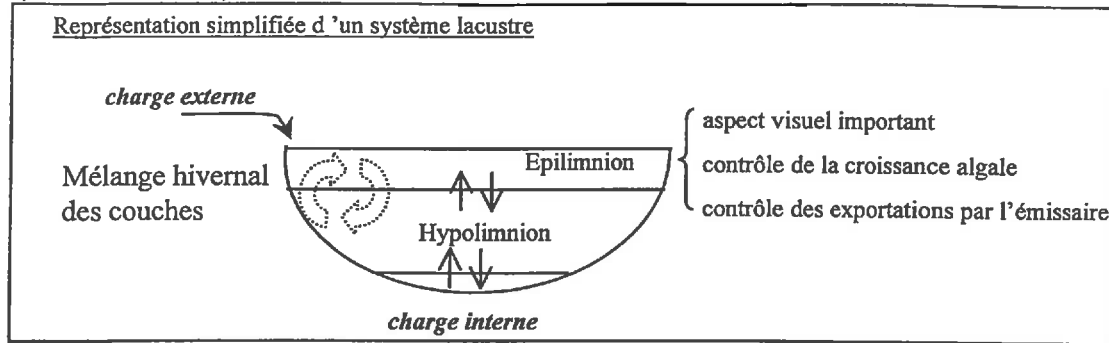
Le constat d'un accroissement sensible du stock de phosphore dans les sols agricoles des pays industrialisés est généralisé. Par exemple, aux Etats-Unis, la fertilisation des sols a abouti à ce que la moitié d'entre eux possède déjà des niveaux largement supérieurs aux besoins des cultures (figure I.5, Sims 1993). La situation est encore plus nette en France (Fardeau *comm pers*). Le tableau I.1 présente quelques autres exemples de bilans excédentaires dans des sols d'exploitations agricoles. Les résultats varient selon les pays et selon l'utilisation du sol (élevage ou culture). Il n'y a pas suffisamment de données pour en tirer des conclusions générales.

Si les pertes phosphorées possèdent un niveau relativement bas, celles-ci sont néanmoins souvent suffisantes pour induire des problèmes environnementaux (eutrophisation).

Tableau I.1: Bilans excédentaires annuels de phosphore dans quelques sols de cultures type

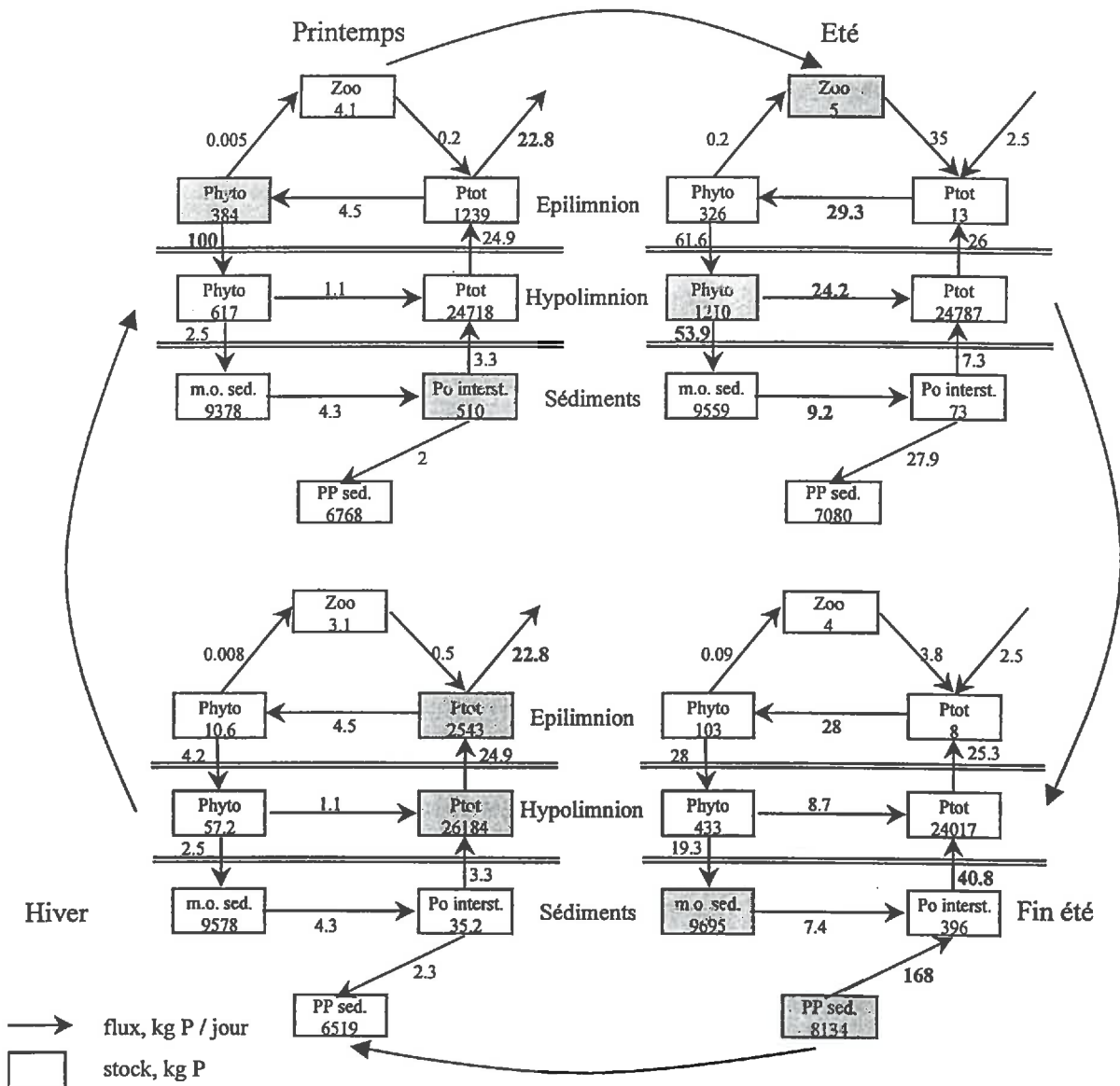
Accumulation et (apports) annuels de P _{tot} en kg.ha ⁻¹	Référence		
	Culture	Localisation	Auteurs
7 (22)	maïs	Québec	Giroux <i>et al.</i> 96
24 (30)	prairies grasses	Irlande	Smith <i>et al.</i> 95
5	cultures intensives	Europe Ouest	Sibbesen 89
10 (20)	cultures	Rhode river US	Jordan <i>et al.</i> 86
25, soit > 30% depuis 1940		Finlande	Rekolainen 1993
15 - 20		Danemark	Rekolainen 1993
49 / 11	céréales / élevage	Danemark	Brouwer <i>et al.</i> 1995
11 / 21	céréales / élevage	Italy	Brouwer <i>et al.</i> 1995
94 / 49	céréales / élevage	Pays-Bas	Brouwer <i>et al.</i> 1995
3 / 14	céréales / élevage	Angleterre	Brouwer <i>et al.</i> 1995
17 / 24	céréales / élevage	Europe	Brouwer <i>et al.</i> 1995

Figure I.6: Cycle biogéochimique du phosphore dans un écosystème lacustre en fonction des saisons (Straskaba 1985)



Paramètres du lac

Longueur : 3 km	Temps de séjour de l'eau : 100 j
Profondeur moyenne : 50m	Niveau de concentration des affluents : 0,1 mg/l de P-total



Zoo : zooplancton Phyto : phytoplancton Po interst : orthophosphates dissous dans l'eau interstitielle des sédiments
 m.o. sed : phosphore organique des sédiments PP sed : phosphore particulaire fixé aux sédiments

1.2.3. Cycle du phosphore dans un écosystème lacustre

Alors que dans un sol la concentration en phosphore ne varie généralement que dans une fourchette de 500 ppm pour les sols non fertilisés à 2000 ppm pour les plus riches, les concentrations en phosphore total dans l'eau des lacs peuvent varier d'un facteur mille (quelques $\mu\text{g/l}$ à quelques mg/l). Ceci donne la mesure de l'extrême variabilité qui caractérise les milieux lenticques et suggère l'impossibilité de traiter du cycle du phosphore de manière générale dans ces milieux. La variabilité des milieux lenticques dépend en outre de critères morphologiques, climatiques et du niveau des apports (Vollenweider 1968). La quantification des différents paramètres du cycle du phosphore en milieu lacustre pose des problèmes pratiques, ce qui rend la littérature très peu abondante à ce sujet (Boers 1991).

La figure I.6 présente le résultat d'un modèle de simulation (Straskraba 1985) des stocks et des flux de phosphore dans un lac virtuel profond, eutrophe (= riche en éléments nutritifs). Les caractéristiques du lac sont détaillées sur la figure I.6. Le but de ce modèle (duquel les poissons ont été exclus!) est de donner des ordres de grandeur de la répartition du phosphore dans les différents compartiments en fonction des saisons.

Ce type de lac se caractérise par une division de la masse d'eau en deux couches principales, épilimnion et hypolimnion séparés par une stratification thermique, la thermocline, qui disparaît éventuellement à la faveur du brassage hivernal. Dans l'exemple, chacun de ces compartiments représente 10 et 90 % du volume total respectivement. Bien que l'épilimnion ne représente qu'une faible part du volume total, c'est la qualité de son eau qui sert à l'appréciation de la qualité du lac tout entier, et qui contrôle le niveau de ses exportations. Les points essentiels à retenir de cet exemple sont les suivants:

- du fait de volumes différents de compartiments, c'est au fond des lacs, dans les sédiments (eau interstitielle, matières organiques et minérales), que se trouvent les plus fortes concentrations de phosphore, ce qui est l'opposé des sols où le phosphore est concentré en surface;
- la charge externe (en provenance du bassin versant) est négligeable par rapport aux recyclages de la charge interne (stocks de phosphore organique et minéral contenu dans la masse d'eau et les sédiments);
- une destratification des couches est visible en hiver permettant une recharge de phosphore abiotique potentiellement utilisable par les algues;
- la croissance algale superficielle apparaît contrôlée par les concentrations en phosphore de l'épilimnion;
- le modèle simule à la fin de l'été une anoxie temporaire au niveau des sédiments, entraînant leur réduction et un relargage important de phosphore.

Bien que les concentrations en phosphore total dans la masse d'eau soient extrêmement plus diluées que dans un sol, les lacs peuvent parfois présenter des proliférations algales telles qu'elles entraînent la quasi-suppression de toutes autres formes vivantes dans le plan d'eau.

1.3. L'IMPACT DU PHOSPHORE SUR LES MILIEUX LENTIQUES

D'une manière générale, les lacs et les réservoirs peuvent être classés comme oligotrophes (du grec « peu nourris ») ou eutrophes (« bien nourris ») en référence à leur concentration en phosphore. Le terme « mésotrophe » est utilisé pour décrire les plans d'eau en transition entre un état oligotrophe et eutrophe. Aux différents degrés de trophie d'un lac sont associés certains seuils touchant les paramètres courants descriptifs de la qualité de l'eau (tableau I.2, OCDE 1982).

Tableau I.2: Valeurs des seuils du système de classification de l'état trophique (OCDE 1982)

Degré de trophie	P total µg/l	Chl moyenne µg/l	Chl maximum µg/l	Secchi moyen m	Secchi mini m
Ultra-oligotrophe	<4.0	<1.0	<2.5	>12.0	>6.0
Oligotrophe	<10.0	<8.0	<8	>6.0	>3.0
Mésotrophe	10-35	2.5-8	8-25	6-3	3-1.5
Eutrophe	35-100	8-25	25-75	3-1.5	1.5-0.7
Hypereutrophe	>100	>25	>75	<1.5	<0.7

avec *P total*: moyenne de la concentration en phosphore total

Chl moyenne: concentration annuelle moyenne en chlorophylle a dans les eaux de surface

Chl maximum: concentration annuelle maximale en chlorophylle a dans les eaux de surface

Secchi moyen: profondeur moyenne annuelle de la transparence au disque de Secchi

Secchi mini: profondeur moyenne minimale de la transparence au disque de Secchi

1.3.1. Les symptômes de l'eutrophisation

Les lacs et réservoirs oligotrophes sont caractérisés par une faible concentration en nutriments dans la colonne d'eau, une grande diversité des communautés biologiques (végétales et animales), une productivité primaire faible, une biomasse peu importante et des eaux de bonne qualité convenant à la plupart des usages (consommation, baignade, pêche). Les eaux eutrophes sont au contraire caractérisées par une productivité et une biomasse élevées à tous les niveaux trophiques, des pullulations fréquentes d'algues (selon l'équation de Redfield, 1 g de phosphore permet la production de 114 g d'algues), un déficit en oxygène dans l'hypolimnion dû à la décomposition du phytoplancton (la minéralisation de 114 g d'algues consomme l'oxygène compris dans 1700 m³ d'eau à 10 mg/l d'O₂), une diversité de plantes et d'animaux réduite (disparition des poissons d'eaux profondes et froides comme les salmonidés) et une réduction d'usages. Le manque d'oxygène au niveau des sédiments peut entraîner le relargage des métaux lourds par changement de leur degré d'oxydation. Concernant la préparation d'eau potable, les proliférations phytoplanctoniques peuvent

- 1) provoquer l'obstruction des filtres de pompage d'eau potable par des macro-diatomées ou des bactéries filamenteuses,
- 2) diminuer les performances des différentes étapes de traitement (filtration, floculation, désinfection),
- 3) établir une faune parasite dans les réseaux (canalisations et réservoirs)
- 4) développer des goûts et des odeurs incompatibles avec la notion de consommation,
- 5) synthétiser des trihalométhanes cancérigènes au moment de la chloration (Dorin 1980).

De plus, les cyanophycées sécrètent des substances toxiques qui touchent à la fois le zooplancton ainsi que les organismes supérieurs. Les usages récréatifs et piscicoles sont également sévèrement amoindris (USEPA 1976).

1.3.2. Responsabilité du phosphore dans l'eutrophisation des plans d'eau

Bien que de nombreux facteurs contribuent aux processus de l'eutrophisation, l'attention s'est portée sur la responsabilité des nutriments azotés et phosphorés à cause de leur caractère potentiellement « limitant » dans les milieux lenticques. Le concept d'élément limitant fut introduit par Liebig (1840) qui nota que le rendement maximum d'une culture était limité par le nutriment indispensable le plus rare dans l'environnement en fonction des besoins particuliers de la plante en question (loi du minimum). Le concept fut élargi à la croissance du phytoplancton dans les lacs et les réservoirs. Le tableau I.3 (Thomas et Mueller 1987) résume les valeurs usuelles du rapport N/P de plusieurs milieux aquatiques et montre que le phosphore est l'élément le plus souvent limitant, surtout dans les zones naturelles. Lorsque l'azote devient l'élément limitant, certaines algues (cyanobactéries) compensent cette déficience en fixant l'azote contenu dans l'atmosphère.

Tableau I.3: Nutriments limitants dans divers écosystèmes aquatiques
(Thomas et Mueller 1978)

Système	rapport N/P	nutriment limitant
<u>Rivières et fleuves</u>		
sources ponctuelles dominantes sans extraction de P	<<10	N
avec extraction de P	>>10	P
sources diffuses dominantes	>>10	P
<u>Estuaires</u>		
Régions continentales		
sources diffuses dominantes	>>10	P
sources ponctuelles dominantes	<<10	N
Régions côtières (eau saumâtre)	≈ 10	P ou N
Régions côtières (eau salée)	<<10	N
<u>Lacs</u>		
Grand lacs		
sources diffuses dominantes	>>10	P
petit lacs		
sources ponctuelles dominantes	<<10	N

Par conséquent, bien que des apports massifs de phosphore puissent induire une limitation temporaire de la production par l'azote, les changements interspécifiques et l'émergence des cyanobactéries auront tôt fait de combler ce déficit relatif. D'après Golterman (1975) et Barroin (1997), il n'est d'ailleurs pas indispensable de savoir si le phosphore est le facteur limitant pour entreprendre d'en diminuer les concentrations; le fait est que c'est le seul élément essentiel qui puisse être facilement contrôlé au point de le rendre limitant. Le phosphore, dont la concentration détermine l'état trophique des lacs, constitue donc bien la

cible privilégiée des programmes de restauration (Vollenweider 1968, Sonzoni *et al.* 1982, Barroin 1991, PLUARG 1978).

Par exemple, l'objectif de diminution des charges pour le lac Erié (bassin canadien de 1.75 millions d'habitants, pour 23180 km²) est de 300 tonnes de phosphore par an (Great Lakes Water Quality Board 1987); pour le Léman, la CIPEL recommande une concentration en phosphore total inférieure à 30 µg/l, alors que le maximum avait atteint dans les années 80 les alentours de 90 µg/l en moyenne dans la masse d'eau

1.3.3. Obstacles à la restauration des systèmes lacustres

La diminution de la concentration en phosphore dans les plans d'eau passe nécessairement par une diminution du phosphore en provenance du bassin versant. La difficulté d'en maîtriser la part diffuse constitue le premier obstacle à la restauration des lacs, d'autant plus que le bruit de fond naturel (10 µg/l mesurés sur des écoulements de prairies naturelles, Sharpley et Smith 1990) est déjà proche du seuil. Serait-elle totale, cette diminution de la charge externe ne serait cependant pas forcément suffisante (Druart *et al.* 1996) en raison de la présence de la charge interne constituée essentiellement par le relargage de phosphore soluble à partir des sédiments notamment en conditions réductrices (Mortimer 1941, 1942, Wildung *et al.* 1974, Sonzoni *et al.* 1982). La matière organique en suspension dans la masse d'eau peut également constituer la source principale de phosphore minéral dissout par minéralisation et recyclage rapide (Berman 1969), notamment lorsque les thermoclines constituent une barrière physique à la sédimentation des algues mortes (« sédiment intermédiaire ») et que celles-ci sont consommées par des cyanobactéries vacuolées munies d'enzymes phosphatases.

2. LA BIOGEOCHIMIE DU PHOSPHORE

L'état du phosphore dans les sols, les eaux et les sédiments est divers et complexe (Arvieu 1981). Il existe des centaines de formes moléculaires (amorphes, minéraux, molécules organiques, etc...) incluant des atomes de phosphore et qui se répartissent dans les phases liquides et particulaires (section 2.1). Dans le cadre d'études limnologiques et agronomiques, il est indispensable de rendre compte d'un certain nombre de propriétés globales indépendamment du détail des formes présentes (section 2.2 et 2.3). Dans ce but ont été introduits des concepts opérationnels permettant une vision simplifiée de la géochimie du phosphore. Ces concepts sont des spéciations, (plus ou moins arbitraires), la notion de support sédimentaire et de capacité maximale de fixation, et enfin l'assimilabilité biologique des différentes formes du phosphore (ou biodisponibilité, section 2.4). Le chapitre relatif au phosphore assimilable est particulièrement développé en raison de ses répercussions sur les risques d'émission à partir des sols.

2.1. LE PHOSPHORE, UN ELEMENT AUX FORMES MULTIPLES

2.1.1. La « spéciation » du phosphore

Le terme « spéciation » ne figure pas dans le dictionnaire mais est largement usité dans le domaine agronomique et hydrobiologique. La définition que lui attribuent Fardeau et Robert (1997) est la suivante: « espèce de ... caractérisée par ... ». Doivent être distinguées les méthodes où seule une forme ou une propriété est caractérisée de celles, plus rares, où on détermine réellement des espèces. Les premières méthodes de spéciations sont sous l'influence du thème et du matériau étudiés; c'est par exemple le cas du phosphore extrait selon la méthode Olsen (notation: P_{Olsen}) pour les sols (tableau I.4). Ces méthodes de spéciations, décrites plus loin, utilisent des techniques d'extractions biologiques (biotests, utilisation d'enzymes), chimiques (extractions uniques ou séquentielles), de séparations mécaniques (filtration, centrifugation) et de cinétiques isotopiques. Avec de telles méthodes, les espèces moléculaires ne sont pas déterminées.

Tableau I.4: Exemples de spéciations du phosphore dépendant d'un thème étudié

Classification	- Particulaire - soluble	- Organique - minéral	- Adsorbé - combiné - en solution	- Labile - inactif - rétrogradé - soluble	- PIA - PINA - P organique
Objets d'étude	Transfert (macro), échanges (micro), biodisponibilité	Bilans écosystème, taux de minéralisation	Type de liaisons, géochimie	Potentiel nutritif sol, propriétés du sol, pouvoir tampon	Biodisponibilité du phosphore des sédiments
Technique de spéciation	Centrifugation, filtration	Perte au feu	Extractions chimiques séquentielles	Méthode isotopique, extraction biologique	Biotests Extract ^o chimiques séquentielles

PIA, PINA : Phosphore Inorganique (Non) Apatitique

Le transfert désigne les mouvements macroscopiques alors que les échanges concernent les mouvements microscopiques entre particules et solution

La spéciation *sensu stricto* aboutit à une caractérisation de centaines d'espèces, c'est-à-dire à une définition des natures exactes des associations et des liaisons. Des outils récents permettent une telle approche. On peut citer entre autres:

- la diffraction des rayons X permettant la détermination de certaines espèces cristallisées,
- la spectroscopie à résonance magnétique (« Magic-Angle Spinning Nuclear Magnetic Resonance Spectroscopy, MAS NMR) permettant de mettre en évidence certaines associations du phosphore, notamment celles avec les hydroxydes d'aluminium (Lookman *et al.* 1994),
- plus récemment, la microscopie analytique, basée sur un couplage de la microscopie électronique (à balayage ou à transmission) et la spectroscopie par dispersion d'énergie, qui permet de visualiser les liaisons entre phosphates et cations (Fe^{3+} , Al^{3+} , Ca^{2+}) au niveau des particules (Rodier et Robert 1995).

Il est impensable d'utiliser de telles méthodes en routine pour un suivi. Dans le cadre de cette étude, une spéciation plus opérationnelle s'impose; la classification entre les formes solubles et particulières est adoptée.

2.1.2. Les formes en solution

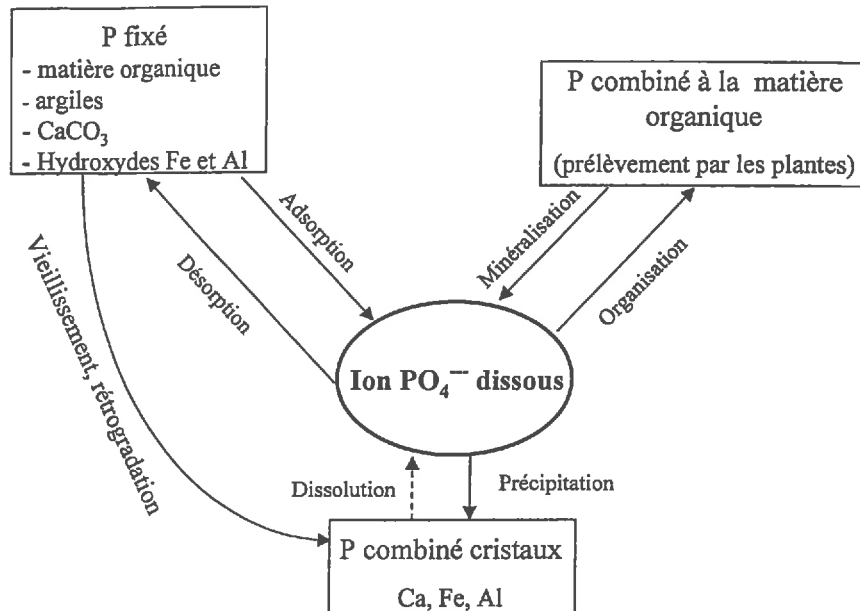
Dans l'absolu, la forme du phosphore en solution est constituée d'une part d'ions orthophosphoriques (H_2PO_4^- à pH 8, Stumm et Morgan 1970), et de tripolyphosphates dissous, d'autre part de molécules organiques dissoutes (ATP, sucres phosphorylés). Analytiquement, la fraction soluble est obtenue après filtration. Le diamètre des pores des filtres est couramment de 0.45 μm ou de 0.7 μm (CIPEL, Norme européenne NF EN 872). Quelle que soit la valeur de ce diamètre, une partie des colloïdes est toujours incluse dans la fraction soluble. De ce fait, parler de phosphore soluble présente un côté arbitraire. Dans cette fraction « soluble », on distingue analytiquement les orthophosphates grâce à leur réaction directe sous hydrolyse avec le molybdate (Standart methods 1971).

Les orthophosphates ("P_{ortho}") constituent la seule forme de phosphore directement assimilable par les plantes; ils demeurent potentiellement présents dans toutes solutions: solution du sol, eau interstitielle des sédiments, colonnes d'eau lenticules et lotiques. La gamme des concentrations de ce phosphore minéral dissous évolue de 0.1 mg/l dans la solution des sols naturels à plus de 0.9 mg/l dans les sols hautement fertilisés ou organiques (Sharpley et Smith 1990, Cooke et William 1973). Une concentration de phosphore minéral dissous dépassant dans les sols 0.25 mg/l est déjà considérée comme élevée (Giroux *et al.* 1996).

Dans les milieux aqueux, le phosphore soluble est généralement plus dilué, sa concentration variant de moins de 0.010 mg/l dans les lacs alpins non influencés par des apports anthropiques et dans les eaux souterraines, à plus de 0.8 mg/l dans certains plans d'eau soumis à des apports excessifs de phosphore (Etang de Bolmon, France).

Les orthophosphates se situent au carrefour des multiples formes particulières prises par le phosphore et représentent une forme de « transition obligée » dès lors que des échangeurs s'opèrent entre elles (figure I.7).

Figure I.7: Position centrale des orthophosphates dans la spéciation du phosphore



2.1.3. Variété des formes particulières

Par opposition au phosphore soluble (« P_{er} »), le phosphore associé à de la matière retenue par un filtre est dit particulière (« P_{p} »). Dans les sols et les sédiments, le réservoir particulière de phosphore est bien supérieur, en un instant donné, à la quantité dissoute, puisque celle-ci ne représente que de 0,1 à 1% du phosphore total (« P_{tot} »). Le phosphore particulière regroupe à la fois a) le phosphore fixé à la surface des particules et b) celui combiné à des composés cristallins ou amorphes, dit « combiné ».

a) La présence d'ions phosphates à la surface de certaines particules résulte de différents mécanismes de fixation correspondant à des adsorptions (plus généralement désignées par sorption) physiques et chimiques (Despréaux 1990). L'adsorption s'effectue essentiellement avec des particules telles que les argiles, différents sels de calcium, essentiellement le carbonate de calcium, et les hydroxydes de Fe et d'Al (Robert 1996). Certaines formes du $\text{P}_{\text{organique}}$ sont également adsorbables (phytates), d'où leur lente biodégradation. L'adsorption physique est réversible et rapide alors que l'adsorption chimique est plus lente et seulement partiellement réversible car elle représente souvent un préalable à la cristallisation (phase de nucléation). Cette évolution vers des formes de moins en moins solubles a d'importantes conséquences pratiques dans le domaine agronomique puisqu'elle réduit la mobilité du phosphore. Ce dernier phénomène est appelé « vieillissement » ou « rétrogradation ».

b) Le phosphore qualifié de « combiné » contient d'une part celui associé à des composés cristallins ou amorphes et d'autre part celui organisé dans la matière organique. Les composés cristallins et amorphes englobent de nombreuses espèces associant le P_{ortho} avec le fer, l'aluminium et le calcium. Plusieurs dizaines de cristaux impliquant du phosphore ont ainsi été recensés. Les formes cristallisées proviennent de la diagenèse des sédiments. Les composés minéraux phospho-calciques sont en général très stables, peu soumis aux phénomènes de dissolution dans les conditions physico-chimiques rencontrées dans le milieu naturel.

Par exemple, le produit de solubilité de l'apatite (qui est une des formes du phosphate de calcium) varie de 10^{-100} à 10^{-120} (Stumm et Morgan 1970). Despréaux (1990) soulève la difficulté qu'il y a d'extrapoler les produits de solubilité mesurés dans des conditions de laboratoire aux conditions du milieu naturel en raison de la présence dans les eaux de composés mal cristallisés possédant des produits de solubilité supérieurs. Les précipitations s'opérant à température ambiante conduisent à des formes mal cristallisées ou amorphes.

Il existe un continuum des énergies de liaison entre le phosphore adsorbé et le phosphore combiné aux composés cristallins. Cette différence d'énergie de liaison se traduit par des différences d'aptitude aux échanges entre les phases liquides et particulières.

Face à cette complexité et à cette diversité des espèces, on comprend que les spéciations présentent un caractère arbitraire. Ainsi, de nombreuses spéciations se donnent pour objectif de distinguer trois groupes principaux: liaisons avec Al, Ca et Fe. Ces trois catégories constituent l'axe principal de nombreuses spéciations, et sont à la base des différentes extractions sélectives. La notion de « support sédimentaire » (Dorioz et Pelletier 1997) fait référence à l'association du phosphore, dans un contexte géologique donné, à un de ces trois grands groupes dominants. Ils se distinguent notamment sur leur réactivité différente avec le P_{ortho} de la phase liquide.

2.2. LES ECHANGES DE PHOSPHORE ET LEUR DYNAMIQUE DANS LES SOLS ET LES SEDIMENTS

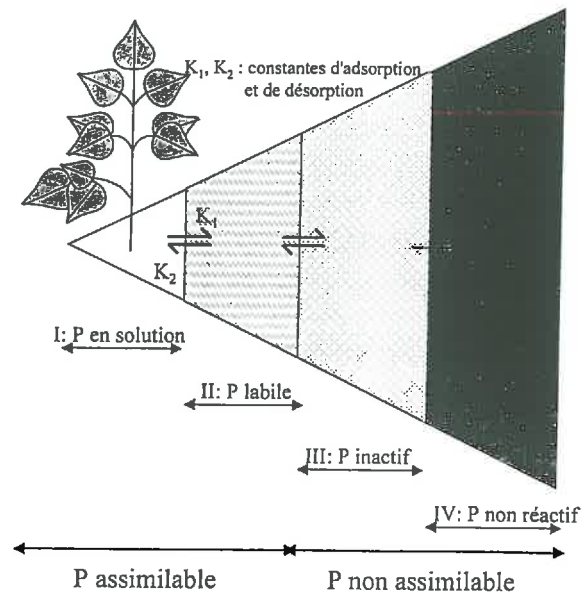
Comme le souligne la [figure I.7](#), des échanges permanents de phosphates s'opèrent entre les particules et la solution qui les baigne. Ce chapitre décrit les caractéristiques de la fraction de phosphore facilement échangeable, c'est-à-dire les quantités en jeu, les cinétiques d'échange et les paramètres de contrôle.

2.2.1. Mise en évidence d'un compartiment d'ions « labiles »

Pour accroître de 1 g sa matière sèche, la plante doit évaporer environ 300 ml d'eau. La quantité de P_{tot} dans 1 g de matière sèche est de l'ordre de 4 mg. Or, la concentration de P_{ortho} dans la solution du sol est, dans les sols cultivés, voisine de 0,2 mg/l. L'évaporation, via la plante, de 300 ml de cette solution va donc fournir en moyenne 0,06 mg de P_{ortho} , soit 1,5 % seulement de la quantité réellement nécessaire. La nutrition phosphatée des végétaux dans les sols en place ne peut donc être expliquée que si les ions phosphates de la solution du sol sont renouvelés dix à cent fois plus vite que la solution du sol dont l'eau est consommée pour assurer la transpiration (Fardeau *et al.* 1991). Seule la diffusion du P_{ortho} à partir de la phase solide du sol peut rendre compte de l'importance des quantités de phosphore prélevées. Il existe donc, dans le sol, du phosphore qui ne semble pas aisément extractible par l'eau mais qui peut nourrir les plantes par diffusion à partir du réservoir constitué par la phase solide lorsque la solution du sol s'appauvrit temporairement en P_{ortho} ([figure I.8](#)). Le même constat peut être fait en ce qui concerne les cultures d'algues au contact de sédiments (Dorioz et Pelletier 1997).

Le stock (il est également souvent fait mention de l'expression « pool ») de phosphore facilement relargué constitue le compartiment dit « labile ». Le phosphore labile est donc constitué du phosphore facilement échangeable, hydrolysable, solubilisable. La cinétique des échanges entre phases, les valeurs à l'équilibre pour différentes concentrations et la taille maximum du compartiment labile constituent les trois thèmes de recherches principaux dans le domaine des transferts de phosphore à l'échelle microscopique. Ils sont nourris par des expérimentations, approximés par des relations mathématiques.

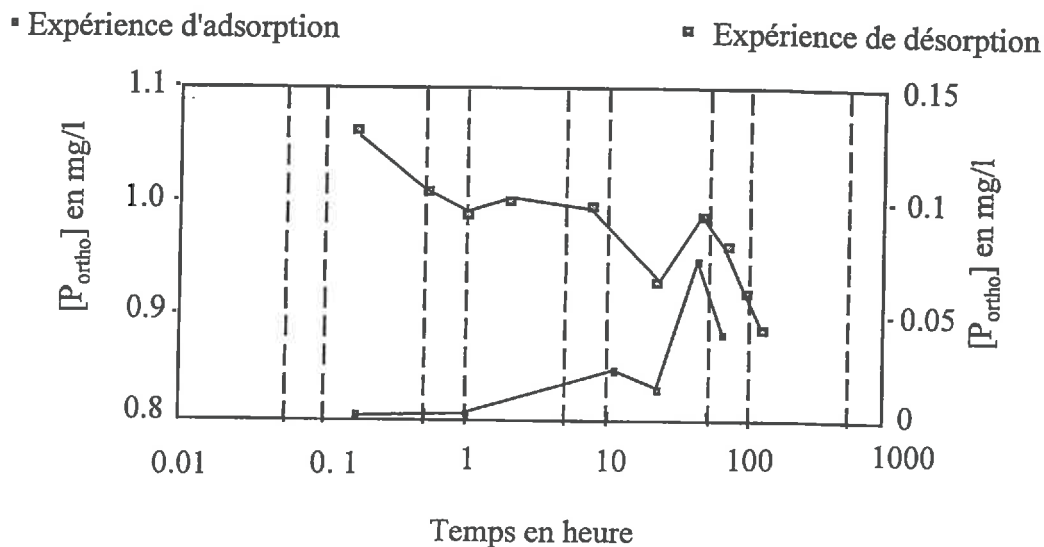
Figure I.8: Répartition des différents compartiments du phosphore dans les sols (Furumai et Ohgaki 1988)



2.2.2. Cinétique des transferts entre phosphore particulaire et soluble: un fonctionnement à deux vitesses

Les échanges de P_{ortho} entre phases sont mis en évidence par des expérimentations d'adsorption et de relargage. Les mouvements d'ions d'une phase à l'autre résultent de la recherche d'un nouvel équilibre entre phases que l'introduction, soit de sédiments, soit de P_{ortho} , a modifié. La figure I.9 tirée de Gaultier (1994) présente l'allure de courbes expérimentales de désorption et d'adsorption sur des sédiments du fleuve Charente. Leur information réside dans la cinétique des échanges et dans la valeur atteinte après stabilisation (échelle logarithmique). Pour l'expérience de désorption, le relargage de P_{ortho} ne correspond pas uniquement à l'apport de l'eau interstitielle des sédiments, dont la contribution est estimée au maximum à 10% dans ces cas. Les particules de sédiment libèrent donc bien du phosphate adsorbé.

Figure I.9: Cinétique d'adsorption et de relargage sur des sédiments de la Charente (Gaultier 1994)



La reproductibilité des résultats d'une telle expérience est médiocre. La qualité des sédiments influence beaucoup les échanges. Néanmoins, les points communs tirés de plusieurs études similaires (Froelich 1988, Logan 1982), dont certaines basées sur l'utilisation de ^{32}P (Furumai et Ohgaki 1988, Fardeau 1981) sont les suivants:

-l'interaction du P_{ortho} en solution avec les sédiments se fait en plusieurs temps: d'abord, une étape de cinétique rapide (moins d'une minute à une heure selon les auteurs) où a lieu une adsorption / désorption en surface des particules. Ensuite, une lente phase finale s'expliquant par une diffusion moins réversible du phosphate entre la surface et l'intérieur de la particule, des compartiments I et II vers les compartiments III et IV (figure I.8). Ces transferts lents sont à rapprocher du « vieillissement » déjà évoqué dans le cadre des réactions d'adsorption peu réversibles. La division en quatre compartiments est totalement arbitraire, et peut par exemple correspondre à quatre classes de cinétiques d'échanges (de un jour à un an, Fardeau 1981).

-la cinétique de type Langmuir ou Freundlich, initialement créée pour l'adsorption des gaz par des solides, rend assez bien compte des échanges ioniques entre liquide et solide. La formule de Langmuir, qui possède des analogies avec celle de Michaelis-Menten, conduit à des cinétiques du premier ordre:

$$- dC / dt = k_1 \cdot C \cdot [1 - (X / X_m)] - k_2 \cdot (X / X_m) \quad \text{équation I.1}$$

avec k_1 : constante de vitesse d'adsorption (h^{-1}), se référer à la figure I.8
 k_2 : constante de vitesse de désorption ($\text{mg P}_{\text{ortho}} \text{l}^{-1} \text{h}^{-1}$), se référer à la figure I.8
C: concentration en P_{ortho} dans la solution (mg/l)
X: quantité de P_{ortho} adsorbée sur la particule (mg / kg)
 X_m : capacité de fixation maximum de la particule (mg / kg); discutée au chapitre I.2.3

2.2.3. Modélisation des concentrations à l'équilibre

Pour une famille de particules (caractérisées par leur capacité de fixation maximale X_m) les valeurs finales de X et C fournissent à l'équilibre (lorsque dans l'équation I.1 $dC / dt = 0$), en fonction de leur valeur initiale, des couples de données qui se répartissent sur une courbe asymptotique appelée isotherme d'adsorption (Syers *et al.* 1973). Chaque point de la courbe représente la « Concentration du P à l'Equilibre »

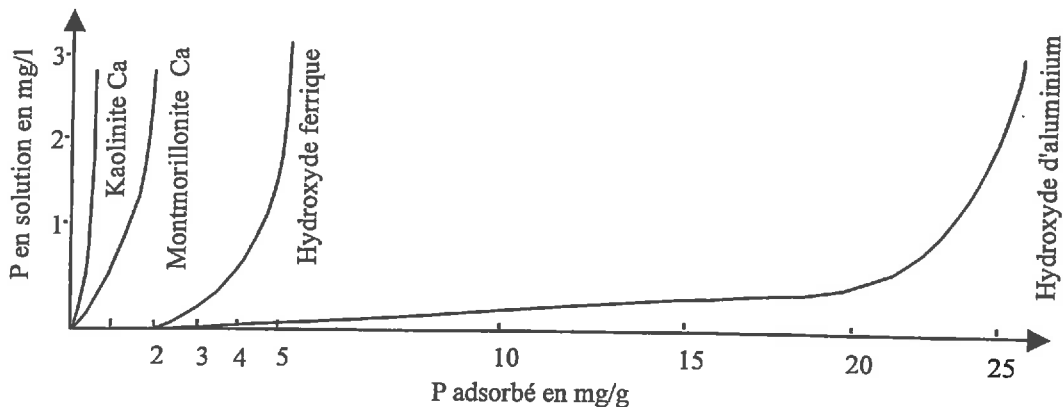
$$X = X_m \cdot [b \cdot C / (1 + b \cdot C)] \quad \text{équation I.2}$$

avec $b : k_1/k_2$

Une telle détermination expérimentale des isothermes d'adsorption est assez lourde (durée de mélange d'au moins 24h et nombre important de mélanges sol-solution) et ne peut pas être recommandée pour des analyses de routine. Pour pallier cette contrainte méthodologique, Bache et William (1971) se contentent d'une seule valeur d'équilibre (« P sorption Index ») qui leur sert à déterminer efficacement (Sims 1993), par une méthode d'extrapolation, la taille maximum du compartiment de phosphore labile (P_{labile}). Des exemples d'isothermes d'adsorption sont donnés à la figure I.10.

Toutes les expérimentations sont réalisées dans des conditions standards que le milieu naturel a tôt fait de bouleverser.

Figure I.10: Isothermes d'adsorption du phosphore pour différents types d'argiles (Soltner 1980)



2.2.4. Les facteurs influençant les échanges des phosphates

D'une manière générale, les auteurs définissent la concentration en orthophosphates (P_{ortho}), la température, l'activité biologique, le pH, et le potentiel rédox eH comme les paramètres les plus importants pour la mobilité (à l'échelle microscopique) des phosphates (Despreaux 1990). Le tableau I.5 présente l'influence de ces facteurs sur les échanges et les phénomènes mis en jeu.

- La concentration en P_{ortho} dissous en phase aqueuse s'auto-régule du fait de l'équilibre avec le réservoir d'ions labiles (lorsque $dC / dt = 0$ dans la formule I.1) et de l'important pouvoir tampon des particules.
- La température influence les cinétiques d'échange entre phases et stimule l'activité biologique.
- L'activité biologique influence les échanges par le biais de changements physico-chimiques qu'elle induit:
 - * la dégradation de la matière organique consomme de l' O_2 , produit du CO_2 (baisse de pH), libère du P_{ef} par minéralisation (Despreaux 1990)
 - * la photosynthèse utilise le CO_2 (hausse de pH),
 - * l'assimilation de phosphates contribue à leur diminution dans l'eau interstitielle.
- L'effet du pH et du potentiel rédox dépend avant tout du contexte géologique qui influence la géochimie des sols et des eaux.

Tableau I.5: Influence de quelques paramètres physico-chimiques sur les échanges du phosphore entre phases (d'après Despreaux 1990)

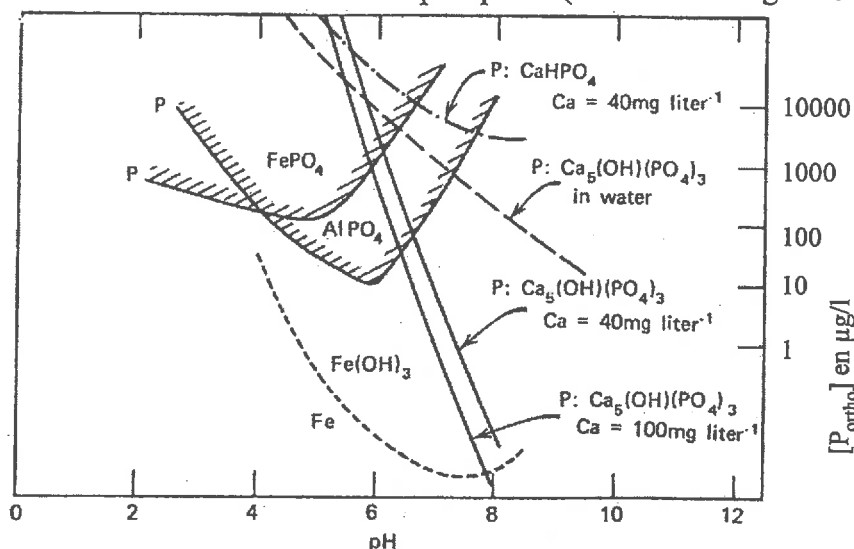
	Adsorption	Désorption	Phénomène en cause
↗ $[PO_4^{--}]$	↗		Loi d'action de masse
↗ $T^\circ C$	↗		Loi thermodynamique
	↗		Act. bact. libérant P
↗ pH		↗ P~Fe, P~argile	Compétition OH^- et PO_4^{--}
	↗ P~Ca		
↗ rH	↗ P~Fe		Adsorption sur fer ferrique

↗ signifie "augmentation de ..."

Ainsi, le carbonate de calcium joue-t-il un rôle privilégié dans l'insolubilisation des phosphates (Conesa 1969, Stumm et Morgan 1970) par coprécipitation (figure I.11). Les composés formés aboutissent, « par rétrogradations » successives (Cooke et William 1970, Arvieu 1981) à la formation de composés apatitiques pratiquement insolubles. Les conditions de formation de l'apatite sont optimales pour des pH supérieurs à 9 (favorisés par l'action de la photosynthèse) et des concentrations en carbonates aux alentours de 100 mg/l (Diaz *et al.* 1994). Les résultats prévus par les lois de la thermodynamique ne sont cependant pas toujours ceux observés dans les conditions du milieu naturel (Lee 1970).

Si le degré d'hydromorphie ne joue pas sur la liaison entre le phosphore et le calcium, il n'en est pas de même de sa liaison avec le fer, quatrième fournisseur d'électrons après l'oxygène, les nitrates et le manganèse pour ne citer que les éléments les plus courants dans les sols. La réduction du fer ferrique en fer ferreux entraîne la solubilisation du phosphore combiné, ce qui augmente d'autant les sources nutritives des végétaux (Thomas, 1970). Contrairement aux sols calcaires, cette solubilisation est d'autant plus importante que le pH est élevé.

Figure I.11: Effet du pH, de la concentration en calcium et de la concentration en orthophosphates en solutions sur les principales formes cristallisées du phosphore (Stumm et Morgan 1970)



Les traits (hachurés, discontinus, continus) représentent pour chaque forme la limite entre précipitation et solubilisation

Au niveau des sols, les transferts de P_{ortho} entre les particules et la solution du sol ont un impact considérable sur la nutrition des plantes, l'efficacité des engrais utilisés, et le niveau des exportations de P_{tot} associé aux écoulements hydriques. Au niveau des lacs, la quantité de phosphore labile des particules conditionne leur biodisponibilité.

2.3. STATUT PHOSPHATE DES SOLS ET DES SEDIMENTS

La détermination du pool d'ions labiles dans les sols agricoles a pour principal objectif de définir un niveau d'entretien en P_{tot} , niveau de concentration optimale vis-à-vis de la croissance végétale et des coûts engendrés par l'achat et l'application d'engrais. Son utilisation s'est récemment accrue pour mieux répondre aux problèmes environnementaux posés par des excès de P_{tot} dans les eaux de surface.

2.3.1. Méthodes de détermination du compartiment d'ions labiles dans les sols

L'assimilabilité du phosphore d'un sol ou de particules en général par des cultures s'effectue le plus souvent de manière indirecte par des méthodes basées sur des extractions chimiques (Dorich *et al.* 1985) ou sur des cinétiques de dilution isotopique. Dans les pays anglo-saxons, ces méthodes sont résumées sous le terme de « Soil Test P » (Sims 1993, Sharpley *et al.* 1993). Les plus courantes sont résumées dans le tableau I.6. Ces méthodes, diversifiées, aboutissent au résultat commun que le P_{labile} ne représente qu'une très faible fraction du P_{tot} (chapitre suivant).

Tableau I.6: Méthodes d'extractions chimiques pour la détermination de la quantité de phosphore labile

Méthode	Extractant	Référence
Olsen-P	NaHCO ₃	Olsen <i>et al.</i> 1954
	NaOH	Dorich <i>et al.</i> 1985
Dyer	Acide citrique	Dyer 1894
	Oxalate d'ammonium	Joret et Hebert 1955
	CaCl ₂	Aslyng 1954
Mehlich 1	H ₂ SO ₄ , HCl	Sabbe et Breland 1974
Mehlich 3	CH ₃ COOH, NH ₄ NO ₃	
Bray 1	HCl, NH ₄ F	Bray et Kurtz 1945

Les extractions chimiques du phosphore supposé assimilable ne restent cependant valables que pour un support sédimentaire homogène, c'est-à-dire dans un contexte géographique et géologique bien précisé (Wolf *et al.* 1985, Sims 1993) en raison de l'existence d'interactions variables entre les sols et les agents d'extraction (Fardeau *et al.* 1988). L'estimation la plus exacte du compartiment de phosphore labile consiste en la méthode de dilution isotopique (Russell *et al.* 1954, Fardeau 1981, Furumai et Ohgaki 1988). Son utilisation possède de multiples applications puisque les paramètres caractérisant le phosphore isotopiquement échangeable sont identiques à ceux décrivant le phosphore assimilable des sols. On peut citer comme retombées du traçage isotopique l'estimation de la validité des méthodes chimiques et le calcul du taux d'utilisation des engrais par les cultures. La mise en oeuvre des méthodes de dilution isotopique est délicate et ceci limite leur utilisation.

La méthode chimique permettant d'extraire de la terre du phosphore dont la composition isotopique est la plus voisine de celle de la plante, est la méthode Olsen (Olsen *et al.* 1954, Fardeau *et al.* 1988). L'efficacité de la méthode Olsen, répandue mondialement (Sims 1993), a été également corroborée par des réponses culturales (Walmsley et Cornforth 1973) et donne ses meilleurs résultats sur sols calcaires. De plus, c'est une méthode simple à mettre en oeuvre, qui consiste en une extraction ménagée au NaHCO_3 .

L'assimilabilité potentielle du phosphore d'origine organique n'est pas prise en considération dans les tests précédents. En utilisant l'assimilation microbienne comme extractant biologique, Thien et Myers (1992) obtiennent des grandeurs de pools assimilables trois fois plus importants qu'une extraction par la méthode Olsen sur des sols contenant environ 3% de matière organique. L'extraction enzymatique de P_{ortho} à partir de la matière organique permet également, en utilisant des enzymes spécifiques, de caractériser l'origine du phosphore organique contenu sur des particules (Feuillade et Dorioz 1992), notamment d'y reconnaître du phosphore d'origine domestique.

Le pool d'ions labiles ne représente qu'une faible fraction de la totalité des ions adsorbés sur les particules: Boniface et Trocmé (1988) ont montré qu'un excédent de fumure de $570 \text{ kg P}_{\text{tot}} \cdot \text{ha}^{-1}$ ne se traduisait que par un accroissement de $22 \mu\text{g/g}$ de P_{Olsen} , ce qui est cependant nettement moins que le rapport de 1/5 rapporté par Giroux *et al.* (1996) pour le $\text{P}_{\text{Mehlich}}$. Jonhson (1989) attribue au P_{Olsen} la fraction constante de 13% du phosphore particulaire.

2.3.2. Valeurs, facteurs et limites de la capacité de fixation de la phase solide

Le réservoir particulaire d'ions phosphates exerce un fort pouvoir de régulation sur les ions en solution, en raison de sa taille relativement importante et des processus d'équilibre instantané qui les relie (figure I.8). La capacité de fixation d'un sol est communément désignée par son « pouvoir tampon » par analogie avec le pouvoir tampon du sol vis-à-vis du pH. La partition entre phosphore soluble et phosphore particulaire varie de 1 à 10% selon les types de particules constituant le sol. Vilain (1989) rapporte que la solution du sol renferme 1 mg de P_{ortho} par litre si la quantité adsorbée est de 140 ppm pour une kaolinite calcique, 1000 ppm pour une montmorillonite calcique et 4000 ppm pour un hydroxyde de fer et 23000 ppm pour un hydroxyde d'aluminium (figure I.10). Ceci souligne le rôle primordial de la concentration en fer et en aluminium libres d'une particule sur sa capacité de fixation du P (Giroux *et al.*, 1996, Miller 1979). Le fractionnement granulométrique est également un facteur qui joue sur la capacité de fixation, celle-ci étant proportionnelle à la fraction inférieure à $2 \mu\text{m}$ (Conesa 1969). Enfin, la matière organique est un facteur d'augmentation du pouvoir tampon des sols.

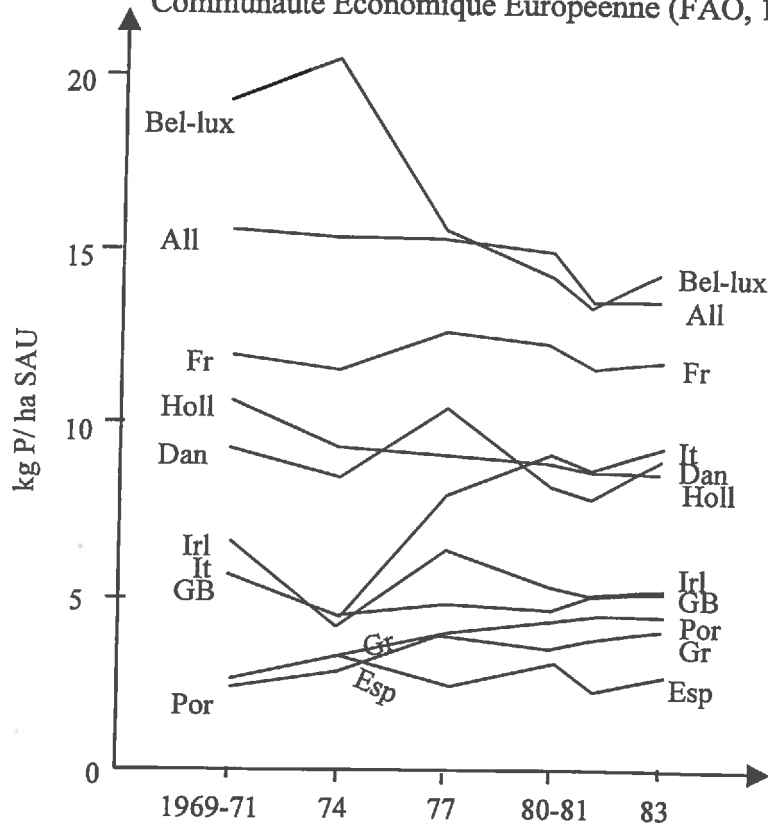
Lorsque les quantités de P_{tot} ajoutées à un sol sont importantes, son taux de saturation en phosphore augmente et la limite du pouvoir tampon est progressivement atteinte. Cette limite de fixation du phosphore sur la phase solide se traduit par des courbes à tendance exponentielle des isothermes d'adsorption présentées à la figure I.10.

On considère qu'un sol possède une faible capacité de fixation s'il ne peut retenir plus de $1120 \text{ kg P}_{\text{tot}}$ par hectare, dans sa tranche 0 - 90 cm. Un sol à capacité de fixation moyenne retient entre 1500 et 1800 kg. Les sols les plus fixants peuvent retenir plus de $2000 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Schneider et Erickson 1972). Dans plusieurs sols cultivés, les pouvoirs fixateurs sont presque saturés du fait des applications massives de fertilisants.

2.3.3. La (sur)fertilisation phosphatée

A cause du fort pouvoir fixateur des sols, des nombreux mécanismes d'insolubilisation du P_{ortho} , des exportations de phosphore par les cultures, et des pertes par lessivage et érosion des terres, la fertilisation phosphatée est nécessaire. Elle contribue à enrichir à la fois le compartiment labile, mais aussi à accroître le niveau de la fumure de fond. Les engrais se distinguent selon leur mode de fabrication, d'application et leur niveau d'utilisation à court terme. En France, la consommation d'engrais phosphatés se situe à une position intermédiaire vis-à-vis des autres pays européens avec 12 kg de P_{tot} par hectare de surface agricole utile (figure I.12). La consommation est stable contrairement à celle des engrais nitriques qui croît de 3% par an.

Figure I.12: Consommation d'engrais phosphorés dans la Communauté Economique Européenne (FAO, 1984)

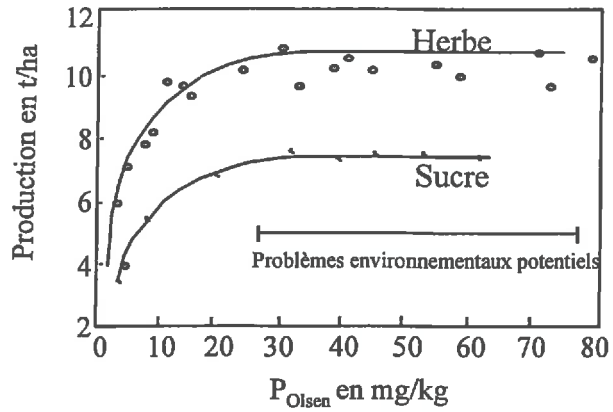


Le marquage isotopique des engrais au ^{32}P permet de vérifier le passage du P_{ortho} dans la plante. A court terme, les coefficients d'utilisation sont faibles, car une culture ne prélève que 20% du P_{ortho} qui lui est nécessaire à partir de la fumure annuelle (Morel *et al.* 1992). Ils dépendent du niveau initial de fertilité phosphorique des sols et de leur pouvoir tampon. Dans des essais de fertilisation de gazon (Ray-grass) au phosphate d'ammonium, phosphate alumino calcique et phosphate naturel de Caroline, Morel et Fardeau (1988) ont trouvé des coefficients d'utilisation de 14%, 2% et 0.9% respectivement.

L'effet de la fertilisation se fait sentir sur les rendements culturaux jusqu'à un pallier. Contrairement aux nitrates, des excès de P_{tot} dans les sols ne sont pas nuisibles au niveau des récoltes. Ils peuvent cependant entraîner des carences en zinc à des pH élevés. Le dépassement de l'optimum agro-économique dans les sols est courant dans le cas des élevages intensifs et sous les monocultures intensives de plantes annuelles (tableau I.1). Il peut également être dû à l'effet des calculs de fertilisation basés uniquement sur les bilans azotés (Sharpley *et al.* 1993).

Les niveaux de phosphore permettant l'obtention du rendement maximal sont définis culturalement (figure I.13). Exprimés en P_{Olsen} , ils varient de 6 à 20 ppm selon les types de sol et de culture (Cooke et William 1973, Morel *et al.* 1992, Poulton *et al.* 1995). En général, un sol présentant des teneurs excessives de P_{tot} possède un taux de saturation au moins supérieur à 10% et des teneurs en P_{ef} dans la solution du sol de l'ordre de 250 $\mu g/l$ (Giroux *et al.* 1996).

Figure I.13: Détermination expérimentale de l'optimum agronomique (Poulton *et al.* 1995)

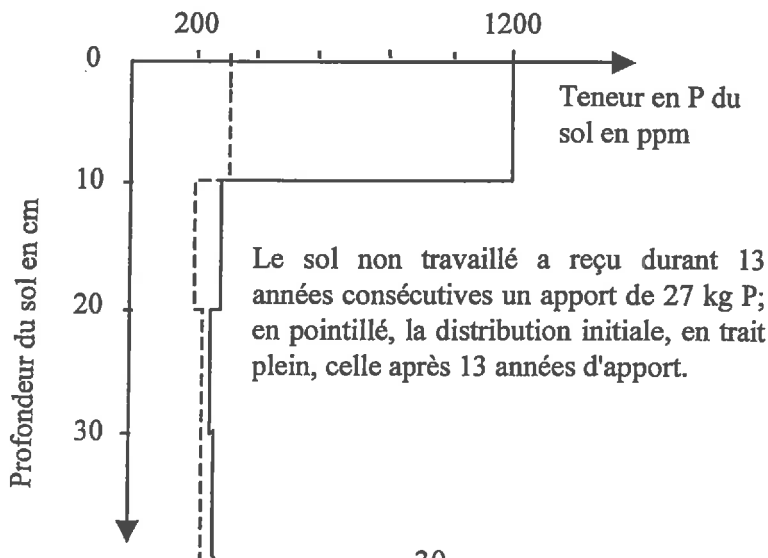


La « décontamination » des sols enrichis en P_{tot} (figure I.5, tableau I.1) est très longue; le chapitre I.4.4 consacré aux méthodes de lutte contre les émissions donne des ordres de grandeur des durées de restitution à des niveaux acceptables.

2.3.4. Conséquences des particularités géochimiques du phosphore en termes de transferts macroscopique

Du fait 1) de son affinité pour la phase solide, notamment de sa précipitation en sols calcaires et de ses liaisons avec les composés ferriques en sols acides, 2) de son contenu relativement élevé dans la matière organique, et 3) du recyclage vertical ascendant auquel il est soumis, le phosphore est un élément qui se concentre dans les horizons de surface. Ce phénomène est encore plus exacerbé sur les surfaces cultivées, notamment celles faisant l'objet d'un nombre minimum de labours (figure I.14 tirée de Vilain 1989, Griffith *et al.* 1977). Par conséquent, le transfert de P_{tot} des sols vers les milieux lenticques est essentiellement particulaire et superficiel (Sharpley *et al.* 1993). Les transferts par percolation profonde sont exceptionnels, surtout en région calcaire (Pilleboue 1986, Meybeck 1982), à l'exception des sols richement pourvus en matières organiques (Cooke et Williams 1973). La charge externe des lacs est donc constituée d'une fraction particulaire dominante, et de ce fait hétérogène. Selon leur nature, le phosphore associé aux particules est plus ou moins « biodisponible ».

Figure I.14: Profil des concentrations en phosphore d'un sol non travaillé (Vilain 1989)



2.4. BIODISPONIBILITE DES FORMES DU PHOSPHORE

Que ce soit dans le domaine agronomique ou limnologique, le phosphore joue le même rôle nutritif vis-à-vis de la matière végétale. Cependant, bien que basées sur des méthodes comparables, les études portant sur l'assimilabilité du P_p et du P_{ef} ont rarement fait le parallélisme entre la nutrition des végétaux à partir de la solution du sol et celle du phytoplancton à partir de la « solution du lac ».

2.4.1. Parallélisme entre agronomie et limnologie

Les tests portant sur les propriétés de la fraction particulaire du phosphore trouvent des applications d'ordres agronomiques ou environnementaux, c'est-à-dire limnologiques. Par exemple, l'agronome s'intéressera à la capacité d'un sol à retenir à long terme des charges importantes de P_{labile} afin d'optimiser les apports, alors que le limnologue étudiera la capacité des particules à relarguer rapidement du P_{ortho} utilisable par des organismes aquatiques, facteur d'eutrophisation. Milieux terrestres et lacustres s'opposent également au niveau des concentrations en particules et en P_{tot} .

La masse de particules contenues dans 1 m³ de sol dépasse 1 tonne, alors que le même volume d'eau en renferme 1 kg pour les rivières en crue et moins de 10 g pour les milieux lenticules. Les quantités de phosphore associées sont respectivement de 500 g (sol naturel), 1 g et 10 mg (lac oligotrophe). Alors que dans les sols et les sédiments la nutrition des plantes et des macrophytes fixés est contrôlée par le réservoir particulaire de P_{labile} (Fardeau *et al.* 1991, Carignan et Kalff 1980), en pleine eau, le principal réservoir de phosphore rapidement assimilable est le phosphore dissous.

Les différences concernent aussi la répartition granulométrique des particules, ainsi que leur temps de contact avec la matière vivante.

La fraction particulaire du phosphore dans les lacs, composée des sédiments et des matières en suspension minérales ou organiques, constitue une réserve importante potentiellement assimilable qualifiée de charge interne. C'est pourquoi les méthodes de mesure de la biodisponibilité lui accordent tant d'importance. Si, en agronomie, le phosphore labile qualifie la réserve en phosphore facilement utilisable par les plantes, en limnologie, c'est l'expression « phosphore biodisponible » qui est utilisée. Chacune se rapporte aux mêmes compartiments, déterminés analytiquement ou biologiquement.

Il existe, malgré les apparences, un fort parallélisme entre l'agronomie et la limnologie dans le domaine des tests effectués sur la fraction particulaire du phosphore. En effet, non seulement la limnologie utilise certains tests agronomiques, mais encore à des conditions de concentrations des particules et du phosphore plus proches d'un sol que d'un lac. Cette lacune méthodologique implique de considérer avec beaucoup de précaution les résultats de la biodisponibilité ... potentielle.

2.4.2. Définition et « mesure directe » de la biodisponibilité potentielle

La biodisponibilité potentielle des formes particulières du P_{tot} est définie comme la quantité de phosphore minéral qu'une culture monospécifique d'algues (*Selenastrum capricornutum*) déficiente en phosphore peut utiliser sur une période d'au moins 24h (Sonzoni *et al.* 1982). La croissance algale est mesurée par fluorimétrie ou comptage. L'exécution de biotests peut se faire en séparant les sédiments des algues par des membranes semi perméables (Young et De Pinto 1982, Boström *et al.* 88) afin de faciliter les analyses sur chaque compartiment. Mais cette approche sous-estime la quantité de phosphore extractible à cause de l'absence de

contact avec les enzymes superficielles des algues (Hegemann 1982). Rousseau (1990) obtient ainsi des maxima de croissance 10 à 20 fois inférieurs pour des algues séparées de sédiments par rapport à des conditions de mélange. Quoiqu'il en soit, les résultats d'un biotest ne fournissent que des résultats relatifs; les taux d'extraction mesurés ne sont pas extrapolables au milieu naturel (Boström *et al.* 1988).

2.4.3. Ordres de grandeur de la biodisponibilité du phosphore selon sa forme et son origine

De même que l'agronome assimile le phosphore dissous (P_{ef}) à celui directement assimilable par les plantes, de même le limnologue le considère-t-il immédiatement biodisponible pour les algues (Walton et Lee 1972, Peters 1981). La biodisponibilité du phosphore particulaire (P_p) s'exprime à plus long terme (Dorich *et al.* 1985, Smith *et al.* 1993) mais n'est jamais totale; dans la région des grands lacs américains, 60% au plus du P_p est biodisponible (PLUARG 1978). Dans le Rhône, cette proportion s'abaisse à 30% (Burrus 1984). La transition du P_p moyennement biodisponible au P_{ef} entièrement biodisponible peut laisser croire que la texture joue un rôle important sur la biodisponibilité. S'il est vrai que les particules les plus fines possèdent des capacités de fixation plus élevées, le phosphore fixé n'est cependant pas plus biodisponible (Persson 1990). De manière générale, l'utilisation du phosphore d'une particule est simplement proportionnelle à son contenu en P_{tot} , c'est-à-dire que sa biodisponibilité est intrinsèquement invariable, et montre une relative uniformité selon des contextes géochimiques semblables (Goltermann 1997, Young et De Pinto 1982). De même, la taille d'agrégats composés des mêmes fractions granulométriques n'influence pas la biodisponibilité (Dorich *et al.* 1984).

La texture joue cependant un rôle par rapport au temps de séjour des particules dans la zone photique (Sonzoni *et al.* 1982). La biodisponibilité algale ne se mesure donc pas seulement en termes de pourcentage du phosphore particulaire, la cinétique de relargage intervenant également dans la mesure où le contact entre les algues et leurs sources de phosphore est limité. Les sources de phosphore les plus biodisponibles sont celles qui présentent la plus forte cinétique de relargage (Young et De Pinto 1982). L'influence du phosphore colloïdal sur la croissance algale est soupçonnée d'être majeure mais est rarement mise en évidence du fait de son assimilation à du P_{ef} par les méthodes de filtrations classiques.

L'origine et le mode de transfert du phosphore particulaire sont les facteurs majeurs des variations de biodisponibilité du P_p rapportées ci-dessus (Dorioz *et al.* 1997):

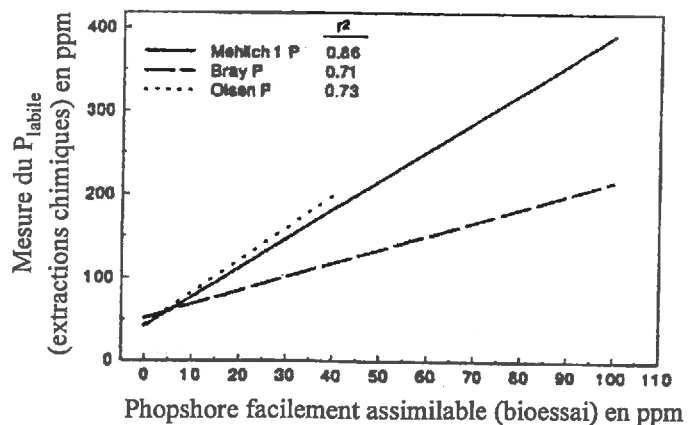
- le P_p d'origine diffuse agricole possède une biodisponibilité plutôt faible et relativement constante située aux alentours de 20% (Dorich *et al.* 1980, Lee *et al.* 1980);
- le phosphore d'origine ponctuelle rejeté par les stations d'épuration possède une biodisponibilité presque totale (Sonzoni *et al.* 1982) qui n'est pas affectée, à moyen terme, par les types de traitements (Young et De Pinto 1982);
- la biodisponibilité du phosphore issu du ruissellement urbain (pollution diffuse urbaine) est du même ordre de grandeur que celle du phosphore d'origine agricole (Browman *et al.* 1979);
- le phosphore présent dans les retombées atmosphériques présente une biodisponibilité comprise entre 25 et 50% (Sonzoni *et al.* 1982).
- les particules arrachées aux berges des réseaux hydrographiques ont une biodisponibilité négligeable (Young et De Pinto 1982).

Ces approximations sur la biodisponibilité sont le résultat de mesures plus ou moins directes sur la fraction particulaire du P_{tot} .

2.4.4. Mesure de la biodisponibilité potentielle par les méthodes indirectes

La caractérisation de la fraction biodisponible de sédiments ou de MES s'estime aussi à partir de tests moins directs dont certains se recoupent avec ceux utilisés dans les sols: Olsen, Mehlich et Bray (Wolf *et al.* 1985). Les résultats de ces méthodes chimiques convergent avec ceux des biotests (figure I.15, Sims 1993). Dorich *et al.* (1985) obtiennent également de bons résultats avec l'extraction par la soude et par des résines échangeuses d'anions. Wolf *et al.* (1985) déterminent la « Concentration du P à l'Equilibre » qui correspond à la concentration en P_{ortho} de l'eau avec laquelle aucune adsorption ni désorption n'apparaît (24h de mélange). Cette méthode d'extraction à l'eau est bien corrélée avec les autres extractions chimiques. Plus récemment, sont utilisées des languettes de papier imprégnées d'oxyde de fer (« Iron Oxide-Impregnated Paper », Menon 1989) qui permettent, de manière standardisée, de déterminer la biodisponibilité relative de particules en suspension (Sharpley 1993b). Les avantages de cette méthode sont sa fiabilité, sa reproductibilité et la possibilité de conserver longtemps la languette de papier avant analyse (Sharpley *et al.* 1994b). Burrus (1984) considère que le Phosphore Inorganique (= minéral en français!) Non Apatitique (PINA) possède une biodisponibilité de 100%, à l'opposé du Phosphore Inorganique Apatitique (PIA) extrait par attaque acide (méthode de Harwood *et al.* 1969) dont la biodisponibilité est considérée comme nulle.

Figure I.15: Convergence des résultats de différentes méthodes chimiques d'estimation du P_{labile} avec les bioessais (Sims 1993)



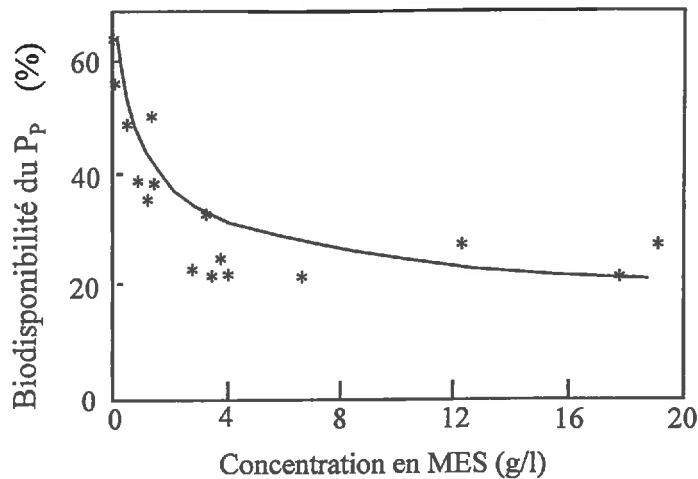
2.4.5. De l'analyse chimique à la culture d'algues

Les méthodes chimiques décrites précédemment présentent un biais important, car elles ne prennent pas en compte l'effet que la dilution des particules dans les milieux lentiques et lotiques provoque sur la valeur de la biodisponibilité de leur phosphore. Or, la quantité de d'orthophosphates prélevée par les algues est d'autant plus importante que la dilution est forte. Par exemple, Dorioz *et al.* (1997) ont montré qu'une dilution de particules multipliée par cent provoque un prélèvement biologique multiplié par dix. Sharpley *et al.* (1992) obtiennent les mêmes tendances (figure I.16).

De plus, les extractions chimiques ne donnent que des résultats relatifs qui doivent être calés par rapport aux biotests, autant de fois que le support sédimentaire change de nature (Wolf *et al.* 1985, Sims 1993). Cette remarque a déjà été faite à propos de la détermination du pool d'ions labiles des sols.

Si les résultats des tests chimiques présentent encore une certaine vérité relative par rapport aux biotests (« potentiellement biodisponible »), ils n'ont plus rien de commun avec la bioutilisation réelle des algues dans les lacs où règnent des conditions biologiques, physiques et chimiques très éloignées de celles du tube à essai.

Figure I.16: Relation entre la concentration des matières en suspension et la fraction du phosphore particulaire biodisponible aux exutoires de plusieurs bassins versants agricoles (Sharpley *et al.* 1992)



2.4.6. De la culture d'algues au lac

L'influence du phosphore particulaire sur les organismes lacustres (particules individuelles ou agrégées) varie selon son temps de séjour dans la zone photique. Par exemple, la plupart des particules atteignant les Grands Lacs américains ont une taille comprise entre 20 μm et 2 μm . Leur temps de séjour dans une zone photique profonde de 20 m est respectivement de 1 et 76 jours (Amstrong *et al.* 1979). Cette durée conditionne l'expression de la biodisponibilité. De plus, la biodisponibilité potentielle s'exprime différemment selon les facteurs suivants cités par Sonzoni *et al.* (1982):

- conditions de mélange et ampleur de la dilution,
- profondeur du lac et possibilité de remise en suspension des sédiments (recyclage interne),
- charge des matières en suspension dans le panache et ses effets sur la pénétration de la lumière,
- concentration en phosphore soluble et en autres nutriments dans le plan d'eau,
- relations trophiques au sein du plan d'eau contrôlant l'abondance et la spéciation algale,
- conditions de température et de pH.

3. MECANISMES DE TRANSFERT DU PHOSPHORE

Par ses propriétés physico-chimiques de dissolution, de désorption et sa capacité mécanique à déplacer des particules, l'eau liée, percolante ou ruisselante, apparaît comme l'extractant et le véhicule privilégié de la pollution diffuse. La pollution diffuse se manifeste chaque fois que le trajet de l'eau, naturel ou anthropique, interfère avec un stock de phosphore. Ce chapitre décrit les mécanismes des interactions eau - stocks de phosphore à l'origine de l'acquisition et du transport de des flux de phosphore d'origine diffuse. Il débute par un inventaire des caractéristiques principales de la pollution diffuse phosphorée vue depuis les exutoires des bassins versants pendant les crues (section 3.1). La section 3.2 présente les différents trajets empruntés par l'eau dans la couche superficielle d'un bassin et leur conséquence sur l'érosion des sols, principaux « pourvoyeurs » de phosphore. Les mécanismes d'émission du phosphore particulaire et soluble selon les voies superficielles et subsuperficielles sont abordés en section 3.3. L'émission du phosphore (acquisition) est suivie de son transport dans un réseau hydrographique (section 3.4) qui est susceptible de modifier les flux en transit aussi bien sur le plan des quantités (atténuation) que de leur spéciation.

3.1. CARACTERISTIQUES DES FLUX DE PHOSPHORE D'ORIGINE DIFFUSE MESURES A UN EXUTOIRE

La composition chimique des eaux à l'exutoire des bassins versants est contrôlée à la fois par les caractéristiques du bassin versant (géologie, pédologie, occupation du sol) et par l'influence du régime hydrologique. Dans le cas du phosphore, les émissions hors des bassins versants sont essentiellement particulaires et discontinues. L'influence du régime hydrologique porte plus particulièrement sur 1) les relations entre concentrations, débits et volumes, 2) le rythme des exportations à l'échelle annuelle et 3) la spéciation du phosphore exporté.

3.1.1. Exportations discontinues, essentiellement particulaires

La spéciation du phosphore mesurée aux exutoires de bassins versants ruraux semble être assez stable, essentiellement particulaire (environ 80%) à l'échelle annuelle (Johnson *et al.* 1976, Schuman *et al.* 1976, Kronvang 1990, Sharpley *et al.* 1993, Svendsen *et al.* 1995). Des fractions plus faibles ont été mesurées directement à la sortie de parcelles concernées par des mesures de lutte anti-érosives (Staver et Magette 1988) mais le changement d'échelle ne permet pas de comparaison. En revanche, à l'échelle du bassin versant, il est démontré que la présence de pollution ponctuelle modifie les spéciations et la teneur en P des particules transportées (50% seulement de P_p, Dorioz et Ferhi 1994).

Figure I.17: Courbes des charges cumulées de phosphore à l'exutoire d'un bassin versant rural (Kronvang 1992)

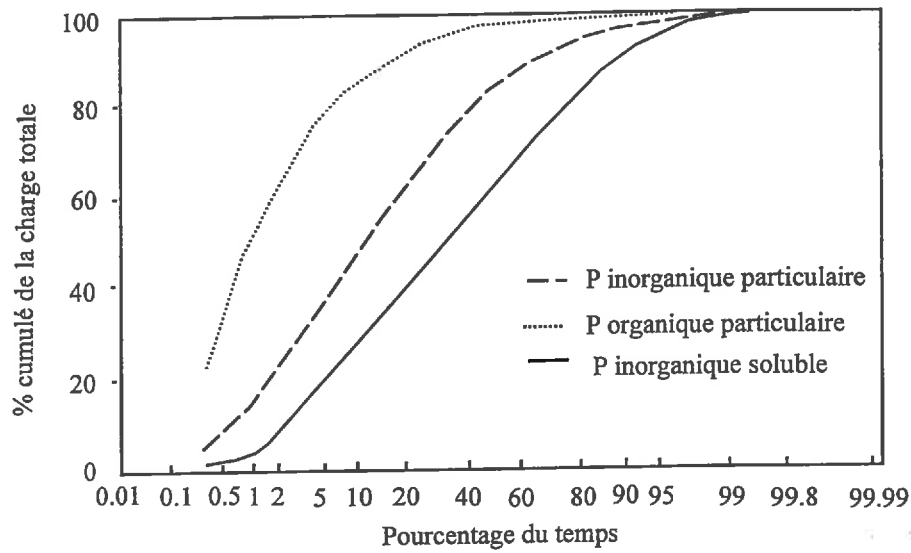
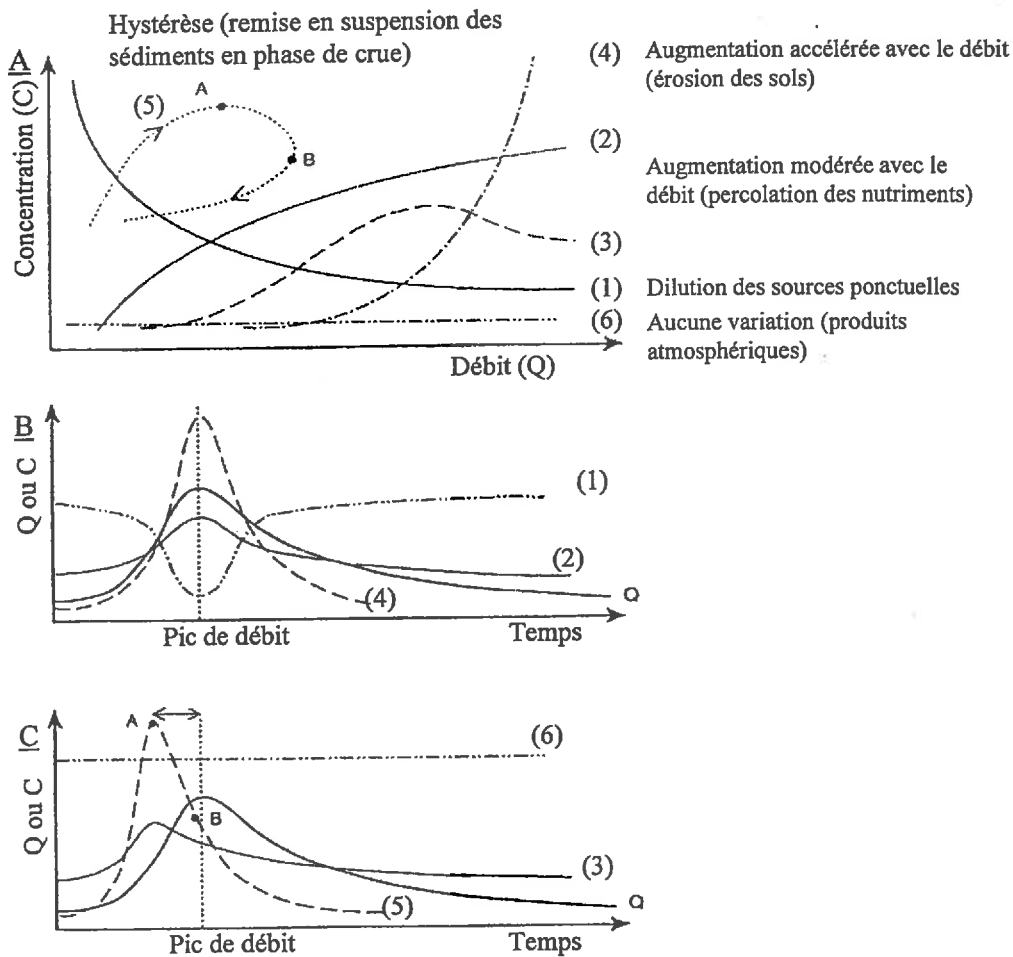


Figure I.18: Relations type entre concentrations et débits, indépendamment ou en fonction du temps (Meybeck 1996)



Dans les bassins versants ruraux, la plus grande partie du flux annuel de phosphore total (P_{tot}) émis se produit lors des plus fortes crues. Ceci est à mettre en relation avec la nature essentiellement particulaire du phosphore aux exutoires. Ainsi, sur un bassin danois de 126 km², 80% du phosphore particulaire (P_p) émis annuellement s'exporte en moins de 10% du temps alors que la même proportion de phosphore soluble (P_{ef}) requiert 80% du temps (figure I.17, Kronvang 1992). Le transfert particulaire apparaît beaucoup plus discontinu que celui des substances solubles (Fisk 1977, Meybeck 1994). La discontinuité des transferts de P_p , donc de P_{tot} , est un résultat largement répandu; elle ne dépend pas de l'échelle du bassin. A l'exutoire d'un petit bassin versant agricole (0.14 km²), Dorioz et Ferhi (1994) enregistrent 90% du flux annuel de P_p en une dizaine de jours seulement. Pour un bassin rural beaucoup plus grand (330 km²), Johnson *et al.* (1976) mesurent 75% des exportations en 10% du temps.

Discontinues, les émissions de P_{tot} ne sont pas seulement liées aux aléas du climat. Dorioz et Ferhi (1994) et Kronvang (1990) évoquent un « rythme saisonnier des pertes ». Pour les premiers, les pertes maximales se concentrent lorsque la couverture du sol est minimale. Pour le second, les plus fortes exportations sont atteintes lors des crues de reprises hydrologiques d'automne suivant les périodes sèches propices aux accumulations. Davis et Keller (1984) observent également à l'exutoire d'un bassin versant un cycle annuel des concentrations en orthophosphates (P_{ortho}) qu'ils interprètent comme une évolution de la contribution des différents réservoirs de P_{tot} . Une telle discontinuité des émissions, à l'échelle annuelle, apparaît également à l'échelle de la crue et est largement tributaire des modes de variations du débit.

3.1.2. (Absences de) relations hydrochimiques typiques du phosphore

Les différents types de relations entre le débit et les concentrations sont présentés à la figure I.18 (Meybeck 1996). Ces relations sont généralement utilisées pour déterminer l'origine (diffuse -ponctuelle) et le mode de transfert (superficiel ou hypodermique) des éléments mesurés (Casey et Far 1982). Ces figures montrent qu'il existe deux manières d'envisager les relations entre concentrations et débits:

- 1) comme un ensemble de données indépendantes (graphique x, y) ou
- 2) à travers l'évolution de chaque paramètre en fonction du temps.

Selon le type de données récoltées, on privilégie l'une ou l'autre. Dans le cas du phosphore, l'approche par corrélation de sa concentration avec les débits correspondants donne des résultats médiocres, qu'il s'agisse de bassin avec ou sans composante de pollution ponctuelle.

Le suivi en fonction du temps montre par contre que l'évolution des teneurs en P_{tot} est nettement sous l'influence de celle des MES dont la concentration est proportionnelle à l'augmentation du débit. La forme de relation la plus couramment observée se rapporte à la figure I.18 c, pour laquelle les pics de $[P_p]$ et de $[P_{ef}]$ précèdent légèrement le pic de débit (Verhoff *et al.* 1982, Kronvang 1990, Probst 1985).

On ne rencontre pas de variables dont le flux Φ ne croisse pas avec le débit. Cette relation est liée au coefficient « b » de la relation entre concentration et débit (abrégée C - Q) suivante (Meybeck 1994, Haddrill *et al.* 1983):

$$C = aQ^b \quad \text{d'où } \Phi = aQ^{b+1}$$

Si $-1 < b < 0$, les flux croissent moins vite que les débits. C'est le cas général des ions majeurs et de certains nutriments. Si $0 < b < 1$, les flux croissent plus vite que les débits. C'est le cas général du P_{tot} , du carbone organique total et fréquemment des nitrates. Si $b > 1$, les flux croissent beaucoup plus vite que les débits. C'est typiquement le cas des matières en suspension (MES) et de leurs polluants associés. Par conséquent, les plus fortes crues prennent une importance considérable et inversement lorsque $b < 1$.

Il est cependant contestable d'utiliser une relation unique liant le phosphore au débit (Dorioz et Ferhi 1994) car:

- des pics retardés de $[P_{\text{ef}}]$ associés à l'écoulement hypodermique sont parfois signalés (Ng *et al.* 1993); ce découplage du transfert des formes solubles et particulaires peut aussi être lié à une origine différente (Dijkhuis *et al.* 1992),
- certaines crues donnent lieu à plusieurs « bouffées » successives de MES et de P_{tot} pouvant s'expliquer soit par discontinuité spatiale des accumulations soit par une différenciation des vitesses de transport des formes solubles, colloïdales et particulaires (Dorioz *et al.* 1989),
- il existe un phénomène d'hystérésis orthograde (sens trigonométrique) du P_p dû à la décroissance des concentrations au sein d'un événement (figure I.18 a) et d'une saison à l'autre (Gafrej 1993, Davis et Keller 1984, Verhoff *et al.* 1982).

Ces remarques sont également valables pour d'autres éléments, y compris solubles; les stratégies d'échantillonnage doivent s'adapter à ces comportements non linéaires (Bellamie 1986, Dupraz 1984).

Contrairement aux relations entre les concentrations en phosphore total et le débit, la concentration des formes du P_{tot} peuvent parfois s'obtenir à partir des relations qui les relient entre elles et aux MES. Ainsi, dans un des affluents principaux du Léman (la Venoge), les concentrations en P_p et en P_{ef} s'expriment à partir de celle des MES et du P_{ortho} (Zhang *et al.* 1989).

Un autre type de relations hydrochimiques importantes concernant le phosphore est celle qui lie la concentration en MES avec la teneur en P de celles-ci. Il est admis que le contenu en P des MES diminue proportionnellement à la concentration des MES (Kronvang 1990) du fait 1) du transport de particules plus grossières (Viner 1988), 2) d'un contenu en matières organiques plus faibles et 3) de l'accès à des stocks de particules plus pauvres en P comme celles constituant les berges du réseau hydrographique (Svendsen *et al.* 1995). La diminution des teneurs en P de particules s'accompagne selon Sharpley *et al.* 1992 d'une baisse de leur biodisponibilité potentielle (figure I.16). La hausse des concentrations en MES entraîne également une baisse moyenne de la concentration en P_{ef} de la phase liquide associée (figure I.19, Sharpley et Smith 1990). Ce phénomène, valable sur des valeurs moyennes, ne se retrouve pas forcément pendant le déroulement des crues du fait des fortes interactions entre le P_{ef} et les sédiments (Pilleboue 1985).

Figure I.19: Relation linéaire inverse entre concentrations des matières en suspension et du phosphore soluble mesurées sur des ruissellements de prairies grasses (Sharpley et Smith 1990)

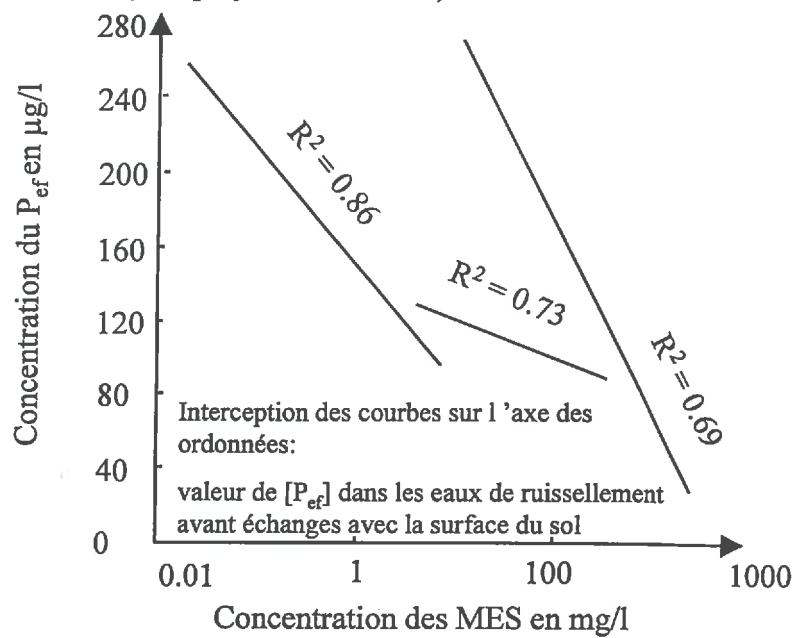


Figure I.20: Les différents processus d'écoulements (Kölla 1987)

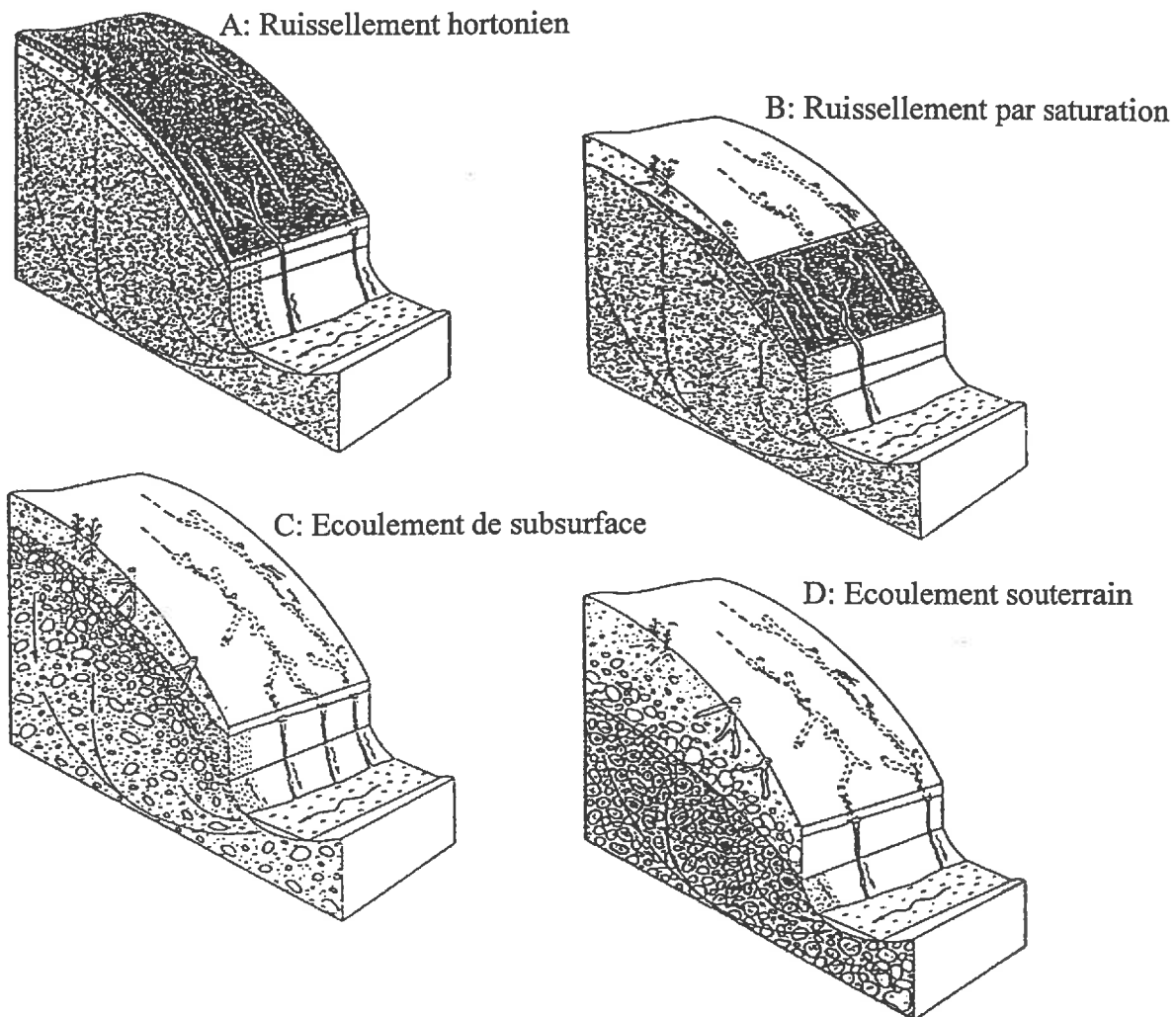


Tableau I.7: Valeurs de la conductivité hydraulique à saturation en fonction de la texture du sol (Hillel 1974)

Type de sol	Conductivité hydraulique à saturation en mm/h
Sables	>20
Sols sableux et lossiques	10-20
Limons	5-10
Sols argileux	1-5
Sols argileux sodiques	<1

3.2. MECANISMES HYDROLOGIQUES ET CONSEQUENCES EN TERMES D'EROSION

Sur les bassins versants, les éléments du cycle de l'eau utiles à prendre en compte pour la pollution diffuse sont le ruissellement et l'infiltration sur les zones actives. Ces deux phénomènes complémentaires aux formes multiples agissent différemment sur les stocks de phosphore particulaire et soluble.

3.2.1. Diversité des écoulements et de leurs origines

Il existe différents processus d'écoulement susceptibles de générer des crues (figure I.20). On distingue classiquement les ruissellements de surface de type hortonien, les ruissellements de surface par saturation, les écoulements latéraux et les écoulements souterrains à partir des nappes. La quantification et la description des écoulements de surface sont facilitées du fait de la faisabilité des méthodes d'observations et de mesures.

- **Le ruissellement de type hortonien** se produit lorsque la capacité limite d'infiltration du sol est dépassée. Dans le cas extrême des zones imperméabilisées urbaines, cette condition est toujours atteinte. La capacité d'infiltration des sols agricoles dépend principalement de deux éléments limitants: leur conductivité hydraulique à saturation et la fermeture de leur horizon superficiel

Le premier facteur se rapporte essentiellement à la texture et représente la valeur limite du taux d'infiltration d'un sol homogène. Le tableau I.7 donne les ordres de grandeurs des perméabilités de différents types de sols saturés en eau.

A un degré moindre de saturation, le coefficient d'infiltration est plus élevé (Koro *et al.*, 1995). L'état hydrique d'un sol au moment d'un événement pluvieux est déterminé par la pluie des quelques jours précédents. En revanche, la pluie cumulée depuis le dernier travail du sol détermine l'état de dégradation structural de la parcelle considérée (Le Bissonnais et Papy, 1997).

En zone tempérée, la conductivité hydraulique de la couche superficielle du sol peut devenir limitante par fermeture de la porosité (Boiffin 1984, Le Bissonnais 1988, Lelong *et al.* 1993); l'atténuation de la rugosité diminue quant à elle les capacités de stockage initial. Dans le cas de sols limoneux, la capacité d'infiltration, initialement de 30 à 40 mm.h⁻¹ décroît jusqu'à 1-2 mm.h⁻¹ sur les surfaces battantes (Boiffin *et al.*, 1988). Dans les régions tempérées, les intensités pluvieuses dépassent rarement 25 mm.h⁻¹.

Les restrictions à l'infiltration, matérialisées par des « croûtes de battance », sont favorisées par le tassement du sol (semelles de labour, passages d'engins agricoles) et provoquées par l'action désagrégeante des gouttes de pluie. L'action des traces de roues est également très importante non seulement en tant que facteur de tassement mais aussi en tant que collecteur potentiel des eaux de ruissellement. Leur surface est liée aux pratiques d'entretien des cultures.

La sensibilité d'un sol au développement de la battance est dépendante de sa stabilité structurale et des pratiques culturales. Une étude menée sur plus de 200 parcelles de la région chablaisienne (Vansteelant *et al.*, 1997) a montré que le ruissellement lié à la dégradation structurale superficielle des sols prédominait, et se concentrait surtout sur les systèmes d'exploitation traditionnels en raison d'un outillage peu performant nécessitant des passages répétés sur la parcelle. Le déclenchement du ruissellement s'observait lorsque la proportion de surfaces battantes était d'au moins 40%.

- Lorsque l'eau infiltrée parvient à saturer le profil de sol par dépassement de sa capacité de stockage, le **ruissellement par saturation** apparaît. Ce phénomène se produit soit par contribution de l'eau de subsurface restituée par exfiltration, soit par contribution directe des précipitations tombant sur des surfaces saturées. Les surfaces saturées se localisent préférentiellement en bas de parcelles (Vanstellant *et al.*, 1997), dans leur partie concave (Petch 1988, Cros-Cayot 1996). Pour Mérot (1991), cette zone saturée constitue la zone active. Nous étendons désormais ce concept à toutes zones capables de produire un écoulement d'eau. L'extension des zones actives détermine le débit de base du réseau drainant (Mérot 1991). Elles sont associées à des phénomènes d'hydromorphie favorables à la dénitrification des eaux (Curmi *et al.*, 1997) mais également au relargage de P_{ef} . Le drainage des surfaces agricoles a pour vocation de désaturer les zones hydromorphes de nappes perchées. La qualité de l'eau associée est donc théoriquement celle associée à ces nappes.

- Une partie des précipitations infiltrées chemine quasi horizontalement dans les couches supérieures du sol pour reparaître à l'air libre, à la rencontre d'un chenal d'écoulement. Ces **écoulements latéraux** (également appelés hypodermiques, de subsurface ou retardés) sont dus à l'existence d'une anisotropie verticale des perméabilités (Youngs, 1988). Ils se déroulent en conditions saturées au sein des nappes perchées et sont sous l'influence de l'effet piston. Ils se concentrent dans des chemins préférentiels allant des gros pores non capillaires (macroporosité) jusqu'aux tuyaux de drainage. Leur quantification est mal connue.

- La **percolation profonde** de l'eau vers la nappe phréatique dépend de la structure et de la géologie du sous-sol. L'écoulement souterrain en provenance de la nappe phréatique est appelé écoulement de base; il est à l'origine des sources.

Lors de leurs propagations, les écoulements peuvent changer de nature, par infiltration et exfiltrations successives. Il n'est pas rare d'assister à des cas de ruissellements qualifiés **d'externes** résultant du débordement de fossés ou de ruisseaux (Vanssteelant *et al.*, 1997). Cette forme de ruissellement peu citée dans la littérature est exacerbée par le mitage du parcellaire. A l'échelle d'une crue, certains écoulements dits **endoréiques** n'atteignent pas l'exutoire, du fait de leur réinfiltration dans certains points bas du réseau hydrographique. Les sous bassins versants concernés sont considérés déconnectés par rapport aux charges de phosphore émises

3.2.2. Modélisation des processus hydrologiques

La détermination du cycle de l'eau sur un bassin versant répartit la pluie nette dans plusieurs compartiments. Les différents écoulements relatifs sont étudiés en termes de bilans et sont de ce point de vue facilement modélisables. Les modèles hydrologiques calculent, pour une pluie donnée, la part infiltrée (équations de Horton, Philip, Green & Ampt) et celle ruisselée (modèle du Soil Conservation Service Curve Number). La quantité ruisselée sert de base aux modèles de prédiction de l'érosion; elle est accompagnée d'une approximation du pic de débit par unité de surface de l'écoulement, de sa hauteur et de sa durée (Smith et Williams 1980). La propagation des eaux ruisselées dans le réseau hydrographique est basée sur une équation de continuité.

Parmi les lacunes des modèles hydrologiques (Kauark Leite 1990), celles concernant la fonction de transfert de l'eau est utile à rappeler dans le cadre d'une étude sur la pollution diffuse. Du fait que l'hydrologie opérationnelle s'intéresse seulement à la prévision des débits à l'exutoire, les modèles hydrologiques ne se sont jamais intéressés aux mécanismes du cheminement de l'eau à l'intérieur du bassin. Une approche aussi globale du bilan hydrologique des bassins demeure insuffisante lorsqu'il s'agit de rendre compte des interactions spatialisées entre l'eau et les stocks disséminés de nutriments. Elle ne permet pas non plus d'intégrer toute la diversité des formes de ruissellement.

3.2.3. Processus et mécanismes de l'érosion hydrique

La composante superficielle de la circulation de l'eau sur les bassins versants est certainement celle qui provoque les phénomènes les plus spectaculaires. L'érosion des terres est une de ses conséquences, et constitue une source potentielle de problèmes agronomiques et environnementaux à travers la pollution diffuse qu'elle engendre.

La complexité des phénomènes érosifs va au-delà d'une simple combinaison entre leurs processus de détachement et de transport. La prise en compte d'une spatialisation des phénomènes sur les zones actives, et l'existence de ruissellements non érosifs impliquent une diversité de cas à laquelle la modélisation a du mal à répondre.

3.2.3.1. Ordres de grandeur de l'érosion hydrique

L'érosion des sols cultivés met en péril l'agriculture à long terme si son taux excède celui de la pédogenèse. Un seuil de tolérance de $11 \text{ t.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ a été fixé par le Soil Conservation Service américain. Une telle quantité représente, sur la base d'une densité apparente du sol de 1 g/cm^3 , une hauteur de 1 mm et un volume de $1 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$. Dans la région lémanique, le seuil de tolérance est 10 fois inférieur puisque la valeur de pédogenèse de 0.1 mm.an^{-1} est admise.

Certaines cultures sensibles comme le maïs (Etats-Unis) peuvent présenter des taux d'érosion dépassant les $100 \text{ t.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ sur des sols limoneux et pour des pentes aux alentours de 10%. Les sols limoneux du nord et du nord-est de la France sont également sujet à des taux d'érosion dépassant le seuil de tolérance (Auzet 1987). Dans la région lémanique (Mosimann *et al.*, 1991), le taux moyen d'érosion des terres cultivées reste inférieur à $1 \text{ t.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$, et est extrême dans les régions de vignoble (jusqu'à $90 \text{ t.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$). L'érosion relève de plusieurs processus et possède différentes signatures.

Figure I.21: Représentation schématique des zones de rigoles et d'inter-rigoles ("rills & interrills")

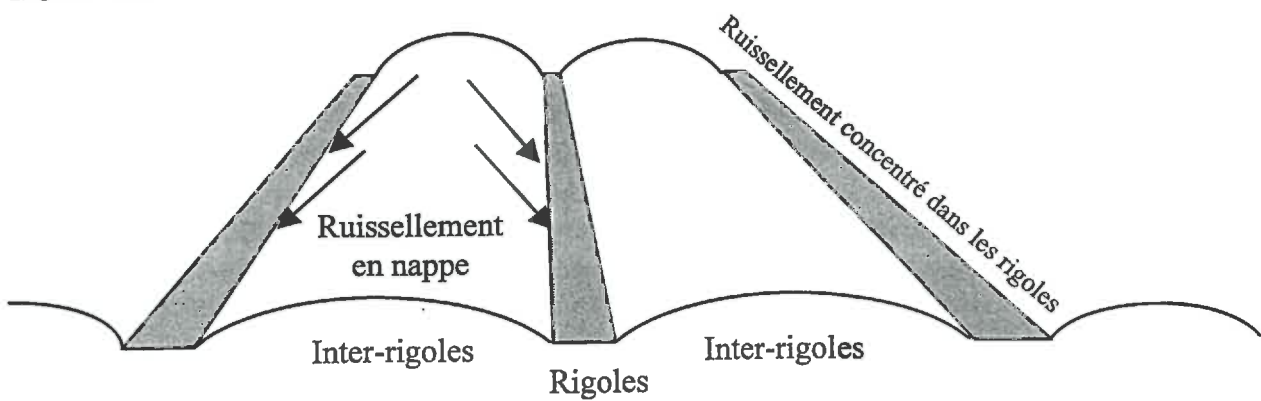
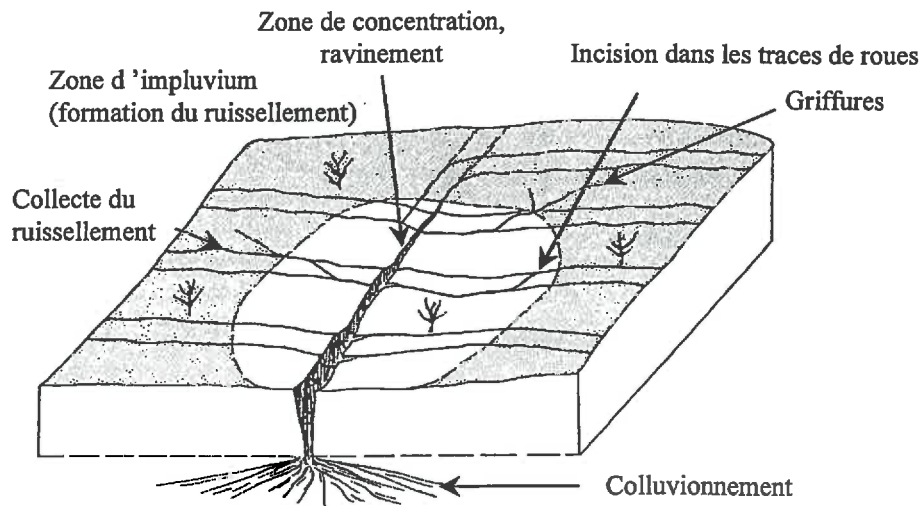


Figure I.22: Les zones différenciées du point de vue du ruissellement et de l'érosion dans un bassin versant agricole (Lebissonais et Papy 1997)



3.2.3.2. Typologie des formes d'érosion

Il existe plusieurs classifications des formes d'érosion qui se recoupent:

- a) avec ou sans ruissellement
- b) érosion en nappe ou érosion linéaire,
- c) érosion de type rigole-interrigole ou érosion par concentration du ruissellement.

a) **L'érosion hydrique sans ruissellement** est provoquée par l'énergie cinétique des gouttes de pluie dont l'impact sur le sol peut provoquer l'éclatement des agrégats et la dispersion des particules fines par effet de « splash ». L'apparition d'une érosion par splash est dite aussi érosion par rejaillissement. Le déplacement anarchique des particules provoqué par le « splash » provoque un transfert négligeable des particules vers le réseau hydrographique (Foster, 1980). L'érosion créée par le ruissellement est due à la force de cisaillement de la lame d'eau ruisselante qui dépasse la résistance du sol. La capacité de transport du ruissellement est dépendante de la vitesse et de la hauteur de cette lame. Ses variations de hauteur, distinguant l'écoulement diffus du concentré, sont à l'origine de la deuxième classification.

b) **L'érosion en nappe**, laminaire ou diffuse -sens différent de celui pris par le terme « pollution diffuse »-, nécessite une pente faible, régulière, et de faible rugosité. Elle se caractérise par des signes visibles mais discrets de remaniements de terre; tout au plus quelques minuscules incisions de quelques mm, les « griffes d'érosion » apparaissent. Vu la faible capacité de transport du ruissellement laminaire et les phénomènes de redéposition associés, une sélection des fractions fines (argiles) et légères (matières organiques) est effectuée. La sélectivité du détachement sur les différentes fractions texturales serait nulle (Foster 1980), bien que des résultats plus récents aient montré l'inverse pour des vitesses de cisaillement inférieures à 1.7 cm.s^{-1} (Rauws et Govers, 1987). Ces matières, dont l'enrichissement relatif par rapport aux sols peut être important, sont caractérisées en outre par leurs fortes surfaces spécifiques.

L'importance des quantités de matières déplacées par l'érosion en nappe est difficile à déceler et à mesurer. Elle n'est cependant pas négligeable: des résultats récents estiment à plusieurs tonnes des MES par ha les quantités de terres ainsi déplacées sur un sol limoneux du bassin parisien (Gallien, 1994).

Si la pente s'accroît, on peut observer à intervalles plus ou moins réguliers des incisions plus marquées, les rigoles, qui suivent souvent les traces de roues ou des lignes de travail du sol. A partir de ce stade de concentration du ruissellement, deux systèmes sont décrits concernant la forme et les symptômes de l'érosion linéaire. Le premier système, propre aux climats tropicaux ou méditerranéens caractérisés par des intensités pluvieuses importantes, est un système d'érosion de type rigole-interrigole (« rill-interrill ») associant érosion diffuse et linéaire (Wishmeier 1976). La zone active est alors divisée en zones de rigoles et d'interrigoles ([figure I.21](#)). Les rigoles donnent lieu à du ruissellement concentré. Le ruissellement en nappe (« interrill, sheet ») naît et se propage sur les zones d'interrigole et alimente les rigoles (« rill, gully »). L'origine des rigoles peut être liée à la microtopographie de la zone active, aux interrangements de cultures, ou carrément aux traces de roues des engins agricoles. Les rigoles se juxtaposent, parallèlement et à faible distance. La seconde façon de considérer la zone active est de lui attribuer une zone d'impluvium à partir de laquelle va naître un ruissellement en nappe ([figure I.22](#)). De part la longueur des pentes et les volumes écoulés, ce ruissellement se concentre dans des chenaux de collecte d'origine topographique (talweg) ou agraire (fourrières situées en contrebas de parcelles) et donne naissance à l'érosion en rigole propre aux climats tempérés.

c) Parmi les grands types d'érosion, l'érosion en rigoles issue du ruissellement concentré est la plus caractéristique des régions à conditions pluviométriques et topographiques modérées mises en valeur de façon intensive par un système de culture à base de plantes annuelles (Boiffin *et al.*, 1988). Ce type d'érosion résulte de la connexion hydrologique entre une aire génératrice de ruissellement (figure I.22) qui n'est pas nécessairement érodée, avec un collecteur linéaire au niveau duquel les débits et les vitesses tractrices des écoulements dépassent les seuils d'incision (Shields, 1936).

La différence avec l'érosion de type rigole-interrigole est que cette dernière se caractérise par la forte influence de l'impact des gouttes de pluie comme facteur de détachement des particules solides et non pas comme facteur de déstructuration superficielle et par le fait que l'eau ruisselante et les particules sont émises par les mêmes surfaces. Cela rend possible une approche globale et non spatialisée du rôle des différents facteurs jouant sur l'érosion. Une telle démarche n'est plus envisageable lorsque les zones émettrices du ruissellement et celles productrices de sédiments sont disjointes (Ludwig *et al.*, 1996). Les études menées dans le cadre des dépôts limoneux du Bassin parisien montrent le caractère souvent catastrophique pris par ce type d'érosion. La concentration des MES dans les coulées boueuses dépasse systématiquement 10 g/l et un seul épisode orageux peut exporter plus de 20 t.ha⁻¹ (Angélieume 1996), soit environ 2 mm de sol. L'ampleur du phénomène érosif se détermine par la fréquence des incisions et par la taille de leur section (Ludwig *et al.*, 1996).

A l'opposé de ce phénomène dévastateur se trouvent parfois cités des cas de ruissellements non érosifs. Nous nous proposons de faire le point sur ce thème.

3.2.3.3. Cas des ruissellements non érosifs

Le cas des ruissellements non érosifs sur des parcelles agricoles n'est pas abordé dans la littérature en tant qu'objet d'étude. Lorsque ce phénomène est cité (Vansteelant *et al.*, 1997) il n'est que déduit d'observations, ou comparé à d'autres phénomènes dont l'ampleur érosive est intense. Les ruissellements non érosifs ne doivent sans doute leur existence qu'à un manque de mesures réelles, à une description relative des phénomènes et à l'utilisation d'un vocabulaire inadéquat. Cros-Cayot (1996) fait remarquer que, sur une parcelle de maïs, les concentrations en charges solides dans l'eau sont de plus en plus faibles, mais jamais nulles, lorsque la croûte de battance est de mieux en mieux formée.

Il est indéniable que des écoulements à très faibles concentrations en MES existent. Cet argument est appuyé par les travaux de Roose (1980) qui montrent un découplage temporel entre ruissellement et érosion au cours d'une averse (figure I.23). Le découplage spatial a été cité plus haut par Ludwig *et al.* (1996).

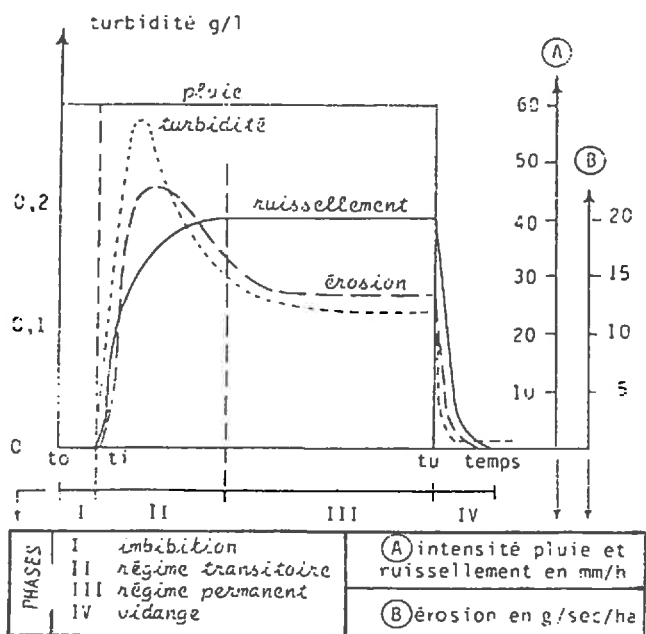


Figure I.23: Représentation graphique d'une averse simulée constante montrant les variations de turbidité des eaux de ruissellement (Roose 1980)

Le couplage du ruissellement et de l'érosion présente ainsi plusieurs visages, et il semble que ces distinctions soient autant liées aux méthodologies d'étude qu'à des contextes géographiques différents. Les facteurs de l'érosion sont de même nature que ceux du ruissellement: hydrologique (pluie et ruissellement), topographique (pente et longueur de pente), pédologique (érodabilité, couvert) et agraire (pratiques culturales). La modélisation de l'érosion va de leur simple calage empirique à leur détermination mécaniste.

3.2.4. Modélisations usuelles des phénomènes érosifs

Il serait fastidieux de recenser tous les modèles utilisés dans le cadre de l'érosion. Nous choisissons de présenter l'évolution de la modélisation à l'aide des modèles les plus courants, de leur concept et de leurs limites théoriques (tableau I.8). Le classement choisi se fonde sur la complexité des algorithmes et non pas sur leur capacité à reproduire la réalité. L'équation universelle de perte des sols (USLE), basée sur des facteurs d'érosivité des pluies et d'érodabilité des sols sert de pilier fondateur à tous les modèles. Elle est basée sur l'étude de parcelles témoins calibrées: 22m de long, pente de 9% et cultivées en jachère et labourée périodiquement de manière à ce que le sol ne puisse former de croûte superficielles. Le calage de ses facteurs aux régions d'Europe Occidentale a été réalisé par Bollinne (1982). La contribution de la modélisation « post-USLE » réside dans:

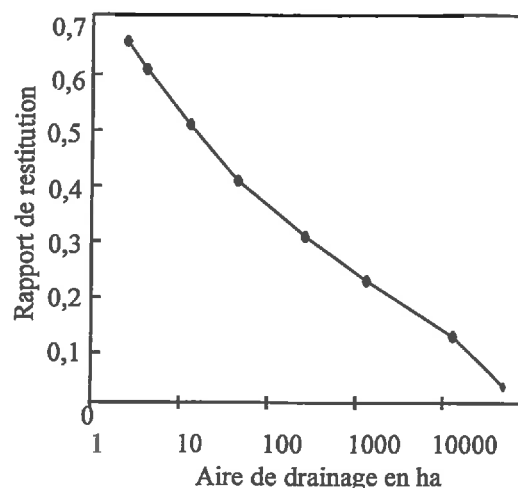
1) l'adaptation à différentes échelles spatiales et situations topographiques variées par maillage carré de la surface (AGNPS, Young *et al.* 1989, ANSWERS, Beasley *et al.* 1977), séparation en zones de rigoles-interrigoles (WEPP, Laflen *et al.* 1991), division de la surface par rapport aux types d'écoulements produits (CREAMS, Foster *et al.* 1980),

Tableau I.8: Les modèles d'érosion les plus courants

Modèles	Résultat de la modélisation	Méthode, outil, équation	Auteur
USLE Universal Soil Loss Equation	Masse brute annuelle érodée	Calage empirique des facteurs d'érosivité des pluies et d'érodabilité des sols	Wishmeier (1954)
MUSLE Modified Universal Soil Loss Equation	Masse brute érodée à l'échelle de l'averse	Calage empirique des facteurs d'érosivité des pluies et d'érodabilité des sols	Williams (1975)
ANSWERS	Masse nette érodée à l'échelle de l'averse	- Calcul de la contribution séparée des rigoles et interrigoles en divisant les facteurs de l'USLE - Prise en compte de la capacité de transport	Beasley <i>et al.</i> (1977)
FMO (Foster, Meyer et Onstad) CREAMS (Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems)	Masse nette érodée à l'échelle de l'averse Erosion et transport des MES	- formulation plus sophistiquée de la capacité de transport (Yalin) - Calcul de la force de cisaillement critique (Shields)	Foster <i>et al.</i> (1977) Foster <i>et al.</i> (1980)
Hairsine et Rose	Masse nette érodée à l'échelle de l'averse Erosion et transport des MES	- Prise en compte de la cohésion différentielle des particules de sol ou d'érodats. - Interprétation de l'écoulement en terme d'énergie à partager entre détachement et transport	Hairsine et Rose (1992)
AGNPS (Agricultural Non Point Source) WEPP (Water Erosion Prediction Project)	Masse nette érodée de chaque fraction granulométrique Erosion et transport des MES	Calcul de la capacité de transport de chaque fraction texturale	Young <i>et al.</i> (1989) Nearing <i>et al.</i> (1989)

2) l'estimation de l'érosion nette, tenant compte de la sédimentation en cours de transfert des particules que l'énergie d'écoulement ne peut plus véhiculer. Le rapport de l'érosion brute à l'érosion nette est appelé « rapport de restitution » ou « Delivery Ratio » (DR). Ce phénomène de sédimentation sélectif aboutit à un contenu relatif en fractions fines (argiles) et légères (matières organiques) dans le ruissellement supérieur à celui du sol. Cet enrichissement relatif, baptisé « Enrichment Ratio » (ER) est l'inverse de DR. Il croît proportionnellement aux longueurs de ruissellements (Novotny et Chesters 1981) à la taille des bassins (Mc Elroy *et al.* 1976), à la densité de drainage (Mc Elroy *et al.* 1976) et à la masse de sédiments exportée (Frere *et al.* 1980) (figure I.24).

Figure I.24: Influence de la taille d'un bassin versant sur le rapport de restitution (McElroy *et al.* 1976)



3) le transport des MES dans le réseau hydrographique et le tri granulométrique associé.

4) la possibilité d'utiliser des modèles numériques de terrain (SIG) pour la détermination des risques érosifs à une large échelle spatiale (Khanbilvardi *et al.*, 1983; Stauffacher, 1994, Bouchardy, 1992),

5) la détermination pseudo-mécaniste des différents facteurs. Par exemple, dans le modèle WEPP (Laflen *et al.* 1991), le seul coefficient d'érodabilité ne nécessite pas moins de six variables pour sa détermination (fraction d'argile dispersible à l'eau, contenu en argile, contenu en magnésium, aluminium et fer, conductivité électrique de la solution du sol). Mais ses fondements restent entièrement conceptuels, voire empiriques.

3.2.5. Lacunes de la modélisation

Les modèles de prédiction de l'érosion présentent deux sortes de lacunes.

- Les premières concernent leur pouvoir de prédiction. A l'heure actuelle, il n'existe pas de modèle de prédiction de l'érosion qui soit en conformité avec des mesures autres que celles qui ont servi à caler ses paramètres (Kauark Leite 1990). Toutes les tentatives avouées ont abouti à des échecs (Jamieson et Causen 1988, Ad de Roo 1993, Kauark Leite 1990, Gafrej 1993).
- Les secondes portent sur leurs limites à reproduire la variabilité des cas. Les premières tentatives de modélisation de l'érosion ont été basées sur des parcelles expérimentales américaines (Universal Soil Loss Equation) et ont privilégié comme facteurs l'érosivité des pluies et l'érodabilité des sols. La plupart des modélisations encore usitées aujourd'hui sont nettement sous l'influence de facteurs ignorant la discrétisation spatiale et l'effet de pratiques culturales variées.

La variété des modèles d'érosion cache un nombre restreint d'algorithmes différents. L'écart considérable de complexité et de résolution entre l'utilisation des modèles empiriques et mécanistes est en pratique réduit du fait de logiques semblables, de paramètres inquantifiables et de données hydrologiques modélisées dépourvues de réalisme physique.

Les modèles conceptuels les plus simples sont cependant déjà suffisants pour répondre à certaines questions concrètes des décideurs et pour prévoir l'impact de mesures engagées contre l'érosion hydrique, résumées sous le terme de bonnes pratiques culturales (Sugiharto *et al.*, 1994)

3.3. LES MECANISMES DE COUPLAGE ENTRE L'EAU ET LE PHOSPHORE

L'émission du phosphore d'origine diffuse constitue le dernier maillon de la modélisation, après celui de l'hydrologie et de l'érosion. Les mécanismes pris en compte par les modèles usuels sont plutôt simples, classés selon la voie de transfert (superficielle ou hypodermique) et la forme (soluble ou particulaire) du phosphore. Cette simplicité néglige d'autres processus dont l'importance a été mise en évidence plus récemment; il s'agit notamment des transferts particulaires hypodermiques et des émissions solubles superficielles.

3.3.1. Expression des pertes

L'émission d'un élément s'exprime ou bien en termes de concentrations moyennes (mg/l) ou bien en termes de « flux spécifique », c'est-à-dire ramenés à une surface émettrice ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$). Il existe d'ailleurs une relation pour passer de la concentration moyenne au flux spécifique (Baker 1980):

$$\Phi = [C] * H_{\text{pluie}} \quad \text{équation I.3}$$

avec Φ : flux spécifique en $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$
 [C]: concentration moyenne en mg/l
 H_{pluie} : hauteur de pluie nette annuelle en dm

Ainsi, selon cette formule, à une concentration moyenne annuelle de $100 \mu\text{g/l}$ correspondrait un flux spécifique de $0.4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, pour une pluviométrie annuelle de 1000 mm et une évapotranspiration de 60%. Le calcul d'un flux spécifique à partir d'une concentration moyenne n'est utilisable qu'en connaissant tous les paramètres météorologiques.

La surface émettrice de base se situe à l'échelle de la parcelle ou du groupe de parcelles d'un même mode d'occupation de sol.

3.3.2. Mouvement du phosphore particulaire du sol vers les eaux

L'émission de phosphore total (P_{tot}) par les surfaces agricoles ruisselantes est constituée d'une proportion majeure de phosphore particulaire (P_p) (Johnson *et al.* 1976, Burwell *et al.* 1977) et est de fait considérée comme une simple conséquence de l'érosion. Cette émission est très étroitement liée à celle des particules érodées qui se trouvent essentiellement présentes dans les écoulements superficiels, bien qu'elles puissent également être mesurées dans les drains enterrés suite aux transferts court-circuités avec la surface. Selon Culley *et al.* (1983), l'émission du P_p par la voie du drainage souterrain pourrait même représenter une fraction non négligeable (supérieure au tiers) des pertes de P_{tot} à la sortie des bassins versants. Les facteurs concourant à l'émission du phosphore particulaire restent néanmoins majoritairement ceux intervenant dans la genèse de l'érosion. L'association préférentielle du phosphore avec la matière organique et avec les particules à surfaces spécifiques élevées (argiles) entraîne des teneurs relatives en P plus élevées dans les matières en suspension (MES) qu'au sein du sol en place. La valeur de cet enrichissement relatif en phosphore (ER) a déjà été discutée plus haut.

Les modèles usuels de prédiction de la pollution diffuse emploient l'équation suivante pour quantifier les pertes en phosphore particulaire d'une zone active (Frere *et al.* 1980), à l'échelle d'une crue:

$$P_p = (P_{\sim sol} * ER_p) * Sed \quad \text{équation I.4}$$

avec P_p : exportation spécifique de phosphore fixé aux sédiments ($kg \cdot ha^{-1}$)
 $P_{\sim sol}$: contenu du sol en phosphore total ($mg \text{ P} / kg \text{ de sol}$)
 Sed : masse de sédiments fournie par le modèle d'érosion en $kg \cdot ha^{-1}$
 ER_p : coefficient d'enrichissement des sédiments en P, défini

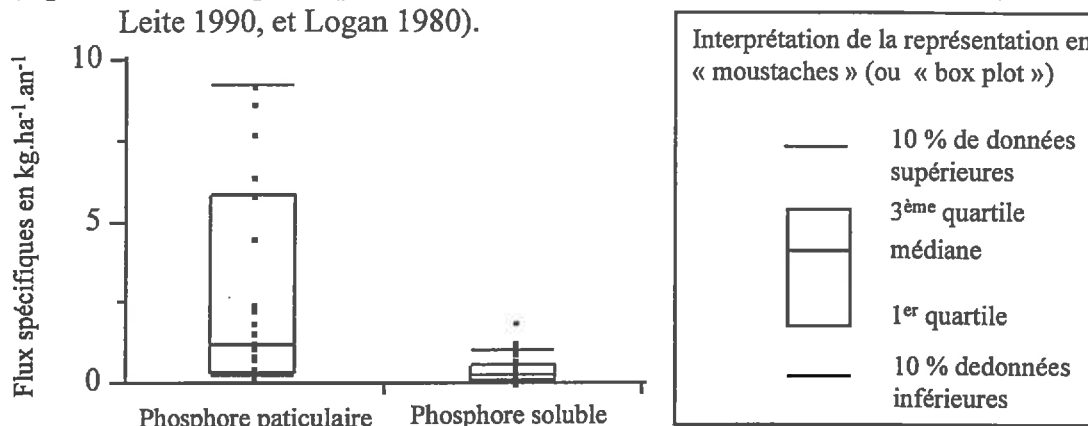
$$ER_p = A \cdot Sed^B \quad \text{équation I.5}$$

La valeur des coefficients A et B est de l'ordre de 2 et -0.2 respectivement pour une large gamme de sols (Frere *et al.* 1980, Smith *et al.* 1993).

La modélisation des pertes de P_p est une simple conséquence du détachement des MES. Aucun autre mécanisme que celui de l'érosion n'intervient.

Les valeurs des concentrations en P_p dans les eaux de ruissellement et celles des flux spécifiques sont directement fonctions des taux d'érosion et par conséquent très variables. La teneur moyenne des sols érodés étant de 0.1% (Cooke et William 1973), les concentrations de P_p mesurées sont supérieures à 3 mg/l sur des vignes (Kauark Leite 1990) et peuvent même atteindre quelques dizaines de mg/l dans les coulées boueuses (Angélieume 1996). Concernant les flux spécifiques de P_p , la bibliographie fait également état, pour son origine agricole, d'une large variabilité de résultat que représente la figure I.25 obtenue à partir de Logan (1980) et Kauark Leite (1990). Les pertes spécifiques maximum sont attribuables aux vignobles et aux cultures continues de maïs, c'est-à-dire aux conditions dans lesquelles l'érosion est optimale.

Figure I.25: Flux spécifiques agricoles de phosphore particulaire et soluble (Kauark Leite 1990, et Logan 1980).



➡ Les flux spécifiques de P_p sont de l'ordre de 10 fois supérieurs à ceux de P_{ef}

➡ On retiendra comme valeurs de flux spécifiques pour le P_p et le P_{ef} d'origine agricole les valeurs de 1 et 0.2 kg/ha/an respectivement.

S'il existe des variations spatiales des pertes en P_p , certaines périodes de l'année apparaissent comme des moments critiques. Les paramètres influençant les variations temporelles des émissions sont d'ordre agraire (stade cultural conditionnant le couvert du sol et le prélèvement du P_{ortho} , McDowell *et al.* 1989), climatique (longueur de la période entre les pluies, Sharpley 1980, structure et intensité des averses, Flanagan et Foster 1989) et agricole (période de fertilisation, Laperrière 1990). La période du semis possède par exemple un fort potentiel de pertes en P_{tot} car les facteurs précédents concourent: pluies intenses, applications d'engrais, absence de couvert végétal et de prélèvements (Sharpley *et al.* 1993).

Le transfert de P_{tot} , s'il n'est parfois assimilé qu'à celui de sa forme particulaire en raison des fortes charges qui lui sont reliées, se déroule également sous la forme soluble, dans les eaux de ruissellement et de lessivage.

3.3.3. Mouvement du phosphore soluble vers les eaux agricoles superficielles

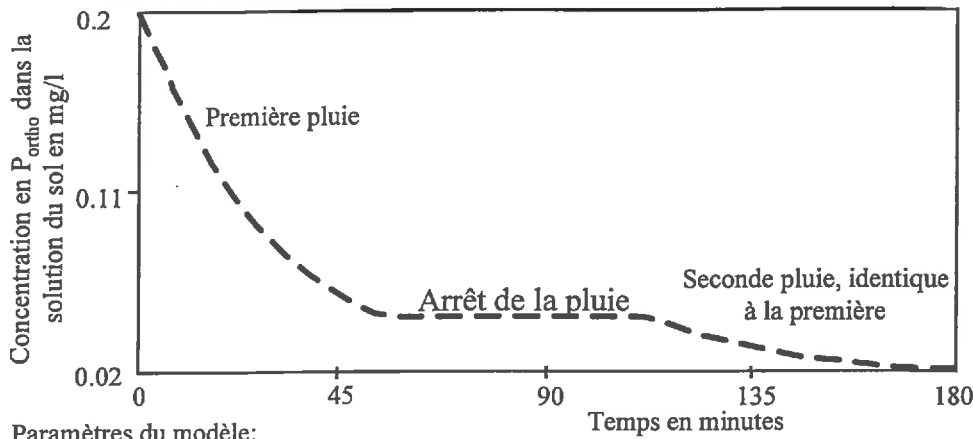
Le mouvement du phosphore soluble (P_{ef}) est assimilé, dans la littérature, à celui des orthophosphates (P_{ortho}). Les concentrations en P_{ortho} dans les eaux de ruissellement couvrent une gamme plus faible que celle du P_p .

Baker (1980) recense des valeurs reliées à différents modes d'occupation de sols s'échelonnant de 30 à 1200 $\mu\text{g/l}$. Les flux spécifiques de P_{ef} dans les eaux superficielles d'origine agricole (figure I.25) sont en général dix fois moins élevés que ceux de phosphore particulaire (P_p) (Logan 1980, Kauark Leite 1990). Néanmoins, à certaines périodes de l'année, les proportions peuvent s'inverser. Ng *et al.* (1993) observent des concentrations maximum en P_{tot} dans les eaux de ruissellement (1500 $\mu\text{g/l}$) aux moments des semis et après les récoltes, et sous une forme essentiellement soluble. Ces observations sont corrélées avec les travaux de Burwell *et al.* (1975).

Il existe deux formulations principales du mécanisme d'acquisition du P_{ef} . Elles se distinguent sur la prise en compte ou non d'échanges entre phases. Leur principal point commun est d'admettre que le P_{ef} présent dans l'eau de ruissellement est celui de la solution du sol, extrait par interaction des écoulements avec une fine couche superficielle de sol.

Dans le modèle CREAMS (Frere *et al.* 1980, Flanagan et Foster 1989), le stock initial de P_{ef} contenu dans la solution du sol, potentiellement extractible, est défini par les quantités d'engrais solubles apportés dans l'année. Ce stock subit les assauts des écoulements horizontaux et verticaux d'eau de pluie qui l'amenuisent proportionnellement à l'écart des concentrations en P_{ef} entre la solution du sol et la pluie lorsque le taux de saturation hydrique est atteint.

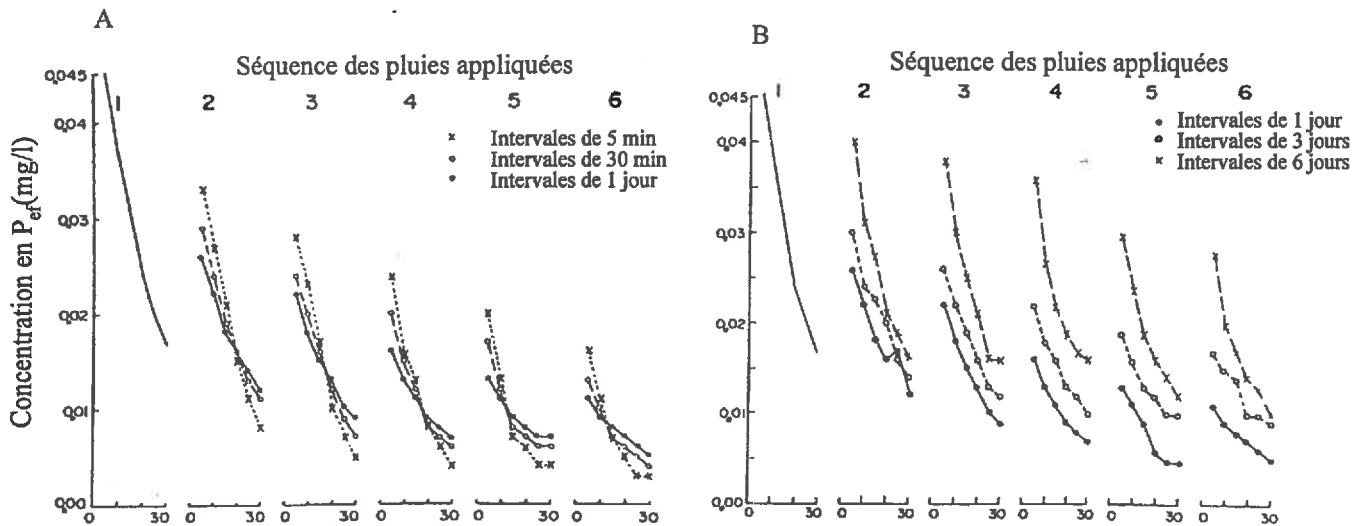
Figure I.26: Application de l'équation I.6 montrant la décroissance asymptotique des orthophosphates dans la solution de la couche superficielle du sol au cours de deux averses successives sans reconstitution de stock



Paramètres du modèle:

- | | |
|---|---|
| - Surface de 1 ha | - $[P_{init}]$ dans solution du sol : 200 $\mu\text{g/l}$ |
| - Profondeur de mélange : 1 cm | - $[P]$ dans la pluie : 20 $\mu\text{g/l}$ |
| - Porosité du sol : 0.3 | - Durée de chaque pluie : 1 heure |
| - Taux d'infiltration : 0.1 m^3/min , c.a.d. 0.6 mm/ha.hr | |
| - Taux de ruissellement : 1 m^3/min , c.a.d. 6 mm/ha.hr | |
| - Coefficient d'extraction d'infiltration : 0.025 | |
| - Coefficient d'extraction du ruissellement : 0.0075 | |

Figure I.27: Concentrations en phosphore soluble mesurées dans les eaux de ruissellement suite à trois séries d'averses appliquées à intervalles réguliers (5 min, 30 min, 1 jour, 3 jours et 6 jours, Sharpley 1980)



L'équation décrivant ces processus est une différentielle du premier ordre:

$$dC/dt = [f(C_{\emptyset} - C) \cdot (\eta_f/DP)] + [\sigma(C_{\emptyset} - C) \cdot (\eta_{\sigma}/Dr)] \quad \text{équation I.6}$$

avec

C: concentration en phosphore soluble dans la solution de la couche superficielle du sol (mg/l)

C_{\emptyset} : concentration en phosphore soluble dans l'eau de pluie (mg/l)

t: temps

f: flux d'infiltration (m^3 par unité de temps et de surface élémentaire)

σ : pluie nette (m^3 par unité de temps et de surface élémentaire)

η_f : coefficient d'extraction pour l'eau infiltrée (valeur recommandée de l'ordre de 0.25)

η_{σ} : coefficient d'extraction du ruissellement (valeur recommandée de l'ordre de 0.075)

D: profondeur de la couche superficielle du sol où s'effectue l'interaction. Bien que l'importance de l'interaction « ruissellement- P_{sol} » décroisse exponentiellement avec la profondeur, une valeur constante est choisie, arbitrairement (de 3 à 20 mm) ou en fonction de la valeur de l'érosion (Sharpley et Smith 1989)

r: porosité de la couche superficielle

Après intégration, il est possible d'obtenir la valeur de la concentration moyenne dans l'eau de ruissellement:

$$C_{\sigma} = C_{\emptyset} + \eta_{\sigma} (C_m - C_{\emptyset}) \quad \text{équation I.7}$$

avec C_{σ} : concentration moyenne dans l'eau de ruissellement

C_m : concentration moyenne de phosphore soluble dans la solution du sol

La [figure I.26](#) montre l'évolution de la concentration dans l'eau de ruissellement en phosphore soluble, basée sur [l'équation I.6](#), lors de deux pluies successives. La concentration tend asymptotiquement vers la valeur de la concentration de la pluie.

Dans des essais de pluie simulée, Sharpley (1980) obtient la même décroissance des concentrations en phosphore soluble dans les eaux de ruissellement au cours d'une averse, et des concentrations moyennes également décroissantes d'une averse à l'autre ([figure I.27](#)). Cependant, les concentrations initiales obtenues lors de chaque pluie simulée sont largement supérieures aux concentrations finales des pluies précédentes. Ce résultat expérimental met en évidence deux mécanismes responsables de la reconstitution rapide du pool d'ions (Sharpley 1980):

- 1) la désorption par la phase solide d'ions phosphates qui agit à une échelle de temps très réduite (<5 min) ([figure I.27 a](#));
- 2) la minéralisation de la matière organique par l'activité de l'enzyme phosphatase qui agit à l'échelle pluri-journalière ([figure I.27 b](#)).

Une seconde formulation du mécanisme d'acquisition de la charge en P_{ef} est donc proposée, plus proche des modèles utilisant les coefficients de partition ou des équations de désorption à l'équilibre (Langmuir, Freundlich), mais dont l'amélioration consiste en l'utilisation de paramètres décrivant la profondeur d'interaction du ruissellement, la durée de l'averse et la concentration en MES dans le ruissellement (Sharpley et Smith 1989, Smith *et al.* 1993).

Figure I.28: Relation entre le P_{labile} des matières en suspension et le contenu en P_{ortho} des eaux de ruissellement (Römken et Nelson 1974)

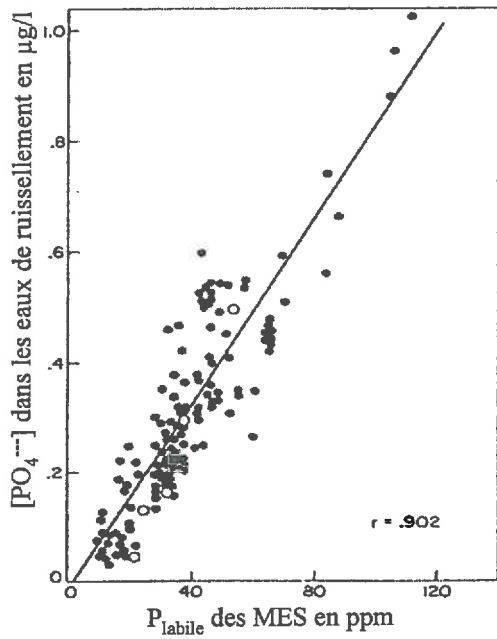
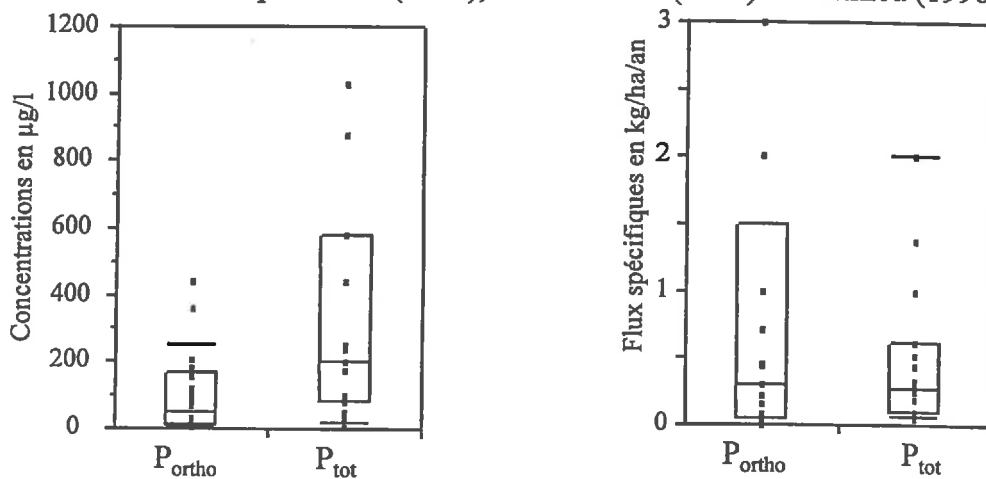


Tableau I.9: Classes de risque des émissions de phosphore en fonction du taux de saturation (Giroux *et al.* 1996)

Classe de risque	Saturation en P (%)
Faible	0-5
Moyenne	5-10
Elevée	10-20
Excessive	>20

Figure I.29: Concentrations et flux spécifiques agricoles en orthophosphates et phosphore total dans les eaux de drainage selon des données recueillies par Baker (1980), Kauark Leite (1990) et Mathieu (1996)



Le P_{ef} dans l'eau de ruissellement n'est plus exprimé par rapport au P_{ef} de la solution du sol mais par rapport au pool d'ions labiles facilement échangeable dont la quantité, tamponnée, est plus stable.

$$C_{\sigma} = K.P_i.D.d.t^{\alpha}.W^{\beta}/V \quad \text{équation I.8}$$

avec C_{σ} : concentration moyenne dans l'eau de ruissellement (mg/l)
 K, α, β : constante relatives au contenu du sol en argiles et carbone organique
 P_i : pool d'ions facilement échangeables (mg P / kg sol)
 D : profondeur de la couche superficielle du sol où s'effectue l'interaction
 d : densité du sol (mg/kg), t : durée du ruissellement (min)
 W : ruissellement/MES, V : lame ruisselée pendant l'événement (mm)

Le phosphore soluble contenu dans la solution du sol est incontestablement à l'origine de celui présent dans les écoulements de surface. C'est donc, à l'origine, la quantité de phosphore particulaire labile (Römken et Nelson 1974, Sharpley *et al.* 1993 a, Smith *et al.* 1995) et la minéralisation de la matière organique (Izuno *et al.* 1991, Ng *et al.* 1993, Simard *et al.* 1995) qui sont les principaux facteurs explicatifs des pertes solubles (figure I.28). Ces pertes sont exacerbées en conditions anoxiques (Cooke et Williams 1973, Ræz 1979, Izuno *et al.*, 1991) et dans le cas des prairies grasses pâturées sur lesquelles la compaction du sol, entraînant du ruissellement de surface, se conjugue aux fortes teneurs en matières organiques en surface (Haygarth et Jarvis 1997).

Mieux que la teneur en P_{labile} , le taux de saturation en P permet d'intégrer à la fois l'effet de la quantité de P_{labile} et celui du type de sol sur la présence potentielle de P_{ef} dans l'eau de ruissellement (Sharpley 1995).

Des classes de risques d'émission peuvent être déduites de la valeur du taux de saturation (tableau I.9, Giroux *et al.*, 1996). Un taux de saturation élevé peut conduire à une mobilité de P_{ortho} dans les sols et éventuellement dans les drains (Reddy *et al.* 1980).

3.3.4. Mouvement du phosphore soluble vers les eaux hypodermiques

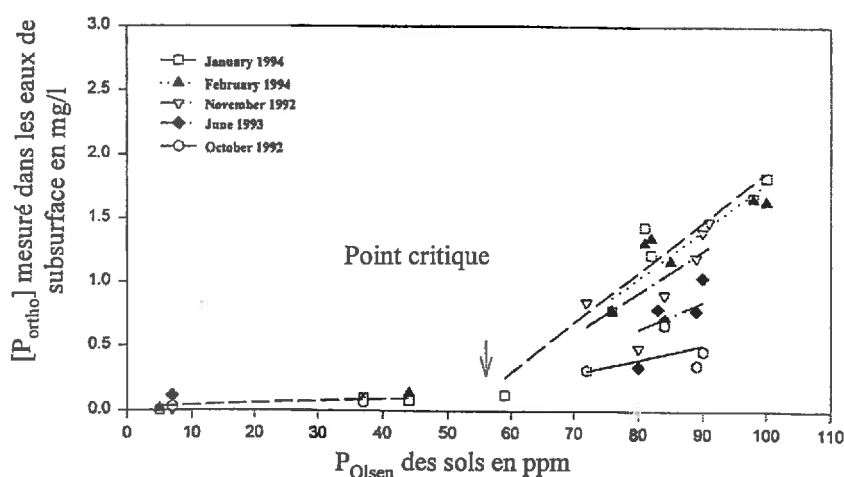
En raison de la forte association du phosphore avec les particules, la modélisation des pertes en phosphore total (P_{tot}) néglige généralement son transfert par voie hypodermique (Frere *et al.* 1980). Cependant, malgré le fort pouvoir de rétention du sol, des quantités significatives de P_{tot} peuvent être évacuées par drainage. Dans une expérimentation de lessivage, Cooke et William (1973) montrent que la percolation de 510 mm d'eau de pluie à travers une colonne lysimétrique exporte l'équivalent de 1 kg P_{tot} .ha⁻¹.an⁻¹ ce qui paraît faible d'un point de vue agronomique et par rapport à la concentration en phosphore soluble (P_{ef}) dans la solution du sol (0.2 mg/l) mais suffisamment élevé pour être considéré comme une charge importante vers les eaux superficielles (Ryden *et al.* 1973).

La figure I.29 tirée de Mathieu (1996), Kauark-Leite (1990) et Baker (1980) montre que les flux spécifiques de phosphore dans les eaux de drainage de parcelles cultivées sont de l'ordre de 0.5 à 1 kg.ha⁻¹.an⁻¹, ce qui demeure légèrement inférieur aux pertes superficielles. Les concentrations maximales en P_{tot} dépassent rarement 0.6 mg/l et celles en orthophosphates (P_{ortho}) restent le plus souvent inférieures à 0.2 mg/l. Le phosphore perdu du sol n'est donc pas seulement orthophosphorique.

Les paramètres influençant les pertes en P_{cf} dans les eaux de drainage sont en partie semblables à ceux utilisés pour les pertes superficielles mais les pertes par la voie hypodermique évoluent d'années en années en relation avec les apports cumulés de phosphore. Cette évolution est caractérisée par un seuil (60 ppm de P_{Olsen} , Heckrath *et al.* 1995) au-delà duquel les concentrations de P_{ortho} dans les eaux de drainage, initialement inférieures à 0.15 mg/l, croissent rapidement (figure I.30). Pour rappel, une teneur de 60 ppm de P_{Olsen} est largement supérieure à la teneur nécessaire à l'obtention du maximum de productivité d'une culture (figure I.13 tirée de Poulton 1995, Morel *et al.* 1992).

La validité d'un résultat d'une telle importance mériterait d'être confirmée. En effet, la mesure de pertes élevées au-delà d'un franchissement de seuil constitue un résultat alarmant par rapport au constat d'enrichissement des sols agricoles en phosphore. La présente thèse ne développe pas ce sujet.

Figure I.30: Relation entre la concentration en orthophosphates dans les écoulements de subsurface et la teneur en P_{Olsen} des sols (Heckrath *et al.* 1995)



La qualité d'un sol, à travers sa teneur en matières organiques, sa capacité de rétention du phosphore, sa conductivité hydrique et sa tendance à développer des phénomènes d'hydromorphie est également un important paramètre. Les sols organiques (histosols), dont la capacité de rétention dépend de leur contenu en Fe et Al, ont des concentrations en P_{ortho} 100 fois supérieures à celles des sols minéraux (Miller 1979). Les sols sableux, de par leur faible pouvoir de rétention et leur forte conductivité hydrique exportent de 10 à 100 fois plus de P_{tot} ($10 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) que les sols argileux (Ulen 1996), ce qui rend d'autant plus sensible la fertilisation sur ce type de sols. Comme pour les pertes superficielles, des conditions hydromorphes provoquent la libération du P_{ortho} combiné aux composés ferreux (Jordan *et al.* 1993)

La profondeur du drain, qui définit le volume de la zone tampon, est également bien corrélée avec les concentrations mesurées (Culley *et al.* 1983).

Il apparaît clairement qu'une disproportion importante subsiste entre d'une part les connaissances acquises sur la genèse et les modes de ruissellement et d'autre part leurs conséquences sur la mobilisation des stocks de phosphore. L'étape du transfert de phosphore dans le réseau hydrographique a fait par contre l'objet d'études plus spécifiques.

3.4. LE TRANSPORT « ACTIF » DU PHOSPHORE A TRAVERS LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE

Après son émission, le phosphore d'origine diffuse continue à être transféré parallèlement aux écoulements d'eaux qui l'acheminent vers un réseau hydrographique. Par réseau hydrographique, il faut entendre le réseau collecteur et ses annexes telles que les marais, les plaines inondables, et les ripisylves. En crue comme à l'étiage, ce réseau global peut se comporter successivement comme un lieu de transport, de rétention et de relargage de phosphore particulaire (P_p) et soluble (P_{ef}). De même que dans les écosystèmes terrestres et lacustres, il existe donc un cycle du phosphore en rivière qui agit sur la forme, l'amplitude et les temps de transit des flux de phosphore total (P_{tot}) émis, ce qui influence finalement leur impact potentiel sur l'exutoire final (Meyer *et al.* 1988).

3.4.1. Le cycle du phosphore en rivière

Après avoir recensé les méthodes d'étude des interactions du phosphore avec les différents compartiments de la rivière, sont décrits les différents mouvements effectués par le phosphore aux échelles microscopiques et macroscopiques; l'ensemble de ces mouvements aboutit à une dynamique en forme de spirale.

3.4.1.1. Méthodes d'étude

Les éléments du cycle du phosphore en rivière, et notamment son stockage, peuvent être mis en évidence:

- par traçage isotopique, soit directement avec du $^{32}PO_4$ (Newbold *et al.* 1983), soit avec un élément dont la mobilité est proche de celle du phosphore, comme le ^{51}Cr (Forsman *et al.* 1996);
- par des mesures *in situ* des stocks sédimentaires ou biologiques (Dijkhuis *et al.* 1992, Harms *et al.* 1978, Hoffmann *et al.* 1996);
- par des calculs de bilans de masses sur des tronçons de réseau effectués aussi bien sur les flux existants (Svendsen et Kronvang 1993, Dorioz *et al.* 1989) que suite à des injections expérimentales (Triska *et al.* 1989, Sebetich *et al.* 1984); ces dernières sont désignées par « expériences d'atténuation ». Ces expérimentations étudient l'effet du transfert de nutriments dans des tronçons de réseau hydrographique. Elles consistent en l'injection simultanée à l'amont du tronçon d'une substance conservatrice et du nutriment étudié et en la déduction par un bilan comparé des deux éléments à l'aval du tronçon (figure I.31) de la rétention du nutriment.

Figure I.31: Courbes théoriques des concentrations d'une substance conservatrice et non conservatrice au cours d'une expérimentation d'atténuation (Triska *et al.* 1989)

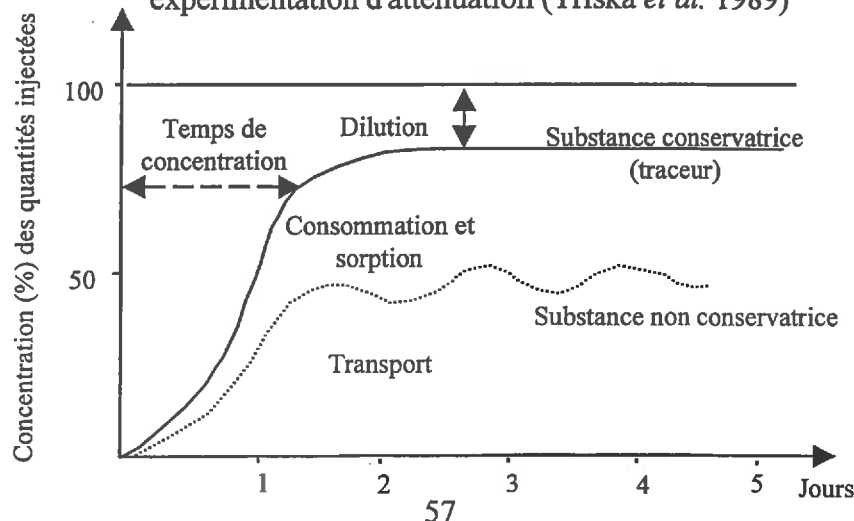


Figure I.32: Représentation schématique des transferts de nutriments dans l'écosystème rivière (Aumen 1990)

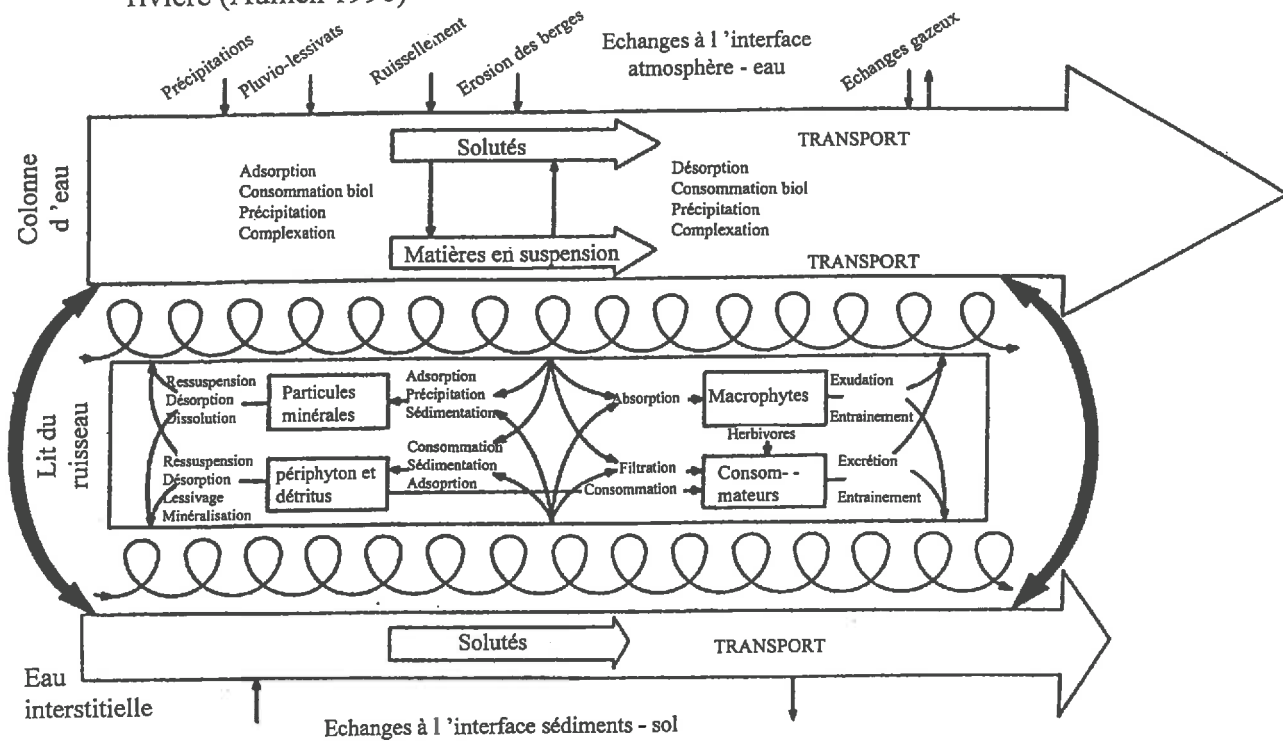


Tableau I.10: Répartition des stocks de phosphore dans deux tronçons de rivière de faciès différents (Hoffmann *et al.* 1996)

	Tronçon 1	Tronçon 2
caractéristiques du tronçon	- L = 150 m, - lit profond, - sédiments meubles, - écoulements lents, - paysage ouvert et environnement agricole	- L = 150 m - aspect plus torrentiel - fond lit graveuleux, - écoulements rapides, - paysage ouvert et environnement agricole
Stock total de P	33.3 g P / m ²	2.8 g P / m ²
Stockage dans les sédiments (5cm)	32 g P / m ² (97%)	2.2 g P / m ² (80%)
Détritus	négligeable	négligeable
Périphton - stock - échanges	1.4 g P / m ² 55 mg P / (m ² . jour)	0.1 à 1.1 g P / m ²
Macrophytes - stock - échanges	9 g P / m ² 19 mg P / (m ² . jour)	négligeable

3.4.1.2. Transferts micro et macroscopiques du phosphore en rivière

La figure I.32 tirée de Aumen (1989) représente tous les processus associés au cycle du phosphore en rivière. Les échanges de P_{tot} s'effectuent entre trois principaux compartiments physiques: colonne d'eau, sédiments et eau interstitielle.

Dans une étude quantitative de la répartition et des échanges de P_{tot} dans des tronçons de rivière, Hoffmann *et al.* (1996) montrent que si les sédiments apparaissent comme le compartiment stockant le plus de P_{tot} (tableau I.10), le compartiment biologique (macrophytes et périphyton) joue un rôle majeur au niveau des flux échangés, 10 fois plus élevés que ceux concernant les sédiments. Les échanges de phosphore entre la masse d'eau et les sédiments s'accroissent proportionnellement à la concentration en P_{tot} . Dorioz *et al.* (1989) ont ainsi montré que la rétention de P_{tot} à l'aval d'un égout (longueur d'influence de 100 m sur un tronçon de 3 km) pouvait atteindre en régime d'étiage 50 kg, soit 15 % de son flux annuel.

Le cycle chimique du phosphore (P_{ortho} dissous \rightarrow compartiment minéral ou organique \rightarrow P_{ortho} dissous) se développant selon un mouvement linéaire d'amont en aval dans le réseau hydrographique, il décrit une spirale. Newbold *et al.* (1983) ont calculé, dans un tronçon de rivière sous forêt dans le Tennessee, le temps de transfert moyen de phosphore marqué ($^{32}\text{PO}_4$) requis pour passer d'un compartiment à un autre (T), ainsi que sa vitesse d'avancée linéaire dans la rivière (V). La composante des deux vitesses ($S = VT$), appelée « spiralling length », représente la distance moyenne dans la rivière effectuée par un atome de phosphore pour effectuer un cycle. Les résultats confirment l'influence du recyclage en rivière et la dénomination de « transport actif »; dans l'exemple précédent, la vitesse de transfert du phosphore s'est faite à une vitesse de 10,4 m/j, un cycle s'effectuant tous les 18,4 jours. La longueur de la spirale ainsi décrite est de 190 m.

3.4.2. Mécanismes impliqués lors du transport du phosphore

La qualité de l'eau et les caractéristiques des suspensions mesurées à l'exutoire d'un bassin versant ne correspondent pas uniquement à celles émises par la zone active; une série de mécanismes physiques, chimiques et biologiques contribue à modifier les flux en transit dans le réseau hydrographique.

3.4.2.1. Sédimentation, remise en suspension

La sédimentation du phosphore particulaire importé ou créé par des processus de coagulation se produit par dépassement de la capacité du ruissellement. Elle peut se produire à l'étiage lorsqu'un rejet d'origine ponctuel chargé en matières en suspension (MES) se déverse dans le réseau hydrographique (Dorioz *et al.* 1989). En ce qui concerne le phosphore d'origine diffuse, les dépositions particulières se produisent en phase de récession des crues lors de la diminution de la vitesse du flux hydrique (Verhoff *et al.* 1982). Parmi les facteurs favorables au piégeage des particules, on peut notamment citer les régimes torrentiels qui créent des zones tourbillonnaires et la couverture du lit par les macrophytes (Forsman *et al.* 1996).

La pluie, exprimée par son intensité, est un facteur d'enrichissement du stock de particules, et donc de P_p , dans le réseau hydrographique par l'érosion qu'elle provoque sur les zones actives (Gafrej 1993).

La forme la plus courante de l'appauvrissement du stock de P_{tot} du réseau hydrographique consiste en un relargage physique, à travers la remise en suspension lors des crues des sédiments et de la biota non consolidés (Casey et Farr 1982). Dans une moindre mesure, le mélange de l'eau interstitielle à l'eau de ruissellement peut également contribuer à son enrichissement en P_{ef} (Casey et Farr 1982) bien que ce résultat ne soit pas toujours vérifié (Dijkhuis *et al.* 1992).

3.4.2.2. Consommation biologique, décomposition

La consommation du phosphore par les organismes végétaux, micro et macro-invertébrés a été vérifiée par traçage au $^{32}\text{PO}_4$ (Newbold *et al.* 1983) et par mesure de l'enrichissement en phosphore des organismes lotiques (Sebetich *et al.* 1984) suite à des injections d'orthophosphates (P_{ortho}). Dans cette dernière étude, les auteurs concluent au rôle prépondérant de la consommation par les algues fixes qui auraient fixé une dizaine de grammes de P_{ortho} sur une surface d'environ 300 m². Mulholland *et al.* (1985) ont trouvé dans une branche de ruisseau que les organismes vivants associés à la décomposition des feuilles mortes étaient responsables de plus de la moitié des prélèvements de P_{ortho} . Le temps de séjour du P_{ortho} à travers le réseau hydrographique est un des paramètres clés de la rétention biologique. Oloya et Logan (1980) estiment ainsi que pour des durées de mélange inférieures à 24h, l'activité biologique ne peut influencer le comportement du P_{ortho} . De ce fait, le phosphore d'origine diffuse, émis pendant les crues, interagit peu avec la biota en raison des faibles temps de séjour et des périodes d'émission ne coïncidant pas forcément avec la période de pleine activité biologique.

3.4.2.3. Précipitation avec le calcium, solubilisation

Pour des conditions de pH et des concentrations en Ca élevées (cas des affluents du bassin lémanique, CIPEL 1988), les concentrations de P_{ortho} sont théoriquement régulées par l'hydroxyapatite. Cette régulation théorique n'est cependant pas toujours vérifiée (Pilleboue 1987). L'inhibition par le magnésium, les acides humiques et les argiles (Arvieu 1981, Arvieu et Bouvier 1974), ainsi que la lenteur de la cinétique de formation de l'apatite à des pH inférieurs à 9 (Diaz *et al.* 1994) peuvent expliquer les phénomènes de sursaturation en phosphates mesurés. De plus, l'inclusion d'impuretés dans les cristaux d'apatite et la pression partielle élevée en CO_2 dans l'atmosphère du sol rendent ce composé plus soluble que ne le laisse prévoir son pK.

La solubilisation des formes cristallisées existe en rivière. Par exemple, dans le cas de la Seine, les conditions géochimiques sont telles qu'une réduction de sa charge externe en P_{ef} ne permettrait pas dans l'immédiat de réduire les concentrations en P_{ortho} puisque cette réduction serait immédiatement compensée par la dissolution des phosphates de calcium (Gaultier 1994).

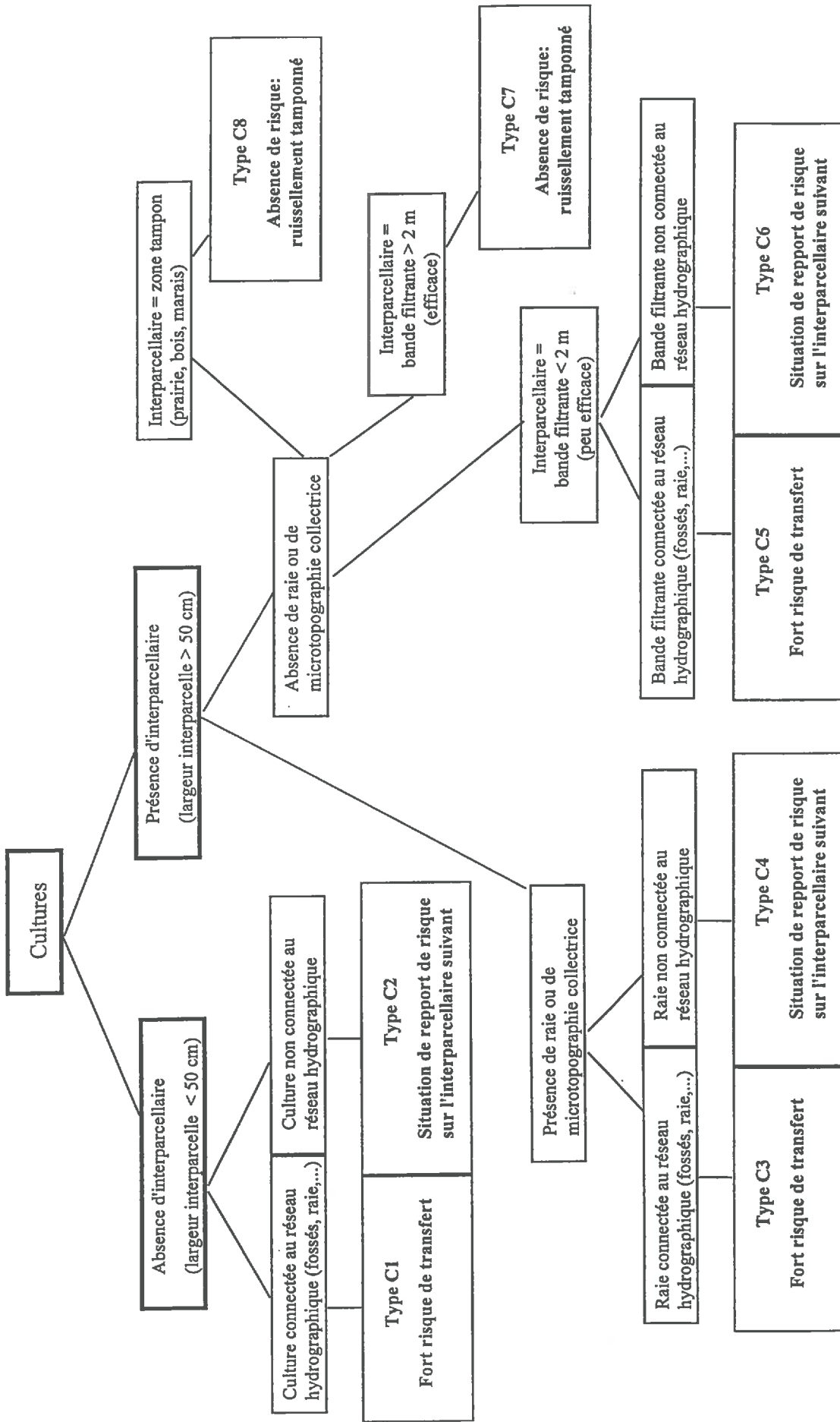
3.4.2.4. Adsorption sur les particules, désorption

Les relations entre les phases solides et liquides déjà évoquées dans le cadre des sols persistent durant tout le transfert (Green *et al.*, 1978, Sharpley et Smith 1990, Klotz 1988). L'adsorption des ions phosphates est renforcée lorsqu'ils sont exposés à des sites d'échanges faiblement saturés en P. L'érosion des berges fournit de telles particules pendant les crues (Casey et Farr 1982, Harms *et al* 1978). Les cas de désorption en rivière sont relatés lors de conditions de faibles potentiels rédox (Garban *et al.* 1995).

Que ce soit pour le phosphore particulaire ou soluble, l'intensité de l'ensemble des processus physiques et chimiques de rétention et de relargage apparaît donc contrôlée par l'hydrologie, la concentration en phosphore (Dorioz *et al.*, 1989; Svendsen et Kronvang 1993) et celle des matières en suspension (Harms *et al.* 1978, Klotz 1988).

De même qu'il existe des périodes plus favorables à l'activation de certains mécanismes, de même certains lieux annexes au réseau hydrographique apparaissent-ils comme le siège privilégié de phénomènes de rétention.

Figure I.33: Présentation des différents types d'interparcellaire et de leur risque de transfert associé (Cros 1994)



3.4.3. Influence des zones tampon sur les transferts de phosphore

Une zone tampon peut être définie comme un lieu où l'ensemble des mécanismes de rétention domine, de façon temporaire ou définitive. Ces zones sont constituées des annexes au réseau hydrographique et se situent aussi bien en bordure de zones actives (structure interparcellaire, bas fonds humides en bordure de réseau hydrographique désignés par le terme de zones ripariennes) ou le long du réseau hydrographique (plaines d'inondation, marais). L'effet tampon de ces zones a surtout été étudié sur les flux d'azote (Pinay 1986). Les connaissances sont beaucoup plus fragmentaires concernant le phosphore.

3.4.3.1. Interception des écoulements dans l'interparcellaire

Les observations réalisées dans le Bas-Chablais dans le cadre d'études de la pollution diffuse prennent en compte l'existence d'un interparcellaire (Parmeland 1995, Trévisan *et al.* 1985). L'interparcellaire correspond à l'espace inexploité entre deux parcelles ou entre une parcelle et un fossé. Il n'est pas toujours présent, mais quand il comporte un couvert végétal assez dense, il est susceptible d'avoir un effet de rétention sur les flux de nutriments particuliers et solubles grâce à leur sédimentation et infiltration. Ces systèmes paysagers « naturels » présentent une extrême diversité et aucune étude ne permet de chiffrer leur efficacité, en dehors des cas extrêmes. Les seules références disponibles se rattachent à des systèmes expérimentaux artificiels, ou bandes filtrantes qui fournissent un certain nombre d'ordres de grandeur.

Les paramètres déterminant l'efficacité d'une bande herbeuse (Parmeland 1995) sont

- 1) la nature du ruissellement atteignant la bande; l'efficacité est optimale pour des ruissellements uniformes et diffus (Barfield *et al.* 1975), sur une bande en continuité topographique avec la parcelle,
- 2) le débit de ruissellement dont l'augmentation se traduit par une baisse du taux de rétention d'eau,
- 3) la largeur de la bande qui doit être d'au moins 3m pour des pentes inférieures à 3% et d'au moins 5m pour des pentes supérieures,
- 4) la fréquence des bandes sur un versant; l'écart conseillé varie entre 20 et 80 m selon la pente du terrain (Mosimann 1991).

Même dans les cas idéaux, les bandes filtrantes ont certaines limites de fonctionnement liées à l'accumulation progressive des sédiments.

L'efficacité des bandes filtrantes sur la rétention du phosphore est inférieure à celle des particules (Sharpley et Smith 1990) en raison de leur sédimentation sélective, les fractions les plus fines étant à la fois les plus riches en P et les moins retenues. De plus, la fraction soluble n'est pas retenue, voire même augmentée en aval de la bande filtrante (Dillaha *et al.* 1989).

La [figure I.33](#) reprend les différents types d'interparcellaire classés selon leur degré de ressemblance avec les modèles expérimentaux, ce qui permet d'évaluer leur efficacité à tamponner les transferts de nutriments (Cros 1994).

3.4.3.2. Marais, forêts ripariennes et plaines alluviales

Il existe trois parties du réseau hydrographique reconnues pour jouer un rôle déterminant de rétention sur les flux de nutriments. Ce sont les marais (« wetlands »), les plaines inondables ou alluviales et les forêts ripariennes ou ripisylves. Concernant le phosphore, c'est surtout le processus de sédimentation qui est à l'origine, dans les trois cas, des plus fortes rétentions. Les marais sont situés sur le réseau hydrographique et en constituent une zone de ralentissement des eaux. Les forêts ripariennes bordent le réseau hydrographique et sont caractérisées par l'hydromorphie de leurs sols. Marais et ripisylves peuvent se trouver aussi bien sur les ramifications ultimes du réseau hydrographique que sur ses branches principales. Les plaines inondables sont associées aux grandes rivières et aux fleuves. De manière générale, il est reconnu que les zones tampon les plus efficaces en termes de rétention de nutriments sont celles situées le long des réseaux hydrographiques de faible ordre (Brinson 1988) du fait des interactions maximum entre les eaux du réseau et celles des zones actives.

Il existe une telle diversité de marais qu'il est difficile d'aboutir à un schéma général de fonctionnement et d'efficacité. La surface relative du marais par rapport à son bassin d'alimentation, le type de connexion entre le réseau hydrographique et le marais et le mode de circulation de l'eau à l'intérieur du marais conditionnent cette efficacité (Parmeland 1995). A l'échelle d'un bassin versant, Weller *et al.* (1996) ont montré, sur huit bassins du Vermont (US), qu'un hectare de marais, tous types confondus, était environ trente fois plus efficace à retenir du phosphore total que ne l'étaient les zones agricole à en émettre. Le même constat de rétention a été démontré par des bilans réalisés pendant des crues sur un marais de 1.9 ha (Dorioz et Ferhi, 1994). L'efficacité de rétention du phosphore total dans les marais n'est cependant pas un cas général, certains marais pouvant en constituer une source nette à un moment de leur histoire.

Des relargages d'orthophosphates ont ainsi été mesurés sur des marais recevant de fortes quantités d'azote (Paludan et Hoffmann, 1996), soit parce que l'apport d'azote favorise la minéralisation de la matière organique par les organismes hétérotrophes, soit du fait de la réduction du support sédimentaire ferrique lors de la dénitrification. Cette réduction peut dans d'autres cas être le résultat d'une anoxie prolongée (Freeman *et al.* 1993). Des phénomènes de vieillissement naturel (comblement, saturation du pouvoir fixateur des particules) peuvent enfin compenser les gains environnementaux passés. Signalons également que l'assèchement des marais par drainage provoque une importante libération de phosphore (Lee *et al.* 1975).

La sédimentation des particules érodées dans les zones ripariennes constitue le mécanisme d'action principal sur les transferts de polluants. Des traçages au ¹³⁷Cs (Cooper *et al.* 1986) et par des profils longitudinaux (Lowrance *et al.* 1986) ont permis de montrer que la plupart des particules émises des zones actives (88% pour Cooper *et al.*) avait sédimenté avant d'atteindre le réseau hydrographique et que les lieux privilégiés de ces sédimentations étaient constitués des forêts ripariennes. Concernant les nutriments solubles, les effets de rétention sont les plus spectaculaires avec les nitrates. Comme pour les marais, les bilans portant sur le phosphore soluble font état de situations contrastées (atténuation et relargages), en fonction du potentiel rédox de la zone humide (Jordan *et al.* 1993, Peterjohn et Correll 1984) et de la concentration de ses effluents (Mulholland 1992).

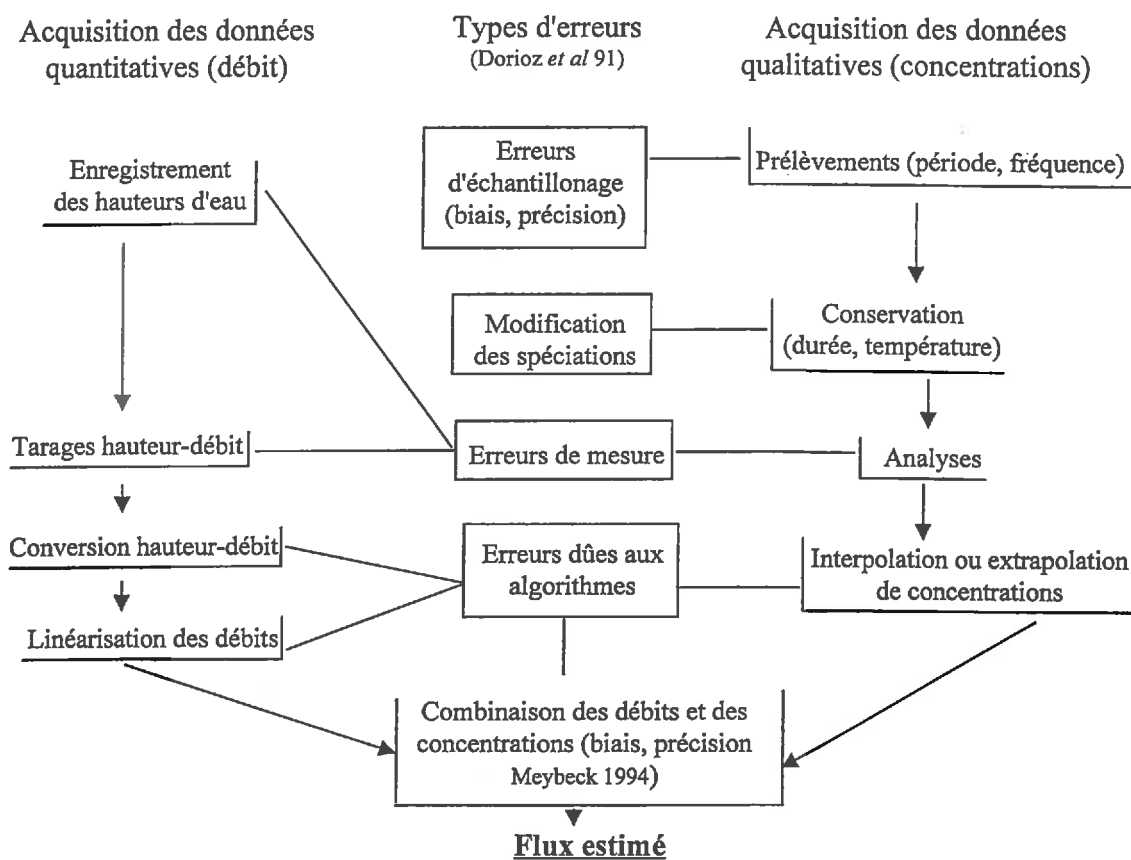
En Bretagne, une voie prioritaire pour améliorer la qualité des eaux et le fonctionnement environnemental des bassins versant consiste à faire porter des actions renforcées sur les sols hydromorphes de bas-fonds (Aurousseau et Squividant 1995), le problème du phosphore soluble étant certes secondaire par rapport à celui des nitrates.

Les plaines d'inondation se retrouvent à des échelles plus petites, le long des cours d'eau principaux. Elles représentent non seulement d'importants pièges à sédimentation mais épurent l'eau lors de son infiltration (Hoffmann 1996). Les taux de déposition sont efficacement mesurés par traçage au ^{137}Cs et ^{210}Pb et montrent une accumulation nette des sédiments lors des débordements de rivières (cas du Rhin, Weiss *et al.* 1991), peu altérée par les changements globaux d'affectation du sol (Walling et He 1994).

3.4.4. Changements de spéciation et de biodisponibilité

La rétention du phosphore au cours de son transfert dans le réseau hydrographique peut retarder sa contribution vers les milieux récepteurs de quelques jours à plusieurs années (Svendsen et Kronvang 1993). Ce délai n'importe que s'il permet aux exportations de phosphore de s'effectuer pendant les périodes de moindre réceptivité des lacs. De plus, le stockage du phosphore se traduit par des changements de spéciation, donc de biodisponibilité potentielle. Cependant, si la problématique est soulevée, elle est rarement étudiée en tant que telle. Le peu d'études à ce sujet montrent, dans les eaux carbonatées, des phénomènes de rétrogradation (Le Roux *et al.* 1987) à l'image de ce qui est mesuré dans les sols calcaires (Arvieu 1974). L'évolution de la biodisponibilité du phosphore au cours du transfert est surtout déduite des variations de concentrations du phosphore soluble (Svendsen *et al.* 1995, Kronvang 1992, Dorioz *et al.* 1989) ou de celles de la teneur des particules en P (Benoit 1989). Hoffmann *et al.* (1996) ont mesuré d'importantes variations saisonnières de la biodisponibilité dans des sédiments de rivière (maximum en été, minimum en automne); ils attribuent ces variations au rôle des cycles biologiques. L'évolution de la biodisponibilité du phosphore particulaire pendant son transport et ses passages dans les zones tampon reste une question largement non résolue (Dorioz *et al.* 1996 b).

Figure I.34: Schéma général d'obtention des données de flux en rivière (Dupraz *et al.* 1984)



4. EVALUATION DES TRANSFERTS DIFFUS AGRICOLES ET METHODES DE LUTTE

L'estimation des flux de nutriments aux exutoires de bassins a été rendue nécessaire pour

- 1) estimer la charge externe des plans d'eau (CIPEL 1988, International Joint Commission 1978),
- 2) comparer les « potentiels polluifs » (selon l'expression de Stauffacher 1994) des bassins versants,
- 3) cibler les types de pollutions incriminées (diffus / ponctuel, endogène / exogène) et enfin
- 4) évaluer l'efficacité des mesures de lutte contre ces pollutions, notamment diffuses (Spooner et Line 1993).

Les deux premiers objectifs peuvent être atteints soit par des mesures directes, soit par l'utilisation de la méthode indirecte, empirique et peu précise des flux spécifiques. Les deux autres objectifs ne peuvent tolérer une trop grande incertitude et nécessitent forcément la mise en place de prélèvements et de mesures dont les principes sont rappelés à la section 4.1 de ce chapitre. Les sections suivantes sont consacrées aux méthodes d'évaluation des flux de phosphore d'origine diffuse aux exutoires des bassins versants (section 4.2), ou de leur origine (section 4.3). Enfin, la section 4.4 qui clôture cette revue bibliographique rappelle les méthodes de lutte actuellement préconisées pour limiter la pollution diffuse phosphorée et précise leur efficacité.

4.1. PRINCIPES FONDAMENTAUX DE LA MESURE DES FLUX AUX EXUTOIRES

Les mesures hydrochimiques aux exutoires de bassins versants restent la meilleure méthode d'estimation des flux, à condition de se soumettre à un certain nombre de contraintes techniques afin de rendre la mesure fiable. Les deux principales contraintes liées à l'échantillonnage de la pollution diffuse phosphorée sont la dépendance des fluctuations climatiques et l'absence de relations linéaires entre débit et concentration. La [figure I.34](#) (adaptée de Dupraz *et al.* 1984) illustre le schéma général d'obtention des données de flux en rivière dont la qualité de l'approximation dépend 1) de la stratégie d'échantillonnage, 2) de la méthode de calcul et 3) du mode de prélèvement et d'analyse.

Le choix d'une stratégie d'échantillonnage réside dans celui de la période et de la fréquence des prélèvements. Celui d'une méthode de calcul dépend de la qualité des données acquises et réside dans la formule adoptée liant les variables mesurées, dans notre cas débits et concentrations. Sur deux bassins versants finlandais, Rekolainen *et al.* (1991) obtiennent les meilleurs résultats en prélevant des échantillons proportionnellement au débit quand celui-ci dépasse un seuil défini, complétés par des prélèvements constants à intervalles réguliers et de faible fréquence en dehors des périodes de forts débits. Cette méthode est appliquée par un grand nombre d'auteurs (Smith et Pedersen 1996).

L'ensemble de ces méthodes, y compris celles de prélèvements et d'analyses, sera pris en compte et détaillé au moment du choix de notre propre stratégie d'échantillonnage. Une estimation de l'erreur produite sera fournie afin d'évaluer la justesse des résultats.

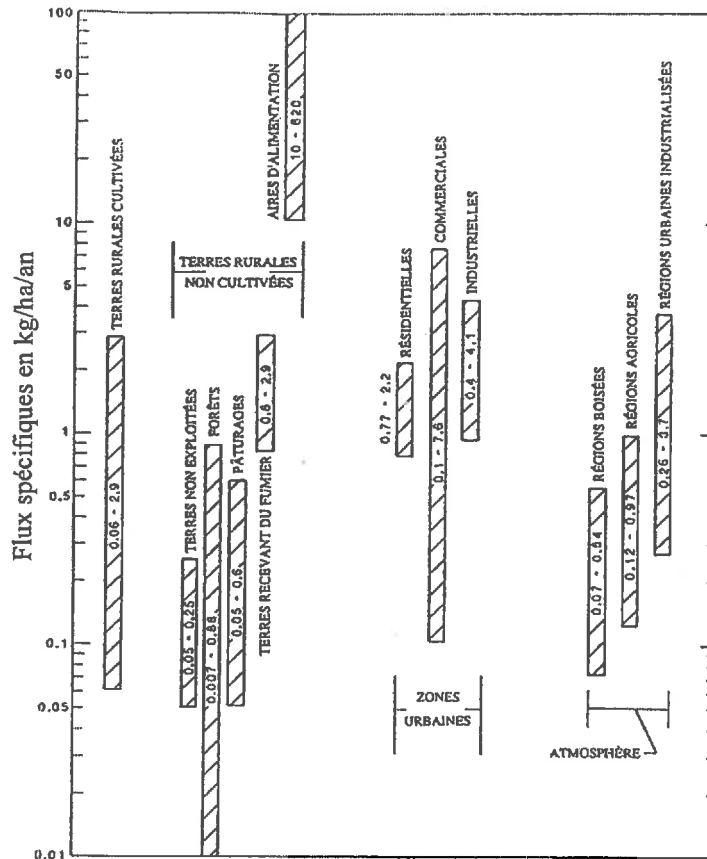
4.2. EVALUATION INDIRECTE DES CHARGES NUTRITIVES: METHODE DES FLUX SPECIFIQUES

La notion de flux spécifique, déjà évoquée dans le cadre des émissions diffuses agricoles détaillées, est reprise dans ce chapitre et appliquée aux grands réservoirs de la pollution diffuse. Résultant du recensement de centaines de mesures de concentrations voire de flux aux exutoires de bassins versants « représentatifs » ou « de référence », les flux spécifiques permettent ensuite à ses utilisateurs de faire l'économie de prélèvements d'eau grâce à l'utilisation d'un modèle simpliste mais encore fort usité.

4.2.1. Ordre de grandeur des différents types de pollutions diffuses

La figure I.35 tirée de Loehr 1974 *In Ryding et al* 1994 permet de comparer l'importance des apports de P_{tot} par unité de surface selon leur mode d'occupation, à l'échelle annuelle. Les valeurs fournies par les histogrammes sont du même ordre de grandeur que celles résultant d'autres références (Baker 1980, Reckhow *et al.* 1980, Ostry 1982, Rast et Lee 1983, Pilleboue 1987, Kauark Leite 1990).

Figure I.35: Importance des apports de phosphore total par unité de surface en provenance de diverses sources diffuses (Loehr 1974)



4.2.1.1. La pollution diffuse agricole

L'amplitude des flux spécifiques pour un même mode de mise en valeur des terres est élevée. Pour le cas des terres cultivées, la variabilité est essentiellement due à la texture des sols, leur teneur en matières organiques, aux pratiques culturales et aux types de cultures (en rangées ou non). Concernant les pâtures, la variabilité est principalement due à la fertilisation appliquée, à la densité du bétail, à son taux de rotation et à la facilité d'accès du bétail au réseau hydrographique (Weller *et al.* 1996). Les pertes sur les aires d'alimentation dépendent du pourcentage de surfaces imperméabilisées, de la concentration du bétail, de leur taux de couverture et du volume d'un éventuel bassin de décantation. Les émissions de P_{tot} des bassins à composante agricole forte sont particulières à 60% (EPA 1980).

4.2.1.2. La pollution diffuse urbaine

Les flux à l'exutoire de bassins urbains dépendent à la fois des taux d'imperméabilisation et des substances déposées. Les caractéristiques des zones résidentielles incluent ainsi le coefficient d'occupation du sol, l'importance du couvert végétal, le taux d'application d'engrais et la densité d'animaux domestiques. Les zones commerciales et industrielles produisent plus de pertes à cause de l'importance du trafic pédestre et automobile, et du coefficient d'imperméabilisation plus élevé. L'imperméabilisation des surfaces entraîne également le lessivage des retombées atmosphériques accumulées entre deux pluies.

4.2.1.3. Les retombées atmosphériques

Le phosphore présent dans les retombées atmosphériques peut provenir des zones agricoles et naturelles par érosion éolienne (particules de terres et de pesticides organophosphorés) et émissions de pollens, de la combustion des carburants contenant des organophosphates (afin de réduire la corrosion) et des cendres en suspension des chaudières à huile contiennent 1% de P_2O_5 (Reckhow *et al.* 1980). On peut citer aussi l'existence d'une forme gazeuse du phosphore: la phosphine, un composé organique dérivant de l'hydrogène phosphoré (PH_3). Cette forme serait acquise lors du traitement des eaux usées (Winteringham 1992). La phosphine est également utilisée pour la désinfection des denrées alimentaires.

Les retombées sèches sont plus importantes que les retombées humides. Dans le bassin lémanique, les retombées atmosphériques sont souvent de l'ordre de $0.5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ (CIPEL 1988).

4.2.1.4. Les émissions des milieux naturels forestiers

Les émissions de P_{tot} hors des forêts peuvent être négligeables et atteignent rarement d'importantes valeurs. Les facteurs d'émission sont liés 1) aux espèces qui interviennent au niveau du cycle de l'eau à travers l'interception et l'évapotranspiration, 2) au substratum géologique, 3) au degré de maturité, les arbres jeunes protégeant moins efficacement le sol de l'impact de la pluie, 4) au climat, 5) aux travaux de déforestation qui favorisent les pertes (Reckhow *et al.* 1980). Les émissions de P_{tot} se font à moitié sous sa forme de P_{ortho} (EPA 1980).

4.2.1.5. Comparaison avec d'autres polluants

Les références concernant des données sur les flux spécifiques d'azote, essentiellement nitrique, sont également abondantes. Celles-ci font état de concentrations moins contrastées (Loehr 1974) notamment en ce qui concerne les terres rurales cultivées (de un à trente-cinq pour l'azote alors que cet écart est de un à cinquante pour le phosphore), et de l'ordre de dix fois plus élevées. Les variations d'émissions selon l'occupation du sol restent cependant parallèles pour les deux éléments, y compris dans le domaine agricole où certaines cultures réputées « à risques » vis-à-vis des émissions de phosphore, comme le maïs, le sont aussi pour les nitrates (Bovey 1986).

Les références sur les pertes agricoles moins « majeures » comme les chlorures ou l'ammonium sont beaucoup plus éparses. C'est pourquoi nous profitons de ce chapitre pour insérer les quelques données recueillies sur les émissions de ces substances (tableau I.11 constitué à partir de CIPEL 1988, Pilleboue et Dorioz 1986, Baker 1980 et CCE 1974). L'ammonium, molécule toxique à faible dose (en réalité, c'est la forme ammoniacale non ionisée, NH_3 , qui est toxique à partir de 0,3 mg/l, Rodier 1996), est peu stable en raison de l'activité de la bactérie Nitrobacter qui le nitrifie. Son analyse doit donc être réalisée dans les délais les plus brefs suivant l'échantillonnage. En revanche, les chlorures sont considérés conservatifs.

Tableau I.11: Recensement bibliographique des concentrations et flux spécifiques de Cl^- et NH_4^+ (CIPEL 1988, Pilleboue 1986, Baker 1980 et CCE 1973)

Substances	Bassin forestier + agricole extensif		Bassin agricole intensif						Pluie	
	kg/ha.an	mg/l	prairies fauchées		pâtures		cultures		kg/ha.an	mg/l
			kg/ha.an	mg/l	kg/ha.an	mg/l	kg/ha.an	mg/l		
Cl^-	3 à 10	0.5 à 5					70 à 90	20 à 30		
N-NH_4^+	0.045 à 0.25		0.1 à 0.5		0.15 à 0.7		0.5 à 1.5		2.1 à 4.2	

4.2.2. Recombinaison des flux spécifiques

La méthode d'addition des flux spécifiques est basée sur le principe selon lequel, pour une année aux conditions hydrologiques normales, à chaque mode d'occupation du sol correspond une charge à peu près constante de nutriments exportés par unité de surface. L'apport nutritif résulte du produit de la superficie de chaque type d'occupation de sol par son coefficient d'exportation de nutriments (Reckhow *et al.* 1980).

$$M = (\Phi_f * Surf_f) + (\Phi_{ag} * Surf_{ag}) + (\Phi_{urb} * Surf_{urb}) + (\#_{hab} * \Phi_{hab} * (1 - Sol_{ret}) + Poll\ Ponct) \quad \text{équation I.10}$$

avec:

$\Phi_f, \Phi_{ag}, \Phi_{urb}$: flux spécifiques des surfaces forestières, agricoles et urbaines ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$)

$Surf_f, Surf_{ag}, Surf_{urb}$: surfaces forestières, agricoles et urbaines en hectares

$\#_{hab}$: nombre d'habitants reliés à un système d'assainissement individuel pendant l'année étudiée

Φ_{hab} : masse annuelle rejetée par habitant en $\text{kg} \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$

Sol_{ret} : coefficient de rétention du sol en aval des fosses sceptiques (sans unités)

Poll Ponct : masse déversée par des rejets ponctuels en $\text{kg} \cdot \text{an}^{-1}$

Une telle approximation des pertes de nutriments d'un bassin versant néglige cependant les processus liés aux transferts et s'oppose à la notion de système propre aux bassins versants. Malgré toutes les imprécisions reliées à l'utilisation des flux spécifiques (jusqu'à 100% de différence par rapport à des valeurs obtenues par mesure, Webb et Walling 1984), ceux-ci sont souvent utilisés (CIPEL 1988, Weller *et al.* 1996, Braun *et al.* 1996, Jordan *et al.* 1986) du fait de la simplicité de la méthode et de leur utilisation à une large échelle grâce aux SIG (Launay 1995, Halliday et Wolfe 1991). Cosser (1989) propose une amélioration de l'utilisation des flux spécifiques en les exprimant par unité de lame d'eau précipitée ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$).

Une telle unité facilite les comparaisons entre bassins mesurés lors d'années à pluviométries différentes (Svendsen *et al.* 1995).

La connaissance des flux annuels à l'exutoire d'un bassin n'est pas encore suffisante pour déterminer les priorités d'un programme de lutte visant à diminuer ses exportations de nutriments. A cette fin, plusieurs méthodes plus ou moins directes existent.

4.3. METHODES D'ESTIMATION DE L'ORIGINE DES POLLUTIONS

La détermination de l'origine du phosphore, depuis l'exutoire, se heurte au mélange de ses différentes sources diffuses. Plusieurs méthodes sont proposées pour faire la part des origines, notamment diffuses et ponctuelles, endogènes (en provenance du réseau hydrographique) et exogènes (en provenance des zones actives). Ces méthodes incluent, outre l'utilisation de modèles d'érosion, l'utilisation de traceurs, l'interprétation des relations hydrochimiques et des mesures directes sur les différents stocks.

4.3.1. Détermination des contributions diffuses et ponctuelles

La détermination de la part diffuse et ponctuelle de la pollution est l'étude préliminaire à effectuer avant toute mesure de lutte contre l'une ou l'autre de ces pollutions; elle permet en outre de bien répartir les responsabilités des différents acteurs. La détermination relève de plusieurs méthodes.

4.3.1.1. Bilans hydrochimiques

Les apports totaux d'un bassin versant étant connus, il devient en principe possible d'estimer la part diffuse après soustraction des tonnages produits par les stations d'épuration, les déversoirs d'orage et les pollutions ponctuelles non raccordées, qu'elles soient d'origine ménagères, agricoles ou industrielles. Cette méthode, surévalue la part diffuse au détriment des sources ponctuelles clandestines. La CIPEL (1988) lui a préféré la méthode des flux spécifiques en étudiant un certain nombre de sites assimilés à des bassins expérimentaux représentatifs, extrapolés à l'ensemble du bassin Lémanique.

4.3.1.2. Traceurs des pollutions diffuses et ponctuelles

La présence de contaminants spécifiquement agricoles (atrazine) et de leurs produits de dégradation (desethylatrazine) témoignent de l'origine diffuse agricole des eaux. Le rapport des concentrations de desethylatrazine et d'atrazine (DAR) permet de renseigner sur l'âge de la pollution et la profondeur de son transfert (Adams et Thurman 1991, Pereira et Hostettler 1993).

D'autres traceurs chimiques simples peuvent être utilisés (Morisson 1984). Par exemple, les chlorures, quand ils ne proviennent pas du déneigeage, reflètent la présence d'eau agricole, leur origine étant liée aux engrais potassiques et aux déjections animales. Ils présentent, par rapport aux nitrates et aux sulfates, l'avantage d'être conservatifs au cours de leur transfert.

Figure I.36: Relation entre débit et concentration en orthophosphates (Bührer et Wagner, 1982)

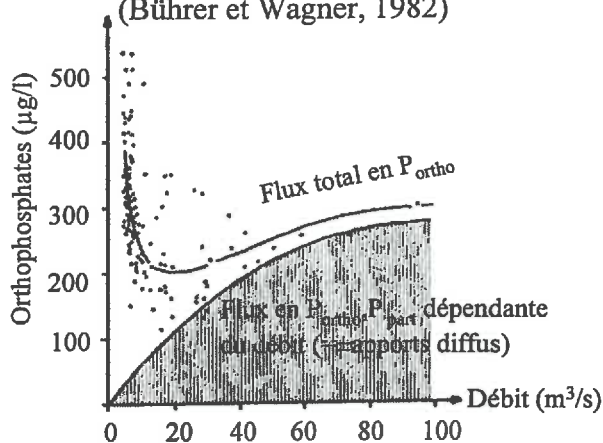
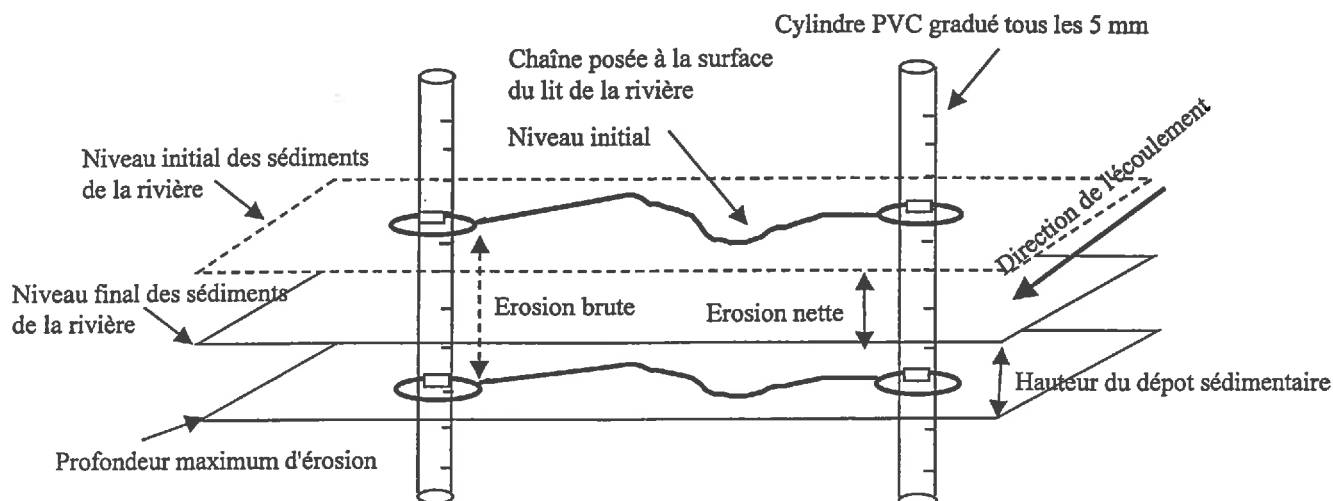


Tableau I.12: Estimation des contributions des réservoirs de phosphore endogène et exogène à partir d'un recensement bibliographique

Contribution des zones actives	Contribution du réseau hydro		Références	
	Sédiments	berges	Lieu	auteurs
49 à 66%		34 à 51%	Susa, Danemark	Hasholt 88
3%		97%	Seeswood Pool, GB	Foster <i>et al.</i> 88
85 à 90%		10 à 15%	Gjern A, Danemark	Svendsen <i>et al.</i> 95
70 à 88%		12 à 30%	Rivière Dart	Peart et Walling 88
63 à 94%		6 à 37%	Jackmoor Brook	Peart et Walling 88
22%		78%	Petit BV	Clark 1978
70 à 80%		20 à 30%	US, Sénégal, Moselle	Probst et Nkamdjou 89
35 à 77%	23 à 65%		Gjern A, Danemark	Svendsen et Kronvang 93
>80%	<20%		BV 650 ha, Pays-Bas	Dijkhuis <i>et al.</i> 92
70%	30%		Girou (Garonne)	Etchanchu et Probst 86
négligeable	prépondérante		Tymochtee Creek US	Verhoff 1982
négligeable	prépondérante		Lac Erié	Keup 68

Figure I.37: Schéma expérimental permettant la mesure *in situ* des taux de sédimentation et de redéposition en rivière lors des crues (Lisle et Eads 1991)



Un nouveau traceur de la pollution ponctuelle domestique a été récemment utilisé par les hydrologues de la Commission géologique des Etats-Unis (Geological Survey), il s'agit de la caféine. Au contraire des autres rejets domestiques, cette substance traverse sans se dégrader les étapes de traitement des stations d'épuration.

4.3.1.3. Relations hydrochimiques

Au cours d'une crue, la pollution d'origine ponctuelle subit une dilution contrairement à la pollution diffuse qui se concentre (figure I.18, Meybeck 1996).

Le modèle de Bühner et Wagner (1982) admet que les apports en phosphore peuvent être différenciés en une part indépendante du débit et en une autre dépendante de celui-ci. La première est imputable aux pollutions ponctuelles; elle est donc plus ou moins constante avec le temps et sa relation avec le débit de la rivière s'inscrit dans une courbe traduisant simplement la dilution des apports. La seconde, assimilable aux pollutions diffuses, croît avec le débit, ceci dans certaines limites (figure I.36). Ce modèle, développé sur le bassin du lac de Constance a été utilisé par Fahrni et Bühner (1982) aux quatre affluents principaux du Léman. Il surévalue largement la part attribuée aux pollutions diffuses du fait de phénomènes de rétention temporaire du phosphore dans le lit des rivières en basses eau et de son destockage au moment des crues et de la mise en oeuvre du modèle.

4.3.2. Détermination des contributions endogènes et exogènes

La pollution endogène (en provenance dans le réseau hydrographique soit par remobilisation des sédiments, affouillement du lit ou par érosion des berges) peut en inclure plusieurs sources diffuses et ponctuelles et contribuer à une forte proportion des exportations totales de phosphore lors des crues. Quelques estimations des contributions des différents réservoirs sont présentées dans le tableau I.12. Celui-ci montre une large variabilité attribuable aux méthodes de mesures, d'extrapolation, et aux caractéristiques (taille, mode d'occupation du sol, etc...) des bassins versants. Quel que soit le cas, la contribution des berges et des sédiments n'est pas négligeable.

4.3.2.1. Mesures in situ

La contribution de l'érosion des berges et des sédiments remis en suspension dans les MES échantillonnées aux exutoires des bassins versants peut se mesurer directement par la diminution de leur stock. Peart et Walling (1988) utilisent des repères gradués plantés dans les berges du réseau hydrographique. Cette méthode ne fournit cependant pas d'estimations précises car 1) les variabilités entre les points de mesure sont importantes et 2) le détachement des berges s'effectue par blocs nécessitant un nombre indéterminé de crues pour être complètement évacués.

En ce qui concerne la participation spécifique des zones actives et des sédiments du réseau hydrographique lors des crues en MES et P_{tot} , elles peuvent être mesurées pour la première par collecte des eaux de ruissellement avec une gouttière, pour la seconde par mesure expérimentale de l'érodabilité des sédiments (Dijkhuis *et al.* 1992). Ceci permet en outre de définir, dans le cas du phosphore, la spéciation spécifique associée à chaque réservoir. Clapp (1995), Lisle et Eads (1991) utilisent dans des rivières temporaires un montage avec chaînon mobile afin non seulement de déterminer les quantités de particules remises en suspension mais aussi celles redéposées lors des décrues (figure I.37). Ces mesures *in situ* ne peuvent cependant prétendre à une estimation précise des quantités déplacées à l'échelle d'un bassin versant, et seule l'utilisation simultanée de l'ensemble des méthodes présentées dans ce chapitre peut aboutir à une valeur absolue fiable.

4.3.2.2. Traceurs des sédiments

La distinction des différentes sources de phosphore particulaire peut se faire à partir des caractéristiques minéralogiques (Wall et Wilding 1976) et physiques (couleur du sédiment, Grimshaw et Lewin 1980) du support particulaire à condition que les matériaux d'origine soient différenciés. Sur des petits bassins versants (10 et 46 km²), Peart et Walling (1988) ont ainsi réussi à calculer la contribution relative des sols et des berges avec un simple modèle de mélange. Les isotopes du césium et du plomb (¹³⁷Cs et ²¹⁰Pb) sont des traceurs efficaces de l'érosion mais renseignent sur la redistribution à moyen terme des particules sur les zones actives (Walling *et al.* 1995) et leur utilisation n'est pas recommandée pour des suivis à court terme aux exutoires des bassins versants.

4.3.2.3. Relations hydrochimiques

Les différents types de relations entre les concentrations et le débit permettent non seulement de différencier la pollution diffuse et ponctuelle, mais aussi endogène et exogène. En effet, dans le cas des MES, et donc du phosphore particulaire, le phénomène d'hystérèse souvent observé (figure I.18) serait à interpréter comme le résultat de la remise en suspension des sédiments pendant la montée de crue (Walling 1978, Bogen 1980, Verhoff *et al.* 1982). Svendsen et Kronvang (1993) et Gafrej (1993) apportent une nuance en attribuant le phénomène de l'hystérèse à l'épuisement rapide du stock de sédiments avant l'apparition du pic de débit. Mais il se pourrait simplement que le même effet soit observé à l'échelle de la parcelle par épuisement non plus du stock sédimentaire mais des particules facilement mobilisables des zones actives (Novotny, Chesters 1981). Roose (1980) appuie cet argument en montrant que la turbidité des eaux est maximum au cours du régime transitoire du ruissellement et diminue au cours d'une deuxième phase pour atteindre un régime permanent (figure I.23). En résumé, l'exploitation des courbes en hystérèse seules ne permet pas de déterminer l'origine des MES (Peart et Walling 1988).

4.4. LES METHODES DE LUTTE CONTRE LES TRANSFERTS DE PHOSPHORE

Une fois déterminé le montant des pertes nutritives d'un bassin versant et leurs origines, un traitement ciblé de la pollution peut avoir lieu. Ce chapitre traite des méthodes d'étude de la pollution diffuse phosphorée et de leur efficacité à une échelle compatible avec les actions de lutte, c'est-à-dire celle du bassin versant. L'effet bénéfique des zones tampon sur l'abattement des flux de phosphore ayant déjà été traité, cette section ne les prend pas en compte.

4.4.1. Le ciblage de la lutte

Sims (1993) et Sharpley *et al.* (1994a) proposent de concentrer les efforts de lutte contre la pollution diffuse sur les bassins versants rattachés à un lac sensible aux excès de phosphore et pour lesquels le calcul d'un « indice phosphoré » (« P Indexing System », Lemunyon et Gilbert 1993) dépasserait une cote d'alerte prédéfinie. Le calcul de l'indice (tableaux I.13) montre cependant que seules les pertes superficielles par érosion sont prises en compte, peut-être parce que les possibilités d'empêcher l'émission de P_{ef} et de bloquer son transfert avant son entrée dans le réseau hydrographique sont minces (Staver et Magette 1988).

4.4.2. Limitation des émissions par action sur l'érosion

Du fait de sa forte affinité avec la phase solide et de sa spéciation essentiellement particulaire aux exutoires des bassins versants, la maîtrise des pertes de P_{tot} est souvent transposée à celle de l'érosion. La lutte contre l'érosion hydrique passe par un certain nombre de pratiques visant à limiter les processus de ruissellement et à renforcer la résistance des sols. Parmi les mesures culturales de lutte contre l'érosion (tableau I.14, Mosimann *et al.* 1991) nous développerons l'effet du mulching, du non labour, des bandes herbeuses, de l'accroissement de la stabilité texturale (chaulage et fumure organique), et du drainage sur les transferts de particules et du phosphore associé.

4.4.2.1. Contrôle du ruissellement et de l'érosion par les résidus de culture

Par rapport à un sol nu, la présence d'un mulch de paille se traduit par une diminution des hauteurs de ruissellement, des vitesses d'écoulements et des concentrations en sédiments (Boiffin et Monnier, 1991). Des recherches menées en parcelles expérimentales (Koro *et al.*, 1995) montrent que l'application de 1 tonne de résidus par hectare provoque une réduction moyenne de 30 % du ruissellement et de 62% de l'érosion. Pour une application de 2 tonnes, les réductions sont respectivement de 50 et 82 %.

Les effets sur la réduction des émissions de phosphore demeurent cependant plus mitigés. Koro *et al.* (1995) et Timmons *et al.* (1970) montrent en effet que la présence d'une quantité croissante de résidus se traduit effectivement par une réduction des pertes de P_{tot} mais également par une augmentation nette des pertes en P_{ef} , attribuables à la désorption, la dissolution et l'extraction de phosphore des tissus végétaux et du sol. Même si, en quantités exportées, l'augmentation du P_{ef} ne compense pas la diminution du P_p , en termes d'impacts, il n'est pas évident que la présence en surface des résidus produise un gain environnemental net, contrairement au gain agronomique incontestable (réduction de l'érosion). Le non-enfouissement des résidus est une raison de l'échec relatif du travail simplifié du sol vis-à-vis de pertes de P_{tot} .

Perte potentiel de phosphore					
Pondération	aucune (0)	faible (1)	moyenne (2)	forte (4)	très forte (8)
<i>facteurs de transports</i>					
Erosion en t/ha (1.5)	négligeable	<10	10-20	20-30	>30
Ruissellement (0.5)	négligeable	très faible ou faible	moyenne	forte	très forte
<i>facteurs des sources de P</i>					
P _{labile} (1.0)	négligeable	faible	moyen	forte	très forte
Taux de fertilisation en kgP/ha (0.75)	Aucun	1-15	16-45	46-75	>75
Méthode d'application des engrais minéraux (0.5)		profondeur <5 cm	incorporé immédiatement avant la récolte	incorporé > 3 mois avant la récolte ou répandu à la surface < 3 mois avant la récolte	répandu à la surface > 3 mois avant la récolte
Taux d'amendement organique en kgP/ha (0.5)	Aucun	1-15	16-30	31-45	>45
Méthode d'application des engrais organiques (1.0)		injection >5 cm	incorporé immédiatement avant la récolte	incorporé > 3 mois avant la récolte ou répandu à la surface < 3 mois avant la récolte	répandu à la surface > 3 mois avant la récolte

Tableau I.13a: Elaboration d'un indice de risque d'émission du P par ruissellement (Sharpley *et al.* 94)

Vulnérabilité du site	valeur de l'indice
faible	<10
moyenne	11-18
forte	19-36
très forte	>36

Exemple d'application sur un bassin hypothétique	
Taux d'érosion: 15 t/ha: pondération * note :	1.5 * 2 = 3
Taux de ruissellement: fort	0.5 * 4 = 2
[P _{labile}]: fort	1 * 4 = 4
Taux d'application des engrais minéraux: 50 kg/ha	0.75 * 4 = 3
Taux d'application de la fumure organique: 50 kg/ha	0.5 * 8 = 4
Epandage de fumure organique	1 * 4 = 4
Epandage avant juste avant semis	1 * 4 = 4
D'où un risque potentiel d'émission de P élevé	<u>24</u>

Tableau I.13b: Classes de risques potentiels d'émission du phosphore

		Mesures culturelles de la lutte contre l'érosion														
		assolement des cultures	interculture	culture en bandes alternées	limitation des contraintes exercées par les machines	utilisation d'étraveurs de traces	travail de conservation des sols	date de semis	semis suivant les courbes de niveau	semis en bandes	semis intercalaire	lutte intégrée contre les adventices	fumure organique	chaulage	ameublissement du sol en profondeur	évacuation des eaux en excès
Principes fondamentaux de la lutte contre l'érosion des sols cultivés	Briser l'énergie des gouttes de pluie et du ruissellement superficiel	très efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace
	Augmenter la capacité d'infiltration du sol	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace
	Améliorer la stabilité structurale	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace	efficace
Degré d'efficacité atteint		très efficace	très efficace	très efficace	très efficace	très efficace	très efficace	très efficace	très efficace	très efficace	très efficace	très efficace	très efficace	très efficace	très efficace	très efficace

Tableau I.14: Mesures culturelles de lutte contre l'érosion et estimation de leur efficacité à résoudre les problèmes majeurs (Mosimann *et al.* 1991)

4.4.2.2. Simplification du travail du sol et érosion hydrique

La suppression du labour (« no till ») attribuée au semis qualifié alors de semis direct la seule opération de perforation de la surface du sol. Le non travail du sol combine en général l'effet du mulching avec celui de l'augmentation de la résistance du sol à l'incision. Les parcelles à semis direct émettent en général plus de ruissellement, mais les fortes concentrations de MES associées aux pratiques conventionnelles compensent largement les différences de volumes (Staver et Magette, 1988). Ce résultat positif du non-labour vis-à-vis de l'érosion doit cependant être adapté aux conditions françaises, et son efficacité encore prouvée dans le cadre de l'érosion par ruissellement concentré (Boiffin et Monnier, 1991).

Les pratiques de travail minimum du sol sont en revanche reconnues pour augmenter considérablement les pertes en P_{ef} (Sugiharto *et al.* 1994). Dans les contextes où l'érosion est modérée, de telles pratiques aboutissent même à une augmentation nette des exportations de P_{tot} (Staver et Magette, 1988). En effet, en plus de l'influence des résidus organiques laissés à la surface du sol, la suppression du labour contribue à enrichir considérablement la surface du sol par non inversion du profil (figure I.14) ce qui entraîne une stratification verticale nette du P_{ef} (Griffith *et al.* 1977).

4.4.2.3. Accroissement de la stabilité structurale du sol par chaulage

Le calcium modifie l'ensemble des propriétés physiques et mécaniques du sol. Il fait flocculer les colloïdes, renforce la cohésion des agrégats et favorise l'activité microbienne et biologique (Vilain 1989). Le chaulage constitue de plus un remède contre l'acidification des sols liée à l'apport de fertilisants. Il entraîne donc une stabilité structurale avantageuse et fortifie de ce fait la résistance du sol aux assauts des eaux.

L'apport de calcaire aux sols influence la mobilité et l'assimilabilité du phosphore de deux manières. D'abord en augmentant le pH, ensuite en augmentant potentiellement le nombre des liaisons P~Ca. D'un point de vue environnemental, la formation de phosphates calciques insolubles pour des pH > 8 est un gain, mais s'oppose à la logique de production. De plus, les « ponts calciques » favorisent la fixation des orthophosphates sur l'argile et l'humus et augmentent de cette manière la fumure de fond. En revanche, dans le cas précis des sols acides et réducteurs, l'apport de chaux empêche la précipitation des phosphates de fer et d'alumine et augmente la solubilisation du P_p (Soltner 1980). Globalement, le chaulage apparaît donc comme une action bénéfique à la fois pour réduire l'érosion et les pertes de P_{ef} .

4.4.2.4. Accroissement de la stabilité structurale du sol par amendements organiques

L'effet d'apport de matières organiques sur la structure des sols et l'activité biologique est identique à celui du chaulage. Le taux préconisé de matières organiques dans un sol se situe aux alentours de 2%, et croît en général avec la teneur en argiles.

Concernant les risques d'émissions de P_{tot} , l'application et le maintien de matière organique à la surface des sols est à proscrire (Deizman *et al.* 1989) à cause des risques de pertes superficielles. Les apports de matières organiques dans les sols augmentent leur concentration en P_{labile} (Giroux *et al.* 1996) et les concentrations de cet élément dans les écoulements hypodermiques (Miller 1979, Izuno *et al.* 1991, Cooke et William 1973). Seule l'incorporation de fumure organique comme substituant aux engrais minéraux solubles constitue un gain environnemental net, à condition que les doses appliquées ne soient pas basées sur l'azote contenu dans la matière organique (Sharpley *et al.* 1993).

4.4.2.5. Diminution du ruissellement par assainissement des sols

L'évacuation de l'eau par drainage à l'aide de tuyaux poreux enterrés, ou par sous-solage constitue une partie des écoulements latéraux. Elle permet de réduire les cas de ruissellement sur les surfaces saturées, d'infiltrer des volumes plus importants et de les différer. Par ailleurs, les sols drainés se compactent moins que les sols très humides; un drainage peut donc également éloigner le risque d'une dégradation de la structure du sol et de ses retombées négatives en termes d'érosion. Les drains, bien que situés sur le trajet de l'écoulement de subsurface, évacuent des particules d'origine superficielle (Oygarden *et al.* 1996) dont le transfert s'effectue par les fissures du sol et ses macropores (Skaggs *et al.* 1994). Ce résultat, confirmé par un traçage au césium (Grant *et al.* 1995), suggère que les pertes de terre par érosion ne sont pas seulement imputables aux ruissellements superficiels. Les écoulements latéraux, créés par des chemins hydriques préférentiels, sont donc capables d'évacuer des particules, et par là-même tout une gamme de substances théoriquement réservées aux ruissellements de surface, comme le phosphore.

La présence de quantités importantes de phosphore dans les écoulements hypodermiques, notamment à partir d'un seuil 1) de saturation du pouvoir tampon du sol (Heckrath *et al.* 1995) et 2) d'hydromorphie (Raez 1979), ne permet *a priori* pas de savoir si le drainage souterrain est une action globalement favorable. Gilliam *et al.* (1986) obtiennent des flux annuels de P_{tot} réduits de moitié grâce à l'utilisation du drainage, mais des résultats opposés pour l'azote. Le drainage n'oppose pas toujours intérêts agronomiques et environnementaux. Izuno *et al.* (1991) proposent ainsi d'associer aux cultures classiques des espèces tolérantes à l'hydromorphie (riz) et de détourner les eaux de drainage des premières, riches en P_{ef} , vers les secondes.

L'action du drainage est en revanche néfaste dans le cadre d'assainissement de zones humides à cause du relargage sous forme soluble des nutriments accumulés sous forme de matières organiques (Lee *et al.* 1975).

4.4.3. Limitation des émissions par diminution de la fertilisation

Les pertes de phosphore dans l'environnement restent souvent négligeables par rapport aux apports (< 5%, Sharpley *et al.* 1993). Néanmoins, la fertilisation influence les pertes de P_{tot} à court et à long terme à travers 1) son taux, 2) sa période et 3) son mode d'application.

Römken et Nelson (1974) montrent en effet que la quantité de P_{ef} contenue dans la solution du sol est proportionnelle aux doses annuelles appliquées et par conséquent aux teneurs dans les eaux de ruissellement. Pour les eaux hypodermiques, l'effet de la fertilisation peut passer inaperçu en deçà d'un seuil (Izuno *et al.* 1991). A l'échelle pluriannuelle, l'excès de fertilisation peut cependant contribuer à enrichir la phase solide des sols. Smith *et al.* (1995) ont noté sur une dizaine d'années une augmentation moyenne de 10 $\mu\text{g/l}$ de P_{ortho} dans les eaux de drainage consécutivement à des apports excessifs de phosphore de 24 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$.

Dans des sols initialement riches en P_{tot} , l'effet de la dose annuelle passe inaperçu: Staver et Magette (1988) rapportent en effet que l'arrêt de fertilisation pendant 10 ans sur une parcelle précédemment intensément cultivée n'a pas fait diminuer ses exportations. Un résultat identique est présenté par Ulen (1995) pour les eaux de drainage d'une parcelle agricole convertie en jachère pendant 5 ans puis refertilisée. Par conséquent, il semble qu'il n'est plus possible de considérer, comme par le passé (Cooke et William 1973), que le flux hypodermique de phosphore n'est lié qu'à des facteurs naturels.

La dose appliquée est donc un facteur clé à court terme pour les eaux superficielles, et à long terme pour les eaux hypodermiques. Le mode (épandage ou enfouissement) et la période d'application interviennent également sur les pertes à court terme dans les eaux de ruissellement. Une réduction de 90% des émissions a été mesurée lorsque la durée séparant l'application de fumure et la première averse est passée de 1 à 3 jours grâce à la sorption du P_{ortho} (Westerman et Overcash 1980).

La « décontamination » des sols enrichis en P_{tot} par leur mise en culture sans apports de fertilisants est cependant très longue en raison du pouvoir tampon des sols. Mc Collum (1991) a calculé une durée de 10 ans pour faire diminuer la teneur en P_{labile} ($P_{Mehlich}$) de 54 à 20 ppm à l'aide de cultures de maïs ou de soja. Morel *et al.* (1992) avancent la durée de 25 ans pour abaisser le contenu en P_{Olsen} des sols de grandes cultures de 18 à 6 ppm. Clausen *et al.* (1992) ont obtenu, par modélisation, une durée supérieure au siècle pour faire diminuer à 90% de sa teneur à l'équilibre (< 940 ppm) la teneur initiale d'un sol contenant 1000 ppm de P_p , avec des intrants réduits, uniquement organiques et légèrement inférieurs au niveau des exportations par les cultures.

4.4.4. Exemple d'évaluation globale de l'efficacité des mesures

Les Etats-Unis ont lancé en 1982, un programme d'actions sur une vingtaine de bassins versants expérimentaux afin de mesurer l'effet de l'instauration de bonnes pratiques agricoles sur la qualité des eaux réceptrices (« National Rural Clean Water Program Symposium », USEPA 1992). Meals (1992) rapporte les résultats de l'expérience du bassin de la baie de St Albans (130 km²) en bordure du lac Champlain, (Vermont). Les principales sources de pollution agricole identifiées touchaient aussi bien des origines ponctuelles (rejets d'eaux usées de laiteries) que diffuses (ruissellement des parcs d'engraissement de bovins, érosion hydrique des sols et érosion des berges des cours d'eau). Les résultats, après implantation de bonnes pratiques agricoles sur les zones les plus vulnérables sont restés mitigés. Par exemple, la concentration de bactéries colliformes a diminué de 50 à 70% mais la concentration en N et P ont augmenté. Gangbazo *et al.* (1995) en déduisent 1) qu'il ne suffit pas de mettre en oeuvre des solutions classiques dans un bassin versant agricole pour récupérer les usages de l'eau et 2) que les sols réagissent, à l'image des lacs, très lentement aux changements de pratiques agricoles (Clausen *et al.* 1992, Cassell et Clausen 1993).

Deuxième partie

Les choix méthodologiques adoptés et leur justification

Le but de ce chapitre est d'établir, à l'issue du tour d'horizon bibliographique, une liste de résultats considérés acquis et de points obscurs, concernant le transfert de phosphore d'origine diffuse à l'échelle d'un bassin versant rural. A partir des lacunes laissées par la bibliographie sont définis les axes de recherches de la thèse que l'on formule sous forme d'hypothèses. Quant aux résultats acquis, ils aident à définir les choix méthodologiques et à définir les limites de l'étude.

La vérification des hypothèses implique trois choix principaux. Tout d'abord, celui d'un outil opérationnel, le bassin versant, dont il reste à définir la taille et le degré de complexité. Le second choix porte sur une spéciation du phosphore appropriée à la description des différentes modalités de transferts et des différents impacts potentiels produits sur le milieu récepteur. Enfin, s'impose le choix de la démarche adoptée, manière d'envisager le suivi du bassin versant. Ces choix, forcément restrictifs, imposent à l'étude des limites situées en amont au niveau des logiques d'acteurs et en aval au niveau de l'interface entre bassin versant et lac.

1. ACQUIS ET POINTS FAIBLES CONCERNANT LE TRANSFERT DU PHOSPHORE D'ORIGINE DIFFUSE

1.1. COMPORTEMENT DU PHOSPHORE ET CONTRAINTES METHODOLOGIQUES

Les connaissances acquises sur le phosphore (**en gras**), sa biogéochimie, ses propriétés microscopiques (échanges) et macroscopiques (transfert), son comportement dans l'environnement ont des implications méthodologiques (en souligné) qui aideront à formuler la méthode d'étude retenue dans le cadre de cette étude. Les résultats que nous considérons acquis sont les suivants:

- le phosphore est un élément dont le transfert s'effectue à la surface du sol; il est mobilisé au cours des crues lors desquelles il présente une grande **variabilité de concentrations**; dans le cadre d'établissement de bilans précis, les échantillonnages sont forcément fréquents en période de crues. Le grand nombre d'échantillons à traiter implique un délai de conservation. L'approximation des résultats augmente avec l'écart entre les prélèvements unitaires. Un suivi léger peut néanmoins rester utile dans le cadre d'études comparées entre bassins (prélèvements hebdomadaires sur des bassins de quelques dizaines d'hectares, Braun *et al.* 1996).

- **Les échanges d'orthophosphates entre phases soluble et particulaire sont rapides**, du moins dans un premier temps. Seules des mesures instantanées de terrain (par exemple traçage par l'isotope ^{32}P dont la manipulation délicate est réservée à quelques laboratoires spécialisés) pourraient fournir une description juste des processus d'émissions. Mais les mesures instantanées sont incompatibles avec un suivi de bassin de longue durée et encore plus avec les délais de conservation qu'une telle étude implique.

- **Les formes du phosphore sont multiples** mais communes aux eaux, sols et sédiments, et il est impossible d'en faire une description exhaustive. Parmi elles, la forme colloïdale (dont la mobilité dans les sols est différentes de celles des orthophosphates) reste mal connue. Cette diversité de formes impose le choix d'une spéciation simplifiée. La spéciation retenue fait forcément l'impasse sur les échanges rapides mais doit garder néanmoins un « pouvoir de résolution » assez fort pour différencier les voies principales de transfert (superficiels, subsuperficiels) et contribuer à l'estimation d'une biodisponibilité potentielle vis-à-vis du milieu récepteur.

- **la biodisponibilité potentielle du phosphore soluble (orthophosphates, phosphore organique dissous) est totale alors que celle du phosphore particulaire est variable**, selon notamment la nature chimique du support sédimentaire. L'évaluation la plus directe de la biodisponibilité du phosphore particulaire passe par des biotests mais ceux-ci sont délicats à mettre en oeuvre et jamais reproductibles à 100% du fait de l'utilisation de matériel biologique. Des méthodes chimiques basées sur des extractions séquentielles tendent à supplanter les biotests mais doivent être calibrées pour chaque type de support sédimentaire.

- **La fraction particulaire du phosphore mesurée aux exutoires est prépondérante** dans les bassins versants ruraux (80%); le transfert du phosphore est de ce fait souvent assimilé à un problème d'érosion des sols. L'échantillonnage non biaisé des matières en suspension est difficile à réaliser pour des particules de taille supérieure à 100 µm, parfois composées de micro-agrégats stables à l'eau, et les erreurs sur les bilans de masse facilement produites.

- **Le transfert du phosphore dans les bassins versants est discontinu** du fait des possibilités de piégeages et de relargages, notamment pendant la phase de transport dans le réseau hydrographique. Il n'existe pas, à part le traçage au ³²P, de méthode fiable pour suivre le devenir du phosphore lors de son transfert. De tels traçages sont très rares dans les conditions du milieu naturel. Les études par les bilans de masse constituent une autre approche mais ne peuvent être réalisés facilement que pendant des périodes d'étiage (donc sans apports externes diffus) ou sur des tronçons courts de réseau hydrographique, donc peu représentatifs.

- **Le phosphore s'accumule** dans l'horizon superficiel de certains sols agricoles intensifs à des niveaux tels que l'optimum agronomique est déjà dépassé, et que des transferts solubles de subsurface sont mesurés à partir d'un seuil qui reste encore à définir. Jusqu'à présent, les transferts ne concernent pas les eaux de nappes profondes ni les sources.

1.2. QUESTIONS SUGGEREES PAR LES POINTS FAIBLES DE LA BIBLIOGRAPHIE

Malgré l'abondance de la bibliographie concernant les différentes étapes du transfert du phosphore à travers les bassins versants, les « maillons manquants » de la connaissance sont encore nombreux, notamment à cause des difficultés méthodologiques résumées précédemment.

- Dans la plupart des études concernant la pollution diffuse phosphorée, **le bassin versant est assimilé à une unité homogène au niveau des mécanismes de transfert**. Or, les résultats de quelques travaux récents (Boiffin *et al.* 1988, Dorioz et Ferhi 1994, Cros-Cayot 1996, Angélique 1996,) montrent l'existence d'une diversité spatiale des modes d'émission de l'eau et impliquent de ne plus assimiler le bassin versant à une unité homogène mais de le considérer au contraire comme un système compartimenté. Une étude basée sur la variabilité spatiale des émissions serait à même de remettre en cause les hypothèses sur le transfert qui servent de fondement à la modélisation.

- **Le transfert du phosphore et la maîtrise de ses émissions sont réduites à un simple problème d'érosion** qui lui-même se résume le plus souvent aux seuls critères de l'équation universelle de perte des sols (Wischmeier et Smith 1978). Kauark Leite (1990) a bien montré l'inadéquation de cette méthode à prédire les émissions particulières; de plus, le phosphore émis possède une fraction soluble non négligeable dans le cas des régions à topographie modérée (Staver et Magette 1988). Les concepts de base des modèles actuellement disponibles ne sont pas adaptés aux conditions de climat tempéré qui règnent dans les régions d'Europe occidentale (Boiffin *et al.* 1988). En outre, les pertes calculées par les modèles sont exprimées en phosphore total, ce qui est inadéquat pour l'estimation de l'impact.

- L'utilisation d'une approche empirique pour prédire les pertes de phosphore d'origine diffuse ne vaut guère mieux lorsque qu'est utilisée la **méthode des flux spécifiques** bâtie sur des bassins versants de référence (Loehr 1974). La méthode des flux spécifiques néglige la variabilité interannuelle des émissions de phosphore, et ramène les pertes diffuses aux seuls critères de l'occupation du sol. Une étude pluriannuelle intégrant une analyse de la variabilité spatiale des modes d'écoulements et d'émissions du phosphore permettrait d'établir les limites d'utilisation d'une telle méthode.

- Une nette disproportion subsiste d'une part entre les résultats importants acquis sur la genèse et les modes d'écoulements de l'eau et d'autre part entre la **méconnaissance des mécanismes d'acquisition de la charge phosphorée** que ces différents écoulements entraînent; par simplification, le lieu d'émission des charges particulières et solubles est considéré identique et l'acquisition de leur charge couplée.

- Les modèles de simulation des émissions de phosphore d'origine diffuse sont ainsi peu aptes à reproduire la réalité. En outre, de nombreux phénomènes ne sont pas encore pris en compte. La non prise en considération des **transformations géochimiques au cours du transfert** peut être considérée comme la plus importante lacune. Les processus d'atténuation et de relargage dans le réseau hydrographique sont susceptibles de modifier aussi bien les quantités de phosphore transférées (Svendsen et Kronvang 1993) que la biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire (Dorioz *et al.* 1997) dont dépend l'estimation des impacts sur les milieux récepteurs.

En somme, il n'existe pas, à l'heure actuelle, de modèle fiable de simulation des pertes diffuses phosphorées à l'échelle du bassin versant. Les raisons en sont multiples: la diversité des modes d'émissions est négligée, l'étape du transfert court-circuitée et la spéciation trop simpliste pour permettre une évaluation des impacts potentiels. Sur cette base, sont formulées quelques hypothèses dont la confirmation ou la négation permettront de combler une partie des lacunes précitées.

2. HYPOTHESES PRELIMINAIRES

La liste des hypothèses formulées ci-dessous n'est pas exhaustive mais constitue les points faibles des connaissances que cette recherche consolidera. Le choix des hypothèses définit les limites de notre étude et résulte du compromis entre le techniquement réalisable (contraintes méthodologiques) et les besoins d'accroître les connaissances.

Les hypothèses dont ce travail fait l'objet se répartissent en trois points:

2.1. HYPOTHESES CONCERNANT LE FONCTIONNEMENT HYDRO-CHIMIQUE DES BASSINS VERSANTS

L'hypothèse principale est de considérer le bassin versant comme un « *système évolutif, variable à différentes échelles spatiales et temporelles d'un point de vue hydrique ou d'un point de vue de son organisation* ». Ce point de vue est défendu par Cros-Cayot (1996) dans le cadre d'une étude du ruissellement à l'échelle d'un versant.

L'assimilation d'un bassin versant à un système, c'est-à-dire à un ensemble qui ne se comporte pas comme la somme de ses multiples composantes (Weinberg 1974) n'est pas nouvelle. Ainsi, Nash et Sutcliffe (1970) considéraient-ils déjà un bassin non pas comme un assemblage aléatoire de différents composants mais comme un « système ouvert, géomorphologique, dont les composants sont liés les uns aux autres par une longue histoire commune ».

Le point novateur est d'appliquer cette vision non pas seulement à des principes hydrologiques mais également aux transferts de substances d'origine diffuse. Ainsi, pour Cassell *et al.* (1997), un bassin versant apparaît comme un ensemble de compartiments (forestier, urbain, agricole, réseau hydrographique) entre lesquels des flux de matières transitent, sous l'effet de perturbations de courts termes (pluies), moyens termes (opérations agricoles) et longs termes (politiques d'aménagement). Les interactions entre compartiments favorisent les effets de rétroaction, l'existence de causes communes et limitent le champ des réponses du système.

2.2. HYPOTHESES SUR LE TRANSFERT DU PHOSPHORE A L'ECHELLE DU BASSIN VERSANT

Afin d'adapter la définition hydrologique du bassin versant aux transferts hydrochimiques du phosphore, il faut coupler les concepts des hydrologues (« système ouvert, non linéaire, non stationnaire, opérant une transformation de la pluie en un débit », de Marsily 1990) et l'existence d'un ensemble de stocks de phosphore dispersés dans l'espace. *Lorsque ces stocks se trouvent sur une zone hydrologiquement active, ils peuvent être mobilisés.*

Par zone active (Mérot 1991), on entend toute parcelle ou tout ensemble de parcelles où s'observent des écoulements, quelles qu'en soient les modalités. Ceci peut conduire à une exportation dans la mesure où la zone active est connectée à l'exutoire. Le sol constitue le lieu initial de la mobilisation du phosphore transféré. Ce phénomène qualifié « d'acquisition » peut aussi s'observer à partir de stocks intermédiaires constitués par les sédiments et les berges du réseau hydrographique. *L'acquisition de la charge en phosphore se fait essentiellement sous la forme particulaire, et c'est le phosphore particulaire qui contrôle les teneurs en phosphore soluble.*

Le transfert du phosphore à travers les différents compartiments du bassin est un *phénomène discontinu*; il résulte d'une succession de phases de mobilisation des stocks. En effet, le transport dans le réseau hydrographique est associé à une capacité de rétention (« atténuation ») susceptible de *modifier aussi bien les flux de phosphore particulaire (sédimentation) que ceux de phosphore soluble (fixation, consommation, cristallisation).*

La variabilité des exportations de phosphore à l'exutoire d'un bassin peut s'expliquer par des signaux pluviométriques, des localisations de zones actives, des stocks de phosphore et des « états de bassin » différents. Par « état de bassin », on entend l'ensemble des variables constituant les paramètres de la fonction de production (définition hydrologique). Nous faisons ainsi l'hypothèse qu'*il est possible d'établir un lien entre l'état du bassin versant et ses flux de phosphore (concentrations, spéciation, volumes) à l'exutoire.* La biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire est un des paramètres caractérisant les flux de phosphore.

2.3. HYPOTHESE SUR LA BIODISPONIBILITE POTENTIELLE DU PHOSPHORE PARTICULAIRE

L'évaluation de la biodisponibilité potentielle ne peut être écartée dans le cadre d'une étude portant sur les émissions diffuses phosphorées et située dans le bassin versant d'un lac. *Il existe, pour un type de support sédimentaire donné, une approximation chimique de la biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire, utilisable en routine.*

3. CHOIX METHODOLOGIQUES

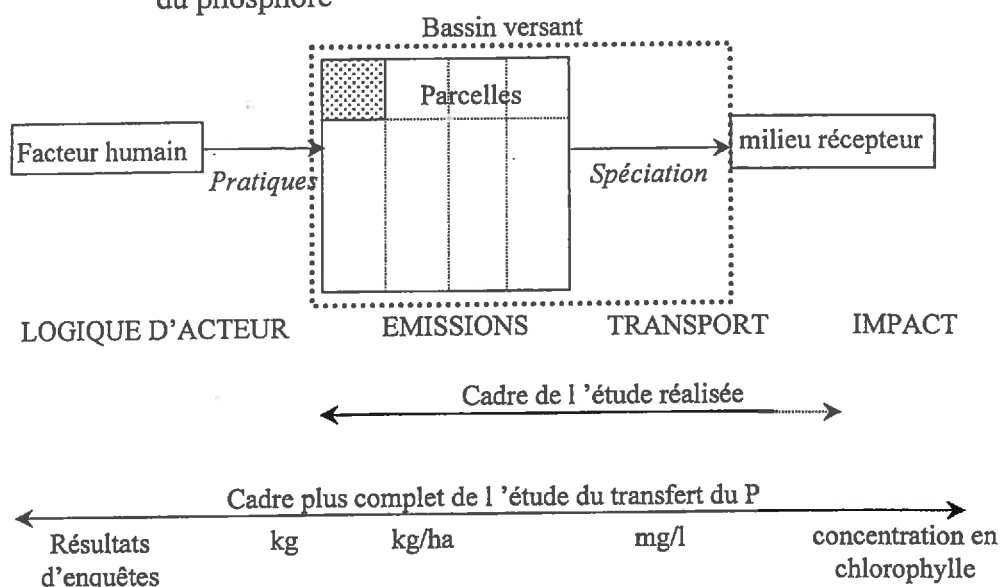
3.1. CHOIX D'UN OUTIL D'ETUDE APPROPRIE

3.1.1. Choix d'une étude en « vraie grandeur »

A l'image des modèles disponibles, le transfert de phosphore aurait pu faire l'objet d'une approche analytique, c'est-à-dire basée sur une agrégation de processus élémentaires. Mais cette approche se heurte aux domaines mal connus de la variabilité des modes d'émission du phosphore et de ses formes émises, des enchaînements des processus de transfert et des couplages entre formes. Une approche plus globale des transferts est préférée, « en vraie grandeur » c'est-à-dire à l'échelle des problèmes posés. **L'étude d'un bassin versant** répond à cette exigence de ne pas trop réduire l'objet d'étude pour rester représentatif de la diversité et des interactions. Le bassin versant représente l'aire minimum représentative du phénomène étudié, le transfert de phosphore. Il est en effet susceptible de fournir une information globale sur les flux en termes d'époque d'émission, de composition et de rapports entre éléments.

Le facteur humain est pris en compte à travers l'enregistrement des actions et pratiques agricoles ou d'aménagements mais n'est pas étudié en tant que tel; le bassin versant, s'il est bien adapté à l'estimation de l'impact en aval, n'est pas le bon objet d'étude pour ce qui touche aux activités humaines, contrairement aux limites plus administratives du territoire. En aval, les recherches sont organisées en tenant compte de l'impact produit (figure II.1).

Figure II.1: Positionnement de l'étude par rapport au système de transfert complet du phosphore



3.1.2. Choix d'une compartimentation fonctionnelle du bassin versant

La compartimentation du bassin versant en parcelles, en sous-bassins versants « spécialisés » et en un réseau hydrographique est une **division opérationnelle** vis-à-vis de l'étude des transferts.

- La **parcelle** est un des niveaux d'organisation privilégié du système étudié du fait qu'elle constitue l'unité de base de la gestion agricole, étant homogène en termes de pratiques et d'apports. La parcelle restera le niveau spatial minimum de nos observations.
- La compartimentation du bassin en **sous-bassins versants** peut s'effectuer à toutes les échelles. Dans notre cas, on appliquera cette dénomination à des ensembles drainés par un réseau hydrographique temporaire dans le temps mais permanents dans l'espace (non remodelé d'une année sur l'autre). Les sous-bassins versants sont une unité pratique liée à la disposition de points de mesure ou d'observations. On recherche des unités fonctionnelles possédant un mode d'occupation de sol ou/et une unité morphopédologique spécifiques.
- Le **réseau hydrographique** permanent (dans l'espace) est considéré comme un compartiment à part entière, eu égard à ses propriétés de transport, de stockage et d'émission.

3.1.3. Choix d'une complexité et d'une taille optimale représentative de bassin versant

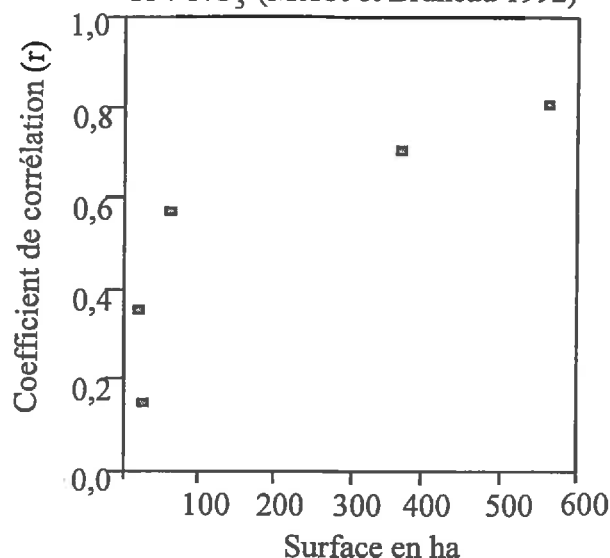
Dans les études sur les émissions d'origine diffuse, le choix des bassins et de leur taille s'effectue en général en fonction du mode d'occupation du sol, des activités humaines et des processus que le bassin expérimental est censé renfermer. Il dépend également du degré de représentativité souhaité, et de la vocation des résultats à être extrapolés.

La **taille d'un bassin** expérimental varie de celle du micro bassin (< 1ha) aux bassins de plusieurs centaines de km² en passant par l'échelle de la parcelle et des « petits » bassins versants. En général, les bassins versants qualifiés de petits ont une taille variant de quelques hectares à plusieurs dizaines de km² (Ng *et al.* 1993). La taille ne va pas toujours de paire avec celle d'homogénéité et de représentativité. Certains auteurs doutent de l'existence de bassins versants représentatifs.

Pour de Marsily (1990), un bassin versant possède une telle complexité (réponses non linéaires, absence « d'émergence » de lois spécifiques lorsque l'on passe d'une échelle donnée à une échelle inférieure contrairement par exemple à l'émergence de la loi de Darcy dans les milieux poreux à l'échelle globale) qu'on **ne peut parler de représentativité** ou de transposabilité de ses réponses. De plus, il ne suffit pas à deux bassins d'avoir la même taille et le même mode d'occupation du sol pour chercher à transposer les résultats car le transfert des éléments dépend aussi de l'organisation du paysage (Wang et Dorioz 1998), ce qui limite toute généralisation. Enfin, la notion de représentativité est aussi malmenée du fait de la variabilité à toutes les échelles de temps des séries chronologiques climatiques que les influences anthropiques ne font que renforcer.

Pourtant, pour Mérot et Bruneau (1992), il semble exister un seuil au-delà duquel « émergent » des relations hydrochimiques; ils proposent ainsi comme définition de la « **Surface Élémentaire Représentative** » un bassin dont la taille est suffisante pour permettre aux processus hydrologiques de contrôler la concentration des ions même non conservatifs à l'exutoire (figure II.2). Cette notion d'élémentarité est différente pour Ludwig (1992) qui voit dans un bassin versant « élémentaire » une unité drainant les écoulements de surface et souterrains vers un chenal à écoulement non pérenne. Il s'agit donc d'un volume constitué d'un système de pentes et d'un collecteur principal, le chenal à écoulement non pérenne.

Figure II.2: Relation entre taille de bassins versants et coefficient de corrélation Cl^- / NO_3^- (Mérot et Bruneau 1992)



Les concepts de taille et de représentativité ayant été définis, les choix retenus pour cette étude sont désormais exposés. Notre volonté de contribuer à la maîtrise de la pollution diffuse nous oblige à ne pas nous contenter d'un suivi à l'exutoire du bassin mais implique de connaître les lieux d'émission et leur variabilité. La condition prise en préalable à l'étude est le choix d'un bassin versant **diversifié**, de manière à ce que les phénomènes d'émission (de plusieurs modes d'occupation de sols), de transport et de rétention (s'enchaînant pour constituer le transfert) puissent être décrits de façon aussi exhaustive que possible.

Il s'impose donc le choix d'une **taille intermédiaire** entre les petits bassins versants élémentaires qui présentent un mode d'occupation du sol et un réseau hydrographique trop simples voire inexistant, et ceux plus importants de rivières où le poids du territoire s'estompe face aux processus hydrologiques et où la pollution ponctuelle joue un rôle dominant.

3.2. CHOIX D'UNE SPECIATION DU PHOSPHORE

La prise en compte et l'estimation de l'impact implique également un choix méthodologique, celui de la **spéciation du phosphore**. A partir des spéciations les plus courantes tirées de la bibliographie (chapitre I.2.1), nous sélectionnons ainsi celle qui est à la fois simple (particulaire - soluble) et adaptée à décrire l'émission et la dynamique du phosphore dans les bassins versants ainsi que son impact potentiel sur les milieux lacustres. Ce choix implique cependant de ne pas étudier la fraction colloïdale de phosphore et d'assimiler à du soluble les particules dont la taille est inférieure à 0,7 μm . Cette limite arbitraire est justifiée dans le chapitre consacré aux analyses chimiques.

3.3. CHOIX D'UN SUIVI EFFECTUE A PLUSIEURS NIVEAUX D'ORGANISATION DU BASSIN VERSANT

La démarche adoptée s'appuie sur l'interprétation du fonctionnement du bassin versant telle que décrite au chapitre 3.1.2. La démarche de l'étude consiste en:

- une analyse des bilans et de la variabilité des **exportations**,
- une analyse de l'**organisation des écoulements**, incluant à la fois le mode d'émission d'eau par les parcelles et le trajet de l'eau dans le réseau hydrographique du bassin versant;
- une analyse détaillée des crues pendant lesquelles on établit le lien entre l'organisation des écoulements, le stock de phosphore mobilisé (acquisition de la charge) et le flux exporté à l'exutoire.

Le dispositif mis en place comprend donc un ensemble de mesures et d'observations réalisé selon différents niveaux d'organisation: exutoire, réseau hydrographique, sous-bassin versant et parcelles. Il n'est pas possible de mesurer des flux à tous ces niveaux; l'économie d'information nécessaire nous a poussé à recourir à des mesures plus qualitatives (prélèvements ponctuels répétés), à rechercher des indicateurs pertinents: (observations et cartographie), de manière à aboutir à une vision exhaustive mais simplifiée sur l'ensemble du système bassin versant.

Troisième partie

Le bassin versant du Mercube et son équipement

Le bassin versant du Mercube, de taille intermédiaire, diversifié, constitue l'outil approprié pour tester les hypothèses présentées au chapitre II.2. Cette partie décrit dans un premier temps le bassin versant, puis son équipement. Les caractéristiques du bassin sont présentées dans l'ordre suivant:

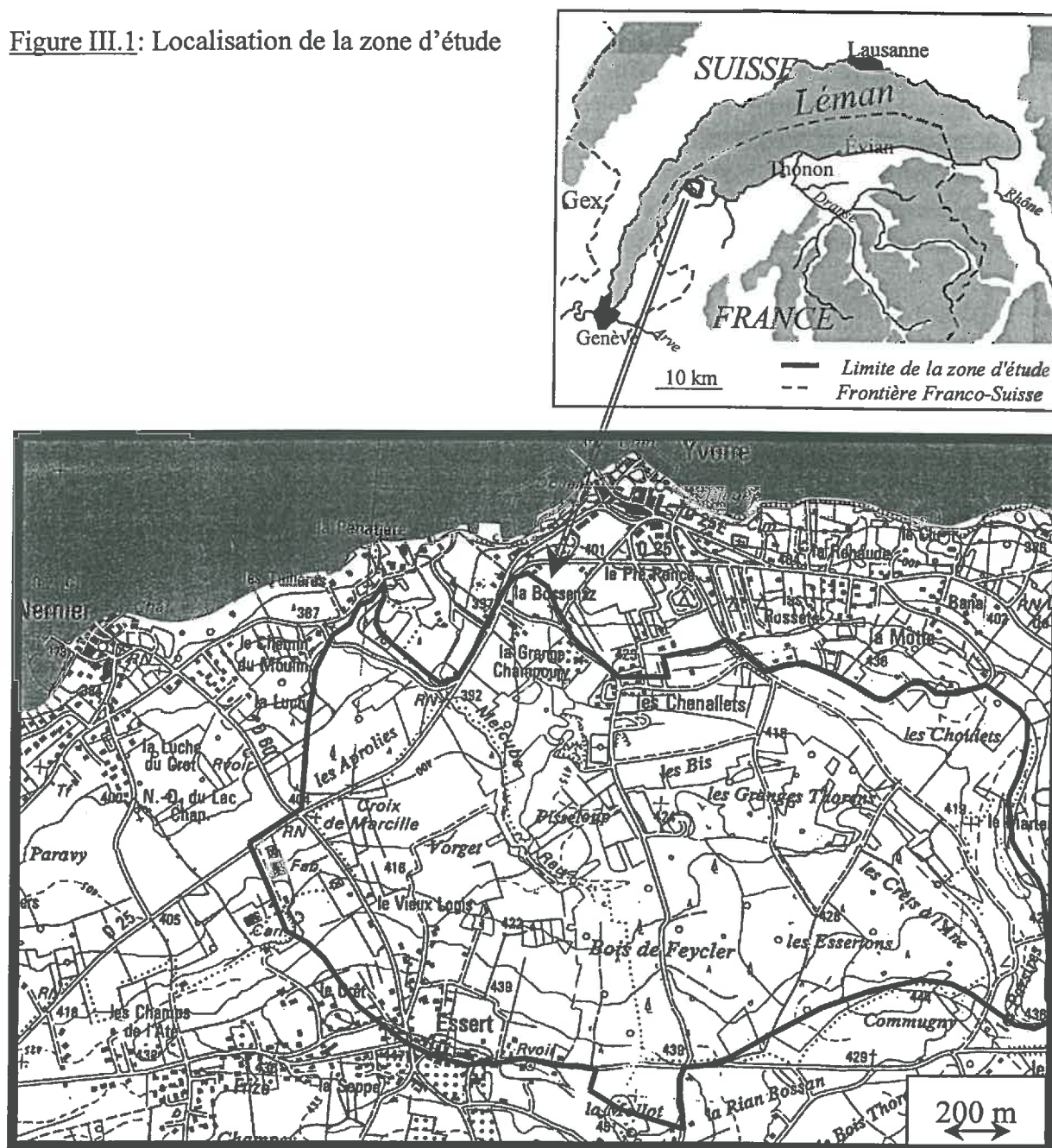
- positionnement, caractéristiques de taille et de forme,
- mode d'occupation du sol,
- allure de son réseau hydrographique superficiel, et notamment description des tronçons qui font l'objet d'expérimentations *in situ*,
- principaux types de formations géologiques et sols associés.

Un sous-bassin versant agricole, qui fait l'objet d'un suivi particulier, est également décrit sur les mêmes critères.

1. CARACTERISATION DU BASSIN VERSANT

La nécessité de travailler dans la région lémanique, sur un bassin versant diversifié et sans composante de pollution ponctuelle impose un cadre strict à l'étude dont un terrain favorable a été trouvé sur le bassin du Mercube, entre les communes de Nernier, Yvoire et Messery (figure III.1). Sa taille de 302 ha (limites topographiques) le range dans la catégorie des petits bassins; on peut néanmoins le qualifier de complexe comme le montre la suite de la description. Le réseau d'assainissement est total sur le bassin; le réseau hydrographique a été parcouru à pied et seuls quelques rejets ponctuels non répertoriés fonctionnant de manière sporadique ont été relevés. Leurs flux d'émission sont suffisamment faibles pour être négligés.

Figure III.1: Localisation de la zone d'étude



1.1. UNE TOPOGRAPHIE DOUCE ET UNE MORPHOLOGIE VARIEE

Le bassin est allongé d'Est en Ouest, sa plus grande dimension atteignant 2,7 km. La cote du point le plus bas se situe au niveau du lac à 372m, celle du point culminant atteint 451m. La pente moyenne vaut donc 4 %. Les plus fortes pentes, sur les versants périphériques (figure III.2) ne dépassent pas 8%. La courbe ipsométrique indique que 80% de la surface du bassin se situe entre 410 et 450 m.

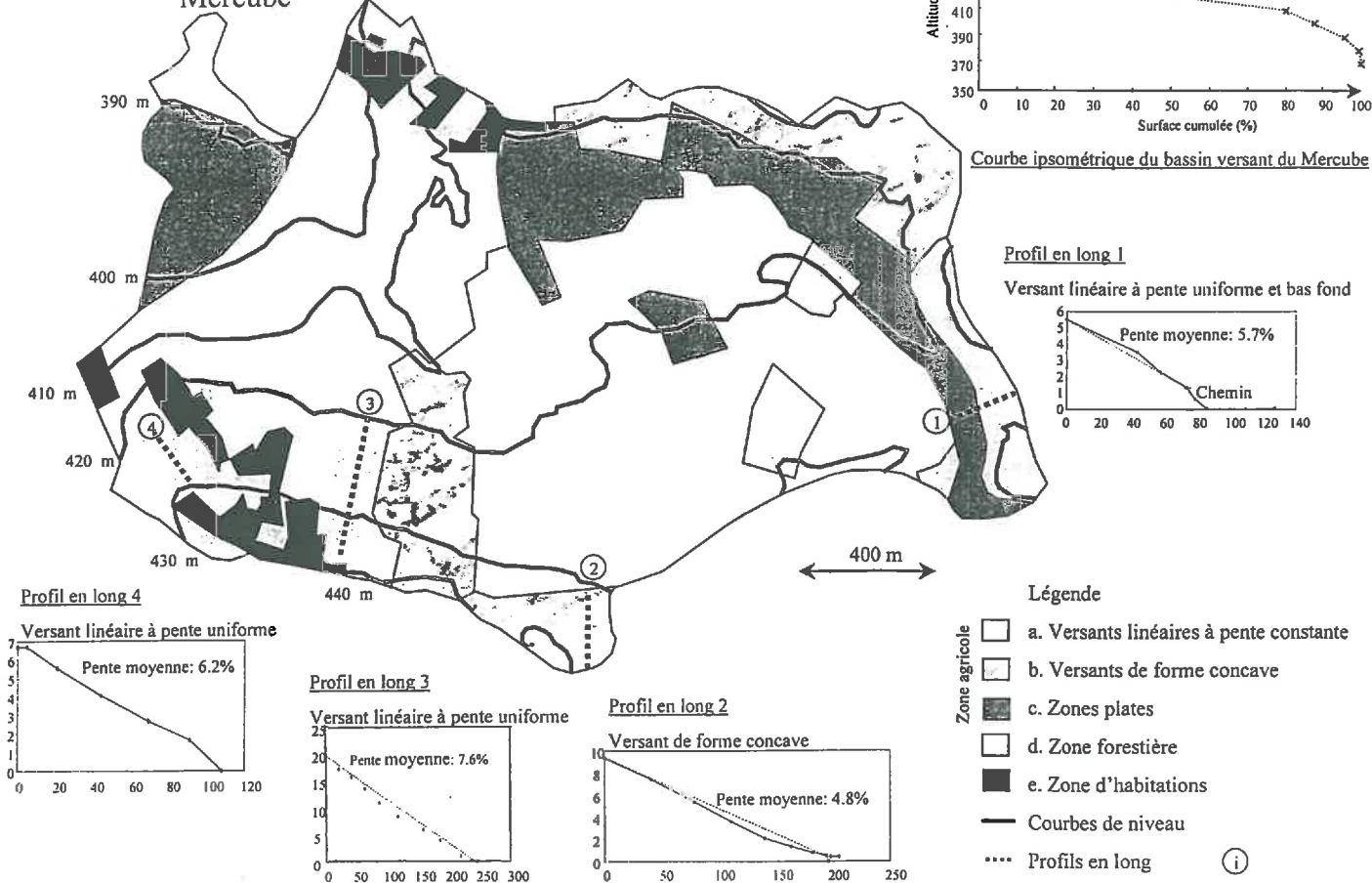
La **morphologie** générale des parcelles du bassin est déduite de leur positionnement topographique et de leur profil en long (figure III.2). Les versants étant souvent interrompus par des fossés ou voies routières, les unités morphologiques ont souvent des frontières peu naturelles. On distingue sur la base d'observations et de mesures de profils en long les unités morphologiques suivantes:

- versants linéaires (une seule ou plusieurs parcelles interrompues par un fossé) de pente constante,
- versants concaves, situés le long et en aval des vallums périphériques,
- zones plates.

Chacune de ces unités se rapporte respectivement à 36, 12 et 15 % de la surface totale du bassin. La forme de la surface forestière (37%) n'a pas été décrite car la morphologie est liée par la suite aux modes d'émission de l'eau sur les zones actives agricoles.

Figure III.2: Cartes topographique et morphologique du bassin du

Mercube

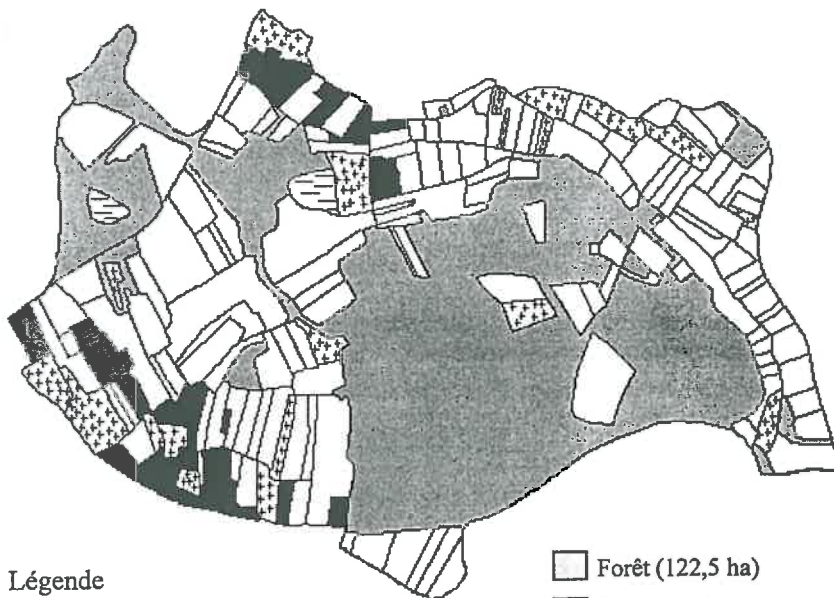


1.2. OCCUPATION DE L'ESPACE ET SITUATION DE L'AGRICULTURE

La figure III.3 présente le mode d'occupation du sol permanent (à l'échelle de l'étude). La surface agricole utile (SAU) constitue le mode d'occupation le plus représentatif avec 155 ha (51 %) de la surface, dont 23 ha de prairies permanentes. La surface agricole est surtout occupée par des cultures de céréales et de maïs. Les successions les plus couramment observées (pendant 2 ans) sont les suivantes:

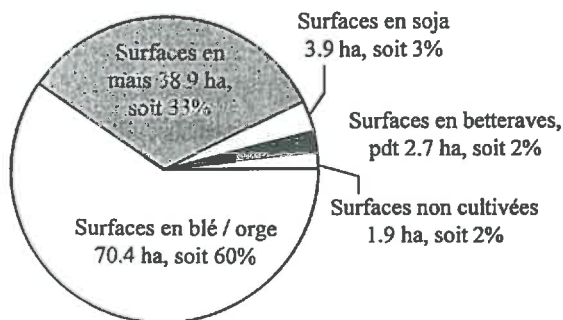
Maïs - céréales (58%)	Céréales - céréales (63%)
Maïs - maïs (31 %)	Céréales - maïs (14%)
Maïs - jachère (6%)	Céréales - jachère (11%)
Maïs - soja (5%)	Céréales - soja (12%)

Figure III.3: Parcellaire et mode d'occupation du sol du bassin versant du Mercube

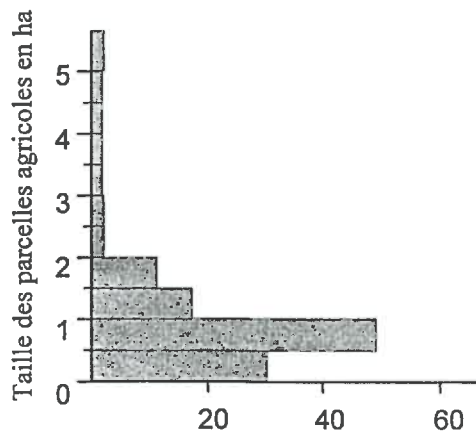


Légende

- Zones construites (22,1 ha dont 30% imperm.)
- ▤ Prairies permanentes (23 ha)
- Surfaces labouables (132 ha)
- Forêt (122,5 ha)
- ▤ Zone marécageuse (1,9 ha)

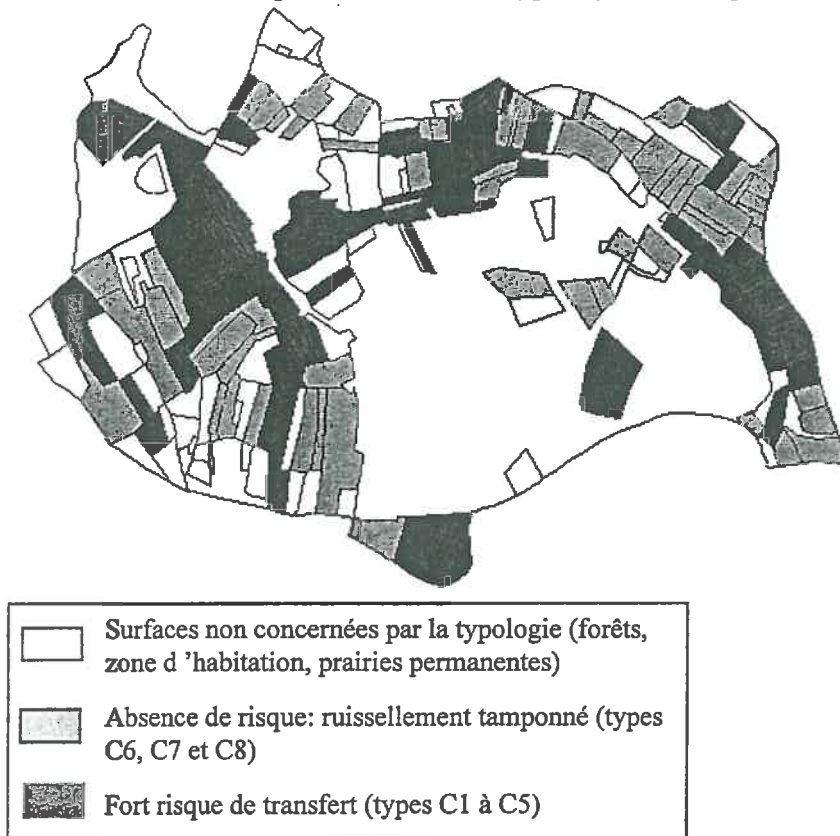


Répartition du mode d'occupation du sol (mai 96)



Nombre de parcelles agricoles dans chaque classe de taille

Figure III.4: Répartition des interparcelles et conséquences sur les risques de transfert de polluants par ruissellement sur le bassin du Mercube par référence à la typologie établie par Cros (1994)

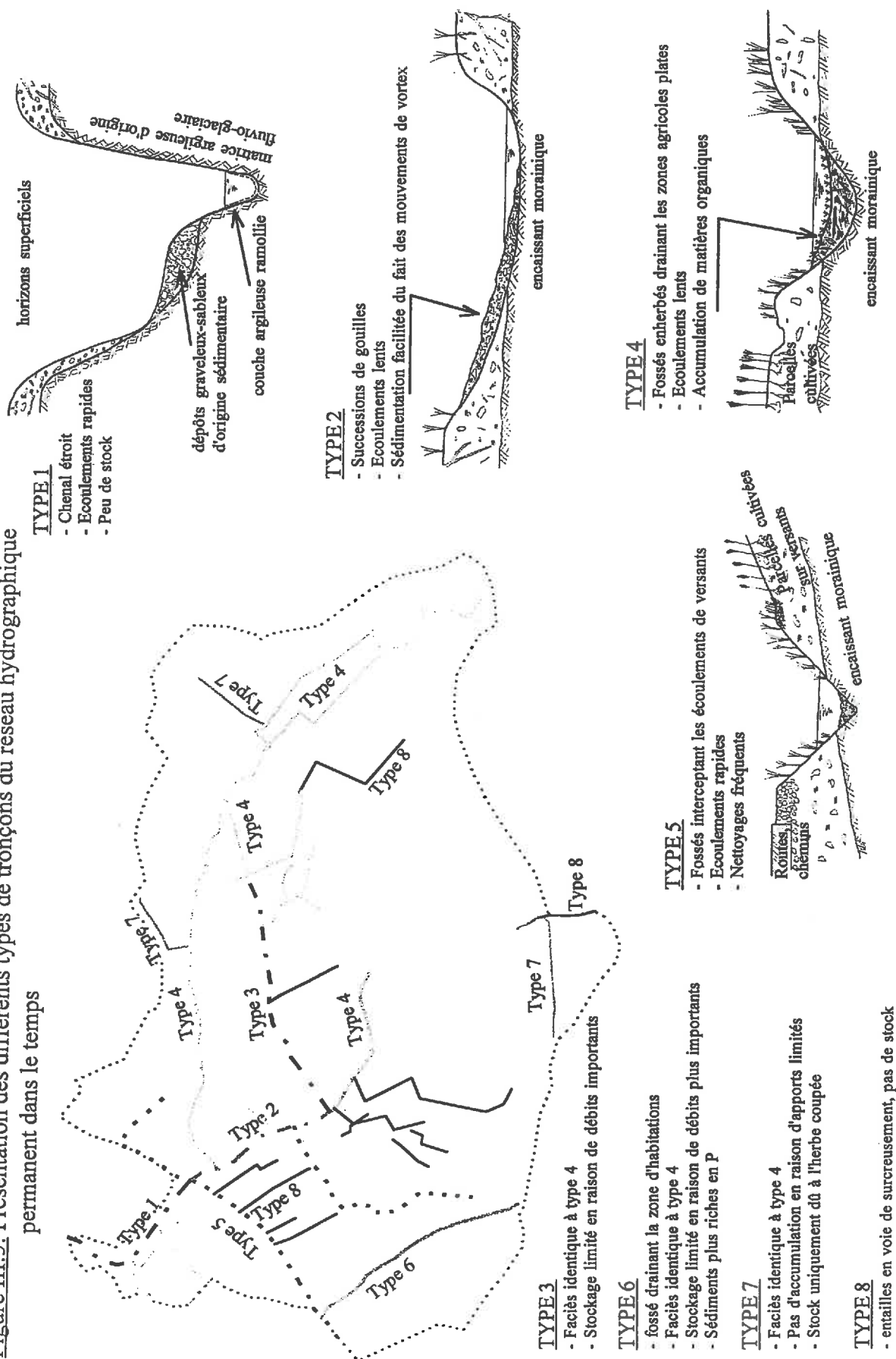


Les forêts (chênaies acidophiles) sont situées sur les terrains les plus **hydromorphes**, incultivables. Elles représentent le tiers de la surface du bassin. Deux zones humides permanentes, alimentées par des nappes et déconnectées des écoulements de surface, occupent une surface de 2 ha. La zone qualifiée d'urbaine (habitations, jardins privés, routes et chemins) couvre une surface totale de 22 ha. Le coefficient d'imperméabilisation moyen des surfaces habitées est approximativement de 30%. La surface imperméabilisée totale, essentiellement concentrée à Essert, est de 9 ha, routes et chemins compris (2.9 ha). Le **mitage** périurbain (= dispersion de constructions ou de lotissements réalisés en milieu rural) est un phénomène important et se localise à la périphérie du bassin sur les **vallums morainiques** qui forment de véritables « balcons » avec vue sur le lac. Ce mitage est à l'origine des nombreuses voies de communications (chemins et routes) sillonnant le bassin (7,3 km).

La plupart des exploitations agricoles du bassin sont de type « **productions intensives à valeur ajoutée** » (annexe III.1) Cros 1994, Perron 1994). Le bassin ne représente pas toute la diversité des systèmes d'exploitation de la région lémanique mais correspond néanmoins au terme d'une évolution de plus en plus fréquente. La filière de production de masse se caractérise entre autres par des bilans de fertilisants excédentaires comme le montrera le chapitre consacré au bilan de phosphore sur le bassin. Le **morcellement du parcellaire** est élevé par rapport aux zones de cultures dites également intensives du bassin parisien. En effet, le bassin ne compte pas moins de 168 parcelles agricoles d'une taille généralement inférieure à l'hectare (figure III.3). La longueur totale des frontières internes est donc importante.

La plupart des parcelles sont adjacentes par au moins un côté à une branche du réseau hydrographique permanent. Cependant, la zone labourée ne s'arrête jamais aux abords-même du fossé. Du fait des pratiques et des difficultés de manoeuvre, il se crée une bande généralement occupée par de l'herbe et des plantes rudérales qui constituent une interface vis-à-vis des transferts. Cette entité est appelée « **interparcellaire** ». La description exhaustive des structures de l'interparcellaire (Cros 1994), mise à jour en 1996, montre que ces structures sont en général organisées pour faciliter l'écoulement de l'eau vers le réseau hydrographique (raies de labour pratiquées à intervalles réguliers). Ainsi, on constate qu'au moins 50% de ces structures interparcellaires (interparcellaires de type C1 de la figure I.18) sont peu aptes à déconnecter du réseau hydrographique les écoulements émis par les zones actives et à tamponner les transferts de nutriments (figure III.4). Une telle situation s'explique par le fait que les exploitants agricoles intensifs ont peu de jours à consacrer à leurs cultures qui doivent donc être tout le temps praticables.

Figure III.5: Présentation des différents types de tronçons de réseau hydrographique permanent dans le temps



1.3. UNE HYDROGRAPHIE CONTRASTÉE

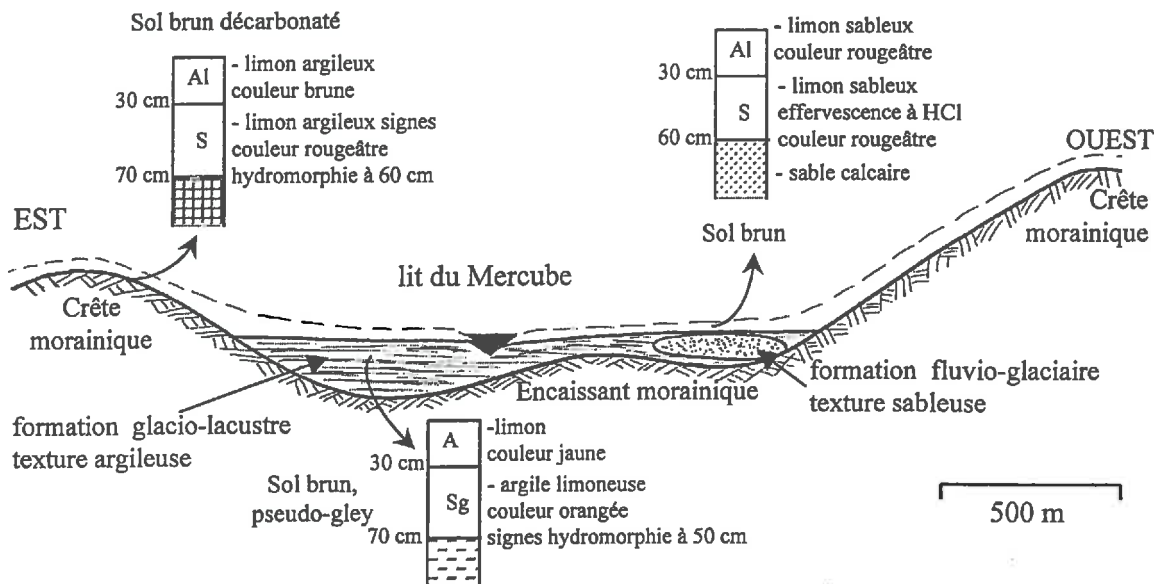
Le réseau hydrographique permanent dans l'espace, structuré en treillis (Bois 1980), possède au moment de l'étude une densité de 35m/ha. Le drainage par tuyaux enterrés ne concerne que trois parcelles, soit une surface de 2,5 ha. On établit une typologie des différents tronçons du réseau hydrographique sur la base de leur ordre (Stralher 1957), leur profil en travers, et la nature de leurs berges et fond (figure III.5). La typologie ainsi réalisée est utilisée par la suite pour calculer les stocks de phosphore potentiellement mobilisables lors des crues et pour évaluer les possibilités d'atténuation (sédimentation, fixation) des flux de phosphore transférés. Les différents groupes recensés sont les suivants:

- 1) réseau hydrographique pérenne (relié à des sources), d'ordre 3, situé dans la partie aval du réseau hydrographique; la pente plus importante du lit et la concentration des eaux de tout le bassin entraînent son surcreusement. Le fond du lit se situe en effet de 2 à 3 m sous le niveau du sol; l'érosion des berges atténuée au fil des crues les plus importantes, le caractère encaissé de ce tronçon. Son lit est creusé dans l'argile de la formation géologique glacio-lacustre. Ce type de tronçons est celui qui stocke le moins de sédiments et matières organiques.
- 2) réseau hydrographique pérenne, d'ordre 3, apparenté à une zone d'inondation sous forêt lors de l'augmentation des débits; les dépôts sédimentaires meubles qui tapissent le substratum glacio-lacustre, représentent une couche variant de 2 à 10 cm d'épaisseur; à l'étiage, ce tronçon présente une succession de « réservoirs naturels », sortes de gouilles ($\emptyset > 1.5$ m) reliées par des parties plus encaissées. Situé sous forêt, ce type de tronçon est exempt de macrophytes.
- 3) réseau hydrographique non pérenne d'ordre 2, affluent principal de la rive droite du Mercube. La surface drainée importante engendre pendant les crues de forts débits qui empêchent toute accumulation de sédiments, malgré une faible dénivelée (0,5 %). Les fossés sont profonds (>1 m), enherbés, la moraine affleure par endroits.
- 4) fossés profonds d'ordres 1 et 2 de même faciès que ceux de type 3, localisés dans les zones agricoles peu pentues, enherbés, sur fond terreux; ils sont riches en matières organique (résidus de récoltes, feuilles, matières ligneuses).
- 5) fossés enherbés d'ordres 1 et 2 en bordure de route ou de chemin interrompant des versants agricoles; leur fondement morainique est recouvert de sédiments non consolidés. Le lit est en forme de V du fait d'un entretien (curage) annuel. Leurs berges sont stables.
- 6) fossé drainant les eaux de la zone imperméabilisée; la forte pente (6 %) limite le stockage des sédiments qui se concentrent surtout de part et d'autres des tronçons canalisés. La forme de la section est un demi-cercle.
- 7) fossés dont le faciès est identique aux fossés de type 6 mais ne contenant comme stock de phosphore potentiellement mobilisable que de l'herbe sèche.
- 8) entailles permanentes sur les versants pentus, en voie de surcreusement; dénudées en raison des forts débits auxquels elles sont soumises pendant les fortes crues; les sédiments ne s'y accumulent pas.

1.4. CONTEXTE GEOLOGIQUE ET PEDOLOGIQUE DE L'ETUDE

C'est lors du retrait du glacier du Rhône que se sont déposés les matériaux calcaires à l'origine de la majorité des sols actuels. On note ainsi trois formations géologiques quaternaires principales (Vial 1976) dont la **moraine compactée** et à tendance argileuse constitue la totalité de l'encaissant du bassin versant. Selon sa profondeur par rapport à la surface du sol, cette moraine confère aux couches de surface un caractère hydromorphe plus ou moins important (figure III.6).

Figure III.6: Les grands types de formations géologiques du bassin versant



La conductivité hydrique à saturation des horizons superficiels reposant sur la moraine, mesurée par la méthode Porchet, est de 500 mm/h (médiane sur 22 mesures, annexe III.2) ce qui est élevé. Par comparaison, la perméabilité d'un sol déstructuré, battant, est réduite à 2 mm/h. Les conductivités hydriques des horizons structurés B et surtout C sont voisines de 2,5 mm/h (médiane sur 5 mesures), ce qui suggère que des transferts latéraux hypodermiques sont probables.

Sur le pourtour Sud et Est du bassin, la moraine forme des vallums ou crêtes entre lesquels se sont déposés les matériaux de la deuxième catégorie, les dépôts argileux **glacio-lacustres**. Vu leur situation en bas de pente, les sols qui recouvrent ces dépôts sont plus épais (colluvionnement), bien perméable ($K_s = 15$ mm/h pour l'horizon B, médiane de 6 mesures) mais rapidement engorgés en raison d'un défaut d'évacuation d'eau. Ce phénomène d'hydromorphie des bas fonds, mis en évidence par les concrétions ferromanganiques, est visible dès la profondeur de 50 cm.

Enfin, il existe également quelques langues ou lentilles de dépôts sableux issus des formations de **fluvio-glaciaire** qui donnent naissance aux sources pérennes du bassin versant. Ces sources ont une composition bicarbonatée calcique et leur composition isotopique en ^{18}O démontre une alimentation locale (Ferhi comm. pers.).

Les sols cultivés sont des sols bruns calciques ou calcaires (figure III.6) et ont un pH basique. Sous forêt, les sols sont acidifiés (chênaies acidophiles) La répartition des sols explique en grande partie celle du mode d'occupation des sols.

1.5. DESCRIPTION DU SOUS-BASSIN AGRICOLE

Un sous-bassin agricole faisant l'objet de suivis intensifiés (se référer à la quatrième partie) est choisi pour sa capacité à devenir **rapidement hydrologiquement actif**, de nombreux écoulements s'y étant produits les deux années précédant les mesures (1993-94). Il est circonscrit sur ses limites inférieures par des fossés enherbés (types 7 et 8) aboutissant à un exutoire unique et délimité au niveau supérieur par des lignes de crête (figure III.7). En dehors des périodes pluvieuses, l'exutoire est à sec. L'étape du transfert dans le réseau collecteur peut être considérée négligeable en raison 1) de la rapidité des transferts due à la pente ($T_c < 15$ min), 2) de la faible activité biologique pendant la saison étudiée ($T^{\circ}C_{\text{moy}} < 10^{\circ}C$) et 3) de la quasi-absence de stock de sédiments facilement mobilisables.

Le sous-sol du bassin, constitué de **moraine à faible profondeur** (- 80 cm) s'oppose à l'infiltration profonde, et sa position topographique haute est défavorable aux transferts hydriques latéraux d'origine externe. Le sous-bassin est morphologiquement représentatif des longues parcelles concaves, représentatives du tiers des parcelles agricoles (chapitre 1.1). Sa **surface de 4.4 ha** est divisée en quatre parcelles dont le mode d'occupation est resté identique pendant la durée du suivi (se référer à la quatrième partie): trois des parcelles étaient occupées par des semis de céréales d'automne, tandis que la quatrième parcelle est restée couverte de résidus de tiges de maïs (chantier de récolte maïs grain). La pente moyenne des parcelles est de 5 %.

Figure III.7: Localisation et caractéristiques du sous-bassin versant agricole

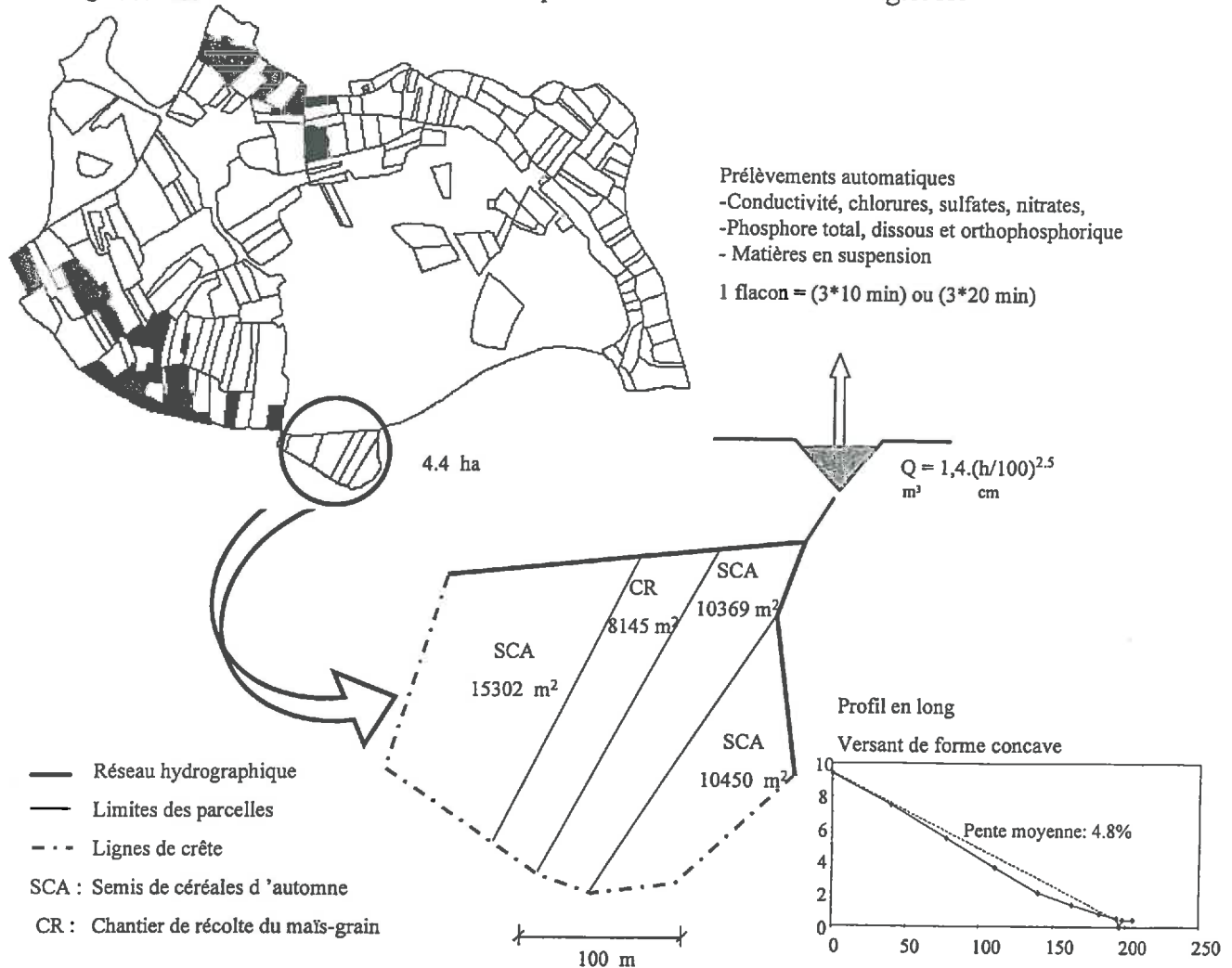
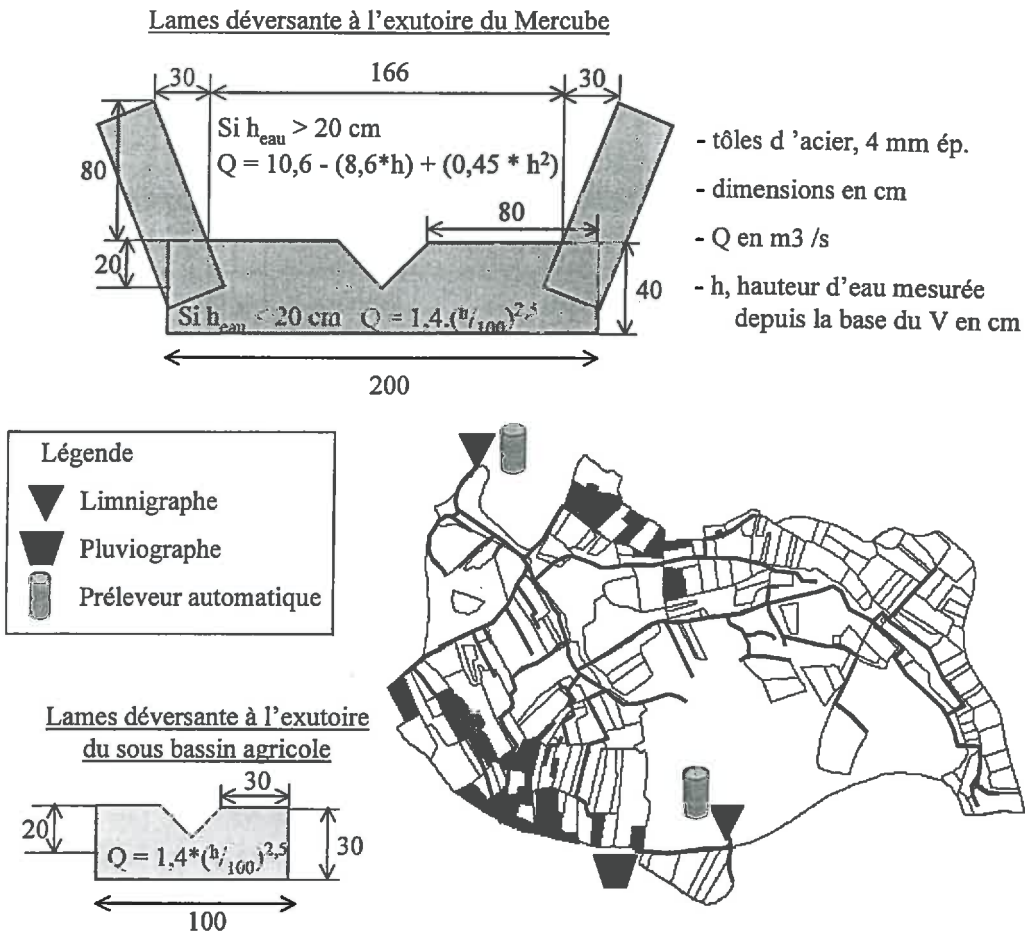


Figure III.8: Equipement hydrologique du bassin versant du Mercube



2. EQUIPEMENTS DU BASSIN

Débit et pluviométrie sont enregistrés sur le bassin dès le 1.01.93, soit près de deux ans avant le commencement de la thèse. La détermination du **débit** à l'exutoire du Mercube (figure III.8) est effectuée par un limnigraphe à flotteur (type OTT) adjacent à une section en double V jaugée (formule du déversoir pour le premier V, courbe de tarage au moulinet pour le second). Ce type de section permet l'enregistrement fiable des débits les plus faibles (gamme de 0 à 25 l/s pour la section de base) aux plus importants (de 25 à 1100 l/s pour la section élargie). La précision temporelle de l'enregistrement des débits est de 10 min.

Le **prélèvement automatique des eaux** est assuré à l'exutoire du bassin par une pompe immergée, reliée à une batterie de flacon réfrigérés. La pompe immergée utilisée pour les prélèvements dits « en continu » par opposition aux prélèvements dits « ponctuels » est installée en aval d'une chute, ce qui favorise le mélange des eaux, d'autant plus que la section reste étroite (50 cm). Lors de chaque mise en route (un prélèvement unitaire toutes les dix minutes), la pompe immergée ramène l'eau au niveau du préleveur dans un réservoir conique dont le temps de remplissage (15 sec) est nettement inférieur au temps de pompage (2 min). Le trop plein du réservoir retourne au ruisseau. Avant que le pompage ne s'arrête, une micro vanne située dans le fond du réservoir conique laisse échapper un volume (fonction du nombre de prélèvements par flacon) vers un flacon réfrigéré (2 litres) du préleveur automatique. Ce système a déjà été utilisé par Pilleboue (1987) ou Belamie (1982); il assure la meilleure **représentativité** possible du prélèvement, notamment pour les fractions particulières inférieures à 100 μm (Dorioz *et al.* 1991b).

La **pluviométrie** est mesurée par un pluviographe à augets basculeurs donnant une précision temporelle de 30 ou 15 min selon la période du suivi (se référer à la quatrième partie). Le pluviographe est implanté sur le point culminant du bassin. Vu la faible taille du bassin versant, aucun coefficient d'abattement des précipitations n'est utilisé par la suite. L'enregistrement des paramètres relatifs aux calculs de l'évapotranspiration selon la méthode de Penman (Brochet et Gerbier 1968) se fait sur la base de données recueillies à la station de Thonon, distante de 12 km et située à une cote inférieure de 50 m.

L'**équipement du sous-bassin** est identique à celui utilisé à l'exutoire du Mercube: l'exutoire est muni d'une lame en V (gamme des débits de 0 à 25 l/s), d'un limnigraphe à flotteur, et d'un préleveur automatique de terrain (Manning S4400). Le prélèvement est assuré par une mise en dépression de l'appareil. La vidange des tuyaux d'amenée de l'eau est effectuée avant et après prélèvement, évitant la sédimentation des matières en suspension et la stagnation de l'eau. L'équipement plus tardif du sous-bassin (septembre 1996) est à mettre sur le compte des interrogations suscitées par l'interprétation des données à l'exutoire du bassin versant entier et des besoins de concentrer les recherches sur les mécanismes de l'émission.

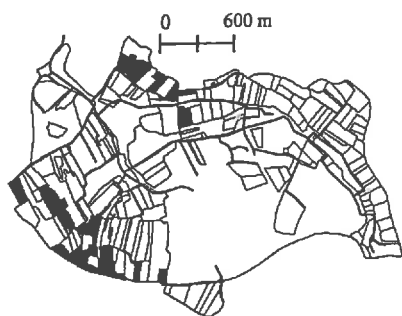
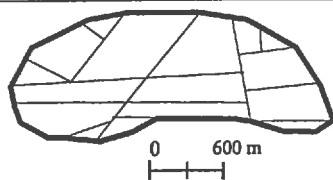


Tableau III.2: Les éléments de complexité du bassin d'étude
Comparaison avec un bassin homogène

	Mode d'occupation du sol	# parcelles agri/10 ha	Σ frontières internes	Composantes géomorphologiques du paysage	cultures	# systèmes exploitation	Densité de drainage
Mercube (302 ha)	Cultures Praires perm. Forêts Zone d'habitations	11	190m /ha	Zones plates Versants linéaires (25 à 200m) Versants concaves Bas fonds hydromorphes	Blé, orge Maïs Avoine Betterave Colza	4	35 m/ha
Vierzy (200 ha) (Angélaume 94)	Cultures	1	80 m/ha	Versants longs (> 300m)	Blé, orge Escourgeon Betterave Pdt	1	0



3. CONCLUSIONS SUR LES CARACTERISTIQUES DU BASSIN ET SON EQUIPEMENT

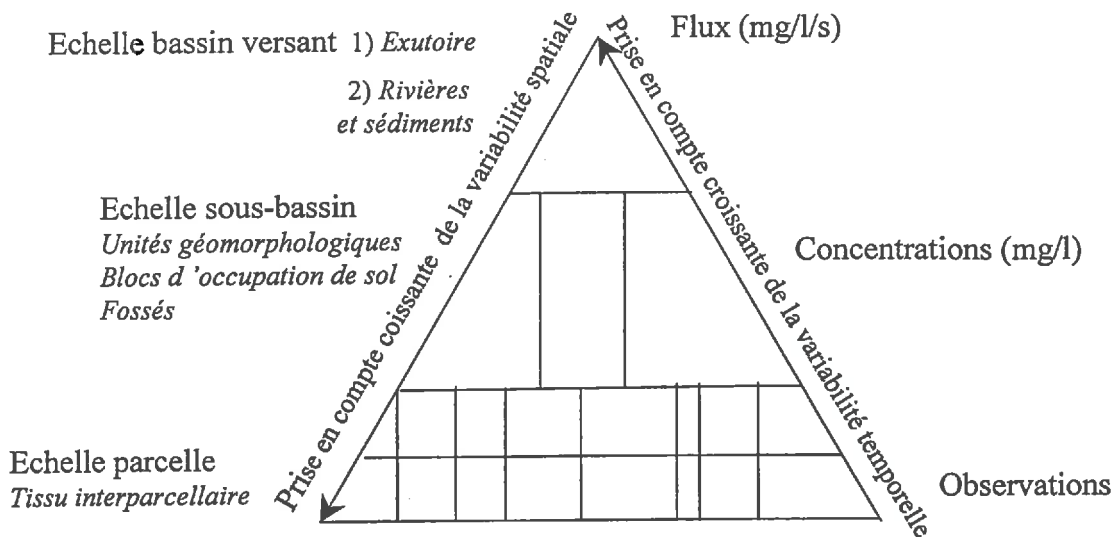
Les caractéristiques du bassin décrites précédemment servent non seulement à comparer le bassin versant du Mercube avec d'autres bassins d'étude mais constituent également des facteurs plus ou moins favorables aux transferts de phosphore. Nous tentons d'émettre un jugement d'expert sur les **risques potentiels d'émission de phosphore sur le bassin**, eu égard aux connaissances résumées dans la partie bibliographique. Par exemple, le contexte calcaire de la région peut être opposé à celui granitique de Bretagne où l'on peut s'attendre à une plus grande présence de phosphore soluble dans les écoulements. La plupart des critères (morphologiques, pédologiques) du bassin tendent plutôt à **réduire les transferts** de phosphore (tableau III.1). Certains paramètres peuvent avoir des conséquences opposées; par exemple, selon Vansteelant *et al.* (1997), l'intensification de l'agriculture provoque une augmentation de la fertilisation mais les risques de ruissellement sont réduits du fait d'un nombre restreint de passage d'engins sur les parcelles (outils combinés). Le contexte physique et agricole dans lequel se situe le bassin versant en font une **unité complexe malgré sa taille relativement faible**. Une comparaison avec un bassin versant de taille voisine, mais situé dans un autre contexte agricole (bassin parisien) permet de s'en convaincre (tableau III.2).

L'équipement du bassin, complété par la station météorologique de l'I.N.R.A. de Thonon, est classique dans sa forme et constitue la base nécessaire au suivi des flux d'origine diffuse (USEPA 1985). Les différents enregistrements quantitatifs permettent de déterminer les composantes du cycle hydrologique alors que les prélèvements d'eau informent sur la qualité des écoulements. Aucun équipement permettant de caractériser le ruissellement et l'érosion en un point donné sur versant n'a été utilisé. Dans la partie suivante est décrit le mode d'utilisation de l'équipement du bassin.

Tableau III:1: Influence des caractéristiques du bassin versant sur l'émission et le transport de phosphore

Facteurs principaux	Facteurs détaillés	Transferts facilités du fait de	Transferts défavorisés du fait de
MORPHOLOGIE	Bassin de petite taille	effets tampon minimisés	
	Pentes faibles (moy = 4 %)		faible vitesse du ruissellement
	Longueur des pente < 100 m		ruissellements non concentrés
	Morcellement élevé		structures tampon potentielles
	Structure interparcellaire faible	transferts non tamponnés	
SOLS	Imperméabilité des horizons C	ruissellement	
	Hydromorphie temporaire	relargage	
	Calcolsols, pH>8		immobilisation
OCCUPATION SOL	Tiers de surface forestière		épuration
	Mitage croissant	augmentation des transferts court-circuités	
CONTEXTE AGRIC.	Agriculture intensive	fertilisation, arrachage haies	tassements par passages répétés d'engins
HYDROLOGRAPHIE	Densité de drainage de 35m/ha		faible évacuation
	Hydrographie variée		possibilités de piégeage

Figure IV.1: Approches méthodologiques selon le niveau d'organisation de l'objet étudié



La représentation triangulaire symbolise la réduction d'échelle en passant des 168 parcelles à l'exutoire unique

Quatrième partie

Déroulement des suivis et des expérimentations

Pour respecter le caractère hiérarchisé du système bassin versant et la variabilité spatio-temporelle de ses émissions, le travail se focalise sur trois niveaux d'organisation dont on cherche à mettre en relation les caractéristiques. Ce chapitre ne traite que des protocoles de mesures, d'expérimentations ou d'observations, présentés en fonction du niveau d'organisation de l'objet étudié (figure IV.1).

1) A l'exutoire, les données hydrochimiques recueillies sont constituées par la mesure des flux, concentrations et spéciation de phosphore; cette mesure des flux en continu permet de bien rendre compte des variations temporelles des émissions.

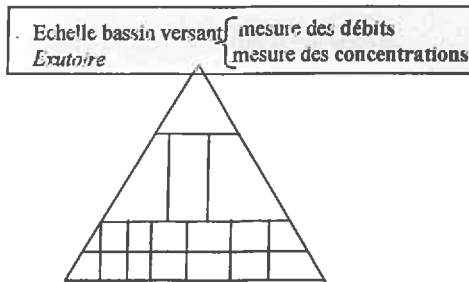
2) Dans le réseau hydrographique pérenne, des expérimentations permettent de fournir un complément de connaissance sur certains mécanismes de transfert. Les sédiments du réseau hydrographique pérenne constituent la réserve de phosphore la plus proche de l'exutoire; ils font l'objet d'expérimentations qui sont également appliquées au phosphore particulaire de compartiments plus éloignés comme celui du réseau hydrographique temporaire ou celui des sols.

3) Dans le réseau hydrographique temporaire, des observations spatialisées des connexions hydriques sont réalisées, ainsi que des prélèvements synoptiques fournissant une information qualitative (mesures de concentrations uniquement) apte à couvrir la diversité spatiale.

4) Au niveau des parcelles, des observations sur les modalités d'écoulements et l'apparition de signes d'érosion visibles sont réalisées.

Cette démarche est reproduite à l'échelle d'un sous-bassin versant. L'ensemble des données obtenues permet d'interpréter le fonctionnement mesuré à l'exutoire lors des crues; l'information est finalement organisée autour d'une typologie.

1. SUIVI A L'EXUTOIRE DU BASSIN: CONCENTRATIONS ET DEBITS



La mesure des paramètres hydrochimiques à l'exutoire d'un bassin versant permet d'approcher par des bilans globaux (annuels) ou partiels (à l'échelle de la crue) le fonctionnement interne du bassin versant. Le premier chapitre revient sur la définition des crues, événements hydrologiques au cours desquels se réalisent la majeure partie des exportations de phosphore d'origine diffuse.

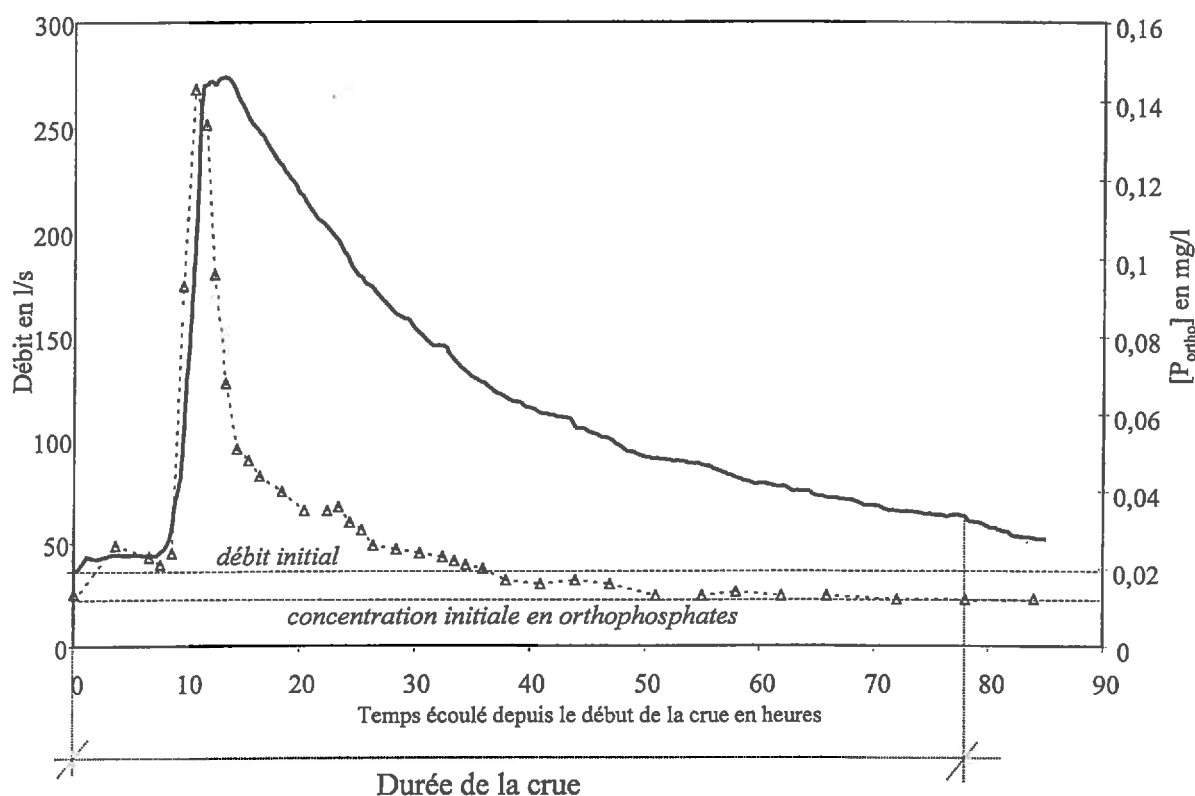
Le mode d'échantillonnage et de conservation des eaux est présenté au chapitre 1.2. Le chapitre 1.3 expose la liste des substances solubles et particulières mesurées et les méthodes analytiques associées. Les données ainsi recueillies servent essentiellement à établir des bilans ou connaître des concentrations moyennes dont les calculs sont décrits au chapitre 1.4.

1.1. DEFINITION D'UNE CRUE

La « crue » constitue dans cette étude l'événement hydrique élémentaire au cours duquel des substances d'origine diffuse sont exportées (Frere *et al.* 1978). Il s'agit par conséquent de définir au préalable ce que nous entendons par « crue » et de déterminer la durée à laquelle nous nous référons lorsque sont calculées les masses de substances exportées. La définition purement hydrologique de la crue (= « augmentation du débit d'un cours d'eau ») apparaît suffisante pour connaître le temps de concentration des eaux et le débit maximum atteint, principale préoccupation des hydrologues, mais n'est pas assez précise pour l'appliquer à notre problématique. Quant aux notions de décrues et de tarissements, elles ne se réfèrent pas à des fonctionnements hydrologiques définis avec précision. C'est la raison pour laquelle notre propre définition de la crue s'attache surtout à établir l'instant où elle s'achève.

La définition de la crue qui est retenue se base sur des critères hydrochimiques: hydrologique pour caractériser le début de la période de crue, chimique pour déterminer la fin de la période. La crue pour laquelle nous calculons un bilan hydrochimique correspond à la période qui débute par l'augmentation du débit (environ 1 heure après le début des précipitations) et se termine par le rétablissement de la concentration des orthophosphates à leur niveau initial (figure IV.2). Le phosphore étant l'élément principal d'étude, il apparaît normal de lui adapter la définition de la crue. Le retour au débit de base n'est donc pas choisi comme critère, d'autant plus qu'il n'est atteint que lors des plus petites crues. Néanmoins, sur la base du critère de rétablissement des orthophosphates, la fin de la crue correspond à un débit peu différent (< 10%) du débit de base initial. Parmi les différentes formes du phosphore étudiées, les orthophosphates sont choisis car ils représentent la forme du phosphore dont les concentrations sont les plus lentes à se rétablir.

Figure IV.2: Définition hydrochimique de la longueur d'une crue. Exemple de la crue du 7.01.96



La sensibilité du calcul des masses de phosphore exportées à la durée de la crue est toutefois assez faible; la majeure partie du phosphore étant émise en phase de montée de crue, la poursuite des calculs pendant la phase de récession ne modifie pratiquement pas le résultat. Par contre, la valeur de la concentration moyenne est bien plus sensible à la durée de la crue, d'où l'intérêt d'une définition clairement établie. Les éléments dilués subissent le sort inverse des formes du phosphore, c'est-à-dire que la durée de la crue affecte plus leurs exportations que leur concentration moyenne (annexe IV.1).

1.2. METHODES D'ÉCHANTILLONNAGE ET DE CONSERVATION DES EAUX A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT

L'**appareillage** constitué du préleveur automatique et du limnigraphe a été constant sur la période étudiée. Les eaux prélevées sont toujours conservées au froid (4°C) et transférées au laboratoire de chimie au maximum une semaine après leur échantillonnage. **L'erreur due à une conservation** (7 jours) à 4°C est négligeable pour les nutriments: des expérimentations ont montré l'effet négligeable de la conservation sur les équilibres phosphatés entre les phases particulières et solubles, entre une heure et une semaine (Pilleboue 1987).

Lors d'une **première période** dite de cadrage (janvier 1993, juillet 1995), un même flacon réunit 48 prélèvements unitaires, ce qui entraîne un changement de flacon toutes les 8 heures (tableau IV.2 en fin de chapitre). De janvier 93 à juillet 95, les 21 flacons prélevés chaque semaine sont mélangés proportionnellement au débit moyen de chaque tranche de 8 heures afin de constituer un échantillon moyen. L'information ainsi recueillie permet le calcul des **flux annuels** de phosphore et des bilans hydriques. De juillet 1994 à juillet 95, les différents événements hydrologiques sont discrétisés, les crues faisant l'objet d'analyses séparées.

Lors d'une **deuxième période** (juillet 1995 à janvier 1997), chaque flacon n'est plus rempli que par 6 prélèvements unitaires, ce qui entraîne un changement de flacon toutes les heures. Ce nouveau mode d'échantillonnage, plus compatible avec la vitesse de montée des eaux, permet d'étudier les **relations liant les concentrations aux débits**. Les crues suivies dans le détail, pendant cette deuxième période, ne représentent que les deux tiers du nombre total des crues s'étant déroulées pendant la même période. Les événements extrêmes sont sous-représentés, volontairement (petites crues estivales) ou du fait des problèmes techniques liés aux très fortes précipitations ou orages. Le calcul des flux de la première période, suivant des prélèvements intégrés pendant 8 heures, ne présente pas d'écarts significatifs par rapport aux calculs basés sur des échantillons d'une heure (annexe IV.2).

1.3. LES SUBSTANCES ETUDIÉES ET LEUR DETERMINATION ANALYTIQUE

Toutes les analyses sont effectuées au laboratoire de la station d'hydrobiologie lacustre de l'INRA à Thonon.

Phosphore et matières en suspension sont les substances d'intérêt majeur dans le cadre de cette étude. D'autres substances sont étudiées soit au titre de traceurs concernant l'origine de l'eau, soit au titre d'éléments dont le cycle est perturbé par les activités humaines du fait de transferts diffus.

La **séparation des phases particulières et aqueuses** différentiation entre substances solubles et particulaire est réalisée après filtration de l'eau à 0,7 μm . Cette limite arbitraire de diamètre de pore est conforme à la Norme Européenne (EN 872, 1996) qui recommande l'utilisation de filtres en fibre de verre GF/F. Dans le cadre de notre étude, ce diamètre de pore est préféré à celui conseillé par les « Standard Methods » américaines (1971) qui préconisent l'emploi de filtres Millipores à 0,45 μm . En effet, la filtration à 0,45 μm pose d'importants problèmes opérationnels, eu égard à la turbidité importantes des eaux prélevées pendant les crues et aux volumes importants à filtrer (entre 100 et 600 ml par échantillon). Au cours des filtrations, le colmatage des pores réduit leur diamètre, ce qui induit un biais dans les analyses (Rigler 1964). En outre, la filtration à 0,45 μm ne constitue pas une barrière infranchissable pour certaines particules colloïdales.

On détermine sur les échantillons d'eaux brutes ou filtrées les concentrations des substances suivantes:

- **Matières en suspension (MES)**: elles sont dosées par la différence de pesées du filtre sec avant et après filtration. La précision des pesées est de ± 2 mg/l (données personnelles).

- **Phosphore total (P_{tot})** sur eaux brutes, **phosphore total sur eaux filtrées à 0,7 μm (P_{ef})**, et phosphore réactif au molybdate considéré comme « **orthophosphates** » (P_{ortho}). La méthode chimique de détermination des formes du phosphore (P_{ortho} , P_{tot} et P_{ef}) se fait selon la Norme Européenne EN 1189 (1996). La détermination du phosphore total (eaux brutes et filtrées) débute par une minéralisation de l'échantillon par le peroxydisulfate d'ammonium en milieu acide à l'autoclave. Les orthophosphates obtenus sont dosés par colorimétrie. La différence entre les quantités de P_{ef} et celles de P_{ortho} désigne le phosphore inorganique dissous, les polyphosphates (pollution ponctuelle) et la fraction colloïdale inférieure à 0,7 μm . La concentration en **phosphore particulaire (P_{p})** est obtenue par différence entre les concentrations du phosphore total dosé sur les eaux brutes et sur les eaux filtrées.

La limite de détection des formes du phosphore mesurées (P_{tot} , P_{ef} , P_{ortho} , P_{Olsen}) est de $1\mu\text{g/l}$ ce qui constitue une valeur très faible par rapport à la gamme des concentrations mesurées, même sur des eaux naturelles. L'évaluation de la précision des mesures est fréquemment testée au sein du laboratoire d'analyses chimiques. L'écart-type des concentrations mesurées sur des répliquats de trente essais (**évaluation de la précision**) varie de 0,3 à 1,0 pour des eaux de concentration en phosphore total correspondant à 5 et $50\mu\text{g/l}$ (annexe IV.3). D'autres contrôles portant sur l'**évaluation de la justesse** justifient pleinement de la qualité des résultats utilisés au cours de cette thèse, en garantissant aux valeurs trouvées des **erreurs négligeables**.

Les différentes formes du phosphore ainsi spécifiées correspondent à des impacts potentiels différents sur le milieu récepteur en termes de biodisponibilité potentielle. Ainsi, le P_{ortho} est-il considéré biodisponible à 100%, et par extension le P_{ef} l'est également. La biodisponibilité du P_{p} est moins constante (tableau IV.1), ce qui nécessite d'approfondir la caractérisation du P_{p} par des analyses supplémentaires ou des biotests. Le **phosphore particulaire labile** est par exemple souvent mesuré dans le domaine agronomique par une extraction au NaHCO_3 (Olsen *et al.* 1954). Cette méthode sera appliquée aux particules sans distinction de leur origine (sols, sédiments, suspensions).

Tableau IV.1: Spéciation du phosphore et biodisponibilité potentielle associée (d'après Logan 1982)

Fraction désignée	Grandes caractéristiques chimiques	Biodisponibilité potentielle en conditions standard
Phosphore sur eau filtrée ($< 0,7\mu\text{m}$)	Orthophosphates P-organique Triphosphates	forte ($\approx 100\%$) immédiatement ou après action d'exoenzymes
Phosphore particulaire ($> 0,7\mu\text{m}$)	P_{labile} (= facilement échangeable, hydrolysable, solubilisable)	forte ($\approx 100\%$) immédiate
	$P_{\text{minéral}}$ (= participant à des composés Fe, Ca, Al)	très variable à long terme
	$P_{\text{organique}}$ (= participant à des molécules humiques)	moyenne ($< 50\%$) et à long terme

- Cl^- , SO_4^{2-} et NO_3^- sont mesurés par chromatographie ionique (ISO 10304-1, 1995).
- NH_4^+ est dosé par colorimétrie au bleu d'indophénol (NF T90-015, 1975).

1.4. METHODES DE CALCUL

La mesure simultanée du débit et des concentrations en nutriments permet le calcul des flux selon la formule recommandée par Meybeck (1994), c'est-à-dire en faisant le produit des concentrations des échantillons collectés par le volume écoulé intégré dans le temps:

$$M_{tot j} = \Sigma (C_{ij} \cdot Q_i \cdot t_i) / 10^6 = \Sigma (C_{ij} \cdot V_i) / 10^6 \quad \text{équation IV.1}$$

avec $M_{tot j}$: masse exportée de l'élément j sur une période donnée (en kg)
 C_{ij} : concentration « instantanée » de l'élément j mesurée (mg/l) pendant la durée t_i (en secondes)
 Q_i : débit moyen mesuré pendant la durée t_i (en l/s)
 V_i : volume écoulé pendant la durée t_i

Ce calcul est utilisé pour l'établissement des bilans annuels; pour le calcul des charges émises lors des crues, on retranche à la masse totale calculée selon la formule précédente l'exportation imputable au débit de base (précédent la crue) supposé constant durant la longueur de la crue. Cette approximation est adoptée par de nombreuses études de bassin (Fisk 1977, Kronvang 1990). De la sorte, le calcul des charges émises pour chaque crue est indépendant du niveau initial des concentrations, ce qui permet de mieux comparer les crues entre elles:

$$M'_{tot j} = (\Sigma (C_{ij} \cdot Q_i \cdot t_i) / 10^6) - (\Sigma (C_{init j} \cdot Q_e \cdot T_{tot}) / 10^6) \quad \text{équation IV.2}$$

avec $M'_{tot j}$: masse de l'élément j exportée lors d'une crue (en kg)
 $C_{init j}$: concentration de l'élément j juste avant le début de la crue en (mg/l)
 Q_e : débit à l'étiage en (l/s)
 T_{tot} : durée totale de la crue (en sec)

Le calcul de la concentration moyenne pondérée équivaut à diviser le flux total par le volume écoulé correspondant:

$$[C_j]_{moy} = \Sigma (C_i \cdot Q_i \cdot t_i) / \Sigma (Q_i \cdot t_i) = 10^6 \cdot M_{tot} / V_{tot} \quad \text{équation IV.3}$$

avec $[C_j]_{moy}$: concentration moyenne (en mg/l) de l'élément j sur la période de longueur t_i , pondérée par les volumes

Pour le calcul des concentrations moyennes lors des crues, on utilise la formule suivante:

$$[C'_j]_{moy} = 10^6 \cdot M'_{tot j} / (\Sigma (Q_i - Q_e) \cdot t_i) \quad \text{équation IV.4}$$

avec $[C'_j]_{moy}$: concentration moyenne de l'élément j lors d'une crue

La teneur en phosphore des matières en suspension s'exprime en μg de P par g de MES (ppm) et se calcule selon l'équation suivante:

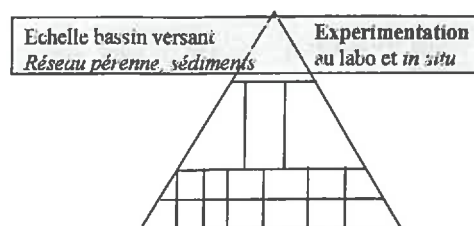
$$\text{Teneur en P} = 10^6 \cdot [P_p] / [MES] \quad \text{équation IV.5}$$

avec $[P_p]$: concentration du phosphore particulaire en mg/l
 $[MES]$: concentration des matières en suspension en mg/l

1.5. CONCLUSION SUR LES SUIVIS A L'EXUTOIRE

Le fonctionnement de l'appareillage du bassin versant est adapté aux conditions hydrochimiques rencontrées lors des crues: la fréquence élevée des prélèvements élémentaires (10 min) répond bien à la grande variabilité des concentrations de phosphore, et la réfrigération des eaux permet la conservation du nombre important d'échantillons constitués pendant les crues. Les échantillons sont constitués d'un nombre variable de prélèvements (6 ou 48, soit une représentativité de 1 ou 8 heures) selon qu'ils servent à établir des flux ou des relations hydrochimiques à l'échelle de la crue. L'analyse des échantillons débute par une séparation des phases particulaires et aqueuses obtenue par filtration à $0,7 \mu\text{m}$. Le phosphore total est dosé sur chaque l'échantillon d'eau brute et d'eau filtrée. Orthophosphate, nitrate, ammonium, chlorure, et sulfate sont déterminés sur les eaux filtrées tandis qu'est mesurée sur chaque filtre la charge en matière en suspension. Les prélèvements servent à calculer des quantités émises à l'exutoire à l'échelle annuelle ou à celle de la crue. Les erreurs analytiques sont négligeables. Les algorithmes de calcul choisis correspondent à ceux conseillés dans la littérature.

2. EXPERIMENTATIONS AU NIVEAU DU COMPARTIMENT RIVIERE ET DE SES SEDIMENTS



Le premier compartiment rencontré en amont de l'exutoire est le réseau hydrographique constitué des sédiments et de l'eau en transit. Les sédiments du réseau hydrographique forment un stock de phosphore particulaire (chapitre 2.1) dont il s'agit d'évaluer la biodisponibilité potentielle et l'effet des interactions avec les écoulements (chapitre 2.2).

La taille réduite du réseau hydrographique du Mercube à l'étiage permet la réalisation de bilans de masses (chapitre 2.3), voire la mise en oeuvre d'expérimentations en vraie grandeur. L'ensemble de ces recherches *in situ* vise à étudier l'effet du transfert sur les flux en transit dans le réseau hydrographique, dans des conditions d'étiage (expériences d'atténuation, chapitre 2.4) ou de crue artificielle (chapitre 2.5). Tous les protocoles expérimentaux sont regroupés dans ce chapitre auquel il sera ultérieurement fait référence, lors de la présentation des résultats.

2.1. METHODE D'ESTIMATION DU STOCK DE PHOSPHORE MOBILISABLE DANS LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE

Le stock de phosphore particulaire facilement érodable, accumulé dans les différents types de tronçons du réseau hydrographique (types 2 à 7, chapitre III.1.3), est évalué par **échantillonnage**, **pesage** des échantillons séchés et **dosage** chimique. La campagne de prélèvement des sédiments a eu lieu en septembre 97 par temps sec et suivant une période d'étiage de deux mois. Seuls les matériaux meubles (particules, agrégats, matières organiques en décomposition) déposés au fond des fossés sont prélevés, manuellement à la balayette et à la pelle, de façon à simuler la force de cisaillement des écoulements. Pour chaque type de tronçon, des prélèvements exhaustifs sont réalisés sur trois **segments représentatifs**, compris entre 0.5 et 4 m selon la quantité de matériaux récoltés. Le contenu en phosphore des matériaux est mesuré (sédiments) ou calculé (0.1 % de P dans la matière organique, Vilain 1989). Les quantités de phosphore calculées à partir des 18 longueurs échantillonnées (trois segments * six types de tronçons) sont **extrapolées** à la longueur totale représentée par chaque type de tronçon.

2.2. CARACTERISATION DU PHOSPHORE PARTICULAIRE

2.2.1. Protocole expérimental des biotests

Les biotests algals, couramment utilisés dans le cadre d'études de toxicologie (Nalewajko 1989, USEPA 1989) peuvent être également adaptés à l'estimation de la biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire (Pelletier 1972). Le principe de l'expérimentation consiste en la mesure de la croissance d'une monoculture d'algues tirant sa seule source de phosphore des particules à étudier. On cherche à vérifier l'hypothèse (chapitre II.2.3) selon laquelle la mesure de la biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire, qui n'est qu'un des facteurs entrant dans l'estimation de l'impact, pourrait être évaluée plus simplement par le contenu en phosphore de la particule, extrait par la méthode Olsen et noté P_{Olsen} (extraction chimique au NaHCO_3 , Olsen *et al.* 1954). Biotests et extractions chimiques sont effectués sur toute la panoplie des particules potentiellement émises dans le milieu récepteur : matières en suspension échantillonnées à l'exutoire lors des crues, mais aussi sédiments du ruisseau, particules de sols érodées redéposées en aval des parcelles et particules de sols à occupation variée.

La croissance des algues est évaluée par la mesure de **fluorescence**, celle-ci étant proportionnelle au nombre d'algues présentes et peu modifiée par une concentration modérée de particules en suspension (30 % d'atténuation de la fluorescence pour une concentration en MES de 400 mg/l, Nowakowski 1996). La longueur d'onde utilisée pour exciter l'algue est de 440 nm (bleu), celle-ci réémettant dans le rouge (663 nm). Pour une même souche algale, il existe une relation linéaire entre la mesure de fluorescence (fluorimètre Turner), la concentration de chlorophylle et le nombre d'algues (annexe IV.4).

L'algue utilisée pour les tests est une chlorophycée (*Selenastrum capricornutum*) dont la souche est entretenue dans un milieu complet (composition du milieu « AAP » dans l'annexe IV.5). Sa culture se fait à 21°C sous un éclairage de 100 $\mu\text{E.m}^{-2}.\text{sec}^{-1}$. Avant d'être mélangées aux sédiments, les algues sont repiquées deux fois dans un milieu carencé en phosphore, puis en sont extraites et concentrées par centrifugation, lavées et inoculées dans un milieu sans phosphore.

Les particules sont débarrassées de leur eau interstitielle par centrifugation puis séchées à l'air libre; seule leur fraction inférieure à 50 μm est gardée pour le biotest. Leur contenu en P_{tot} et P_{Olsen} est mesuré.

Toutes les manipulations impliquant des algues se font sous une hotte à flux d'air stérile; les milieux de cultures et les tubes sont autoclavés 30 min à 120 °C. Le **mélange des algues et des particules** dans le milieu AAP sans phosphore se fait dans des tubes de 20 ml, avec une concentration de particules de 400 mg/l. La quantité d'algues inoculées a une concentration d'environ 1000 cellules par ml. La mesure de fluorescence est effectuée quotidiennement jusqu'à obtention d'un palier c'est-à-dire pendant une semaine environ. Préalablement à la mesure, les tubes sont isolés de la lumière afin d'obtenir une fluorescence stable. Trois témoins sont utilisés, 1) sédiments + algues + milieu complet, 2) algues + milieu complet, 3) algues + milieu sans phosphore. Toutes les mesures se font en 3 répliquats.

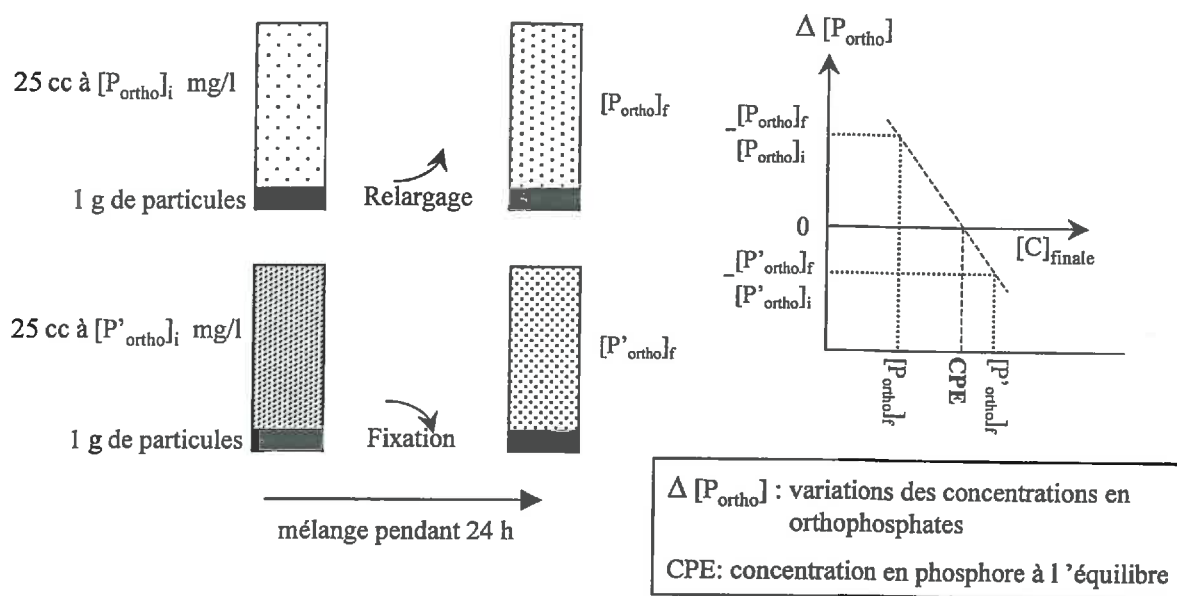
Pour chaque famille de particules testées, la concentration en chlorophylle atteinte au palier est divisée par le contenu en P_{tot} des particules afin d'obtenir une valeur de biodisponibilité relative.

2.2.2. Détermination de la concentration en phosphore à l'équilibre

La « concentration en P à l'équilibre » correspond à la concentration en orthophosphates de l'eau avec laquelle aucune adsorption ni désorption n'apparaît (Taylor et Kunishi 1971). Cette concentration est par exemple utile pour connaître le sens des échanges entre le phosphore d'un sédiment et celui d'un écoulement mis en contact lors d'une crue. Le protocole expérimental utilisé est tiré de Wolf *et al.* 1985.

La préparation des particules se fait de la même manière que pour les biotests (séchage et tamisage). On mélange ensuite dans des tubes de 40 cc 1 g de sédiments et 25 cc de solution à 0, 10, 20, 50, 100, 200, et 500 $\mu\text{g/l}$ d'orthophosphates (P_{ortho}). Après 24 heures d'agitation, l'équilibre entre le phosphore en solution et celui fixé par la particule est supposé atteint. Le tube est alors centrifugé puis filtré à 0.7 μm et l'on analyse le P_{ortho} du surnageant. La quantité de phosphore fixée ou désorbée par le sol, obtenue par soustraction avec les concentrations initiales, est alors portée sur un graphique en fonction de la concentration finale en P_{ortho} et la concentration du phosphore à l'équilibre est déterminée (figure IV.3).

Figure IV.3: Détermination graphique de la « concentration en P à l'équilibre »



2.2.3. Etude de la cinétique de fixation d'orthophosphates sur des particules argileuses

L'interaction d'orthophosphates dissous (obtenu par dissolution de K_2HPO_4), et de particules d'argiles naturelles en suspension est étudiée au laboratoire afin 1) de reproduire les conditions provoquées lors d'une **crue artificielle** et 2) d'en **analyser la cinétique**. Les particules argileuses sont recueillies dans le lit du Mercube et constituent le matériau injecté lors d'une crue artificielle. Le protocole expérimental est bâti sur la base de techniques déjà éprouvées (Despréaux 1990, Gaultier 1994).

La concentration du P_{ortho} est de 200 $\mu\text{g/l}$ et celle des particules argileuses en suspension de 900 mg/l. Les mélanges s'effectuent dans des flacons de 100 ml avec de l'eau bidistillée. Ceux-ci sont placés à température ambiante sur un agitateur mécanique. Après un temps d'agitation prédéfini (10 sec, 2 min, 5 min, 15 min, 30 min, 2 hr, 5 hr, 12 hr, 24 hr et 11 jours), la phase particulaire argileuse est séparée de la phase aqueuse par filtration et le P_{ortho} résiduel du filtrat est mesuré. La filtration sur des filtres GFF de diamètre de pores 0,7 μm sépare efficacement les deux phases. La température oscille entre 20 et 25°C, le pH du mélange vaut 9,0. Les résultats sont présentés en exprimant en fonction du temps la quantité de P_{ortho} qui a été soustraite à la solution (sachant que l'argile a une concentration en P à l'équilibre nettement inférieure à celle utilisée pendant la crue artificielle).

2.2.4. Nature du phosphore colloïdal

L'analyse de la spéciation des matières en suspension (MES) repose sur une technique innovante dite de microscopie analytique mise au point par Robert et Rodier (1995). Les MES analysées sont celles transférées en période d'étiage. Elles ont été recueillies par centrifugation en continu à l'aide d'une centrifugeuse CEPA. Environ 240 litres d'eau brute ont été centrifugés à 37000 rpm; la coupure est d'environ 0.1 μm . Les culots récupérés en centrifugation sont lyophilisés en vue d'une analyse par microscopie électronique analytique (chapitre I.2.1).

2.3. LES BILANS DE MASSE A L'ETIAGE

Le principe des bilans de masse consiste à comparer le **flux global de matières à l'exutoire** (sorties) avec la **somme des flux de ses affluents** (entrées) et d'en déduire si le réseau pérenne exerce ou non une influence sur le transfert. Les étiages sont choisis pour le calcul des bilans du fait du nombre réduit de points d'entrée dans le réseau hydrographique (huit ou neuf affluents selon la date).

Les prélèvements sont effectués par échantillonnages manuels instantanés aux entrées et à l'exutoire et les débits sont mesurés au seau. Parallèlement, le mode d'échantillonnage par le préleveur automatique des eaux à l'exutoire est modifié de manière à rendre compte de la stabilité chimique de l'eau à pas de temps plus resserré pendant la semaine concernée par le bilan (un prélèvement toutes les dix minutes, changement de flacon toutes les quatre heures au lieu de huit habituellement).

2.4. LES EXPERIENCES D'ATTENUATION

L'expérience dite d'atténuation consiste également en un bilan (chapitre I.3.4.1) où les entrées sont « forcées ». Ce type d'expérimentation est fréquent dans les rivières dont on veut déterminer le **pouvoir épurateur** aussi bien sur le phosphore que sur l'azote (Triska *et al.* 1989). Nous avons eu recours à cette méthode, appliquée au P_{ortho} , dans plusieurs tronçons du réseau hydrographique: tronçons à macrophytes et à sédiments (types 1, 2 et 5, figure III.5).

Les ions utilisés en guise de traceurs conservatifs (relativement aux orthophosphates) sont les chlorures (NaCl), le calcium ($CaCl_2$) ou le potassium issu du sel de phosphate (KH_2PO_4 ou K_2HPO_4). Les injections sont réalisées de manière instantanée ou en flux continu (vase de Mariotte), pendant les périodes estivales ($Q < 3l/s$). En continu, la durée des injections ne dépasse pas trois heures. Les quantités injectées sont calculées en fonction des concentrations théoriques maximum désirées dans le ruisseau, soit environ $100 \mu g/l$ de P_{ortho} .

2.5. LES CRUES ARTIFICIELLES

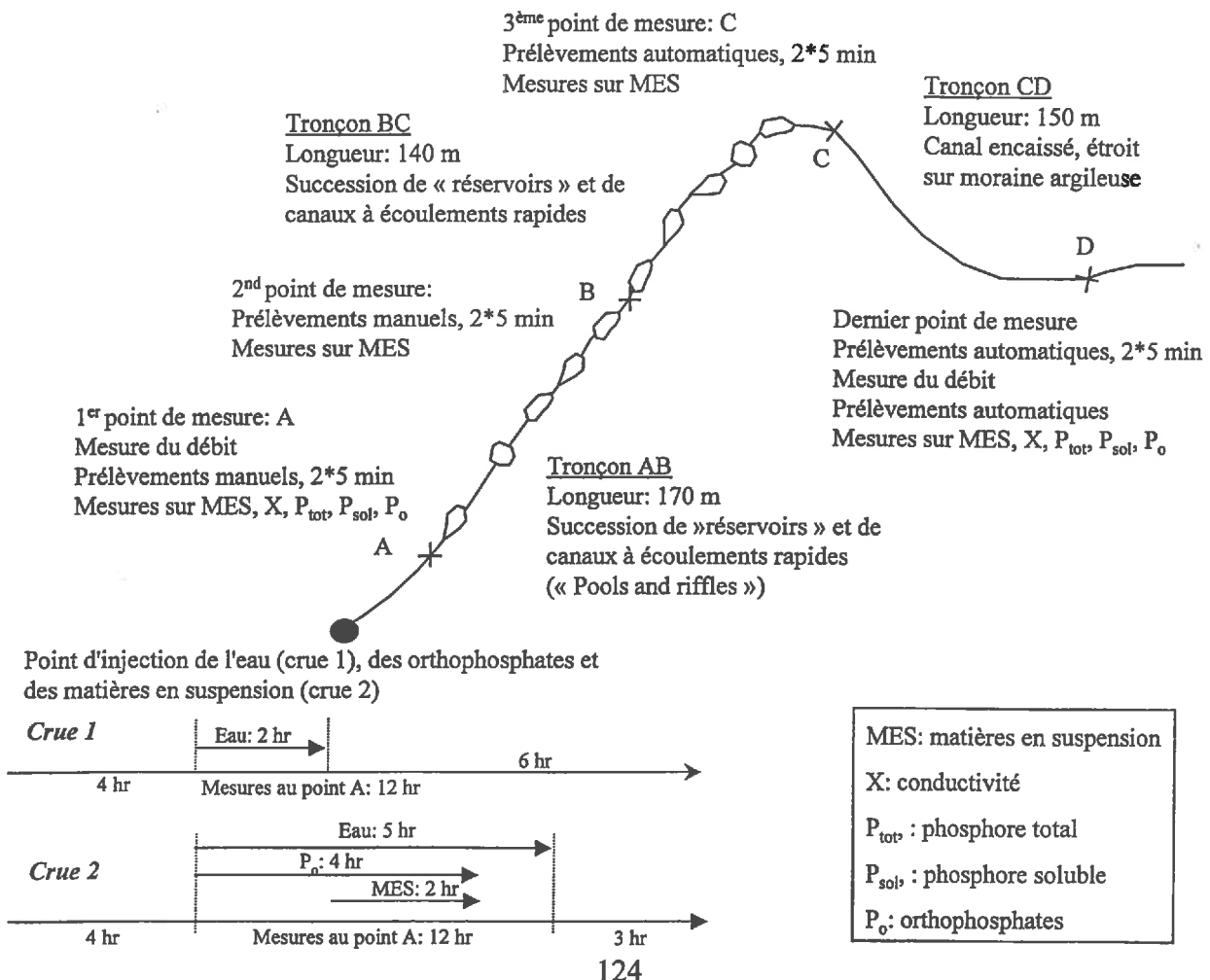
A deux reprises, les conditions d'une petite crue sont reproduites sur un tronçon naturel du réseau hydrographique pérenne (type 1 de tronçon, figure III.5). La première crue artificielle consiste en une injection d'eau et vise à rendre compte du rôle du réseau hydrographique dans la transmission et l'émission de particules et de phosphore. Dans une deuxième expérimentation, des particules argileuses et des orthophosphates sont ajoutés afin de reproduire des concentrations « naturelles » en crue et de tester les possibilités de piégeage du phosphore pendant son transfert dans le réseau hydrographique.

2.5.1. Le cadre expérimental des crues artificielles

Le tronçon choisi pour réaliser les crues artificielles, véritables expérimentations en « vraie grandeur » est situé dans la partie aval du Mercube; il est d'ordre 3 (figure III.5). Situé sous forêt, le **tronçon expérimental** est exempt de macrophytes, par manque de lumière. Ce tronçon, d'une longueur de 300 m, est constitué d'une succession de « réservoirs » naturels dont le volume d'eau total est estimé à 100 m³ et de tronçons encaissés à écoulements rapides. Les réservoirs sont issus du surcreusement et de l'élargissement du lit (figure III.5 et IV.4). Des mesures simultanées et identiques des débits lors des étiages en amont et en aval du tronçon expérimental montrent que son **lit est étanche**. La présence des réservoirs provoque des temps de concentration relativement élevés (près de 2h pour le tronçon expérimental à l'étiage) et permettent aussi la sédimentation des matières en suspension même très fines à cause du mouvement de vortex pris par l'eau dans ces secteurs.

Une couche de **sédiments non consolidés** épaisse de plusieurs décimètres tapissent les réservoirs. Ces sédiments sont calcaires, sableux, et contiennent en moyenne 15% de fractions argileuses et 3% de matière organique. Leur teneur moyenne en P est **737 ppm**, et leur concentration en P à l'équilibre (telle que définie au chapitre IV.2.2.2) vaut 120 µg/l. Les origines possibles des sédiments sont nombreuses, vu que le tronçon est d'ordre 3: érodats agricoles, sédiments de la zone urbaine, particules détachées des berges ou arrachées du lit du Mercube. Dans les tronçons à écoulements rapides, la moraine argileuse constitue directement le lit. Au contact de l'eau, subsiste une **fine couche d'argile** facilement érodable, dont le contenu en P est de **450 ppm** et dont la concentration en P à l'équilibre est voisine de 20 µg/l.

Figure IV.4: Description du tronçon soumis aux crues artificielles et du protocole expérimental
Vue de dessus



2.5.2. Echantillonnages pendant les crues artificielles

Quatre **points d'échantillonnage** divisent le segment étudié (figure IV.4): le point A, considéré comme le départ du tronçon expérimental, se situe une dizaine de mètres en aval du point d'injection de l'eau, des particules argileuses et des orthophosphates (P_{ortho}) afin que le mélange entre les eaux naturelles et les matières introduites soit complet. Le point D, représentant la sortie du tronçon, est situé à l'exutoire du bassin versant. Des mesures sont également effectuées sur deux autres points intermédiaires (B et C) afin de localiser les zones éventuelles propices à la sédimentation et à l'érosion et afin de connaître l'évolution des interactions entre les MES (introduites ou remises en suspension) et le P_{ortho} . Les prélèvements sont manuels aux deux premiers points, automatisés aux deux derniers (préleveurs automatiques ISCO et Manning S4400).

Pendant une durée de quatre heures avant le début de la crue artificielle, on caractérise les **conditions initiales** du tronçon en mesurant toutes les 30 min les concentrations en MES, P_{tot} , P_{ef} , P_{ortho} , SO_4^- et la conductivité; ces deux derniers paramètres servent de **traceurs** de l'eau injectée provenant d'un réseau d'alimentation en eau potable (SIVOM des Moises) qui s'alimente en partie dans le lac.

En tous points, la **stratégie d'échantillonnage** est identique: le contenu de chaque flacon est constitué de deux prélèvements élémentaires effectués à 5 min d'intervalle. Ce pas de temps réduit permet (1) de calculer des bilans le plus exactement possible et (2) d'établir des relations entre le débit et les concentrations des différentes substances. Etant donnée la texture argileuse des particules introduites, aucun biais lié à la méthode de prélèvement n'a été constaté. Les échantillons récoltés sont placés en chambre froide et analysés dans les 12 h suivant l'expérimentation.

2.5.3. Les matières injectées

L'ouverture et la fermeture de la vanne sont provoquées manuellement et sans période transitoire. Le **débit d'eau injecté** (15 l/s pour la première crue, 8 l/s pour la deuxième) est largement supérieur à celui du Mercube au moment des deux expérimentations (5 l/s et 2 l/s respectivement). Pendant la première crue artificielle, la **durée d'injection** est de 2 heures, et de 5 heures pour la seconde expérimentation.

Lors de la **deuxième expérimentation**, les **matières en suspension**, introduites manuellement, sont constituées du matériau argileux constituant le lit du Mercube; les propriétés de ce matériau ont été exposées au chapitre IV.2.5.1. Le matériau argileux est récolté la veille de l'expérimentation et homogénéisé en milieu aqueux. Il n'est introduit que 2 heures après le début de la crue afin de ne pas interagir avec d'éventuels sédiments autochtones remobilisés lors de la montée du débit et pour laisser l'eau injectée renouveler totalement l'eau du tronçon. L'interruption de l'injection de particules précède d'une heure celle de l'eau afin d'en nettoyer la rivière et de faciliter ainsi le bilan de masse.

Concernant les **orthophosphates**, 25 g en sont injectés de manière continue (vase de Mariotte) à partir d'une solution de K_2HPO_4 , dès l'ouverture de la vanne. De même qu'avec les particules introduites, leur injection est interrompue une heure avant celle de l'eau.

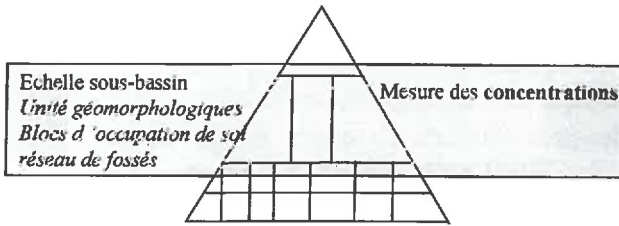
2.6. CONCLUSION SUR LES EXPERIMENTATIONS

L'étude globale des transferts diffus du phosphore, et l'approche à l'échelle du bassin versant diversifié qu'elle implique, ne signifient pas pour autant que toute étude de processus et ou tentative expérimentale est abandonnée. Le chapitre IV.2 décrit le principe des différentes expérimentations menées au cours de la thèse, qui sont toutes en rapport avec le réseau hydrographique directement ou avec son stock de sédiments.

La portée des expérimentations réalisées sur le réseau hydrographique et ses sédiments est importante vu qu'il constitue, pour chaque crue, le seul passage possible vers le lac, et que ses sédiments représentent un échantillon intégré de la diversité des particules émises en tous points du bassin. Le rôle du réseau hydrographique est étudié pendant son fonctionnement à l'étiage mais fait également l'objet de 2 expérimentations reproduisant les conditions d'une petite crue. La première crue artificielle étudiée, par une injection contrôlée d'eau et des prélèvements fréquents en différents points du tronçon expérimental, l'effet d'une hausse de débit sur la remise en suspension des sédiments et leur transfert dans le réseau hydrographique. Lors de la deuxième crue artificielle, des injections supplémentaires d'orthophosphates et de particules argileuses permettent en outre d'étudier les éventuels échanges « en vraie grandeur ». Les expérimentations sur les sédiments, réalisées au laboratoire, fournissent des données complémentaires sur les expérimentations de terrain (sens des échanges entre phosphore de la phase aqueuse et particulaire, cinétiques de fixation). Elles consistent aussi à déterminer à l'aide de biotests algals (*Selenastrum capricornutum*) et d'extractions chimiques au NaHCO_3 (P_{Olsen}) leur biodisponibilité relative.

Les chapitres suivants représentent des suivis réalisés à des échelles spatiales telles que la diversité des processus ne peut plus être appréhendée que par des mesures ponctuelles ou des observations.

3. SUIVI A L'EXUTOIRE DE SOUS-BASSINS: MESURES ET OBSERVATIONS



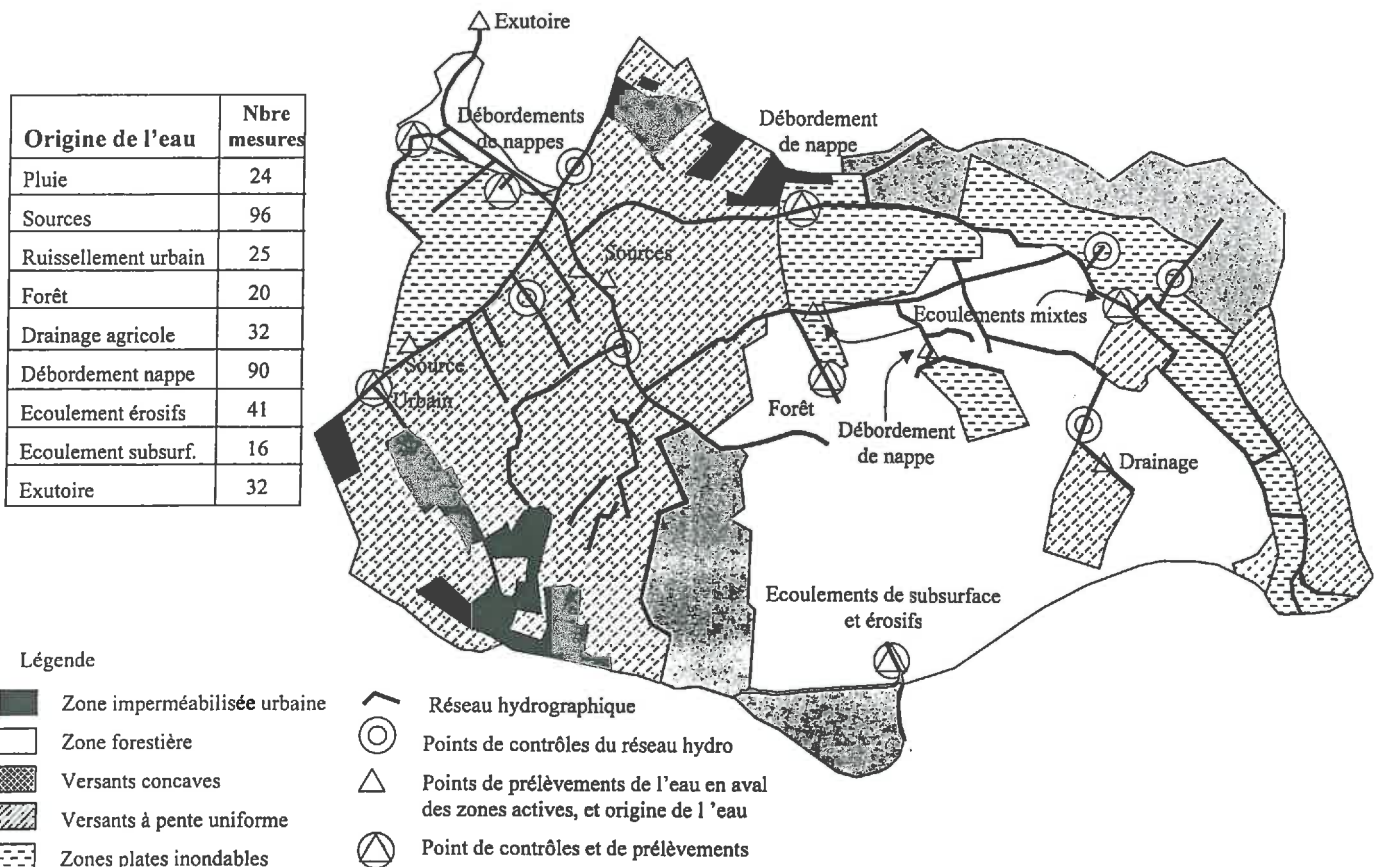
Le nombre des sous-bassins caractéristiques d'un mode d'occupation ou d'une géomorphologie homogènes est trop important pour que des suivis hydrochimiques précis comme ceux de l'exutoire y soient effectués.

La difficulté à déterminer un sous-échantillon représentatif nous a conduit à opter pour un suivi exhaustif allégé sur l'ensemble du bassin (suivi synoptique); ces suivis consistent en des prélèvements d'eau (chapitre 3.1) et des observations des connexions hydriques réalisées au niveau du réseau hydrographique (chapitre 3.2).

3.1. MESURE DES CONCENTRATIONS

Un réseau de quatorze points disséminés sur l'ensemble du bassin versant a fait l'objet de **prélèvements ponctuels** répétés de janvier 1993 à juillet 1995 (tableau IV.2 situé en fin de chapitre). La **localisation des points** de prélèvement est choisie de manière à représenter la diversité du mode d'occupation des sols, des zones morphologiques et des modalités d'émission (figure IV.5).

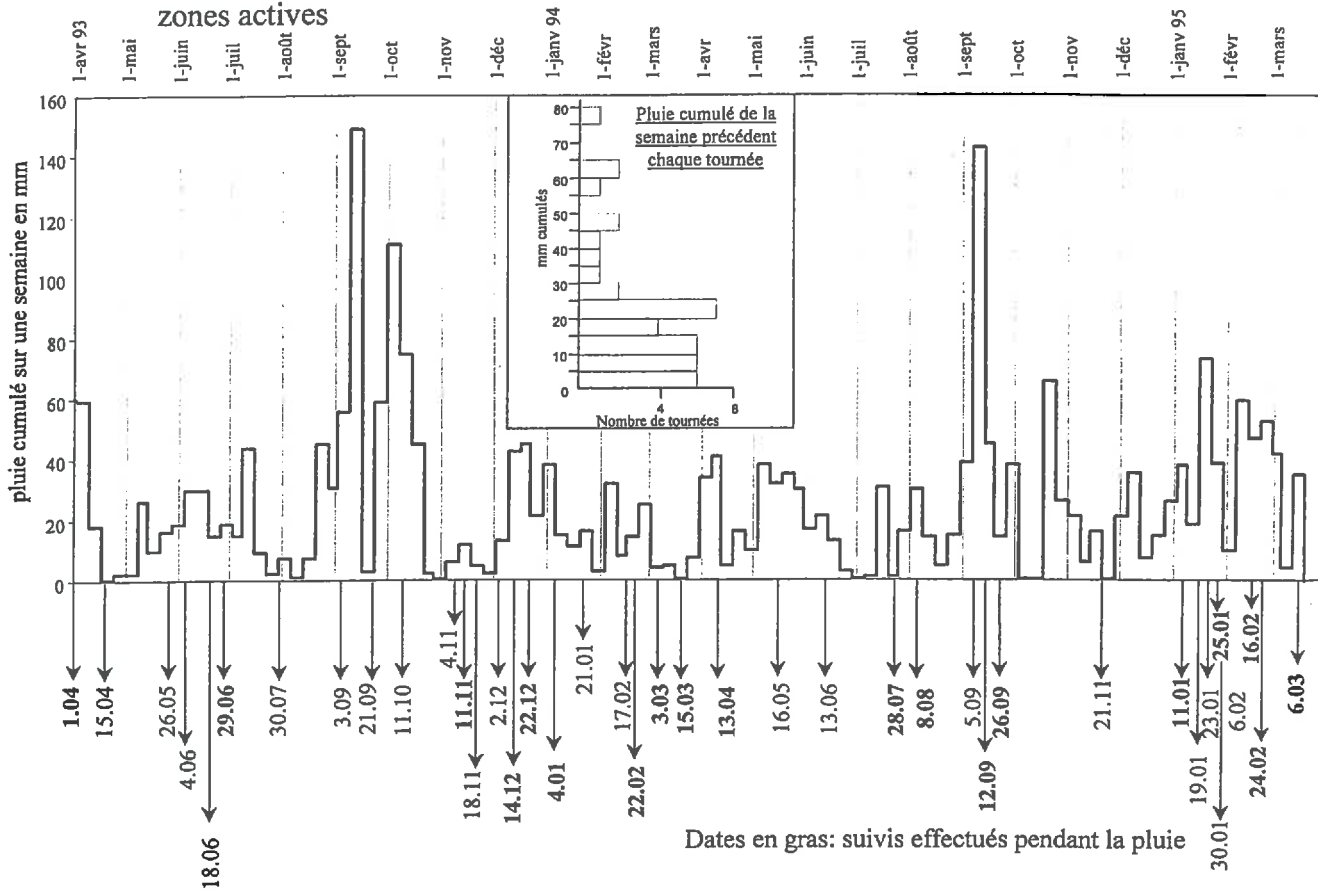
Figure IV.5: Suivis aux exutoires des sous bassins versants: couverture de la diversité des origines et des modes d'émission de l'eau



L'eau prélevée provient ainsi d'**origines variées**: surfaces agricoles (collecte des eaux de surface et d'émissaires de drainages artificiels), forestières, urbaines (collecte dans les fossés) et sources profondes. Lors de chaque campagne de prélèvements, un échantillon ponctuel est également récolté à l'exutoire. La pluie, récoltée à Thonon, fait aussi l'objet d'analyses répétées.

La **fréquence des prélèvements**, effectués pendant les périodes humides, est d'environ une fois par semaine. Une quarantaine de campagnes de prélèvements a ainsi eu lieu. L'échantillonnage des eaux se déroule indifféremment pendant ou après les précipitations (figure IV.6). Les analyses sur les eaux prélevées sont identiques à celles pratiquées pour les prélèvements en routine à l'exutoire.

Figure IV.6: Pluviométrie hebdomadaire pendant la période de l'échantillonnage des sources et des zones actives



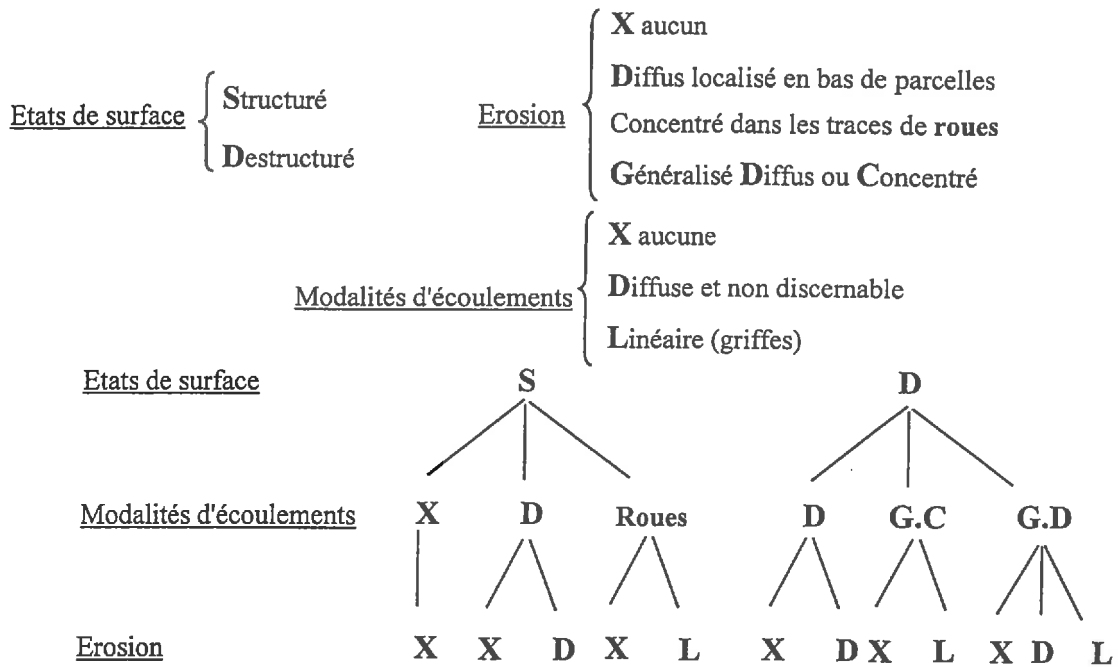
3.2. CARTOGRAPHIE DU RESEAU HYDROGRAPHIQUE ACTIF

Afin de décrire une partie de « l'organisation des écoulements » (qui a été définie au chapitre II.3.3 comme 1) le mode d'émission d'eau par les parcelles et 2) le trajet de l'eau dans le réseau hydrographique du bassin versant), nous élaborons pour chaque crue une **cartographie des connections** hydrauliques établies par le réseau hydrographique. Cette cartographie permet ainsi de déterminer les origines géographiques de l'eau. Pour ce faire, un réseau d'observation des dix principaux noeuds du réseau hydrographique temporaire est mis en place (figure IV.5). En chaque point, l'observation porte uniquement sur **l'existence d'un ruissellement**. Les points où des ruissellements se produisent correspondent à l'exutoire de sous-bassins alors considérés comme hydrologiquement actifs. On en déduit donc, pour chaque crue, la **longueur du réseau hydrographique actif** qui est un **indicateur synthétique** témoignant à la fois des conditions hydriques ayant précédé la crue, du niveau des nappes et de l'impact direct de la pluie provoquant la crue étudiée. Ce réseau de points n'est effectif que lors de la seconde période (se référer au tableau IV.2) et fait l'objet d'une tournée au moment de chaque crue suivie.

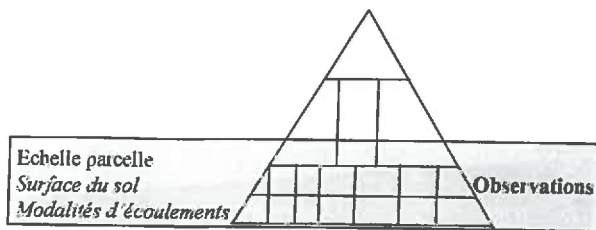
|| La longueur du réseau hydrographique actif est le premier paramètre définissant de « l'état du bassin ».

Un **indice d'érosion des berges** d'un segment encaissé du Mercube est décrit (type de tronçon 1, figure III.5). Le segment, d'une longueur d'une centaine de mètres, est situé à l'aval du limnigraphe et fait ainsi l'objet d'observations hebdomadaires. L'indice repose sur l'observation qualitative d'une dizaine de repères métalliques gradués, plantés à intervalles réguliers dans les talus de ce segment; il permet de déterminer à la faveur de quelles crues les plus importantes érosions de berges ont eu lieu.

Figure IV.7: Paramètres descriptifs de la surface des zones actives pendant les précipitations et combinaisons possibles



4. SUIVI DES PARCELLES: OBSERVATIONS



Au niveau des parcelles, d'autres indicateurs (chapitre 4.1) sont utiles pour fournir une définition complète de l'organisation des écoulements. L'observation de base, effectuée lors des crues, porte sur les modalités des écoulements de certaines parcelles témoin (chapitre 4.1.1).

Pour pallier au problème de la fugacité des écoulements, deux paramètres complémentaires renforcent le diagnostic de terrain. Il s'agit des états de surface, descripteurs de l'infiltrabilité (chapitre 4.1.2), et de la présence de signes visibles d'érosion (chapitre 4.1.3). L'ensemble de ces trois paramètres peut se combiner de plusieurs façons (figure IV.7 adaptée de Vansteelant *et al.* 1997), de telle sorte qu'il convient de les examiner indépendamment les uns des autres. Si de telles observations ne permettent pas d'expliquer les mécanismes de l'acquisition de la charge en phosphore, au moins contribuent-elles à définir le contexte agraire et hydrique entourant son émission. Nous avons volontairement choisi de ne pas recourir aux méthodes de traçage isotopique (^{18}O) qui auraient pu permettre de déterminer l'origine (surface, sol, sous-sol) des écoulements (Al-Charideh 1988). En effet, la présente étude est essentiellement focalisée sur les eaux de surface (ruissellements superficiels, écoulements hypodermiques); de plus, la taille du bassin versant et le nombre de crues à étudier étaient incompatibles avec le suivi minutieux qu'une telle méthode impose. La section 4.2.1 décrit l'organisation des tournées qui rendent compte des observations précédentes sur un échantillon de parcelles dont le choix est justifié à la section 4.2.2.

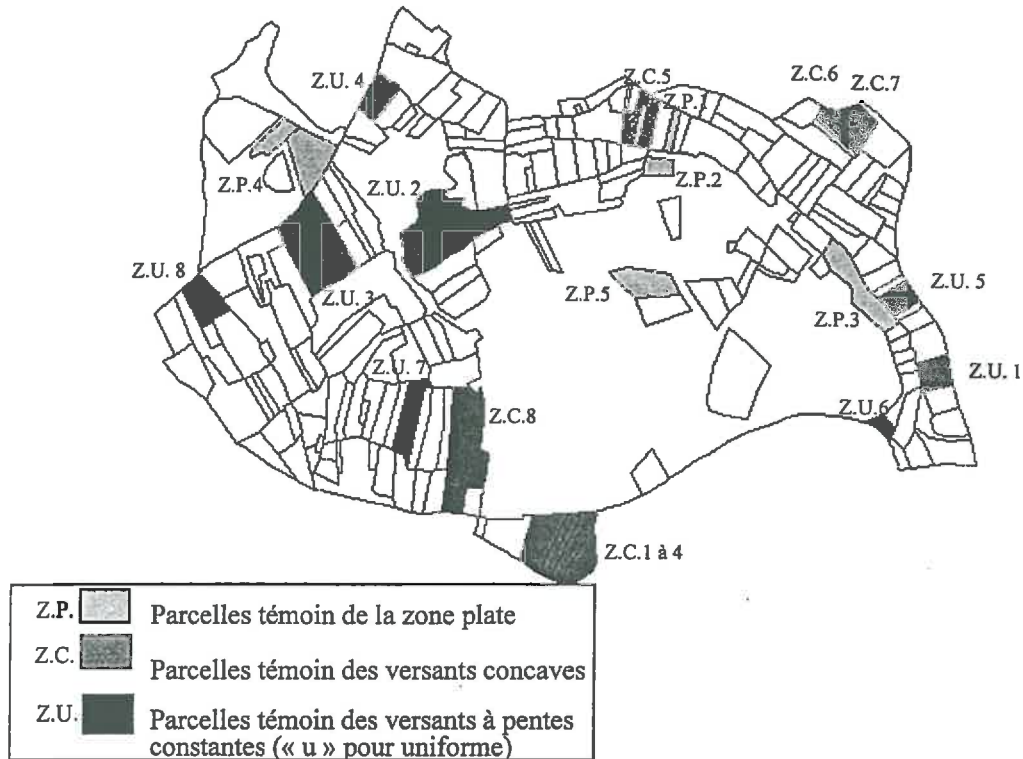
4.1. METHODES D'OBSERVATIONS

L'observation des modalités d'écoulement, états de surface, et signes d'érosion peut être sujette à différentes interprétations. On s'efforce donc de respecter des principes objectifs basés sur des méthodes déjà éprouvées localement (Vansteelant *et al.* 1997). Les tournées ont toujours été effectuées par la même personne afin de minimiser les différences inévitables d'appréciation. L'information recueillie est de **type qualitatif ordonné**.

4.1.1. Méthode d'observations des modalités d'écoulements

La description des modalités d'écoulement porte sur quelques parcelles témoin (figure IV.8). Aucune « méthode ponctuelle » technique (marqueurs, pièges à ruissellement) n'est installée puisque la description de la diversité spatiale est privilégiée au détriment de la compréhension forcément réductrice des mécanismes élémentaires.

Figure IV.8: Localisation des trois lots de parcelles témoin observées lors des tournées restreintes



Les observations sont réalisées lors des crues, et peuvent intervenir à différents moments de leur déroulement. Malgré les précautions prises au niveau méthodologique, on ne peut cependant pas exclure que des épisodes d'écoulements de courte durée échappent à l'observation. Pour cette raison, le **critère d'absence d'écoulement** est le premier critère de jugement dans la mesure où il reste le plus fiable. Les informations qualitatives récoltées, couplées aux autres variables de définition de l'état du bassin, restent néanmoins utiles pour comprendre certains processus; de plus, l'information fournie apparaît pertinente eu égard au grand nombre d'observations effectuées.

Une information complémentaire concernant les différents écoulements est fournie par l'observation des états de surface et des symptômes d'érosion.

Modalité des écoulements, états de surface et signes visibles d'érosion, constituent la deuxième famille de paramètres définissant l'état du bassin.

4.1.2. Méthode d'observations des états de surface

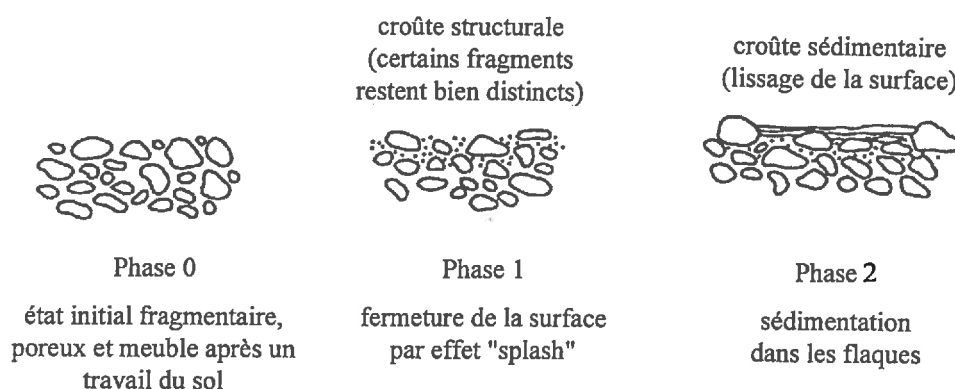
La description des états de surface d'une parcelle consiste à évaluer le pourcentage de sa surface correspondant aux quatre faciès structuraux types (F0 structuré, F1 croûte structurale, F2 croûte sédimentaire, F3, restructuration par le gel ou les turricules de verres de terre) qui apparaissent progressivement sous l'action des pluies cumulées (figure IV.9, Boiffin 1984). En pratique, la seule **évaluation de la surface battante (F2)** s'avère suffisante pour faire la relation avec les risques de ruissellement et d'érosion (Vansteelant *et al.* 1997). Le calcul de la surface battante totale à l'échelle du bassin versant est le suivant:

$$S_{F2} = \Sigma [S_i \cdot \%_{(i F2)}] / 100 \quad \text{équation IV.6}$$

avec S_i surfaces élémentaires de chaque parcelle (ha)
 $\%_{(i F2)}$ pourcentage de battance de la parcelle i

L'observateur parcourt l'ensemble de la parcelle et, après avoir estimé la proportion de surfaces battantes ainsi que de surfaces concernées par le tassage des engins agricoles (traces de roues essentiellement), il en fait le cumul et obtient ainsi le pourcentage de « **surface dégradée** » (au sens d'une imperméabilisation). Des trois paramètres cités dans ce chapitre (structure superficielle, modes d'écoulement et signes d'érosion), **le descripteur de l'infiltrabilité est certainement le moins subjectif** et le plus commode à évaluer. Par rapport aux modalités d'écoulement, il possède l'avantage de pouvoir être décrit après la pluie, la structure du sol n'évoluant plus en l'absence d'autres pluies ou d'actions restructurantes. Par rapport aux marques d'incisions, il possède l'avantage d'être établi sur une plus large surface, donc moins sujet à la variabilité relative à toute observation. Cependant, certaines occupations de sol compliquent l'estimation de la structure du faciès; le pourcentage de surfaces battantes risque ainsi d'être facilement sous-estimé sur l'ensemble des parcelles possédant un bon couvert végétal (cultures stade avancé, parcelle non déchaumée non désherbée, déchaumée non désherbée, chantier de récolte avec résidus laissés sur place ou jachère).

Figure IV.9: Evolution de la surface du sol vers la croûte de battance sous l'effet de la pluie (Boiffin 1984)



4.1.3.Méthode d'observations des signes d'érosion

Les **signes visibles d'érosion**, que l'on peut associer à la **sédimentation de terre** en bas de pente (Ludwig 1992), constituent le troisième paramètre de description de l'état du bassin versant au niveau parcellaire. Ils se manifestent par une réorganisation des débris organiques le long des pentes, voire des **incisions et griffures** de la surface du sol. Les entailles de chaque parcelle sont caractérisées par leur section maximum et leur densité approximative.

Un autre critère, celui de la concentration des matières en suspension, mesurée ponctuellement ou en continu sur les écoulements émis des zones actives, permet de corroborer ces observations (Angélie 1996) et aide à mieux distinguer le ruissellement généralisé érosif du non érosif. La mesure « en continu » de la concentration en MES sur un sous-bassin versant agricole équipé à son exutoire permet ainsi de **caler les observations** sur des données quantitatives.

4.2. PROTOCOLE DE SUIVI DES PARCELLES

4.2.1. Les différents types de tournées

Comme l'a montré le chapitre précédent, les types d'observations à l'échelle des parcelles sont divers. Les observations sont effectuées au cours de tournées qui sont déclenchées à différentes échelles de temps (figure IV.10). Leur point commun est d'avoir toutes (exceptées pour 2 crues estivales de la première période) été réalisées pendant la deuxième période de l'étude (tableau IV.2).

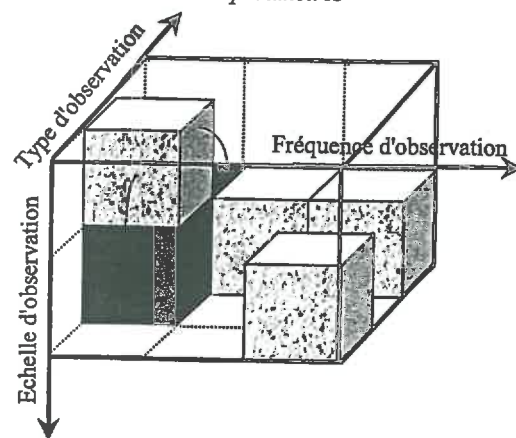
Figure IV.10: Protocole d'observation des parcelles. Qu'observe-t-on, où, et quand?

A. Paramètres pris en compte

Type d'observations	Occupation du sol	écoulements érosion	% battance
Déclenchement des tournées (fréquence)	Crues	$H_{\text{pluie}} > 200 \text{ mm}$	N ^{lle} saison culturale
Echelle spatiale d'observation	21 parcelles témoin	168 parcelles	

En gris foncé: tournées exhaustives dont le déclenchement dépend des résultats d'une tournée sur les parcelles témoin

B. Combinaisons des paramètres

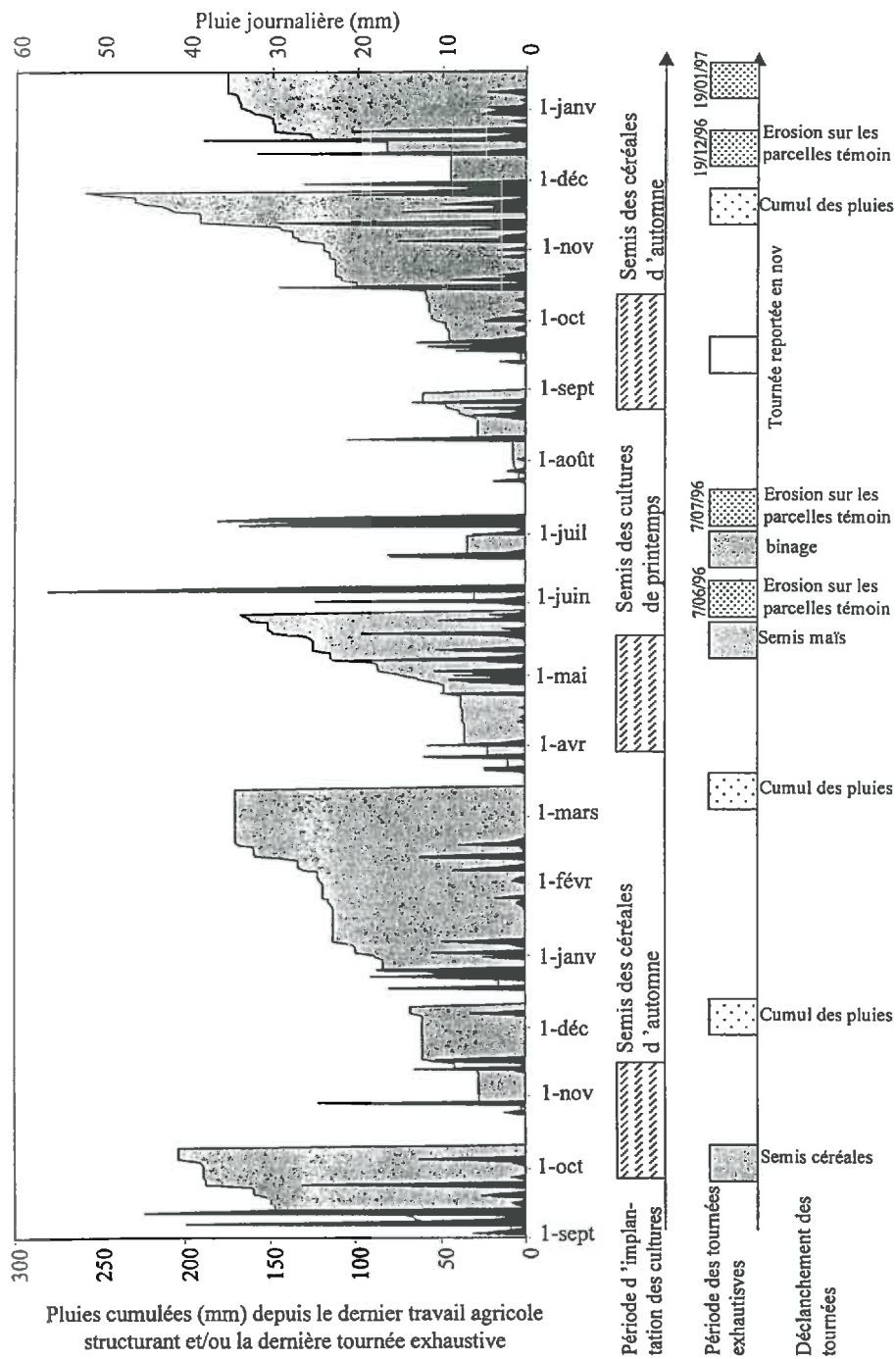


La tournée dont les observations sont les plus simples et rapides à effectuer consiste à relever le **mode d'occupation de la surface agricole**, qui varie au cours des successions culturales. La fréquence de ce type de tournée est de deux fois par an au moment de chaque nouvelle saison culturale; on y associe une description des états de surface.

La **description des modalités d'écoulement** a systématiquement lieu lors de chaque crue sur un lot de parcelles cultivées témoin dont la description est faite au paragraphe suivant. On s'intéresse particulièrement à distinguer les cas où les ruissellements sont inexistants, généralisés, localisés aux traces de roues ou localisés en bas de versants (Boiffin *et al* 1988, Cros-Cayot 1996, Vansteelant *et al.* 1997).

Les observations aboutissent à une cartographie des écoulements sur les parcelles. Les **zones inondées**, potentiellement localisées dans les zones plates, sont également cartographiées. Le nombre des tournées restreintes se monte à 23; l'état du bassin versant n'a pas été défini pour deux crues (25/12/95 et 18/11/96).

Figure IV.11: Les tournées exhaustives, fonction du cumul des pluies et des travaux agricoles restructurants



L'observation des **états de surface et des symptômes d'érosion** sur l'ensemble des 168 parcelles agricoles du bassin apporte une information qui conforte le diagnostic réalisé lors du passage sur le terrain en période de pluie. Ce type d'observation a lieu ou bien lorsque les parcelles de l'échantillon témoin présentent un ruissellement généralisé, voire des signes d'érosion, ou bien lorsque le cumul des pluies depuis les derniers travaux agricoles est considéré assez important pour avoir modifié sensiblement l'état des surfaces des zones potentiellement ruisselantes. Une telle modification de l'imperméabilité peut en effet induire des risques, voire des signes de ruissellement concentré et d'érosion ([figure IV.11](#)). Les seuils de déclenchement du ruissellement ont été établis régionalement lors d'une étude précédente (Vansteelant *et al.* 1997) et nécessitent pour les cultures de blé et de maïs des lames d'eau précipitées d'au moins 180 et 270 mm respectivement.

4.2.2. Choix et représentativité des parcelles témoin

Le choix des parcelles agricoles témoin faisant l'objet de tournées restreintes repose sur plusieurs critères:

- représentativité des **ensembles morphologiques** du bassin,
- représentativité du mode **d'occupation du sol**,
- aptitude des parcelles à **produire facilement des écoulements** (sélection des pentes et longueurs de pentes maximum) et à s'inonder souvent, afin d'avoir à décrire des situations les plus évolutives possible, ce qui exclu les prairies temporaires,
- facilité d'accès.

Afin de pouvoir étudier l'évolution des modes de ruissellement au fil des saisons et des pratiques culturales, les parcelles choisies n'ont pas changé ([figure IV.8](#)); elles se répartissent selon les trois familles morphologiques décrites: versants concaves (Z.C. 1 à 8), versants à pente constante (Z.U. 1 à 8) et zones plates inondables (Z.P. 1 à 5). La superficie des parcelles témoin représente, pour chaque zone morphologique, 12, 32 et 15 % de leur surface respective. Concernant la répartition du mode d'occupation des parcelles agricoles, on constate que celle de l'échantillon témoin est très proche de celle des parcelles de l'ensemble du bassin tout au long de la durée du suivi ([annexe IV.6](#)).

Figure IV.12: Evolution des précipitations et des débits à l'exutoire du sous-bassin versant agricole pendant sa période de suivi

