

4^e JOURNÉE THÉMATIQUE DE LA ZABR

Jeudi 31 janvier 2008

Parc des expositions de Valence (26)

Les flux de polluants dans le bassin du Rhône

Leur caractérisation
dans différents
contextes géographiques
et fonctionnels

ZABR

Zone Atelier Bassin du Rhône

graie



**Les flux de polluants dans le bassin
du Rhône :
Leur caractérisation dans différents
contextes géographiques et
fonctionnels**

4^{ème} JOURNEE THEMATIQUE DE LA ZABR

Jeudi 31 janvier 2008

Parc des expositions – Valence (26)

S O M M A I R E

AVANT-PROPOS

PROGRAMME DE LA JOURNEE

TEXTES DES INTERVENTIONS

EXPOSES DE CADRAGE

Processus en jeu : sources – déterminisme des flux polluants - géochimie Bernard MONTUELLE – Cemagref de Lyon	p.9
Suivi des milieux par les gestionnaires : prise en compte des flux Thomas PELTE – Agence de l'Eau RM&C Cyril BOURG – DIREN Rhône-Alpes	p.19
Pratiques de suivi des flux polluants par un bureau d'étude Guillaume BOUDIN, Claude MICHELOT – Burgeap	p.27

CARACTERISATION DES FLUX POLLUANTS

Flux polluants urbains et périurbains en temps de pluie Sylvie BARRAUD – INSA de Lyon Pascal BREIL – Cemagref de Lyon.....	p.39
Le transfert du phosphore à l'échelle du bassin versant : ordres de grandeurs, mécanismes et relations avec les activités humaines Jean-Marcel DORIOZ – UMR INRA Carrtel.....	p.53
Flux de métaux et de radioéléments artificiels dans le Rhône et apports au Golfe du Lion Olivier RADAKOVITCH – CEREGE-UPCAM Frédérique EYROLLE – IRSN.....	p.63

FLUX ET REMOBILISATION

Dragages d'entretien du Rhône et flux polluants Guy COLLILIEUX – CNR Bernard CLEMENT – ENTPE	p.73
Crues et flux de polluants : transfert de pesticides et de métaux dans un petit bassin versant viticole Marina COQUERY – Cemagref de Lyon	p.87

LE CAS PARTICULIER DES PCB

Etat des lieux et présentation du programme d'actions Claude PUTAVY – DIREN de bassin	p.99
---	------

AVANT PROPOS

LES FLUX DE POLLUANTS DANS LE BASSIN DU RHONE : LEUR CARACTERISATION DANS DIFFERENTS CONTEXTES GEOGRAPHIQUES ET FONCTIONNELS

THEME

Le fleuve Rhône et ses affluents sont soumis à une forte pression anthropique en termes de pollutions chimiques et de perturbations physiques des milieux aquatiques.

Des investissements importants ont été consentis depuis 20 ans pour limiter les sources de pollution au Rhône. Il reste cependant, des secteurs sensibles et des pollutions délicates à traiter (pollutions diffuses notamment). De plus, la pollution en transfert dans les différents compartiments du bassin reste difficile à mesurer et à appréhender.

Les flux polluants ont un impact sur la qualité de l'eau, des sédiments, des nappes ainsi que sur les écosystèmes correspondants. Ils traversent les différents compartiments du corridor fluvial. Ils s'accumulent ou/et évoluent suivant leur origine. Mais finalement, à l'échelle du bassin versant, est-il possible de les identifier en terme de stock, de suivre leur transfert longitudinal, d'amont en aval, et transversal ? Alors que l'on parle le plus souvent de concentrations, peut-on apprécier la réalité de ces pollutions en terme de flux et de bilan ?

OBJECTIF DE LA JOURNEE

- Présenter les modalités de caractérisation des polluants et de leurs dynamiques
- Apprécier comment les appréhender d'une façon globale en terme de stock et de bilan à l'échelle de l'ensemble du bassin versant.

COMITE DE PROGRAMME

- Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée&Corse : Thomas PELTE
- CNR : Eric DOUTRIAUX
- DIREN Rhône-Alpes : Cyril BOURG
- Région Rhône-Alpes : Luisa ALZATE
- ZABR : Anne CLEMENS – Jean-Paul BRAVARD, UMR 5600
Bernard MONTUELLE, CEMAGREF – Yves PERRODIN, ENTPE

PROGRAMME

9 h 00 Accueil des participants

9 h 30 EXPOSES DE CADRAGE

Processus en jeu : sources – déterminisme des flux polluants - géochimie
Bernard MONTUELLE, *Cemagref de Lyon*

Suivi des milieux par les gestionnaires : prise en compte des flux
Thomas PELTE, *Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse*
Cyril BOURG, *DIREN Rhône-Alpes*

Pratiques de suivi des flux polluants par un bureau d'étude
Guillaume BOUDIN, Claude MICHELOT, *Burgeap*

11 h 00 Pause

11 h 30 CARACTERISATION DES FLUX POLLUANTS

Flux polluants urbains et périurbains en temps de pluie
Sylvie BARRAUD, *INSA de Lyon*
Pascal BREIL, *Cemagref de Lyon*

Le transfert du phosphore à l'échelle du bassin versant : ordres de grandeurs, mécanismes et relations avec les activités humaines
Jean Marcel DORIOZ, *UMR INRA Carrtel*

12 h 45 Déjeuner

14 h 30 Flux de métaux et de radioéléments artificiels dans le Rhône et apports au Golfe du Lion
Olivier RADAKOVITCH, *CEREGE-UPCAM*
Frédérique EYROLLE, *IRSN*

15 h 00 FLUX ET REMOBILISATION

Dragages d'entretien du Rhône et flux polluants
Guy COLLILIEUX, *CNR*
Bernard CLEMENT, *ENTPE*

Crues et flux de polluants : transfert des pesticides et de métaux dans un petit bassin versant viticole
Marina COQUERY, *Cemagref de Lyon*

16 h 00 LE CAS PARTICULIER DES PCB

Etat des lieux et présentation du programme d'actions
Claude PUTAVY, *DIREN de bassin*

16 h 30 PERSPECTIVE DE RECHERCHE

Perspectives de recherches en particulier pour la ZABR
Yves PERRODIN, *ENTPE*

17 h 00 SYNTHESE DE LA JOURNEE

Anne CLEMENS, *ZABR*
Yves PERRODIN, *ENTPE*

17 h 15 Fin de la journée

**TEXTES DES
INTERVENTIONS**

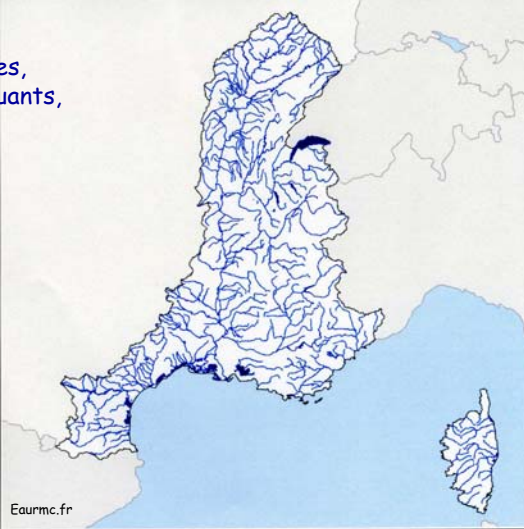
Processus en jeu : sources – déterminisme des flux polluants - géochimie

Bernard MONTUELLE, *Cemagref de Lyon*

Les flux de polluants dans le bassin du Rhône :
 Leur caractérisation dans différents contextes géographiques et fonctionnels

Processus en jeu: sources, déterminisme des flux polluants, géochimie

B. Montuelle
 Cemagref



Eaurmc.fr

4e JOURNÉE THÉMATIQUE DE LA ZABR 31 janvier 2008 - Valence

Les flux de polluants dans le bassin du Rhône :
 Leur caractérisation dans différents contextes géographiques et fonctionnels

Facteurs de «déterminisme territorial»:

- Géologique
- Pédologique
- Hydrographique/météorologique
- Occupation sols

Critères de hiérarchisation:

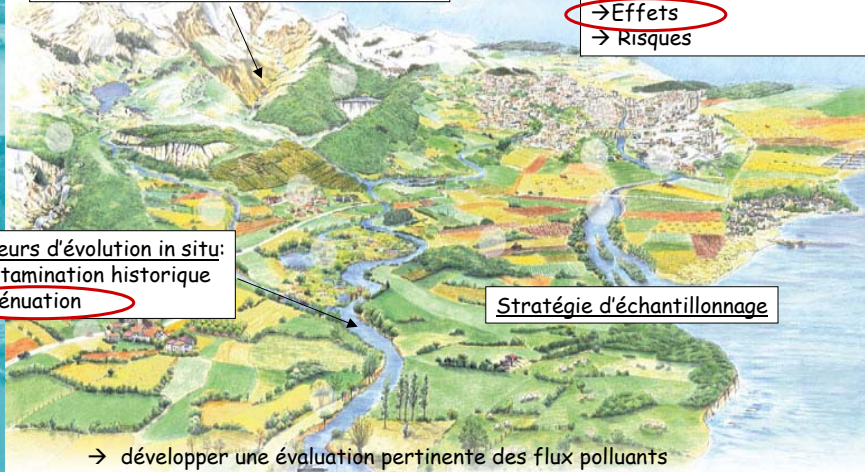
- Nature
- Effets
- Risques

Facteurs d'évolution in situ:

- contamination historique
- atténuation

Stratégie d'échantillonnage

→ développer une évaluation pertinente des flux polluants



4e JOURNÉE THÉMATIQUE DE LA ZABR 31 janvier 2008 - Valence

Les flux de polluants dans le bassin du Rhône :

Leur caractérisation dans différents contextes géographiques et fonctionnels

1/ déterminisme territorial:

- * Géologie: calcaire - cristallin /pentes...
- * Pédologie: nature du sol, MO, pH, Ca
- * Hydrographie/météorologie: pluviométrie/ régime hydrologique/
- * Occupation sols: urbain - rural / localisé - diffus
protection des milieux aquatiques (Step /cordon rivulaire)



Les flux de polluants dans le bassin du Rhône :

Leur caractérisation dans différents contextes géographiques et fonctionnels

2/ Évolution in situ

- * Atténuation naturelle: sols, eau souterraine, sites industriels

La définition la plus utilisée à l'heure actuelle est celle des Etats-Unis (United States Environmental Protection Agency EPA, 1996) : Processus se produisant naturellement dans les sols et les eaux souterraines, sans intervention humaine, visant à réduire la masse, la toxicité, la mobilité, le volume ou la concentration des contaminants dans ces milieux. Les processus pris en considération sont : la dispersion, la dilution, la volatilisation, l'adsorption, les mécanismes de stabilisation ou de destruction des polluants, qui ils soient physiques, chimiques ou biologiques. In BRGM, 2003, 2005

- * Autoépuration : milieux aquatiques

- Biodégradation microbienne
- stockage et transformation (métaux)
- transfert réseau trophique

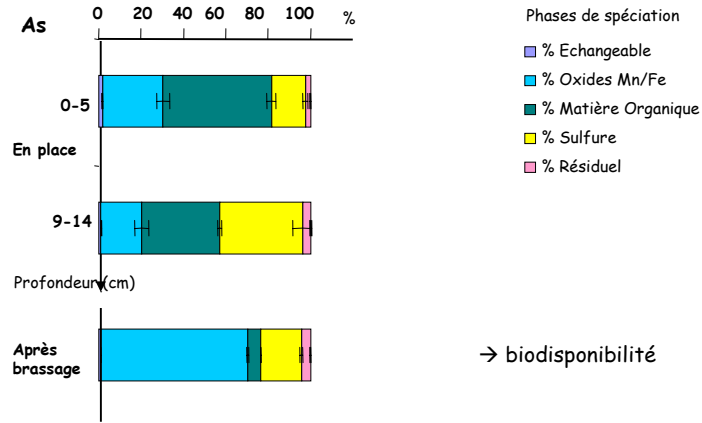


Les flux de polluants dans le bassin du Rhône :

Leur caractérisation dans différents contextes géographiques et fonctionnels

Atténuation: métaux et sédiment

→ changement de spéciation - modifications géochimiques



→ biodisponibilité

(Cemagref, 2002)

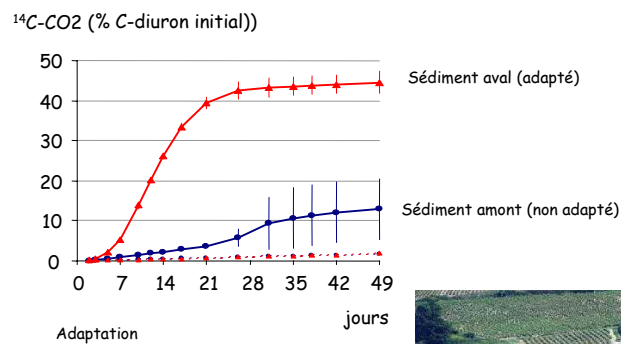
→ À large échelle: impossible faire spéciation temps, coût

→ mais données complémentaire (granulo, teneur en Corg, Fe,...) pour modèle et évaluation risque..

Les flux de polluants dans le bassin du Rhône :

Leur caractérisation dans différents contextes géographiques et fonctionnels

Atténuation: biodégradation



- potentiel d'atténuation des concentrations et des flux,
- se réalise peu in situ (temps séjour et temps de contact polluants- microorganismes)



(Pesce, Cemagref, 2007)

Les flux de polluants dans le bassin du Rhône :

Leur caractérisation dans différents contextes géographiques et fonctionnels

Atténuation: hydrocarbure, HAP..

Composé	Ferrocène	de	Ferrocène-éthyle	Ferrocène-éthyle	1,1,1-Trichloroéthane
Benzène					
Acétylène	Non		Non	Non	Non
1,2-Dichloroéthane	Non		Non	Oui	Peux-être
Benzène					
Acétylène					
1,2-Dichloroéthane	Peux-être	Oui	Oui	Oui	Peux-être
1,1,1-Trichloroéthane	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Méthane	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Acétylène	Peux-être	Non	Non	Oui	

* En sédiment:
sous conditions environnementale (O₂, T,...)
* on peut favoriser le processus dans certains milieux

composé	nb de cycles aromatiques	1/2 vie en jour	
		mini	maxi
Benzène	1	10	720
Ethylbenzène	1	6	220
Toluène	1	7	28
Xylènes	1	14	360
Naphtalène	2	1	258
Phénanthrène	3	32	400
Anthracène	3	100	917
Pyrène	4	417	3792
Chrysène	4	742	2000
Benzo-a-pyrène	5	114	1060
Cyclohexane	0	>30	
Hexane	0	<7	
Isobutane	0	16	26

On verra des choses dans Nappe phréatique, massif sédimentaire pas dans colonne d'eau (temps transit court)...)

BR&M, 2003, 2005

Les flux de polluants dans le bassin du Rhône :

Leur caractérisation dans différents contextes géographiques et fonctionnels

3/ Éléments de hiérarchisation

→ Évaluer des [] et des flux de substances

- Diversité des substances Trophique:
Toxique: métaux, organique, médicaments, disr. endoc....

- Effets et Exposition

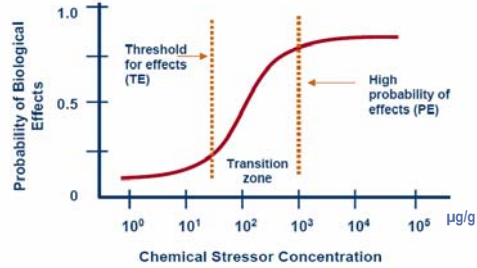
→ Données effets + données modélisées
→ Liste substances prioritaires basés

Liste européenne: Directive de 2006 : 33 substances + 8
NQE en moyenne annuelle et en [maxi admissible]

Les flux de polluants dans le bassin du Rhône :

Leur caractérisation dans différents contextes géographiques et fonctionnels

Éléments de hiérarchisation: effet et exposition



(Battley 2005, in Garric & Archambault 2007)

→ concentration (test standardisés)
→ pb et difficulté à évaluer in situ les variations d'expositions (crues...)

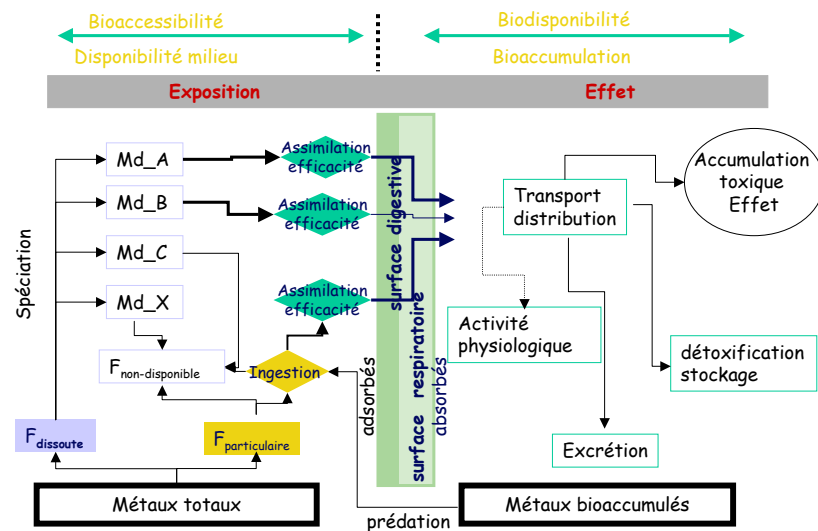
* Calcul des PNEC → Normes de qualité environnementale

* Conditions de l'effet: l'exposition

Les flux de polluants dans le bassin du Rhône :

Leur caractérisation dans différents contextes géographiques et fonctionnels

Éléments de hiérarchisation: effet et exposition



(Cemagref, d'après Garric & Archambault, 2007)

Les flux de polluants dans le bassin du Rhône :

Leur caractérisation dans différents contextes géographiques et fonctionnels

Éléments de hiérarchisation: exposition et flux

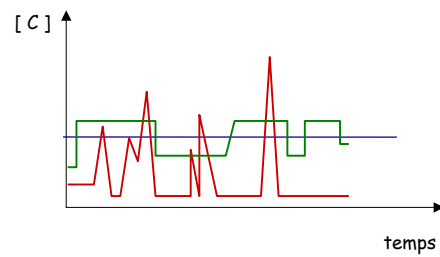
Exposition:

- Forme chimique et []
- Durée
- * fréquence

-- > question: quelle pertinence pour les mesures in situ ?

À flux moyenné équivalent

Ambiguïté flux / concentration

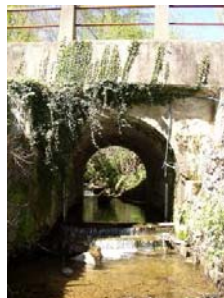


Les flux de polluants dans le bassin du Rhône :

Leur caractérisation dans différents contextes géographiques et fonctionnels

4/ Stratégie d'échantillonnage

- * Fréquence: petits cours d'eau / fleuves
- * Maillage du territoire: exutoire de BV / zones urbaines...
- * Étiage / crue: ruissellement / infiltration
- * Eau / MES/sédiment (hydrophile-hydrophobe)
- * Coût - objectif des suivis



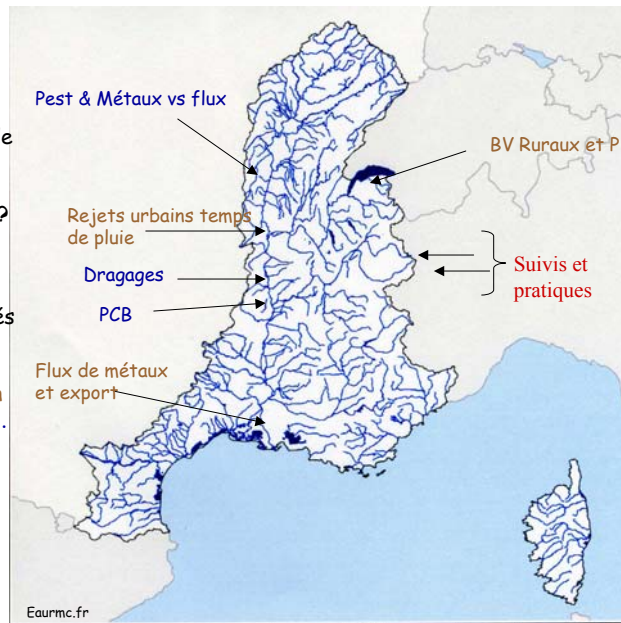
Site d'échantillonnage
Cemagref - SAAM

Les flux de polluants dans le bassin du Rhône :

Leur caractérisation dans différents contextes géographiques et fonctionnels

Conclusions

- Diversité des éléments de déterminisme (survol !)
- Pourquoi suivre des flux ?
- Observatoire
- Contributions des exposés de la journée:
 - cadrage
 - caractérisation
 - Flux et remobil.



Suivi des milieux par les gestionnaires : prise en compte des flux

Thomas PELTE, *Agence de l'Eau RM&C*
Cyril BOURG, *DIREN Rhône-Alpes*

Suivi des milieux par les gestionnaires : prise en compte des flux

Thomas PELTE – Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse
Cyril BOURG – DIREN Rhône-Alpes

Préambule

Connaître la qualité des milieux et suivre son évolution, l'enjeu est d'importance pour les gestionnaires afin de les éclairer sur l'identification des secteurs où il est nécessaire d'agir et la nature des problèmes à prendre en compte, également sur la définition des objectifs d'action quantifiés opérationnels (pourcentage d'abattement de la pollution, concentration à respecter dans le milieu, ...) et enfin sur la manière dont la qualité évolue suite à la mise en œuvre de programmes de gestion.

« Etat des lieux – définition des objectifs opérationnels – suivi de l'effet des actions », voici le schéma structurant dans lequel s'inscrit le suivi des milieux pour les gestionnaires. Il est généralement défini à cette fin.

Dans ce schéma, le suivi des flux apparaît comme un outil parmi d'autres. Il n'est pas systématique et la manière de le prendre en compte peut être directe ou passer par des indicateurs indirects, selon le contexte dans lequel le suivi de la qualité des milieux se situe. La présente note traitera en particulier de la manière dont s'articule le suivi des milieux au sens large porté par les gestionnaires et la connaissance des flux en particulier, avec les considérants méthodologiques associés et leur mise en œuvre.

La connaissance de la qualité des milieux et de son évolution est alimentée par des systèmes emboîtés d'acquisition de données avec plusieurs « modules » ayant leurs caractéristiques propres en terme de couverture géographique, de rythme (fréquence, durée, fréquence interannuelle...) et de contenu (types de paramètres, méthode utilisée pour l'analyse ou la mesure,...). Autant de facteurs de diversité qu'il s'agit d'articuler pour permettre une vision globale pertinente et robuste et alimenter a minima le triptyque cité précédemment « état des lieux – objectif – suivi ».

1- Le système de réseaux de suivi

Un premier module est le système des réseaux de suivi. Plusieurs réseaux existent et se complètent, chacun avec son échelle de travail et son besoin de diagnostic, mais avec un schéma méthodologique similaire.

Le premier réseau évoqué est le réseau de contrôle de surveillance (RCS) porté par les DIREN, l'ONEMA et les Agences de l'Eau, lesquelles assurent la mise en œuvre du volet physico-chimie en particulier.

Ce réseau de stations (de l'ordre de 1500 au niveau national, 400 au niveau des bassins Rhône-Méditerranée et Corse) doit permettre avant tout une vision de l'état général des eaux, dont les règles structurantes sont : standardisation des indicateurs et pérennité du suivi.

Sur ces stations, réparties sur l'ensemble des bassins hydrographiques français et couvrant tout type de cours d'eau, le suivi n'est pas ciblé sur quelques paramètres, mais couvre un large éventail d'éléments de qualité, tant physico-chimiques, que biologiques ou hydromorphologiques, de manière à permettre une évaluation et un diagnostic sur l'état global de la qualité. C'est naturellement l'outil privilégié pour répondre aux besoins de connaissance en réponse à la

Directive Cadre sur l'Eau (DCE). Du fait de sa qualification systématique de tout type de paramètres, c'est également le réseau de veille pouvant révéler des problématiques de qualité d'eau auxquelles on ne s'attend pas dans certains secteurs si l'on ne prend en compte que les pressions connues sur les bassins versants.

D'autres réseaux de suivi de niveau national viennent compléter la connaissance des milieux : le réseau de contrôle opérationnel (RCO) et le réseau de référence (REF), dont les principes et le contenu sont également définis en réponse à la Directive Cadre sur l'Eau, mais avec certaines spécificités méthodologiques propres.

Ces suivis sont portés par le Ministère de l'écologie, du développement et de l'aménagement durables (MEDAD) qui s'appuie sur ses DIREN et établissements publics et éventuellement (pour le RCO) sur des acteurs locaux.

L'ensemble de la connaissance produite est bancarisée et conservée dans le Système d'Information sur l'Eau (SIEau) et accessible à tout utilisateur potentiel.

Enfin les réseaux de suivi à échelle plus locale alimentent également la connaissance des milieux. Ils sont généralement portés par des structures de gestion locale, en particulier les collectivités, et peuvent éventuellement être ciblés sur des problématiques spécifiques à un territoire notamment en terme de choix des paramètres, de fréquence de prélèvement et de durée du suivi.

Au-delà de la présentation de cette structure d'acquisition de données, il convient de revenir sur le type de diagnostic qu'elle vise à alimenter. Il s'agit d'établir l'état des masses d'eau (cours d'eau, plans d'eau,...). Sous cet angle, la qualité physico-chimique est appréhendée pour ce qu'elle est en terme de milieu de vie, d'environnement pour les organismes aquatiques, ou en terme de ressource dont la qualité chimique doit être assurée pour être utilisée à des fins de consommation, d'irrigation, d'abreuvement... En l'occurrence, l'information recherchée est bien de savoir quel est le niveau de concentration des éléments chimiques ou molécules pour le comparer à un niveau jugé acceptable pour l'utilisateur final qu'est l'homme mais aussi pour les communautés aquatiques qui vivent dans cette eau. La méthode d'acquisition de données a donc été établie en ce sens. Elle doit permettre de se positionner vis-à-vis de l'objectif de qualité, généralement exprimé par une valeur seuil de concentration, que ce soit pour le bon état de la DCE ou les normes relatives à la production d'eau potable, la baignade, la vie piscicole,...

A ce niveau, il est clair que ces suivis n'alimentent pas la connaissance des flux en tant que tels. Ils ne sont à la base pas fait pour cela et de nombreux biais apparaîtraient si l'exercice était fait à partir de ces données : prélèvements généralement non asservis aux débits, pas de donnée d'hydrologie systématiquement associée aux valeurs de concentration, fréquence de prélèvement non adaptée...

Néanmoins, on ne peut pas dire que les réseaux que sont le RCS, le RCO et autres réseaux plus locaux n'alimentent pas la connaissance des flux. Ils ne le permettent pas directement, mais sont le socle de connaissance qui oriente indirectement le suivi des flux à d'autres échelles de temps ou d'espace.

2- Le suivi des flux en tant que tel : des études et suivis spécifiques

Il s'agit maintenant d'évoquer les autres modules dans le suivi des milieux, en l'occurrence directement mis en place pour l'évaluation des flux de polluants.

Il apparaît plusieurs types de connaissance des flux, selon les questions que se posent les gestionnaires.

2-1- Quel est le flux qu'on apporte au milieu ?

Cette question concerne naturellement tous les gestionnaires d'ouvrages rejetant de la pollution au milieu. La question sous-jacente est : quel flux peut-on rejeter sans dégrader le milieu ? C'est tout l'enjeu de gestion qui ramène aux traitements des autorisations de rejets par les services d'Etat, aux réflexions sur les pourcentages d'épuration à envisager et la technologie qui va avec, aux autocontrôles...

L'articulation avec les réseaux évoqués précédemment se situe au niveau des objectifs de qualité environnementaux, définis par les textes réglementaires en terme de concentration dans le milieu à respecter ou atteindre. Les réseaux de suivi permettent d'identifier les secteurs posant problème, de préciser l'écart à l'objectif nécessitant la mise en œuvre d'actions. Et c'est en travaillant sur le (ou les) rejet(s) que la connaissance des flux devient nécessaire. Le débit au droit du rejet doit être connu, le débit rejeté également. La question du flux particulaire doit aussi être prise en compte. L'exercice consiste alors à définir une valeur limite d'émission dans le rejet laquelle deviendra alors la référence pour l'exploitant en terme de contrôle de ses rejets.

Mais au-delà du cas des rejets polluants, la question des apports au milieu se pose également au niveau de la connexion entre milieux aquatiques. Qu'apporte un cours d'eau à un plan d'eau ? Un bassin hydrographique à un axe drainant comme le Rhône ou la Saône ? Ou bien les fleuves côtiers au milieu marin ? Dans ce cas également, ce sont les réseaux de suivi à large échelle qui viennent ouvrir la problématique en identifiant les milieux les plus sensibles et le type d'enjeu associé : des lacs ou rivières eutrophisées, des milieux recevant des flux de micropolluants. Le besoin de caractérisation du flux se précise alors et s'envisage au niveau de points nodaux du réseau hydrographique. C'est ainsi qu'on a été mis en place par exemple la station de suivi de la qualité du Rhône à Arles, celle de Ternay, la station de suivi des apports de la Leysse au Bourget à l'initiative et sous pilotage du CISALB ou l'étude des flux de phosphore dans les affluents du Léman.

A l'échelle de la façade méditerranéenne, la réflexion va s'engager sur les moyens à mettre en œuvre pour améliorer la connaissance des flux apportés par les fleuves côtiers (y compris hors Rhône) à la mer. Il est probable que le suivi optimisé de ces flux passe par des méthodes d'acquisition de données différentes selon les comportements hydrauliques des fleuves et de leurs parts respectives dans le flux global. Pour certains, l'enjeu sera certainement la connaissance fine des quantités d'eau et de particules apportées avec nécessité de bien saisir les crues. Pour d'autres il s'agira avant tout de bien saisir les pics de concentrations en polluants et donc de renforcer la fréquence d'analyse.

2-2- Qu'est ce qui est transporté ?

Une autre question qui se pose au gestionnaire est de savoir ce qui est transporté en un point donné ou à l'échelle d'un tronçon de cours d'eau. Ceci concerne notamment les gestionnaires d'ouvrages hydrauliques qui doivent connaître les flux solides susceptibles d'être modifiés par la présence du barrage ou de la dérivation. Les questions portent sur le stock qui pourrait être accumulé au pied d'un seuil, le temps de transfert de ce stock au gré des crues, vidanges et autres facteurs influençant l'hydraulique.

Cette caractérisation du flux circulant peut également être un indicateur de l'effet global des actions engagées pour réduire les pollutions à l'échelle de bassins hydrographiques, en particulier pour des problématiques de rejets diffus.

Dans ces cas, le suivi mis en place passe par des études spécifiques, sur quelques sites ou sur des linéaires de cours d'eau pour lesquels cette connaissance est essentielle.

2-3- Quels sont les facteurs influençant le flux ?

Au-delà des quantifications des flux circulants, peut se poser la question des facteurs influençant leur dynamique et leur ampleur. La compréhension de ces facteurs peut dans certains cas influencer les modalités de gestion mises en œuvre ou envisagées.

C'est notamment le cas pour les travaux autour de la continuité du transport solide et éventuellement d'incision des cours d'eau. Ca l'est également pour la gestion des problématiques liées à des polluants qui se stockent dans les sédiments ou les matières en suspension (exemple des flux d'apports de phosphore à un lac comme le Léman ou le Bourget, exemple des PCB du Rhône). Dans ces cas, la connaissance fine des processus de mise en suspension ou mise en solution lors des montées ou descente de crue devient essentielle à prendre en compte à la fois pour la quantification des flux et pour la gestion associée.

Le cas des flux thermiques sur le Rhône en période estivale, en lien avec la pression exercée par les rejets des centrales nucléaires est une autre illustration de l'enjeu lié à la compréhension des phénomènes d'ensemble. L'acceptabilité des flux ajoutés en des points de rejets identifiés, qui découle d'une somme de contraintes et de spécificités locales, est en grande partie contrôlée par des conditions météorologiques et/ou hydrologiques d'ensemble sur lesquelles le gestionnaire a peu de prise. Mieux connaître les facteurs influençant la part naturelle donc «non négociable» du flux, c'est se donner de meilleures bases pour gérer la maigre marge de manœuvre qui reste sur certaines périodes.

Ces quelques exemples illustrent le besoin dans certains cas pour les gestionnaires d'aller au-delà du simple suivi et d'approfondir l'étude des flux pour gagner en pertinence dans les plans d'action.

3- Quels outils et dispositifs de suivi des flux disponibles pour les gestionnaires ?

A l'heure actuelle, à large échelle et en routine, il existe assez peu de dispositifs de suivi des flux dans les cours d'eau. Il en existe davantage pour le suivi des flux rejetés aux milieux aquatiques.

3-1- La connaissance des flux rejetés

Dans la gestion des flux polluants, la connaissance des flux rejetés est naturellement un point stratégiquement essentiel dans la mesure où c'est à ce niveau que se fait l'essentiel des actions de restauration de la qualité des eaux.

Les dispositifs de suivis sont encadrés par les textes réglementaires associés aux autorisations de rejets. Différentes méthodes coexistent selon l'importance des rejets et les types d'activités associés. Cela va d'une caractérisation très fine des flux polluants alimentée par le suivi des débits rejetés et de la qualité de l'eau à des estimations relativement empiriques pour les rejets les plus faibles. L'enjeu en terme de connaissance est d'avoir à la fois une vision suffisamment précise sur les ouvrages les plus impactants tout en gardant une image très globale et la plus exhaustive possible de l'ensemble des rejets.

L'autosurveillance de sites industriels ou de stations d'épurations urbaines permet ainsi de renseigner, de manière régulière, une partie des caractéristiques de rejets ciblés.

Une approche complémentaire est apportée par des suivis ponctuels spécifiques, tels que l'inventaire des substances dangereuses dans les rejets (campagne RSDE pilotée par les DRIRE). Il s'agit d'appréhender dans ce cas des flux de polluants qu'un suivi habituel ne cible pas nécessairement.

L'appréciation des flux apportés de façon diffuse est plus complexe. Elle peut consister à essayer d'évaluer, en s'appuyant sur la connaissance de l'usage des produits recherchés, la part qui est susceptible d'atteindre in fine le milieu récepteur, en estimant les quantités à la source, et les

abattements le long de la chaîne de transfert au milieu, en fonction du produit et de l'usage...entreprise plus que délicate.

En terme de gestion, la bonne connaissance des flux émis par les activités humaines apparaît comme une priorité pour alimenter la définition des politiques de gestion que ce soit à échelle nationale (états des lieux de la DCE, orientations du SDAGE, programmation des actions...) ou à des échelles plus locales comme les SAGE ou contrats de rivière. En effet, les outils de simulation de la qualité des eaux sont de plus en plus utilisés et leur principe est d'illustrer ce que donneraient ces flux rejetés une fois dilués dans les cours d'eau. Des tels outils peuvent être très performants en terme de modélisation des processus de transfert, dilution, autoépuration ou prise en compte des cycles chimiques voire biologiques, si la connaissance des rejets qui constitue leurs données d'entrée est de qualité médiocre alors ils perdent considérablement en pertinence. Compte tenu de la portée stratégique de ce type d'outils, bien les alimenter par une bonne connaissance des flux rejetés devient un axe prioritaire pour les gestionnaires.

3-2- Les stations de suivi des flux

En certains points nodaux des bassins hydrographiques, il est apparu essentiel de mettre en place des dispositifs de suivi des flux circulants dans les cours d'eau. A l'échelle nationale, les principaux fleuves ont été équipés de stations de suivi sur lesquelles la méthodologie d'acquisition de données doit permettre de calculer spécifiquement les flux d'apports polluants continentaux au milieu marin.

Sur la façade méditerranéenne, l'essentiel de l'acquisition de données est centrée sur le Rhône en raison de sa forte contribution, mais l'Agence de l'Eau RM&C avait commencé à travailler sur la manière d'adapter son réseau de suivi des fleuves côtiers pour permettre une estimation pertinente des flux d'apport en dehors du Rhône. Avec le contexte de la DCE, ce sujet revient à l'ordre du jour et devrait être traité prochainement en articulation avec les scientifiques.

Par ailleurs, d'autres stations de suivi des flux existent au cas par cas, sous le pilotage de gestionnaires à échelle plus locale. C'est par exemple la station de suivi des apports de la Leyse au lac du Bourget déjà évoquée précédemment. D'autres sites de ce type existent de manière à offrir aux gestionnaires des indicateurs pertinents de l'efficacité de leurs actions.

Conclusion

Si l'essentiel des structures de suivi de la qualité des milieux aquatiques n'alimente pas la connaissance des flux en tant que telle, notamment les réseaux de type RCS ou RCO, c'est que l'essentiel des indicateurs de qualité structurant la politique de gestion de l'eau reposent sur des principes d'état des masses d'eau illustré notamment par des classes de concentration. Néanmoins, la connaissance des flux reste un aspect incontournable à prendre en compte, ce qui est fait généralement de manière très spécifique selon les contextes et les enjeux.

Nous avons vu qu'un lien fort existe entre les réseaux de suivi illustrant la qualité globale des milieux et les études plus particulières mises en places pour estimer et suivre l'évolution des flux. Le suivi des flux est généralement mis en place sur quelques secteurs stratégiques, motivés par un constat plus large de dégradation de l'état du milieu ou d'un dysfonctionnement, que ce soit d'un point de vue biologique, physico-chimique ou hydromorphologique. Il est alors possible d'envisager des études spécifiques avec des méthodologies plus ou moins complexes selon l'enjeu. On ne parle alors plus vraiment de réseau de suivi, mais davantage d'observatoire ou d'étude diagnostic. La logique d'acquisition, d'interprétation de données et même de bancarisation et archivage n'est plus du même ordre.

Pratiques de suivi des flux polluants par un bureau d'étude

Guillaume BOUDIN, *Burgeap*
Claude MICHELOT, *Burgeap*

Pratiques de suivi des flux polluants par un bureau d'étude

Guillaume BOUDIN, Claude MICHELOT - Burgeap

Principaux objectifs visés par les maîtres d'ouvrage

Le calcul des flux polluants pour les cours d'eau : problématiques et difficultés rencontrées, calculs et incertitudes, optimisation des suivis de données

1. Contexte des demandes et des objectifs visés par les maîtres d'ouvrage

De nombreux maîtres d'ouvrage ou exploitants, publics ou privés (industriels, Etat, collectivités locales, syndicats ou comités de bassins, rivières ou de lacs, agences de bassins...), se tournent vers les bureaux d'études en vue de répondre à leurs questionnements et besoins en matière de suivis et plus particulièrement d'interprétation technique des flux polluants.

Les objectifs visés par ces acteurs, et mettant en œuvre la notion de flux polluants, sont variables et multiples.

Schématiquement, on peut distinguer d'un côté les objectifs liés au suivi des flux polluants au niveau des rejets émis, et d'un autre côté, ceux rattachés au suivi de la pollution dans les cours d'eau, bien souvent milieux récepteurs des rejets. Ces deux objectifs pouvant être poursuivis par un même maître d'ouvrage.

- Pour les milieux aquatiques superficiels, le besoin premier de connaissance des flux polluants, souvent à l'échelle de temps annuelle, s'avère nécessaire pour répondre ensuite à différents objectifs appliqués de gestion :
 - identification du flux de différents polluants transitant dans le milieu naturel (tronçon de cours d'eau, lac, mer) en un point donné. Cette approche est utile pour appréhender par exemple les flux polluants entrants dans un lac ou dans la mer, avec bien souvent l'objectif pour les différents gestionnaires impliqués de pouvoir suivre quantitativement les efforts faits en amont pour réduire les flux polluants ;
 - répétée en 2 points amont et aval d'un système hydraulique, cette identification permet par différence d'appréhender la valeur du flux polluant émis (ou soustrait) au droit d'un tronçon donné. Cette approche idéale peut être conduite à l'échelle d'une agglomération urbaine, avec l'objectif appliqué de pouvoir vérifier de façon quantifiée (en terme de flux) la performance et l'efficacité sur le milieu naturel des efforts faits en matière de réduction d'émissions polluantes (rejets industriels, rejets d'eaux usées traitées, rejets d'eaux pluviales...).

Dans le bassin du Rhône, on peut ainsi citer plusieurs exemples d'opérateurs, et souvent en partenariat avec l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée et Corse, cherchant à produire et interpréter des flux polluants : association CAMALY¹ (Grand Lyon et industriels de l'APORA²) pour la connaissance de l'incidence de l'agglomération lyonnaise (rejets des industriels et de la collectivité publique) sur les flux polluants du Rhône ; CIPEL³ pour la connaissance et la

¹ Association pour la connaissance et l'amélioration des milieux aquatiques dans l'agglomération lyonnaise.

² Association des entreprises de Rhône-Alpes pour l'environnement industriel.

³ Commission internationale pour la protection des eaux du Léman.

réduction des flux polluants entrant dans le lac Léman ; IRSN¹ et le Centre d'océanologie de Marseille pour la détermination des flux polluants (dont la radioactivité) entrant à la mer dans le cadre notamment de la convention de Barcelone². On peut encore ajouter à ces exemples, différents syndicats de rivière cherchant à mieux connaître et réduire les flux de pollution générés et circulants dans les bassins versants affluents du Rhône (notamment les pollutions toxiques ponctuelles ou diffuses (cas des phytosanitaires par exemple)).

- En ce qui concerne plus particulièrement les rejets, la caractérisation de flux polluants au niveau des rejets est recherchée par les gestionnaires d'installations classées pour l'environnement (industriels mais aussi collectivités locales et leurs stations d'épuration et réseaux d'eaux pluviales) dont les arrêtés préfectoraux d'autorisation prescrivent les suivis réglementaires à mettre en œuvre pour la caractérisation des rejets polluants émis dans l'environnement (fréquence de mesure faible : souvent journalière ou hebdomadaire). Chaque année, ces suivis, évalués par les établissements eux-mêmes sous la forme de flux polluants émis, font l'objet de déclarations au sein du registre européen EPER (validation des saisies préalable effectuée par les DRIRE avant intégration dans la base de données européenne). A noter que les gestionnaires de réseaux d'eaux pluviales sont de plus en plus intéressés par la caractérisation des flux de polluants véhiculés au sein des réseaux.

Ces objectifs d'évaluation des flux polluants concernent de nombreux types de substances : formes de l'azote et du phosphore, carbone organique, cyanures, chlorures, fluorures, sulfates, métaux lourds, HAP³, PCB⁴, produits phytosanitaires, radioactivité...

Ainsi la quantification des flux de pollution est devenue une préoccupation majeure pour les différents acteurs de la gestion et de la préservation ou amélioration de la qualité des cours d'eau.

2. Problématiques et difficultés rencontrées pour le calcul des flux polluants

Pourtant des difficultés méthodologiques importantes subsistent aujourd'hui pour atteindre les objectifs de connaissance, d'interprétation et de gestion des flux polluants.

En effet, si les données de suivi de la qualité des rejets ou des cours d'eau sont ou deviennent nombreuses, plus précises et mieux partagées, leur interprétation pour la quantification des flux polluants reste globalement mal ou peu connue tant de nombreux maîtres d'ouvrage et que de bureaux d'études.

Au-delà de la caractérisation des pollutions dans les eaux superficielles, certes quantitative, mais très souvent discrète dans le temps (mesures de concentrations instantanées), la notion de flux polluant fait intervenir les critères :

- d'évolution des concentrations et des débits dans le temps (avec notamment prise en compte des périodes de temps sec dans la modélisation des flux véhiculés en réseaux d'eaux pluviales) ;
- et d'intégration des différents compartiments vecteurs dans lesquels les polluants considérés sont présents, si l'on veut calculer le flux total de ces polluants.

Le calcul des flux polluants reste ainsi un exercice technique difficile qui demande que de nombreuses conditions de données soient réunies, ce qui n'est souvent pas le cas général : représentativité et fréquence des prélèvements, connaissance suffisante des débits et du régime

¹ Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire.

² La convention de Barcelone de 1976, amendée en 1995, et les protocoles élaborés dans le cadre de cette convention visent à réduire la pollution dans la zone de la mer Méditerranée et de protéger et améliorer le milieu marin dans cette zone en vue de contribuer à son développement durable.

³ Hydrocarbures aromatiques polycycliques.

⁴ Polychlorobiphényles.

variable des MES¹, existence et précision des mesures de concentration pour les différents compartiments vecteurs (polluants dissous, polluants adsorbés sur MES).

Pour les différents acteurs précités, les partenaires techniques et les bureaux d'études peuvent s'avérer d'un soutien utile, d'une part pour expertiser préalablement la faisabilité du calcul de flux polluants au regard des données disponibles, et pour la mise en œuvre des calculs eux-mêmes d'autre part.

3. Données et mesures nécessaires : recommandations pour l'évaluation des flux polluants dans les cours d'eau naturels

L'évaluation des flux polluants dans les cours d'eau est un exercice complexe et coûteux qui nécessite de nombreuses données bien ciblées, des méthodes de calcul appropriées et une rigueur technique sur le terrain et au laboratoire, si l'on veut pouvoir accorder une valeur pertinente aux résultats du calcul entrepris.

Une très bonne synthèse de la méthodologie et des besoins pour le calcul des flux polluants est donnée dans l'étude inter-agences de l'eau n°28 [1], et dont sont rappelés les principaux enseignements ci-dessous.

Il convient en premier lieu de noter que les flux croissent systématiquement avec le débit Q du cours d'eau, pour tous les paramètres qualitatifs (sauf la chlorophylle a) selon une relation de la forme $C = a.Q^b$ (avec C la concentration d'un paramètre), d'où le flux $F = a.Q^{b+1}$. Le coefficient b est toujours supérieur à -1 :

- si $-1 < b < 0$, les flux croissent moins vite que les débits. C'est le cas général des ions majeurs et des nutriments dans certains cas ;
- si $0 < b < 1$, les flux croissent plus vite que les débits. C'est le cas en général pour le phosphore total, le COT et fréquemment les nitrates ;
- si $b > 1$, les flux croissent bien plus vite que les débits. C'est le cas particulièrement des MES et très souvent de leurs polluants associés (adsorption) tels que les métaux notamment.

La distribution des débits conditionne donc celle des flux polluants, et la majeure partie des flux transite pendant une faible proportion du temps (celle où les débits sont importants, par rapport à la moyenne : c'est-à-dire bien souvent, lors des crues).

Ainsi un échantillonnage classique à pas de temps régulier et non proportionnel aux volumes d'eau écoulés (pour les polluants solubles) ou aux quantités de MES écoulées (pour les polluants majoritairement particulaires) est donc inadapté à l'estimation des flux polluants.

Il faut retenir que les MES sont un vecteur essentiel de la pollution en métaux, micropolluants organiques, matières organiques, nutriments et radioéléments : toutes les analyses effectuées sur l'eau brute montrent des corrélations positives avec les MES (DBO₅², azote Kjeldahl, phosphore total, métaux, micropolluants organiques).

Pour garantir la faisabilité du calcul de flux polluants, il s'agit donc :

- d'une part, de disposer d'un suivi adapté des débits liquides et des quantités de MES transitant dans le cours d'eau à étudier ;

pour ce point, si les débits liquides sont globalement bien appréhendés à certains points de mesure stratégiques, l'analyse chimique des MES, isolées par filtration ou par centrifugation, devient une nécessité absolue dans l'établissement des flux polluants, dès lors que l'on reconnaît que l'analyse sur eau brute est inadaptée et que très souvent, la plus grande partie du polluant est véhiculée sous forme particulaire, et ce

¹ Matières en suspension.

² Demande biochimique en oxygène (à 5 jours).

d'autant plus que les teneurs en MES sont fortes. C'est le cas pour la plupart des métaux lourds et des organochlorés qui sont transportés à 80% et plus dès que les MES atteignent 100 mg/l, c'est-à-dire durant les crues.

Les débits doivent être connus avec précision, surtout en périodes de hautes eaux : la précision des calculs de flux dissous est directement liée à celle des débits élevés (se produisant environ seulement 20% du temps ou même 10% pour les flux particuliers). Ainsi, les stations de jaugeages doivent permettre au moins de mesurer précisément les débits jusqu'à 5 à 10 fois le module. La précision sur les valeurs de débits les plus fréquentes et les débits d'étiage a peu d'importance sur celle des flux polluants.

La fréquence d'échantillonnage doit être impérativement modulée en fonction du régime fluvial. Les crues et les périodes de hautes eaux doivent bénéficier d'une fréquence nettement plus grande que les étiages, car les concentrations y sont bien plus variables, et les flux journaliers y sont 10 à 100 fois (pour le dissous) ou 100 à 1000 fois plus forts (pour le particulaire).

En outre, les cycles journaliers ou hebdomadaires, liés le plus souvent à des influences humaines (rejets), nécessitent de rompre un échantillonnage régulier (effectué à la même heure ou le même jour), afin de ne pas introduire de biais systématique.

A noter qu'en France, le suivi des MES actuellement effectué dans le cadre du RNB¹ n'est pas adapté pour le calcul des flux polluants. En effet, la fréquence mensuelle (ou bimensuelle) de ce programme, ne permet pas de bien appréhender la variabilité spécifique des MES. Celle-ci peut en revanche être approchée par d'autres partenaires tels que les exploitants d'hydroélectricité qui sont amenés à s'interroger sur les relations débits-MES ou débit-turbidité dans le cadre de la gestion du stock sédimentaire des ouvrages des aménagements ;

- de mesures de concentrations fiables et pertinentes dans l'eau (fraction dissoute des polluants) et sur les MES (fraction adsorbée) ;

pour ce second point, il faut relever que la composition chimique des MES, lorsqu'elle est surveillée, met en évidence une relative constance : les variations relatives des teneurs en nutriments, micropolluants, carbone organique, etc., varient entre 10 et 100%, alors que celles des MES elles-mêmes varient couramment sur 2 ou 3 ordres de grandeur dans le fleuve.

Ainsi la concentration du polluant particulaire (en mg/l) est bien plus fonction de la concentration en MES dans le fleuve (mg/l) que de la teneur du polluant dans les MES (g/g). Cette dernière varie peu, il n'est donc pas nécessaire de faire beaucoup d'analyses chimiques de matière particulaire si on dispose d'un bilan fiable des MES, réalisé à partir de mesures très fréquentes des MES, c'est-à-dire au moins journalières lors des crues.

En revanche, il convient que ces analyses chimiques soient fiables et pour cela, qu'elles soient réalisées dans de bonnes conditions de prélèvement et d'analyse. En effet, pour certains polluants, il est essentiel d'éviter la contamination des échantillons au prélèvement (métaux dissous, micropolluants organiques qui nécessitent des matériaux spécifiques, par exemple des pompes en téflon...). Par ailleurs, le matériel d'échantillonnage doit être impérativement diversifié (acier inox ou téflon, verre, polyéthylène...) et spécifique aux polluants recherchés.

Pour les micropolluants organiques et les métaux dissous, il importe de filtrer l'échantillon dans les heures qui suivent le prélèvement, afin d'empêcher une réadsorption possible sur les MES.

Les analyses doivent être réalisées en laboratoire avec la plus grande rigueur et expérience dans les techniques employées, et le rendu des données. Au regard des concentrations mesurées, souvent faibles, un contrôle du laboratoire à l'aide de blancs

¹ Réseau national de bassin.

de laboratoire (flacons remplis d'eaux de concentrations connues ou nulles) et un contrôle de la balance ionique sur les ions majeurs peuvent s'avérer utile pour permettre une certaine vérification de l'analyse.

Cette rigueur est particulièrement incontournable pour l'analyse des micropolluants.

Ainsi, pour les grands fleuves tels que le Rhône, l'échantillonnage manuel reste actuellement le seul à conseiller pour les micropolluants. En revanche, l'utilisation d'une station de mesure en continu de conductivité, turbidité, pH, température et oxygène dissous, permet d'établir des corrélations entre ces variables et les MES ou les ions majeurs.

Dans tous les cas, il est essentiel de s'assurer de la représentativité hydraulique de la station de prélèvements. Le site de mesure des flux doit correspondre à une section mouillée bien mélangée verticalement et latéralement, et être proche d'une station de jaugeage du débit en continu (et fiable dans les hautes eaux notamment). Enfin, le site doit être accessible facilement, quelque soit le débit pour assurer les prélèvements (mise à l'eau d'un bateau, d'une barge, ou prélèvement depuis une passerelle, ou encore échantillonnage automatique au moyen d'un bras préleveur muni d'une ou plusieurs prises d'eau pour garantir la représentativité du prélèvement dans la section).

4. Méthodes de calcul pour l'évaluation des flux polluants dans les cours d'eau naturels et prise en compte des incertitudes. Optimisation de la fréquence des suivis.

Au-delà des toutes les précautions nécessaires précitées, il convient ensuite d'appliquer un mode de calcul adapté pour l'évaluation des flux polluants. Certains modes de calcul, parmi une vingtaine identifiés, introduisent des biais systématiques dans l'évaluation des flux polluants [1]. Il convient notamment de proscrire tout calcul qui ne prend pas en compte :

- les relations débit-concentration du polluant ;
- la distribution des débits liquides dans le temps ;
- la variabilité des MES dans le temps et les relations débit-MES.

Le mode de calcul doit être adapté en fonction du polluant dont on cherche à calculer le flux (particulaire et/ou dissous).

Une des méthodes la plus couramment appliquée et relativement simple, est le produit de la concentration moyenne pondérée par les débits d'un polluant donné, et du débit annuel (recommandée pour les éléments dissous, mais mal adaptée pour les polluants particuliers car ne prenant pas en compte de façon suffisamment précise dans le temps les relations MES-débit).

Pour cette méthode, des travaux récents [2, 3, 4, 5], ont permis d'apprécier les ordres de grandeur des incertitudes à attendre pour le calcul des flux polluants dans les cours d'eau, et en retour de proposer des optimisations des fréquences de suivis.

Tout d'abord, il a plusieurs fois été démontré que les incertitudes du calcul suivant cette méthode diminuent quand la fréquence de suivi augmente.

Par ailleurs, les incertitudes peuvent être évaluées sur la base d'un abaque reliant un indicateur de la variabilité du flux de MES ($M_{2\%}^1$) et la fréquence des suivis de MES dans le cours d'eau. Il faut noter au préalable que l'indicateur $M_{2\%}$ est très variable selon les cours d'eau et est sensiblement rattaché à la taille du bassin versant, mais aussi au régime hydrologique. Par exemple pour le Rhône à Arles, le taux du flux total de MES atteint en 2% du temps est de 50%. A l'inverse, il peut atteindre plus de 80% pour de petits bassins versants et/ou pour des cours d'eau à régime hydrologique contrasté (Durance par exemple).

¹ Pourcentage du flux total de MES sur une période, qui est transporté en 2% du temps de cette période.

Ces travaux montrent que dans le cas du Rhône à Arles ($M_{2\%} = 50\%$), et dans l'hypothèse d'une fréquence de suivi des MES hebdomadaire, le calcul du flux par cette méthode introduit un biais (médiane des erreurs relatives) par rapport à la réalité de -10% (sous-estimation générale des flux de MES). En resserrant la fréquence de suivi tous les 3 jours, le biais introduit par le calcul n'est plus que de -1% du flux de MES et permet ainsi une estimation correcte des flux polluants.

Bien souvent, l'intervalle de suivi des mesures de MES doit être réduit ou alors d'autres méthodes de calcul doivent être employées pour atteindre des biais négligeables (+/- 1 à 2%) et rendre exploitable le flux polluant évalué.

D'autres méthodes de calcul des flux polluants utilisant des modélisations empiriques (par exemple du type régression statistique $\text{Log}(\text{concentration})$ vs $\text{Log}(\text{débit})$, répétée pour différentes périodes hydrologiques, ou encore modélisation de type modèles neuronaux) semblent en effet plus adaptés pour reconstituer les concentrations en MES et donc les flux polluants, lorsque la fréquence de suivi n'est pas optimale.

5. Interprétation du calcul des flux polluants et précautions

Une fois les efforts portés au suivi des données et au calcul pour évaluer des flux polluants de façon pertinente, les acteurs doivent rester vigilants quant à leur interprétation.

- En effet, dans le temps, la connaissance exacte de l'évolution des flux polluants calculés en un point est une information différente de l'amélioration ou la dégradation de la qualité des eaux du bassin, surtout pour les polluants particuliers qui sont très sujets aux phases de mobilisation/stockage des sédiments fins. Si les années hydrologiquement sèches sont plutôt de nature à permettre la sédimentation des MES, les années humides, à l'inverse, montreront des valeurs de flux polluants toujours plus élevées, par le jeu des relations débit-flux polluant, alors que l'état de pollution du bassin peut être en amélioration.

L'interprétation comparative d'une année sur l'autre du calcul des flux polluants doit alors faire l'objet d'une grande prudence, notamment dans la comparaison vis-à-vis de polluants anthropiques rejetés en amont, et de leur évolution.

Ainsi, l'analyse de l'évolution des flux polluants, même pour le Rhône à Lyon qui présente un régime plus régulier que dans sa partie aval (influence des crues cévenoles des affluents), doit être conduite sur une durée pluriannuelle pour être significative (au moins 5 à 10 ans, voire plus encore pour les flux particuliers qui sont plus variables d'une année sur l'autre que les flux dissous, ou encore pour les régimes hydrologiques très irréguliers).

- Dans l'objectif d'évaluer l'impact annuel de rejets ou d'affluents au cours d'eau, entre 2 points de calcul amont et aval, il convient de vérifier nécessairement que les incertitudes unitaires sur le calcul des flux polluants ne dépassent pas la valeur de la différence appréciée pour mesurer l'incidence recherchée.

A notre connaissance, il n'a jamais été conduit de calculs de flux pertinents en deux points sensiblement rapprochés à l'échelle d'une agglomération française afin d'en mesurer l'impact sur l'augmentation des flux polluants.

Ici, l'interprétation différentielle amont-aval permet théoriquement de s'affranchir de la variabilité interannuelle des flux polluants décrite au point précédent, et doit ainsi permettre de suivre chaque année l'évolution du poids des apports d'une agglomération ou d'affluents dans les flux polluants.

Dans le cas d'une agglomération, cette interprétation différentielle serait à rapprocher utilement des estimations quantitatives des flux polluants de l'ensemble des rejets.

6. Conclusion

Aussi bien dans le cas de rejets vers les cours d'eau, que pour les cours d'eau eux-mêmes, la quantification des flux polluants est devenue une préoccupation majeure pour de nombreux acteurs, dépassant les efforts mis en œuvre depuis longtemps sur les aspects de suivi des concentrations. L'évaluation de flux polluants porte ainsi l'objectif d'intégrer dans le temps, la quantification d'une pollution donnée transitant sous toutes ses formes, dissoute et particulaire dans le milieu.

Plusieurs objectifs de gestion appliqués visant à réduire les flux de pollution découlent de cette évaluation pour de nombreux maîtres d'ouvrage.

Toutefois pour le cas des cours d'eau naturels, le calcul des flux polluants présente des difficultés importantes. Le problème de la quantification est notamment lié à la variabilité des concentrations et surtout des flux de MES, qui présentent une réponse temporelle complexe et fonction des événements hydrologiques, des caractéristiques naturelles et/ou anthropiques des bassins, et de la gestion des barrages, ce dernier point est notable sur le cours du Rhône.

Pour l'évaluation de flux polluants fiables et pertinents afin notamment de pouvoir être comparés entre eux, des moyens importants, coûteux et donc nécessairement ciblés aux points d'enjeux stratégiques, doivent être mis en œuvre durant tout au long d'une chaîne où chaque maillon est essentiel pour garantir le bon résultat.

Les partenaires techniques (organismes de recherche scientifique, laboratoires d'analyses, exploitants d'hydroélectricité...) et les bureaux d'études peuvent alors venir utilement en soutien aux Maîtres d'ouvrage dans plusieurs phases de cette chaîne d'opérations.

- Vérification avec les acteurs, des objectifs poursuivis : par exemple, a-t-on réellement besoin d'évaluer les flux polluants ou s'agit-il mieux de renforcer un suivi qualitatif existant incomplet ? Vérification de la possibilité de l'engagement du Maître d'ouvrage dans un suivi pluriannuel.
- Identification des polluants et du (ou des) point(s) stratégique(s), pour lesquels il est envisagé un calcul de flux, ainsi que du pas de temps de calcul envisagé (annuel en première approche). Les coûts induits par la démarche imposent nécessaire de cibler la démarche.
- Inventaire et expertise préalable des données disponibles nécessaires pour garantir la faisabilité du calcul des flux des polluants retenus :
 - analyse de l'existence de données de débits fiables y compris en hautes eaux et évaluation d'une relation débit-temps ;
 - expertise statistique des relations concentrations-débit et des relations entre les paramètres eux-mêmes, vérification de la faisabilité d'évaluation d'une relation débits-MES correcte ;
 - identification de l'indicateur du flux de MES « $M_{2\%}$ » et détermination de la fréquence de suivi nécessaire selon la précision souhaitée pour le calcul des flux polluants (moins de 2% de biais) ;
 - vérification de l'adéquation du suivi (fréquence) et de la qualité des mesures disponibles (représentativité des conditions de prélèvements, rigueur des modalités de prélèvements et d'échantillonnage, d'analyses chimiques, de report et de validation des résultats) ;
 - interprétation préalable sur la faisabilité du calcul de flux polluants à l'aide des données existantes.
- Si nécessaire, définir et chiffrer les besoins en mesures et suivis complémentaires (durée, fréquence, contenu).
- Réaliser concrètement les suivis nécessaires.

- Déterminer une ou plusieurs méthodes de calcul appropriées, et appliquer le calcul des flux des polluants déterminés.
- Interpréter les résultats obtenus en termes de flux, et notamment au regard de l'hydrologie écoulée durant le pas de temps considéré.
- Formuler les améliorations éventuelles à porter à la démarche, suite à l'obtention des premiers résultats.

Ce déroulement peut ainsi inspirer la trame logique principale d'un cahier des charges des acteurs désirant évaluer des flux polluants dans les cours d'eau.

Si le milieu de la recherche scientifique s'est impliqué depuis une vingtaine d'années dans le calcul des flux polluants (faisabilité, méthodologie, calculs), il faut relever que la grande majorité des demandes formulées par les acteurs de l'eau restent encore aujourd'hui du ressort de l'évaluation de la qualité des cours d'eau et de son évolution, au moyen de l'analyse des concentrations intrinsèques en polluants (détection et quantification dans plusieurs compartiments), et leur rattachant une interprétation qualitative liée aux usages du territoire sur le bassin (et les sous-bassins versants) concerné, et à leur évolution.

Cette démarche plus simple, plus pragmatique mais aussi moins coûteuse pour les Maîtres d'ouvrage et donc mieux applicable en de plus nombreux points du territoire, reste pertinente pour répondre aux objectifs de connaître (puis de réduire) les pollutions des cours d'eau et leur évolution, sans toutefois chercher à en quantifier les flux sur la durée.

Dans cette démarche, en plus de l'analyse des eaux elles-mêmes, on réaffirme qu'il reste très judicieux de suivre la composition chimique intrinsèque des MES. L'intérêt d'autres supports (sédiments, bryophytes, animaux...) reste également pertinent pour appréhender l'évolution de la qualité du cours d'eau dans toutes ses composantes.

Cet objectif de caractérisation quantitative mais discrète dans le temps, est aujourd'hui bien rempli un grand nombre de bassins versants du Rhône (données du RNB et RHP¹, autres réseaux de mesures locaux...).

Aujourd'hui de nombreux progrès ont été apportés par la communauté scientifique au niveau de la méthodologie de calculs des flux de polluants et des incertitudes qui y sont liées, par les techniques modernes de prélèvements et par les laboratoires d'analyses qui quantifient de mieux en mieux les substances. Ces progrès doivent permettre aux Maîtres d'ouvrage intéressés, en s'accompagnant de partenaires techniques rigoureux, de s'engager plus sereinement et avec réussite dans la démarche d'évaluation des flux polluants.

7. Références bibliographiques et remerciements

[1] Agences de l'eau et Ministère de l'environnement, 1994 – Etude méthodologique Inter-Agences de l'eau n°28, *Evaluation des flux polluants dans les rivières, pourquoi, comment, et à quel prix*, 23 p.

Cette étude est la synthèse de la référence suivante : Meybeck M., Bouloubassi I., Huang Wei Wen, Hubert P., Pasco A., Ragu A., Toma A., 1992 – Etablissement des flux polluants, Rapport inter-Agences, Laboratoire de Géologie Appliquée, Naturalia Biologia, 9 chapitres, annexes, 500 p.

[2] Moatar F. and Meybeck M., 2005 – Compared performances of different algorithms for estimating annual nutrient loads discharged by the eutrophic River Loire, *Hydrological Processes*, 19, pp. 429-444.

¹ Réseau hydrobiologique et piscicole.

[3] Moatar F., Person G., Meybeck M., Coynel A., Etcheber H., Crouzet Ph., 2006 – The influence of contrasting suspended particulate matter transport regimes on the bias and precision of flux estimates, *Science of Total Environment*, 370, pp. 515-531.

[4] Moatar F. and Meybeck M., 2007 – Riverine fluxes of pollutants : towards predictions of uncertainties by flux duration indicators, *C.R. Geoscience*, 339, pp. 367-382.

[5] Moatar F., Meybeck M., Raymond S., Coynel A., Ludwig W., Mano V., Néméry J., Poirel A., Etcheber H., Crouzet Ph., 2007 – Evaluation des flux de MES à partir des suivis discrets : méthodes de calcul et incertitudes, *Comm. au colloque de la Société Hydraulique de France « Transports solides et gestion des sédiments en milieux naturels et urbains »*, Lyon, 28-29 novembre 2007, 8 p.

Nous adressons nos remerciements :

- à l'association CAMALY pour avoir accepté la diffusion dans cet article de certains éléments de l'étude suivante :

Association CAMALY, BURGEAP, 2005 – *Etude des stations d'alerte et de surveillance de la qualité des eaux superficielles dans l'agglomération lyonnaise* – 5 rapports de phase.

Etude réalisée pour les stations de surveillance de l'agglomération lyonnaise et notamment celle de Ternay, avec un financement CAMALY (Grand Lyon et industriels de l'APORA), Etat (SPIRAL) et Agence de l'eau Rhône-Méditerranée et Corse ;

- à Florentina Moatar, Professeur au Laboratoire de Géologie des Environnements Aquatiques Continentaux de l'Université de Tours pour la mise à disposition d'articles récents relatifs à l'appréciation des incertitudes dans l'évaluation des flux polluants des cours d'eau (travaux réalisés par plusieurs équipes dans le cadre du programme de recherche « VARIFLUX » / Ecosphère continentale / CNRS / ANR / INSU).

Flux polluants urbains et périurbains en temps de pluie

Sylvie BARRAUD, *Insa de Lyon*
Pascal BREIL, *Cemagref de Lyon*

Flux polluants urbains et périurbains en temps de pluie

Sylvie Barraud, Jean-Luc Bertrand-Krajewski, Gislain Lipeme Kouyi, INSA de Lyon
Pascal Breil & Philippe Namour, Cemagref

Introduction

La concentration de la population dans les zones urbaines est une tendance mondiale qui devrait s'accroître dans les décennies à venir (UN 2003). En France, le dernier recensement fait état d'une forte extension des villes avec 76 % de la population classée urbaine et occupant 18 % du territoire. On constate l'absorption des zones rurales limitrophes des grandes villes par le développement périurbain qui se traduit par une modification rapide de l'occupation des sols en périphérie des zones urbaines. Ce développement se propage dans la majeure partie des cas depuis un aval souvent plat, où les centres urbains historiques ont été créés, vers un amont topographique aux pentes plus prononcées. La modification des conditions de ruissellement par temps de pluie due à l'imperméabilisation et les modes de gestion par évacuation rapide des eaux pluviales ont des conséquences directes sur les écoulements au sein des bassins versants et provoquent la saturation des réseaux d'assainissement unitaires plus anciens des centres urbains. De plus le taux de raccordement aux réseaux d'assainissement urbains et périurbains augmente avec la taille des communes : en 2001, plus de 90 % des logements étaient raccordés dans les communes de plus de 10 000 habitants et moins de 30 % dans les communes de moins de 400 habitants (Coutellier, 2004). En 2001, le territoire français possédait 93 000 km de réseaux unitaires transportant simultanément eaux usées et eaux pluviales ; 26 000 déversoirs d'orage étaient installés sur ces réseaux unitaires, soit en moyenne un déversoir tous les 3.5 km. Par ailleurs, il existait 5 800 ouvrages de rejet direct au milieu naturel sur les 79 000 km de canalisations séparatives d'eaux pluviales, soit un point de rejet en moyenne tous les 13.6 km (Coutellier, 2004).

Globalement, les milieux aquatiques urbains sont donc soumis à des flux polluants de temps sec et de temps de pluie croissants : atteindre à l'horizon 2015 l'objectif de bon état écologique fixé par la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE) sera très difficile « sans reconsidérer en profondeur [...] nos modèles en matière d'eau potable, d'assainissement, d'agriculture et de police de l'environnement » (IFEN, 2006).

Quelques généralités

Les principales sources de polluants

Les zones urbaines en concentrant les populations et les activités génèrent des quantités de polluants importantes qu'il faut traiter à la fois pour des raisons de salubrité publique mais aussi de développement durable. Parmi les principaux flux de matière et d'énergie des systèmes urbains, on trouve l'eau qui est à la fois une ressource vitale et un vecteur de pollution. Les sources et quantités de polluants sont relativement bien connues dans les eaux vannes et ménagères. Leur nature essentiellement organique autorise une biodégradation assez poussée.

Les eaux de ruissellement ont des origines bien plus diverses et proviennent de plusieurs gisements :

- l'atmosphère et l'eau de pluie elle-même (on estime généralement sa contribution à la charge polluante totale des rejets urbains de temps de pluie entre 15 et 25 %),
- les surfaces des bassins versants urbains sur lesquelles le ruissellement se produit et dont les polluants proviennent : de la circulation automobile (hydrocarbures, métaux, oxydes d'azote, sels de déverglaçage contenant souvent des additifs,...), de l'industrie dont la nature des polluants est très diverse, des déchets solides accumulés en surface, des chantiers, de la végétation (apports de matière organique, produits phytosanitaires, nutriments via les engrais,...), des animaux, etc.

Les quantités et principales caractéristiques des polluants des rejets de temps de pluie

Les quantités de polluants rejetées par temps de pluie sont généralement importantes comme en témoignent les chiffres du

Tableau 1 donnant les fourchettes de concentrations moyennes événementielles issues de la compilation de données bibliographiques européennes et nord américaines concernant des rejets pluviaux et unitaires (Chocat *et al.* 2007).

Ces données montrent que les RUTP (Rejets Urbains de Temps de Pluie) sont très chargés en MES, en métaux et en matières organiques, notamment en hydrocarbures. Les polluants des rejets strictement pluviaux sont plus minéraux, moins organiques et biodégradables que ceux des rejets pluviaux unitaires. Leurs concentrations et charges en nutriments sont moindres. Les flux polluants annuels issus des systèmes unitaires sont généralement supérieurs à ceux des systèmes séparatifs. Cependant on peut observer que les variations entre sites sont plus importantes que les différences entre types de réseau. Les recherches montrent en outre que la majorité des polluants (DCO, métaux, micropolluants organiques) contenus dans les rejets urbains de temps de pluie est présente dans la phase particulaire ($<0.45 \mu\text{m}$), particules par ailleurs fortement décantables (0.2 à 11 m/h en réseaux unitaires, et de 0.6 à 9 m/h en réseaux séparatifs). (Ellis *et al.*, 1991, 2005 ; Chebbo, 1992).

Les concentrations et les masses annuelles sont extrêmement variables car elles dépendent de nombreux facteurs : caractéristiques des événements pluvieux (durée, intensité, succession), des périodes de temps sec, du type de surface urbaine et d'activités, de l'état des réseaux (entretien, curage), etc. La connaissance du type d'urbanisme ou d'activité sur une zone urbaine donnée ne suffit donc pas à prévoir les concentrations ou les masses de polluants qui seront générées par les événements pluvieux.

L'étude plus fine des données de concentrations et de masses montre qu'elles sont non seulement très variables d'un site à l'autre, mais qu'elles le sont tout autant d'un événement pluvieux à l'autre pour un même site. Ainsi, si les valeurs fournies dans la littérature permettent de donner des ordres de grandeur des concentrations et masses de polluants générées par temps de pluie et d'en montrer l'importance, elles ne peuvent malheureusement pas être utilisées telles quelles pour une étude particulière et ne peuvent se substituer à des mesures spécifiques sur site effectuées en nombre suffisant pour évaluer leur variabilité locale.

D'autres études montrent par ailleurs que la variabilité des concentrations en polluants est également très élevée à l'échelle intra-événementielle : au cours de chaque événement pluvieux, la concentration en polluants varie fortement, de façon encore difficilement prévisible par les modèles et, en tout cas, de manière suffisamment variable pour que des stratégies de gestion ou de traitement fondées sur des hypothèses simplistes de constance ou de reproductibilité des pollutogrammes ne puissent être ni pertinentes ni efficaces (notamment le traitement du 1er flot) (Chocat *et al.*, 2007).

Devenir des polluants dans les milieux récepteurs et impact du développement urbain sur les rivières

Selon la nature des polluants, ceux-ci sont donc plus ou moins bio-dégradables par les processus bio-géochimiques naturels et sur des temps pouvant être courts à très longs. On comprend que les molécules à longue durée de vie pourront s'accumuler. Certaines molécules sont toxiques à faible dose ou par accumulation, bio-accumulation. Selon le milieu récepteur, ces processus seront plus ou moins favorisés.

Les impacts dépendent en effet de la dynamique des rejets. Les rejets urbains ou péri-urbains de temps de pluie se distinguent des autres rejets, en particulier des rejets de stations d'épuration, par leur caractère événementiel et parfois très violents. Ils peuvent ainsi provoquer des effets de choc caractérisés par une dégradation forte et momentanée du milieu. Le biotope retrouve en général rapidement sa qualité initiale, mais la biocénose peut s'en trouver affectée de façon plus ou moins irréversible. Ces rejets contribuent également à certains effets cumulatifs ou différés. Ils apportent des masses importantes de polluants dont l'effet sur le milieu est durable, comme les métaux lourds ou certains micropolluants organiques. Ces polluants, principalement fixés aux

matières en suspension, ont tendance à s'accumuler dans les sédiments des lacs et rivières. Ils contribuent ainsi à une altération progressive des populations animales et végétales, en quantité ou en diversité, alors que la qualité de l'eau peut rester globalement stable. (Chocat *et al.* 2007).

Tableau 1 - Concentrations moyennes événementielles des RUTP, étendue min –max des valeurs ou coefficient de variation CV selon les cas (Chocat *et al.*, 2007)

Type de rejets	Concentrations moyennes événementielles			Valeurs de références		
	Pluviaux séparatifs		Pluviaux unitaires	Limites causant des effets biologiques observables	Norme de potabilité (*)	Norme de rejet de STEP
Type de zone urbaine	Résidentielle & commerciale	Autoroute & route à fort trafic	Mixte			
	Moyenne Min - Max ou CV	Moyenne Min - Max ou CV	Moyenne Min - Max ou CV			
MES (mg/L)	190 1 - 4582	261 110 - 5700	425 176 – 647	25	-	35
DBO5 (mg/L)	11 0.7 - 220	24 12.2 - 32	90 43 – 225		7 (**)	25
DCO (mg/L)	85 20 - 365		380 250 – 530		30	125
N - NH4 (mg/L)	1.45 0.2 - 4.6	0.02 - 2.1	6 3.1 - 8	1.7		
N total (mg/L)	3.2 0.4 - 20		8.3 21 - 28.5		3 (**)	10 / 15 (***)
P total (mg/L)	0.34 0.02 - 14.3		10 6.5 – 14			1 / 2 (***)
Pb total (µg/L)	210 10 - 3100	960 241 - 34 000	250 80 - 450	12	50	
Zn total (µg/L)	300 10 - 3680	410 170 - 3550	870 100 - 1070	30	5000	
Cu total (µg/L)	144.6 (zone rés.) CV = 103 %	18.5 CV = 40 %			1000 (**)	
Cd total (µg/L)	2.81 (zone com.) CV = 151 % 11.32 CV = 93 %	0.76 CV = 83 % 3.61 CV = 30 %			5	
HCT (mg/L)	1.9 0.04 - 25.9	28 2.5 - 400	4 - 35		1	
HAP (µg/L)	0.01 3.2 CV = 102 %	- 0.03 – 6			1 (6 substances)	
Glyphosate (µg/L)	<1.52 < 0.1 - 4.72	0.72 0 - 1750				
Diuron (µg/L)	<1 <0.05 - 13	0.05 0 - 2				
Coliformes fécaux (Escherichia Coli) MPN/100mL	6430 40 - 500 000	10 - 1000	105 – 108		50 000 (coliformes totaux)	

(*) valeur limite guide conseillée (**) valeurs impératives (***) première valeur en zone sensible, deuxième valeur en zone normale au sens de la directive européenne du 21 mai 1991.

Par ailleurs, la qualification de l'état écologique des masses d'eaux à base d'indices biotiques normalisés (Wasson *et al.* 2006) à l'échelle de plusieurs régions européennes indique que l'environnement urbain est pénalisant mais que l'environnement périurbain est un des plus déclassants parmi les environnements urbain, industriel, ou encore agricole. Un élément particulier de cet environnement est qu'il est le siège d'une urbanisation rapide sans que les moyens de gérer les flux d'eaux polluées ne suivent. Afin de protéger les réseaux d'assainissement des surcharges hydrauliques et des débordements ou refoulement sur chaussées, dans les caves ou les habitations, des déversoirs d'orage sont mis en place qui déversent les eaux excédentaires vers un dispositif de stockage ou plus généralement directement dans le milieu naturel. Ces dispositifs, qui ne devraient fonctionner que pour les fortes pluies, sont fréquemment sollicités et peuvent fonctionner de manière récurrente pour les petites pluies. On a par ailleurs longtemps pensé que les eaux ainsi déversées étaient très diluées par les eaux de ruissellement et par conséquent sans gravité pour le milieu naturel. Il apparaît à l'expérience que la contamination n'est pas négligeable car elle véhicule des micro-polluants qui seront stockés au fur et à mesure des événements.

Le contexte lyonnais

En 2005, selon l'INSEE, la population des ménages dans l'aire urbaine de Lyon est estimée à 1,7 million d'habitants et représente près de 29 % de la population de la région Rhône-Alpes sur 8 % de son territoire. La pollution de l'eau liée aux activités domestiques et de transport routier peut donc représenter une part sensible de la pollution du Rhône et de sa nappe. Les modes d'apports des rejets polluants à cette masse d'eau diffèrent selon que l'on se situe à l'Est ou à l'Ouest de l'agglomération. L'Ouest de l'aire urbaine est constitué par des reliefs. Le réseau hydrographique y est dense et composé de nombreuses petites rivières. Pour le bassin de l'Yzeron, environ la moitié du linéaire du réseau naturel est non pérenne. Ce bassin représente très grossièrement un tiers de la contribution des affluents de l'Ouest lyonnais. Ses rivières reçoivent les eaux d'environ 180 buses dont une centaine sont connectés à des réseaux unitaires lors des séquences pluvieuses moyennes à intenses. Ces eaux transitent rapidement, sous 24 heures environ, vers le Rhône en période d'écoulement pérenne. Les bords du Rhône et de la Saône sont aussi équipés, au niveau de l'agglomération lyonnaise, d'environ 300 déversoirs d'orage. Ce qui n'est pas rejeté directement dans les rivières rejoint l'une des grosses stations d'épuration de l'agglomération lyonnaise pour subir une dépollution partielle avant rejet dans le Rhône.

L'Est de l'agglomération s'est développé sur la plaine alluviale du Rhône (formations fluvio-glaciaires) dont le réseau hydrographique est diffus et parfois inexistant à certains endroits. La faiblesse des pentes n'autorise pas un transfert rapide des eaux de pluie et des eaux domestiques par les réseaux d'assainissement pour atteindre les stations d'épuration. L'usage d'ouvrages d'infiltration des eaux de ruissellement est donc préconisé dans la banlieue et la zone périurbaine Est. La présence d'une nappe sous ces bassins oblige cependant à réduire le plus possible le transfert des polluants ; cette nappe constituant une ressource de secours pour l'alimentation en eau potable du Grand Lyon.

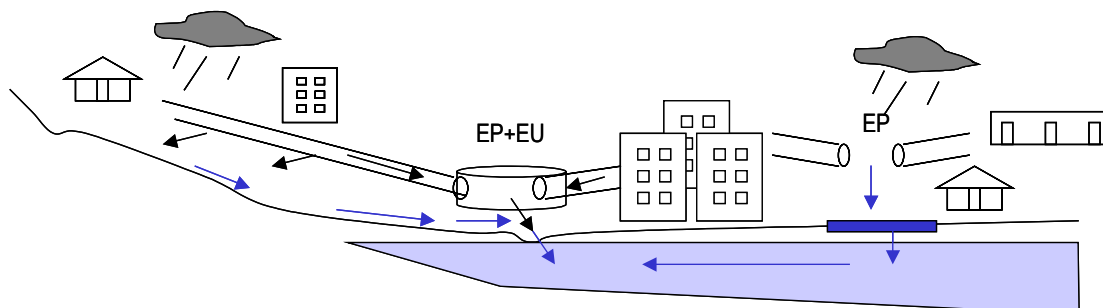


Figure 1. Coupe Est-Ouest de l'agglomération Lyonnaise et relation avec le Rhône

La question de la gestion de l'eau en milieu urbain et péri-urbain constitue donc pour l'agglomération de Lyon une des sources de préoccupation principale pour une bonne gestion des milieux aquatiques qu'ils soient superficiels ou souterrains. C'est ainsi que l'OTHU (Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine) a été créé.

L'OTHU (Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine)

L'OTHU est un laboratoire de recherche hors murs, constitué par un ensemble d'appareils de mesure installés sur le système d'assainissement de la Communauté Urbaine de Lyon et sur les milieux récepteurs recevant les effluents issus de ce système d'assainissement. Il fait l'objet d'une fédération de 13 équipes de recherche lyonnaises venant de 8 organismes différents (INSA, Lyon I, Lyon II, Lyon III, ENTPE, Cemagref, BRGM, Ecole Centrale de Lyon) à laquelle est associée de manière forte la Direction de l'eau du Grand Lyon avec laquelle une convention quadriennale existe depuis la création de l'OTHU en 1999.

Cet observatoire est destiné à acquérir des chroniques longues de données de bonne qualité permettant plus particulièrement : l'acquisition de connaissances sur l'eau précipitée, les volumes d'eau et les masses de polluants rejetés par la ville, par temps sec et par temps de pluie, ainsi que sur leurs devenir et impact sur les milieux naturels (eaux de surface ou eaux souterraines). Il a pour objectif corollaire de développer, caler et valider des modèles d'évaluation des rejets urbains et de leurs effets sur les milieux ; d'améliorer et de développer des outils métrologiques adaptés ; d'évaluer des stratégies visant à diminuer les risques d'inondation, à améliorer la qualité des milieux récepteurs en optimisant le fonctionnement, la conception et l'exploitation des ouvrages d'assainissement.

Cinq sites sont instrumentés et suivis de manière continue. Leurs caractéristiques sont données au Tableau 3 ; ils sont représentatifs de différents modes d'urbanisation, d'assainissement et de milieux.

Tableau 3 . Principales caractéristiques des sites OTHU

Sites	Type de bassin versant (BV)	Système d'assainissement	Milieux touchés par Le système
1 Yzeron	Péri-urbain	Réseau unitaire	Ruisseau x de la Chaudanne et du Mercier
2 Ecully	Urbain moyennement dense (Habitations)	Majoritairement unitaire	Nombreux déversements par déversoir d'orage vers le ruisseau du Trouillat
3 Lyon Centre	Urbain dense (Habitations et activités commerciales)	Réseau unitaire	Déversement par déversoir d'orage dans le Rhône
4 IUT A - La DOUA (Villeurbanne)	Urbain dense (activité universitaire)	Réseau séparatif dont l'exutoire est un bassin d'infiltration	Rejet en nappe peu profonde (Zone non saturée inférieure à 1 m)
5 Chassieu - Django Reinhardt	Urbain dense (activité industrielle)	Réseau séparatif dont l'exutoire est un bassin de rétention/infiltration	Rejet en nappe profonde (Zone non saturée de l'ordre de 13 m)

Pour plus d'informations sur l'ensemble des recherches menées par l'OTHU, nous renvoyons le lecteur sur le site <http://www.othu.org> où des fiches bilans sont disponibles.

Estimation des flux polluants urbains

Les travaux réalisés dans le cadre de l'OTHU ont vocation à évaluer les flux polluants issus des systèmes urbains et péri-urbains. Parmi les questions qui se posent de manière récurrente figurent i) la question de la méthode d'observation et d'estimation de ces flux et de leurs incertitudes ii) leur devenir dans les milieux aquatiques et iii) les moyens de diminuer leur impact. Nous n'aborderons ici que les 2 premières : celle de la méthode d'estimation des flux polluants qui a été développée sur l'OTHU et qui sera illustrée avec les données du site d'Ecully et celle des flux péri-urbains et de leur devenir dans une petite rivière (La Chaudanne – site Yzeron dans l'exemple qui sera développé).

Flux polluants urbains : méthode d'évaluation

Nous avons vu que les flux polluants étaient extrêmement variables dans le temps. Pour accéder à leur évaluation, deux stratégies peuvent être utilisées conjointement. Il s'agit d'une part d'obtenir une bonne couverture des événements grâce à des indicateurs globaux mais mesurés de manière continue avec un pas de temps fin et significatif des dynamiques des phénomènes et d'autre part d'analyser plus précisément les concentrations des différents polluants et les formes sous lesquelles ils se trouvent lors de campagnes ponctuelles de mesure.

Les campagnes de mesure réalisées ponctuellement sur les sites montrent des concentrations se trouvant dans les fourchettes des concentrations présentées au

Tableau 1. Cependant elles ne permettent pas, seules d'avancer de manière majeure sur la connaissance des flux polluants en raison même de leur extrême variabilité. C'est donc vers l'obtention d'une bonne couverture des événements qu'il faut se tourner.

Une bonne couverture des événements est généralement obtenue grâce à des indicateurs globaux de pollution (notamment MES et DCO) couplés idéalement à la mesure en continu de paramètres susceptibles de décrire les changements de conditions physico-chimiques, soit : la température de l'eau, le pH (assez stable cependant), la conductivité et la turbidité dont le mesurage est doublé. Dans l'OTHU et sur le site d'Ecully, sur lequel l'illustration portera, chaque paramètre est suivi avec un pas de temps de 2 min.

Les indicateurs globaux que sont les concentrations en MES et en DCO sont pertinents car il est acté aujourd'hui que les polluants sont présents sous forme majoritairement particulaire dans les rejets urbains de temps de pluie et que les particules en suspension constituent le principal vecteur de transport des polluants, notamment des métaux et des hydrocarbures. La DCO donne une idée de la charge organique et signe bien la pollution urbaine.

Jusqu'à une période récente, les concentrations en MES et DCO étaient estimées à partir d'analyses en laboratoire effectuées sur des échantillons prélevés *in situ* durant les événements pluvieux. Cette pratique présente plusieurs inconvénients (Bertrand-Krajewski *et al.*, 2007) : transport des échantillons du site au laboratoire, conditionnement et conservation des échantillons, délais pour obtenir les résultats, faible représentativité dans le temps et dans l'espace. Compte tenu du coût élevé des prélèvements et des analyses, seuls quelques événements sont échantillonnés chaque année, avec au maximum 24 échantillons par événement (les préleveurs automatiques commerciaux classiques ne possèdent généralement que 24 flacons). Les résultats obtenus dans ces conditions ne peuvent pas fournir une information précise, suffisamment représentative de la dynamique des phénomènes, et complète pour estimer de manière fiable les flux événementiels ou annuels de polluants (Bertrand-Krajewski et Bardin, 2002).

Une des possibilités pour réduire ces difficultés consiste à utiliser des capteurs *in situ*, capables de délivrer des informations à court pas de temps (de l'ordre de la minute, échelle de temps requise pour appréhender la dynamique des phénomènes par temps de pluie en réseau d'assainissement) qui puissent être converties en concentrations équivalentes de MES et DCO. Parmi les capteurs actuellement disponibles sur le marché, et compte tenu des conditions de fonctionnement difficiles qui prévalent en réseau d'assainissement, seuls les turbidimètres et les spectromètres UV-visible peuvent être utilisés *in situ* avec un niveau de fiabilité satisfaisant (Gruber *et al.* 2006). Cependant, comme ces capteurs ne délivrent pas directement des valeurs de MES et DCO au sens des méthodes d'analyses normalisées, des méthodes spécifiques peuvent être mises en œuvre pour évaluer des concentrations équivalentes en MES et DCO et leurs incertitudes. La méthode mise au point se déroule en plusieurs étapes : i) établissement de la fonction d'étalonnage du capteur, ii) utilisation de la fonction d'étalonnage et des incertitudes associées, iii) analyses normalisées de MES et DCO sur échantillons conjointement avec la turbidité, iv) détection des triplets (T, MES, DCO) anormaux et v) établissement de la fonction de corrélation permettant de calculer les concentrations en MES et DCO en fonction de la turbidité en considérant les incertitudes associées (Cf. Bertrand-Krajewski, 2004 & Bertrand-Krajewski *et al.*, 2007 pour plus de détails).

Cette procédure a été appliquée au site d'Ecully. Ce site est un bassin versant d'une zone résidentielle de l'Ouest Lyonnais de 245 ha, de coefficient d'imperméabilisation d'environ 42 %, de pente moyenne 2% et assaini par un réseau majoritairement unitaire possédant à l'exutoire un

déversoir d'orage se rejetant dans le ruisseau du Trouillat. Des stations de mesure du type de celle présentée à la Figure 2 permettent l'acquisition en continu de différents paramètres et notamment de la turbidité.

71 événements pluvieux observés en 2004 ont provoqué 39 déversements (avec zéro, un ou davantage de déversements par événement pluvieux en fonction des caractéristiques des événements et des hydrogrammes générés). Les données expérimentales ne sont complètes et entièrement validées que pour 30 déversements : les résultats qui suivent ont été calculés pour ces 30 déversements seulement.

Pour chaque déversement, les concentrations équivalentes en MES et DCO pendant la durée du déversement ont été multipliées par le débit déversé mesuré simultanément au pas de temps de 2 minutes. Les charges polluantes ainsi calculées à chaque pas de temps ont été cumulées sur la durée totale de chacun des 30 déversements.

Les incertitudes sur les charges polluantes des 30 déversements et sur la charge polluante totale cumulée pour 2004 ont été calculées sous diverses hypothèses concernant les valeurs et leurs incertitudes au sein de chaque série temporelle : i) auto-corrélation négligée pour les données intra-événementielles, ii) auto-corrélation entre valeurs successives et/ou entre incertitudes successives estimées avec la méthode du variogramme (Bertrand-Krajewski et Bardin, 2001).

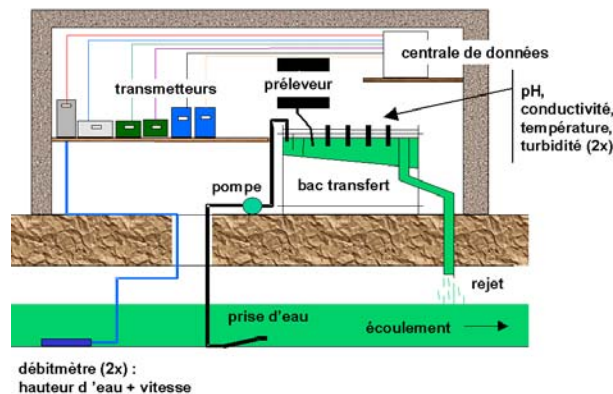


Figure 2. Schéma de la station de mesure installée à Ecully

Les 30 déversements sont représentés Figure 3. Les masses sont extrêmement variables d'un événement à l'autre : les charges de MES varient de 0.06 à 606 kg, avec une valeur moyenne de 71 kg ; les masses de DCO varient de 4.7 à 789 kg, avec une valeur moyenne de 102 kg. La masse totale de MES est de $2\,154 \pm 48$ kg, i.e. $\pm 2.2\%$; la masse totale de DCO est de $3\,048 \pm 74$ kg, i.e. $\pm 2.4\%$ (Bertrand-Krajewski *et al.*, 2007) sur ces événements.

L'étude montre par ailleurs que les masses de MES comme de DCO ne sont pas corrélées aux volumes déversés (Lepot, 2007).

Elle met enfin en évidence qu'avec la mesure en continu, les masses événementielles et totales sont connues avec de faibles incertitudes. Il est important de noter que l'échantillonnage traditionnel et les analyses normalisées en laboratoire n'auraient pas permis d'obtenir le même niveau d'information pour un coût acceptable. De plus, une analyse détaillée des pollutogrammes est possible pour tous les événements pluvieux enregistrés, ce qui ouvre de nouvelles perspectives de modélisation de la dynamique des flux polluants, aussi bien par temps de pluie que par temps sec. D'autres polluants sont en cours d'étude pour les corrélés à des mesures continues.

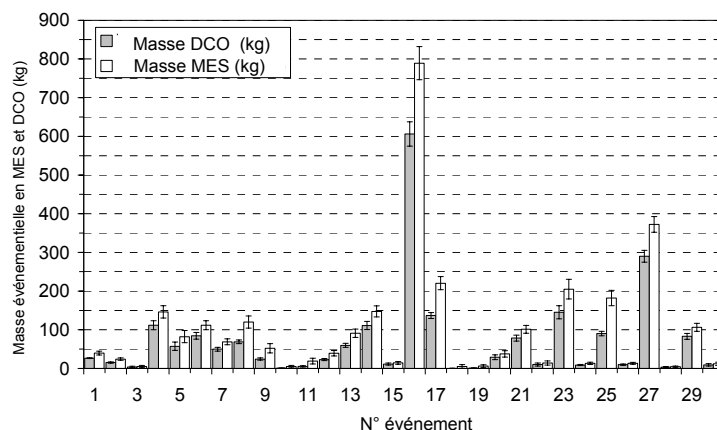


Figure 3. Masses de MES et DCO pour les 30 déversements mesurés à Ecully en 2004 et leur intervalle de confiance à 95%

Flux polluants dans les zones périurbaines et leur devenir dans le milieu

Les résultats présentés ici concernent les rejets de polluants par temps de pluie à partir d'un environnement périurbain : le village de Grézieu la Varenne, situé à l'Ouest de Lyon et portant sur une surface de bassin versant d'une quarantaine d'hectares. Il est intéressant de regarder la manière dont les flux polluants sont rejetés au milieu aquatique par un déversoir d'orage (ici dans une petite rivière non pérenne, la Chaudanne), et quel peut en être le devenir.

▪ *Dynamique des rejets*

Sur les rejets analysés entre 2001 et 2005, les durées vont d'un ¼ d'heure à près de deux heures et leur dynamique est, là encore, très variable : les rejets d'été sont plus importants avec des pics marqués comme l'indique la Figure 4, les rejets d'automne et d'hiver sont plus lissés. L'étude statistique des volumes et temps de déversements mesurés durant les années 2001 à 2005 montre clairement que les rejets de la période estivale sont les plus volumineux et les moins longs. Le volume moyen rejeté chaque année est estimé à 740 000 m³.

La Figure 5 montre des concentrations en MES nettement plus élevées dans les premières 10 à 15 minutes des rejets du déversoir d'orage de Grézieu-la-Varenne. On note qu'environ la moitié en masse (32 à 70 kg) des matières en suspension est rejetée dans les dix premières minutes quelle que soit la saison. On sait par ailleurs que 70 à 90 % de la charge polluante sont adsorbés sur les MES.

Ce résultat est confirmé par les mesures de DCO : 50 à 90 % en masse de la matière oxydable (9 à 100 kg par rejet) sont aussi rejetés dans les dix premières minutes (Figure 5). Nous retrouvons le même phénomène pour la pollution métallique en Figure 6 : 35 à 60 % de la charge en métaux du rejet sont déversés dans les dix premières minutes. Il est à noter que sur le site d'étude les rejets débutent dans les 5 à 10 minutes qui suivent les pluies intenses. Cette réactivité peut expliquer le premier flot de pollution constaté sur nos données.

Comme nous l'avons déjà évoqué, il serait cependant abusif de généraliser ce résultat à d'autres bassins versants. Celui de Grézieu est très particulier ; le bassin versant est en effet de petite taille et son réseau de drainage très linéaire avec peu d'apports latéraux.

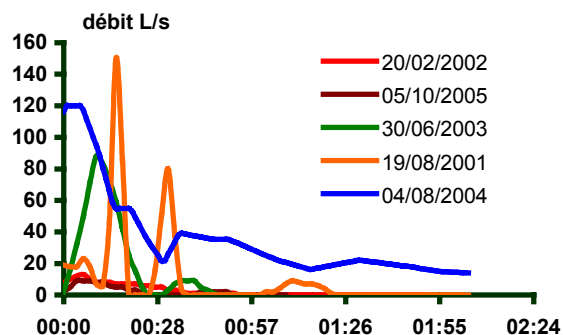


Figure 4. Dynamique de 5 rejets du déversoir d'orage de Grézieu-la-Varenne

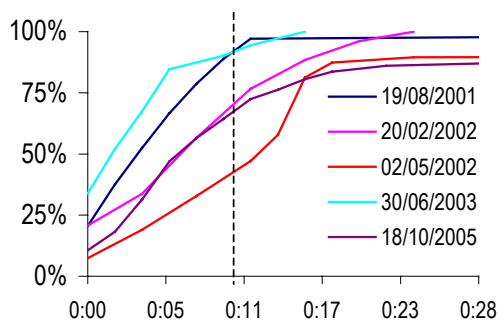


Figure 5. Pourcentage cumulé en masse de matière oxydable rejetée au cours du temps pour les cinq rejets étudiés.

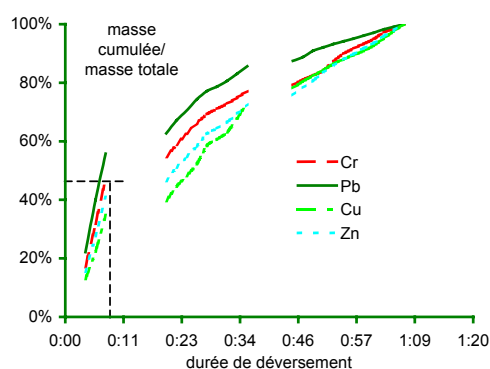


Figure 6. Pourcentage cumulé en masse des métaux rejetés lors du déversement du 4 août 2004

▪ *Devenir des polluants dissous et particuliers dans les rivières*

Le cas des métaux

Les valeurs de concentrations en métaux se situent dans la fourchette basse des concentrations mesurées dans des effluents urbains que ce soit des rejets pluviaux ou des déversoirs d'orage. Le classement des teneurs selon l'ordre décroissant de leur abondance nous donne le profil suivant : Zn > Pb > Cu > Cr > Cd. Ce qui correspond au profil type d'une eau de ruissellement urbain.

Tableau 4. *Gammes des concentrations en métal total (µg/L) mesurées lors du déversement du 4 août 2004 (n=24 échantillons)*

	Mini.	Maxi.	Moyenne	Médiane	CV%
Cd	< 0,06	0,50	< 0,06	0,08	219
Cr	1,8	6,4	3,6	3,3	38
Cu	25,1	118,0	19,5	16,4	60
Pb	8,2	49,0	50,2	48,2	42
Zn	142	317	190	182	24

Pour la Chaudanne, l'événement du 4 août est considéré comme très fréquent (30 % de probabilité d'être atteint ou dépassé). En multipliant les concentrations observées par le volume moyen déversé au mois d'août, nous obtenons en première approximation respectivement pour Cd, Cr, Cu, Pb et Zn les quantités suivantes exprimées en kg : Cd= 2.2, Cr= 132, Cu= 714, Pb= 1839 et Zn= 6962.

La question du devenir de ces polluants non bio-dégradables peut être abordée à l'échelle de l'événement du 4 août 2004. Les quantités parvenant dans la rivière sont loin d'être négligeables et se chiffrent en grammes pour le Pb (3.2-3.4 g), le Cu (6.2-6.3 g) et le Zn (20.3-25.4 g).

Tableau 5. Masses de métaux (mg) rejetées lors du déversement du 4 août 2004

	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
Amont	Débit nul le 4 août 2004				
DO	6 ± 0.2	523 ± 5	6 280 ± 47	3 187 ± 32	25 372 ± 444
Aval	13 ± 0.1	677 ± 2	6 200 ± 17	3 387 ± 13	20 257 ± 132

Toutefois ces quantités transitent par la colonne d'eau entre le point de rejet et un point de mesure situé 120 mètres en aval sans être retenues sur les 120 m de long du tronçon étudié (voir paragraphe suivant). En effet, les masses calculées en entrée et sortie du tronçon ne sont pas statistiquement différentes. Il peut aussi y avoir permutation entre quantité entrante et sortante du tronçon au travers d'une mobilisation du substrat de la rivière.

▪ *Comparaison avec les teneurs en métaux dans la zone hyporhéique*

Le substrat de la rivière peut constituer un piège pour les métaux. La comparaison des teneurs situées en amont (50 m) et en aval 1 (50 m) et aval 2 (200 m) du déversoir d'orage indique que les stations amont et aval 1 ne présentent pas de teneurs significativement différentes. Il semble même que le déversoir d'orage puisse jouer un rôle « épurateur » par mobilisation du substrat en ce sens que les teneurs peuvent diminuer entre l'amont et l'aval 1. Cette non accumulation de métaux à la station aval 1 peut s'expliquer par les différences de géomorphologie et d'hydraulicité entre les deux stations. Seule la station aval 2 constitue une zone d'accumulation des polluants métalliques (voir Figure 7). Ce schéma est conforme à un transfert essentiellement par la colonne d'eau au mois d'août avec un effet de curage du substrat. Les teneurs en plomb et en chrome sont 7 fois supérieures aux teneurs de référence pour le substratum de ce bassin versant, ce qui classe ces sédiments en qualité médiocre selon le SEC-Eau. Il ne s'agit donc pas d'un fond géochimique naturel. L'hypothèse d'une contamination des stations amont et aval 1 par les métaux en provenance de l'amont par un ancien site industriel est confirmée par l'analyse des sédiments situés encore plus en amont.

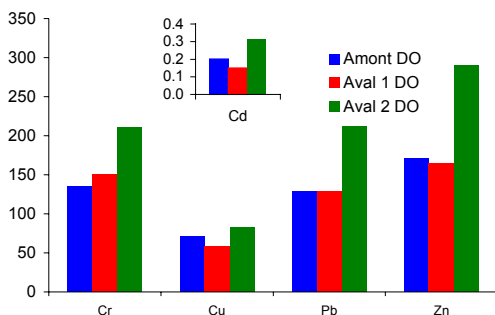


Figure 7. Teneurs moyennes (mg/kg) des sédiments en Cd, Cr, Cu, Pb et Zn, en amont et en aval 1 et 2 du DO

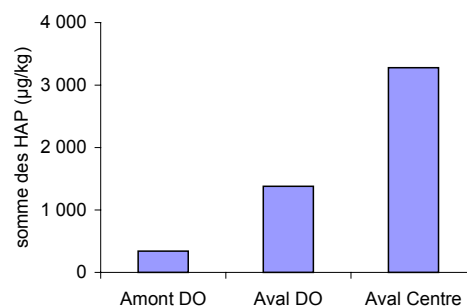


Figure 8. HAP mesurés dans les sédiments de la Chaudanne en amont et aval du déversoir d'orage de Grezieu-la-Varenne

▪ *Le cas des HAP*

Un dosage de dix huit HAP dans les sédiments de la Chaudanne montre une grande disparité entre l'amont et l'aval du DO, tant en concentration (voir Figure 8) qu'en composition. Nous constatons une très nette augmentation de la contamination des sédiments de la Chaudanne par les HAP en aval du DO. Cette augmentation des HAP totaux est essentiellement due à une augmentation des HAP lourds (Benzo[k]fluoranthène et benzo[a]pyrène) qui représentent plus de 50 % des HAP dosés à la station aval 2. Ces HAP sont caractéristiques d'apports pyrolytiques (moteurs à combustion), la station amont étant caractérisée par des HAP de plus faible poids moléculaire : naphthalène et phénanthrène représentent respectivement 25 et 15 % du total (chauffage domestique,...).

Références

- Bertrand-Krajewski J.-L., Bardin J.-P. (2001). Estimation des incertitudes de mesure sur les débits et les charges polluantes en réseau d'assainissement : application au cas d'un bassin de retenue-décantation en réseau séparatif pluvial. *La Houille Blanche*, 6/7, 99-108. ISSN 0018-6368.
- Bertrand-Krajewski J.-L., Bardin J.-P. (2002). Uncertainties and representativity of measurements in stormwater storage tanks. *Proceedings of the 9th International Conference on Urban Drainage, Portland (USA)*, 8-13 Sept. 2002, 14 p.
- Bertrand-Krajewski J.-L. (2004). TSS concentration in sewers estimated from turbidity measurements by means of linear regression accounting for uncertainties in both variables. *Water Science and Technology*, 50(11), 81-88.
- Bertrand-Krajewski J.-L., Barraud S., Lipeme Kouyi G., Torres A., Lepot M. (2007). Mesurages en continu des flux polluants particuliers en réseaux d'assainissement urbains : enjeux, méthodes, exemple d'application. *Actes de la conférence SHF "Transports solides et gestion des sédiments en milieux naturels et urbains"*, Lyon, France, 28-29 nov. 2007, 5-16.
- Chebbo, G. (1992). Solides des rejets pluviaux urbains, caractérisation et traitabilité. Thèse de doctorat : ENPC, Paris, 1992. 400p.
- Chocat B. (coordonnateur) (1997). *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement*. Paris (France) : Tec & Doc Lavoisier, 1136 p.
- Chocat B., Bertrand-Krajewski J.-L., Barraud S. (2007). Eaux pluviales urbaines et rejets urbains par temps de pluie. Paris (France) : *Les Techniques de l'Ingénieur*, article W 6 800, août 2007, 17 p. + annexes.
- Coutellier A. (2004). Les progrès de la collecte des eaux usées et pluviales. *Les données de l'environnement – IFEN*, n° 93, août 2004, 4 p.
- Ellis J.B., Marsalek J., Chocat B. (2005). Urban water quality. *Encyclopedia of hydrological science*. Edited by M G Anderson. John Wiley & sons, 2005 – 97.
- Ellis J.B. (1991). Urban runoff quality in the UK: Problems, prospects and procedures. *Appl. Geog.*, 11, 187-200.
- Gruber G., Bertrand-Krajewski J.-L., de Bénédictis J., Hochedlinger M., Lettl W. (2006). Practical aspects, experiences and strategies by using UV/VIS sensors for long-term sewer monitoring. *Water Practice and Technology*, 1(1), 8 p.
- IFEN (2006). L'eau. In « *Les synthèses Ifen – Edition 2006* », Paris (France) : IFEN – Institut Français de l'Environnement, 193-234.
- Lepot M. (2007). Métrologie en hydrologie urbaine : pré-validation automatique de mesure en continu & utilisation de la turbidité pour évaluer les flux de MES et DCO. Villeurbanne (France): INSA-Lyon / ENGEES, rapport de travail de fin d'études, 49 p + annexes.
- UN (2003). *World population prospect. Urban and rural areas*. <http://www.un.org/esa/population/publications>
- Wasson, J.G. ; Villeneuve, B. ; Garcia Bautista, A. ; Chandesris, A. ; Pella, H. ; Mengin, N. ; Dobiasova, M. ; Bacikova, S. ; Murray Bligh, J. ; Timm, H. ; Iital, A. (2006). How to reach a Good ecological status in rivers? Large scale models allow to identify regional pressures in European countries (France, UK, Slovaquia, Estonia). In: *Man and River systems ; Interactions among Rivers, their Watersheds and the Sociosystem ; extended abstracts booklet*, p. 267-270

Le transfert du phosphore à l'échelle du bassin versant : ordres de grandeurs, mécanismes et relations avec les activités humaines

Jean-Marcel DORIOZ, *UMR INRA Carrtel*

Le transfert du phosphore à l'échelle bassin versant : ordres de grandeurs, mécanismes et relations avec les activités humaines

Jean-Marcel DORIOZ – INRA (CARRTEL, INRA -Université de Savoie)

La pollution des milieux lenticques et de certains milieux marins par le phosphore se manifeste par l'eutrophisation, surproduction végétale dont les conséquences s'apparentent à celles d'une pollution organique. L'essentiel du phosphore est fourni par les affluents et provient des bassins versants. Raisonner les stratégies de maîtrise de l'eutrophisation suppose donc de comprendre comment s'effectuent les transferts hydrochimiques du phosphore, quels en sont les régulations, les facteurs clés, les zones actives, les périodes critiques, comment et à quels pas de temps s'organisent les relations entrées-sorties et stocks-flux. En conséquence, tout le problème est donc de caractériser, dans un ensemble territorial et hydrologique aussi complexe qu'un bassin versant, les enchaînements de processus et les structures qui pilotent i) l'acquisition de la charge en phosphore des eaux, ii) son transport et finalement iii) son exportation à l'exutoire. En d'autres termes, il s'agit de comprendre le bassin versant en tant que « système de transfert » du phosphore. C'est une contribution à cette réflexion globale sur les grandes caractéristiques de la dynamique du P à cette échelle, qui est proposée dans ce texte. Notre analyse s'appuie sur des études de bilans et de dynamiques de transferts du P dans des bassins de référence ruraux de taille moyenne (notamment des sous-bassins du Léman, Pilleboue 1987 ; Jordan-Meille et al, 1998; Dorioz et al, 2004 ; Wang et al, 2004)

1. Etat et distribution du phosphore dans les bassins versants

1.1. Entrées de phosphore total

Les entrées de phosphore (toutes formes confondues ou « P-total ») dans un bassin versant sont très variées (Pellerin et al 2004). Elles comprennent des composés apportés i) par l'altération des roches (<0.5 kgP/ha /an), les précipitations (de 0.5 à 1 kg P/ha /an), les engrais (quelques dizaines de kgP/ha /an), ii) par l'alimentation humaine et animale et iii) les phosphates à usage lessiviel et industriel. Les apports domestiques totaux (métabolisme + lessives) représentent actuellement de 2.5 à 3 g/jour/hab. Toutes ces entrées, même dans les bassins anthropisés, sont rarement à l'origine d'apports directs significatifs au réseau hydrographique. Elles alimentent en fait des structures du bassin qui fonctionnent comme des lieux de stockages à plus ou moins long terme et où, en général, se poolent plusieurs entrées. Ces stocks constituent les véritables émetteurs, délivrant le P vers les rivières. Les émissions vers les récepteurs sensibles sont tamponnées par ces dynamiques de stockage.

Les sédiments fluviaux (ou autres) peuvent représenter des stocks important Dans les milieux terrestres, en raison de la forte affinité du phosphore vis-à-vis des phases solides minérales et biologiques, le stock se constitue préférentiellement dans la biomasse et dans les horizons de surface des sols. Les sols sont souvent la structure de stockage dominante des bassins : 1 à plusieurs T de P-total/ha résultant de l'accumulation de produits associés à la pédogénèse et à l'histoire agricole, quantité énorme par rapport aux flux annuels agronomiques (de l'ordre de quelques dizaines de kg/ha/an) ou aux flux transférés des sols au réseau hydrographique (du décagramme au kg par ha de bassin /an). En conséquence, un bassin agricole et/ou naturel, est totalement hors d'équilibre en terme de bilan de P-total et ceci même sur des pas de temps longs.

La situation est à priori différente pour les entrées de P-total associées aux activités domestiques: en général, elles sont émises dans les rivières sous forme d'eaux usées, à l'issue d'un transfert relativement rapide qui se compte plutôt en semaines ou en mois, dans les systèmes de collecte et de traitement. Une fraction du P-total est retenue dans les boues produites par les stations d'épuration et parfois recyclé sur les sols.

En résumé, la diversité des entrées et la complexité des trajets avant l'émission dans le réseau hydrographique, limitent la possibilité d'établir précisément des relations entre entrées dans le bassin et sortie à l'exutoire.

1.2. Sorties à l'exutoire, impacts potentiels sur l'eutrophisation et spéciation du phosphore

Le phosphore est collecté et transféré par les écoulements de surface. Les transferts dans les eaux, s'effectuent à la fois sous forme d'ions orthophosphates (« ortho-P »), de composés organiques dissous et de composés associés ou participant à des particules (Robert, 1996). La différenciation entre dissous et particulaire n'est pas évidente; elle est établie par une limite standardisée de filtration: le P-particulaire (« P-part ») représente ainsi la fraction non filtrable à 0.45 ou 0.70 μm . L'ensemble des composées filtrables ou P-total eau filtrée (« P_{tef} ») rassemble majoritairement des formes dissoutes, assimilables par végétaux, soit directement soit après hydrolyse.

Le P-part constitue souvent la forme dominante dans les eaux de surface. Il comprend une multitude de composés dont l'identification détaillée n'est ni opérationnelle ni vraiment pertinente pour un diagnostic environnemental. En fait, les matières en suspension (MES) et la fraction P-part associée, dans le contexte de l'eutrophisation doivent être caractérisées globalement et en terme de :

- «pouvoir fixateur» c'est-à-dire d'aptitude à piéger ou à libérer des ions PO_4 ; ce paramètre oriente la dynamique d'échange eau/solide lors du transfert et dans le milieu récepteur;
- «biodisponibilité potentielle», aptitude à fournir un flux d'ions PO_4 assimilables pour les plantes.

Ces 2 propriétés dont la mesure est souvent laborieuse, sont cruciales pour évaluer les impacts d'une charge de P-part sur un milieu aquatique. Un effet différé du P-part doit aussi être considérée. Dans les milieux aquatiques récepteurs, une fraction du P-part rejoint les sédiments d'où il peut être remobilisé, soit physiquement par exemple lors de crues ou de brassages, soit à la faveur de conditions anaérobies qui favorisent la libération de PO_4 péalablement « piégé » par des composés du Fer.

En résumé, l'impact eutrophisant d'une charge de P-total sur un milieu récepteur, dépend donc à la fois des quantités et la qualité du P transféré. Le type et de l'état du milieu récepteur compte également d'où des difficultés pour fixer les normes de phosphore des milieux aquatiques (Barroin, 1992). Actuellement, sont considérées comme des seuils pour l'eutrophisation, pour les lacs 30-50 $\mu\text{gP/l}$ et pour les fleuves 75-100 $\mu\text{gP/l}$.

1.3. Rétentions et stockages

Rétention au niveau des sols (Robert, 1996)

Dans les sols, le P existe sous des formes organiques et minérales appartenant aux phases solide (composants biologiques inclus) et liquide. La proportion de dissous est toujours très faible (<1% du P-total) en relation avec une dynamique biogéochimique privilégiant la fixation et l'insolubilisation des formes ioniques. Aux rapports de dilution prêts, les mêmes phénomènes et orientations s'observent dans les sédiments et les suspensions.

Dans les écosystèmes forestiers, le pouvoir fixateur des sols et de l'écosystème, combiné à l'effet protecteur du couvert végétal, exerce un fort contrôle sur les transferts de P-total vers les

écoulements, d'où les faibles teneurs moyennes (typiquement $<10/20\mu\text{gP/l}$) des eaux émises par ces milieux. Dans les milieux anthropisés, moins efficaces en terme de contrôles, beaucoup plus favorables au développement des transferts érosifs, la charge moyenne en P-total des eaux de surface s'accroît considérablement (pour atteindre jusqu'au mg/l). En général les eaux d'infiltration restent peu chargées. Cependant en cas de surfertilisations cumulées, une accentuation notable des pertes dans les eaux de subsurface ou de drainage peut se manifester.

En milieu rural, le pouvoir fixateur des sols est aussi sollicité pour retenir le P des eaux usées rejetées dans des puits maladroïtement qualifiés de « perdus ». Rien ne permet actuellement de suspecter un transfert massif de P vers les eaux profondes à partir de ces dispositifs, mais cet état est peu surveillé.

Rétentions au niveau paysage, dans les zones tampons

Certaines structures de paysages interceptent et retiennent une part des flux de P-total émis par les sols et tendent ainsi à atténuer les transferts vers le réseau hydrographique. Ce contrôle de la charge en P, qualifié d'effet tampon, existe dans certaines composantes semi-naturelles du paysage (lisières de forêts, ripisylves, haies, marais, prairies du voisin ...) dans des aménagements hydrauliques (tranchées filtrantes...) ou enfin dans des zones herbacées spécifiquement implantées à cet effet et dénommées « dispositifs enherbés ».

Les effets tampons se manifestent diversement, par des stockages, des réductions de flux, des délais de transfert... Toutes les formes du P-total sont concernées par les effets tampons mais avec l'effet est plus marqué sur le P-particulaire total que sur sa fraction biodisponible et que sur l'ortho-P. La quantification globale de ces effets à l'échelle bassin versant, est difficile. On constate néanmoins, dans des situations de référence, des réductions de charge non négligeables. Ainsi, l'aménagement systématique de zones tampons dans un grand bassin céréalier au Québec, permet une baisse globale de 30% du P-total exporté, dès la première année (Michaud et al, 2005). Mais, dans la mesure où aucune transformation bio-géochimique n'est susceptible de réduire les quantités totales stockées (P est non volatil), le phosphore et les érodats tendent à s'accumuler dans toutes les zones tampons, si bien qu'à terme, une saturation des sols de celles-ci semble inévitable.

Rétention dans le réseau hydrographique

En conditions d'étiage et dans les portions du réseau hydrographique à teneurs élevées en P-tes et ortho-P (état fréquent, associé à des rejets d'eaux usées), se manifeste une dynamique d'insolubilisation et de rétention du phosphore. L'ortho-P est partiellement transformé en P-particulaire (sorption, absorption, précipitation) puis stocké au niveau des sédiments et/ou des biofilms, soit directement, soit après décantation. Cette rétention provoque un enrichissement des dépôts sédimentaires en P-total, surtout en P biodisponible, avec de très fortes teneurs en P-dissous dans l'eau interstitielle des sédiments (Pilleboue, 1987). Du phosphore se stocke dans le réseau hydrographique.

Au-delà de l'identification des phénomènes impliqués dans la création de ces stocks, il est important d'évaluer les quantités en cause et leurs impacts sur les bilans à l'échelle bassin versant. Les mesures directes de rétention sont rares: dans les habitats types d'une rivière d'ordre inférieur du Vermont (USA) impactée par les eaux usées, le stock de P retenu varie de 1 et 30 g de P-total /m², soit à une dizaine de kg/km de rivière, stock non négligeable au regard des flux exportés à l'exutoire. Il n'existe pas à notre connaissance de données équivalentes pour les fleuves; la rétention prise en considération est surtout celle qui intervient au niveau les barrages ou des plaines alluviales lors d'inondations. D'autres estimations sont faites indirectement à partir de bilans entrées-sorties de tronçons du réseau hydrographique (Pilleboue, 1987; Dorioz et al, 2004). Les données disponibles convergent: la rétention du P en basses eaux dans les rivières pollués par les eaux usées, génère des stocks significatifs qui résultent d'une transformation de P-dissous en P-particulaire. Dans les rivières de la région lémanique, les stocks ainsi créés atteignent souvent des valeurs supérieures à celle des exportations moyennes réalisées en fortes crues et

sont une composante significative du bilan annuel (Quétin et al, 2005). Les rivières méditerranéennes polluées et intermittentes, constituent un cas extrême bien étudié par Grillot (2007).

2. Typologie des émetteurs de phosphore : une opposition fonctionnelle fondamentale entre diffus et ponctuel

2.1. Les émetteurs ponctuels

Les sources ponctuelles émettent le phosphore vers les eaux de surface indépendamment des conditions météorologiques, selon un rythme correspondant à celui des activités humaines qui les génèrent. Il s'agit d'émissions associées aux activités domestiques, agricoles ou industrielles, toujours bien localisés dans l'espace (tuyaux) mais plus ou moins bien répertoriées administrativement. Le cas type est cependant celui des égouts domestiques déversés dans le réseau hydrographique, après un système de collecte et de traitement plus ou moins efficace (avec ou sans déphosphatation, fuites...).

Au delà des têtes de bassin, tout le réseau hydrographique français est affecté par des sources ponctuelles. Elles constituent l'origine dominante du P de nos rivières et fleuves lors des étiages et tarissements. Elles rejettent dans le milieu aquatique des eaux très concentrées en P avec large prépondérance de P-dissous. La lutte contre ce type de pollution repose sur des réductions à la source et des technologies pour collecter et traiter la pollution.

L'évaluation des sources ponctuelles d'un bassin nécessite soit sur des mesures (flux en sortie de station d'épuration par exemple) mais les données sont rarement complètes, soit sur des calculs du type, nombre d'habitants x ratios (rejets par habitant, taux de collecte, taux de déphosphatation...). Ce type de calcul, appliqué au niveau national, en considérant une densité de 100 hab. /km² et des taux moyens de rétention de 30% permet d'évaluer à environ 0.8 kg P/ha/an, les rejets ponctuels domestiques, pour l'essentiel sous des formes biodisponibles potentiellement. A ce flux s'ajoute les divers autres rejets ponctuels rarement évalués mais non négligeables et constitués eux aussi de P-biodisponible.

2.2. Les émetteurs diffus

Le P diffus entre dans le réseau hydrographique par intermittence, selon un rythme piloté par celui des crues. Il provient des sols agricoles mais pas exclusivement: les sols naturels, les berges ou les sols urbains sont d'autres fournisseurs à ne pas négliger. Il est mobilisé principalement par les écoulements superficiels lors d'épisodes pluvieux. A l'image des filets d'eau ruisselant sur les parcelles, aucun point précis d'entrée ne peut être déterminé si bien qu' il est difficile d'échantillonner le P diffus à la source.

Les apports diffus de P au réseau hydrographique sont accompagnés de grandes quantités d'eau et, en général, de grandes quantités de matières en suspension. Les formes particulières sont souvent dominantes. La variabilité des concentrations et des flux est très forte et répond surtout à la variabilité hydrométéorologique et à celle des états des sols. Les apports diffus sont donc difficiles à échantillonner, à normer et sont rarement collectables pour traitement. En conséquence, leur maîtrise repose presque exclusivement sur la gestion des pratiques et l'aménagement des terres et des bassins.

Les exportations de phosphore diffus à l'exutoire des bassins sont pilotées par nombreux facteurs. Le mode d'occupation des sols (MOS) représente une synthèse de nombre d'entre eux; il est de ce fait souvent considéré comme un indicateur du contrôle global qui s'exerce sur les exportations, dans un paysage donné (Wang et al, 2004). Ceci justifie d'associer pour une première approche chaque grand type de MOS (forêts, cultures...) à un «flux spécifique» (exprimé en kgP/ha/an) qui représente la valeur moyenne du flux exporté annuellement à l'exutoire de bassins de références présentant le même type de MOS.

Les flux spécifiques moyens varient de moins de cent gramme /ha/an pour les MOS peu anthropisés, à 2–3 kg /ha /an pour certaines cultures. Les zones de cultures présentent des flux spécifiques toujours nettement supérieurs à celui des zones naturelles ou peu anthropisés (>5 fois) mais très variables d'un site à l'autre, les flux spécifiques maximum étant enregistrés dans les cultures intensifiées et érosives. Les prairies intensifiées fournissent en général une contribution intermédiaire (maximum habituel 1 kg/ha/an), avec une relativement forte proportion de P-dissous (>50%). Le diffus des herbages extensifs se situe au niveau de celui des zones naturelles.

2.3. Le bruit de fond

Le bruit de fond est une composante souvent négligeable de la charge en P du réseau hydrographique. Il s'agit de P-dissous échappant au pouvoir fixateur des sols et transféré à travers sols et sous sols et qui génère les très basses concentrations des eaux de nappes (en région calcaire < 10 µg Ptotal/l). Il représente de ce fait le seul apport notable de P des périodes de basses eaux dans les têtes de bassins naturels et peut servir de référence.

3. Fonctionnement du système de transfert : stocks des zones actives et flux

3.1. En période de basses eaux : création de stocks dans le réseau

Les « basses eaux » représentent les périodes de tarissement ou d'étiage. Les seules entrées d'eau significatives dans le réseau hydrographique s'effectuent alors à partir des nappes, des sources voire des rejets d'eaux usées. La charge en P des eaux provient donc à la fois du bruit de fond (faible, peu variable et souvent négligeable) et des rejets ponctuels associés aux activités humaines (en général >>bruit de fond). P se trouve essentiellement sous forme P-dissous. Lors de son transport en rivière il est soumis aux mécanismes de rétention décrits précédemment.

L'expérience acquise dans des rivières Lémaniques montre que la rétention du phosphore en basses eaux est un phénomène cumulatif. Son l'intensité à l'échelle du réseau hydrographique, dépend de 2 facteurs principaux : la quantité moyenne de P injectée dans le réseau hydrographique par les rejets d'eaux usées et le débit moyen de la période considérée. La rétention est d'autant plus forte que les débits des basses eaux est faible (elle représente dans nos études jusqu'à 75% des entrées) ; elle décroît régulièrement pour des périodes à débit plus élevées. Au-delà d'un débit seuil, la rétention devient négligeable et tout le P-total entrant dans le réseau est transféré vers l'exutoire. En deçà de ce débit seuil, la rétention du P est proportionnelle au débit et crée un stock spécifique au réseau hydrographique et qui semble s'accroître tant que durent les basses eaux (Dorioz et al , 2004).

3.2. Fonctionnements du système de transfert lors des crues : variabilité de la relation stock flux

Crues de périodes sèches ou de reprises hydrologiques. Lors des crues consécutives aux périodes favorables à la rétention, le phosphore stocké dans le lit de la rivière est remis en circulation. Le stock remobilisé peut alors être une composante prédominante du bilan des exportations de P. Un tel type d'épisode hydrologique offre à l'exutoire, des caractéristiques hydrochimiques différentes à la fois celles des périodes de basses eaux et de celles des autres crues, en terme de flux, de relation concentration-débit et de composition du P exporté (proportion d' ortho-P très élevées, fort décalage entre débit et les divers pics de P, flux proportionnels aux stocks préalablement accumulés en basses eaux, charge en P élevée des MES ->1500 ppm-avec une biodisponibilité forte...). Dans les bassins lémaniques étudiés 30 à 40 % du P-particulaire exporté annuellement résulte de ce type de fonctionnement (Dorioz et al, 2004).

Le fonctionnement de base correspondant est le suivant: (1) l'eau provient du ruissellement sur des surfaces imperméabilisées ; cette eau présente certes une charge en P mais (2) le P dissous et particulaire est fourni pour l'essentiel par la remise en circulation des stocks associés au lit de la rivière (3) pendant la crue, les sources ponctuelles restent actives mais négligeables par rapport aux flux exportés. Bien entendu dans le détail les phénomènes sont plus complexes mais /a

réponse du bassin en tant que système de transfert du P résulte toujours de la même combinaison entre « zone active (= zone imperméabilisée)- stock mobilisé (= sédiments rivières) - signal à l'exutoire et caractéristiques du P exporté (donc impact potentiel).

Crues de périodes pluvieuses. Les autres types de crues présentent un régime et des signaux très différents. Elles surviennent en saison pluvieuse. Les conditions antérieures de débit et de précipitations n'ayant pas permis de créer un stock notable dans la rivière et/ou sur les surfaces imperméabilisées du bassin, le P exporté est fourni surtout par les sources diffuses agricoles. L'état hydrique et physique du bassin définit les zones où s'organisent les écoulements de surface qui mobilisent et « extraient » du P-total à partir des stocks des sols.

Les modalités d'acquisition de la charge en P-total à partir des sols lors de ce type de crue, sont variables dans l'espace et dans la saison (Jordan Meille, 1998). Mais dans un bassin donné, à l'échelle annuelle, les quantités de P-total émises dépendent des volumes écoulés en crue, alors que la qualité du P (spéciation, biodisponibilité...) dépend surtout des pratiques, en premier lieu de la fertilisation. Des zones tampons interviennent également pour moduler plus ou moins la quantité et la qualité du P transféré.

Dans ce contexte, le supplément d'eau générant la crue (ruisselé) et le P-total proviennent globalement des mêmes zones actives, d'où des pics de P-total, MES et débit assez groupés. La puissance de la crue est un facteur d'augmentation des teneurs en P-particulaire et de dilution du P-tot, à l'exutoire. Les MES sont peu chargées (500 ppm) et la biodisponibilité du P-particulaire est plus réduite que précédemment. *Il s'agit donc d'un fonctionnement du système de transfert associant: les stocks mobilisables d'un groupe d'émetteurs plus ou moins synchronisés (les sols des zones actives agricoles) – des voies de transferts (ruissellements) et un type d'exportation (quantité importante mais potentiel polluant relativement plus faible).*

3.3. Cycle saisonnier

Quelques combinaisons entre, zone active (écoulements) - stock mobilisé - connection – types d'exportations, définissent le fonctionnement du bassin en tant que système de transfert du P. Les séquences ne sont pas aléatoires et suivent une logique saisonnière (Jordan-Meille, 1998). Bien évidemment le modèle saisonnier peut être remis en question radicalement à la faveur d'événements exceptionnels, orages décennaux, sécheresse ou froid durable.

4. Discussion

Conséquence en terme de bilan de bassin

La complexité du système de transfert explique les difficultés rencontrées pour généraliser les résultats acquis dans des bassins de référence ou pour changer d'échelle. L'exercice du bilan de P d'un bassin s'en trouve aussi largement compliqué. Or, en absence de méthode fiable et courante pour différencier les origines du P sur la base de traçages chimiques ou isotopiques, ces bilans restent incontournables pour établir la part des divers origines et la responsabilité des divers classes d'activité humaine.

Le système de transfert du Phosphore

Définir le système de transfert d'un polluant à l'échelle bassin versant, consiste à caractériser ce qui, dans le fonctionnement d'un bassin, détermine les origines et la distribution des stocks de ce polluant, la contribution relative des divers types de sources aux exportations à l'exutoire, l'acquisition de la charge polluante des eaux, les relations stocks flux et les facteurs de contrôle de celles-ci dans les zones actives, enfin les effets du transport dans le réseau hydrographique (délais, rétention, changement de propriétés).

Pour le phosphore, nous avons montré que le système de transfert se caractérise par :

1) l'ordre de grandeur des rapports entre entrées/stocks /flux, avec notamment un saut quantitatif considérable entre stocks et flux; d'où les inerties du système ;

- 2) la diversité des entrées et des re-distribution dans les divers structures de stockage du bassin ;
- 3) la variabilité des mécanismes d'émission du P à partir de ces stocks, ce qui se traduit par une certaine diversité des relations entre stocks et flux selon la période hydrologique ;
- 4) un effet marqué de l'organisation des paysages et de la charge solide (MES ou sédiments), sur la dynamique de transfert et d'exportation à l'exutoire ainsi que sur la nature et donc la réactivité environnementale du P-total exporté.

Le fonctionnement de ce système s'organise autour de quelques combinaisons types zone active-écoulements -origines du phosphore- processus de transfert -exportation, sous l'effet régulateur des saisons, de l'hydrologie et des activités humaines.

5. Bibliographie restreinte

Barroin G., 1992. Dégradation et réhabilitation des eaux de surface chargées en phosphates. Dossier de la cellule environnement (INRA), Qualité de l'eau, 4, 145-159.

Dorioz J.M., Trevisan D., et Vansteelant J.Y., -1997- Transferts diffus de phosphore des bassins versants agricoles vers les lacs : impacts, ordre de grandeur, mécanismes. In L'eau dans l'espace rural. C. Riou, R. Bonhomme, P. Chassin, A. Neveu, F. Papy Ed. - INRA Edition, 249-264.

Dorioz J. M., Quétin P., Lazzarotto J., Orand A. -2004- Bilan de Phosphore dans un bassin versant du lac Léman : conséquences pour la détermination de l'origine des flux exportés. *Revue des Sciences de l'Eau* 17(3) : 329-354.

Grillot C -2006- « Analyse du fonctionnement hydrologique et des transferts d'azote et de phosphore dans une rivière intermittente en contexte karstique ». Université de Montpellier 2.

Jordan Meille L. -1998-. Mode de transfert du phosphore d'origine diffuse dans un petit bassin rural lémanique. Thèse EPFL-INRA-PARIS VI, 256 p.

Michaud A.R., Lauzier R., et M.R. Laverdière -2005. Mobilité du phosphore et intervention agroenvironnementale en bassin versant agricole: Etude de cas du bassin versant du ruisseau au Castor, tributaire de la rivière aux Brochets, Québec. *Agrosol* 16(1): 57-59.

Pellerin S., Morel C., et Dorioz J.-M.- -2005 - Bilan environnemental du phosphore. Girard et all. Eds. Paris, Dunod. Chap. 28, p. 1-18.

Pilleboue E. -1987- Origines, bilans et mécanismes de transfert du phosphore et de l'azote d'un bassin versant vers un lac. Thèse Paris VI. 251 p.

Robert M., -1996- Le sol : interface dans l'environnement, ressources pour le développement. Masson ed., Paris, 241 p.

Wang D., Dorioz J.-M., Trevisan D., Braun D.C., Windhausen L.J., Vansteelant J.-Y.- 2004 – Using a landscape approach to interpret diffuse phosphorus pollution and assist with water quality management in the Basins of lake Champlain (Vermont) and lake Léman (France). In :Lake Champlain : partnership and research in the New Millenium. Manley T. and all Eds. Kluwer Acad. 2004 ; p. 159-189. (827)

Flux de métaux et de radioéléments artificiels dans le Rhône et apports au Golfe du Lion

Olivier RADA KOVITCH, *CEREGE-UPCAM*
Frédérique EYROLLE, *IRSN*

Flux de métaux et de radioéléments artificiels dans le Rhône et apports au Golfe du Lion

RADAKOVITCH¹ O., EYROLLE² F., OLLIVIER¹ P., ROLLAND² B.,
BOUISSET³ P., HAMELIN¹ B.

1 – CEREGE, Université Paul Cézanne Aix Marseille III, BP 80, 13545 Aix-en-Provence.

2 – IRSN, Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, DEI/SESURE/LERCM, BP3, 13115 Saint Paul Lez Durance.

3 – IRSN, Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, DEI/STEME/LMRE, Bois des Rames Bât.501, 91400 Orsay.

Entre 2001 et 2003, de nombreux éléments chimiques ont été mesurés sur les phases particulaires et dissoutes du Rhône dans le cadre de 2 programmes de recherche : la Zone Atelier ORME et le Programme National d'Environnement Côtier (PNEC). Les données obtenues couvrent l'ensemble des débits depuis les étiages jusqu'aux crues l'origine et la nature des flux de radioactivités exportés par le Rhône vers le milieu marin. Cette étude a pu être réalisée par la mise en fonctionnement de la station observatoire du Rhône en Arles (SORA) toujours en opération. Plusieurs métaux et radioéléments majeures de 2002 et 2003 et permettent ainsi d'avoir une vision globale du transfert de ces éléments dans le Rhône. Parallèlement à ce travail (2002-2004), l'IRSN a conduit des travaux afin de préciser ont donc été suivis dans ces deux cadres et nous présentons ici une synthèse des résultats, qui sont décrits plus précisément par Ollivier (2006) et Rolland (2006).

La distribution des métaux et des radioéléments artificiels entre phase particulaire et dissoute est fonction de leur origine (apports atmosphériques ou par lessivages des sols, rejets industriels,...) et de réactions chimiques telles que : précipitation/dissolution, adsorption/désorption ou encore échange ionique. Un tel ensemble de paramètres peut conduire à des variations au cours du temps de cette distribution, mais les données acquises montrent, au moins pour certains métaux, une tendance globale qui peut permettre d'extrapoler les flux exportés du Rhône à partir des seules valeurs de débits liquides et solides.

Les années hydrologiques 2001 à 2004 sont caractérisées par 4 crues majeures : mars-avril 2001 liée à des précipitations dans la partie Nord du bassin; septembre et novembre 2002 puis décembre 2003, toutes trois liées à des événements intenses dans la partie Sud du Bassin. Les concentrations de matière en suspension (MES) mesurées sur cette période varient de 3 à 2911 mg/l, une gamme de variation beaucoup plus importante (facteur 970) que celle des débits liquides (facteur 43). Les valeurs maximales de MES sont obtenues pendant les crues, juste avant que le maximum de débit liquide soit atteint. Enfin, toutes ces crues montrent des hystérésis dans les relations MES-débits liquides : à débits égaux, les MES sont plus concentrées en montée de crue qu'en décrue.

Variations des concentrations de métaux dissous :

Le pH varie de 7,5 à 8,3 avec une moyenne de 7,9. Les concentrations en métaux dissous (Ni, Cu, As, Sb, Pb et Zn) montrent une gamme de variation d'un facteur 2 à 3 seulement (pour chaque métal) avec toutefois de forts écart-types atteignant jusqu'à 58 et 93% pour le Zn et Pb.

La relation entre ces concentrations et les débits liquides permet de distinguer trois groupes d'éléments. Le premier comprend tous les éléments majeurs (Ca, Na, HCO₃...) auxquels on peut rattacher le Zn et Mo (figure 1). Pour ce groupe (surtout pour les majeurs), les teneurs diminuent avec l'augmentation du débit liquide en relation avec un phénomène de dilution classique (Walling et Webb, 1983). Elles montrent une hystérésis inverse avec des teneurs plus fortes en montée de crue, généralement associé en début d'épisode pluvieux au lessivage rapide de matériel solubles disponible sur les sols.

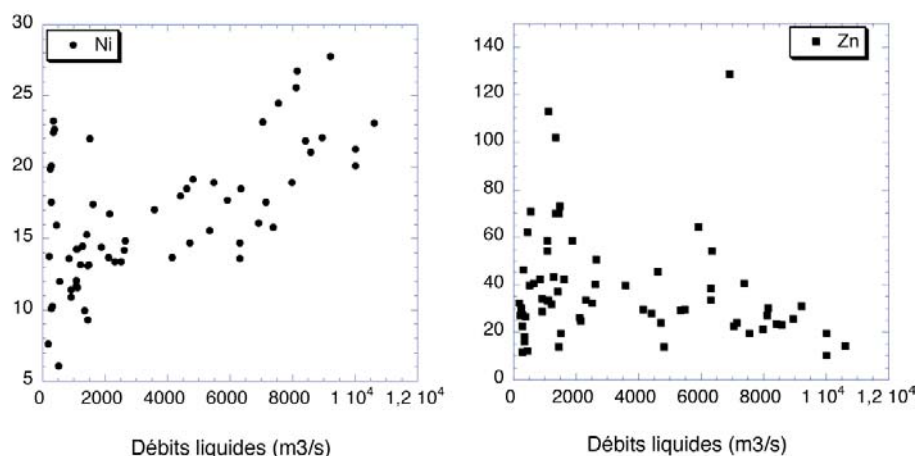


Figure 1: Concentrations en Ni et Zn dissous (micromole/l) dans le Rhône en fonction du débit liquide.

Pour Ni, As et Sb, les relations avec le débit liquide sont au contraire positives (figure 1). Cette tendance pour As et Sb est surtout due à de fortes valeurs enregistrées lors des crues de septembre et novembre 2002. Ollivier *et al.* (2006) ont rattaché cette particularité à une plus forte contribution des affluents cévenols qui drainent des roches silicatés mais également des résidus miniers. Les variations pour le nickel pourraient être dues au même phénomène, mais sa tendance à l'augmentation avec le débit est beaucoup plus généralisée. Enfin, le dernier groupe est formé par le Cu et le Pb qui ne montrent pas de relations significatives avec le débit liquide.

Très peu de mesures de radioéléments artificiels dissous ont été faites de par la difficulté d'analyse et le fait que la majorité de ces éléments sont très fortement associés aux particules.

Variations des concentrations de métaux et radioéléments particuliers :

Les teneurs moyennes en métaux traces dans les particules du Rhône sont dans l'ordre suivant: Ti > Mn > Zn > Cr > Ni ≈ Cu > Co ≈ Pb > Sb > Cd ≈ Bi. La plupart des concentrations particulières décroissent avec l'augmentation du débit liquide (et solide) jusqu'à atteindre des valeurs plus ou moins constantes durant les crues (figure 2). Cette tendance est également observée pour le ¹³⁷Cs et les isotopes du Plutonium et traduit pour partie l'augmentation de la proportion de sédiments ou de sols anciens non affectés par des pollutions de surface (sédiments remaniés, érosion de berges). Ainsi, l'augmentation des concentrations particulières du ²³⁸Pu et des rapports d'activité ²³⁸Pu/²³⁹⁺²⁴⁰Pu lors de la crue de décembre 2003 révèle en montée de crue le déstockage de sédiments accumulés en aval du point de rejet des effluents du centre de Marcoule, puis l'épuisement des stocks disponibles en descente de crue (figure 3; Rolland 2006). Il

faut toutefois pour les radioéléments artificiels prendre aussi en compte l'arrêt réglementaire des rejets liquides à partir de 4000 m³/s.

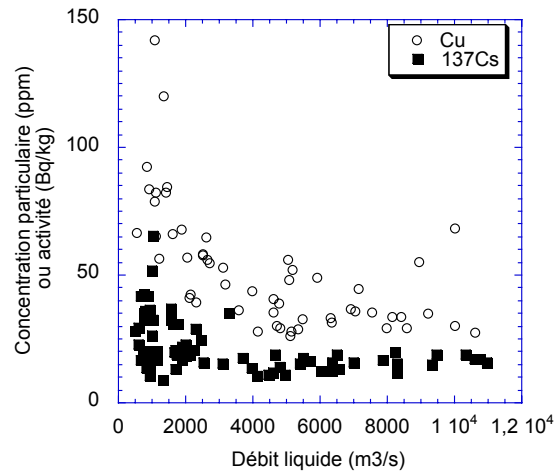


Figure 2: Variations des concentrations en Cuivre particulaire (ppm) et des activités massiques de ¹³⁷Cs (Bq/kg) dans les MES du Rhône en fonction du débit liquide.

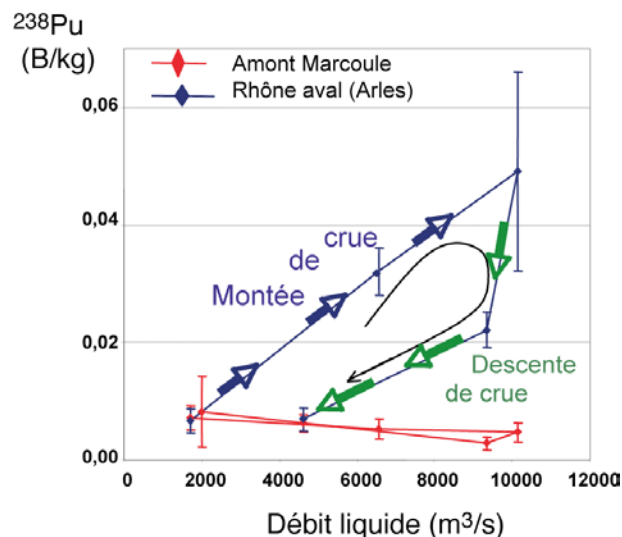


Figure 3 : Activités massiques en ²³⁸Pu mesurées dans les MES en amont et en aval du centre de retraitement de Marcoule lors de la crue exceptionnelle de décembre 2003.

Une manière d'évaluer l'impact de la pollution anthropique des métaux est d'établir les facteurs d'enrichissement (FE). Ces facteurs sont calculés par un ratio entre deux rapports:

$$FE = ([X]/[Cs])/([X_{Fond}]/[Cs_{Fond}])$$

où $[X]/[Cs]$ est le rapport dans un échantillon de MES du Rhône de la concentration d'un métal X sur celle du Césium (stable). Cet élément (naturel dans ce cas, différent du ¹³⁷Cs) permet de s'affranchir des variations granulométriques. $[X_{Fond}]/[Cs_{Fond}]$ est le même rapport évalué pour des particules représentant le fond géochimique naturel, i.e. la teneur en métaux avant tout impact humain. Ce dernier rapport est difficile à estimer à l'échelle d'un bassin comme le Rhône, mais il a été mesuré par Roussiez et al (2005) dans des sédiments anciens du Golfe du Lion. La variabilité naturelle typique des FE est de 0,75 à 1,5; les valeurs supérieures dénotent une contamination anthropique. Les facteurs calculés pour le Rhône et les plus importantes rivières côtières du Golfe

du Lion sont tous inférieurs à 3,5 et peuvent être considérés comme modérés (Figure 4; Radakovitch et al., 2007). Le Cr, Co et Ni ont des teneurs proches du naturel, tandis que Pb, Cd, Cu et Zn révèlent de forts enrichissements sans doute liés à des apports anthropiques.

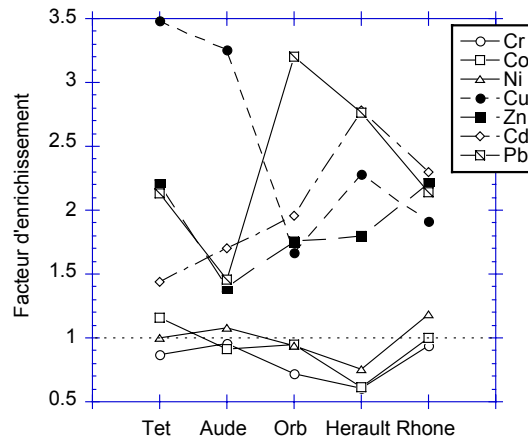


Figure 4 : Facteurs d'enrichissement des métaux particuliers dans les rivières du Golfe du Lion (d'après Radakovitch et al., 2007).

Estimations des flux dissous et particulaire sortants :

Les flux liquides annuels du Rhône calculés à partir des débits de la CNR à Beaucaire sont de 58,2 ; 50,2 ; 38,8 et 39,5 milliards de m³ de 2001 à 2004. Les flux de MES entre 2001 et 2003 ont été calculés par interpolations successives entre deux échantillons, excepté en montée de crue et décrue, périodes pendant lesquelles une courbe spécifique MES-débit est établie. Pour remonter aux valeurs totales du Rhône nous avons estimé que le Petit-Rhône représente 15% du flux solide total (Ibanez et al., 1997). Le flux moyen annuel sur les trois ans est de 7.25 10⁶ t, en très bon accord avec la moyenne de 7.4 10⁶ t.y⁻¹ extrapolée par Pont et al. (2002) pour la période 1967 – 1996 à partir d'une relation log Mes-log débit. La variabilité interannuelle est cependant très forte (5.1 10⁶ t en 2001, 10.9 10⁶ t, en 2002 et 4.8 10⁶ t en 2003) et est liée aux crues qui contribuent à 82%, 88% et 78% du transfert au cours des 3 ans.

Les flux de métaux dissous décroissent entre 2002 et 2003 en lien avec la diminution des flux liquide (figure 5). Les flux particuliers au contraire deux fois plus forts en 2002 qu'en 2001 sont eux associés à l'augmentation du flux de MES, et donc aux crues qui transportent, suivant les métaux, 70 à 90 % du flux total sur ces deux années. La quantité d'un métal exportée dans une phase ou dans l'autre dépend pour partie de son coefficient de distribution, c'est à dire sa faculté à être fixée sur les particules ou à rester en phase dissoute (le Zn par exemple se fixe très fortement sur les particules, tandis que Sb reste en phase dissoute). Mais ce coefficient varie peu sur les 3 ans de mesure. De même, les concentrations en phase dissoute et particulaire varient simplement d'un facteur 2 à 3 alors que le débit liquide varie d'un facteur 20 et le débit solide (en mg/s) d'un facteur 8000. Ce sont donc ces deux paramètres qui gouvernent majoritairement les flux de métaux exportés vers le Golfe du Lion. L'estimation d'un coefficient de distribution moyen et des débits liquides et solides précis peut donc permettre d'extrapoler de manière assez représentative les flux de métaux exportés. Cette approche ne peut toutefois pas reproduire des phénomènes caractéristiques liés à des variations particulières de MES pendant les crues (succession de crues), des apports spécifiques de métaux lors d'une crue (exemple de l'As et Sb cité ci-dessus) ou encore des pollutions accidentelles.

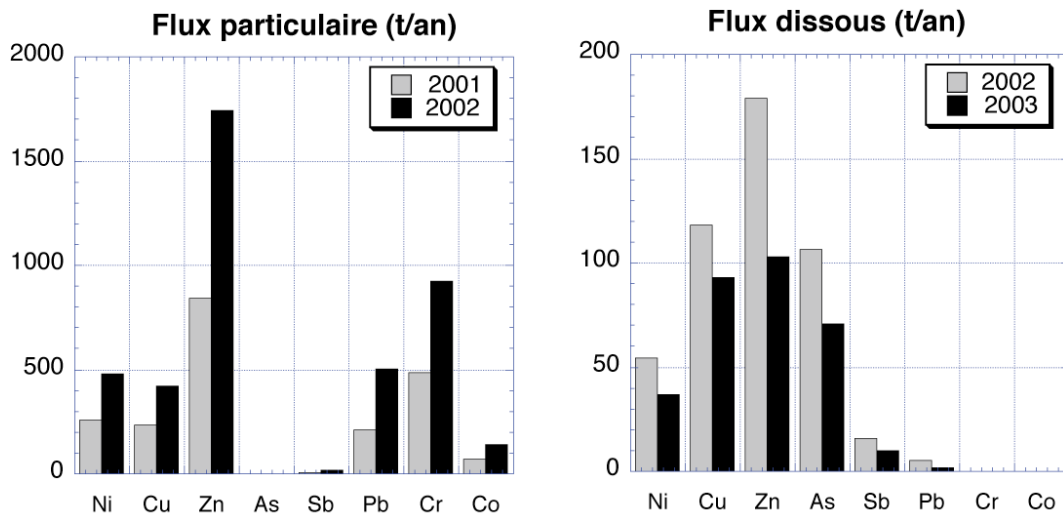


Figure 5 : Flux de métaux particuliers (année 2001 et 2002) et dissous (2001 et 2003) mesurés en Arles (données Ollivier 2006). Les années manquantes sont dues à des problèmes de mesures ou un manque de données.

Pour les radioéléments, les flux particulaires de ^{137}Cs et des isotopes du Pu constituent 90 % du flux total annuel, une proportion qui monte à 99 % lors des évènements.

Les rejets de radioéléments artificiels des installations nucléaires communiqués règlementairement par les industriels sont mieux contraints que les rejets de métaux pour lesquels certains rejets de PME sont méconnus. Cette connaissance des flux et concentrations de Pu rejetés a permis de mieux contraindre les autres sources. L'étude de ces éléments introduits dans les eaux du Rhône montrent que les reprises sédimentaires alimentent aujourd'hui 20 à 45% des flux annuels de ^{137}Cs , ^{238}Pu et $^{239+240}\text{Pu}$ (figure 6). Les rejets liquides directs émis par Marcoule sont compris entre 15 et 20% et les apports par drainage des sols marqués par les retombées atmosphériques constituent 35 à 65% des flux. Malgré la diminution drastique des rejets du centre de Marcoule au début des années 90, la contribution du centre de retraitement constitue, via ses rejets liquides contemporains mais surtout via la reprise des stockages sédimentaires lors des crues, 35%, 64% et 39% des flux annuels de ^{137}Cs , ^{238}Pu et $^{239+240}\text{Pu}$, respectivement.

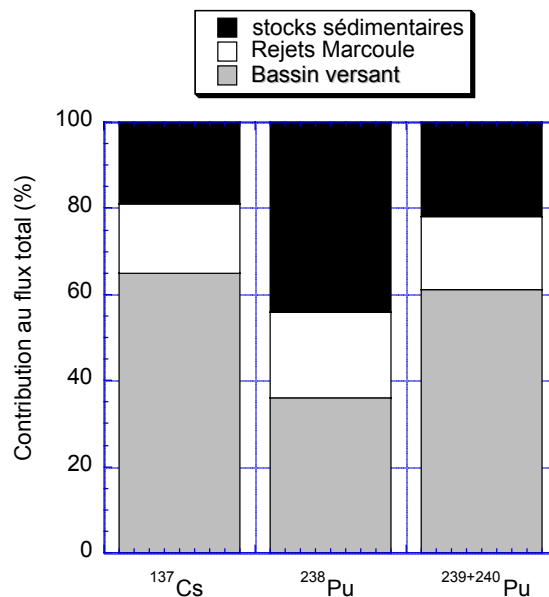


Figure 6: contributions respectives des stocks sédimentaires, des rejets de Marcoule et des apports du bassin versant au flux de radioéléments artificiels particuliers mesurés à Arles entre 2002 et 2004 (Rolland 2006).

Importance des apports au Golfe du Lion :

Les entrées de métaux dans le Golfe du Lion se font par trois voies préférentielles: les rivières, les dépôts atmosphériques et les rejets ponctuels de station d'épuration ou de zones urbaines, pour lesquels il n'existe pas actuellement d'estimation globale.

Radakovitch et al (2007) ont montré que les concentrations des métaux particulaires étaient similaires dans les principales rivières côtières alimentant le Golfe, exceptées pour le Cuivre plus élevé dans la Têt et l'Aude. C'est donc l'importance des apports solides qui gouvernent le flux à cette échelle, et les apports de métaux particulaires du Rhône représentent donc 80 à 90 % des apports totaux fluviaux (pour la période 2001-2003, caractérisée par de fortes crues du Rhône; Radakovitch et al., 2007).

Les données de phase dissoute n'existent pas pour faire ces comparaisons, mais le débit liquide du Rhône représentant là-encore 90 % des apports totaux au Golfe, les flux de métaux dissous doivent être dans la même proportion.

La comparaison des apports de rivières avec les dépôts atmosphériques est biaisée car on ne sait pas sur quelle surface ils se répartissent alors que les dépôts atmosphériques sont obtenus par mètres carrés. En supposant que ces apports sont stockés uniquement sur le plateau du Golfe du Lion, la figure 7 reporte une comparaison avec les dépôts atmosphériques évalués par Guieu et al (1997) et Elbaz-Poulichet et al (2001). Dans cette hypothèse, les rivières et le Rhône constituent la source majeure d'apports en métaux, exceptés pour le Zn et Cd en phase particulaire et pour le Zn et Pb en phase dissoute.

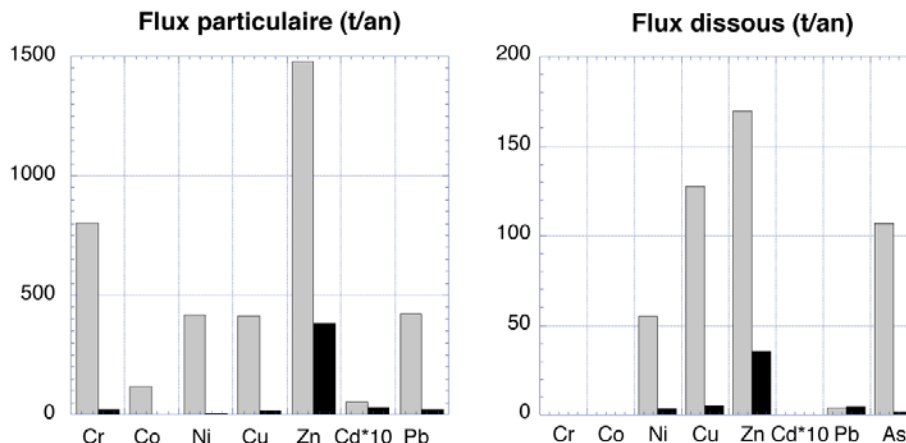


Figure 7 : Estimation des flux de métaux particulaires et dissous apportés au Golfe du Lion sur la période 2001-2003. Les apports de rivières sont en gris (d'après Ollivier (2006) et Radakovitch et al (2007) et les dépôts atmosphériques en noir (moyenne de Guieu et al (1997) et Elbaz-Poulichet et al (2001)). Les flux de Cd sont multipliés par 10.

Références

- Elbaz-Poulichet, F., Guieu, C., Morley, N.H., 2001. A reassessment of trace metal budgets in the western Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 42, 623-627
- Guieu, C., Chester, R., Nimmo, M., Martin, J.M., Guerzoni, S., Nicolas, E., Mateu, J., Keyse, S. 1997. Atmospheric input of dissolved and particulate metals to the northwestern Mediterranean. *Deep-Sea Res. II* 44, 655-674.
- Ibanez, C., Pont, D., Prat, N. 1997. Characterization of the Ebre and Rhône estuaries: A basis for defining and classifying salt-wedge estuaries. *Limnol. Oceanogr.* 42, 89-101.
- Ollivier P. 2006. Interface continent-océan : géochimie du Rhône (flux et bilan d'érosion) et transferts d'eaux souterraines en Camargue (apports des isotopes du radium). *Thèse de Doctorat, Univ Aix-Marseille III.*
- Ollivier P., Radakovitch O., Hamelin B. 2006. Unusual variations of dissolved As, Sb and Ni in the Rhône river during flood events. *Journal of Geochemical Exploration.* 88, 1-3, 394-398.
- Radakovitch O., Roussiez V., Ollivier P., Ludwig. W, Grenz C., Probst, J.L. Sous presse. Particulate heavy metals input from rivers and associated sedimentary deposits on the Gulf of Lion continental shelf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.*
- Rolland B. 2006. Transfert de radionucléides artificiels par voie fluviale : conséquence sur les stocks sédimentaires rhodaniens et les exports vers la Méditerranée. Thèse univ Paul Cézanne Aix Marseille III.
- Walling, D.E, Webb, B.W. 1985. Estimating the discharge of contaminants to coastal waters by rivers: some cautionary comments. *Mar. Pollut. Bull.* 16, 488-492

Dragages d'entretien du Rhône et flux polluants

Guy COLLILIEUX, *CNR*
Bernard CLEMENT, *ENTPE*

Dragages d'entretien du Rhône et flux polluants

Guy COLLILIEUX - Compagnie Nationale du Rhône
Bernard CLEMENT - Ecole Nationale des Travaux Publics de l'Etat

1. Contexte sédimentaire et travaux d'entretien du Rhône

La composante sédimentaire du Rhône est un élément majeur largement pris en compte dans le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des eaux (S.D.A.G.E.) du bassin Rhône-Méditerranée-Corse. Elle est à l'origine du volet transport solide de l'Etude Globale pour une stratégie de réduction du risque inondation dû aux crues du Rhône.

La perte de dynamique fluviale liée aux ouvrages sur le fleuve associée à la réduction des apports du bassin versant induisent un transport solide composé essentiellement de matières en suspension. Ainsi, le Rhône véhicule annuellement un flux de sédiments fins de l'ordre de 2 millions de tonnes en amont de Génissiat, de 8 millions de tonnes en aval de l'Isère et de près de 11 millions de tonnes sur Vallabrègues (Etude du transport solide du Rhône - Rapport de 2^{ème} étape, SOGREAH, 2001).

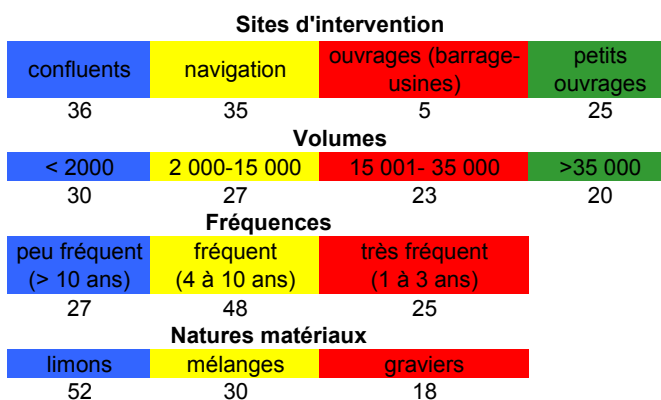
L'enjeu de la gestion sédimentaire réside dans la conservation des grands équilibres morphodynamiques et à travers elle les multiples fonctionnalités du fleuve.

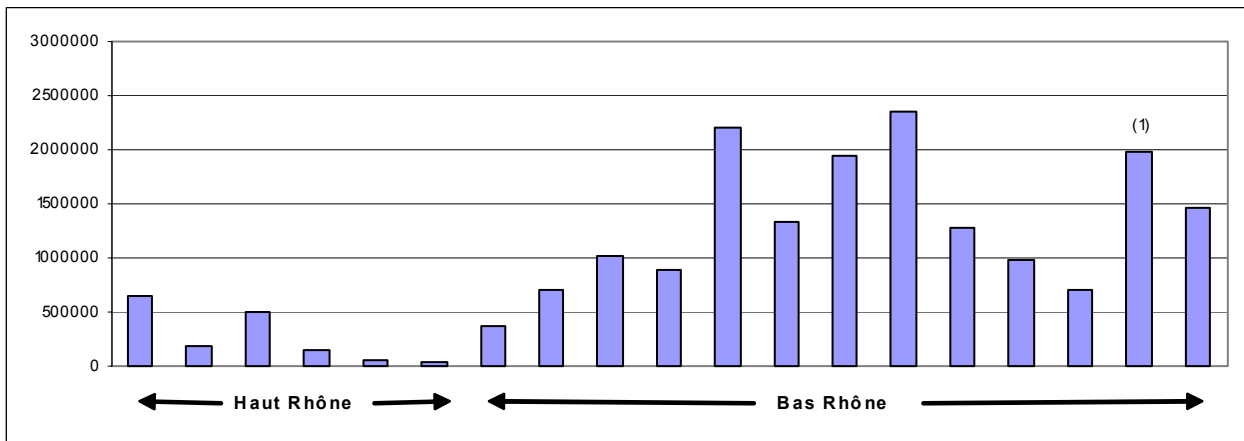
Ce transport sédimentaire impose à la CNR de connaître l'évolution des fonds du Rhône afin de garantir le respect dans le temps des obligations inscrites dans les Cahiers des Charges spéciaux des chutes. Les Directions Régionales de la CNR assurent ainsi une surveillance permanente et le cas échéant déclenchent des opérations exceptionnelles : les travaux de dragage notamment.

Au total, entre 1997 & 2006, 162 sites ont fait l'objet d'une intervention.

26 d'entre eux (16 %) sont localisées sur le Haut-Rhône. Une analyse sommaire des divers critères de chaque site donne les résultats suivants :

- La navigation représente 35 % des interventions et la non aggravation des lignes d'eau 40%.
- 30 % des sites intéressent des volumes inférieurs à 2000 m³. Les travaux portant sur des volumes de moins de 15 000 m³ représentent environ 70 % des opérations engagées sur la période.
- Environ 75% des sites sont entretenus fréquemment à très fréquemment (dans les 10 ans).
- Plus de la moitié des extractions intéressent des limons majoritairement remis en suspension par dragues aspiratrices. Les graviers crus sont observés sur moins de 20 % des sites.





(1) : fosse de compensation SNCF non incluse

Figure 1 : répartition par chute des volumes (m³) totaux dragués sur le Rhône sur la période 1987-2006

- Entre 1987-2006, les volumes dragués sont estimés à environ 19 millions de m³ soit une moyenne de l'ordre de 850 000 m³/an dont près de 75 % comportent des limons. La masse annuelle draguée sur chaque chute représente moins de 3% du transport solide en suspension transitant au niveau de chaque chute.
- Les sites et volumes dragués (tableau 1) les plus importants se situent essentiellement entre les chutes de Bourg-lès-Valence et Donzère-Mondragon. Pour cette raison, les observations seront en particulier axées sur ce tronçon notamment les chutes de Beauchastel et de Montélimar.
- Il s'agit dans une large mesure de limons. Les matériaux graveleux proviennent en majorité des apports des affluents du versant ardéchois (Doux, Eyrieux, Lavezon, Escoutay, ..).

2. Description de la contamination des matériaux

2.1 Référentiel utilisé pour caractériser les sédiments

Il n'existe pour l'instant aucune grille réglementaire d'interprétation relative à la qualité des sédiments en milieu fluvial, la nomenclature de la nouvelle loi sur l'eau précise à partir de critères physico-chimiques le mode d'instruction du dossier (autorisation ou déclaration).

Néanmoins, des outils nationaux voire internationaux existent, à savoir :

- certaines structures en charges de la gestion des matériaux de curages (VNF, Service de la navigation) ont mis en place des grilles « d'aide à la décision » permettant de définir l'usage ou le devenir des matériaux de dragages en fonction de leur qualité physico-chimique,
- l'approche nord-américaine est basée sur des niveaux d'effet (sediment quality assessment) guidelines, SQG ou SQAG). C'est une approche biostatistique fondée sur l'analyse statistique de la « co-occurrence » d'effets biologiques et de gradients de concentrations de micropolluants. Pour chaque substance on distingue un niveau de seuil d'effet (threshold effect concentration TEC) et un niveau d'effet probable (probable effect concentration PEC),

La Directive Cadre Européenne sur l'Eau positionne des niveaux de concentration dans l'eau voire les sédiments mais sans répondre aux préoccupations des gestionnaires que sont les niveaux de qualité, limitations des usages ...

Le SEQ EAU a été mis en place en France par le Ministère de l'Environnement et les Agences de l'Eau dans les années 1990 afin d'harmoniser et de moderniser les dispositifs d'évaluation de la qualité des eaux des cours d'eau. Les seuils des classes de qualité des sédiments à partir du SEQ-eau sont définis en fonction de :

- . concentrations mesurées sur des sites de référence,
- . résultats d'essais d'écotoxicité (en laboratoire)
- . effets écologiques observés in situ.

Les sédiments sont caractérisés à travers les paramètres suivants :

- Micropolluants minéraux (8 métaux : As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn)
- Pesticides (34 paramètres)
- HAP (16 paramètres)
- PCBs (somme de 7 congénères)
- Micro-polluants organiques (31 paramètres).

Une approche similaire est aussi menée sur les eaux et les sédiments.

Une confrontation des concentrations observées entre les grilles dont il est question ci-dessus (VNF et nord-américaine) et le SEQ-Eau fait ressortir pour les paramètres de base, une relative similitude des limites de qualité. Aussi le SEQ-Eau version 2 a-t-il été conservé comme système de référence dans cette étude pour les raisons suivantes :

- Une grande diversité de paramètres,
- La traduction de la qualité en termes d'usages de la ressource en eau,
- Une large utilisation au niveau national,
- Un langage commun et simple entre les gestionnaires et les collectivités (5 classes de qualité de très bonne à mauvaise associées à un code couleur).

2.2) les sources d'information sur la contamination des sédiments

Les sources essentielles d'informations sur la qualité des sédiments proviennent des données du Réseau National de Bassin (RNB) géré par l'Agence de l'Eau RMC et qui renseignent sur 12 stations implantées sur le Rhône et 13 stations intéressant les affluents du fleuve. Si la qualité générale des eaux est étudiée depuis les années 1970, les métaux sur les sédiments sont analysés depuis la fin des années 1980 alors que les micropolluants organiques apparaissent en 1991 voire 1995 à raison, en général, d'une campagne annuelle.

Les charges organiques notamment le COT et la granulométrie des sédiments ne sont pas analysées annuellement.

Dans le cadre de ses études, CNR s'intéresse aux taux de matières organiques, à la granulométrie, à la micropollution métallique (6 métaux), aux PCB indicateurs (7PCB) et aux HAP totaux. La CNR généralise la caractérisation systématique des sédiments avant chaque dragage.

2.3) Caractéristiques physicochimiques des eaux et des sédiments

Compte tenu de l'importance des dragages entre Valence et Donzère-Mondragon (Cf. § 1), l'étude repose sur les stations RNB de Charmes sur Rhône (aval Valence, station RNB n° 106650) et de Donzère (station RNB n° 113 000) qui caractérisent respectivement le cours amont et aval de ce tronçon.

Le flux en suspension

Sur ce tronçon du Rhône, les concentrations en suspension les plus faibles sont de l'ordre de 5 mg/l. Les chronologies des résultats du RNB conduisent à une moyenne des mesures de concentration en MEST de l'ordre de 30 mg/l sur les 2 stations de Charmes sur Rhône et de Donzère entre 1980 et 2006. Les épisodes de crue sont peu représentés, les débits supérieurs à 2500 m³/s (Q₂) étant très peu observés. Le transport solide annuel en suspension est estimé à 8 000 000 t/an (source : *Etude Globale Rhône*) pour un débit moyen de 1410 m³/s soit un taux de MEST moyen annuel de 180 mg/l.

Le calcul donne pratiquement le même taux à la station de Donzère (flux annuel en suspension de 8.300.000 tonnes/an, module 1490 m³/s).

La contamination entre Valence et Donzère 1995-2006.

Les limons du Rhône sont fins à grossiers et comportent parfois une fraction sableuse. Ils sont peu organiques, le taux de matières organiques est généralement voisin de 5 % et atteint rarement 8%.

Micropollution de l'eau

Les valeurs observées sont souvent faibles et inférieures aux seuils de détection analytique, ce qui rend difficile le calcul d'une moyenne sur la période d'étude (1995-2006). Le constat est le suivant :

- . des valeurs maximales pouvant temporairement déclasser le fleuve en mauvaise qualité,
- . les valeurs les plus fortes sont observées sur la station de Donzère,
- . chrome, cuivre et mercure sont les métaux les plus problématiques (tableau 1).

	Charmes sur Rhône		Donzère	
	min	max	min	max
Arsenic (µg/l)	< 1	6	< 1	17
Cadmium (µg/l)	< 0.5	< 2	< 0.5	< 5
Chrome (µg/l)	< 0.5	< 2	< 0.5	3.6
Cuivre (µg/l)	< 1	13	< 1	27
Mercure (µg/l)	< 0.1	< 0.2	< 0.1	2.9
Nickel (µg/l)	< 0.5	< 5	< 0.5	6
Plomb (µg/l)	< 0.2	< 5	< 0.2	32
Zinc (µg/l)	< 1	499	< 1	66

Classes de qualité :







	Très bonne qualité
	Bonne qualité
	Qualité moyenne
	Qualité médiocre
	Qualité mauvaise
	Seuil de détection inadapté au SEQ eau

Tableau 1 : concentrations en métaux des eaux à Charmes sur Rhône et Donzère

Les HAP sont constatés irrégulièrement, les PCB sont à des concentrations compatibles avec la production d'eau potable, les concentrations de chaque congénère analysés sont inférieures à 0.005 µg/l soit moins de 0,035 µg/l pour l'ensemble des PCB indicateurs (PCBi).

Micropollution sur les Matières en Suspension Totales (MEST)

Les métaux sur les MEST sont plus présents sur la station de Donzère dont la qualité reste globalement moyenne. Les valeurs maximales traduisent une qualité médiocre en arsenic, mercure, nickel, et plomb à Donzère. Il n'existe pas de relation particulière entre la présence de métaux et le débit.

	Charmes sur Rhône		Donzère		
	min	max	min	moy	max
Arsenic (mg/kg)	< 0.5	22	< 0.5	16.1	58
Cadmium (mg/kg)	< 0.2	2	< 0.2	1.0	2.3
Chrome (mg/kg)	8	79	7	56.9	89.7
Cuivre (mg/kg)	7	106	1	43.6	80.7
Mercure (mg/kg)	< 0.005	0.48	< 0.005	0.2	1.1
Nickel (mg/kg)	20	43	15	37.8	65
Plomb (mg/kg)	< 0.5	50	< 0.5	38.6	130
Zinc (mg/kg)	19	259	12	136.5	23

Tableau 2 : concentrations en métaux sur les MEST de la station RNB de Charmes sur Rhône et de Donzère

Ces valeurs moyennes permettent d'établir un calcul de flux journalier¹ hors crue (tableau 3) à partir du module à la station de Donzère (1400 m³/s). La prise en compte des flux en crue augmente d'un facteur 5 à 10 les valeurs de ces flux.

Métaux	Q module	MEST	Flux MEST	Concentration moyenne	Flux moyen
	m ³ /s	mg/l	T/j	mg/kg	kg/j
Arsenic (mg/kg)	1400	20	2400	16.1	39
Cadmium (mg/kg)	1400	20	2400	1.0	2
Chrome (mg/kg)	1400	20	2400	56.9	137
Cuivre (mg/kg)	1400	20	2400	43.6	105
Mercure (mg/kg)	1400	20	2400	0.2	0.5
Nickel (mg/kg)	1400	20	2400	37.8	91
Plomb (mg/kg)	1400	20	2400	38.6	93
Zinc (mg/kg)	1400	20	2400	136.5	328

Tableau 3 : flux moyens journaliers en métaux à Donzère

Les Polychlorobiphényles indicateurs (PCBi) étudiés à partir des années 1990-1991 sont en concentrations notables sur les MEST principalement durant la période 1995-1997 puis surtout en 1998. Un calcul des PCBi est effectué en tenant compte des valeurs inférieures au seuil de détection (ayant d'ailleurs varié dans le temps). Ce calcul permet de situer par rapport aux classes de qualité les diverses campagnes d'analyses de PCBi minimaux et maximaux (valeurs du laboratoire) qui conduisent aux résultats consignés dans les tableaux 3 a & 3 b, à savoir :

(1) tout en étant bien conscient de l'importance des incertitudes (Cf. article SHF du 28/11/2007 par F. Moatar & al. Il convient de considérer ces valeurs de flux comme des ordres de grandeur.

	Charmes sur Rhône				Donzère			
	nombre campagnes	< 12 µg/kg	12-120 µg/kg	121-1300 µg/kg	nombre campagnes	< 12 µg/kg	12-120 µg/kg	121-1300 µg/kg
PCBi min	42	26	14	2	34	14	16	4
PCBi max	42	0	40	2	34	0	29	5

Classes de qualité  Très bonne  Bonne  Moyenne  Médiocre

Tableau 3 a : Station de Charmes sur Rhône

Tableau 3b : Station de Donzère

La tendance est relativement similaire sur les 2 stations avec des valeurs majoritairement positionnées en bonne qualité. Si la station de Donzère comporte davantage de valeurs en qualité moyenne, celles-ci restent proches du début d'intervalle de la classe et sont inférieures à 250 µg/kg. La station de Charmes sur Rhône affiche des concentrations moins importantes lors de la période 1995-1997.

En considérant une concentration en PCBi de 70 µg/kg (soit une classe de bonne qualité) sur les MEST, le Rhône transporte (tableau 4) selon son débit et les concentrations moyennes en MEST qui y sont associées, des flux en PCBi dont les ordres de grandeur sont les suivants :

Débit	Q	MEST	Flux MEST	PCBi	Flux PCBi
	m ³ /s	mg/l	T/j	µg/kg	g/j
~ étiage	600	5	259	70	18
Q₁	1800	50	7776	70	544
Q₂	2500	500	108000	70	7560
Flux annuels			T/an	µg/kg	kg/an
			8000000	70	560

Tableau 4 : ordre de grandeur des flux en PCBi selon l'hydrologie du Rhône

Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) se situent souvent tant pour la station de Charmes sur Rhône que celle de Viviers en qualité moyenne (< 500 µg/kg), il est difficile de discerner une évolution dans le temps.

Micropollution sur les sédiments

La qualité des sédiments en août 2007 sur le tronçon Valence et Donzère-Mondragon est traduite dans le tableau 5 ci-dessous :

		Ecluse de Beauchastel *	Ecluse de Bollène *
Arsenic	mg/kg	9.48	10.3
Cadmium	mg/kg	<0,8	<0,8
Chrome	mg/kg	25.47	39.22
Cuivre	mg/kg	22.14	50.55
Nickel	mg/kg	24.69	33.75
Plomb	mg/kg	20.18	54.4
Zinc	mg/kg	80.37	144.93
Mercuré	mg/kg	<0,4	<0,4
COD	g/kg	10.39	19.59
PCBi	µg/kg	29	30
SOMME DES 16 HAP (MINIMUM)	mg/kg	0.54	0.86
SOMME DES 16 HAP (MAXIMUM)	mg/kg	1.05	1.29

Classes de qualité :





	Très bonne qualité
	Bonne qualité
	Qualité moyenne
	Qualité médiocre

Tableau 5 : analyses des sédiments des garages d'écluse de Beauchastel et Bollène (8/2007)

Il s'agit de sédiments de surface prélevés dans les garages d'écluse, le site de Beauchastel correspond à l'écluse en aval de la station de Charmes sur Rhône et le site de Bollène correspond à l'écluse en aval de la station Donzère. Les garages d'écluse sont les sites les plus fréquemment dragués. Ces résultats peuvent être comparés à ceux obtenus dans le cadre du RNB entre 1995 & 2006.

* Ecluse de Beauchastel : 5 km en aval station de Charmes sur Rhône - Ecluse de Bollène : 17 km en aval station de Donzère

	Charmes sur Rhône			Donzère		
	min	moy	max	min	moy	max
Arsenic (mg/kg)	< 0.5	19	25	< 0.5	8.4	14.9
Cadmium (mg/kg)	< 0.02		2.5	0.2	1.2	2.1
Chrome (mg/kg)	33	47	68	14.3	43.7	86
Cuivre (mg/kg)	30	33	38	0.5	24.3	57
Mercuré (mg/kg)	0.005	0.2	0.5	0.02	0.2	0.34
Nickel (mg/kg)	30	39	50	21.3	29.7	45
Plomb (mg/kg)	28	41	51	< 0.5	27.1	53
Zinc (mg/kg)	74	130	209	58	86.7	160

Tableau 6 : concentrations en métaux sur les sédiments de la station RNB de Charmes sur Rhône et de Donzère

Par rapport aux valeurs du RNB, les valeurs en métaux à l'écluse de Beauchastel se situeraient proches des valeurs minimales alors que les concentrations de l'écluse de Bollène se rapprochent davantage des maximales.

Par ailleurs, les PCBi relèvent dans les 2 cas de la classe de bonne qualité. (tableau 7).

	nombre campagnes	Charmes sur Rhône			nombre campagnes	Donzère		
		< 6 µg/kg	6-60 µg/kg	60-670 µg/kg		< 6 µg/kg	6-60 µg/kg	60-670 µg/kg
PCBi min	11	6	3	2	10	4	5	1
PCBi max	11	0	3	8	10	0	3	7

Tableau 7 : variabilité des concentrations en PCB des sédiments du Rhône

Les HAP (tableau 4) affichent une qualité moyenne.

3. Les impacts des dragages sur la qualité des eaux

3.1) Le suivi des dragages

Une opération de dragage par remise en suspension a été suivie à l'occasion des travaux d'entretien du garage aval de l'écluse aval de Vaugris à partir d'une drague aspiratrice (figure 2). Ce suivi a été mené en septembre 2004 avec le concours du Laboratoire des Sciences de l'Environnement de l'ENTPE dans le cadre d'une thèse (Neto 2007¹) dont les résultats sont repris ci-après. Préalablement à ce suivi, des analyses sur les métaux dans les sédiments ont été effectuées. Hormis pour l'arsenic en qualité moyenne, les autres métaux se situent en qualité bonne à très bonne.

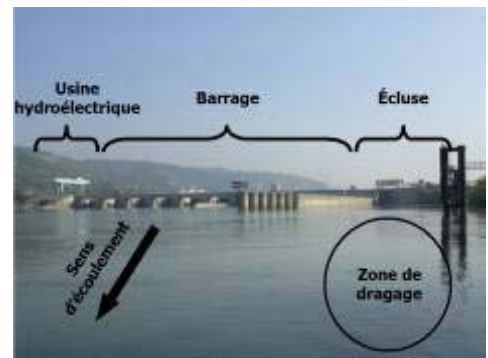


Figure 2 : site de l'écluse de Vaugris

Les Matières en suspension

Elles atteignent plus de 2,5 g/l en aval immédiat du rejet pour descendre à moins de 100 mg/l à 200 m en aval du rejet tant en surface que près du fond (figure 3).

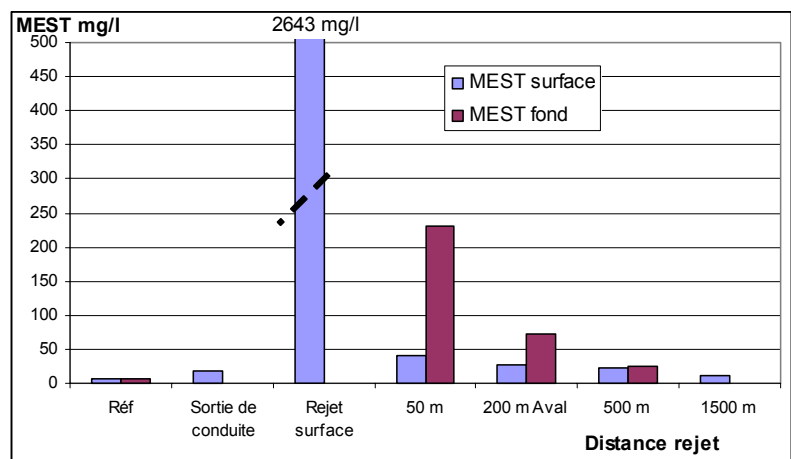


Figure 3 : concentrations en MEST en aval de dragage de l'écluse de Vaugris

¹ NETO. MScénario de gestion des boues de dragage de cours d'eau : rôle des bactéries dans la mobilité des polluants métalliques. Thèse. INSA de Lyon. . 2007, 311 p

Les Métaux

Ils ont été analysés sur les matières en suspension ainsi que sur l'eau.

L'interprétation à partir des classes de qualité du SEQ-Eau indique que 500 m en aval du rejet, la classe de qualité de chaque métal est récupérée, il est pratiquement de même pour le fond à l'exception du chrome sur la phase en suspension. Les valeurs restent néanmoins légèrement supérieures pour la phase en solution en ce qui concerne le cuivre et le zinc (tableau 8 page suivante).



	Réf	Sortie de conduite	Rejet surface	50m aval surface	50 m aval fond	200m aval surface	200m aval fond	500m aval surface	500m aval fond
Eléments traces sur suspensions minéralisées. Norme utilisée : EN ISO 11885 (sauf Hg : EN 1483).									
As (mg/L) (*1.5%)	<0,01	0,27	0,05	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Cd (mg/L) (*5.8%)	<0,0005	0,038	0,0028	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
Cr (mg/L) (*4%)	<0,001	1,3	0,13	0,002	0,011	0,001	0,005	<0,001	0,003
Cu (mg/L) (*1.3%)	<0,001	2,2	0,12	<0,001	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Hg (mg/L) (*13%)	<0,0002	0,01	0,0003	<0,0002	<0,0002	<0,0002	0,0034	<0,0002	<0,0002
Ni (mg/L) (*15%)	<0,002	1,2	0,087	0,003	0,005	0,002	0,003	<0,002	0,002
Pb (mg/L) (*4.2%)	<0,01	1,5	0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Zn (mg/L) (*5.8%)	0,004	6,7	0,41	0,016	0,037	0,012	0,015	0,004	0,007

Eléments traces sur eaux filtrées. Norme utilisée : EN ISO 11885 (sauf Hg : EN 1483).

As (mg/L) (*1.5%)	<0,01	0,02	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Cd (mg/L) (*5.8%)	<0,0005	0,0042	0,0016	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
Cr (mg/L) (*4%)	<0,001	0,003	0,022	0,001	0,002	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Cu (mg/L) (*1.3%)	0,004	0,009	0,097	0,006	0,013	0,004	0,005	0,003	0,005
Hg (mg/L) (*13%)	<0,0002	0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	0,001	<0,0002	<0,0002
Ni (mg/L) (*15%)	0,003	0,11	0,027	0,002	0,004	0,002	<0,002	<0,002	0,002
Pb (mg/L) (*4.2%)	<0,01	<0,01	0,09	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Zn (mg/L) (*5.8%)	0,006	1,1	0,27	0,016	0,032	0,013	0,013	0,005	0,009

Tableau 8 : métaux sur l'eau et les MEST en aval de dragage de l'écluse de Vaugris (NETO 2007)

Ces travaux de thèse décrivent une faible proportion de métaux remis en solution et donc la présence des métaux essentiellement sous forme particulaire (adsorption sur les MEST). Ils confirment sur le Rhône les informations de la littérature, qui indiquent de faibles valeurs de relargage en métaux lourds, de l'ordre de 0,05 à 0,5 %. Cette dernière valeur semble être un maximum (Bonnet et al, 2000 ; Borgmann *et al.*, 2001 ; Caille *et al.*, 2003).

3.2) La gestion des dragages.

Il s'agit en priorité d'appréhender l'incidence du dragage vis-à-vis des divers enjeux liés au fleuve dont notamment la qualité des eaux. Des calculs de flux sont effectués pour différents paramètres ou catégories de paramètres en amont et en aval du chantier. Diverses études ont été menées par CNR ou en partenariat avec des scientifiques, elles conduisent à une approche préalable à l'engagement d'un chantier qui est la suivante :

- Une caractérisation des matériaux à draguer, les prélèvements sont effectués soit par CNR soit par un laboratoire extérieur. Ils intéressent l'ensemble de la hauteur du dépôt. Les analyses portent sur les métaux notamment sur les PCB et les HAP.

Des calculs de flux en prenant pour base les résultats de la caractérisation des sédiments et le rendement de la drague. Les calculs reposent sur les valeurs de la caractérisation du sédiment en place et sur les valeurs moyennes sur l'eau issues du RNB. Ces calculs sont effectués pour différents paramètres ou catégories de paramètres afin d'appréhender l'incidence du dragage sur les eaux, il s'agit en priorité des éléments suivants :

- L'azote ammoniacal : la drague induit un flux de l'ordre de 10 kg/h (NH₄⁺) alors que le Rhône véhicule 1000 kg/h. Il est donc logique que ce paramètre ne soit pas influencé en aval d'un dragage et que la classe de qualité ne soit pas altérée.

- Les métaux : le calcul s'effectue sur la somme des métaux (*résultats août 2007). Sur les garages d'écluse de Beauchastel et de Bollène, les dragages interfèrent peu sur la concentration initiale des métaux en solution (tableau 7). Les eaux ne sont pas affectées en termes de classes de qualité. Le même calcul effectué sur le site de Vaugris donne des résultats cohérents avec les valeurs obtenues à 500 m en aval du rejet lors du suivi de la thèse de NETO.

	Somme des Métaux	
	Beauchastel	Bollène
Drague		
Q sédim. Drague m ³ /h	220	350
Flux sédiments Drague kg/h	440000	700000
[Métaux Sédi Drague mg/kg]*	183	334
Flux Métaux sédi Drague kg/h	80.520	233.800
Rhône référence		
Q moyen Rhône m ³ /s	1500	1800
Flux m ³ /h	5400000	6480000
[Métaux Rhône µg/l]*	23	42
Flux PCB kg/h	124.2	272.16
Rhône aval dragage		
Total Flux Métaux kg/h	204.72	505.96
Relargage (0.5%)	0.5	0.5
PCB µg/l	23.1	42.2

Tableau 7 : flux en métaux en aval de dragages

- Les PCB_i sont peu présents dans les eaux (caractère hydrophobe), les concentrations sont voisines voire inférieures à 0,0001 µg/l. La bibliographie relate de faibles taux de relargage dans les eaux à partir des MEST. Avec un taux de 0,5% (valeur prise par excès comparable à celle des métaux), l'augmentation de la concentration reste modeste en aval de la drague et maintient les eaux en classe de bonne qualité (tableau 8). Concernant le flux de PCB_i transitant sur les particules en suspension lors du dragage (*valeurs PCB_i 2007), il est de l'ordre de 100 g/jour à Beauchastel pour un flux moyen journalier de 65 à 150 g/j (Tableau 4).

	Somme des PCB _i	
	Beauchastel	Bollène
Drague		
Q sédim. Drague m ³ /h	220	350
Flux sédiments Drague kg/h	440000	700000
[PCB _i Sédi Drague mg/kg]*	0.03	0.03
Flux PCB _i sédi Drague kg/h	0.013	0.021
Rhône référence		
Q moyen Rhône m ³ /s	1500	1800
Flux m ³ /h	5400000	6480000
[PCB _i Rhône µg/l]*	0.0001	0.0001
Flux PCB _i kg/h	0.00054	0.000648
Rhône aval dragage		
Total Flux PCB _i kg/h	0.01	0.02
Relargage (0.5%)	0.5	0.5
PCB _i µg/l	0.00011	0.00012

Tableau 8 : flux en PCB en aval de dragages

- La définition des modalités de décantation est estimée par calcul mathématique (figure 4). Elle prend en compte, les rendements de la drague, la granulométrie du sédiment ainsi que les conditions hydrauliques. Les classes de qualité des sédiments sont également positionnées sur ce graphique. Cette simulation donne un ordre d'idée sur une section moyenne, d'une concentration uniforme dès le point de refoulement (soit une dilution totale). Elle ne reflète pas la réalité, puisqu'un panache va se former en fonction des dissymétries de vitesses latérales et verticales. Ne sont pas pris en compte la turbulence qui augmente le linéaire de décantation, les effets de densité/agglomération qui diminuent le linéaire. Ces calculs ont été comparés à des suivis de MEST sur 6 sites, les résultats de cette simulation sont en général majorés qui va dans le sens de la sécurité.

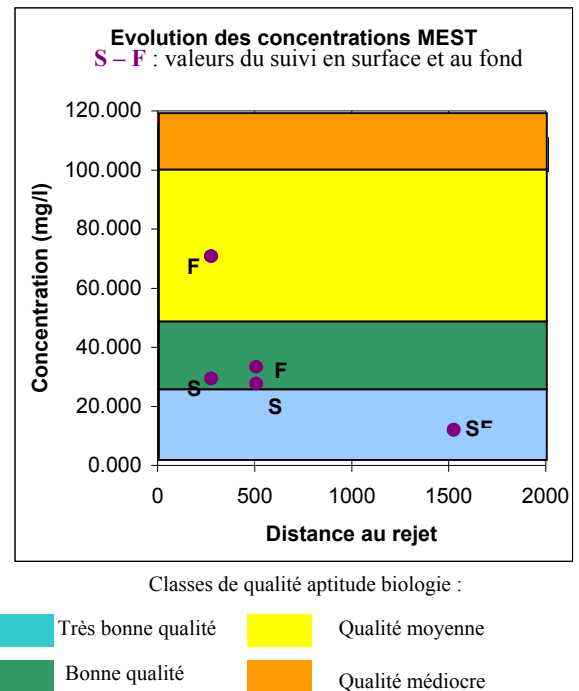


Figure 4 : simulation MEST en aval du dragage de Vaugris

- Une localisation des enjeux (figure 5) sociaux économiques et écologiques. Ils sont cartographiés selon une légende issue des “plans de gestion des milieux naturels” des chutes hydroélectriques du Rhône. Les modalités des travaux ainsi que les conditions de rejet sont positionnées sur le support cartographique.

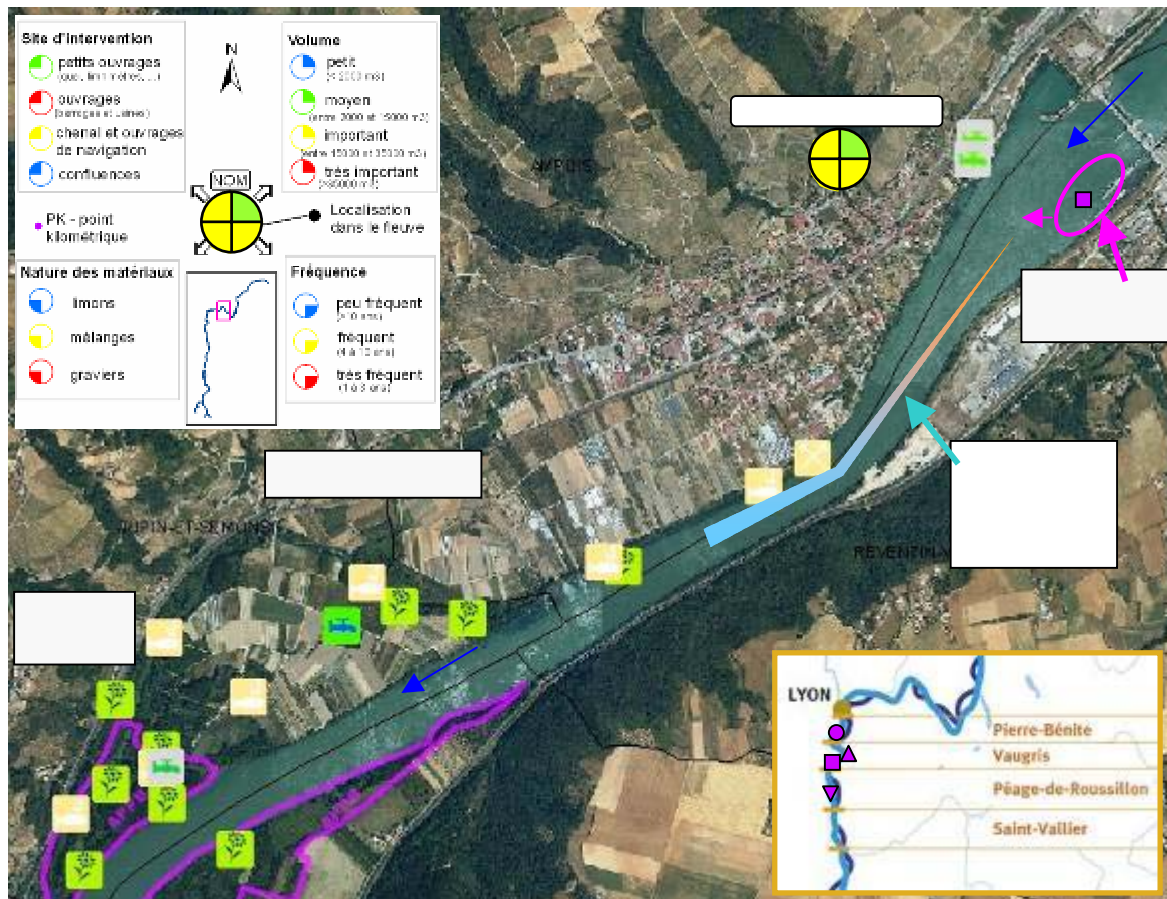


Figure 5 : positionnement des enjeux en aval d'un dragage

Cette superposition cartographique permet de définir le risque éventuel vis-à-vis des composantes “usages de l'eau et/ou composantes écologiques” et de prendre les mesures d'accompagnement nécessaires à la préservation de ces enjeux telles que déplacement du point de rejet, adaptation des rendements de la drague

4. Conclusion & axes d'amélioration

Le Rhône dispose d'un pouvoir de dilution certes important mais dont il ne faut pas abuser. Dans les faits, la contrainte se pose davantage en termes de charge solide que de contamination des eaux. Le taux de MEST conduit en effet à une possible dégradation de la classe de qualité. En revanche, les phénomènes de relargage demeurent modestes pour les métaux et surtout l'ammoniaque. En ce qui concerne les PCB, des phénomènes de relargage restent également possibles mais semblent limités du fait du caractère hydrophobe de ces composés. Le phénomène de dilution offert par le fleuve limite un déclassement de la qualité des eaux.



La nouvelle stratégie d'approche des dragages tend à appréhender l'aléa (contamination des sédiments) et les risques (relargage et dégradation de la qualité des eaux). Il est par ailleurs envisagé de perfectionner le suivi des dragages par la mesure de transparence. Des comparaisons entre turbidité et MEST ont été établies.

Le SEQ-eau affiche des classes de qualité par rapport à ce paramètre. Mesurée in situ, la turbidité permet un réajustement du rendement de la drague, alors que la mesure des MEST est obtenue en différé.

Des études et recherches complémentaires sont toutefois nécessaires pour améliorer la connaissance des impacts des opérations de dragages et donc de leur gestion, à savoir :

- . l'acquisition systématique d'une base de données des sédiments dragués qui comprendrait des paramètres physico-chimiques (notamment métaux, HAPs, PCBi),

- . le développement d'évaluations écotoxicologiques (bio-essais sur sédiment),

- . une capitalisation des suivis de dragages (turbidité, micro-polluants en phase dissoute et particulaire dans le panache, dont les métaux, HAPs et PCBi,

- . la mise en œuvre, en parallèle de mesures physico-chimiques lors d'une opération de dragage d'un sédiment contaminé, d'essais de toxicité sur différents prélèvements de matériaux (eau+ MEST/sédiment) dans le panache du rejet. Il s'agit d'améliorer les connaissances sur l'incidence du brassage des sédiments vis-à-vis de la dégradation des PCB et les phénomènes possibles de d'écotoxicité.



Crues et flux de polluants : transfert de pesticides et de métaux dans un petit bassin versant viticole

Marina COQUERY, *Cemagref de Lyon*

Crués et flux de polluants : transfert des pesticides et métaux dans un petit bassin versant viticole

Marina Coquery, Marion Rabiet, Christelle Margoum, Nadia Carlier,
Véronique Gouy
CEMAGREF Lyon, unité « Qualité des eaux et prévention des pollutions »

Introduction

La part de produits phytosanitaires appliqués sur les surfaces agricoles qui entre en contact avec les organismes indésirables cibles est faible, le reste étant dispersé dans tous les compartiments de l'environnement (air, eau et sol) (Aubertot et al., 2005). Ainsi, une partie des pesticides est transférée vers les eaux de surface par différents mécanismes (ruissellement, remontée de la nappe), menaçant leur qualité et pouvant générer des perturbations importantes des écosystèmes. L'évaluation des concentrations et des flux de contaminants agricoles transitant dans les cours d'eau est ainsi devenue un enjeu majeur afin d'évaluer le degré d'exposition du compartiment aquatique à ces molécules.

La directive cadre sur l'eau (2000/60/CE) (European Commission, 2000) implique une identification des causes et la mise en œuvre d'actions correctives afin d'atteindre un bon état chimique et écologique en 2015. Elle implique l'évaluation des risques (concentrations en contaminants et flux en aval) à court et long terme ainsi que l'évaluation des plans d'actions. Chacun de ces objectifs nécessite une stratégie adaptée.

L'objectif de cette étude vise d'une part à évaluer les concentrations et les flux transitant dans un cours d'eau de bassin versant viticole du Beaujolais et d'autre part à préciser une stratégie d'échantillonnage adaptée à l'application de la DCE. En effet, l'application de la DCE passe par la détermination d'une stratégie d'échantillonnage adéquate (choix d'une campagne de prélèvement mensuelle, hebdomadaire, suivi en niveau de base, suivi des crues) permettant de cerner au mieux l'impact des activités agricoles sur la qualité des eaux de la rivière.

Le devenir et le comportement des pesticides dans les petits cours d'eau de bassins versants agricoles sont encore insuffisamment connus, en particulier du fait de la grande variabilité des apports de versants et de la complexité des phénomènes en jeu. Ceci est d'autant plus vrai lors des crues, jouant un rôle fondamental dans le transfert des contaminants jusqu'à l'exutoire des bassins (Zonta et al., 2005 ; Louchart et al., 2004 ; Louchart, 1999 ; House et al., 1998). Ce travail vise à évaluer la contribution des crues en terme de concentration maximale et de flux de pesticides et métaux.

Matériels et Méthodes

Site d'étude : le bassin versant de la Morcille

Le bassin versant de la Morcille a été étudié par le Cemagref dès l'automne 1986 afin d'approcher le transfert des pesticides, les phénomènes d'érosion et les pratiques culturales. Ce choix s'expliquait principalement par le constat de la dégradation de l'eau sur ce bassin, sa faible superficie et la vulnérabilité du site au risque érosif. Il représente donc un site intéressant pour étudier l'impact des activités anthropiques sur la qualité des eaux.

Le bassin versant de la Morcille est situé au nord du département du Rhône (Fig. 1), dans le Haut-Beaujolais, entre la bordure orientale du massif central et l'extrémité ouest de la vallée de la Saône. Il constitue un sous-bassin de l'Ardières (220 km²), son exutoire se situant en amont de Saint Jean d'Ardières, formant à eux deux le Site Atelier Ardières-Morcille (SAAM), intégré dans la Zone Atelier du Bassin du Rhone (ZABR). Sa petite taille (8 km²) permet de définir une zone d'étude où les transferts sont plus facilement

compréhensibles. Le bassin de la Morcille est essentiellement forestier en amont et planté de vignes en aval. Sur l'ensemble du bassin, la vigne occupe environ 70% du territoire. Très peu habité, il constitue ainsi une zone majoritairement agricole, permettant d'appréhender la problématique de l'impact des traitements phytosanitaires de la vigne sur les eaux de surface.

L'hydrologie de la Morcille varie fortement sur une année pouvant osciller entre 5 et plus de 500 L/s. Ce site est caractérisé par des événements hydrologiques importants (crues fortes et rapides) avec un temps de réponse du bassin très court en raison de versants caractérisés par de fortes pentes. Au vu de la nature majoritairement sableuse du substrat (entraînant une forte capacité d'infiltration), des pentes et de la présence du socle cristallin à faible profondeur, on peut supposer qu'il existe un écoulement sub-surfacique et que le ruissellement de surface n'apparaît que lors d'un événement pluvieux de forte intensité pouvant provoquer le dépassement de la capacité d'infiltration des sols.

Le choix des pesticides visés a été effectué à partir des données existantes sur les usages de phytosanitaires sur le bassin versant de la Morcille ainsi que de suivis multi résidus ultérieurs (Gouy et Nivon, 2007).

Campagnes de prélèvements

Deux types de prélèvements ont été mis en œuvre sur le bassin versant de la Morcille. Des prélèvements ponctuels ont été effectués sur 3 sites localisés le long de la Morcille : le site 1, St-Joseph, localisé en amont du bassin, le site 2, Les Versauds, représentant un point intermédiaire, et le site 3, St-Ennemond, correspond au point le plus en aval de la rivière, juste avant son exutoire dans l'Ardières (Fig. 1). En 2006, un suivi mensuel a été réalisé le long de la rivière sur une période allant de mars à septembre, correspondant à la période d'épandage des pesticides. Des campagnes de prélèvements plus rapprochées ont également été mises en œuvre de manière hebdomadaire sur la période mars – juillet 2006 (où seuls les sites amont et aval ont été échantillonnés). Un suivi hebdomadaire a été réalisé de mars – septembre 2007.

Parallèlement à ces prélèvements ponctuels, une station fixe de mesure physique (mesure du débit de la rivière en continu) et d'échantillonnage (2 préleveurs automatiques réfrigérés composés de 12 bouteilles et asservis au débit de la rivière) a été installée au site intermédiaire, les Versauds, et ce afin d'appréhender le transfert des pesticides en période de crues. Quatre événements hydrologiques ont ainsi pu être suivis au cours de l'été 2006 et 4 de mai à août 2007.

Protocole analytique

Un herbicide, le diuron (DIU) et deux de ces métabolites [3, (3'-dichlorophenyl)-1-méthylurée (DCMU), dichloroaniline (DCA)] ainsi que cinq fongicides [azoxystrobine (AZS), carbendazime (CBZ), tébuconazole (TBZ), procymidone (PCM), dimétomorphe (DMM)], couramment utilisés en traitements sur la vigne, ont été analysés dans la phase dissoute des échantillons prélevés lors des campagnes mensuelles sur les 3 sites. Les analyses ont été effectuées par LC-MS/MS après une extraction sur phase solide. Les rendements d'extraction pour les différentes molécules analysées sont compris entre 60 et 100%. Les limites de quantifications varient entre 20 et 80 ng/L selon la molécule. La concentration en matière en suspension (MES) a également été suivie.

Le cuivre et l'arsenic ont été analysés dans les phases dissoute et particulaire aux 3 sites lors des campagnes ponctuelles (2006 et 2007) et pour les crues (2007 uniquement). Les analyses ont été effectuées par spectrométrie d'absorption atomique en four (2006) et par ICP-MS (2007).

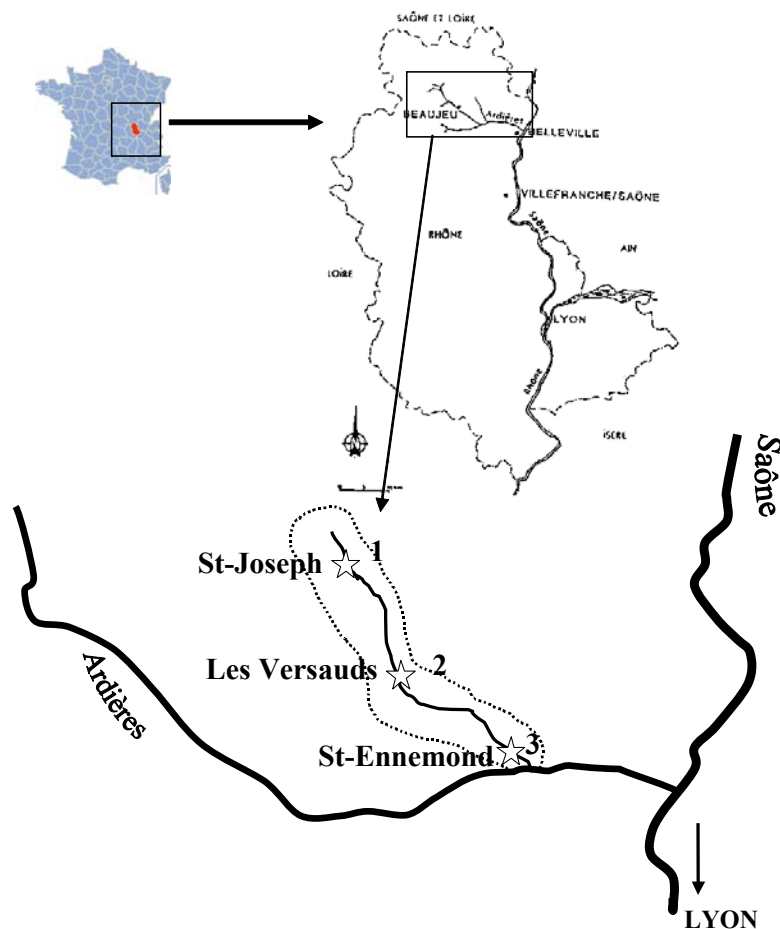


Figure 1. Localisation du site d'étude : le bassin versant de la Morcille, avec les 3 stations de prélèvements étudiées.

Résultats et discussion

Suivi ponctuel hors crues marquées

L'évolution spatio-temporelle de la concentration totale dissoute en pesticides le long de la rivière montre un important gradient amont-aval avec des concentrations au site aval pouvant atteindre 5 µg/L en 2006 (Figure 2) et plus de 12 µg/L en 2007.

Les pesticides suivis ne sont détectés qu'à une seule reprise au site amont (site 1) indiquant un faible impact des traitements à ce niveau de la rivière. Cette observation est à relier au faible pourcentage de vigne drainé en ce point. Par contre (quelle que soit la période), le site aval, St-Ennemond, drainant un bassin versant occupé à 70% par la vigne, est caractérisé par la présence persistante.

L'étude de la distribution des pesticides au site 3 (Figure 3) montre qu'en 2006 tous les pesticides étudiés ont été détectés au moins une fois dans la rivière. Les concentrations en diuron, herbicide largement utilisé sur la vigne, sont comprises entre 0.15 et 4 µg/L, avec une moyenne de 1.25 ± 1.39 µg/L. Dès le début de l'épandage, la concentration en diuron est largement supérieures à la NQE-MA (norme de qualité environnementale exprimée en valeur moyenne annuelle) proposée pour les eaux de surface qui est de 0.2 µg/L (European Commission, 2006). Une importante variabilité est constatée sur la période d'étude liée probablement aux différentes périodes d'épandage de chaque pesticide mais également aux conditions hydrologiques (débit de la rivière, pluviométrie) lors des prélèvements. En effet, si on compare les concentrations en pesticides avec le débit de la rivière lors des prélèvements ponctuels (Figure 4), on constate que

certaines fortes concentrations observées correspondent à une situation de crue (cas du 09/05/2006 par exemple). Ces résultats montrent toute la difficulté du choix du mode d'échantillonnage lors d'une étude de transfert de contaminants dans un cours d'eau. Ceci pose la question de la représentativité d'un prélèvement ponctuel lors d'une estimation de flux de contaminants.

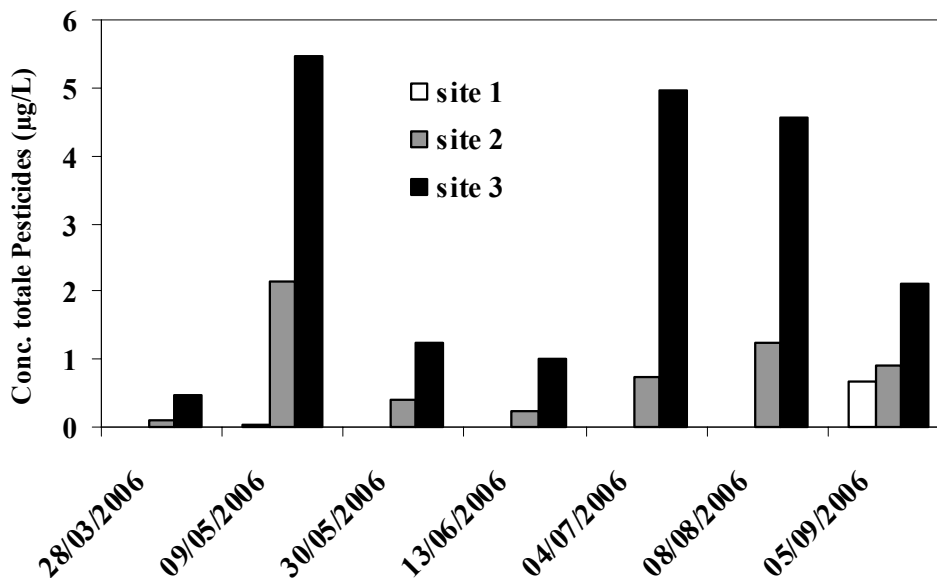


Figure 2. Evolution spatio-temporelle de la concentration totale dissoute en pesticides (6 pesticides plus 2 métabolites) le long de la rivière Morcille de mars à septembre 2006 (site 1: St-Joseph, site 2: les Versauds, site 3: St-Ennemond).

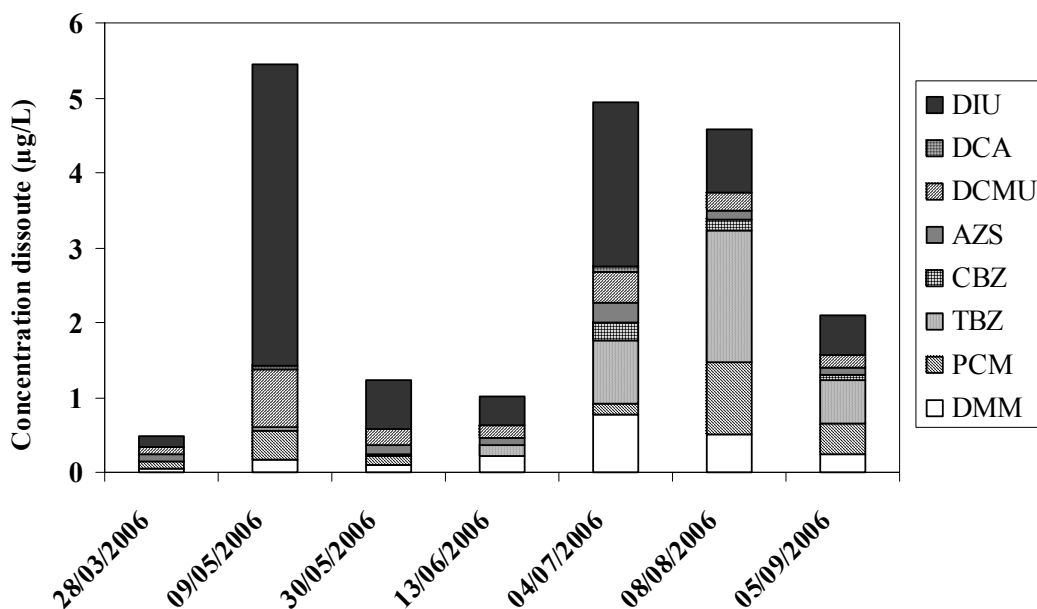


Figure 3. Evolution temporelle de la concentration dissoute en pesticides au site 3, St-Ennemond, de mars à septembre 2006.

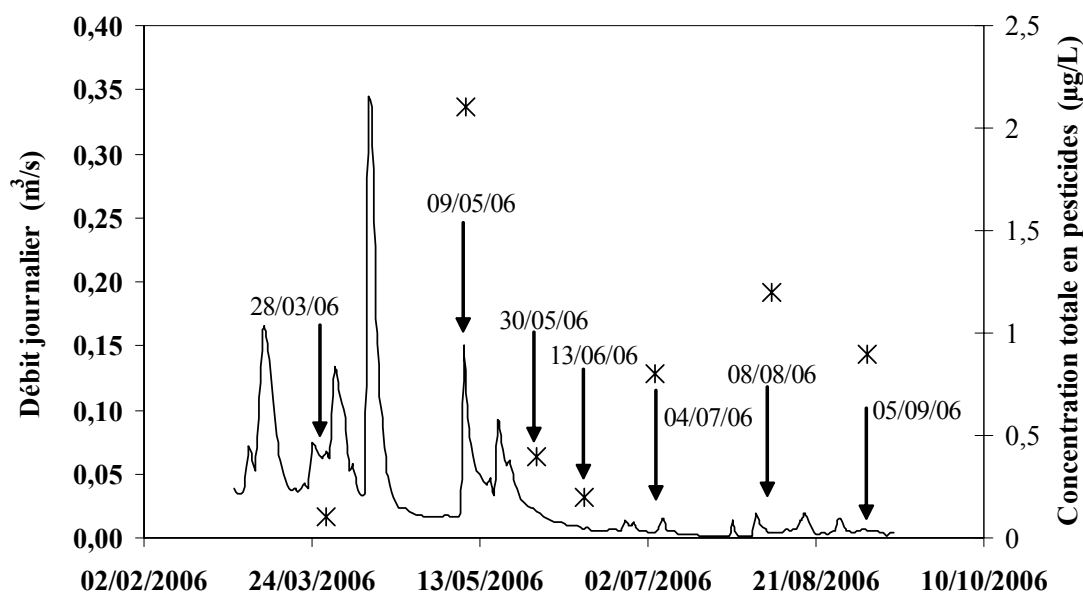


Figure 4. Débit journalier (m^3/s) et concentration dissoute totale en pesticides dans la Morcille au site des Versauds de mars à septembre 2006 avec localisation des différentes campagnes de prélèvements.

Le suivi des concentrations dissoutes en As et Cu est présenté sur la Figure 5 pour l'année 2006. Le cuivre est largement utilisé sur la vigne en tant que fongicide, généralement sous forme de sulfate de cuivre pour lutter contre le mildiou. Les pesticides arséniés ont longtemps été utilisés en viticulture mais sont désormais interdits et ce depuis 2001. Un fort gradient amont - aval est observé pour ces deux éléments avec des concentrations atteignant respectivement jusqu'à $16.9 \mu\text{g/L}$ et $11.5 \mu\text{g/L}$ en aval du cours d'eau. Ces concentrations sont largement supérieures à la concentration prédite sans effet sur l'environnement (PNEC) ($4.4 \mu\text{g/L}$ et $1.6 \mu\text{g/L}$ pour As et Cu respectivement) (INERIS, 2006). On constate qu'au site amont, les concentrations en As sont déjà élevées, variant entre 0.9 et $3.1 \mu\text{g/L}$ avec une moyenne de $2.2 \pm 0.6 \mu\text{g/L}$. Etant donné le faible pourcentage de vigne drainé en ce point et l'absence quasi-constante de pesticides organiques, on peut supposer que l'arsenic présent au site 1 a une origine majoritairement naturelle, probablement liée à un fond géochimique élevé dû à la possible présence de filons d'As localisés dans les roches granitiques. De plus, le traitement de la vigne à l'arsenic étant interdits depuis 2001, l'augmentation de la concentration dissoute en As le long de la rivière peut s'expliquer par un bruit de fond résiduel d'As dans le sol et dans les différentes nappes alimentant le cours d'eau. L'origine naturelle ne peut pas être entièrement exclue à ce stade malgré des concentrations relativement importantes en aval.

Le suivi des concentrations particulières (exprimées en $\mu\text{g/g}$ de MES) en As et Cu est présenté sur la figure 6 (année 2006). A l'exception des 2 dernières campagnes de prélèvements (courant juillet 2006), la concentration particulière en As reste relativement stable entre l'amont et l'aval et ce tout au long de la période d'étude, avec une concentration moyenne (excluant les 2 dernières campagnes) de $140 \pm 41 \mu\text{g/g}$ MES. A partir de juillet, on constate une importante augmentation de la concentration en As, atteignant $775 \mu\text{g/g}$ lors de la campagne du 05/07/2006. Cette augmentation d'As n'est pas observée dans la phase dissoute et pose donc la question de l'origine de cet arsenic particulaire dans ce cours d'eau.

On note un comportement différent du cuivre, qui présente d'une part une fort gradient amont-aval (variant entre 5 et 19), s'accroissant à partir du mois de juin (supérieur à 10) et également une importante variabilité temporelle au site 3. Au site 1, la concentration particulière en Cu est relativement faible avec une teneur moyenne de $35.1 \pm 5.1 \mu\text{g/g}$. Par contre, au site aval, la concentration particulière en Cu varie entre 168 et $874 \mu\text{g/g}$, reflétant une forte contribution des particules en suspension au transfert du Cu.

De manière à prendre en compte la concentration en MES dans l'eau, nous avons comparé les concentrations dissoutes et particulaires (ramenées en $\mu\text{g/L}$) en Cu et As aux sites 1 et 3. On constate qu'entre l'amont et l'aval, la concentration particulaire en As n'augmente pas, l'apport d'As observé entre les 2 sites étant principalement sous forme dissoute. Il semblerait donc que, de manière générale, la phase particulaire contribue peu au transport de l'As dans ce cours d'eau. Par contre, entre les sites 1 et 3, l'augmentation de la concentration en Cu observée dans la phase dissoute est également observée dans la phase particulaire. Ainsi, le Cu particulaire peut représenter jusqu'à 40% du Cu total transporté dans la rivière, montrant la nécessité de prendre en compte la phase particulaire lors de l'étude du transfert de certains contaminants.

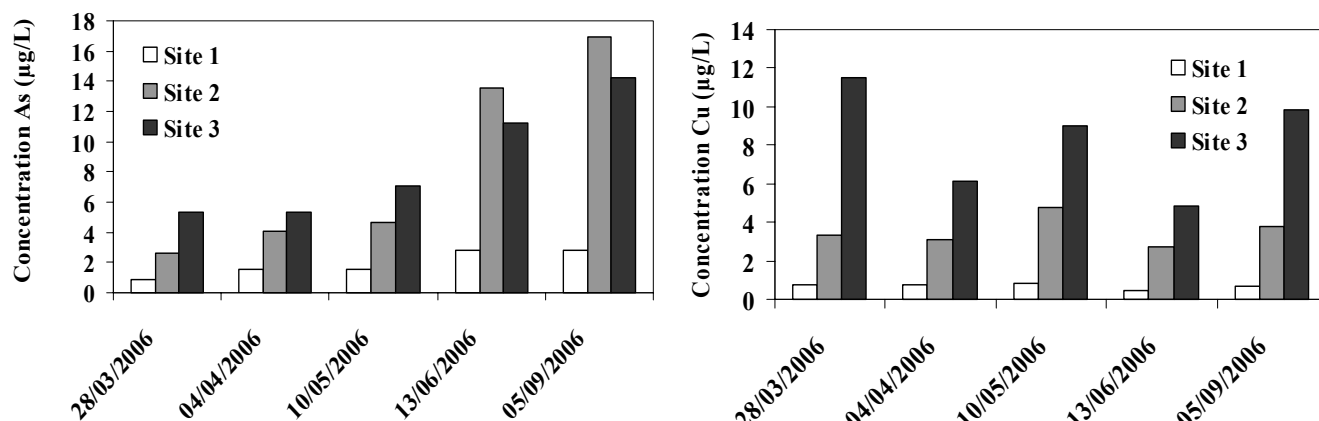


Figure 5. Evolution spatio-temporelle de la concentration dissoute en As et Cu le long de la rivière Morcille de mars à septembre 2006 (Site 1: St-Joseph, site 2: Les Versauds, site 3: St-Ennemond).

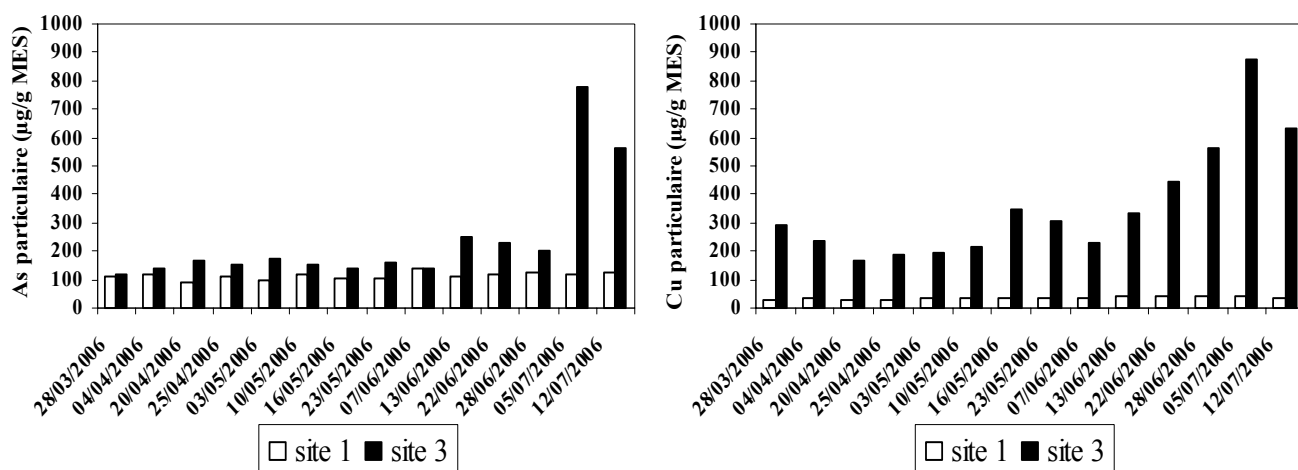


Figure 6. Evolution de la concentration particulaire ($\mu\text{g/g MES}$) en Cu et As entre les sites 1 et 3.

En conclusion, le suivi en niveau de base sur le bassin de la Morcille montre la persistance de pesticides et de métaux dans la rivière pendant toute la durée de l'étude reflétant clairement l'impact des traitements de la vigne sur le cours d'eau. L'important gradient de concentration en pesticides et cuivre observé le long du cours d'eau est attribuable à l'augmentation croissante de la proportion de vignes de l'amont à l'aval. L'augmentation croissante des teneurs en As peut être due à une pollution résiduelle du sol et des nappes en liaison avec le cours d'eau liée à l'utilisation pendant des années de pesticides arséniés. Les seuils de qualité environnementale sont très souvent dépassés. On constate de plus une forte variabilité temporelle des concentrations qui peut

être liée d'une part aux conditions hydrologiques lors du prélèvement et d'autre part au période d'épandage des pesticides.

Evolution des concentrations à l'échelle de crues marquées

Quatre crues ont été suivies au cours de l'été 2006 au site des Versauds. L'évolution du débit de la rivière et des concentrations dissoutes en pesticides au cours de ces événements hydrologiques est présentée sur la figure 7. D'une manière générale, les épisodes de crue sont caractérisés par un pic de concentration en pesticides. Cette importante augmentation des concentrations est largement observée pour le diuron, le dimétoparbe, la procymidone et le tébuconazole, pesticides largement utilisés sur la vigne. La concentration en diuron dépasse largement la NQE-MAC (Norme de qualité environnementale exprimée en concentration maximale admissible CMA, proposition en application de la DCE) (European Commission, 2006) qui est de 1.8 µg/L, avec des concentrations atteignant 14 µg/L lors de la crue du 27 juillet par exemple. Les concentrations totales mobilisées au cours des différentes crues sont du même ordre de grandeur, variant entre 19 et 36 µg/L. Les flux totaux de pesticides estimés pendant les 4 événements varient entre 8 g (crue du 06/07/2006) et 70 g (crue du 27-28/08/2006).

Afin d'évaluer les contribution des crues au flux totaux transitant dans le cours d'eau, nous avons estimé les flux hebdomadaires de pesticides au site 2, à partir des concentrations ponctuelles hebdomadaires et des débits moyens hebdomadaires (

Tableau 2). On constate que les flux de pesticides pendant la crue sur une courte période (quelques heures) sont du même ordre de grandeur voir supérieurs à ceux estimés sur une période mensuelle, reflétant l'importante contribution des crues aux transports de pesticides dans le cours d'eau. De plus, l'estimation des flux lors des crues ne s'intéresse qu'à la fraction dissoute. Or, conjointement aux pics de concentration dans le dissous, lors des épisodes pluvieux, une grande quantité de matière en suspension est également charriée conduisant à des pics de MES dans la rivière (pouvant atteindre 1 g/L). Il est donc possible que certains pesticides, à plus forte affinité pour les particules, comme la procymidone, soient mobilisés sous forme particulaire et contribuent ainsi aux flux totaux de pesticides (dissous + particulaire).

En terme de dynamique, on constate que la forme des chémogrammes varie selon la crue. Le comportement des pesticides lors des crues est un phénomène complexe dépendant de nombreux paramètres tels que l'état initial du milieu (état d'humidité des sols, délai entre la pluie précédente, concentration initiale en pesticides dans le cours d'eau), les caractéristiques de l'événement pluvieux (sa localisation sur le bassin, la durée et l'intensité de la pluie) (Leonard, 1990). Les 4 crues observées sont relativement distinctes en terme de débit maximal ou de durée de l'événement. Ainsi, aux vus des débits de pointe et des durées, on peut considérer que 2 types de crues ont été suivis durant l'été 2006 : des crues de faibles débits et durant plusieurs heures (type 1 : crues du 06/07 et 16/08) caractérisées par un décalage des pics de débits et de concentrations (estimé à environ 30 minutes) et des crues de débits plus importants sur une période plus courte (type 2 : crues du 27/07 et 28/08) présentant une coïncidence parfaite entre les 2 pics. Il est possible d'émettre quelques hypothèses. Louchart (1999), lors de l'étude du transfert des pesticides, a montré que l'évolution des concentrations en pesticides pendant la crue est fortement liée à l'intensité de la pluie. Il a ainsi montré que pour de fortes intensités de pluie, le principal processus de mobilisation serait la désorption à partir des particules de sol détachées par effet « splash ». Pour des intensités de pluie faibles, les phénomènes de diffusion et dilution dans le sol deviendraient prépondérants. Dans le cas présent, pour les crues de type 1, le mécanisme prépondérant à l'origine du transfert des pesticides jusqu'à la rivière serait la diffusion et le transport à travers le sol (écoulement sub-surfacique), phénomènes plus lents induisant un décalage entre les pics de débit et de concentration. Par contre, pour les crues de type 2, on aurait la prépondérance de l'effet « splash » et du transport de surface en raison de la forte intensité des crues provoquant une rapide mobilisation des pesticides et une absence de décalage entre les pics.

La crue du 6 juillet se détache des autres par une décroissance initiale des concentrations en pesticides qui atteignent un minimum au plus fort de la crue puis une augmentation très rapide. Cette décroissance initiale, non observée pour les autres crues, peut être reliée à l'état initial du

système, notamment en raison de concentrations initiales élevées en pesticides et à une première dilution des concentrations par l'apport d'eau de pluie.

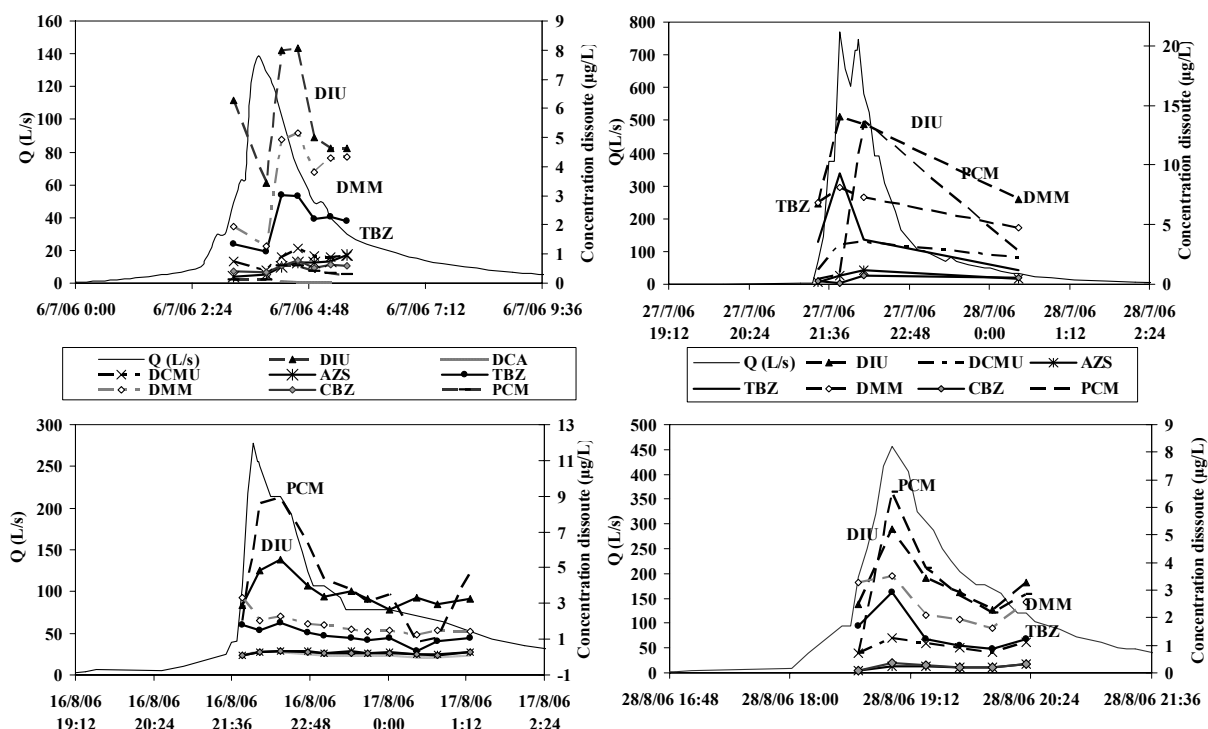


Figure 7. Evolution du débit et de la concentration dissoute en pesticides lors des 4 crues suivies en été 2006 au site 2, Les Versauds

Tableau 2. Estimation des flux mensuels sur l'année 2006 au site 2, Les Versauds, à partir des concentrations ponctuelles et des débits moyens mensuels.

Date	Concentration totale en pesticides (µg/L)	Débit moyen mensuel m ³ /s	Flux mensuel (g)
28/03/2006	0.11	0.071 (mars)	21
09/05/2006	2.14	0.068 (avril)	349
30/05/2006	0.39	0.046 (mai)	48
13/06/2006	0.24	0.009 (juin)	6
04/07/2006	0.75	0.009 (juin)	18
08/08/2006	1.23	0.004 (juillet)	13
05/09/2006	0.92	0.008 (août)	20

Conclusion

Tout d'abord, en terme d'impact des traitements phytosanitaires sur la qualité du cours d'eau, nous avons mis en évidence la présence de pesticides et de métaux, avec des concentrations dépassant parfois largement les seuils de qualité environnementale de la DCE. Le suivi lors des épisodes de crue a mis en évidence l'importante mobilisation des contaminants agricoles par lessivage des sols cultivés avec parfois des pics de concentration total dépassant la dizaine de microgramme par litre. En terme de flux, nous avons pu montrer qu'un évènement de crue peut mobiliser autant de pesticides qu'un mois en période hors crue. Cette observation pointe du doigt

l'importance du choix de la stratégie d'échantillonnage lors de l'estimation de flux transitant dans un cours d'eau sur une année hydrologique et le besoin de cibler aussi bien les étiages que les crues.

En 2007, le suivi des crues a été élargi aux métaux et à la matière particulaire afin de mieux prendre en compte la fraction particulaire jouant certainement un rôle prépondérant dans le transfert de certains contaminants. Les résultats, en cours d'exploitation, permettront une comparaison entre les différentes estimations de flux à partir des données ponctuelles et tenant compte des prélèvements en crue et de définir une stratégie d'échantillonnage adaptée à la meilleure estimation des flux transitant dans un cours d'eau dans le cadre de l'application de la DCE.

Remerciements

Ce travail est partiellement financé par le projet ECOGER PAPIER. Nous souhaitons remercier N. Ball et B. Motte pour leur précieuse aide technique sur le terrain. Nous remercions également C. Guillemain pour les analyses des pesticides dans les eaux, et J. Gahou et L. Dherret pour les analyses des métaux.

Références

Aubertot J.N., J.M. Barbier, A. Carpentier, J.J. Gril, L. Guichard, P. Lucas, S. Savary, I. Savini, M. Voltz (éditeurs), 2005, *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux*. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA et Cemagref (France), 64 p.

European Commission, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy", Official J European Union, L327, p. 1-72, 22.

European Commission, 2006, Proposition de Directive du parlement européen et du conseil établissant les normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau et modifiant la directive 2000/60/CE (présentée par la Commission), COM(2006) 398 final, 27 p.

Gouy, V., Nivon, C., 2007, Caractérisation et suivi de la qualité des eaux sur le bassin versant de la Morcille sur la période 2001-2006. Rapport d'étude Cemagref, Chambre d'agriculture du Rhône, 59 p.

House, W. A. and M. S. Warwick, 1998, Intensive measurements of nutrient dynamics in the River Swale, *The Science of The Total Environment*, vol. 210-211, p. 111-137.

INERIS, 2006, Détermination de concentrations prédites sans effet pour les organismes aquatiques (PNECaqua) pour les substances de la liste II de la Directive 76/464/CEE : substances traitées en 2005. Partie II : substances inorganiques (23 substances). Rapport INERIS No06CR014, 128 p.

Leonard, R. A., 1990. Movement of pesticides into surface waters. *Pesticides in the soil environment: processes, impacts and modeling*, Soil Science Society and America Book Series, n°2, Cheng H.H., Denver, p. 303-349.

Louchart, X., M. Voltz, et al., 2004, Oryzalin fate and transport in runoff water in Mediterranean vineyards, *Chemosphere*, vol. 57, n° 8, p. 921-930.

Louchart, X., 1999, Transfert de pesticides dans les eaux de surface aux échelles de la parcelle et d'un bassin versant viticole - Etude expérimentale et éléments de modélisation. Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier. Montpellier.

Zonta, R., F. Collavini, et al., 2005, The effect of floods on the transport of suspended sediments and contaminants: A case study from the estuary of the Dese River (Venice Lagoon, Italy), *Environment International*, vol. 31, n° 7, p. 948-958.

Etat des lieux et présentation du programme d'actions

Claude PUTAVY, *DIREN de bassin*

Le cas particulier des PCB

Etat des lieux et présentation du programme d'actions

Claude PUTAVY – DIREN de bassin

I. Introduction

Des analyses faites en 2005 ont montré des teneurs élevées en polychlorobiphényles (PCB) dans des poissons pêchés dans le secteur du Grand Large au Nord Est de Lyon. Des analyses complémentaires effectuées en 2006 et 2007 du département de l'Ain jusqu'à la mer ont confirmé des concentrations supérieures à la concentration admissible dans des poissons destinés à la consommation et ont entraîné la prise d'arrêtés préfectoraux interdisant la consommation des poissons.

Les PCB et le Rhône, une histoire ancienne :

En octobre 1986, des analyses effectuées sur les mollusques par l'Ecole Vétérinaire montrent l'existence d'un problème lié aux PCB sur le Rhône.

Ce constat entraîne la mise en place d'un suivi régulier par le Service Navigation Rhône Saône (SNRS) comprenant des analyses de poissons. Ce suivi s'arrête en 1999, lorsque les concentrations observées s'avèrent bien en dessous de la réglementation en vigueur à l'époque. En effet, l'arrêté du 16 février 1988 dispose que les poissons contenant une concentration supérieure à 2 mg/kg (= 2000 ng/g) de PCB sont impropres à la consommation.

Par ailleurs, l'union européenne adopte, le 3 février 2006, un règlement fixant à 8 pg/g-TEQ de matière brute la concentration admissible en dioxine et furanes + PCB de type dioxine dans les poissons destinés à la consommation humaine.

Le seuil de 1988 et le seuil actuel ne sont pas directement comparables. On parle dans le premier cas de PCB, sans plus de précision, et dans l'autre des PCB de type dioxine (PCBdl) auxquels on ajoute les dioxines et les furannes.

Si l'on essaie de faire un parallèle, on peut donner l'indication suivante, sous réserve que l'on parle d'analyses réalisées sur la même partie du poisson et sur poids frais ;
Le seuil de 1988 en PCB totaux correspondrait environ à un seuil en PCBind =1000 ng/g.
Le seuil de 2006 en PCBdl correspondrait à un seuil en PCBind de 100 à150 ng/g.

La modification du seuil réglementaire a modifié l'appréciation de la situation de pollution et du risque de contamination à compter du 3 février 2006.

II. Présentation des PCB

Les PCB (PolyChloroBiphényles) comptent 209 congénères. Ce sont des produits organiques chlorés utilisés dans l'industrie depuis les années 1930, pour leur stabilité et leur ininflammabilité, comme isolants électriques et fluides caloporteurs dans les transformateurs et les condensateurs mais aussi comme adjuvants (fabrication de

pesticides, d'encre, de peintures, d'huiles de coupe). Ils sont plus connus sous l'appellation commerciale de "Pyralène", "Arochlor" ou "Askarel".

La réglementation :

Les polychlorophényls (PCB) font partie des polluants organiques persistants recensés au niveau international. Les PCB sont interdits d'utilisation en France depuis 1979 dans les applications ouvertes (fabrication d'encre, de peintures...). Par ailleurs, la vente, l'acquisition de PCB ou d'appareils en contenant ainsi que la mise sur le marché de tels appareils neufs sont interdites depuis le 2 février 1987. Toutefois, certaines industries peuvent encore posséder jusqu'au 31/12/2010 des dispositifs fermés contenant des PCB (transformateurs électriques par exemple). Le plan national de décontamination et d'élimination des appareils contenant des PCB, approuvé par arrêté du 26 février 2003, prévoit l'élimination progressive jusqu'en 2010 des appareils contenant des concentrations en PCB supérieures à 500 ppm.

Selon un inventaire réalisé par l'Ademe en juin 2002, la France compte 545 610 appareils contenant des PCB (principalement des transformateurs).

Pourquoi trouve t-on des PCB dans l'environnement ?

Ces composés sont, comme les dioxines, des composés aromatiques chlorés complexes d'une grande stabilité physique et chimique et d'une faible biodégradabilité. En raison de cette stabilité, ils persistent dans certains « réservoirs », comme les sédiments fluviaux ou marins.

Ils s'accumulent dans les graisses des organismes vivants et se concentrent d'un maillon à l'autre de la chaîne alimentaire au sommet de laquelle se trouvent les poissons et l'espèce humaine.

On n'en détecte qu'exceptionnellement dans les eaux des cours d'eau et de plan d'eau car les PCB sont très peu solubles.

III. Risques sanitaires¹

Quels sont les PCB pouvant être présents dans les aliments ?

Les PCB sont classés en 2 catégories en fonction de leurs propriétés toxicologiques :

- les PCB de type dioxine (PCB-DL) ont une toxicité comparable à celle des dioxines, ils sont partiellement métabolisables et en général bien représentés dans les aliments mais à des teneurs bien inférieures à celles des PCB de la 2^{ème} catégorie ;
- les PCB dits « indicateurs » (PCB-I, 7 molécules, la majorité des PCB), ils sont très chlorés donc très peu métabolisables, en conséquence ils sont retrouvés dans les aliments à des teneurs très supérieures aux autres catégories.

Le Règlement (CE) n°1881/2006 de la Commission du 19/12/2006 fixe dans son annexe I les seuils de concentration en dioxines, furanes et PCB de type dioxines pour les denrées alimentaires susceptibles d'être mises sur le marché.

La teneur maximale autorisée pour la somme des dioxines et PCB de type dioxine est de 8 pg/g de poids frais de chair de poisson à l'exclusion des anguilles pour lesquelles elle est de 12 pg/g. Il n'y a pas de seuil réglementaire pour les PCB indicateurs.

¹ Sources DDSV69et DRASS69

Quelle est la toxicité des PCB ?

⇒ La toxicité des PCB de type dioxine est comparable à celle des dioxines du fait de similitudes de structures. Toutefois, il faut souligner le fait que les données disponibles sur la toxicité des dioxines sont issues d'études expérimentales réalisées chez l'animal et d'études épidémiologiques sur des populations humaines confrontées à une intoxication aiguë de très fortes doses de polluants (accident de Seveso par exemple).

Ainsi, les connaissances actuelles sur la toxicité de ces molécules sont les suivantes :

- lors d'exposition aiguë à de fortes doses, le risque d'une affection cutanée dénommée la chloracné est certain, les risques tératogènes (malformation du fœtus) et cancérigènes sont quant à eux fortement suspectés (ce dernier à été démontré pour la dioxine type Seveso),
- les autres risques évoqués mais non établis sont des troubles du système immunitaire, du système endocrinien, de la fonction hépatique, de la reproduction, des maladies cardio-vasculaires et neurologiques.

⇒ La majorité des PCB ne présente pas cette toxicité de type dioxine et a un profil toxicologique différent, ce qui n'exclut pas une toxicité propre : ce sont les PCB indicateurs pour lesquels des seuils réglementaires ne sont pas fixés.

Comment l'homme se contamine-t-il et que deviennent les PCB dans l'organisme ?

Les PCB sont très lipophiles, ils s'accumulent donc dans les tissus graisseux et ce tout au long de la chaîne alimentaire.

L'homme se contamine par l'ingestion d'animaux ou de produits d'origine animale contaminés. Les aliments les plus à risque sont le lait, les œufs et les poissons. Les PCB sont ensuite stockés dans le tissu adipeux puis sont lentement éliminés dans les selles.

La consommation des poissons pêchés dans le Rhône présente-t-elle un risque pour la santé humaine ?

Les PCB étant des molécules qui s'accumulent dans l'organisme, leur toxicité est exprimée en dose journalière tolérable (DJT) ou dose hebdomadaire tolérable (DHT). Elles correspondent à la dose maximale de toxique qu'un homme peut absorber par jour ou par semaine sans effet sur sa santé.

A l'heure actuelle, deux doses tolérables ont été publiées par l'OMS :

- pour l'ensemble des PCB, l'OMS recommande une DJT de 0,02 µg /Kg (*) de poids corporel, soit pour un adulte de 60 Kg 1,2 µg/ jour
- pour les PCB dioxine-like (PCB-DL), les dioxines et les furanes, la DHT recommandée par l'OMS est de 14 pg/Kg (*) de poids corporel soit pour un adulte de 60 Kg 120 pg/jour

PCB dans le fleuve Rhône et eau destinée à la consommation humaine

⇒ L'eau brute du fleuve est très rarement utilisée. Les seules prises d'eau connues sont situées dans sa partie aval. L'eau subit un traitement affiné et adapté à la qualité des eaux utilisées avant sa mise en distribution. La population permanente desservie est proche de 120 000 habitants, tandis qu'en période estivale elle peut être potentiellement estimée à 600 000 personnes.

⇒ Par contre, la nappe alluviale associée le long du cours du Rhône est très souvent exploitée, notamment à partir de l'agglomération lyonnaise. Cet aquifère est généralement d'excellente qualité grâce à la filtration naturelle assurée par les terrains qui la contiennent. Dans certains secteurs, cette nappe reçoit parfois des apports non négligeables par les affluents du fleuve. Ainsi, les ouvrages d'exploitation ne puisent pas directement l'eau du Rhône, contrairement à certaines idées reçues.

Le nombre de sites de production recensés s'élève à 80. Ils desservent une population voisine de 2 millions d'habitants, dont l'agglomération lyonnaise en représente 60 %.

⇒ Plusieurs milliers de déterminations analytiques portant essentiellement sur les PCB dits indicateurs, sont disponibles (enquête DRASS de Bassin du 28 septembre 2007 – base de données ADES). Elles confirment l'absence de PCB dans les eaux destinées à la consommation humaine.

IV. Prélèvements et analyses effectuées et synthèse des résultats

Les recherches, d'abord mises en œuvre par les services de la préfecture du Rhône avec l'appui technique du SNRS, ont ensuite été élargies aux départements de l'Ain et de l'Isère. Elles couvrent ensuite tout le linéaire du Rhône de la Suisse jusqu'à l'embouchure. Elles porteront en 2008 sur le reste du bassin Rhône méditerranée dans la mesure où il convient de caractériser l'ensemble des cours d'eau concernés historiquement par des activités industrielles pouvant provoquer des rejets de PCB.

Le protocole d'analyses mis en place en 2006 comprenait en particulier la réalisation de prélèvements de poissons et de sédiments du Rhône sur une série de points répartis depuis le secteur de Pont Lucey jusqu'à Lyon, puis d'analyses de la teneur en PCB de ces échantillons prélevés ainsi que de datations des sédiments.

Des prélèvements et analyses de poissons de Lyon à la mer ont complété ce jeu de données en juin 2007. Enfin, des poissons ont été pêchés sur le Haut-Rhône au deuxième semestre 2007.

En septembre 2007, une campagne de prélèvements et d'analyses de sédiments couvrant les secteurs de Lyon à la Mer et du Haut Rhône ainsi que des points sur les principaux affluents du Rhône (Saône, Isère, Durance) a aussi été lancée.

Résultats poissons

Les résultats disponibles sur les poissons ont permis, à ce jour, de définir une zone avec des teneurs en PCB supérieures aux seuils réglementaires pour les poissons allant du barrage de Sault-Brenaz jusqu'à la mer.

D'autres analyses se sont révélées inférieures au seuil réglementaire. C'est le cas des analyses des poissons pêchés dans le lac des eaux bleues (au nord de Lyon), dans la rivière d'Ain, dans les contres-canaux du Rhône dans les départements de l'Ardèche et de la Drôme (sauf anguilles), des analyses des tellines et des moules provenant de l'embouchure du Rhône et des poissons pêchés sur le petit Rhône.

Les poissons du Haut-Rhône sont inférieures aux seuils ainsi que les poissons analysés par les autorités suisses à la sortie du lac Léman.

Sédiments et poissons

Les données disponibles sur les sédiments et les poissons apportent des informations et soulèvent des questions supplémentaires qui conduisent à formuler des recommandations pour les investigations futures.

Les points suivants ont été plus particulièrement mis en avant par les experts ayant étudié ces données² :

- ⇒ La contamination provient de plusieurs sources, d'ampleur variable : amont Sault Brenaz (inconnue), Bourbre (sites contaminés historiques), une source connue sur le Rhône; d'autres sources sont également possibles : STEP, rejets pluviaux, rejets « sauvages » ou accidentels. Les experts interrogés estiment qu'il faut chercher à repérer des sources actives et étudier l'impact actuel des sources connues, mais ils considèrent aussi que l'état de pollution actuel résulte des diverses pratiques industrielles historiques (de 1930 à 1980). Les pratiques actuelles étant mieux contrôlées, les contributions seraient réduites par rapport au stock de polluant en place.
- ⇒ Les processus de contamination sont mal connus, au moins en termes quantitatifs. En effet, le poids respectif des apports de PCB via des rejets aqueux, de la contamination atmosphérique et du lessivage de sols pollués n'est pas connu.
- ⇒ Les processus de transport des PCB vers l'aval et de re-distribution sont contrôlés par le déplacement des matières en suspension et des sédiments(crués, chasses, vidanges, dragages). En effet, les caractéristiques physico-chimiques des PCB ont pour conséquence une adsorption rapide sur les particules présentes (matières en suspension (MES), puis sédiment après dépôt des MES). Les quantités de MES et de sédiment dans le secteur concerné sont mal connues ainsi que la façon dont varient les concentrations en PCB dans les MES et les sédiments.
- ⇒ Les sédiments contaminés se trouvent principalement dans les zones de vitesse faible. Les couches moyennes et profondes sont beaucoup moins susceptibles de transport vers l'aval, sauf en cas d'intervention (travaux, dragages). A contrario, la couche superficielle reste mobile, et expliquera pour une large part la propagation de la contamination dans le réseau hydrographique, via les MES.
- ⇒ Les concentrations en PCB des sédiments datant de la fin des années 80 sont supérieures à celles des sédiments de surface plus récents.
- ⇒ Certaines espèces de poissons se contamineraient à partir du sédiment et des invertébrés inféodés à ce compartiment, d'autres à partir des MES et d'invertébrés épigés. Les modes de contamination doivent être mieux compris en particulier à travers une étude trophique.
- ⇒ La réactivation de la pollution ces dernières années pourrait s'expliquer par l'évolution des modes de gestion des débits du Rhône combinés à l'évolution de son régime entraînant une re-mobilisation de couches de sédiments contaminés.

Il ressort de la synthèse des données disponibles qu'il s'agit d'un phénomène complexe qui nécessite un programme d'études.

² CEMAGREF : Synthèse des données 2005 et 2006, Marc Babut et Cécile MIEGE

V. Organisation de la concertation

Cette organisation est sous le pilotage du préfet de bassin qui a confié la coordination technique des services au DIREN de Bassin.

Le 16 janvier 2007, **un groupe de travail « Etat et Etablissements publics »** à l'échelle du bassin s'est réuni pour la première fois, a lancé des actions permettant de mieux comprendre et de gérer ce problème de pollution. Ce groupe permet l'animation des services de l'Etat autour de ce dossier, l'échange d'information et d'expertise entre les départements et les régions et entre services.

Le groupe de travail scientifique et technique : Il se réunit environ une fois par mois depuis août 2007.

Le comité d'information et de suivi : Composé des représentants de l'Etat mais aussi des conseils régionaux, des conseils généraux, des maires de communes riveraines, des associations de protection de l'environnement, des représentants des pêcheurs amateurs et professionnels, des riverains et des industriels.

Le mandat du comité est :

- d'associer les partenaires à la réflexion
- de partager la connaissance du phénomène de pollution et des actions déjà engagées
- d'examiner et rendre un avis sur le programme d'action pluriannuel et suivre son application
- de prendre connaissance des mesures de gestion et donner des recommandations

Le comité technique : Ce comité a été créé dans le but d'assurer le suivi de la mise en œuvre du programme. La composition de ce comité doit rester représentative des intérêts en jeu, tout en conservant une taille qui permette un travail constructif sur ce sujet sensible.

Organisation de l'Etat et des établissements publics sur ce sujet :

Au niveau national trois ministères sont concernés : le ministère chargé de l'agriculture et de la pêche, le ministère chargé de l'écologie et le ministère chargé de la santé.

Au niveau du bassin

Préfecture de bassin : Coordination politique et communication depuis janvier 2007

Préfectures Centralisent et se chargent de la communication sur le sujet. La Préfecture du Rhône a assuré le secrétariat du premier comité technique Etat de 2005 à janvier 2007.

DIREN Bassin Coordination technique depuis janvier 2007 – avant appui technique au SNRS sur les protocoles (surtout sédiments) - + financements police de l'eau

SNRS Gestion des pêcheurs et Police de l'eau : a piloté l'étude réalisée en 2006

DRIRE RA Recherche des origines des pollutions – relations avec les ICPE

DDSV et Fraudes Qualité des produits alimentaires – réalisation de prélèvements et d'analyses

DDAF Gestion de la pêche

Agence de l'Eau Financement de la lutte contre les pollutions toxiques

ONEMA Appui technique éthologie du poisson, mode d'alimentation, espèces les plus vulnérables, sur le cours du Rhône et de ses affluents + connaissance du terrain (police de la pêche)

CEMAGREF Appui scientifique, réalisation de synthèses des résultats (janvier et juin 2007)

VI. Présentation du programme d'actions

Ce programme est constitué de 3 volets ou axes. Pour chacun de ces axes, des actions sont programmées. Chaque action est décrite dans une fiche spécifique et portée par un chef de file qui est chargé de sa mise en œuvre et de la concertation avec les partenaires techniques et financiers concernés.

Certaines actions décrites sont déjà engagées car les ressources et les partenariats étaient déjà réunis.

Le détail du programme et les fiches synthétiques décrivant les principales actions sont téléchargeables à l'adresse suivante :

http://www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr/milieux-continentaux/pollution_PCB/index.php.

Les principales actions du programme sont les suivantes :

► questions urgentes

- la poursuite de la recherche des sources de pollution,
- la réduction des apports au milieu,
- l'information sur l'absence de risque sanitaire à partir de l'eau destinée à la consommation humaine basée sur les données disponibles,
- l'information et la concertation pour lancer des études adaptées concernant l'exposition des populations humaines consommant des poissons,

- les réflexions sur les aides possibles pouvant être apportées aux pêcheurs professionnels.

Il s'y ajoute des réflexions et actions pour répondre aux questions émergentes (incidence sur les cultures de l'irrigation par les eaux du Rhône, usage des sédiments en agriculture, niveau de contamination des oiseaux aquatiques ?

► **Diagnostic et de la compréhension de la pollution**

- la mise en place d'outils permettant le partage et la diffusion des données recueillies par l'ensemble des études,
- une étude permettant de mieux connaître les modalités du transfert des PCB du milieu vers les poissons,
- une étude sur les mousses aquatiques, qui permettront de préciser les flux de pollution,
- une étude de diagnostic et de suivi des tendances, visant à définir les niveaux de contamination sur l'ensemble du bassin,
- une étude permettant de mieux comprendre l'impact des crues et du déplacement des sédiments.

► **Gestion**

- des actions de police renforcées pour toute constatation d'infractions pouvant aggraver la situation des milieux,
- la réduction drastique des rejets sur les sites sources connus et ceux qui seront révélés par les études,
- des études permettant de lister les solutions possibles pour gérer les sédiments contaminés et de les mettre en œuvre si elles sont appropriées et n'ont pas d'impacts inacceptables sur les milieux,
- un travail de cohérence avec les documents de planification (plan Rhône, SDAGE...etc).

VII. Conclusion

Les PCB sont des substances peu solubles, persistantes, bioaccumulables et toxiques (PBT).

Cet épisode de pollution met en lumière la difficulté de suivre avec les moyens classiques le devenir de ce type de substances dans l'environnement. Il est souhaitable que ce programme d'actions mis en place suite à la constatation de la pollution du Rhône permette dans l'avenir un meilleur suivi et une meilleure gestion des substances PBT dans l'environnement.

Z A B R

Zone Atelier Bassin du Rhône



Domaine scientifique de la Doua
66 bd Niels Bohr – BP 52132
F-69603 Villeurbanne Cedex
Tél : 04 72 43 83 68 – Fax : 04 72 43 92 77
mél : asso@graie.org - www.graie.org