



HAL
open science

**Du milieu naturel à la ville : vers une gestion durable du
péri-urbain : actes des dixièmes Journées du Diplôme
d'Etudes Approfondies Sciences et techniques de
l'environnement, organisées les 20 et 21 mai 1999, à
Paris**

Bruno Tassin, Daniel R. Thevenot

► **To cite this version:**

Bruno Tassin, Daniel R. Thevenot. Du milieu naturel à la ville : vers une gestion durable du péri-urbain : actes des dixièmes Journées du Diplôme d'Etudes Approfondies Sciences et techniques de l'environnement, organisées les 20 et 21 mai 1999, à Paris. Journées du Diplôme d'Etudes Approfondies Sciences et techniques de l'environnement, May 1999, Paris, France. Presses de l'École nationale des ponts et chaussées, pp.138, 2000, Actes des Journées du Diplôme d'Etudes Approfondies en Sciences et techniques de l'environnement, 2-85978-338-5. hal-01180143

HAL Id: hal-01180143

<https://hal.science/hal-01180143>

Submitted on 27 Jul 2015

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Sous la direction de
Bruno TASSIN et Daniel THÉVENOT

DU MILIEU NATUREL À LA VILLE : VERS UNE GESTION DURABLE DU PÉRI-URBAIN

Actes des dixièmes journées du Diplôme d'Études Approfondies
Sciences et techniques de l'environnement
organisées les 20 et 21 mai 1999, à Paris



Presses de l'école nationale des
Ponts et chaussées



Le code de la propriété intellectuelle du 1^{er} juillet 1992 interdit expressément la photocopie à usage collectif sans autorisation des ayants droit. Or, cette pratique s'est généralisée, notamment dans l'enseignement, provoquant une baisse brutale des achats de livres, au point que la possibilité même pour les auteurs de créer des œuvres nouvelles et de les faire éditer correctement est aujourd'hui menacée. Nous rappelons donc que toute reproduction, partielle ou totale, du présent ouvrage, sur quelque support que ce soit, est interdite sans autorisation de l'auteur, de son éditeur ou du Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC, 20 rue des Grands-Augustins, 75006 Paris).

© 2000

ISBN 2-85978-338-5

Presses de l'école nationale des
Ponts et chaussées

28, rue des Saints-Pères
75007 Paris

Avant-propos

L'extension des franges péri-urbaines constitue, au tournant du millénaire, le mode de développement de la ville. À proximité des grands centres urbains, depuis les petits villages qui les environnent et qui constituent des points de nucléation, l'espace urbanisé s'accroît, amenant non seulement une modification de l'occupation des sols et des modes de vie des populations, mais aussi l'émergence de nouveaux paysages d'alternance de zones urbaines et agricoles.

L'aménagement durable de ces zones, puis leur gestion posent de nombreux problèmes économiques, socioculturels et environnementaux. Sans prétendre les traiter tous, cet ouvrage qui reprend les textes des communications des dixièmes journées du DEA « Sciences et techniques de l'environnement » les aborde au travers de quatre thématiques :

- La thématique « aménagement » propose des éléments de réflexion sur les campagnes urbaines, puis une synthèse de l'urbanisation en région parisienne depuis le développement des villes nouvelles et ses conséquences sur l'environnement. Dans une seconde partie, elle donne des éclairages techniques, pouvant être transposés à d'autres domaines, sur la gestion des eaux pluviales en milieu péri-urbain et ses difficultés propres.
- La thématique « dynamique des polluants » donne trois éclairages, relatifs à l'air, à l'eau et aux sols agricoles, des conséquences de cette juxtaposition entre zones urbaines et zones agricoles. Cette partie montre, en particulier, la complexité des approches qui doivent être mises en œuvre sur ces milieux hétérogènes et étendus pour obtenir des informations fiables et exploitables.
- Le problème de la réhabilitation des sols pollués est particulièrement important dans le cas des zones péri-urbaines. D'anciens sites industriels, éloignés des anciens centres urbains, deviennent aujourd'hui des sites propices à l'extension de la cité. Toutefois, la pollution qu'ils peuvent contenir doit être évaluée et éventuellement traitée. De nouvelles techniques, comme la bio-rémédiation ou la cryo-dépollution, sont présentées.

- Enfin, la gestion durable du péri-urbain est abordée au travers de deux points de vue. Le premier a trait à la gestion des boues de station d'épuration. Il met bien en évidence la nécessité d'une approche globale des problèmes d'environnement et l'importance de la négociation multi-acteurs. Le second élargit et resitue le développement péri-urbain dans le cadre d'une nouvelle organisation urbaine. Il appelle à la mise en place d'une régulation publique pour remédier à la fragilité inacceptable de cette ville émergente, aux plans environnemental, social et économique.

En abordant à la fois des problématiques de gestion du péri-urbain et des questions plus techniques, en s'intéressant à la qualité de l'air, de l'eau et des sols, cet ouvrage permet une approche multidisciplinaire et inhabituelle du milieu péri-urbain.

Nous tenons à remercier l'université Paris XII-Val-de-Marne, l'École nationale des ponts et chaussées, l'École nationale du génie rural et des eaux et des forêts, les écoles doctorales « Sciences physiques, chimie et ingénierie » et celle des « Grandes Écoles du vivant », ainsi que l'Agence de l'eau Seine-Normandie pour leur soutien, qui a permis la réalisation de ces journées et l'édition du présent ouvrage.

B. TASSIN et D. THÉVENOT

Sommaire

Avant-propos	3
Aménagement, occupation du sol, paysage	
Entre paysages urbains et paysages ruraux, les campagnes urbaines	9
Pierre DONADIEU	
L'extension urbaine et ses implications environnementales en Ile-de-France	19
Raymond DELAVIGNE	
Modélisation pluie-débit en milieu péri-urbain : adaptation du modèle GR4 au cas des bassins péri-urbains	37
Yasmina RAKEM, Nilo DE OLIVEIRA NASCIMENTO	
Aménagement et choix de projet en assainissement : cas du milieu péri-urbain	47
Géraldine RUSCASSIER-CHADIRAT, Pauline BUTEL, Jean-Claude DEUTSCH	
Dynamique des polluants en milieu péri-urbain	
Pollution en milieu péri-urbain : le projet ESQUIF	59
Daniel MARTIN	
Utilisation et transfert de produits phytosanitaires dans les bassins versants semi-urbanisés	73
H. GUIVARC'H, F. FARRUGIA, J.-M. MOUCHEL	
Évolution de la capacité d'échange d'un sol soumis à des épandages de boues de stations d'épuration	87
V. RÉVEILLÉ, J.-A. PÉTARD, R. MOREAU, E. GARNIER-SILLAM	
Réhabilitation des sols contaminés	
Application du froid artificiel à la dépollution d'un sol contaminé par des métaux lourds	103
Guillaume GAY, Aza AZOUNI	
Biodépollution de sols industriels contaminés par des hydrocarbures aromatiques polycycliques	111
Christian MOUGIN	
Développement durable des milieux péri-urbains	
Gestion durable de l'épandage agricole des boues de station d'épuration d'eaux usées urbaines	121
M. TERCE, R. CHAUSSOD, M. LINERES	
Pourquoi le péri-urbain diffus ? Forme urbaine durable?	131
Marc SAUVEZ	

AMÉNAGEMENT, OCCUPATION DU SOL, PAYSAGE

ENTRE PAYSAGES URBAINS ET PAYSAGES RURAUX, LES CAMPAGNES URBAINES

Pierre Donadieu, *Laboratoire de Recherche sur l'Agriculture Urbaine, Ecole Nationale Supérieure du Paysage, 4 rue Hardy, 78009 Versailles.*
Tél : 01.39.24.62.33. Fax : 01.39.24.62.47. Adele : vers-ensp-nts@calva.net

Résumé

Entre les centres urbains et les territoires ruraux, la périurbanisation engendre de nouveaux territoires partagés entre les pratiques urbaines et les activités agricoles et forestières. Deux processus sont en cause. Le premier est celui de l'extension des espaces urbanisés autour des petites comme des grandes villes, en relation directe avec les migrations quotidiennes des habitants entre lieux de travail, de loisirs et d'habitat. Le second phénomène, corrélatif du premier, est la régression de l'espace agricole au profit de l'espace construit, mais aussi de l'espace des parcs et jardins publics. Ce phénomène ordinaire se traduit par l'extension autour des agglomérations d'un tissu urbain plus ou moins dense, coupé d'espaces de nature plus ou moins fermement protégés par la loi selon les pays : les espaces boisés et agricoles ainsi que les milieux aquatiques.

En réalité l'urbanisation des campagnes, fondée sur la distinction ordinaire entre la ville et l'espace rural, masque un autre phénomène plus complexe, observable en particulier dans les pays nord européens, celui de la disjonction entre le rapport esthétique et symbolique - nous dirons paysager - à l'espace agricole et le rapport économique que la société entretient avec la campagne. En effet, nous montrerons à la suite d'autres auteurs¹ que la généralisation de la culture urbaine dans les campagnes d'une part, et l'extension de l'agro-industrie d'autre part, amènent les sociétés habitantes à accorder à certaines formes agricoles des valeurs paysagères indépendantes de leur fonctionnement économique. Erigées en spectacles séduisants, ces formes, sur lesquelles se porte l'attention du public, peuvent être isolées de leur contexte économique habituel comme sources de paysages à la manière des scènes de jardin. Citées ou réinterprétées dans ces mêmes jardins, elles évoquent réellement et symboliquement des scènes de campagnes et de forêts et créent ainsi les inépuisables nuances de l'idée de nature.

Devenue culturellement plus urbaines, certaines campagnes périurbaines ne sont pas pour autant devenues des agglomérations denses et compactes. Au contraire, avec l'aide des pouvoirs publics, les habitants ont parfois su établir avec leurs espaces agricoles des rapports dits paysagers et ont pu conserver pour la qualité de leur cadre de vie, sinon l'intégralité des espaces agricoles, du moins les éléments qui en portent le sens esthétique et symbolique. En ce sens les habitants de ces campagnes urbaines, adaptées à la demande résidentielle et de loisirs des citadins, ont établi avec leurs espaces agricoles des rapports appréciés de coopération à la place de l'exclusion habituelle. Devenues ainsi des parties de ville, ces campagnes y jouent plus ou moins le rôle de parcs publics, dans la mesure où elles s'y prêtent et ont été aménagées à cet effet.

¹ Notamment les sociologues Marcel Jollivet, Bertrand Hervieu et Jean Viard.

1. L'urbanisation de la culture rurale

“ Depuis 1915-1920, (...), on assiste à la mort lente, ou du moins à la décrépitude de la “civilisation rurale” ” (Leroy-Ladurie, 1976). Connue, le phénomène d'exode rural et de désertification des campagnes a été maintes fois décrit par les historiens comme par les sociologues et les géographes². Mais il a pratiquement cessé. Depuis une vingtaine d'années, après avoir été vidées de leur main-d'œuvre par les technologies industrielles et agricoles, les campagnes françaises se sont repeuplées grâce à la migration des citadins vers l'espace rural exsangue (Kayser, 1993). Dans la vaste conurbation qui couvre le Bénélux, la France du Nord et l'Allemagne du Nord-Ouest, l'espace agricole est aujourd'hui si proche des agglomérations, qu'il n'existe plus dans ces territoires que des citadins -dont des agriculteurs-habitant la campagne ou les centres urbains denses. En Belgique et aux Pays-Bas, l'opposition spatiale et sociale entre l'espace rural et l'espace urbain s'est considérablement atténuée.

A contrario, Marcel Jollivet (1997) note que dans les autres pays européens l'opposition entre villes et campagnes reste lisible, mais que le contenu de l'idée de ruralité change. Dans la plupart des pays, il s'agit de l'espace agricole, mais par opposition à la ville riche, confortable et attractive, elle peut encore renvoyer au sous-développement et à la pauvreté. En revanche, dans tous les pays, l'idée de rural renvoie à celle de nature, tout particulièrement en Grande-Bretagne et en Allemagne, mais aussi en France où le sociologue signale l'intérêt croissant des citadins pour un rural “rénové et embelli” qui s'adapte de plus en plus à des pratiques de loisirs (chasse, pêche, ski ou promenade) et résidentielles.

La ruralité agricole a progressivement laissé la place à une ruralité “urbaine”, peuplée d'habitants de culture citadine qui ont de plus en plus perdu la mémoire des pratiques agricoles et rurales traditionnelles, mais les ont remplacées par une vision idyllique de celles-ci. Autrefois réservée à une élite cultivée artistique, intellectuelle et bourgeoise, l'attention accordée à la qualité des paysages et du cadre d'habitat s'est étendue à une grande partie de la société très mobile et disponible pour des activités de loisirs et de tourisme. En s'intéressant autant à la gastronomie et à la beauté des paysages qu'à la conservation de la faune et de la flore, le tourisme rural est devenu un tourisme vert tenté autant par d'authentiques produits des terroirs que par les espaces protégés des sites, des conservatoires, des réserves naturelles et des parcs nationaux et régionaux.

Grâce à leurs migrations régulières vers la campagne, pendant les vacances ou chaque fin de semaine, non seulement les citadins ont transformé celle-ci en objet de leurs désirs de paysage et de nature, mais la culture urbaine a rejoint les habitants aux champs. Par les médias d'abord, qui apportent quotidiennement un flot d'images du monde ; par les moyens de locomotion qui ont rompu définitivement l'isolement des sociétés rurales ; par l'arrivée dans les villages et les bourgs des services ordinairement liés aux centres urbains : les banques, les assurances, les services médicaux et sportifs ou les spectacles, qui eux-mêmes attirent de nouveaux habitants et de nouvelles entreprises. Cette évolution culturelle transforme l'idée même de ville, car il n'est plus possible d'appeler campagnes agricoles les territoires de communes urbaines, dont souvent moins de la moitié des surfaces sont restées agricoles et boisées. Qualifiés d'espaces naturels par les habitants comme par les urbanistes, elles peuvent être désignées comme des paysages attractifs pour les loisirs et la résidence. En proposant d'appeler campagnes urbaines ces territoires -en général périurbains- où le tissu urbain s'étend en s'accompagnant de la naturalisation -voire de la mise en paysage- de l'espace rural, nous ferons apparaître, sous l'angle du rapport entre ville et nature, ce que d'autres

² Notamment : Henri Mendras, *La fin des paysans*, 1970

auteurs, sociologues ou urbanistes, ont appelé "ville émergente" ou "métropole" (Dubois-Taine & Chalas, 1997 ; Ascher, 1995).

2. Disjonction du rural et de l'agricole

La mort de la civilisation paysanne qui a accompagné la modernisation de l'agriculture soumet aujourd'hui la notion de ruralité à de rudes épreuves en Europe. En Grèce, en Espagne et au Portugal, le débat social et politique n'accorde que peu d'importance au monde rural³. En revanche, au moment où la Politique agricole commune (PAC) remet en cause les agricultures traditionnelles, l'Allemagne manifeste un fort intérêt pour la conservation de ses "paysages culturels" ; de la même manière que la France qui avance le rôle décisif de ses agriculteurs pour maintenir ses paysages agricoles, ou comme la Grande-Bretagne qui a depuis longtemps confié à l'agriculture le soin de reproduire les précieux paysages identitaires de sa *countryside*.

Si l'on met à part le cas des pays de l'Europe du Sud, où à part quelques exceptions -en Toscane par exemple- la culture du paysage semble peu développée, la plupart des campagnes des pays du Nord ne sont plus seulement agricoles et font l'objet d'une demande sociale de nature et de paysage. Parfois même la population agricole, comme en Ile-de-France, devient très minoritaire par rapport aux autres habitants. Dans ce cas, le plus souvent soigneusement cultivées, les campagnes sont habitées par des populations de mentalités et de pratiques citadines. Dans d'autres cas -comme dans certains parcs naturels régionaux du Midi de la France- les agriculteurs qui tirent leurs revenus du travail de la terre se sont raréfiés, sans que, grâce aux autres résidents et à l'effort des pouvoirs publics, les signes et les fonctions économiques de la campagne disparaissent.

L'agriculture abandonne donc la ruralité de deux façons. Soit l'effectif des agriculteurs diminue, grâce à l'intensification des facteurs de production -plus de capital technique et financier- et s'accompagne alors de paysages de type agro-industriels : céréales, oléo-protéagineux, élevages laitiers, maraîchage, viticulture ou arboriculture par exemple. Soit le nombre des exploitants s'affaiblit en s'accompagnant de déprise agricole, d'extension des boisements et d'extensification de l'usage des terres (agrandissement des exploitations), mais aussi -nous le verrons plus loin- de formes variables d'agricultures de plaisance liées aux usages résidentiels du territoire et des espaces naturels.

Dans les deux cas, campagnes agro-industrielles ou de plaisance, la population citadine, permanente ou temporaire, devenue dominante, recompose le tissu social, prend le pouvoir municipal et fait valoir ses projets relatifs à la qualité du cadre de vie et à celle des eaux, à la maîtrise des risques naturels, l'organisation des loisirs sportifs et culturels, et d'une manière générale à l'animation de la commune et des services publics à rendre aux habitants. L'univers rural se réorganise à partir de valeurs issues des villes ; il se périurbanise par l'arrivée d'activités et de populations non agricoles aux besoins spécifiques : golfs, autoroutes, hôtelleries, supermarchés, centres sportifs ; par la création également d'emplois qui se déplacent vers les périphéries urbaines où s'installent de nouvelles centralités.

Non seulement la campagne se périurbanise -se suburbanise ou se rurbanise (Bauer & Roux, 1976) - mais l'agriculture quitte l'univers rural traditionnel en s'industrialisant. En faisant cela en Grande-Bretagne, écrit Marcel Jollivet, "elle devient par-là tout bonnement indigne de la

³ Jollivet, op. cit. pp 355-356

nation"⁴. En effet, en devenant des entreprises agricoles, les fermes produisent des formes rurales qui ne sont plus identifiées par les habitants comme des paysages de campagne. Les élevages hors-sol, les cultures sous serres ou sous tunnels de plastique, comme les immenses étendues de céréales ou de colza, appartiennent pour le public à l'univers spatial de l'économie industrielle. Ces paysages, qui ne possèdent pas les aménités et le charme pittoresque attendus de la nature rurale, suscitent souvent l'indifférence voire la répulsion. De plus, ces entreprises sont suspectées par l'opinion publique d'empoisonner l'eau, les sols - voire l'air- par des rejets toxiques dans l'environnement. En dépit des efforts faits par les pouvoirs publics pour promouvoir une agriculture plus propre, notamment biologique, les habitants qui sont aussi des consommateurs expriment la plus grande défiance pour les espaces agricoles intensifs, comme pour les produits végétaux et animaux qui en sont issus. Enfin, leur aversion pour les campagnes agro-industrielles est aggravée par l'utilisation de ces espaces pour de nombreuses activités non agricoles, les unes à caractère forestier (reboisement), les autres industriel (extraction de matériaux par exemple) ou urbaines (lotissements, infrastructures de transport).

Délaissée par l'agriculture entrepreneuriale et réinvestie par des utilisations urbaines, la ruralité ne disparaît pas, contre toute attente, mais se reconstitue sous les formes de la nature et du paysage, en liaison directe avec la demande habitante et l'action des pouvoirs publics.

3. Naturalisation du rural

Engendrées par l'industrie et les villes comme par l'agriculture intensive et la sylviculture, les perturbations des systèmes naturels et des paysages ont amené les pouvoirs publics à faire appel à ce que M. Jollivet appelle "la doctrine environnementaliste planétaire"⁵ qui s'est développée à partir des idées de l'écologie scientifique et militante. Issues de la bioéconomie anglo-américaine, l'écologie organiciste⁶, qui a forgé le "nouvel âge écologique" américain des années 70 et préparé les recherches sur la biodiversité, a inspiré les politiques de protection de la nature et de l'environnement dans la plupart des pays occidentaux.

En France, celles-ci ont permis la délimitation de territoires ruraux protégés ou réglementés comme les parcs nationaux (2,6% de la surface du territoire national), les réserves naturelles (0,15%), les parcs naturels régionaux (9,2%) ou les arrêtés de biotope (0,2%), auquel il faut ajouter les zones ND des POS (13%)⁷ et les propriétés des conservatoires nationaux et régionaux. Si on tient compte de l'ensemble des mesures prises pour limiter les rejets polluants de l'agriculture comme les plans de développement rural (PDD), les labels Fertimieux et les "OGAF-environnement et paysage", c'est une partie croissante de l'espace rural qui est concernée par un processus de mise en sécurité des milieux vivants et des habitants pris en charge par l'Etat et les pouvoirs européens. Il se déroule au nom de la conservation des ressources naturelles de l'environnement et, à ce titre, peut être considéré comme un mouvement de naturalisation de l'environnement rural.

Dans certains cas où des milieux naturels et des espèces rares étaient menacés ou en voie d'extinction, les usages destructeurs ont été interdits, et des barrières réelles ou parfois symboliques ont été souvent érigées entre les espaces de nature protégée et la société

⁴ Op. cit. p. 361.

⁵ Op. cit. p. 363.

⁶ Donald Worster (*Les pionniers de l'écologie*, Sang de la Terre, 1992) évoque les figures de Thienemann, Tansley, Transeau et surtout Odum.

⁷ Chiffres de 1996

présumée nocive. Dans ces enceintes sanctuarisées, la gestion des milieux et des populations a été confiée à des scientifiques garants du maintien des équilibres naturels identifiés⁸. Dans d'autres cas, comme ceux des parcs naturels régionaux ou des zones protégées (ND) des POS, les activités humaines, agricoles ou d'habitat y sont admises, mais encadrées par des textes réglementaires qui contrôlent, limitent ou interdisent des processus jugés destructeurs de milieux naturels, (déboisement, enrésinement, drainage de milieux humides, érosion, incendie, rejets toxiques, urbanisation, etc.).

Suspectes d'atteinte à la sécurité publique et à l'intégrité de ce qui est désigné par l'opinion - par les scientifiques naturalistes en particulier - comme patrimoine naturel, les formes intensives d'agriculture sont disqualifiées par les prescriptions environnementalistes qui leur préfèrent les formes extensives ou traditionnelles ; pourtant la faible rentabilité de ces dernières les rend peu désirables aux yeux des agriculteurs et obligent alors les pouvoirs publics à subventionner les productions non rentables, dans la mesure où elles sont aussi productrices de biens et de services de nature d'intérêt général⁹. C'est le cas par exemple des primes versées aux éleveurs des marais pour ne pas labourer leurs prairies, y limiter les apports d'engrais azotés et ménager la reproduction des oiseaux migrateurs (Donadieu, 1996). Entre aussi dans ces pratiques naturalisantes, la replantation des haies bocagères détruites par les remembrements ou supprimées par les agriculteurs qui n'en ont plus l'usage. Plus généralement le retour de la nature voit aussi, au nom de la préservation de la biodiversité, celui des races domestiques et des variétés végétales traditionnelles dans les conservatoires développés dans les parcs naturels régionaux : pommiers à cidre en Normandie ou vaches maraîchines dans les marais de l'Ouest, sans oublier les bovins importés d'Ecosse ou les chevaux de Camargue pour entretenir les prairies des réserves naturelles.

Observons que ces processus sociaux, qui prennent en charge la reproduction de la nature vivante, concernent autant des milieux cultivés intensivement et extensivement que des milieux boisés ou aquatiques mis en valeur ou non ; selon les cas et surtout selon les acteurs sociaux en cause, ils s'isolent des finalités économiques ou de loisirs comme dans les réserves ou bien les admettent. En réhabilitant des formes de nature que le progrès scientifique et technique avait discréditées, les acteurs concernés prennent acte de la demande sociale des habitants qui expriment un projet de vie à la campagne, volontaire et non résigné. Toutefois ce désir ne peut être réduit à des préoccupations hygiénistes et de conservation du patrimoine naturel, il exprime aussi le souhait d'une réinvention ou d'une reconduction des rapports esthétiques et symboliques que la société entretient avec son milieu de vie.

4. Mise en paysage de la ruralité¹⁰

Sans les formes culturelles du paysage qui permettent d'apprécier le spectacle des campagnes, celles-ci restent des images muettes ou interprétables en fonction de modèles non artistiques, notamment scientifiques, techniques, économiques ou vernaculaires. Les premiers donnent

⁸ La notion écologique d'équilibre naturel reste controversée dans la mesure où elle est héritée des théories de l'écologie dynamique énoncée par l'américain Frederic Clements au début du XX^e siècle ; elle suppose l'existence d'un état stable idéal, le climax. Cette notion a été ensuite remise en cause par l'Anglais A.G. Tansley qui n'admettait pas cet état idéal de nature primitive disparu depuis longtemps en Grande-Bretagne, puis par l'Américain J. Malin qui en 1953 proposait d'abandonner les concepts de climax et d'équilibre jugés conventionnels et mythiques (D. Worster, op. cit., p. 266). Le débat reste entier aujourd'hui pour les scientifiques spécialistes d'écologie de la restauration des milieux naturels travaillant en Europe.

⁹ Toutefois ces aides peuvent aller aussi à l'agriculture intensive pour limiter les nuisances environnementales comme cela s'est produit aux Pays-Bas dans les régions horticoles.

¹⁰ P. Donadieu, *Campagnes urbaines*, Actes Sud/ENSP, 1998.

accès à des émotions et au plaisir esthétique, les seconds à des jugements éthiques rapportés à l'intérêt individuel ou collectif, ou bien à des interprétations liées à l'histoire sociale des lieux.

Si on admet que le rapport au paysage rural du point de vue des habitants est surtout un processus de production d'images, il est possible d'analyser comment celui-ci se construit notamment dans les territoires que nous avons appelés des campagnes urbaines. Les formes agricoles qui y sont présentes sont produites, soit en fonction des marchés agro-alimentaires et du bois, c'est le phénomène le plus habituel, soit en fonction d'une demande sociale de biens et de services collectifs de nature et de paysage ; cette dernière ne se concrétise pas par un échange avec des prix convenus, comme sur un marché normal, car elle est prise en charge par les pouvoirs publics qui pallient ainsi les conséquences non souhaitées des pratiques privées, voire publiques. Or l'utilité des biens paysagers et environnementaux n'est pas ou peu reconnue par les acteurs économiques qui n'ont pas intérêt à les produire puisqu'ils ne sont pas -ou pas assez- rémunérés en général. Aussi, les lieux de la production des aménités ont-ils tendance à se différencier des autres. Dans les campagnes périurbaines se produit ainsi une seconde disjonction différente de celle observée entre ruralité et agriculture ; elle sépare les formes agricoles économiques de celles à usages paysagers, c'est-à-dire esthétiques et symboliques. Ce processus avait déjà été précédé par celui de la production des sites protégés et des monuments historiques fondée sur des lois -notamment en France celles de 1913 et de 1930.

Autour des villes, en effet, l'espace agricole qui produit des biens agroalimentaires pour les marchés est soumis à un processus social de mise en paysage ; les regards du public qualifient certains spectacles et en disqualifient d'autres en fonction des modèles d'appréciation des images propres à chacun au sein de sa culture et de son milieu social. Par ailleurs le rapport des producteurs d'espaces agricoles à la ville est variable. Certaines formes d'agricultures, dites rurales, comme les cultures céréalières ou les élevages laitiers n'entretiennent pas ou peu de relations avec les villes qui gênent plutôt les producteurs et créent des handicaps économiques douloureusement ressentis. Ces exploitations n'ont pas souhaité la proximité urbaine, mais ont été rejointes par l'extension des agglomérations qui créent entre champs, prairies, immeubles et lotissements un voisinage fait de rejets, d'indifférence ou plus rarement de sympathies.

En revanche, d'autres formes agricoles dites périurbaines comme les cultures maraîchères, la floriculture, les pépinières et les vergers sont tournées vers les villes, proches ou lointaines où sont situés les consommateurs de produits frais. Héritières des ceintures horticoles urbaines du XIXe siècle, elles doivent affronter les crises engendrées par la concurrence internationale. Pour cela, elles se diversifient, recherchent des marchés de proximité, ouvrent des cueillettes directes de fruits et de légumes, accueillent des groupes scolaires à des fins pédagogiques, et parfois installent des gîtes d'étapes et des tables d'hôtes pour accueillir les visiteurs. Elles complètent donc leur revenu agricole avec d'autres ressources liées soit aux concentrations urbaines (double activité), soit aux marchés du tourisme et du loisir. Leur intérêt pour la qualité des paysages, de l'environnement et de l'architecture est clairement exprimé, mais toutes ne sont pas distinguées également par le regard sélectif des visiteurs et des habitants.

Inscrits depuis l'Antiquité dans le goût occidental pour les belles campagnes idylliques¹¹, certains tableaux ruraux présentent des garanties de séduction ; ils offrent au regard les combinaisons pittoresques des bosquets, des haies, des prairies, des rivières et des troupeaux sur des reliefs légèrement vallonnés ; chaque région y imprime sa marque identitaire : en

¹¹ "Le terme de mes désirs était un bien de campagne d'une étendue modeste, où j'aurais eu un jardin ; près de la maison une source intarissable, et avec cela un petit bosquet", Horace, *Satires*, livre II, cité par M. Baridon, *Les jardins*, Paris, R. Laffont, 1998, p. 182.

Normandie des pommiers en fleurs et des chaumières délicatement restaurées, aux Pays-Bas des canaux, des moulins à vent et des tulipes en fleurs, dans les Cotswolds anglaises le charme désuet de l'architecture rurale et en Toscane les formes emblématiques des cyprès, des pins, des vignes et des fascinantes villas. Mais le goût contemporain pour la nature dirige aussi les visiteurs vers des lieux non cultivés ou considérés comme sauvages, vers les côtes rocheuses, les forêts, les vastes étendues des Causses, les arrière-pays boisés des littoraux méditerranéens et les régions de marais comme la Camargue et le Marais poitevin.

Cependant le goût des paysages ruraux pittoresques, même renouvelé aujourd'hui par celui des espaces sauvages et d'aventure est par nature sélectif ; bien des espaces agricoles jugés indignes s'attirent les foudres des esthètes et la vindicte des protecteurs de paysage ; bien des territoires de céréales, de serres de légumes et de fleurs ou de peupleraies ne suscitent que méfiance ou indifférence. Ceux-là seront d'ailleurs les plus prompts à céder à la convoitise immobilière, alors que les autres, vergers, vignes ou prairies combinées avec des champs de céréales ou de colza, adoptés par les riverains et parfois classés par des procédures administratives, tendent à s'inscrire dans l'éternité fragile des règlements de protection ; alors que leur pérennité ne dépend que des prix et quotas agricoles fixés par la PAC, des aides des pouvoirs publics ou de l'instabilité chronique ou périodique des autres marchés. Ces contradictions amènent alors la société à éloigner les contingences économiques de la production des paysages ruraux que les goûts du public valorisent.

Une première étape, celle de l'agriculture de plaisance, (*hobby farming*) consiste à produire des biens agricoles ou horticoles en privilégiant le plaisir sur le revenu. Ce que font tous ceux qui cultivent des céréales, des vignes, des vergers ou des jardins ou bien élèvent des animaux en vendant leurs usages, leurs produits ou en les consommant, mais en restant disposés à payer le déficit de ces productions ou leur coût en totalité¹². Ce projet suppose d'autres revenus souvent principaux. Il concerne des groupes sociaux à fort capital culturel, très sensibles aux charmes du paysage de leurs lieux de résidence principale ou secondaire et disposés à les produire si leur environnement d'habitat ne les apporte pas. Il semble possible de placer aussi dans cette catégorie d'amateurs de nature et de paysage les adeptes des jardins familiaux, de niveau culturel plus modeste et plus sensibles au lien social que créent ces jardins dont ils apprécient les ambiances et les utilités. Peut-être pourrait-on l'étendre à l'ensemble des Français qui jardinent, soit une personne sur deux !

Dans une deuxième étape, la rupture ultime avec l'économie de rente est atteinte quand, dans un espace fait pour le plaisir et l'agrément, la préoccupation de rentabilité économique disparaît ou s'atténue ; c'est le cas des parcs et jardins publics et de la plupart des forêts publiques périurbaines. Dans les parcs publics, il est en effet facile de retrouver des structures empruntées au paysage rural. Par exemple le bocage, le verger et le marais du parc du Sausset en Seine-Saint-Denis, ou les vignes du parc Georges Brassens et du parc de Bercy à Paris qui ont été créés par des architectes-paysagistes. Le bocage a perdu ses prairies et ses élevages et le marais ne produit plus que des oiseaux, mais les vignes ne sont pas stériles ; celle de Montmartre, emblème de l'identité de la commune libre éponyme comme celle de Suresnes permettent de fabriquer des vins qui trouvent acheteurs. En pénétrant dans l'enceinte des jardins et parcs publics, les formes agricoles citées dans la composition deviennent les structures du jardin en tissant pour le visiteur des liens imaginaires avec leur campagne rurale d'origine. Mais elles peuvent aussi faire l'objet d'une interprétation qui ne les présentent pas sous une forme littérale. Ainsi conçue, la troisième nature du jardin établit des liens

¹² Les exemples les plus connus sont les élevages liés aux sports équestres ou aux animaux de compagnies (ânes, poneys) et l'entretien des vergers des résidences secondaires ou principales notamment dans les régions méditerranéennes

symboliques avec les natures sauvages et rurales de référence¹³ : les pelouses et les gazons avec les prairies bucoliques, les haies avec les bocages, les bosquets avec les boisements, le labyrinthe avec la forêt, la grotte avec les cavernes, les canaux avec les rivières, les bassins avec les étangs, la volière avec les oiseaux sauvages, les fontaines avec les sources, etc....

Les campagnes urbaines se présentent comme le théâtre permanent de ces processus de mise en paysage et en jardin qui s'adressent à tout ou partie du territoire. Ils en distinguent des fractions qualifiées qui sont autant de repères pour les pratiques sociales qui y prêtent attention. Il existe en effet bien d'autres manières d'établir des relations avec un espace d'habitat -sur un mode utilitaire ou érudit par exemple - que d'en faire un paysage, mais les différentes manières d'habiter la campagne excluent rarement aujourd'hui l'idée de la qualité sensible des lieux fréquentés, du moins dans les sociétés qui cultivent l'art du paysage¹⁴.

Conclusion

En rapprochant les deux processus décrits : la disjonction entre ruralité agricole traditionnelle et agriculture industrielle qui se fuient mutuellement, et celle entre paysage et économie qui tendent à s'ignorer, il est possible de mettre en évidence un phénomène important, la reconstruction de la ruralité sur des bases prioritairement écologiques -la naturalisation- et paysagères -le paysagement. Cette transformation offre des stades variables en Europe. En Grande-Bretagne, l'idylle paysagère ruraliste qui faisait consensus national, présente des fissures, alors qu'elle est quasi inexistante dans les pays de l'Europe du Sud. En France, l'intérêt que portent les citoyens à la campagne et l'intérêt que lui porte l'Etat¹⁵ témoignent de transformations en cours encore peu visibles, en particulier avec les seules approches sociologique et politique.

En empruntant au monde urbain ses regards, ses pratiques résidentielles et de loisirs, son art d'habiter la campagne, les sociétés habitant ou fréquentant l'espace non urbain construisent de nouvelles ruralités hybrides que nous avons appelées campagnes urbaines. Elles peuvent, peut-être, être interprétées comme les infrastructures vertes des "métapoles" décrites par F. Ascher ou de la "métropole" de G. Dubois-Taine et Y. Chalas. En ce sens les parcs naturels régionaux périurbains sont de bons exemples de campagnes urbaines, territoires conçus pour produire un milieu de vie conforme, d'une part aux attendus du ministère de l'environnement, d'autre part des élus locaux et des associations d'habitants et d'usagers.

Enfin, dans cette ruralité postindustrielle en recomposition, les agriculteurs européens occupent une position centrale de producteurs de biens et de services, non seulement agricoles mais aussi naturalistes, environnementalistes et paysagers. En dépit des incitations de l'Etat, il ne semble pas, au moins en France, qu'ils aient su anticiper leur nouvelle identité et leur rôle essentiel dans la société du troisième millénaire. Non seulement les campagnes sont déjà ou deviennent urbaines, mais l'agriculture y est souhaitée sous la forme de vastes théâtres dont les réalités modernes doivent être montrées aux citoyens en tenant compte de leurs attentes. Cette construction de nouveaux rapports sociaux à la ville, à la nature et aux paysages ruraux est en cours aujourd'hui. Elle devrait être pensée à l'échelle de nouveaux territoires dont l'organisation, la gestion et la planification auront à emprunter autant à l'art du paysage qu'à celui des jardins.

¹³ Je me réfère ici à la *terza natura* de Jacopo Bonfadio (M. Baridon, *Les jardins*, Paris, Robert Laffont, 1998, p. 637 ; cf également J.D. Hunt, *L'art du jardin et son histoire*, Paris, O. Jacob, 1996).

¹⁴ Berque A., *Les raisons du paysage*, Paris, Hazan, 1995.

¹⁵ Jollivet M., op. cit. pp. 119-120.

Bibliographie

- Ascher F., (1995). *Métapolis, ou l'avenir des villes*. O. Jacob
- Bauer G., Roux J.M., (1976). *La Rurbanisation ou la Ville éparpillée*, Paris, Seuil,
- Berque A., (1995). *Les raisons du paysage*, Paris, Hazan
- Donadieu P. (s.l.d.), (1996). *Paysages de marais*, Paris, J.P. de Monza
- Donadieu P., (1998). *Campagnes urbaines*, Actes Sud/ENSP
- Dubois-Taine G., Y. Chalas Y. (s.l.d.) (1997). *La Ville émergente*. L'Aube
- Jollivet M., (1997), in *Vers un rural postindustriel*, 1997, L'Harmattan
- Kayser B. (s.l.d.), (1993). *Naissance de nouvelles campagnes*, Datar/éd. de l'Aube, La Tour d'Aigues
- Leroy-Ladurie E., (1976). Article : *Civilisation rurale*, in *Encyclopedia Universalis*

L'EXTENSION URBAINE ET SES IMPLICATIONS ENVIRONNEMENTALES EN ILE-DE-FRANCE

Raymond Delavigne I.A.U.R.I.F. Directeur d'études Environnement
15, rue Falguière, 75740 Paris cedex 15,
Tél : 01 53 85 53 85, Fax : 01 53 85 77 74

« Le développement urbain durable n'est pas une façon supplémentaire de penser la ville, c'est une façon fondamentale de repenser la ville ». Francis Beaucire

1. Naissance de l'idée de parti d'urbanisation discontinue et du concept d'espace ouvert : ZNE, PNR...

Un **état des lieux**, vu surtout sous l'angle spatial est assez bien reflété par l'actuel schéma directeur régional. Ce dernier est l'héritier de plusieurs schémas antérieurs qui ont marqué une progression de la prise en compte de l'environnement dans l'aménagement, depuis les années 60. Il couvre toute la région et tous les espaces et il se réfère à une organisation volontairement discontinue de la croissance urbaine. L'organisation de la non-construction n'est plus absente et constitue un premier pas nécessaire à un aménagement plus global.

Ce résultat correspond à une très longue maturation dont il n'est pas inutile de retracer le déroulement.

Dans l'euphorie des Trente Glorieuses débutantes, les nombreux projets de villes nouvelles de la région parisienne se fixèrent comme objectif impérieux, de canaliser la croissance urbaine. «Mettez-moi de l'ordre dans ce m... » aurait dit le général de Gaulle à Paul Delouvrier. Aussi le schéma directeur d'aménagement urbain de 1965 succéda, après bien des tractations, au PADOG en accouchant de cinq villes nouvelles qui focalisèrent toutes les attentions et une bonne partie des moyens.

Le Parti d'urbanisation discontinue, gagnait ainsi ses premières lettres de noblesse chez les aménageurs mais, curieusement, le principe d'une concentration volontaire de la croissance urbaine dans certains sites choisis n'entraînait pas, corrélativement, une politique active vis-à-vis de l'espace non construit et destiné à le rester. Le SDAU de 1965 restait en effet, désespérément muet sur tout ce qui concernait **l'espace ouvert**, pas un mot sur l'agriculture régionale alors qu'elle était déjà une des plus efficiente du monde. On ne trouvait que quelques phrases sur le rôle des forêts dans la récréation de plein air. La spécificité des vallées et des milieux aquatiques, les gisements de matériaux, les richesses naturelles et les paysages étaient ignorés, pour la bonne raison que ce SDAU n'avait pas de caractère réellement régional : il se concentrait sur l'agglomération centrale dont il organisait l'expansion géographique avec l'exutoire canalisé des villes nouvelles, ce qui était tout à fait nécessaire mais bien insuffisant.

Inquiet de ces oublis majeurs qui se produisent malheureusement lorsque de grands desseins - et c'était le cas de cet effort sans précédent des villes nouvelles aveuglent les décideurs. Le ministère de l'Agriculture, sous la pression notamment des chambres d'agriculture, mit sur

ped une mission spéciale en 1969 : la Mission d'étude et d'aménagement rural (MEAR) dirigée par Bernard Latarjet.

Celle-ci fit le tour de l'aménagement des grandes métropoles, singulièrement sous l'angle de la planification, et mit en évidence le retard conceptuel français en matière de schémas directeurs. Ceci peut paraître paradoxal, car si on avait emprunté aux anglais leur politique de «new towns», démarrée dès 1943, en revanche celle de la «green belt» londonienne était demeurée ignorée quoique encore plus ancienne, puisque les prémices en remontent à la fin du XIX^e siècle !

La MEAR livra, courant 1971, un dossier de référence, très bien fait, intitulé «**Éléments pour un schéma directeur d'aménagement rural de la région parisienne**». A la faveur d'un changement de personnes, la MEAR et l'IAURP (devenu l'IAURIF) purent s'associer dans un programme d'études commun baptisé «**trame verte**» en vue de «marier» le SDAU de 1965 et les propositions de la MEAR qui, entre temps, avaient été approuvées par les élus du District. Le préfet régnant, Maurice Doublet, créa avec beaucoup de discernement un «groupe régional inter services» qui produisit, courant 1973, des «**Propositions pour une politique régionale des zones de discontinuité**» assorties d'une cartographie détaillée.

Celles-ci venaient en quelque sorte se «caler» dans le moule du SDAU qu'elles complétaient pour tout ce qui concernait la politique des espaces ouverts, entre et sur les fameux axes d'urbanisation. A la demande du préfet de Région, ces propositions furent soumises aux trois ministres concernés en priorité, ceux de l'Équipement, de l'Agriculture et de l'Environnement. Ces deux derniers acquiescèrent immédiatement, celui de l'Équipement fit la sourde oreille malgré deux rappels. Le ministre de l'Environnement de l'époque, qui était aussi le premier dans l'histoire, Robert Poujade, se saisit alors de l'idée et lança au cours d'une conférence de presse particulière la politique et le terme, nouveaux, des **Zones Naturelles d'Équilibre (ZNE)**. (Nous avons eu, avec la MEAR, moins d'une demi-journée pour leur trouver un nom !).

Les choses s'accéléchèrent. Le CIANE (Comité interministériel pour la nature et l'environnement) du 17 décembre 1973, stipula qu'un **Livre vert expérimental** devrait être rédigé pour la Plaine de Versailles, sur l'initiative du préfet de la Région Parisienne, en collaboration avec les collectivités locales et les organismes intéressés. L'IAURP et plus précisément la division de l'Espace ouvert, en fut naturellement chargé avec l'appui d'un groupe de travail inter services ad hoc. Le but de ce groupe était double : donner la définition, le contenu des ZNE ainsi qu'une stratégie qui en découlerait ; élaborer un document méthodologique didactique pouvant servir de support aux autres livres verts à venir pour chacune des cinq ZNE.

Le dernier chapitre de ce document allait proposer un cadre institutionnel, sous la forme d'une charte inspirée, sans y faire référence, de la formule des Parcs naturels régionaux, née six ans plus tôt loin de la région parisienne. Dans le contexte parisien, il était en effet prématuré d'en parler car pour la quasi-totalité des responsables décideurs, administratifs ou élus, la formule des PNR connotait une initiative, certes sympathique mais à réserver aux pays... en voie de dépeuplement ! Nés le plus souvent du sursaut de fortes personnalités locales du monde associatif mais aussi quelquefois relayés par des élus éclairés, ces projets de PNR étaient plutôt mal vus des structures administratives, politiques, traditionnelles et a fortiori par celles de la région parisienne qui vivaient avec intensité les Trente Glorieuses, aux antipodes des inquiétudes qui se faisaient jour dans le reste du pays.

C'était l'époque cependant, où, avec la MEAR, l'IAURP extrapolait les rythmes de croissance de l'urbanisation hors villes nouvelles et constatait qu'à ce rythme, la Plaine de Versailles ou la vallée de Chevreuse seraient totalement urbanisées en «tache d'huile» dans les années 1980. Les opérations de «chalandonnettes» demeurent aujourd'hui les témoins et le symbole de ces années d'excès.

Les idées de ZNE et de PNR s'inscrivent dans ce contexte historique. Les ZNE ont permis, en tant que «catégorie» d'aménagement, une relative maîtrise de l'espace ; les PNR ont apporté et apportent maintenant et complémentaiement, les véritables outils de gestion à long terme, adaptés au nouveau contexte né de la décentralisation, par le rôle dévolu aux élus locaux, tant au stade de la création de la structure que de la gestion ultérieure.

1.1 L'acquis des Zones naturelles d'équilibre

La réflexion menée aux niveaux régional et gouvernemental sur les problèmes des espaces naturels et ruraux de l'Ile-de-France situés au contact de l'urbanisation, donnait progressivement naissance à la politique des ZNE.

Les prémices d'une politique globale de protection de vastes territoires entrèrent en application avec la mise en œuvre de la politique des Zones naturelles d'équilibre créées par la circulaire du Premier ministre, Jacques Chirac, le 24 avril 1975. Elle se basait sur les principes définis par le **Livre vert expérimental relatif à la Plaine de Versailles**. Elle ouvrait la voie à la réalisation de quatre autres projets de Livres verts et à la nomination de cinq chargés de mission sur le terrain. Ces dossiers se révélèrent très utiles dans le processus de révision du SDAU de 1965. C'est ainsi que le décret interministériel du 1er juillet 1976 portant approbation du nouveau SDAURIF, reconnaissait formellement les ZNE dont les principes et les limites étaient repris par l'État. Le Conseil régional en faisait aussi, de son côté, une option d'aménagement fondamentale, le 31 janvier 1978.

A l'échelle régionale, ces ZNE jouèrent un rôle important en induisant une politique de mise en valeur des espaces ouverts, entre et aux alentours des villes nouvelles, en vue de maintenir l'organisation discontinue de la croissance urbaine souhaitée par les SDAU successifs.

Elles préconisaient une action réglementaire conduisant à un contrôle strict de l'expansion urbaine et une action incitatrice visant à valoriser les différentes fonctions de l'espace.

Cette dernière s'est traduite par la **politique des contrats régionaux et ruraux** que lança la Région en concertation avec les départements et les communes, ce qui rendit crédible la volonté de limiter l'urbanisation. Ces contrats permirent d'intervenir sur certains aspects jadis négligés comme la protection du patrimoine architectural vernaculaire, la restauration de monuments, de bâtiments publics, l'amélioration de la qualité des eaux... et plus généralement tout ce qui concerne le développement local.

La politique des ZNE a certainement contribué à écarter le spectre de l'urbanisation diffuse et du «mitage» des espaces ouverts. Aujourd'hui, si la limitation de l'urbanisation dans l'espace rural et la protection des espaces naturels font partie intégrante du Schéma directeur, c'est pour une bonne part grâce à la politique des ZNE.

1.2 Des Zones Naturelles d'Equilibre aux Parcs Naturels Régionaux

La notion de Parc Naturel Régional a été définie fin septembre 1966 à Lurs-en-Provence dans le cadre de «Journées nationales d'études» dont la Documentation Française publia en son temps le copieux compte-rendu de plus de deux cents pages.

C'est le Président de la République qui institua officiellement les PNR par son décret n° 67 158 du 1^{er} mars 1967. Une circulaire interministérielle d'information sur les PNR fut publiée le 1^{er} juin de la même année, ainsi que la première carte des 17 PNR à l'étude ou en cours de réalisation pour deux d'entre eux, la Camargue et Saint-Amand, aux deux extrémités du territoire français. Cette carte indicatrice offrait d'ailleurs un caractère tout à fait prémonitoire car elle faisait figurer en son centre, une «zone de recherche du bassin parisien», preuve que les promoteurs du concept de PNR n'écartaient pas a priori la région parisienne - on ne parlait pas encore de l'Ile-de-France - de leur champ géographique d'application éventuelle.

D'ailleurs, qui se souvient que dès février 1966, l'IAURP avait proposé la création d'un premier PNR dans la région forestière d'Armainvilliers-Crécy en Seine-et-Marne, sur 20 000 ha ?

Une nouvelle note d'information officielle gouvernementale du 29 mars 1968 précisait bien quelle était la philosophie des PNR :

Réconciliation de l'homme avec la nature, fin d'une séparation artificielle entre gens des villes et gens des campagnes, le Parc naturel régional apparaît comme l'expression d'un nouvel art de vie : citadins et ruraux s'unissent pour aménager, protéger, équiper ensemble un vaste territoire, une contrée entière.

On ne parlait pas encore à cette époque d'**écosystème de la région urbaine** mais les idées de globalité et de cohérence faisaient leur chemin dans les esprits. Le recrutement des futurs directeurs de PNR refléta aussi les idées de pluralité et de diversité. Il y avait sur les quatorze stagiaires du «cycle d'études et de formation des responsables de PNR» - encore une idée neuve - huit fonctionnaires fournis par trois ministères et un géologue, deux lieutenants au long cours, un officier, un cinéaste et un directeur commercial. Ils visitèrent en caravane itinérante, seize pays étrangers et les principales régions françaises.

En région parisienne, Zones de discontinuité régionales puis Zones naturelles d'équilibre d'un côté et idées de PNR de l'autre, durent mener, sur le plan administratif, leurs chemins propres pendant assez longtemps.

L'idée d'un Parc naturel régional était agitée dès 1964 par le Comité de sauvegarde de la vallée de Chevreuse que présidait Philippe Saint-Marc. Elle était relayée par des élus locaux, dont le président Claude Dumont, puis par l'Union des amis du parc créée en 1981 par Dominique Julien-Labruyère.

Parallèlement, une association des Amis du Vexin, travaillant à une proposition de parc naturel, s'était constituée en 1967. On en parla beaucoup puis le conflit avec l'établissement public de la ville nouvelle de Cergy-Pontoise devint si âpre par ministre interposé (M. d'Ornano chaud partisan du projet) que le Vexin fut tenu à l'écart de la politique des ZNE à ses débuts. La ville nouvelle souhaitait en effet développer à terme une "urbanisation en grappe" dans le Vexin autour d'un moyen de transport en site propre. Les partisans du Parc ne désarmèrent pas, mais il fallut attendre de nombreuses années avant de pouvoir «refaire» le handicap subi au départ.

Ceux qui vécurent ces combats savent combien les hommes et les institutions dans leur quasi-totalité leur étaient hostiles, invoquant des raisons fortes toutes meilleures les unes que les

autres, pour rejeter l'innovation que constituaient les Parcs. La création du PNR de la Haute Vallée de Chevreuse est jalonnée d'une série de votes favorables et unanimes des communes en nombre croissant à chaque fois, 1970, 1972, 1977 puis celui du Conseil général des Yvelines en 1978 et enfin la décision du Conseil régional en 1979 de mettre à l'étude ce PNR recouvrant une partie de la ZNE du Hurepoix. L'AURIF fut chargé de la réalisation de l'étude de faisabilité et une charte fut élaborée par les élus réunis en plusieurs commissions. L'étude proposait un périmètre large et un périmètre restreint de première phase. La charte, soumise aux communes, emporta l'adhésion de 19 d'entre elles. Le Conseil général approuva le projet en 1983 et transmit celui-ci à l'État qui donna son accord définitif en 1985.

Après 10 ans de fonctionnement de sa charte, le Parc a eu 2 ans pour la réviser et la mettre en conformité avec les nouvelles dispositions de la loi de 1993 qui a fait des Parcs naturels régionaux des institutions de plein exercice en matière d'aménagement urbain. La nouvelle charte a été approuvée en 1999.

Aujourd'hui, deux nouveaux parcs ont été créés dans le Vexin français en 1995 et dans le Gâtinais français en 1999. Le projet à l'étude des Trois Forêts pourrait avoir un caractère interrégional. Quant au projet de PNR des Boucles de la Marne et de l'Ourcq il s'est vu écarté du statut de PNR en 1998.

1.3 Nécessité d'inventer une formule urbaine et périurbaine inspirée de celles des PNR

Ainsi, il semble que l'exception des débuts soit devenue la normalité. Il ne faudrait pas cependant que la formule des PNR se dévoie et devienne la panacée dès lors que des problèmes de développement local se posent. En effet, de nombreux secteurs périurbains ont subi les effets de l'urbanisation mal maîtrisée et ne peuvent espérer acquérir le statut de PNR. C'est ainsi d'ailleurs la raison pour laquelle le projet de PNR des Boucles de la Marne et de l'Ourcq n'a pu voir le jour.

L'aspiration à plus de qualité ne devrait cependant pas être déçue. C'est pourquoi, il est nécessaire d'imaginer de nouvelles formules, mieux adaptées à la réhabilitation et à la reconquête des milieux naturels périurbains, c'est-à-dire à la «renaturalisation» de l'espace selon l'échelle des grands paysages.

Une fois de plus, l'exemple pourrait venir des anglais. Ils nous ouvrent actuellement la voie avec leurs projets de «community forest», en cours de réalisation depuis plusieurs années.

Ce concept, intraduisible littéralement, porte en germe quelques idées précieuses pour notre propre avenir régional si l'on veut bien admettre que la formule des PNR ne pourra continuer de s'appliquer toujours et partout et que les moyens resteront limités.

Il y a nécessité d'inventer une formule urbaine / périurbaine qui s'inspirerait des principes qui ont fait le succès des PNR ainsi que des réalisations anglaises, néerlandaises et allemandes en cours de développement. Pour cela quelques idées simples peuvent être mises en avant.

Le rôle de la végétation

La première idée est celle du boisement de réhabilitation d'espaces dénaturés par les activités industrielles abandonnées et les anciennes carrières plus ou moins bien réaménagées. Ces programmes de plantations feraient la part belle à l'accueil du public et à la renaturalisation des milieux, notamment aquatiques, la biodiversité serait accrue et l'impact paysager créerait une image indispensable et plus positive des lieux.

L'association volontaire

La seconde idée est celle d'une association volontaire des populations locales, notamment des jeunes, à la réalisation et à la prise en charge de ces espaces. En Angleterre par exemple, les institutions nationales de la « Countryside Commission » et la « Forestry Commission » portent temporairement et officiellement les projets et elles leur donnent une réelle dimension sociale, en intégrant de plus en plus, sur la base du volontariat, les personnes plus ou moins aidées individuellement par la société qui habituellement ne se préoccupe pas de leur insertion.

La solidarité urbaine / rurale

La troisième idée consiste à "solidariser" une partie urbaine et un arrière-pays resté plus ouvert dans une réelle complémentarité territoriale. L'eau se révèle être le meilleur fil conducteur et le bassin versant cet espace de solidarité et de rassemblement volontaire des communes autour d'un projet fédérateur, du fait de sa prégnance physique les projets des Boucles de la Marne et de l'Ourcq et celui de la Renaissance de la Bièvre remise à ciel ouvert pourraient s'inscrire dans cette perspective.

2. Le Plan Vert Régional : un document de référence hiérarchisé et cohérent spatialement, mais non officiel

C'est le **Plan Vert Régional**, quoique sans existence officielle, qui reste porteur de la réflexion sur une organisation hiérarchisée et cohérente des grands espaces fondamentaux de la région. Il incarne la pérennité de principes que le schéma directeur s'est efforcé de traduire en fonction de l'état de la législation, laquelle est susceptible d'évoluer. L'élaboration en cours du "**schéma des services des espaces naturels et ruraux**" en témoigne et ce plan vert y contribue majoritairement.

Les quatre espaces fondamentaux du plan vert correspondent à des problématiques différentes mais articulées entre elles.

- La « **trame verte d'agglomération** » en zone centrale se caractérise surtout par des problèmes d'urbanisme conventionnels et elle pose aussi des problèmes de gestion des pollutions et des nuisances qui se répercutent sur le reste de la région. Les derniers espaces naturels interstitiels doivent y être jalousement préservés. L'intérêt d'une approche écosystémique sera aussi de mettre l'accent sur les interrelations et les interdépendances nécessaires dans le cadre régional et inter-régional ; car si puissante soit-elle, cette agglomération est, par certains aspects, un colosse aux pieds d'argile.
- La « **ceinture verte** », comprise entre les rayons dix et trente kilomètres à partir du centre de Paris, constitue un enjeu majeur de l'aménagement régional. Cet espace mi-rural mi-urbain met à l'épreuve la capacité des aménageurs à organiser l'espace d'une manière pérenne, en s'appuyant sur les seules activités capables de gérer les grands paysages c'est à dire les différentes formes d'agriculture et les forêts, tout en sachant la fragilité économique de celles-ci dans un contexte périurbain.
- Les premières expériences enseignent que la maîtrise de la non-construction passe par des formes d'institutionnalisation de ces zones, notamment la reconnaissance et la contractualisation des collectivités locales. (Cf le plateau de Saclay par exemple).
- La « **couronne rurale** » est certes rurale, agricole et forestière mais elle est aussi urbaine et champ d'expansion de la croissance urbaine, si bien que les problèmes portent d'abord sur l'organisation du réseau des villes et ensuite sur la « facilitation » des activités agricoles et forestières confrontées de plus en plus au marché mondial.

Parallèlement les espaces naturels et singulièrement les zones humides doivent y :

- faire l'objet d'une politique volontariste qui reste pour une bonne part à inventer ;
- Enfin les « **vallées et liaisons vertes** » mettent l'accent sur les interrelations entre ces différents types d'espaces majeurs. L'originalité physique des vallées est reconnue en tant qu'espace de communication et de liaison aussi bien physique que naturelle ou visuelle et également d'organisation des grands paysages et de diversité tout court. Il y a donc lieu de se référer à cet acquis car il sous-tend jusqu'à un certain point le schéma directeur et il a structuré déjà certaines des politiques régionales : les espaces verts publics, les acquisitions de forêts régionales, les premières acquisitions de terres agricoles destinées à le rester, les contrats de rivières propres, les parcs naturels régionaux, les contrats de nappe, les circulations douces et les bases de plein air et de loisirs, les espaces naturels sensibles en liaison avec les départements... et prochainement aussi les contrats territoriaux d'exploitation.

3. Le Paysage : un faux problème ? La conséquence d'un bon aménagement

Nous vivons aujourd'hui une évolution intéressante des conceptions sur le paysage. On est passé d'une approche qui le considérait comme un tableau - et le terme de paysage évoque à l'origine une peinture, dont la beauté se fonde sur des critères subjectifs - à des approches globales, fondamentalement différentes. On a commencé depuis vingt ou vingt cinq ans, à introduire de l'environnement dans le paysage et, depuis peu, on parle d'économie du paysage.

3.1 Environnement et Paysage

La notion de paysage se conçoit de plus en plus sur la base de critères écologiques objectifs, faisant référence à la notion de système. La région urbaine fonctionne comme un écosystème et sa dynamique est comparable au métabolisme de tout être vivant, du moins en termes spatiaux. Le schéma présenté ici montre ce qui sous-tend objectivement la prise en compte du paysage, comme s'il était donné par surcroît, comme la conséquence d'un bon aménagement.

Les Zones Naturelles d'Equilibre (ZNE) évoquées ci-dessus, illustrent ce processus. Il s'agit bien d'un début d'approche globale, puisqu'elles ont fait partie du Schéma Directeur Régional, (SDAURIF) de 1976. Avec les ZNE, la préoccupation d'un aménagement équilibré de l'espace était primordiale. Elles étaient le contrepoint nécessaire aux Villes Nouvelles. À la concentration urbaine répondait le maintien volontaire d'un espace rural créant une discontinuité, source d'une diversité plus grande. Le premier SDAU de 1976 avait ignoré l'espace ouvert Il restait "urbano-centré" jusqu'à la caricature, limitant son horizon aux villes nouvelles. Ce sont les ZNE, puis les Parcs Naturels Régionaux, qui ont donné une connotation positive à l'espace ouvert périurbain et au grand paysage régional, ouvrant ainsi la voie aux études paysagères et non l'inverse.

Si le SDAURIF n'avait pas intégré et promu la politique des ZNE, de nombreux espaces périurbains majeurs auraient disparu rapidement, comme le montre l'exemple de la plaine de Versailles. On peut s'en rendre compte au vu des extrapolations de la tendance au laisser-faire qui prévalait précédemment. Aux abords de la ville nouvelle de Saint-Quentin-en-Yvelines, l'urbanisation "en tache d'huile" aurait tout submergé, s'il n'y avait pas eu cette approche globale et cette reconnaissance de la gestion gratuite des paysages par les agriculteurs.

D'intervention paysagère à proprement parler, il n'y en a point eu : on voit bien qu'il s'agit d'un pseudo-concept qui n'a pas d'opérationalité "per se".

Un autre exemple qui montre comment l'introduction de l'environnement dans le paysage a permis de donner à cette notion une consistance, c'est celui du paysage urbain du "pluvial" : le paysage créé par les dispositifs de contrôle du ruissellement pluvial en milieu urbain. Les villes nouvelles, lui doivent une partie de leur réussite. Il est le résultat de longues bagarres entre ingénieurs "hard" - partisans de l'évacuation instantanée des flux, donc de collecteurs surdimensionnés, coûteux et d'un usage exceptionnel, et ingénieurs "soft" - promoteurs d'alternatives économiques et écologiques à usages multiples, comme les bassins de rétention engazonnés, ne nécessitant que des collecteurs de taille réduite. Ainsi, lors des premiers beaux jours, il n'est pas rare de voir, en traversant les villes nouvelles, le public prenant des bains de soleil dans des équipements qui ont été d'abord prévus pour régler économiquement les problèmes d'assainissement pluvial de la ville nouvelle ! C'est un bon exemple d'écologie d'aménagement, de prise en compte et de valorisation du paysage, qui fonctionne maintenant depuis plus de vingt ans. Il ne viendrait plus à l'idée de personne de le décrier, et pourtant la lutte a été dure. C'est bien en définitive le paysage qui est sorti vainqueur de cet affrontement, mais les raisons économiques n'y sont pas étrangères non plus.

3.2 Economie et Paysage

Cette introduction de l'environnement dans le paysage, pour lui conférer une certaine rationalité, débouche maintenant sur la nécessité d'y mettre aussi de l'économie.

En 1965, dans un numéro spécial de la revue "Science et Avenir" sur le paysage, j'avais écrit que "la considération de l'économie du paysage commençait à devenir une nécessité, née de la régression qualitative du milieu de vie urbain". Pourquoi ?

Jusqu'à une date récente, le paysage, comme l'eau et comme un certain nombre d'autres biens, était ce que les économistes appellent un "bien gratuit". Il n'entrait donc pas dans une approche économique, puisque l'économie par définition gère la rareté.

Cependant, comme pour toutes les ressources non ou peu renouvelables, on a pu observer que les paysages subissaient des atteintes de plus en plus irrémédiables. Le paysage devenait un bien rare, voire un bien payant. S'ajoute à cela le conflit inévitable entre le paysage, bien gratuit qu'on s'approprie individuellement, et la nécessité d'assurer la pérennité de ce même paysage en tant que bien collectif.

Le paysage est effectivement un bien collectif qui nécessite d'être pris en compte : il s'agit, comme disent les économistes, "d'internaliser" le coût de sa dégradation ou de sa destruction, ce que ne fait encore jamais le calcul économique ou la comptabilité nationale. C'est pourtant ce que tentait de faire le programme de comptabilité patrimoniale, lancé dans les années 70 et jamais appliqué encore.

Est-ce à dire que rien n'évolue ? Je ne le pense pas : par exemple, l'émergence d'une prise en compte de l'agriculture urbaine relève de ce mouvement "d'intemalisation". On est en train de la découvrir en France, avec retard par rapport à la Grande-Bretagne, aux Pays-Bas, à la Suisse et à l'Allemagne. Dans ces pays, on nous cite des contrats qui ont déjà été passés avec des agriculteurs producteurs de paysage, parce que la collectivité a reconnu leurs services irremplaçables dans la production et la gestion des paysages. La rémunération correspondante compensait souvent un manque à gagner lié à la conservation de structures inadaptées à une économie de marché, mais de grande valeur écologique et paysagère.

En Grande-Bretagne, on a ainsi créé des "country-parks" (parcs de campagne), où les paysages sont entretenus par des agriculteurs, et où les visiteurs disposent d'équipements légers d'accueil, facilitant la pénétration organisée de l'espace.

En France, on commence seulement à découvrir ces possibilités, et c'est tout le mérite d'une approche plus globale de la réalité. En effet, lorsqu'on met en parallèle l'économie rurale et l'économie urbaine, on découvre vite le grand intérêt économique du plus marginal des agriculteurs périurbains, du petit paysan qui gère un fond de vallée avec des technologies dites périmées - ou plutôt gérées, car il a presque totalement disparu, n'arrivant plus à vivre de son travail. Or il générerait un paysage extrêmement intéressant, très apprécié non seulement des citadins mais aussi des naturalistes, des écologues et finalement de toute la société moderne. Car il gèrerait sa dizaine d'hectares en "bon père de famille, ce qui en langage à la mode s'appelle maintenant "développement durable" !

Le boom de l'agriculture biologique ou mieux "organique" doit aussi être resitué dans cette perspective portée par l'évolution de la Société.

Or selon un strict point de vue urbain, il faudrait, pour répondre à la demande sociale de campagne recréer ex-nihilo des parcs périurbains, une sorte de campagne artificielle, avec des coûts d'investissement considérables, et des coûts d'entretien à la seule charge de la collectivité qui par ailleurs supporte plus ou moins bien les coûts économique et social du chômage.

Autrement dit, du point de vue de la société globale, la productivité du plus marginal des petits agriculteurs est incomparablement plus élevée que la mise à disposition d'équipements collectifs artificiels qui par ailleurs ne concernent que des espaces très limités, et profitent gratuitement des grands paysages ambiants, agricoles ou forestiers. On voit sur cet exemple l'intérêt évident qu'il y aurait à développer une comptabilité nationale en termes patrimoniaux pour mieux fonder les choix de société !

L'enjeu est donc bien économique et vaut qu'on s'y arrête. Ne vaut-il pas mieux en effet aller vers un développement de type contractuel (les contrats territoriaux d'exploitation), qui font appel au sens de la responsabilité des acteurs et qui reconnaîtront la qualité des services rendus dans leur globalité paysagère et écologique ? Il faut donc imaginer au plus vite des systèmes de rémunération de ces services. Je dis bien "rémunération", par le biais d'un contrat entre deux parties.

Et je ne parle pas de subvention, assimilable à une aumône. Ce ne sont donc pas des subventions qu'il faut donner mais des services qu'il faut reconnaître et rémunérer en conséquence. C'est bien ce que les schémas des services des espaces naturels et ruraux de la loi Voynet se proposent de faire. Il s'agit là d'un champ d'application important à l'échelle de la région qui s'ouvre ainsi avec la mise en œuvre des CTE, et les retombées économiques et sociales pourraient être considérables si une réelle volonté se manifestait dans les prochaines années. Or il ne semble pas, comme malheureusement toujours en pareil cas que les représentants des organisations professionnelles agricoles aient bien perçu les enjeux.

4. Une nécessité : l'approche écosystémique de l'aménagement régional

En matière d'urbanisme, les considérations d'environnement ne font plus sourire les spécialistes et les responsables décideurs. Elles sont désormais, malgré la persistance du

chômage, et la montée des problèmes de sécurité, au centre des débats car c'est sur ce terrain que la population réagit intuitivement et qu'elle se mobilise et se mobilisera de plus en plus pour survivre et vivre. L'enjeu est devenu important singulièrement en Ile-de-France puisque l'échiquier politique a été bouleversé et que les institutions et les pratiques en sont affectées. Des politiques sont réorientées comme celle des déchets et bientôt de l'assainissement.

Cependant il faut compter avec l'inertie des mentalités et des structures et avec l'insuffisance des connaissances dans ce vaste et nouveau domaine. En conséquence, la politique actuelle d'environnement apparaît encore trop souvent moins aux yeux des aménageurs et des décideurs comme un objectif à atteindre qu'une contrainte supplémentaire jugée inopportune et de surcroît perturbatrice des habitudes intellectuelles et des pratiques admises. La chose est particulièrement vraie pour les tenants des lobbies, les "routiers", les "promoteurs" mais aussi les agriculteurs productivistes.

Si les informations spectaculaires et alarmantes et les catastrophes écologiques brutales ou "rampantes" contribuent à accélérer et généraliser la prise en conscience indispensable, celles-ci ne suscitent pas nécessairement l'apparition d'un nouvel état d'esprit qui transformerait irréversiblement les modes quotidiens de penser et d'agir et éviterait de voir surgir un jour peut être des situations de paniques urbaines..

La raison de cette incompréhension provient du fait que rien ne peut changer sans développer une manière différente de voir les choses, même les plus traditionnelles c'est-à-dire que l'adhésion individuelle conditionne l'efficacité environnementale. Cet état d'esprit caractériserait au mieux une politique de l'environnement dans toute sa généralité. Celle-ci ne peut pas ne pas avoir de conséquences sur le plan politique, mais la venue à maturité s'avère longue et difficile. La chose est d'autant plus difficile qu'on continue de traiter de la ville sans méthode scientifique ; le mot "ville" étant devenu lui-même sémantiquement très flou.

Plusieurs disciplines s'y intéressent, avec leurs moyens et leurs concepts traditionnels, mais il n'existe encore aucun corps de principes communs, admis de tous. La réflexion sur l'aménagement urbain, ressemble plus à une foire aux idées qu'à une construction réfléchie et progressive.

Il n'est pas étonnant, dans ces conditions, que "la ville" et non la "région urbaine" constitue toujours en France, le référentiel de base, conduisant à ce partage du territoire et des compétences dénoncé ci-dessus.

Les "taux de fuite" des citadins observés en fin de semaine et pour les vacances devraient cependant donner à réfléchir sur les insuffisances et la soi-disant autonomie du milieu urbain.

A cette conception urbano-centrée, il convient de substituer une prise en compte de l'environnement basée sur une démarche nécessairement écosystémique. Or, le concept d'écosystème conserve pour la quasi-totalité les décideurs et préparateurs de décision un caractère insolite faute, essentiellement, de n'avoir jamais été intégré aux programmes de formation générale.

De quoi s'agit-il ?

Considérons d'un côté un territoire ou mieux, le milieu de vie d'une communauté qui en tire parti pour son existence : Vous avez schématiquement ce qu'on appelle un **"biotope"** et sa **"biocénose"** associée, plantes, animaux et êtres humains, le tout lié ensemble par de multiples relations, dont l'étude constitue l'essence même de l'écologie en tant que science.

C'est donc en raisonnant par analogie sur un modèle biologique que l'on est conduit à parler d'écosystème urbain ou mieux, **d'écosystème de la région urbaine**. Ceci permet de faire

remarquer à nouveau que l'approche habituelle des "urbanistes", et aménageurs opposant structurellement ville et campagne et isolant artificiellement l'une de l'autre, est erronée car elle exclut les interrelations de toutes sortes entre territoires, milieux et populations, différentes mais complémentaires (figure 1).

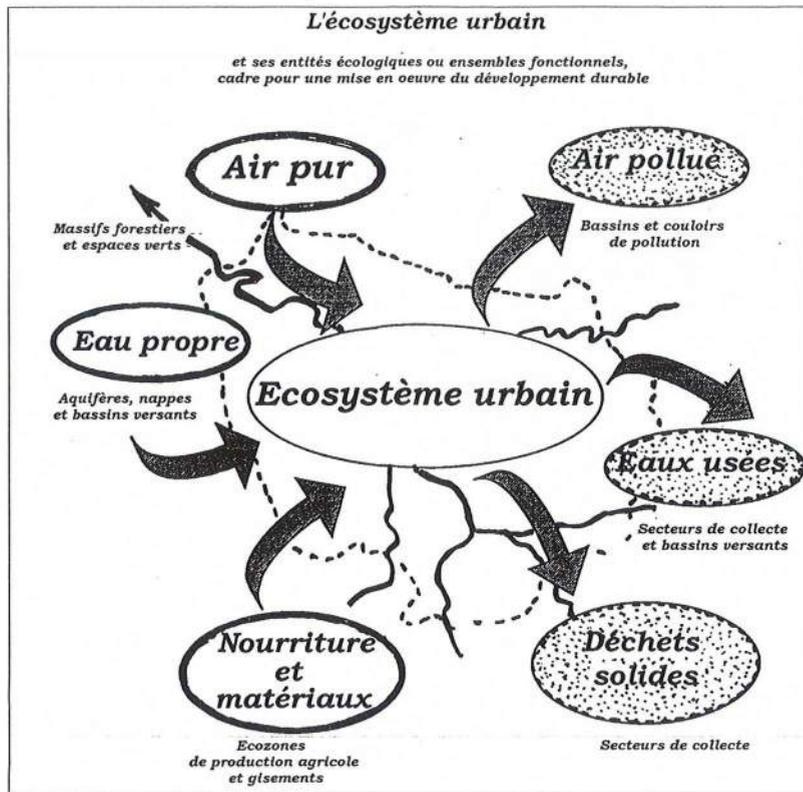


Figure 1 : La ville considérée comme un écosystème urbain

Dans la réalité, la ville, l'agglomération ou la conurbation n'est en effet qu'une sorte de sous-écosystème tronqué, incapable de vivre par lui-même sur son territoire mais au contraire tributaire pour sa survie et son fonctionnement quotidien d'un territoire beaucoup plus vaste qu'elle domine, qu'elle exploite, qu'elle parasite. C'est cette zone de solidarité forcée, ce bassin vital qui constitue ce qu'on convient d'appeler une région urbaine. Elle est composée de zones bâties de toutes sortes, mais aussi de champs, de forêts, de superficies en eau et de milieux naturels non cultivés.

C'est pourquoi, un Schéma Directeur d'Aménagement et d'Urbanisme Régional doit considérer effectivement la région dans toute sa globalité et sa diversité construite et non construite. Ensuite, un tel SDAU ne peut être seulement spatial car il doit être soucieux de prendre en compte les processus d'évolution et de gestion dont la projection spatiale ne constitue qu'un des attributs.

Jusqu'à maintenant les politiques de l'énergie n'ont par exemple pas été prises en considération. Ce ne sera désormais plus possible très longtemps.

Connaître ces processus, c'est aussi se donner les moyens d'agir et d'orienter cette évolution dans un sens utile et souhaitable pour le bon fonctionnement de l'écosystème.

Autrement dit, plutôt que de viser la seule planification spatiale par la voie réglementaire du droit des sols fonctionnant par autorisation et refus, il peut être plus efficace de songer également à agir sur les processus relationnels selon qu'ils génèrent ou non des usages désirables ou non du sol. Par exemple, préconiser l'assainissement autonome en zone extérieure d'habitat dispersé serait de nature à mieux prendre en considération l'environnement en induisant une forme d'urbanisation adaptée et répondant à une pluralité souhaitable de modes de vie. Telles sont aussi les mesures agri-environnementales visant à valoriser des utilités pour la Société qui soient basées sur de bonnes pratiques agronomiques.

Il est nécessaire de revenir sur l'analogie de la région urbaine en tant qu'écosystème en développant l'image d'un organisme vivant (l'agglomération urbaine) liée par de multiples relations à un territoire plus vaste, celui de la région.

Cette image fait appel au métabolisme des êtres vivants.

Comme tout être vivant, l'agglomération dans son ensemble a besoin de respirer, de manger et de boire pour se maintenir et se développer. En retour, elle va expirer un air vicié et produire des excréments liquides et solides. Avec cette simple métaphore, il est aisé de caractériser le fonctionnement d'un écosystème urbain, d'en identifier les principales composantes d'un point de vue opérationnel et d'en tirer les conséquences en vue d'en optimiser le fonctionnement grâce à une bonne planification. Et l'énergie devrait être aussi considérée dans ce schéma.

Ainsi, l'agglomération ne produit nullement l'air qu'elle respire. Il provient d'un territoire beaucoup plus vaste qui, dans la région, correspond aux parties végétalisées, c'est à dire pour l'essentiel les forêts.

L'air vicié que l'agglomération rejette ne s'épure que dans le territoire extérieur à l'agglomération. L'agglomération n'a aucune autonomie dans ce domaine, la lutte contre la pollution atmosphérique ne génère pas d'oxygène et la présence des zones vertes urbaines, si utiles soient-elles, agissent au mieux sur la dynamique des masses d'air urbaines, favorisant la sédimentation des poussières, empêchant ou réduisant les situations d'inversion de température.

L'agglomération consomme des denrées alimentaires et des matériaux solides pour son entretien et, a fortiori, son développement en principe, elle ne produit rien de tout cela, cherchant cependant mais pour des raisons de coût à s'approvisionner au plus près.

Prévoir de conserver et gérer ces **ressources renouvelables** (denrées alimentaires, nappes d'eaux souterraines, forêts.) ou **non renouvelables** (matériaux de sous-sol, énergie fossile) constituent autant de volets d'un bon Schéma Directeur au même titre que la résorption des déchets solides, ordures ménagères, déchets industriels inertes et toxiques, fonction qui, il y a peu, était spontanément et involontairement assurée en dernier ressort par les espaces ouverts périurbains, y compris les superficies en eau.

Le sens du progrès est donc parfaitement clair ; par analogie de fonctionnement de tout écosystème qui se maintient, il faudrait boucler au plus court tous les cycles, ce qui implique d'abord de les appréhender correctement en termes d'aménagement : cycle de l'eau, cycle des matériaux et déchets, cycle du sol...

Il y a des unités spatiales fonctionnelles capables de mieux structurer les actions de planification également et qui constituent des réalités écologiques intangibles. A côté des bassins et sous-bassins versants ; on peut citer les gisements, les nappes souterraines, les

structures géologiques réservoirs, les zones humides et bassins d'épandage de crues, les massifs forestiers, les grandes zones de productions agricoles...

Ces entités fonctionnelles, et il y en a d'autres, comme les bassins aériens ou les grandes coupures vertes urbaines et les coulées vertes artificielles, devraient faire partie du processus de planification comme autant d'organes concourant à la vie de l'organisme / région urbaine.

En définitive, une approche écosystémique n'a rien de mystérieux, car c'est celle de la vie, à la fois unique et complexe. Elle s'oppose à la simplification en tâche d'huile (le tout béton) qui induit le tout à l'égout, le tout incinération... le tout monotone dans tous les domaines.

5. Privilégier la voie contractuelle en s'appuyant sur des entités spatiales ayant une réelle signification écologique

Le constat que l'on est amené à faire à partir d'une approche écosystémique est une certaine impuissance de l'Etat à prendre en compte l'environnement, dans la mesure où l'Etat est parcellisé, cloisonné entre des administrations souvent rivales gérées par des corps et des codes juridiques différents: codes rural, de l'urbanisme, de l'environnement, des mines, de l'eau, du bruit, etc...

Cela se traduit par des affrontements inutiles. Parmi certains excès on peut dénoncer les conceptions trop "mécaniciennes" de certains services pour lesquels la biologie, l'écologie, les sciences humaines, ne comptent guère et qui privilégient systématiquement le physico-chimique.

C'est une des richesses des collectivités territoriales que de devoir par la force des choses, privilégier la voie contractuelle puisque cela suppose qu'on se mette autour d'une table, que l'on discute et que l'on dégage un minimum de consensus sur un diagnostic et sur un programme. Ceci va dans le sens d'une participation accrue des différents acteurs et d'une adhésion plus grande aux objectifs. Au contraire, la voie réglementaire, traditionnelle, s'impose d'une manière autoritaire sans aucune "internalisation" des finalités par le public. Dans le domaine de l'environnement cela entraîne une certaine déresponsabilisation. C'est ce qui s'est passé avec le tout à l'égout, pour lequel le citoyen ne se préoccupe plus de ce qu'il rejette et c'est aussi vrai dans le domaine des déchets avec "le tout incinération" qui collecte et brûle n'importe quoi. Il est clair, que l'on n'ira pas dans le sens d'un développement durable si l'on continue à brûler la matière organique dans une région qui a abandonné l'élevage. La réhabilitation du compostage s'inscrit dans cette perspective.

Pour prendre un contre exemple qui fit l'objet d'un "battage" médiatique important à l'époque, l'opération "Seine Propre" n'avait d'environnementale que le nom. En fait, elle conduisait à poursuivre la concentration des effluents à l'aval de Paris, transportant des eaux usées sur de longues distances, ne solutionnant pas les problèmes de pollution résiduelle en Seine aval, ni ceux générés par le ruissellement pluvial dû à l'imperméabilisation non contrôlée des sols urbains. C'est comme cela que des responsables politiques sont abusés et font des promesses intempestives comme de se baigner dans la Seine.... en 1989 !

Pareille démarche ignorait la réalité écologique du bassin ou sous-bassin versant, qui déborde les clivages administratifs et se "cale" sur le fil de l'eau, tout en valorisant une autre voie qui est celle de la solidarité spatiale et de la contractualisation.

La prise en compte des bassins versants en Île-de-France a débouché sur **les opérations contractuelles des "Rivières propres"**. Ce sont des projets intégrés allant de l'étude de

diagnostic au programme de travail chiffré et à son financement correspondant, avec affichage public des résultats et comité de pilotage se réunissant périodiquement. Le cas de l'opération "Marne Pollution Zéro", a constitué le prototype de ces opérations qui sont actuellement au nombre d'une quinzaine sur un total d'une cinquantaine de rivières.

Un second exemple porte sur **les contrats régionaux "terres vives"**. Les collectivités locales se regroupent dans des ensembles géographiques en vue de la collecte et du traitement des déchets ménagers et assimilés.

L'engagement contractuel entraîne des obligations de résultats en matière de recyclage, répondant ainsi au souhait du public de voir la collective sélective se développer. Mais c'est sans compter sur l'inertie des structures orientées antérieurement vers le tout incinération, ce qui faisait fi du problème des rejets atmosphériques, dont la dioxine. Les investissements nécessaires pour "normaliser" cette situation sous la pression du public risquent maintenant de rigidifier la situation en modernisant et reconstruisant à grands frais les incinérateurs sans que des solutions alternatives soient réellement étudiées et mises en œuvre rapidement.

Dans d'autres domaines de l'environnement, les politiques restent encore à définir et à mettre en pratique. C'est le cas par exemple des **matériaux du sous-sol**. L'Ile-de-France exploite neuf matériaux et exerce des pressions fortes sur les régions voisines, notamment pour les granulats, il en résulte de plus en plus de difficultés et même des situations de blocage à l'ouverture de nouvelles carrières. En terme, d'écosystème urbain, il n'est pas concevable d'arrêter toute exploitation sachant que les matériaux sont une absolue nécessité pour le bon fonctionnement du métabolisme urbain. On peut certes, mieux les utiliser, pratiquer des recyclages et des substitutions partielles en faisant appel au bois et à l'argile par exemple; il reste qu'une part de la consommation demeure incompressible. Mais plutôt que de se préoccuper de carrières comme le font actuellement les services administratifs compétents à travers une approche de type réglementaire, il serait plus efficace de raisonner sur la base des gisements dans leur dimension géographique en tant que ressources non renouvelables à planifier. Il faudrait avoir une politique de développement durable dans ce domaine qui soit basée sur une démarche multicritères, reconnaissant l'intérêt économique du gisement et aussi celui des "valeurs qui comptent", qu'elles soient naturelles (la faune, la flore...) ou culturelles (paysages, sites et monuments)... qu'il faudrait impérativement protéger, dans le cadre d'un plan de gisement.

Car, à tout prendre, la carrière n'est qu'un épiphénomène temporaire dans l'occupation du sol. Bien localisée, elle peut être une excellente occasion d'un aménagement qui viserait à accroître la diversité de milieux physiques souvent banals. Malgré une loi nouvelle sur les carrières, il reste des progrès à faire car les cartes départementales des carrières demeurent très en deçà de ce que devrait être une approche environnementale faisant sa place au développement durable. Le foncier ne devrait plus par exemple constituer un obstacle quand il y va de l'intérêt général.

Dans le domaine forestier, il y aurait aussi à considérer la réalité forestière c'est à dire le massif forestier et sa zone ou périmètre de protection en tant qu'écosystème. En effet, un massif forestier dont on laisse construire les franges est irrémédiablement condamné à régresser dans les 10, 20 ou 50 ans à venir si l'on ne ménage pas une zone tampon autour de ce massif pour absorber et neutraliser les différentes pressions et agressions urbaines. Que se passe-t-il dans la réalité actuellement ? Les Plans d'occupation des sols des communes riveraines essaient tous de tirer parti de ce voisinage enrichissant. Ce faisant, l'absence de concertation entraîne aussi une absence de préoccupation globale, d'organisation des échanges, entre milieux forestiers et milieux urbains quand il ne s'agit pas de grignoter une

partie du massif sous prétexte d'équipements publics au nom de la qualité du milieu ! Les documents d'urbanisme sont inadaptés ou cloisonnés. Il faudrait disposer d'un schéma d'aménagement forestier pluri-communal qui soit intégré à l'urbanisme ou que le schéma d'urbanisme s'intègre au schéma d'aménagement forestier du massif considéré.

L'instauration par le dernier schéma directeur régional d'une marge de reculemment de 50 m autour des massifs forestiers de plus de 500 ha constitue un premier pas mais son application n'est pas sans poser problème, aussi elle ne progresse guère.

Je ne parlerai pas des **zones humides**, elles sont à peine prises en compte encore dans l'aménagement alors qu'elles jouent un rôle extrêmement important dans le domaine de l'environnement, à différents points de vue et qu'elles sont partout en régression rapide. Ce ne sont pas les ZNIEFF toutes seules, qui n'ont aucune valeur réglementaire, qui permettront de prendre en compte efficacement ces zones humides, ni non plus les projets européens NATURA 2000 qui en France ont souffert d'une approche entièrement étatique.

Le schéma de services des espaces naturels et ruraux en cours d'élaboration ouvre une perspective nouvelle intéressante qui pourrait se combiner avec l'application des contrats territoriaux d'exploitation pour préserver et gérer les grandes et petites zones humides. C'est quand même la première fois que l'Etat intègre cette préoccupation à l'aménagement du territoire.

Un autre domaine qui commence à faire l'objet, de démarches intégrées, concerne **les aquifères ou nappes réservoirs** servant à l'alimentation en eau. On a déjà des exemples régionaux intéressants comme le contrat de la nappe d'Alsace. Seuls, des projets de contrats de nappes permettront d'avoir une gestion intégrée de celles-ci. Ces projets sont forcément contractuels car ils nécessitent l'adhésion de tous les acteurs utilisateurs agriculteurs, industriels, distributeurs divers...La réglementation et la police des eaux ne peuvent à elles seules faire "une politique de gestion". Une telle démarche est commencée pour le secteur Est de la région correspondant à la nappe réservoir dite des calcaires de Champigny, située principalement en Seine-et-Marne. Ce premier contrat de nappe dans la région a été signé le 1^{er} juillet 1997. Il intéresse 213 communes, le département, la Région, l'Agence de l'eau, les industriels, les agriculteurs et les associations. Il vise à gérer au quotidien cette ressource renouvelable en évitant les surexploitations dommageables afin d'assurer la pérennité de son fonctionnement dans l'intérêt des différentes parties prenantes.

6. Les outils techniques et institutionnels

6.1 Des outils techniques modernes existent et se développent

On trouve par exemple en Ile-de-France :

- Le **SIGR (Système d'Information Géographique Régional)** qui comporte plus de 80 "couches" d'informations thématiques et de bases de données spécialisées, numérisées au 1 / 5 000ème sur l'ensemble de la Région (12 000 km²), parmi lesquelles l'inventaire de l'occupation du sol (le "M.O.S") en 110 postes de légende réalisé tous les quatre ans par interprétation stéréoscopique de photographies aériennes, la population par îlots de recensement INSEE, les espaces verts et boisés publics, les stations d'épuration, les gisements et carrières, les sites et monuments protégés, le bruit routier, les pics de

pollution atmosphérique, les retombées de métaux lourds les déchets, les sols potentiellement pollués, etc....

- **La télédétection aéroportée et satellitale** pour lesquelles l'IAURIF a une grande expérience de mise en œuvre dans les domaines de l'occupation du sol, de l'aménagement et de l'environnement, en France et à l'étranger.
- Les **SIGE : Systèmes d'Information et de Gestion Environnementale**, qui combinent des données de plusieurs sources, intégrées à un SIG, constitueront progressivement des outils de gestion, par exemple dans les domaines des déchets, de l'eau, de l'assainissement, des espaces verts publics...
- **La télématique appliquée à l'environnement**, dont le développement facilitera la circulation des connaissances permettant l'information rapide des différents acteurs et leur participation accrue à la gestion de leurs milieux de vie. Après les systèmes bibliographiques informatisés (URBAMET et ECOTHEK), ce sont de nouveaux outils de communication électronique comme l'INTERNET qui font irruption et qu'il faut prendre en compte.

6.2 - Des outils institutionnels existent à l'échelon régional

- **L'IAURIF** (Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la Région d Ile-de-France), qui joue le rôle d'une super-agence d'urbanisme, à la fois mémoire régionale, structure d'études et force de propositions au service du Conseil Régional et de la Région d'Ile-de-France.

Les Agences du Conseil Régional

- **L'A.E.V.** (Agence des Espaces Verts), en charge de la mise en œuvre de la politique régionale, telle qu'elle s'est exprimée dans le Plan Vert Régional.
- **L'A.R.E.N.E** (Agence de l'Environnement et des Energies Nouvelles) qui pilote notamment les actions de promotion du Développement Durable dans la Région.
- **Les Agence de l'Etat-**
- **L'A.E.S.N.**(Agence de l'Eau Seine-Normandie) et sa délégation régionale Ile-de-France.-
l'A.D.E.M.E.(Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie) et délégation régionale d'Ile-de-France.
- **Les Observatoires spécialisés mixtes Etat, Région :** Ils reçoivent notamment l'appui technique de l'IAURIF pour la mise en œuvre, la collecte, le traitement, l'exploitation et la diffusion des informations nécessaires au développement des politiques régionales. La mise au point d'indicateurs synthétiques de suivi et de résultats, fait partie de leurs objectifs premiers. Les outils techniques mentionnés ci-dessus sont au cœur de ce processus. Les observatoires associent très directement les services de l'Etat et d'autres collectivités locales, ainsi que les associations et il serait souhaitable qu'ils constituent des équipes techniques mixtes permanentes comme ce fût le cas de l'ORDIF par le passé. (**O.R.D.I.F** : Observatoire Régional des Déchets d'Ile-de-France ; **O.R.P.I.F** : Observatoire des Rivières Propres d'Ile-de-France ; **O.R.S.** : Observatoire Régional de la Santé ; **AIRPARIF** ; **Bruit** (en projet) ; **Milieux naturels** (en projet)).
- **Les Parcs Naturels Régionaux et autres :** P.N.R. de la Haute Vallée de Chevreuse ; P.N.R. du Vexin Français ; PNR du Gâtinais Français ; le projet des Boucles de la Marne

et de l'Ourcq, entité pour laquelle une charte est à élaborer ; les Trois-Forêts, ce dernier commun avec la Région Picardie ; la Bièvre, rivière d'Île-de-France, pour laquelle un processus de concertation est engagé à l'échelle du bassin versant.

Les PNR constituent de véritables laboratoires de terrain où aménagement et environnement se concilient dans une forte volonté de développement local mais on a vu qu'outil comparable reste à inventer pour les espaces urbain / périurbain.

7. Conclusion

Il est nécessaire de faire appel à un référentiel écosystémique : "**L'écosystème de la région urbaine**" pour une plus grande cohérence et une meilleure coopération (partenariats), qui soient basées sur **des unités de gestion significatives** ("sous-écosystèmes"), par exemple :

- **des bassins versants fins** (plus de 600 en Région Ile-de-France), pour gérer efficacement le cycle de l'eau, notamment dans les documents d'urbanisme, SDAU et POS ;
- **des secteurs de drainage ou de collecte**, bien identifiés pour appliquer le principe de proximité, en matière d'assainissement ou de déchets.
- **des gisements de matériaux** (9 types exploités en RIF), qui sont des ressources non renouvelables et indispensables, à ne pas gaspiller.
- **des aquifères** (5 nappes d'eau souterraines), dont la pérennité n'est pas assurable sur la seule base des règles administratives de prélèvement !
- **des massifs forestiers** et leurs zones - tampons, indispensables à leur survie, ainsi que le prévoit le Schéma Directeur.
- **des zones de production agricole ou horticole**, avec une superficie critique suffisante...
- **des zones humides et des vallées** dont l'existence et l'originalité doivent être affirmées.
- **des coulées vertes**,
- **des itinéraires de circulation douce** : à pied, à bicyclette, à cheval,
- **des aires de desserte d'équipements collectifs**.
- **des habitats d'espèces animales ou végétales rares et menacées**.
- etc.

Ces unités doivent servir de plus en plus de base à une planification spatiale qui s'affranchirait des limites administratives grâce à **des bases de données géocodées** (S.I.G.), mais qui serait cohérente avec les documents d'urbanisme.

Les contrats régionaux de "Rivières Propres", relayés par les S.A.G.E (Schémas d'Aménagement des Eaux), ou les contrats de nappe, constituent les premiers exemples de gestion écologiquement fondée. Les gisements de matériaux, les massifs forestiers, les zones humides pourraient suivre. Les outils institutionnels: (Agences, Observatoires...) et les outils techniques (SIGR, SIGE, Télématicque environnementale,...) offrent ainsi la possibilité de mettre en œuvre le grand objectif sociétal du **Développement Durable**, pour lequel une volonté politique a commencé de s'exprimer depuis plusieurs années.

Le bien-être ou la santé de la population se trouve désormais au carrefour d'une triple exigence, pour laquelle il n'y a pas d'alternative possible : **L'environnement doit être vivable pour la population ; le développement économique doit être viable pour celle-ci également et durable pour l'environnement**. C'est le défi qu'il faut relever pour les générations futures.

MODELISATION PLUIE-DEBIT EN MILIEU PERI-URBAIN : ADAPTATION DU MODELE GR4 AU CAS DES BASSINS PERI-URBAINS

Yasmina RAKEM, Xiaoliu YANG, Nilo de Oliveira NASCIMENTO
CEREVE(ENPC-ENGREF-UPVM), 6 et 8 avenue Blaise Pascal, Cité Descartes,
Champs sur Marne, 77455 Marne la Vallée Cedex
Tél: 01.64.15.30 - Fax : 01.64.37.64 Adresse électronique :
yasmina@cereve.enpc.fr

Résumé

En l'absence de méthodes adaptées permettant de prendre en compte les crues provenant des bassins péri-urbains dans les réseaux pluviaux d'assainissement urbains, l'adaptation d'un modèle pluie-débit conceptuel conçu pour des bassins ruraux peut constituer une première approche pour le développement d'une méthode adéquate. Ce présent article consiste à passer en revue les travaux effectués permettant cette adaptation ainsi que les problèmes rencontrés et les solutions proposées à cet effet.

1. Introduction

Dans cet article, nous allons aborder le problème de l'estimation des crues provenant des bassins versants naturels ou agricoles situés à l'amont de bassins versants urbanisés et dont les débits d'eau pluviale parviennent aux réseaux d'assainissement. L'estimation fiable de ce type de débit est importante lors du dimensionnement de réseaux d'assainissement ou de techniques alternatives telles que les bassins de retenue, d'où la nécessité de développer une méthodologie.

Cependant, le développement de cette méthodologie doit faire face à un certain nombre de difficultés particulières au problème posé. D'une part, les bassins en question, dits péri-urbains, sont en général de petits bassins versants au caractère intermittent, pour lesquels des séries de données hydrologiques, telles que les données de hauteur de pluie et d'évaporation, mais surtout de débits, sont très rares. D'autre part, malgré leur caractère en partie rural, ces bassins doivent être traités dans une perspective d'hydrologie urbaine. Cela signifie que l'on est intéressé par le développement de méthodes d'estimation de crue à un pas de temps de l'ordre de quelques heures à quelques minutes, compatibles avec les besoins de simulation en hydrologie urbaine.

Loumagne et Michel (1990), ont constaté l'inexistence de méthodes réellement adaptées pour prendre en compte les ruissellements des bassins naturels qui se trouvent à l'amont des bassins urbains. Ils ont proposé l'utilisation de la méthode SOCOSE (ministère de l'Agriculture, 1980) comme une première approche au problème. Dans la conclusion de leur travail, ils suggèrent que l'étude d'un modèle conceptuel simple mis au point pour des bassins ruraux puisse donner des bases pour le développement de la méthode en question. L'objectif est d'intégrer ce

modèle simple dans un modèle pluie-débit urbain, pour générer les hydrogrammes sur des zones péri-urbaines situées à l'amont des bassins versants.

Quelques travaux ont été effectués permettant d'adapter le modèle conceptuel GR4, développé au CEMAGREF et au CERREVE à une telle application (Yang & Nascimento, 1993, Cernesson, 1993). L'application de ce modèle à des bassins péri-urbains est confrontée à trois types de problèmes.

- Le modèle GR4 étant initialement construit au pas de temps journalier, il faut vérifier son comportement à un pas de temps plus fin (quelques heures à quelques minutes), adapté à la modélisation en milieu urbain.
- De plus, il fonctionne en continu alors que les modèles pluie-débit urbains sont généralement des modèles par événements. Il convient de l'adapter à un fonctionnement par événements.
- Enfin, il est fréquent que les petits bassins naturels à l'amont des régions urbanisées soient des bassins versants non jaugés (dépourvus de données hydrométriques). Dans le cas de ces bassins il n'est pas possible de déterminer les paramètres du modèle par calage, il faut pouvoir les expliquer en fonction des variables physiques et géomorphologiques des bassins versants afin de les estimer.

2. Présentation du modèle

Le modèle GR4 est composé de deux fonctions : la fonction de production qui permet de déterminer la proportion de pluie réelle destinée à l'écoulement et la fonction de transfert qui transforme cette proportion de pluie en écoulement.

2.1 Fonction de production

Cette partie du modèle est représentée par un réservoir appelé réservoir sol (figure 1), soumis à deux entrées, la pluie brute (P) et l'évaporation potentielle (E). Cette dernière est déterminée à partir de la formule de Penman au pas de temps décadaire (Viessmann *et al.*, 1989). Les valeurs décadaires sont désagrégées en données journalières (Edijatno, 1991).

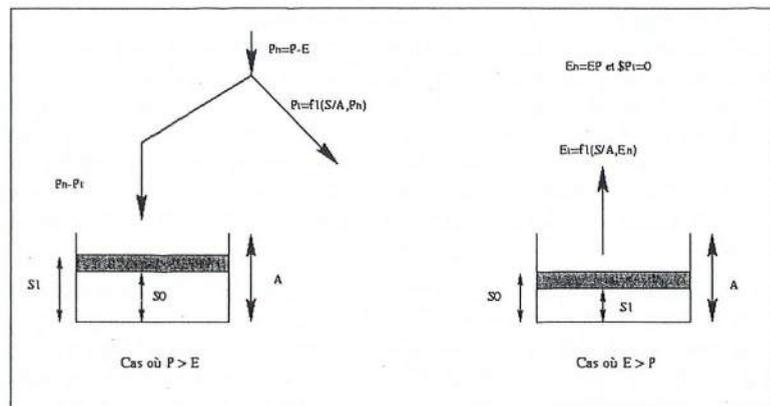


Figure 1 Représentation schématique de la fonction de production du modèle GR4

Le modèle prévoit une neutralisation entre ces deux entrées, de manière qu'il n'en reste qu'une seule, la pluie (P_n) appelée pluie nette ou l'évaporation (E_n) appelée évaporation nette. Une partie de la pluie nette, lorsqu'elle est différente de zéro, contribue au remplissage du réservoir sol et détermine la proportion de la pluie stockée dans le sol. La pluie restante P_r constitue la proportion d'eau qui va être ruisselée. Lorsque l'évaporation est supérieure à la pluie, une partie de l'évaporation nette E_n notée E_r agit sur le réservoir qui subit des pertes qui lui sont proportionnelles. Ce réservoir sol est caractérisé par sa capacité maximale de stockage A et son stock S . L'état initial de ce réservoir est noté S_0 .

2.2 Fonction de transfert

Cette partie du modèle est représentée principalement par un réservoir et deux hydrogrammes unitaires (figure 2). P_r est divisée en deux parties pour suivre deux cheminements différents avant de rejoindre l'exutoire du bassin versant. Une grande partie de P_r est destinée à l'alimentation du second réservoir (réservoir de routage) après avoir subi un décalage dans le temps, et contribue à l'écoulement direct. La seconde partie, après avoir subi un décalage similaire, est dérivée directement vers l'exutoire.

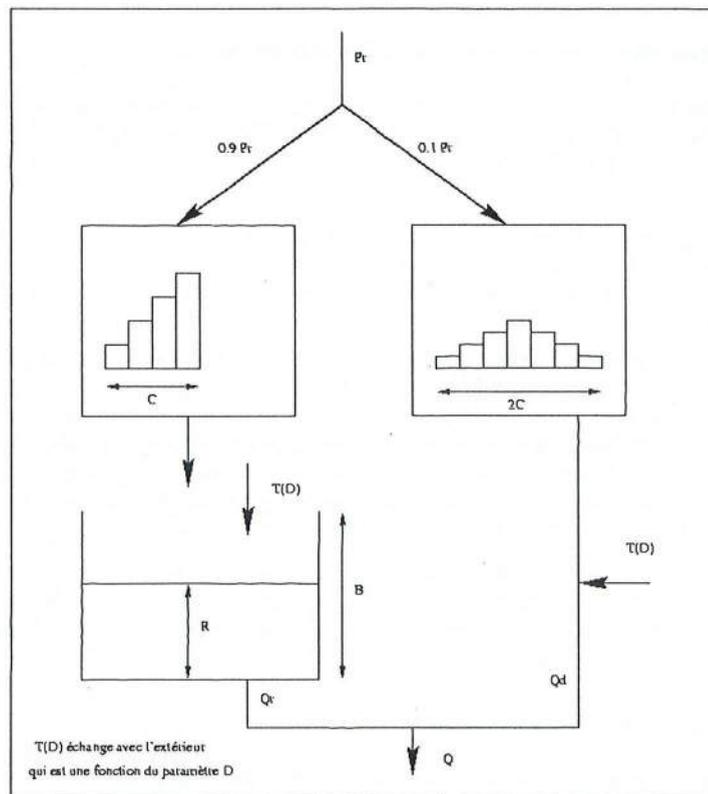


Figure 2 Représentation schématique de la fonction de transfert du modèle GR4

Le décalage dans le temps est assuré par un premier hydrogramme h dans le cas de l'écoulement direct. h est caractérisé par sa durée C . Le réservoir de routage est représenté par sa capacité maximale B et son état R , R_0 étant l'état initial.

Le deuxième hydrogramme g qui transforme la deuxième partie de l'écoulement est caractérisé par sa durée $2C$.

Dans le cas du modèle GR4, le bassin versant n'est pas considéré comme une entité close. Il est soumis à des échanges avec l'extérieur. Ces échanges sont introduits à l'entrée du réservoir de routage et à la sortie du deuxième hydrogramme. Ils sont déterminés en fonction de D . Les variables A , B , C et D sont les paramètres du modèle.

Afin d'homogénéiser les grandeurs des paramètres du modèle entre elles, ans le calage et la comparaison des résultats, il est plus intéressant de travailler avec les transformées logarithmiques de ces mêmes paramètres.

3. Adaptation du modèle GR4 au contexte péri-urbain

Comme nous l'avons déjà cité au dessus, l'application de ce modèle au cas des bassins péri-urbains pose quelques difficultés.

3.1 Le changement du pas de temps de modélisation du modèle

A priori, lorsqu'on parle de changement de pas de temps on suppose que cela conduit systématiquement au changement de la structure du modèle. Il reste important de vérifier le comportement du modèle face à des données hydrologiques de pas de temps inférieur à la journée.

Yang et Nascimento (1993) ont validé la version horaire du modèle sur 3 bassins versants : Butheil et Melarchez de l'Orgeval et Blosserville, de surfaces respectives 104, 7 et 3.5 km². Ils ont montré que l'on pouvait s'affranchir de l'évaporation. Ce qui permet la simplification de la fonction de production du modèle.

Une démarche complète de validation du modèle au pas de temps horaire, aurait pu être faite en utilisant la méthode du partage de l'échantillon de données (deux sous-séries, une pour le calage et une autre pour la validation). Cette méthode de validation demande des séries de données longues. Malheureusement, dans le cas des petits bassins péri-urbains ces données restent indisponibles. Toutefois, comme le modèle, dans sa version journalière, a prouvé sa robustesse lors des validations, on suppose que si la qualité du calage de la version horaire est satisfaisante, alors il en est de même pour la phase de validation (Yang, 1993).

Le modèle au pas de temps horaire donnant de bonnes performances, il n'est pas nécessaire d'intervenir au niveau de son architecture (Yang, 1993 ; Cernesson, 1993), même si les tests ont été faits sur un nombre de bassins versants plus faible que dans le cas de la version journalière et si les séries utilisées n'étaient pas très longues.

3.2 Estimation a priori des paramètres

La phase la plus critique dans la conception d'un modèle pluie-débit, quel que soit son type, est la difficulté de son extension à des bassins non jaugés. Le problème n'est pas uniquement dû au caractère empirique ou conceptuel du modèle car même les bassins physiques (basés sur une description physique du bassin et du cycle de l'eau) rencontrent ces problèmes à cause du

caractère complexe des phénomènes intervenant dans le cycle hydrologique. Comme il est rare de trouver des bassins versants péri-urbains jaugés, et que donc l'estimation des valeurs des paramètres du modèle par le calage en utilisant des séries de données hydrologiques n'est pas toujours possible, il faut tenter d'estimer les paramètres au travers d'autres méthodes.

Yang et Nascimento ont essayé de construire un processus d'estimation des paramètres du modèle à partir de 121 bassins versants répartis sur toute la France, bassins qui ont été utilisés pour la construction et la validation de la version journalière (Yang & Nascimento, 1993). Le tableau (3) donne les valeurs moyennes des paramètres du modèle obtenues sur ces bassins.

Dans le cas du paramètre A , les recherches effectuées ont montré que pour les bassins pour lesquels le modèle fonctionne correctement c'est à dire où les critères de qualité sont satisfaisants (donc débits correctement simulés) si on fixe la valeur du $\log(A)$ entre 5.6 et 6 au lieu de la déterminer par calage la qualité des résultats est peu sensible (Nascimento, 1995 ; Rakem1995).

	$\log(A)$	$\log(B)$	$\log(C - 0.5)$	$\log(D)$
moyenne	5.67	4.28	0.17	0.02
écart-type	0.65	1.03	0.45	0.41

Tableau 1: Statistique des paramètres entre 121 bassins (Yang et Nascimento 1993)

Dans le cas des paramètres B , C et D , Yang et Nascimento (1993) ont essayé de les prédéterminer à partir de 3 bassins versants intermittents (cités ci-dessus : Butheil et Melarchez de l'Orgeval et Blossenville) et en utilisant des données horaires. Le manque de données horaires n'a pas permis de prendre un plus grand échantillon de bassins.

Ils proposent de déterminer les paramètres B et C à partir d'une moyenne géométrique établie sur les paramètres obtenus dans le cas des trois bassins versants intermittents étudiés.

$$P_{moy} = \prod_{i=1}^3 \frac{P_i}{(sup)_i}^{1/3}$$

avec P_{moy} : le paramètre moyen ; i : le numéro du bassin, sup_i : la superficie (km^2) du bassin i et P_i est le paramètre du bassin i .

Le paramètre D permettant de boucler le bilan en eau, son estimation est déterminée simplement à partir de la moyenne arithmétique de ce paramètre obtenu sur les trois bassins versants considérés.

Les valeurs proposée pour la détermination des crues par Yang et Nascimento (1993) sont montrées dans le tableau (2).

$\log(A)$	$\log(B)$	$\log(C - 0.5)$	$\log(D)$
5.60	1.88	0.28	0.00

Tableau 2: Valeurs des paramètres pour l'estimation des crues (Yang et Nascimento 1993)

Cernesson (1993) a choisi dans le cas de son étude sur l'estimation des crues sur le bassin du Réal Collobrier les valeurs médianes des paramètres obtenues en calant la version horaire du modèle à un sous bassin du Réal Collobrier. Elle a par la suite validé cette approche sur quatre autres sous-bassins du même bassin versant. Son choix s'est orientée vers les médianes à la place des moyennes pour s'affranchir de l'influence des valeurs extrêmes. Elle prend des valeurs différentes pour chaque saison (tableau 2).

	hiver	été	automne
$\log(A)$	6.	6.62	6.00
$\log(B)$	5.24	2.81	3.84
$\log(C - 0.5)$	1.51	0.85	1.27

Tableau 3: Valeur des paramètres choisis par Cernesson (1993) pour l'estimation des crues

Ces résultats sont proposés pour des bassins versants de petite taille.

L'estimation a priori des paramètres du modèle sur des bases statistiques peut poser quelques problèmes. En effet, le modèle GR4 présente quelques problèmes d'adaptation sur un certain nombre de bassins versants. Son inadéquation sur ces bassins nécessite une étude plus détaillée pour déterminer le champ d'application du modèle c'est à dire les bassins versants dont la transformation pluie-débit est susceptible d'être bien représentée par le modèle avant de l'appliquer aux bassins non jaugés. Il est nécessaire de savoir à l'avance si la transformation pluie-débit du bassin non jaugé sur lequel les études vont être faites pourra être bien représentée par le modèle GR4.

L'estimation a priori des paramètres doit tenir compte du type de bassin car même si on a du mal à trouver des relations explicites entre les paramètres et les caractéristiques des bassins versants, on les voit qualitativement au travers des applications déjà effectuées sur le modèle. De plus il faut tenir compte des variations saisonnières. Comme l'a montré Cernesson, ces dernières influencent les valeurs susceptibles d'être prises par les paramètres du modèle.

3.3 Initialisation du système

Le modèle GR4 fonctionne en continu, mais les modèles pluie-débit urbains sont généralement des modèles par événements.

Le passage d'un fonctionnement en continu vers un fonctionnement par événement pose le problème de l'initialisation du système pour chaque événement simulé.

Dans le cas de la version journalière du modèle GR4, l'état du système est caractérisé par le niveau du réservoir sol (S_0) et celui du réservoir de routage (R_0), ou plus précisément par les rapports S_0/A et R_0/B et les précipitations antécédentes en cours de convolution par les deux hydrogrammes unitaires qui composent le modèle. Dans le fonctionnement en continu (version originale du modèle), le rapport S_0/A est initialement obtenu par calage. On peut aussi quand les séries de données disponibles pour le calage du modèle sont assez longues,

utiliser une année pour le démarrage, c'est à dire une année pour laquelle on ne prend pas en compte les erreurs du modèle d'une façon à réduire l'impact d'un état initial S_0/A inadéquat sur les données suivantes.

Si l'on démarre le système pendant une période d'étiage, il n'y aura pas de précipitations antérieures en cours de convolution et le rapport R_0/B pourra être calculé à partir de la valeur initiale du débit à la sortie du système.

Dans le cas de la version horaire du modèle, si l'on procède par évènements, une première partie plus au moins longue de l'épisode devra être utilisée dans le seul but de trouver par tâtonnement l'état initial du bassin versant. Dans ces conditions nous considérons que la prévision doit disposer d'une longue série antérieure pour pouvoir fonctionner correctement. Une possibilité éventuelle est de faire fonctionner le modèle à un pas de temps assez grand hors des périodes de crues et de recourir au pas de temps plus fin à l'occasion d'une crue. Il reste toujours le problème de la disponibilité d'un échantillon de données. De plus cette technique n'est pas adaptée à un fonctionnement du modèle dans le cas des bassins versants non jaugés.

L'initialisation du système influe énormément sur la qualité des simulations. Il est clair qu'il faut pouvoir initialiser correctement le système, afin de ne pas biaiser les résultats recherchés. Il faut donc essayer de développer une méthodologie assez robuste pour faire face à ce problème.

Yang et Nascimento (1993) proposent une initialisation du système sur des bases statistiques. Dans le cas de leur étude sur 8 bassins versants intermittents, ils constatent qu'il existe une même saisonnalité pour S/A et R/B (figure 3). En été (juin-septembre), ces paramètres sont assez faibles et assez importants pour les autres saisons et que les coefficients de variation sont assez faibles en saison humide. Ils suggèrent d'appliquer les moyennes de S/A et R/B (tableau 4).

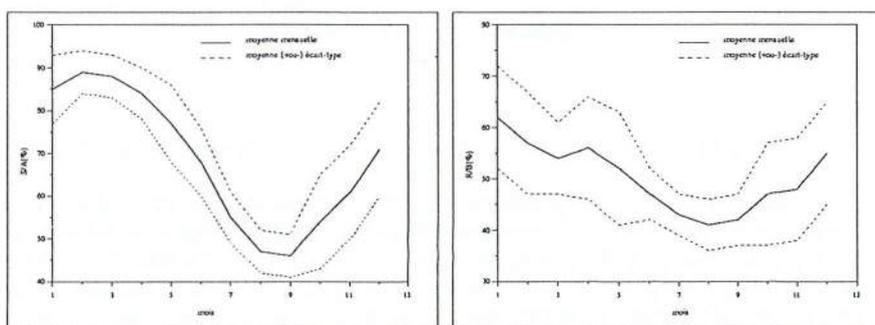


Figure 3 : Exemple de variation mensuelle de S/A et de R/B pour le bassin versant Vair à Toulouse

Mois	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12
S/A (%)	57	67	64	57	41	24	8	6	12	28	51	65
R/B (%)	55	64	61	59	53	47	40	36	37	48	60	66

Tableau 4 : Rapports S/A et R/B moyens (Yang et Nascimento (1993))

Cernesson pour son étude sur des sous bassins du Réal Collobrier a essayé de tenir compte des variations saisonnières de S/A et R/B . Elle part de l'hypothèse que S/A est une variable

aléatoire que l'on générera lors de la simulation d'évènements pluie-débit par un tirage aléatoire dans sa loi de probabilité. Cette loi n'est conditionnée par aucune variable du modèle puisqu'elle a démontré l'indépendance entre S/A et la pluie totale d'une part et les paramètres du modèle d'autres part. La loi de distribution théorique de S/A est déterminée par ajustement statistique. La loi retenue est la loi de WEIBULL dont les paramètres sont estimés par la méthode des moments.

Pour une fréquence donnée γ :

$$\frac{S_0}{A} = \beta(1 - \log(1 - \gamma))^{1/\alpha}.$$

Les valeurs des coefficients α et β sont déterminées en simulant sur un certains nombres de situations.

Par souci de simplification, la hauteur R_0/B est considérée liée à l'état initial S_0/A (tableau 5). Cernesson le démontre par l'analyse des coefficients de corrélations. Elle trouve que cette liaison est assez marquée pour l'hiver.

hiver	$Q_0 = 7 \left[\frac{S_0}{A} \right]^{4.6}$
Eté	$Q_0 = 0.1 - 0.01 \frac{S_0}{A}$
Automne	$Q_0 = 2 \left[\frac{S_0}{A} \right]^5$

Tableau 5: Exemple de relations entre Q_0 et S_0/A (Cernesson 1993)

Les travaux effectués sur l'initialisation du système restent tout de même à compléter. Cernesson (1993) a vérifié ses résultats sur des bassins de mêmes types que celui qui a permis de déterminer ces relations. Les résultats de Yang et Nascimento (1993) ne restent que des propositions à valider sur un nombre de bassins versants représentatif. Une des solutions qui pourrait être développée et testée dans le cas de cette phase d'adaptation du modèle aux bassins péri-urbains est l'utilisation de la notion d'humidité du sol pour initialiser le système.

Il est clair que la capacité d'absorption du sol est conditionnée par son humidité. Certes l'humidité du sol reste une donnée rare ou difficilement disponible, mais il existe dans la littérature d'autres manières de quantifier cette humidité en utilisant des indices représentatifs dont le calcul est basé sur les précipitations antérieures tombées au cours de la période précédent le moment du calcul (Jaton, 1982).

On peut montrer quelques exemples tirés dans la littérature et il en existe d'autre qui ont fait leur preuve dans le calcul de la pluie ruisselée.

Une des formes d'indices la plus simple est l'indice de précipitations antérieures IPA_i (pour le jour i) correspond à la hauteur de pluie (P) de cinq jours précédents la crue.

$$IPA_i = \sum_{j=1}^5 P_{i-j}$$

Un autre exemple qui repose sur le principe de base suivant : le taux d'épuisement en humidité d'un sol est proportionnel au stockage ; en d'autres termes l'humidité du sol décroît de façon logarithmique avec le temps au cours des périodes sans précipitations.

$$IPA_t = IPA_0 K^t$$

avec : IPA_0 = valeur initiale de l'indice de précipitations antécédentes ; IPA_t = valeur de l'indice t jours plus tard et K = facteur de récession variant généralement entre 0.85 et 0.98.

Le paramètre k est variable d'un bassin à un autre, ainsi que d'une saison à l'autre pour un même bassin.

L'idée est donc de construire un indice d'humidité propre au modèle, en fonction des précipitations antérieures, de le relier par des méthodes statistiques ou empiriques à S_0/A en tenant compte de la nature du bassin et de la variation saisonnière et de relier R_0/B à S_0/A par des méthodes de régressions comme l'a fait Cernesson.

4. Conclusion

La bonne performance présentée par le modèle GR4 au pas de temps journalier et l'existence d'une nouvelle version du modèle plus robuste mise au point récemment au CEREVE (Rakem, 1999) permettent d'envisager avec optimisme son emploi à un faible pas de temps dans le cadre de son application pour la simulation des débits des petits bassins versants naturels ou agricoles situés à l'amont des régions urbanisées pour le dimensionnement des réseaux pluviaux d'assainissement. Toutefois, il reste à poursuivre les études pour développer des méthodologies plus robustes pour la résolution des problèmes rencontrés et cités précédemment. Pour le faire, il s'avère nécessaire de constituer un échantillon de bassins versants péri-urbains assez étendu, pour lequel seraient disponibles des données hydrologiques de bonne qualité et pour des périodes assez longues.

Références

- Cernesson, F (1993). *Modèle simple de prédétermination des crues de fréquences courantes à rare sur petits bassins versants méditerranéens*. Thèse de Doctorat, Université de Montpellier II.
- Edijatno (1991). *Mise au point d'un modèle élémentaire pluie-débit au pas de temps journalier*. Thèse de Doctorat, Université Louis Pasteur de Strasbourg, ENITRTS, CEMAGREF, Antony.
- Jaton, JF (1982). *Contribution à l'étude des relations pluies-débits dans les petits bassins versants ruraux*. Thèse de Doctorat, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne.
- Loumagne, C & Michel, C (1990). *Etude des apports par ruissellement des zones mixtes urbaines et rurales : adaptation de la méthode Socose*. Rapport technique, CERGRENE.
- Nascimento, N (1995). *Appréciation à l'aide d'un modèle empirique des effets d'actions anthropiques sur la relation pluie-débit à l'échelle d'un bassin versant*. Thèse de Doctorat, ENPC, CERGRENE.
- Rakem, Y (1995). *Etude de l'influence de la répartition spatiale des précipitations sur les critères de calage d'un modèle pluie-débit (GR4J)*. Mémoire de DEA. ENGREF. Université Paris Val de Marne. ENPC. CERGRENE.
- Rakem, Y (1999). *Analyse critique et reformulation mathématique d'un modèle empirique pluie-débit (GR4J)*. Thèse de Doctorat, ENPC, CERREVE.
- Viessman, W.JR, Lewis, G.L & Knapp, J.W (1989). *Introduction to hydrology*. Harper and Row, publishers, New York.
- Yang, X (1993). *Mise au point d'une méthode d'utilisation d'un modèle pluie-débit conceptuel pour la prévision des crues en temps réel*. Thèse de Doctorat, ENPC, CERGRENE.
- Yang, X & Nascimento, N (1993). *Etude des apports par ruissellement des zones péri-urbaines : Adaptation d'un modèle conceptuel global (GR3) à l'estimation des crues des petits bassins versants naturels ou agricoles*. Rapport technique, ENPC-CERGRENE-ENGREF.

AMENAGEMENT ET CHOIX DE PROJET EN ASSAINISSEMENT CAS DU MILIEU PERIURBAIN

Géraldine Ruscassier-Chadirat^{1,2}, Pauline Butel¹, Jean-Claude Deutsch¹

¹ Cereve, 6 et 8 av. Blaise Pascal, 77455 Marne la Vallée Cedex 2
Tél : 01.64.15.36.25. Fax : 01.64.15.37.64.

² Lyonnaise des Eaux (CTIA), 91 rue Paulin, 33029 Bordeaux Cedex
Tél : 01.57.57.24.42. Fax : 01.57.57.24.37.

Résumé

Les techniques alternatives en assainissement pluvial sont mises en place à partir des années 1950 pour répondre aux nouveaux problèmes d'assainissement posés par l'urbanisation galopante des villes après la 2nde Guerre Mondiale. La plus ancienne de ces techniques consiste à implanter des bassins de retenue plutôt que de renforcer les collecteurs. Cette communication présente une étude exhaustive des bassins implantés dans le département de Seine-Saint-Denis depuis les années 1970. Cette situation est ensuite comparée à celle d'autres collectivités. L'analyse met en évidence des éléments apportant une aide aux techniciens pour prendre en compte les facteurs de pérennisation des ouvrages dès le stade de la conception des projets.

1. L'assainissement en milieu périurbain

1.1 Contexte

Les fondements de l'assainissement en France remontent au XIX^{ème} siècle, période à laquelle la technique du « tout à l'égout » est utilisée à Paris, puis dans les autres grandes villes. Ce système consiste à évacuer toutes les eaux souillées de la ville par une canalisation souterraine et apporte à cette époque une solution aux problèmes d'hygiène dans les villes (Dupuy *et al.*, 1982).

Mais à la fin de la seconde guerre mondiale, cette technique trouve ses limites. En effet, les années 1950 voient l'urbanisation des villes s'accélérer. Les cités se développent d'une part à l'intérieur des centres villes traditionnels (augmentant ainsi le pourcentage de surfaces revêtues), et d'autre part en périphérie, où des surfaces considérables sont imperméabilisées, nécessitant le développement de réseaux de collecte secondaires. Ces derniers sont alors souvent simplement reliés aux réseaux d'assainissement existants, ramenant ainsi les eaux pluviales vers les centres anciens. Par temps de pluie, le système d'assainissement est donc rapidement saturé, notamment dans les quartiers les plus anciens, provoquant des inondations et une détérioration de la qualité des milieux récepteurs (Eurydice 92, 1997).

Dans ce contexte, un renforcement généralisé des réseaux existants aurait conduit à une situation impossible pour les raisons suivantes :

- Les coûts sont très importants et dépassent les moyens des collectivités ;
- Les nuisances engendrées par une réfection des canalisations sont très importantes (perturbation de la circulation en centre ville notamment) ;
- L'urbanisation se poursuivant, de nouvelles saturations à moyen terme semblent inévitables.

Une nouvelle stratégie d'assainissement s'est donc développée. Elle consiste à contrôler les flux à l'exutoire des zones nouvellement urbanisées. Ainsi naissent les techniques alternatives au renforcement des réseaux. Les bassins de retenue des eaux pluviales se développent, puis les chaussées à structure réservoir, les espaces publics inondables... On conçoit même des techniques alternatives à la construction du réseau pluvial, basées sur l'infiltration des eaux de ruissellement dans le sol : bassins d'infiltration, noues...

Les premières techniques alternatives mises en œuvre sont les bassins de retenue des eaux pluviales. Leur reconnaissance officielle s'effectue par l'insertion d'un chapitre consacré à leur conception dans l'Instruction Technique 77/284 INT, dont la publication scelle le changement de paradigme de l'assainissement. Le principe d'évacuation rapide des eaux de toute nature loin des villes laisse ainsi place à un concept de gestion des flux hydrauliques.

1.2 Questions de recherche

Les techniques de stockage bouleversent les pratiques des techniciens de l'assainissement. En effet, elles vont à l'encontre du principe d'évacuation rapide des eaux qui a prévalu jusqu'alors. De plus, elles font réapparaître en surface les chemins d'écoulement des eaux pluviales, qui avaient disparu dans les réseaux souterrains. Enfin, certaines techniques mobilisent des surfaces importantes de terrain, qu'il faut réserver dès les études amont d'urbanisation (Azzout *et al.*, 1994).

Tous ces éléments sont autant de raisons qui peuvent constituer des obstacles à leur mise en œuvre.

Les zones périurbaines sont le lieu privilégié d'implantation des techniques alternatives. En effet, elles doivent permettre de limiter l'impact de ces zones sur le fonctionnement de l'ensemble du système d'assainissement de l'agglomération. Dans ce cadre, certains bassins sont construits après urbanisation, pour éviter de nouvelles inondations (fonction curative), d'autres prévoient les volumes de retenue à effectuer avant même que l'imperméabilisation des sols n'ait lieu (fonction préventive).

Cependant, la pression sur le foncier est très forte dans ces espaces voués à l'urbanisation, ce qui rend difficile la mobilisation de terrains pour les ouvrages. Les aménageurs ont donc imaginé des solutions très variées pour gérer cette pression sur l'espace :

- Construction de bassins souterrains, pour éviter la mobilisation de terrains en surface ;
- Stockage des eaux de pluies chez chaque propriétaire, de sorte à réduire le ruissellement à la source, et à intégrer les ouvrages sur chaque parcelle privée ;
- Stockage dans de grands bassins gérés par la collectivité, qui associe le stockage à un autre usage (le plus souvent récréatif) ; ...

Les solutions techniques issues de ces principes sont naturellement très variées. Mais il est important de noter que nombreuses sont celles pour lesquelles les gestionnaires rencontrent des problèmes : dégradation de clôtures de certains bassins à ciel ouvert, manque d'entretien de nombreux ouvrages... Les collectivités locales se demandent quelles stratégies mettre en œuvre pour assurer la pérennité des techniques alternatives, et expriment un besoin d'outils pour les aider dans cette prise de décision.

Notre travail apporte des éléments de réponse à ces questions, en ce qui concerne les bassins de retenue des eaux pluviales. C'est en effet la plus ancienne des techniques alternatives, pour laquelle le retour d'expérience est suffisant pour faire une analyse des problèmes rencontrés par les gestionnaires, identifier leurs origines, et déterminer les éléments clés à prendre en compte au moment de la conception pour les éviter. Les problèmes rencontrés dépendant à priori très fortement du type d'ouvrage, il a paru nécessaire de réaliser une typologie des ouvrages, sur laquelle notre analyse a pu s'appuyer.

2. Proposition de typologie

Butel (1998) répertorie différentes typologies dans la littérature concernant les bassins de retenue. Celles-ci différencient les ouvrages selon leur apparence (enterré, à ciel ouvert, en béton, aménagé en espace vert...), leur place dans le système d'assainissement (amont/aval), ou encore leur objectif (préventif/curatif). Si ces typologies constituent une aide à la caractérisation des principes de conception des bassins de retenue, elles ne permettent pourtant pas de faire une analyse de leur fonctionnement réel, car elles sont basées sur des critères « projetés », et ne font pas référence à l'état actuel des aménagements. C'est la raison pour laquelle nous avons tenté la définition d'une nouvelle typologie, construite à partir de critères de fonctionnement « réel » des ouvrages.

2.1 Méthodologie

Le Conseil Général de Seine-Saint-Denis, et plus particulièrement sa Direction de l'Eau et de l'Assainissement (DEA 93), a initié une campagne de recensement exhaustif de tous les bassins situés sur le département, qu'ils soient publics ou privés. 134 bassins, construits entre 1972 et 1996 ont ainsi été répertoriés dans un catalogue. A ces bassins, s'ajoutent 16 bassins gérés directement par le département. La base de données constituée par les 150 bassins contient non seulement les caractéristiques ayant présidé à leur conception, mais également des indications sur leur état actuel, et les problèmes de gestion qu'ils présentent. Elle a donc été choisie comme base de travail pour constituer les groupes de bassins formant la typologie.

Pour cela, l'objectif est de former des groupes, de façon à ce que les individus d'un groupe soient le plus proche possible les uns des autres, et que les individus de deux groupes différents aient les caractéristiques les plus éloignées. L'outil choisi pour y parvenir est l'Analyse Factorielle des Composantes Multiples (AFCM), appliquée aux éléments caractéristiques de tous les bassins. Pour appliquer l'AFCM, des classes ont été définies pour chaque variable (à l'aide de tris croisés). Le Tableau 1 répertorie les caractéristiques prises en compte pour l'AFCM, ainsi que les classes définies. Les paramètres concernant l'intégration des bassins dépendant très fortement du fait qu'ils sont enterrés ou à ciel ouvert, nous avons défini des variables spécifiques pour chaque type, qui sont répertoriées dans la deuxième partie du Tableau 1.

Tous les bassins

Propriétaire :	Réseau aval :
1- Privé	1- Séparatif
2- Commune	2- Unitaire
Type :	Ancienneté du BR :
1- Canalisation surdimensionnée enterrée	1- A < 7 ans
2- Bassin sec enterré	2- A > 7 ans
3- Bassin sec à ciel ouvert revêtu	Surface du BV drainée :
4- Bassin sec à ciel ouvert engazonné	1- S < 2 hectares
5- Bassin sec enterré en matériau poreux	2- S > 2 hectares
6- Bassin en eau paysager	Coef. d'imperméabilisation du BV :
Type regroupé :	1- Ci < 0,7
1- Enterré	2- Ci > 0,7
2- A ciel ouvert	Entretien effectué :
Volume :	1- Non
1- $V < 300 \text{ m}^3$	2- Oui
2- $300 \text{ m}^3 < V < 700 \text{ m}^3$	3- Inconnu
3- $700 \text{ m}^3 < V < 2\,000 \text{ m}^3$	Coûts d'investissement (valeur 95) :
4- $V > 2\,000 \text{ m}^3$	1- C < 300 kF
Réseau amont :	2- 300 kF < C < 1 000 kF
1- Séparatif	3- C > 1 000 kF
2- Unitaire	
<i>Bassins à ciel ouvert</i>	<i>Bassins enterrés</i>
Accès au public :	Occupation du sol au dessus de l'ouvrage :
1- Fermé	1- Bâtiment
2- Ouvert	2- Cour
Intégration au tissu urbain :	3- Espace vert
1- Oui	4- Parking
2- Non	5- Voie piétonne
Demande pour une meilleure intégration :	6- Voiries et voies ferrées
1- Oui	
2- Non	

Tableau 1 : Liste des variables et de leurs modalités.

2.2 Les groupes mis en évidence

L'analyse statistique permet de mettre en évidence 6 groupes.

Bassins départementaux

Ils se caractérisent par de grands volumes ($959\,000 \text{ m}^3$ pour 16 bassins) et sont souvent organisés en plusieurs caissons combinant ainsi plusieurs types d'ouvrages. Les premiers bassins n'ont pas fait l'objet de mesures de valorisation, et sont clôturés ; mais devant la demande des riverains, dans des zones d'habitat très dense, leur ouverture au public et leur intégration (en y associant un usage récréatif par exemple) sont à l'ordre du jour.

Grands bassins à ciel ouvert non intégrés

Ce sont des bassins secs, qui appartiennent le plus souvent à des propriétaires privés et qui datent de plus de 7 ans. Leur volume est supérieur à 2 000 m³, et représente en moyenne 500 m³/ha imp. ; le bassin versant drainé est supérieur à 2 hectares. Ils ont tous coûté plus de 300 000 F, soit en moyenne 600 F/m³ de stockage. Ils sont fermés au public, non valorisés et non intégrés mais aucune demande n'est formulée par le public pour améliorer l'intégration. Ils sont situés en périphérie du département, où la densité moyenne est faible (4 000 habitants par km²) et où il reste des zones non construites.

Petits bassins à ciel ouvert non intégrés

Ce sont des bassins secs, dont le volume est inférieur à 300 m³, et représente en moyenne 400 m³/ha imp. ; le bassin versant drainé est inférieur à 2 hectares. Ils ont coûté moins de 300 000 F, soit en moyenne 1 900 F/m³ de stockage, mais ce coût présente de très fortes variations. Ils ne sont pas valorisés ni intégrés, mais aucune demande n'est formulée par le public pour améliorer l'intégration, sûrement parce qu'ils sont situés à l'abri des regards. Les communes où ils sont situés ont une densité de population très variable.

Bassins moyens à ciel ouvert non intégrés (Photo 1)

Ce sont essentiellement des bassins secs engazonnés, appartenant à des propriétaires privés le plus souvent, et datant de plus de 7 ans. Leur volume est compris entre 300 et 2 000 m³, et correspond à 400 m³/ha imp. en moyenne ; le bassin versant drainé est supérieur à 2 hectares. Le coût est en moyenne de 1 000 F/m³ de stockage. Ils sont fermés au public, non entretenus, non valorisés et non intégrés *mais une forte demande sociale existe pour améliorer l'intégration*. La densité moyenne de population est de 5 000 habitants par km².

« Beaux » bassins à ciel ouvert (Photo 2)

Ils sont en eau ou à sec, et bénéficient d'un aménagement paysager. Le plus souvent, ils appartiennent à la commune et datent de plus de 7 ans. Le volume est en moyenne de 600 m³/ha imp. et le bassin versant drainé est supérieur à 2 hectares. Ils ont coûté plus de 1 000 000 F et en moyenne 900 F/m³ de stockage. Ils sont entretenus, ouverts au public, valorisés et bien intégrés (aucune demande n'est formulée par le public pour améliorer l'intégration). La densité moyenne de population dans les zones où ils sont implantés est de 5 000 habitants par km².

Bassins enterrés

Ils appartiennent à des propriétaires privés en général. Le volume de la grande majorité de ces bassins est inférieur à 700 m³, et en moyenne de 200 m³/ha imp. Le coût est en moyenne de 2 700 F/m³ de stockage. Ils ont le plus souvent le réseau unitaire comme exutoire. La densité moyenne de population est assez forte : 7 000 habitants par km². Le public ne semble s'intéresser qu'aux ouvrages visibles, les remarques concernant les bassins enterrés, sont donc uniquement en rapport avec d'éventuelles nuisances olfactives dues à un mauvais entretien.

Deux variables apparaissent déterminantes pour la formation des groupes : le propriétaire et la taille des bassins. En effet, l'entretien d'un bassin à ciel ouvert valorisé est plus facile à réaliser par une commune, qui emploie déjà du personnel dédié aux espaces publics et aux espaces verts, que par un propriétaire privé, qui doit généralement faire appel à un prestataire extérieur. De ce fait, les choix concernant le type d'ouvrage dépendent du propriétaire, et du personnel dont il dispose. Par ailleurs, la taille des bassins à ciel ouvert apparaît comme un critère important quant à la perception par le voisinage. Il semble en effet difficile de cacher

un bassin à ciel ouvert de plus de 300 m³. Les riverains ont alors tendance à le considérer comme « inutile » et formulent une demande pour qu'il soit intégré au tissu urbain.

De plus, on constate une forte corrélation entre la densité de population de la commune et le type de bassin. Cela révèle l'influence de la pression urbaine sur les choix effectués pour le type de bassin (enterré ou à ciel ouvert), mais également sur la demande des riverains pour la valorisation de l'ouvrage (dans le cas des bassins à ciel ouvert).

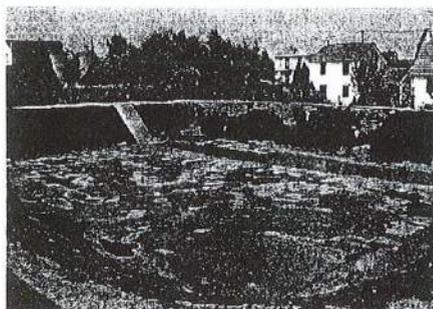


Photo 1 : Bassin de Vaucanson I à Montfermeil (DEA 93)

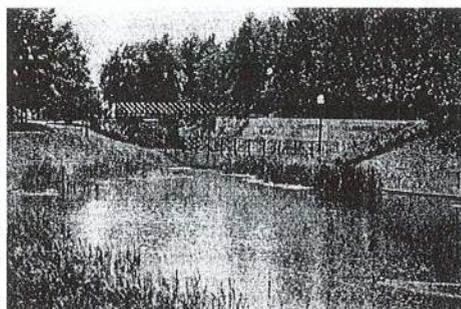


Photo 2 : Bassin du parc J. Duclos au Blanc-Mesnil (DEA 93)

2.3 Bilan des réalisations sur deux sites

La situation de la Seine-Saint-Denis en proche banlieue parisienne en fait un cas particulier, notamment du point de vue de la pression sur l'espace urbain. Nous avons donc comparé les résultats issus de l'analyse statistique aux situations de deux autres collectivités qui bénéficient également d'un retour d'expérience important en matière d'ouvrages de stockage : la Communauté Urbaine de Bordeaux (CUB) et le Syndicat d'Agglomération Nouvelle (SAN) du Val Maubuée.

Les bassins à ciel ouvert sont nombreux à Bordeaux, où la pression sur l'espace urbain est relativement faible. Deux types d'ouvrages ont été réalisés dans cette collectivité : des grands bassins à fonction curative gérés par la CUB et des techniques compensatoires à fonction préventive gérés par les propriétaires. Un bilan dressé par le CETE du Sud-Ouest et les services techniques de la CUB (1996) montre que les réalisations privées ne sont pas satisfaisantes, à cause de défauts de conception et de gestion, et à cause d'une mauvaise intégration paysagère. Un guide de conception a donc été publié par la CUB (1996) et chaque dossier est instruit en fonction des éléments donnés dans ce guide.

Dans les villes nouvelles, et en particulier au SAN du Val Maubuée, de grands bassins ont été construits de façon préventive, avant même l'urbanisation, et en tenant compte du coefficient d'imperméabilisation de la zone à long terme (sur la base des Plans d'Occupation des Sols). Ces bassins participent à la structuration du paysage des villes nouvelles, la plupart d'entre eux étant des bassins en eau intégrés aux espaces verts et boisés. Ils sont bien perçus par les riverains, qui apprécient les « coulées vertes » dans l'espace urbain. Ils sont parfois même victimes de leur succès : les pêcheurs souhaiteraient que l'eau des bassins soit de meilleure qualité ! Cependant, le SAN rencontre certains problèmes. Les mauvais branchements (eaux usées rejetées dans le réseau pluvial) apportent une pollution et des odeurs qui gênent les promeneurs, mais surtout, les sédiments apportés par les eaux de ruissellement s'accumulent

dans les bassins et leur élimination pose problème car ils ne peuvent plus être mis en décharge à terme.

3. Comment pérenniser les ouvrages ?

L'analyse précédente met en évidence que la pérennité des ouvrages est assurée par une bonne intégration de ces derniers dans leur contexte local. Ainsi, nous proposons dans la suite deux approches qui apportent une aide au maître d'ouvrage pour assurer l'intégration des bassins de stockage dans leur contexte urbain, environnemental, économique et social. Ces deux approches interviennent à des stades différents des études : d'une part, au commencement des études, pour la conception du projet, et d'autre part au moment où un choix doit être fait entre les différentes variables proposées.

3.1 Aide à la conception des bassins de retenue

L'analyse des problèmes rencontrés par les opérateurs de systèmes d'assainissement en ce qui concerne les bassins de retenue a permis de mettre en évidence les éléments qu'il est important de prendre en compte dès le début des études, afin d'éviter les défauts de conception et les problèmes de gestion, et d'assurer une bonne intégration des ouvrages. Ainsi une vingtaine de critères a été définie. Ils peuvent être rangés en 6 catégories.

Contraintes de sites

L'évaluation des contraintes de site concerne non seulement le réseau d'assainissement (topographie, type, nature des effluents collectés, débit admissible à l'aval...), mais également le contexte physique (hydrogéologie, occupation du sous-sol, présence d'autres réseaux...) et la disponibilité du site d'implantation (propriétaire...).

Contraintes de gestion et d'exploitation

L'évaluation de la capacité du futur gestionnaire de l'ouvrage en ce qui concerne l'entretien (personnel et matériel) doit être évaluée, et éventuellement des conventions avec des services compétents (publics ou privés) doivent être étudiées. Le devenir des sous-produits doit faire l'objet d'une étude, et une filière d'élimination doit être proposée.

Choix techniques et technologiques

Les choix techniques portent sur la définition de la capacité de l'ouvrage (liée au choix de la période de retour) et sur la gestion des apports excédentaires. Il est également important de se prononcer sur l'intérêt d'intégrer l'ouvrage dans un système de gestion en temps réel, ou au contraire d'en assurer un fonctionnement rustique. De plus, l'opportunité d'effectuer un traitement des effluents dans l'ouvrage est étudiée.

Contexte social et politique

Le type d'urbanisation et les attentes de la population en terme d'infrastructures de loisir et d'espaces publics sont des critères essentiels à une bonne insertion des ouvrages à ciel ouvert. La culture environnementale de la population aura également une influence sur l'acceptation de l'ouvrage par les riverains. Enfin, l'identification des nuisances potentielles dues à la construction, au fonctionnement et à l'entretien du bassin est indispensable pour évaluer l'impact sur le proche voisinage.

Contraintes juridiques

Plusieurs aspects juridiques doivent être examinés, tels que les modalités d'intervention sur les propriétés privées pour l'entretien, les possibilités de construction d'un ouvrage enterré public sous un bâtiment privé, ou plus classiquement les questions de responsabilité des collectivités dans le cadre des espaces publics inondables.

Contexte économique

L'influence de la réalisation sur le budget doit être évaluée, non seulement pour ce qui est de l'impact de l'investissement, mais également en ce qui concerne les frais d'exploitation.

La prise en compte de chacun de ces éléments n'est pas indispensable pour tous les ouvrages, il appartient au maître d'ouvrage de se poser la question de la pertinence de chaque critère en regard de l'environnement du projet. Cependant, en utilisant la liste proposée comme une « check-list », le maître d'ouvrage s'assure de ne pas oublier un aspect important du problème, susceptible de mettre en cause la pérennité du projet.

3.2 Aide au choix de variante

A l'issue de l'étape de conception d'un projet, le maître d'ouvrage se trouve souvent en situation de choisir entre plusieurs variantes, proposées par l'homme d'étude. Plusieurs outils méthodologiques peuvent alors être mobilisés pour l'aider à faire un choix. La plupart de ces méthodes d'aide à la décision ont été étudiées dans le cadre de notre travail de recherche (Ruscassier & Deutsch, 1998). Pour ce qui est du choix de variantes, il apparaît que les approches du type multicritère sont particulièrement bien adaptées.

Pour illustrer notre propos, nous nous appuyons sur un cas réel d'utilisation de l'analyse multicritère pour choisir le site d'implantation d'un bassin de retenue départemental au Blanc Mesnil, en Seine Saint Denis. Pour cet ouvrage, 4 sites étaient envisagés, et la DEA 93 a proposé une analyse multicritère aux élus pour comparer les variantes. Cette démarche tente de refléter les intérêts de l'ensemble des acteurs concernés par le projet :

- les services de la DEA (gestion en temps réel, travaux neufs, qualité des eaux...), futur gestionnaire de l'ouvrage.
- les élus du Conseil Général et de la Commune.
- les habitants de la Commune, notamment ceux qui subissent actuellement des inondations.

Les performances de chaque variante étant différentes suivant l'aspect envisagé, une liste de critères de comparaison a été établie. Puis l'importance relative de ces critères a été définie par l'attribution d'une pondération. Enfin, chaque variante a reçu une note sur 5 pour chaque critère, la meilleure obtenant 5, et la note des suivantes diminuant d'un point à chaque rang.

Les critères choisis sont relatifs aux performances hydrauliques, à l'environnement du projet, à la faisabilité, et aux coûts. La pondération reflète une volonté de préserver un certain équilibre entre les familles de critères, mais en donnant tout de même une légère prépondérance aux performances et à l'environnement du projet (Tableau 2). Bien entendu, l'importance relative de chaque critère n'est pas la même pour tous les projets de bassins de retenue. Il appartient à chaque maître d'ouvrage d'adapter l'analyse multicritère au contexte local. Par exemple, lorsque les projets offrent des capacités de stockage équivalentes, les aspects de flexibilité, de fiabilité et d'intégration au tissu urbain prennent une importance plus grande.

Dans le cas du bassin du Blanc-Mesnil, l'utilisation de l'analyse multicritère permet en fin de compte d'atteindre deux objectifs. En premier lieu, la DEA 93 s'est servie de l'analyse multicritère comme d'un outil synthétique de présentation des atouts et des points faibles de chaque variante. Cela lui a permis de mettre à la disposition des élus du Conseil Général les éléments sociaux, techniques et économiques issus de l'étude de chacune des variantes. En second lieu, les élus ont utilisé l'analyse multicritère comme support de présentation des quatre variantes aux habitants de la commune. Cela montre les possibilités de l'analyse multicritère pour faciliter le débat public, en explicitant chacun des aspects du projet. Ainsi, les élus possèdent de nouveaux outils leur permettant d'asseoir leurs décisions.

Critère		Poids	A	B	C	D
Réponse au besoin hydraulique	Performances	10 %	5	2	3	4
Rendement hydraulique	30 %	10 %	5	2	4	3
Fiabilité		10 %	5	3	2	4
Impact visuel	Environnement	15 %	2	4	5	3
Moindre besoin d'ouvrages complémentaires (communaux)	30 %	10 %	5	2	4	3
Impact d'exploitation		5 %	2	3	5	4
Disponibilité immédiate du site	Faisabilité	15 %	3	5	2	4
Contraintes de réalisation	20 %	5 %	3	4	2	5
Investissement (F/m ³ utile)	Coûts HT	15 %	4	5	2	3
Fonctionnement	20 %	5 %	4	5	2	3
Note			76 %	72 %	62 %	70 %

Tableau 2 : Analyse multicritère réalisée par la DEA 93 pour l'étude d'un bassin de retenue.

4. Conclusion et perspectives

L'analyse des réalisations de bassins de retenue construits ces 30 dernières années permet de mettre en évidence l'importance des études de conception des ouvrages, non seulement pour leur intégration dans le système d'assainissement, mais également pour assurer une bonne gestion des ouvrages et une intégration réussie dans le tissu urbain. C'est la raison pour laquelle nous proposons des outils d'aide à la décision pour cette étape.

Ces outils sont utilisables directement par les acteurs concernés par la construction d'un bassin de retenue et sont faciles à mettre en œuvre, ce qui doit favoriser leur appropriation. En effet, ils ne mettent pas en œuvre des méthodes complexes de calcul qui pourraient donner l'impression aux acteurs d'être dessaisis de la décision. Au contraire, ils offrent un support pour la négociation entre les partenaires du projet, adaptable à chaque cas particulier, et qui permet d'explicitier les intérêts de tous les acteurs concernés par l'ouvrage.

En ce sens, ces outils constituent une contribution à la rationalisation de l'ensemble du processus d'élaboration des systèmes d'assainissement. En effet, la conception et le choix de projet est une des étapes clés d'un processus plus large, qui consiste à élaborer et mettre en

œuvre des programmes pluriannuels d'assainissement (au sens du décret du 3 juin 1994). L'étude de ce processus de décision et la proposition d'une méthodologie d'aide à son déroulement font actuellement l'objet d'une thèse (Ruscassier-Chadirat, 2000). Ce travail, basé sur des études de cas, s'attache également à évaluer la méthodologie proposée sur des cas réels, avec les acteurs impliqués dans le processus de décision.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier la Direction de l'Eau et de l'Assainissement du Conseil Général de Seine Saint Denis, pour l'ensemble des informations mises à disposition, et la société Lyonnaise des Eaux, qui finance le programme de recherche en cours.

Bibliographie

- Azzout Y., Barraud S., Cres J.-N., Alfakih E. (1994). *Techniques alternatives en assainissement pluvial. Choix, conception, réalisation et entretien*. Lavoisier Tec et Doc, Paris, 372p.
- Butel P. (1998). *Critères de choix pour l'implantation et la conception de bassins de retenue*. Mémoire de fin d'études du DEA-STE, juin 1998.
- Conseil Général de la Seine Saint Denis (1994). *Les bassins de retenue de 10 à 10 000 m³ en Seine Saint Denis*. Catalogue.
- CUB (1996). *Les solutions compensatoires d'assainissement pluvial sur la Communauté Urbaine de Bordeaux*. Guide de réalisation. Juin 1996, 91p.
- Décret n°94-469 (1994). Décret du 3 juin 1994 relatif à la collecte et au traitement des eaux usées mentionnées aux articles L. 372-1-1 et L. 372-3 du Code des communes. Journal Officiel de la République Française, 08/06/1994..
- Dupuy G., Knaebel G. (1982). *Assainir la ville hier et aujourd'hui*. Dunod, Collection les pratiques de l'espace, 92 p.
- Eurydice 92 (1997). *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement*. Ouvrage collectif coordonné par B. Chocat, Lavoisier Tec et Doc, Paris, 1124p.
- Ministère de la culture et de l'environnement, Ministère de l'équipement et de l'aménagement du territoire, Ministère de l'agriculture, Ministère de la santé et de la sécurité sociale (1977). *Instruction Technique relative aux réseaux d'assainissement des agglomérations*. IT 77/284 INT, Imprimerie Nationale, Paris, 62 p. + annexes.
- Ruscassier G., Deutsch J.-C. (1998). Rationalisation du processus de décision dans l'élaboration des systèmes d'assainissement. *Proceedings of 1st international conference on new information technologies in decision making in civil engineering*, October 11-13, Montréal, Canada, Vol. 2, pp. 1107-1118.
- Ruscassier-Chadirat G. *Élaboration des systèmes d'assainissement. Le processus de décision*. Thèse en cours au Cereve, ENPC, spécialité sciences et techniques de l'environnement.

**DYNAMIQUE DES POLLUANTS
EN MILIEU PÉRI-URBAIN.**

POLLUTION EN MILIEU PERIURBAIN: LE PROJET ESQUIF

Daniel MARTIN (CNRS/LSCE)

1. Introduction

Le grand public est maintenant sensibilisé aux problèmes environnementaux à l'échelle des villes ou des régions et qui ont émergé ces dernières années. Citons par exemple « les pluies acides » des années 80, le plomb des essences, l'accident de Tchernobyl et plus récemment les pointes de concentration d'ozone qui ont conduit les pouvoirs publics à prendre des décisions spectaculaires comme la limitation du trafic urbain. C'est dans ce contexte que la récente Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Energie (LAURE) de décembre 1996 a conduit les pouvoirs publics à renforcer le développement des réseaux de surveillance de la pollution atmosphérique en milieu urbain ainsi que les outils nécessaires à la prévision des épisodes de pollution. Pour leur effet sur la santé, les polluants actuellement ainsi « surveillés » sont l'ozone (O3), le dioxyde d'azote (NO2), le dioxyde de soufre (SO2), et les particules solides (PS) ou aérosols. Le tableau 1 résume les relations entre seuils d'alerte actuellement en vigueur pour lesquelles une information au public est obligatoire.

Niveau d'alerte	Seuil	NO2	O3	SO2
1	Les services administratifs et techniques sont alertés	200	130	200
2	La population est informée	300	180	350
3	ALERTE	400	360	600

Tableau 1 : Seuils d'alerte en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (voir l'annexe 1 pour la conversion en ppbv)

Les activités anthropiques sont associées à l'émission de particules et de gaz traces dans la couche limite atmosphérique (0-2 km). Le SO2 est principalement émis par les centrales électriques et le chauffage au charbon, NO2 par le trafic routier. Ce sont des polluants primaires. L'ozone n'est pas émis directement mais est produit dans l'atmosphère à la suite de réactions chimiques et sous l'influence du rayonnement solaire. C'est un polluant dit secondaire dont les précurseurs sont les oxydes d'azote (NO et NO2) et les composés organiques volatiles (VOC pour la dénomination anglo-saxonne de Volatile Organic Compounds). De plus, ces différents gaz conduisent respectivement à la formation d'aérosols secondaires de sulfates, de nitrates et carbonés.

Par ailleurs, il est maintenant établi que la concentration d'ozone a augmenté d'un facteur 5 depuis 150 ans environ (CRAS, 1993). Les premières mesures connues ont été réalisées à la fin du siècle dernier au Parc Montsouris à Paris, au Pic du Midi et à Montecalieri en Italie pour l'hémisphère nord et en Uruguay et en Argentine pour l'hémisphère sud. L'ensemble de ces observations montre un niveau moyen d'ozone de l'ordre de 10 ppbv. Aujourd'hui, le rapport de mélange moyen d'O3 dans l'hémisphère nord est de 40 à 50 ppbv environ. Nous distinguerons trois régions de l'atmosphère pour lesquelles l'ozone joue un rôle fondamentale. La couche limite pouvant atteindre 2 km d'altitude, la troposphère libre jusqu'à 10 km d'altitude environ et la stratosphère au-dessus. Les mécanismes photochimiques de production

d'ozone sont complexes et mettent en jeu différents mécanismes physiques, chimiques, radiatifs. Parce que les vitesses de réactions chimiques dépendent des concentrations, le couplage entre ces différents processus est capital et est, in fine, la réelle difficulté à résoudre en fonction des différentes échelles de temps et d'espace que l'on aura à considérer. Par exemple, on peut dire schématiquement que les risques de niveau 2 dus à l'ozone augmentent dans le milieu urbain et péri-urbain quand il fait chaud, que le vent est faible, que l'atmosphère est stable et qu'il y a un fort ensoleillement. Pour comprendre la succession de réactions chimiques qui sont dépendantes du milieu considéré, nous allons d'abord décrire les processus en milieu propre (par exemple au dessus de la mer) qui sont à priori plus simples.

1.1. Formation d'ozone

En milieu « propre »

Dans la troposphère libre et dans la couche limite, la seule façon de produire de l'ozone est de photodissocier le NO₂ pour produire un atome d'oxygène qui va réagir avec l'oxygène de l'air et produire une molécule d'O₃. C'est la séquence de réactions R1 et R2 :

- **R1** $\text{NO}_2 + h\nu \rightarrow \text{O}({}^3\text{P}) + \text{NO} \quad \lambda < 420 \text{ nm}$
- **R2** $\text{O}({}^3\text{P}) + \text{O}_2 \rightarrow \text{O}_3$

Parallèlement d'autres réactions mettant en jeu l'ozone et le monoxyde de carbone (CO) vont avoir lieu.

- **R3** $\text{O}_3 + h\nu \rightarrow \text{O}({}^1\text{D}) + \text{O}_2 \quad \lambda < 310 \text{ nm}$
- **R4** $\text{O}({}^1\text{D}) + \text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{OH}$
- **R5** $\text{CO} + \text{OH} \rightarrow \text{H} + \text{CO}_2$
- **R5b** $\text{H} + \text{O}_2 + \text{M} \rightarrow \text{HO}_2 + \text{M}$

Selon le milieu considéré, le CO jouera le rôle de précurseur d'O₃ ou de destruction d'O₃. Il y a compétition entre

- **R6** $\text{HO}_2 + \text{O}_3 \rightarrow \text{OH} + 2\text{O}_2$

et

- **R7** $\text{HO}_2 + \text{NO} \rightarrow \text{OH} + \text{NO}_2$

En atmosphère marine, les niveaux de NO seront faibles et c'est la réaction R6 qui sera prédominante et l'ozone sera détruit. Le bilan net sera via R5+R5b + R6:

- **Bilan net** $\text{CO} + \text{O}_3 \rightarrow \text{O}_2 + \text{CO}_2$

En milieu rural, c'est la réaction R7 qui prédomine et qui conduit à la formation d'ozone via R1+ R5 +R5b +R7.

- **Bilan net** $\text{CO} + 2\text{O}_2 + h\nu \rightarrow \text{O}_3 + \text{CO}_2$

Comme le rapport des constantes de vitesse des réactions R6 et R7 est de l'ordre de 4000, on voit que le seuil d'aiguillage est atteint quand $[\text{O}_3]/[\text{NO}] \approx 4000$. Autrement dit, si O₃ ≈ 10-30 ppbv en milieu marin, alors la concentration de NO ≈ 2.5-7.5 pptv (10⁻¹²) est la valeur critique entre destruction et production d'O₃.

Formation d'ozone en milieu péri-urbain

En milieu urbain où les concentrations sont très différentes (voir tableau 2), la chaîne de réactions chimiques sera beaucoup plus complexe et fera intervenir les VOC.

Régions	Ozone (ppb)	NOx (ppb)	Equivalent Propylène (ppbC)
Marine	20-40	$1-5 \cdot 10^{-2}$	1-2
Forêt tropicale	20-40	$10^{-2}-10^{-1}$	10-100
Rurale	50-120	$5 \cdot 10^{-1}-5$	30-100
Urbaine et suburbaine	100-400	$50-5 \cdot 10^2$	50-200

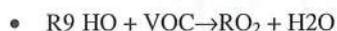
Tableau 2: Concentrations caractéristiques de quelques régions types

Un autre aiguillage va intervenir entre

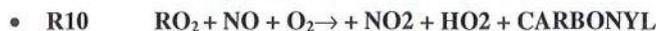
d'une part



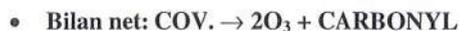
et d'autre part



qui va conduire à la formation de NO₂

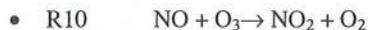


et via R1 conduit au bilan net à



Selon la valeur du rapport $[\text{VOC}]/[\text{NO}_x] \approx 5.5$, il y aura production ou destruction d'ozone. Cela signifie que selon l'endroit considéré, les mesures à prendre en matière de régulation de trafic routier, par exemple, ne seront pas les mêmes. Cela met en évidence le rôle crucial du rapport VOC/NO_x. On peut alors définir des « régimes chimiques », c'est à dire « limités en NO_x » ou « limités en VOC ». Selon le couple NO_x, COV. Une diminution des NO_x peut conduire à une production d'ozone, ce qui est l'inverse de l'effet recherché! (Seinfeld & Pandis, 1998).

La figure 1 montre l'évolution diurne de O₃ et de NO₂ pendant ESQUIF 98 observée rue d'Ulm à Paris. On observe l'anticorrélation entre O₃ et NO₂. La jour les réactions R1 et R2 ont lieu. La nuit, NO₂ n'est plus photodissocié et de plus O₃ est consommé par titration via la réaction R10.



2. Le projet ESQUIF

Le projet ESQUIF est un projet de recherche sur 3 ans (1998-2000) proposé par l'Institut Pierre Simon Laplace (IPSL) et le Laboratoire Interuniversitaire des Systèmes Atmosphériques (LISA) en partenariat avec Météo France et Le Laboratoire d'Aérodynamique

(LA). Le projet ESQUIF implique des collaborations avec plusieurs laboratoires de recherche et organismes travaillant dans des domaines similaires ou connexes :

- AIRPARIF,
- Laboratoire de modélisation statistique et stochastique d'Orsay,
- Université de Jülich,
- Université de Cologne,
- Université de Californie (UCLA, Département des sciences atmosphériques).

Il est soutenu par le MATE, l'ADEME, le CNRS/PNCA, le CEA/DSM, ELF et la région ILE de FRANCE

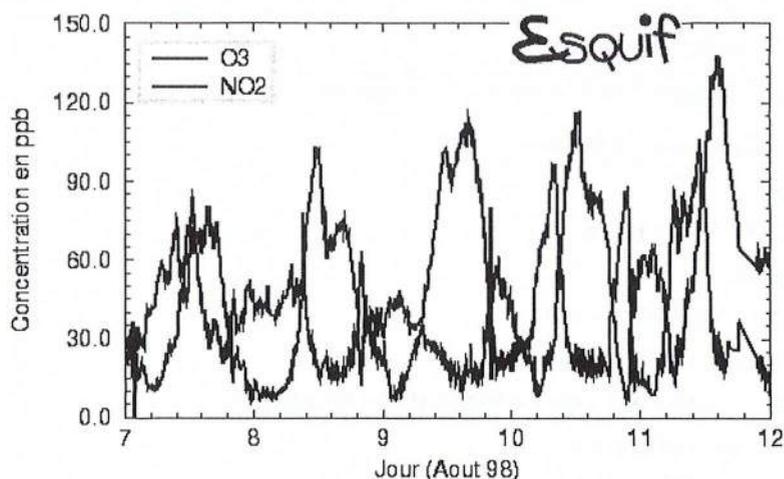


Figure 1 : Evolution de la concentration d'ozone et de NO₂ pendant la POI 2 d'ESQUIF 98. (Courtesy R.Vautard)

2.1. Objectifs

Ses objectifs principaux sont :

1. Comprendre les processus qui contrôlent la production d'O₃ en Ile de France
2. Développer et mettre en oeuvre une hiérarchie de modèles numériques
3. Constituer une banque de données 3D

Dans sa mise en oeuvre, le projet ESQUIF s'articule en 4 sous projets qui concernent :

- l'étude du rôle des processus dynamiques et physico-chimiques dans la qualité de l'air urbaine,
- l'étude du rôle des émissions dans la qualité de l'air urbaine et la détermination des sources par modélisation inverse,
- l'étude de l'interaction entre l'agglomération et l'échelle continentale,
- la prévision des pics de pollution en région parisienne.

2.2. Méthodologie

La méthodologie se fonde à la fois sur un dispositif expérimental et sur des modèles de simulation numérique. Les deux aspects sont complémentaires et interactifs, les observations permettant de mieux contraindre les modèles et les modèles permettant de mieux interpréter les observations.

Le *dispositif expérimental* a pour objet de compléter les observations effectuées en routine, tant sur les concentrations de polluants par le réseau AIRPARIF que sur les paramètres météorologiques par METEO-FRANCE. Ce dispositif vise en particulier à mieux documenter la variabilité spatiale et temporelle des paramètres conduisant aux épisodes de pollution, et à ajouter des mesures de paramètres de la couche limite urbaine encore mal connus, tels que :

- la distribution des aérosols dont l'importance est à la fois directe du fait de leur caractère potentiellement toxique, et indirecte par leur effet sur le rayonnement et donc la pollution photo-oxydante,
- la distribution spatio-temporelle des vents et de la turbulence sur l'agglomération, qui favorisent (ou non) la dispersion des polluants. Cette distribution diffère de celle observée à l'extérieur de l'agglomération, car le forçage météorologique au sol y est fondamentalement différent.

Ce dispositif expérimental comporte des mesures effectuées en permanence et des mesures intensives lors d'alertes à la pollution. Il inclut ainsi :

des **mesures aéroportées** :

- vols en cas d'alerte, pour mieux documenter la structure tridimensionnelle des champs de polluants,
- vols de routine (tous les 10-15 jours) pour mesurer des concentrations rurales de fond,
- vols d'étude de la production photochimique d'ozone,

des **mesures fixes au sol**, disposées sur 3 sites : un site urbain (Ecole Normale Supérieure et/ou Jussieu) et deux sites péri-urbains : Créteil (UP12) et Palaiseau/Saclay (site instrumental de l'IPSL à l'Ecole Polytechnique/CEA Saclay). Elles incluent :

- des mesures de la dynamique atmosphérique par lidar,
- des mesures de polluants, notamment d'hydrocarbures, par spectrométrie DOAS,
- des mesures de rayonnement et de taux de photolyse,
- des mesures du contenu en aérosols.

des **mesures mobiles au sol** à partir de stations mobiles (MILEAGE) ou de voitures, pour mieux cartographier les distributions de polluants.

Les *modèles de simulation numérique* développés doivent répondre aux principales questions scientifiques aujourd'hui posées sur :

- le rôle des émissions de polluants dans la formation d'épisodes de pollution,
- le rôle des conditions météorologiques,
- le rôle de l'advection de masses d'air continentales potentiellement chargées en polluants arrivant sur l'agglomération

- le rôle des émissions de polluants à l'échelle régionale et/ou continentale.
- la prévisibilité des épisodes de pollution, à un ou plusieurs jours d'échéance.

L'utilisation des modèles au cours du projet ESQUIF sera fondée sur trois approches complémentaires :

- une modélisation détaillée tridimensionnelle, par l'utilisation des modèles AZUR et MESO-NH (étude des épisodes ponctuels) et, à plus grande échelle du modèle de chimie-transport LMD-Z,
- une modélisation simplifiée, permettant d'effectuer des simulations sur des saisons entières, et donc d'examiner le rôle des différents processus de façon statistique, aux échelles urbaines et continentales (modèle CHIMERE).
- une modélisation prédictive (modèle CHIMERE, réseau de neurones).

Le projet s'appuie sur une hiérarchie de modèles permettant de résoudre les différentes échelles, de l'échelle locale à l'échelle continentale. En particulier, la version chimique du modèle LMD-Z sera utilisée pour définir les conditions aux limites de l'agglomération et étudier le transport à grande distance. De plus, les modèles seront utilisés pour effectuer de nombreux tests de sensibilité, afin de préciser l'importance relative des différentes variables et processus (émissions, transformations chimiques, dynamique, rayonnement).

3. Résultats préliminaires de la campagne ESQUIF98

La campagne ESQUIF 98 a eu lieu du 15 juin au 15 août 1998. Deux épisodes de pollution ont été documentés lors de deux périodes d'observation intensives (POI) : le 25-26 juillet et du 7 au 9 août 1998. Ne sont présentés ci-après que quelques résultats préliminaires de la POI2.

3.1. Structure thermique verticale

Les échanges verticaux entre la couche limite et la troposphère libre sont l'un des paramètres qu'il est nécessaire de contrôler lors d'épisodes de pollution. La figure 2 représente l'évolution temporelle des profils verticaux de la température potentielle pendant la POI2 obtenue à partir des radio sondages effectués par Météo France, toutes les 3 heures à Trappes au S-W de Paris. Elle montre l'évolution de la couche limite et celle de la couche résiduelle. La hauteur de la couche limite est maximum l'après-midi vers 16h et minimum la nuit. On observe également sur cette figure l'existence d'une deuxième couche qui apparaît la nuit. C'est la couche « résiduelle » ; c'est là que sont stockés les polluants émis la veille. Cette couche agit comme un réservoir de NO_x, VOC, ou O₃.

Etre capable de modéliser et donc de prévoir l'évolution des hauteurs de couche limite et de couche résiduelle sont un des défis des projets actuels d'étude de la pollution urbaine.

3.2. Structure chimique verticale

Les profils de concentration d'O₃ réalisés pendant la campagne montrent une structure aussi complexe. La figure 3 illustre cette complexité. Les profils réalisés à la verticale des quatre points cardinaux à 50 km environ autour de Paris (Beauvais au N, Dreux à l'W, Pithiviers au S

et La Ferté Gauché à l'E) sont très différents les uns des autres. Celui réalisé à l'est de Paris est particulièrement complexe. Il apparaît plusieurs couches d'ozone qui ne sont pas expliquées. Sont elles dues à des différences d'advection de couches plus ou moins riches en ozone ? De telles structures sont aujourd'hui impossible à modéliser. Nous savons que l'air que nous respirons dépend, entre autre, de ce qui a pu être émis la veille et qui se retrouve dans la couche résiduelle et qui peut provenir d'ailleurs.

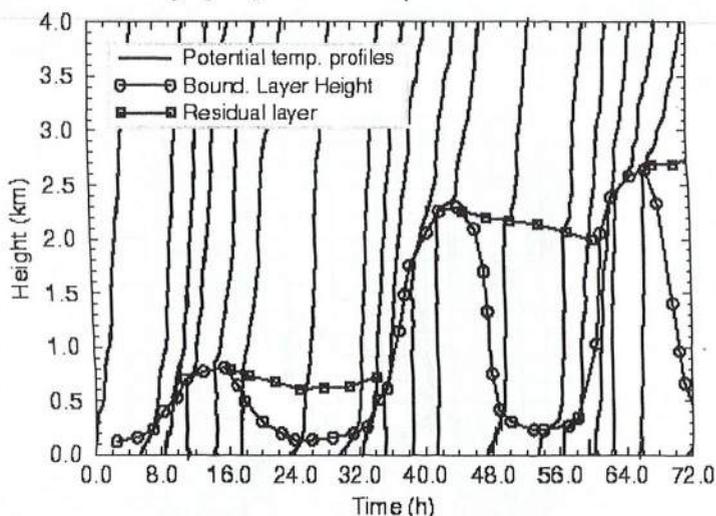


Figure 2 : Evolution temporelle des profils de température potentielle mettant en évidence l'évolution diurne de la couche limite et de la couche résiduelle du 7 au 9 août 1998. (Courtesy L. Menut, 1998)

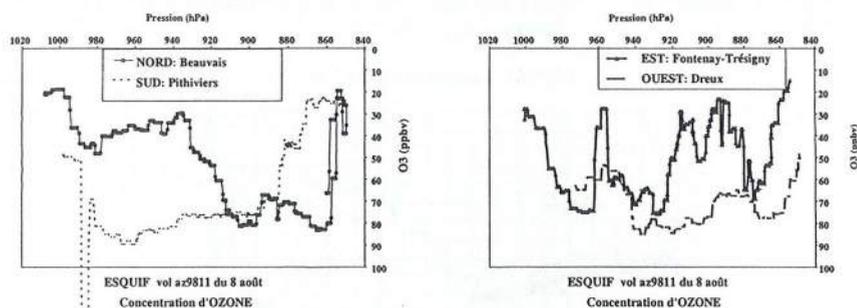


Figure 3 : Profils d'ozone mesurés par avion autour de Paris le 8 août 1998. (Courtesy M.André et D. Martin, 1998)

3.3. Pollution locale et pollution continentale

Une des questions les plus importantes posées dans le projet ESQUIF est l'estimation de la part respective entre la production locale d'ozone et celle qui est importée depuis les régions voisines. L'analyse des mesures aéroportées réalisées pendant la POI 2 apporte des éléments de réponse qualitatifs et que nous espérons pouvoir quantifier dans les mois qui viennent. Elle montre en particulier que les deux contributions peuvent être présentes simultanément.

La figure 4 représente la trajectoire du vol Merlin effectué le 7 août entre 13 et 15h. Elle montre des concentrations d'O3 au NE de Paris de l'ordre de 60 à 75 ppbv et au SW de Paris, sous le vent, des concentrations très élevées de l'ordre de 90 à 110 ppbv. De plus, on observe au sud de Paris une augmentation d'O3 légèrement inférieure à 10 ppbv/h alors que au nord, la concentration d'O3 évolue faiblement. La trajectographie des masses d'air (figure 5) indique que l'origine des masses d'air est ouest et que les masses d'air ont survolé les jours précédents des régions à priori peu émettrices de précurseurs. Il est donc fortement probable que les pics d'ozone observés au sud de Paris proviennent directement de la région parisienne ce jour là.

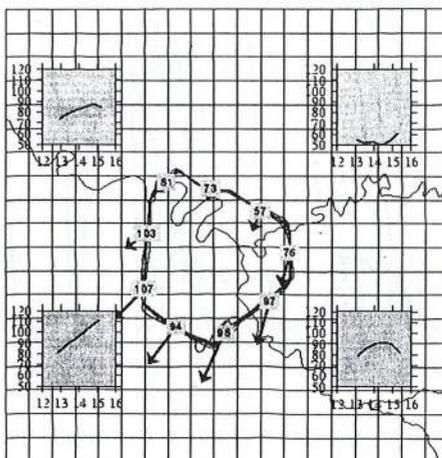


Figure 4 : Concentration d'ozone mesurée au 5^{ème} tour du vol Merlin le 7 août, l'après midi à 450m environ autour de Paris. Les flèches représentent le vecteur vent. L'évolution de l'ozone à chaque passage est donnée dans les carrés en fonction de l'heure TU.

ARPEGE Backplume 98/08/07/12h

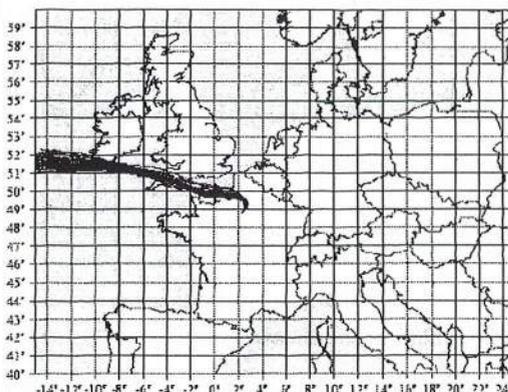


Figure 5 : Trajectographie des masses d'air arrivant à Paris le 7 août 1998. Les « rétropanaches » sont calculés à partir des analyses météorologiques du modèle ARPEGE de Météo-France. Ils représentent 50 trajectoires en arrière, avec tirage aléatoire de l'altitude durant la période convective, entre 0 et 1500m

La situation évolue pendant les deux jours suivants. Les mesures d'O₃ effectuées par le Merlin le 9 août montrent toujours des maximum d'O₃ au sud de la région parisienne (figure 6) mais cette fois ci les rétrotrajectoires indiquent une origine des masses d'air en provenance de l'ouest de l'Allemagne, le Bénélux et l'Angleterre (Figure 6) et qui sont des régions productrices de précurseurs. L'ozone observé en région parisienne aurait alors une origine continentale et pas seulement locale.

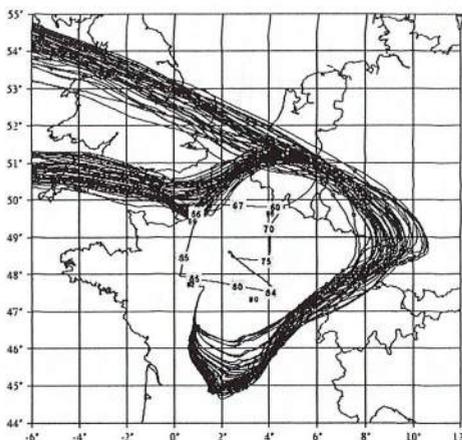


Figure 6 : Concentration d'ozone mesurée par le Merlin de Météo-France le 9 août 1998 et rétrotrajectoires associées (voir légende de la figure 5).
 Courtesy R. Vautard, M. André et D. Martin, 1998.

3.4. Prévisibilité

Le projet ESQUIF prévoit la mise en œuvre de différents modèles de niveaux de sophistication très différents. Nous examinerons seulement la qualité des prévisions réalisées avec le modèle CHIMERE développé au CNRS/LMD par R. Vautard.

Le modèle est simple car il ne comporte de 10 boîtes représentant les 5 départements administratifs de la région Ile de France, et permettant de décrire la couche de surface et la couche résiduelle. Il est basé sur les émissions annuelles fournies par les organismes CITEPA et GENEMIS, un modèle photochimique et est forcé par les prévisions météorologiques du Centre Européen .

Les résultats de ce modèle confronté aux observations de l'expérience ESQUIF sont donnés dans la figure 7. Elle montre une assez bonne qualité de la prévision de l'évolution de l'ozone en région parisienne. Les points sensibles portent sur l'initialisation du modèle et sur la qualité des prévisions météorologiques. Quelles valeurs de concentrations faut-il prendre à l'instant $t=0$ et aux limites du modèle ? Il est évident par ailleurs que si le vent, la couverture nuageuse ou la température sont mal prévus, la prévision de la concentration d'O₃ sera faussée.

Paris Area – Simulated IOP2

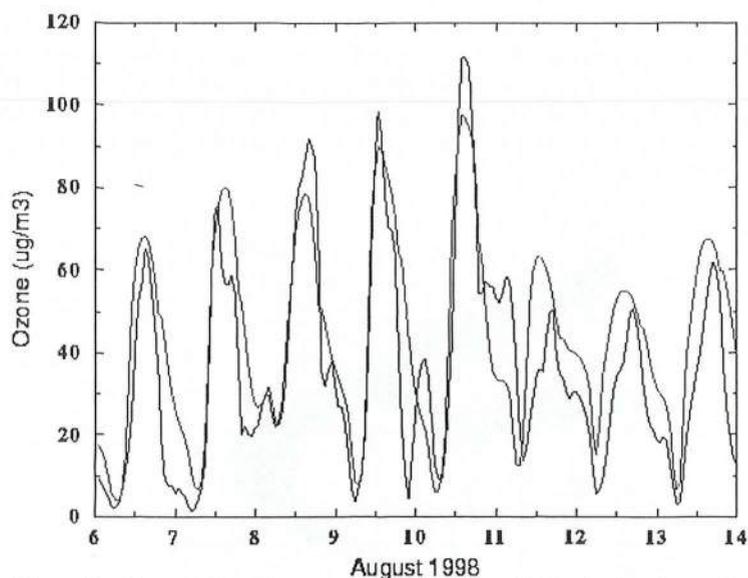


Figure 7 : Comparaison des mesures d'ozone au sol à Paris du réseau AIRPARIF et des prévisions effectuées par le modèle CHIMERE du - au 14 août 1998. (Courtesy R. Vautard, M. Beckmann et E. Gilibert, 1998)

4. Les aérosols

A côté des effets nocifs sur la santé humaine, les aérosols ont un rôle essentiel mais mal connu sur la chimie atmosphérique. En effet, l'aérosol urbain sous ses formes physiques, chimiques, optiques et les relations entre chacun de ces termes ne sont pas suffisamment connues pour pouvoir évaluer leur rôle radiatif et chimique dans les situations de moyenne ou forte pollution. A proximité des grandes agglomérations où la circulation automobile est intense, l'aérosol est principalement formé de particules submicroniques contenant principalement des sulfates, du carbone organique et du carbone suie.

Les sulfates et le carbone organique particulaire possèdent des capacités essentiellement diffusantes de la lumière solaire (effet d'albédo), alors que le carbone-suie est la seule composante du système ayant des propriétés absorbantes marquées (effet de corps noir). L'abondance du carbone suie dans les mélanges d'aérosols est très variable (5-30 %) et dépend principalement du type de combustion. A ce titre, il est certain que la détermination de cette proportion est essentielle, car c'est d'elle que dépendra le comportement radiatif du mélange d'aérosols. Il a été montré récemment qu'en milieu urbain et suburbain le rôle des aérosols troposphériques sur les taux de photolyse des espèces-clés (NO_2 , HCHO , O_3 , ...) était très important. En effet, des simulations de transfert radiatif en atmosphère diffusante et absorbante ont conduit à des différences sur la vitesse de formation de l'ozone qui peuvent atteindre 50 %, en fonction de la présence d'aérosols. Ces résultats ont été obtenus sur des cas

idéalisés et n'ont pu être jusqu'à présent validés faute de données expérimentales pertinentes. Compte tenu de l'importance potentielle de ce facteur sur la qualité des simulations issues des modèles chimie-transport, il apparaît absolument indispensable de documenter, représenter et valider cette interaction.

Le projet ESQUIF cherche donc à satisfaire aux principaux objectifs scientifiques associés à l'étude des processus radiatifs des aérosols et qui sont:

- La validation des taux de photolyse utilisés dans les modèles photochimiques ;
- L'étude du rôle des aérosols de différents types (sulfates, aérosols organiques, suie, poussières minérales, sur les calculs radiatifs effectués par les modèles, en particulier sur la modélisation des taux de photolyse.
- La constitution d'une base de données à partir des caractéristiques des aérosols (composition chimique, indice de réfraction, structure verticale, ...), de leurs propriétés radiatives (flux actinique, taux d'échauffement, ...) et des conditions météorologiques.

La campagne de l'été 98 était une campagne préparatoire par rapport aux objectifs, l'été 99 devrait permettre la réalisation d'un ensemble de mesures cohérent et qui devrait permettre de répondre à la plupart de ces objectifs. Nous illustrerons les propos ci-dessus en ne présentant que trois résultats significatifs

Le carbone suie comme traceur de la source « transport routier »

La figure 8 représente l'évolution temporelle des concentrations en carbone suie pendant la POI de l'été 1998 observée au sol à Gif sur Yvette (91). On peut distinguer les départs en vacances du 1 et 2 août ainsi que l'augmentation du trafic routier les veilles de week end. La mesure de l'aérosol carboné constitue donc un bon moyen de marquer les émissions du trafic routier et par là de quantifier cette source.

Corrélation aérosols/O3

La figure 9 montre la forte corrélation ($R^2 \approx 0.70$) entre l'ozone et le nombre d'aérosols observée lors du vol Merlin du 9 août à 7h du matin. On observe que cette corrélation est différente pour la portion de vol effectué entre Charleville et Dieppe de celle effectuée entre Le Mans et Saumur en Aixois. Ces corrélations montrent que les aérosols et l'ozone ont la même origine et que celle-ci est différente pour les portions au nord de Paris de celles au sud. Les pentes traduisent indirectement un taux de dilution. Si les aérosols et l'ozone ont la même origine, les aérosols « vieillissent » plus vite. Cela signifie que l'ozone continue à se former alors que les aérosols ne sont plus produits. Dans ce cas, il constitue un traceur et si leur source est mesurée, alors on pourrait évaluer la quantité d'ozone produite par la même région source.

Constante de photolyse

La figure 10 montre les variations importantes des taux de photolyse de NO₂ mesurés rue d'Ulm à Paris pendant la POI 2. On observe que l'atténuation la plus importante est observée le 11 août (30%) et qu'il correspond au maximum d'ozone observé et qu'il s'agit d'un jour où des nuages stratiformes élevés sont présents. Cet exemple paradoxal illustre notre méconnaissance des processus qui lient le rayonnement, la chimie, et la dynamique atmosphérique.

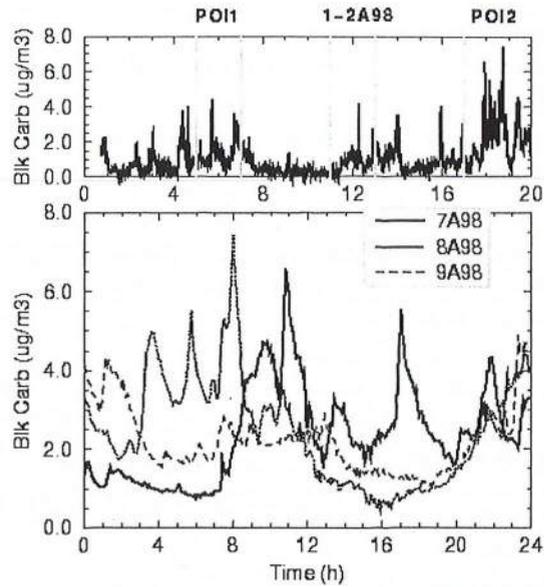


Figure 8 : Evolution temporelle des aérosols carbonés pendant la POI 2.
(Courtesy H. Cachier et P. Chazette, 1998)

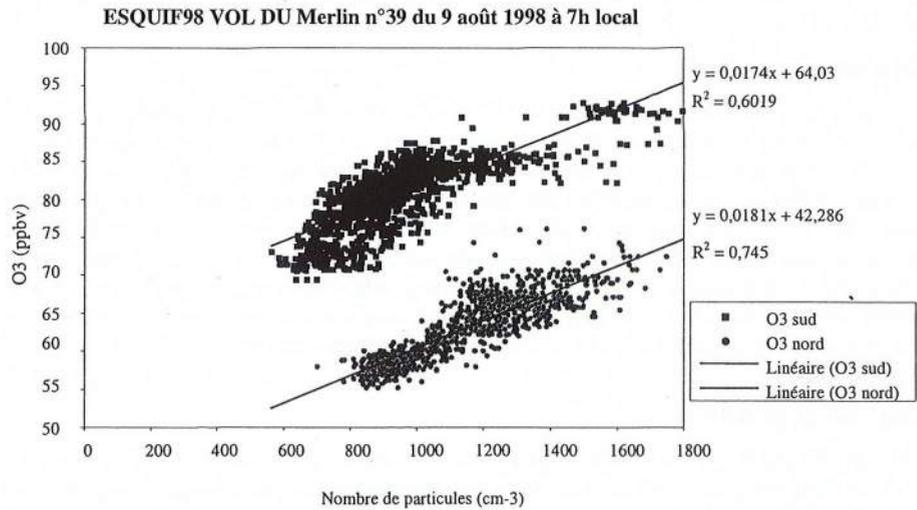


Figure 9 : Corrélation de l'ozone et des aérosols observée lors du vol Merlin le 9 août 1998 (voir la légende de la figure 7). Les deux droites sont calculées pour les portions de vol effectuées au N et au S de la région parisienne. (Courtesy D. Martin, P. Chazette et M. André, 1998)

J(NO₂) at ENS during the ESQUIF POI2

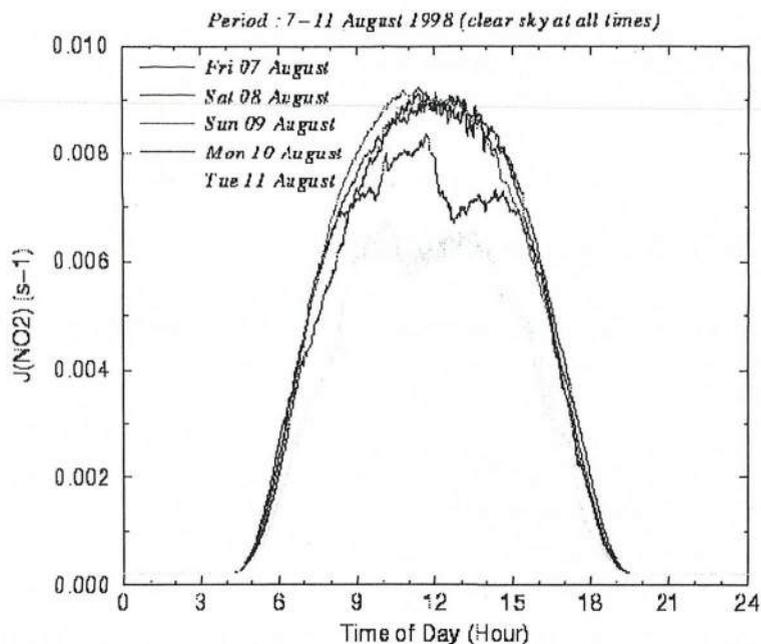


Figure 10 : Evolution temporelle des constantes de photolyse de NO₂ (voir texte, réaction R1). (Courtesy R. Vautard, 1998)

5. Conclusion

Le projet ESQUIF prévoit l'étude des sources, des VOC, des NO_x, et des aérosols grâce à :

- l'utilisation des traceurs comme CO, CO₂ et isotopes, ou le carbone suie d'une part et grâce au développement de
- modèles inverses. Parmi les ETUDES DE PROCESSUS, la formation de NO₂ la nuit ou pendant l'hiver, ainsi que le rôle des diènes seront abordés pendant la prochaine campagne d'hiver programmée en 2000. Le rôle des AEROSOLS notamment sur les constantes de photolyse et leurs interactions avec chimie (O₃, NO_x, NMHC) restent à approfondir.

Bibliographie

CRAS Compte Rendu à l'Académie des Sciences, *Ozone et propriétés oxydantes de la troposphère*, rapport n°30, Ed. Lavoisier Paris, octobre 1993.

Seinfeld J., S. Pandis, *Atmospheric Chemistry and Physics*, ed. J. Wiley et Sons, New York, 1998)

ANNEXE 1 : Conversion ppbv/ $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Rapport de mélange d'un composé i en ppbv = $\frac{8.314T}{PM_i} 10^{-3}$ * Concentration du composé i en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

où

- T est la température de l'air en °K,
- P est la pression atmosphérique en Pa et
- M_i est la masse molaire du composé i en g.

ex : à T=298°K et P= 1.013 10^5 Pa (1 atm), les facteurs de conversion pour O3, NO2 et SO2 sont respectivement en ppbv

	O3	NO2	SO2
1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ =	0.51	0.38	0.53

UTILISATION ET TRANSFERT DE PRODUITS PHYTOSANITAIRES DANS LES BASSINS VERSANTS SEMI-URBANISES

H. Guivarc'h, F. Farrugia et J.M. Mouchel, CEREVE (ENPC-ENGREF-UPVM),
6 et 8 av. Blaise Pascal Cité Descartes, 77455 Marne la Vallée cedex 2.
Tél : 01.64.15.37.55. Fax : 01.64.15.37.64. email : guivarch@cereve.enpc.fr
J. Doré et F. Bailly, Direction des Services de l'Eau et de l'Assainissement,
Service Qualité des Eaux – Pollution E.A. 08, Parc d'activité des Petits Carreaux,
2 av. des violettes, 94385 Bonneuil sur Marne Cedex
Tél : 01.49.56.88.34. Fax : 01.49.56.88.30

Résumé

Un suivi des utilisations d'herbicides dans 2 bassins versants semi-urbains est effectué, accompagné d'une campagne de prélèvements en rivière en 6 points. Les usages urbains en herbicides excèdent les traitements agricoles dans ces bassins versants et les coefficients de transfert des produits utilisés en ville sont supérieurs. La matière active la plus couramment utilisée en milieu urbain (diuron) est de loin le contaminant le plus important dans les 2 rivières. Les usages des particuliers représentent 60 % de l'ensemble des usages urbains. La concentration mesurée maximale en diuron atteint 20 $\mu\text{g.l}^{-1}$, alors que la moyenne est de 5 $\mu\text{g.l}^{-1}$. Il est clair que les utilisations d'herbicides en région semi-urbaine peuvent fortement menacer la production en eau potable, les normes CEE n'étant que de 0.1 $\mu\text{g.l}^{-1}$.

1. Introduction

Les produits phytosanitaires sont essentiellement utilisés dans l'agriculture. Leur transport à partir des parcelles agricoles vers les rivières a été évalué (Lafrance et al., 1997, Gruessner et Watzin, 1995, Squillace and Thurman, 1992) et le niveau de contamination des cours d'eau au cours d'une année a été décrit dans de nombreuses études (Kolpin et al., 1996, Tisseau et al., 1998). Seuls quelques suivis montrent la contamination de cours d'eau en zone urbaine (Kimbrough et Litke, 1996). La faible utilisation non agricole souvent négligée jusqu'à présent peut provoquer des impacts locaux importants du fait de l'imperméabilisation des sols en zone urbaine et de la sous-estimation par certains applicateurs des dangers liés à ces substances. Parmi ces usages, l'utilisation de ces produits par les particuliers est peu connue alors que des concentrations élevées de ces mêmes produits ont pu être détectées dans des effluents de station d'épuration (Nitschke et Schussler, 1998).

En région parisienne où se mêlent grandes cultures céréalières, zones péri-urbaines et zones urbaines denses, des pressions polluantes par des produits phytosanitaires de natures différentes s'exercent sur les cours d'eau.

Afin d'évaluer l'influence respective des différentes composantes de l'usage du sol, l'étude entreprise comporte donc une enquête sur l'ensemble des usages de produits phytosanitaires dans les bassins versants de deux rivières : le Morbras et le Réveillon. L'évaluation de la contamination de ces cours d'eau par des substances fréquemment utilisées, permettra d'estimer le coefficient de transfert des produits phytosanitaires en fonction des matières actives et des quantités utilisées. Cette étude nous montre que les régions urbanisées peuvent représenter un risque réel de pollution par les herbicides pour la production en eau potable.

2. Matériels et méthodes

2.1 Le choix des sites

Cette étude a été menée sur deux bassins versants de deux rivières de la région parisienne (France) : le Morbras et le Réveillon. La première est un affluent de la Marne alors que la seconde est un affluent de l'Yerres puis de la Seine. Leur superficie (respectivement 55 km² et 99 km²) est intéressante car elle permet de mener une enquête exhaustive assez tôt en rassemblant la plupart des usages urbains. De plus, l'orientation de ces bassins versants est caractérisée par un gradient d'urbanisation d'amont en aval (Figure 1). Ainsi, sur chaque cours d'eau, nous avons délimité 3 sous bassins : un bassin amont à dominante agricole, un bassin intermédiaire comprenant des villes de taille moyenne et un bassin aval très urbanisé. Les rivières sont échantillonnées à l'aval de chaque sous-bassin (Figure 1, Tableau 2). Les stations intermédiaires n'ont pas été suivies sur toute la durée de l'étude.

2.2 L'enquête

Les apports doivent être estimés sur toute la zone d'étude. Les principaux utilisateurs identifiés sont les communes, les DDE et sociétés autoroutières, la SNCF, les parcs et châteaux privés, l'ONF, les golfs et les particuliers. Les informations ont été recueillies par courrier et contact téléphonique sauf dans le cas des particuliers. Pour la plupart des types d'organismes, nous avons obtenu des réponses d'environ 2/3 des enquêtés. Nous avons ainsi pu évaluer les quantités achetées et les divers produits utilisés sur les 3 ans précédant l'enquête. L'extrapolation des données manquantes est réalisée pour chaque commune en se basant sur le mode d'occupation des sols cartographié par l'IAURIF (IAURIF, 1994). L'utilisation de désherbants par les particuliers a été estimée à partir d'entretiens directs effectués en surfaces de distribution. Un échantillon de 50 foyers seulement a répondu au questionnaire, la plupart d'entre eux vivant en maison particulière. Toutes les informations sont totalisées à l'échelle de la commune. Cette enquête a été menée pendant une période de 6 mois en 1998.

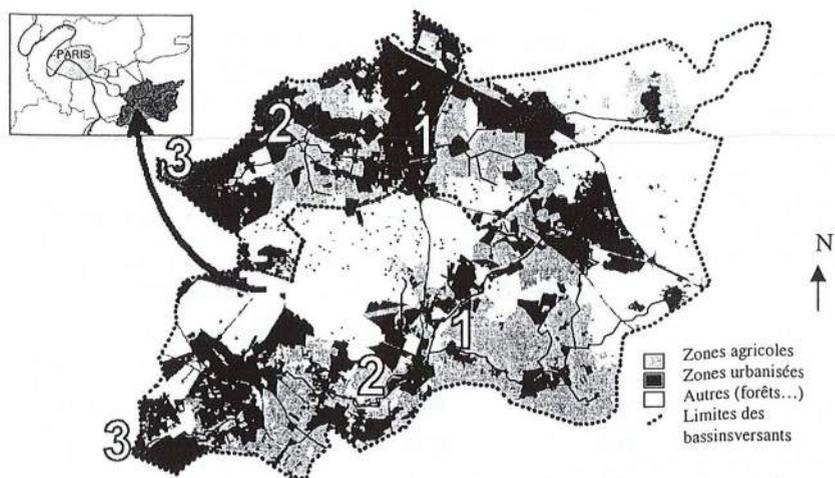


Figure 1. Carte des bassins versants : le Morbras (au nord) et le Réveillon (au sud).
 Les numéros correspondent aux sous bassins dont chaque exutoire est échantillonné.
 Cette carte provient d'un SIG réalisé par l'IAURIF (IAURIF, 1994).

2.3 Le suivi expérimental

Les prélèvements sont effectués en continu par des préleveurs automatiques sur les 6 sites et intégrés pendant une semaine. Le suivi est réalisé d'avril à juillet, c'est à dire à la période réputée d'utilisation maximale. Ayant constaté la présence de matières plastiques (relargage de N-butylbenzene-sulfonamide gênant le dosage des phénylurées et en particulier du diuron), nous avons dans un deuxième temps inversé la position entre la pompe et le flacon de prélèvement et isolé hermétiquement le système d'aspiration afin de créer le vide. Le tuyau servant au prélèvement est téflonné et un flacon en verre de 10 litres permet la récupération de l'eau brute pendant une semaine.

La conservation des échantillons sur une semaine est assurée par l'ajout dans le flacon de 50 ml de dichlorométhane, qui permet d'avoir un effet biocide et également de commencer la première phase d'extraction. Une légère couche d'eau d'Evian (eau minérale reconnue sans traces de polluants) est ajoutée sur le dichlorométhane afin de limiter son évaporation en début d'échantillonnage.

Les tests de conservation sont effectués sur 2 échantillons d'eau de rivière sans ajout de pesticides (Tableau 1). Les résultats montrent un problème pour les acides phénoxyacétiques dans la 1^{ère} série (eau du Réveillon), mais les résultats de la 2^{ème} série (eau du Morbras) sont satisfaisants.

2.4 Méthodes analytiques

Les analyses ont été confiées au laboratoire d'analyses de la Lyonnaise des Eaux : le CIRSEE. Plusieurs méthodes ont dû être appliquées afin de doser les différents produits recherchés. Pour cela, chaque échantillon a été divisé en trois parties et les analyses suivantes effectuées :

Les S-triazines (l'atrazine, la simazine, la terbuthylazine, la déséthylatrazine (ou DEA) et la déisopropylatrazine(ou DIA)) ainsi que l'isoproturon sont extraits 3 fois par agitation avec du dichlorométhane et le dosage après concentration de l'échantillon est réalisé par GC-MS,

les acides phénoxy-acétiques (le 2,4 D, le 2,4 DB, le mécoprop et le 2,4 MCPA) sont dosés de la même façon que les triazines mais subissent en plus une méthylation,

les urées substituées (le diuron et le néburon) sont détectées en HPLC après une SPE (Solid Phase Extraction).

	Eau du Réveillon		Eau du Morbras	
	Initial	7 jours avec CH ₂ Cl ₂	Initial	7 jours avec CH ₂ Cl ₂
Atrazine	0.08	0.07	0.13	0.13
Simazine	0.05	0.05	0.05	0.06
Desethylatrazine	0.05	0.05	0.09	0.09
Isoproturon	0.04	0.04	< 0.05	< 0.05
2,4-D	0.11	0.06	0.05	0.06
Mecoprop	0.11	0.06	0.09	0.11
2,4-MCPA	0.21	0.14	< 0.02	< 0.02
Diuron	-	-	0.6	0.7
Neburon	-	-	< 0.1	< 0.1

Tableau 1. Résultat des tests de conservation avec de l'eau naturelle du Réveillon et du Morbras sans ajout de pesticides.

3. Résultats et discussion

3.1 L'enquête

Les substances utilisées par les services techniques des communes et des DDE sont appliquées sur tous types de surface mais surtout les routes et leurs abords. En fonction des critères du mode d'occupation du sol (MOS) du SIG (IAURIF, 1994), la corrélation effectuée entre les pesticides utilisés par les communes et la surface des critères correspondant à l'habitat individuel est la meilleure. En effet, la largeur des routes est insuffisante (< 25m) pour apparaître dans le SIG et elles sont essentiellement incluses dans le MOS de l'habitat individuel. Un examen plus approfondi des cartes des bassins versants du Réveillon et du Morbras montre que 20 % des surfaces de l'habitat individuel est une bonne estimation des superficies de routes et rues. La moyenne des taux d'application sur les différentes surfaces est de 900 g.ha⁻¹ pour les routes, 4000 g.ha⁻¹ pour les cimetières et 500 à 800 g.ha⁻¹ pour les parcs et terrains de sport. Cependant, on observe une très grande variation des doses appliquées dans les 16 communes. A partir des

régressions de la dose appliquée en fonction de la surface de chaque occupation du sol, nous avons extrapolé aux 8 communes des 2 bassins versants qui n'ont pas répondu au questionnaire, afin de déterminer les entrées totales d'herbicides dans chaque sous bassin. Etant donnée la surface que les routes occupent en moyenne dans chaque commune, elles reçoivent plus de la moitié des herbicides appliqués par les services techniques.

Les apports agricoles sont inclus dans le tableau 2 afin de les comparer aux apports urbains. Ils ont été établis grâce à la collaboration d'un expert de la chambre d'agriculture de Seine et Marne. Les taux d'application et les surfaces occupées par chaque type de culture nous ont permis d'évaluer les quantités apportées pour chaque produit.

Les utilisations par les particuliers représentent la plus grande partie des quantités appliquées. En extrapolant les données de l'enquête au nombre de foyers vivant en maison individuelle dans les deux bassins versants, on obtient un total d'herbicide utilisé de 22700 kg par an, dont 80% de chlorate de soude. Ce produit minéral n'a pas été pris en compte dans la suite de l'étude car sa composition chimique et son taux d'application sont très différents de ceux des autres substances organiques. Une étude complémentaire effectuée avec le Syndicat des Eaux d'Ile de France et la Générale des Eaux nous a permis d'estimer à 50 % les foyers qui utilisent des produits phytosanitaires. Ce résultat a été obtenu par une enquête réalisée chez les particuliers vivant en maison individuelle. Nous avons donc tenu compte de ce facteur dans l'estimation des apports par les particuliers.

Les apports estimés en herbicides pour chaque sous bassin sont regroupés dans le tableau 2. Les utilisations de pesticides comportent de nombreux produits, surtout en agriculture, et représentent au total 8300kg. Cependant, les herbicides sont prédominants en milieu urbain d'une manière générale, et l'enquête portant sur le traitement effectué par les particuliers n'a porté que sur les herbicides.

Si on considère les particuliers et les utilisateurs non agricoles ensemble, l'utilisation des produits phytosanitaires est aussi importante que celle faite par les agriculteurs. Ceci est tout à fait inattendu étant donné que des études estiment les apports urbains à environ 10 % du total à l'échelle nationale (CORPEN, 1996). Les bassins versants considérés sont dans la proche banlieue parisienne, caractérisés par une forte urbanisation améliorée par des espaces verts et des maisons individuelles avec des jardins en moyenne de 100 m². L'impact agricole y est peu marqué, ce qui explique la faible proportion des apports agricoles. A l'échelle du bassin versant, le taux moyen d'application en milieu agricole est de 1.58 kg/ha et en milieu urbain de 1.20 kg/ha.

Sur les bassins versants du Morbras et du Réveillon, les 12 herbicides les plus utilisés sont l'*Isoproturon* (27%), le *Mecoprop* (7.3%), l'*Aclonifen* (6.4%), l'*Atrazine* (5.8%), le *Pyridate* (5.7%), la *Trifluraline* (5.6%), le *Metamitron* (5.0%), le *Terbutame* (4.8%), le *Bifenox* (4.4%), le *Chloridazone* (3.7%), le *Fluoroxypyr* (3.3%) et le *Linuron* (2.5%). En milieu urbain, les molécules utilisées sont généralement le *Diuron* (21 %), le sulfate de fer (17.3%), l'*Aminotriazole* (15.1%), le *Dichlorprop* (8.9%), le *Glyphosate* (7.2%), le *Mecoprop* (4.8%), le *2,4-MCPA* (4.5%), le *Chlortiamide* (3.5%), le *2,4-D* (2.4%), le *Polyoxyethylene amine* (2.3%), l'*Oxadiazon* (2.1%) et le *Néburon* (1.8%). Les produits qui ont été analysés lors du suivi sont en italique.

Sous – bassins	Occupation du sol			Utilisation d'herbicides en kg		
	superficie en km ²	% agricole	% urbain	Agricole	Non Agricole	Particuliers
Morbras 1	33	17.6	31.7	681	337	679
Morbras 2	5	32.2	53.2	542	100	506
Morbras 3	7	2.0	65.0	6	24	180
Total Morbras	55	19.9	45.0	1229	462	1365
Réveillon 1	19	46.2	16.9	1126	150	37
Réveillon 2	43	19.2	28.4	915	421	466
Réveillon 3	36	15.7	36.5	627	568	526
Total Réveillon	99	23.2	29.1	2669	1139	1029
TOTAL	153	22.0	34.8	3898	1601	2394

Tableau 2 : Estimation des apports en herbicides pour chaque sous bassin en kg.

Un des résultats importants de l'enquête concerne l'origine des matières actives retrouvées dans les deux cours d'eau. L'utilisation des herbicides en agriculture et en milieu urbain est très différente. Seul, le Mecoprop (MCP) est commun. L'entretien des voies de circulation requiert des débroussaillants et des produits non sélectifs alors que l'agriculture nécessite des produits sélectifs pour que les cultures soient protégées. De plus, l'atrazine est interdite pour l'usage non agricole depuis 1997 en France. Il en résulte que les matières actives utilisées en milieu urbain sont pour la plupart différentes des matières actives utilisées en milieu rural. Il est cependant possible que les petites communes en milieu rural utilisent des produits réservés à l'agriculture par l'intermédiaire des coopératives agricoles. L'isoproturon et l'atrazine seront donc des matières actives qui traduiront l'impact agricole alors que le diuron et le 2,4 MCPA seront plutôt représentatifs des usages urbains.

3.2 La contamination des cours d'eau

Si on regarde le pourcentage de détection d'amont en aval des produits (tableau 3), on constate que le diuron (substance la plus utilisée en milieu urbain après le chlorate de soude) est toujours détecté à des concentrations supérieures à 0.1 µg/l. Les autres produits utilisés en milieu urbain sont plus souvent détectés à l'aval, surtout dans le bassin versant du Réveillon, où le sous bassin amont est essentiellement. La différence entre l'amont et l'aval dans le bassin du Morbras est moins marquée en raison d'une meilleure répartition des zones urbanisées dans le bassin versant. Les produits agricoles comme l'atrazine sont toujours détectés, malgré la forte diminution de la production en maïs dans la région l'année précédente. Cependant, l'atrazine peut être détectée dans de nombreuses régions, en raison de sa présence dans les eaux de pluie (Chevreuil et al., 1996) et sa rémanence dans les eaux souterraines. Les métabolites de l'atrazine sont également souvent détectés.

Matière active	Morbras			Réveillon		
	% de détection amont	% de détection aval	% des concentrations > 0.1 µg/l	% de détection amont	% de détection aval	% des concentrations > 0.1 µg/l
Atrazine	100 %	92 %	81 %	100 %	100 %	30 %
Terbutylazine	14 %	38 %	7 %	8 %	21 %	0 %
DIA	42 %	42 %	0 %	31 %	50 %	0 %
DEA	100 %	92 %	51 %	100 %	100 %	59 %
Isoproturon	35 %	23 %	22 %	38 %	14 %	4 %
Chlortoluron	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Simazine	100 %	85 %	37 %	77 %	100 %	33 %
Mécoprop	90 %	80 %	60 %	80 %	80 %	19 %
Diuron	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Néburon	22 %	67 %	45 %	0 %	38 %	38 %
2,4 D	90 %	62 %	20 %	60 %	80 %	19 %
2,4 DB	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
MCPA	70 %	42 %	10 %	70 %	80 %	22 %

Tableau 3 : Détection des différentes matières actives dans le Morbras et le Réveillon amont et aval. Les substances agricoles sont en première colonne celles utilisées dans les 2 cas sont en deuxième et les urbaines sont en troisième.

La concentration de 0.1 µg/l correspond à la limite CEE dans l'eau potable.

3.3 Evolution des flux de matières actives dans les deux cours d'eau

Afin de calculer les flux de matières actives, nous avons estimé les volumes d'eau à partir de stations de mesure des débits et à partir du coefficient de ruissellement moyen pour les stations non équipées. Le coefficient de ruissellement est déterminé en fonction de la densité de population par une relation établie sur 85 bassins versants en région parisienne. Le Morbras disposant de 2 postes limnimétriques, nous pouvons comparer les résultats de l'estimation avec les valeurs mesurées. Notre méthodologie conduit dans ce cas à une erreur inférieure à 7% sur les volumes hebdomadaires. Le coefficient de ruissellement moyen des six stations est compris entre 0,8 et 0,16. Les flux hebdomadaires d'herbicides sont estimés à chaque station.

Les flux sont calculés par semaine à partir des échantillons intégrés. Les analyses des urées substituées n'ayant été réalisées qu'à partir du 26 mai 1998 et les flux de diuron étant en moyenne supérieurs d'un facteur 10 aux autres matières actives, ceux-ci ne sont pas pris en compte dans le total (Figures 2 et 4) mais présentés séparément (Figures 3 et 5).

• Le Morbras

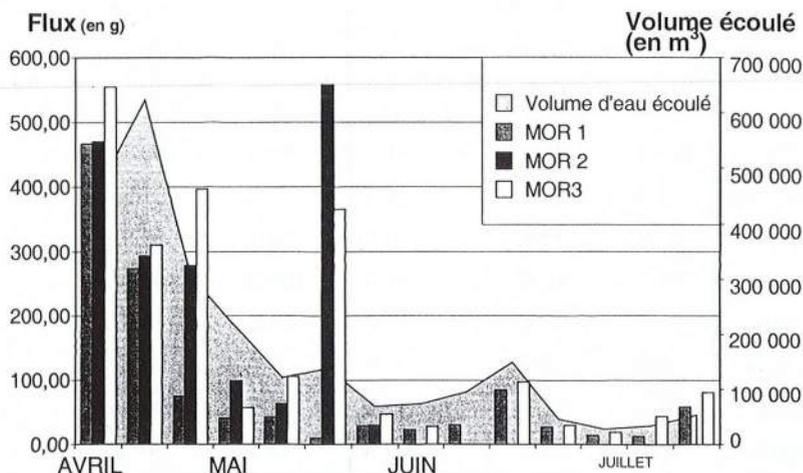


Figure 2 : Répartition des flux totaux des matières actives analysées (diuron excepté) au cours de la période d'étude dans le Morbras pour les 3 sous bassins (MOR1, MOR2 et MOR3) et le débit hebdomadaire.

Les flux hebdomadaires les plus importants (550 grammes en aval du 7 au 14 avril) ont lieu en avril (cf. Figure) au moment des débits les plus élevés. La pluviométrie et les volumes écoulés au cours de ce mois au point aval du Morbras sont les plus importants sur l'année 1997-1998 (1 103 000 m³) après ceux de janvier 1998 (1 311 000 m³). Les apports agricoles et non agricoles sont également concentrés sur cette période (35 % des apports agricoles et urbains se font en avril d'après les résultats de l'enquête). Les flux augmentent de l'amont vers l'aval mais d'un facteur généralement inférieur à 2 alors que le facteur de volume d'eau d'amont en aval est de 1,9. La contamination du cours d'eau, diuron exclu, est due en grande partie à l'atrazine, ce qui explique la faible différence entre l'amont et l'aval. Du 21 au 28 avril, le flux augmente considérablement au point intermédiaire par une augmentation de 2,4 D, de 2,4 MCPA, de mécoprop et d'atrazine. La forte contamination du 12 au 19 mai est due à un pic de simazine, probablement consécutif à un déversement accidentel étant donné qu'aucun utilisateur n'a été recensé dans ce sous-bassin.

La contamination par le diuron est beaucoup plus élevée et le flux atteint plus de 1200 g par semaine (figure 3), c'est à dire le double de la pollution maximale par l'ensemble des autres produits suivis. En faisant une hypothèse de concentration sensiblement constante au cours de la période, on aboutirait à des flux de 10 kg par semaine au cours du mois d'avril. D'amont en aval, les concentrations en diuron augmentent d'un facteur de 3.2 alors que la dilution est d'environ 1.9. Cette matière active utilisée uniquement pour des usages non agricoles représente ainsi, parmi les produits analysés, la plus grande source de pollution phytosanitaire du Morbras.

Les concentrations peuvent atteindre près de 20 µg.l⁻¹ pour un échantillon le 2 juin. Nitscke et Schüller (1998) montrent que le diuron est l'herbicide le plus concentré dans un réseau d'eaux usées en Allemagne. Les fortes concentrations observées pendant des prélèvements ponctuels laissent supposer que la méthode d'échantillonnage intégrée sur une semaine sous-estime le flux

de xénobiotiques pendant une crue. Cette sous-estimation dépend de la taille du bassin versant puisque le pic de pollution est atténué pour les grands bassins versants.

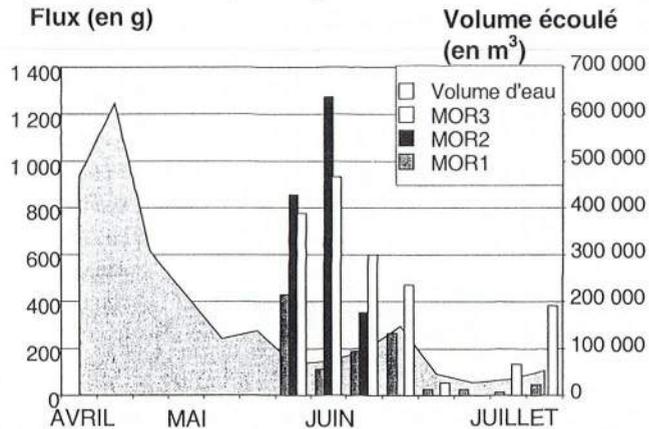


Figure 3 : Flux de diuron et débit hebdomadaire dans le Morbras.

Kimbrough et Litke (1996) ont trouvé une grande variété des herbicides rencontrés dans les cours d'eau de différents bassins versants agricoles et urbains ; le diuron n'est pas recherché mais nous ne savons pas si ce produit est fréquemment utilisé aux Etats Unis.

- Le Réveillon

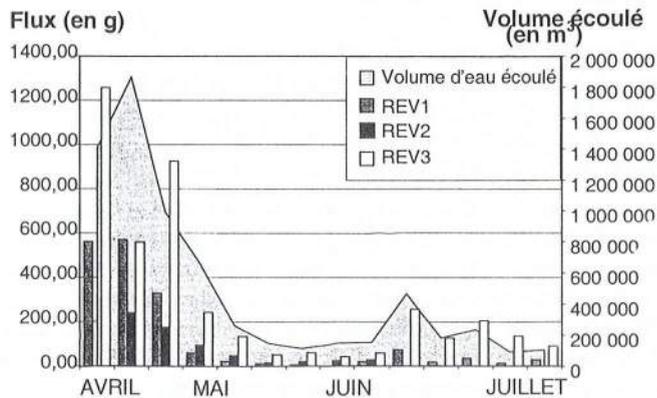


Figure 4 : Répartition des flux totaux des matières actives analysées (excepté le diuron) au cours de la période d'étude dans le Réveillon.

Les flux hebdomadaires totaux les plus importants dans le Réveillon apparaissent au mois d'avril (1 258 g en aval). L'influence amont – aval est très marquée. Les quantités retrouvées en aval sont en moyenne 5.2 fois plus élevées qu'en amont alors que le volume d'eau est multiplié par un facteur 4.

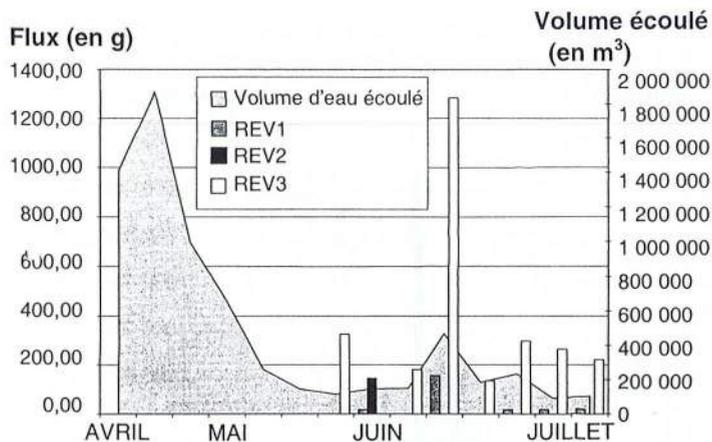


Figure 5 : Flux de diuron dans le Réveillon.

Le flux de diuron augmente très fortement de l'amont vers l'aval (peu de données sont disponibles au point intermédiaire). Un pic à 1281 g durant la semaine du 9 au 16 juin, en aval laisse supposer un apport important couplé à une période de pluie faisant suite à une période de temps sec. (468 370 m³ écoulés en une semaine contre 563 740 m³ écoulés en un mois, du 12 mai au 9 juin).

3.4 Comparaison entre les deux cours d'eau

Le Morbras et le Réveillon présentent des différences concernant les matières actives et les quantités exportées, ceci malgré la ressemblance de l'occupation des sols et la proximité des deux bassins versants. En effet, le Réveillon présente un gradient croissant des flux de produits phytosanitaires d'amont en aval plus marqué, ceci pouvant être mis en relation avec la surface totale du bassin plus grande et le caractère agricole du sous bassin amont.

Pourtant, le diuron, qui est la matière active la plus utilisée pour des utilisations non agricoles est retrouvé en plus grande quantité dans le Morbras que dans le Réveillon. Ces transferts peuvent être mis en relation avec une occupation du sol plus urbaine dans le bassin du Morbras. Les surfaces imperméables proportionnellement plus importantes favorisent effectivement un ruissellement rapide vers les eaux superficielles (coefficients moyens de 0.16 et 0.10 pour le Morbras et le Réveillon respectivement). Le flux de diuron n'est d'ailleurs important dans le Réveillon que dans sa partie urbaine en aval. La contamination de ces deux cours d'eau est donc fortement liée au degré d'imperméabilisation de leurs bassins versants.

3.5 Etude des coefficients de transfert

Nous pouvons évaluer les coefficients de transfert des pesticides selon deux stratégies. La première consiste à nous baser sur la période d'étude pour laquelle les exportations sont bien connues mais les quantités épandues moins précises car elles dépendent de la fiabilité des dates

d'épandages révélées par l'enquête. La deuxième stratégie consiste à extrapoler à toute l'année les concentrations mesurées au cours de la période d'étude avec un risque de surestimation évident puisque nous avons échantillonné durant la période d'utilisation maximale. Ces évaluations ont donc été réalisées avec deux concentrations typiques : la médiane observée et le premier quartile.

Les coefficients de transfert sont obtenus en calculant le rapport entre les flux dans les cours d'eau estimés annuellement et les apports annuels de chaque matière active (figures 6 et 7).

L'incertitude sur les apports est plus délicate à aborder. En effet les sources d'incertitude sont multiples et difficilement quantifiables (incertitudes sur l'estimation des apports).

Les flux de deséthylatrazine (DEA) peuvent être ajoutés à ceux de l'atrazine pour une meilleure estimation (la DEA est un métabolite résultant de la dégradation de l'atrazine).

Les valeurs trouvées sont du même ordre de grandeur que celles trouvées par Overcash & Davidson en 1990. Ils estimaient des coefficients de transfert de l'ordre de 0.3 % pour le 2,4 D, 1,3 % pour la simazine et 2,4 % pour l'atrazine.

Les matières actives d'origine agricole (isoproturon, atrazine + deséthylatrazine et mécoprop) ont des coefficients de transfert médians qui varient de 0.13 % à 2,44 % dans le bassin du Morbras alors que les produits non agricoles (diuron, néburon et simazine) peuvent avoir des coefficient allant de 0.86 % à 29,49 % (Figures 6 et 7). Les coefficients calculés à partir des données observées, (i.e. évalués sur la période d'étude uniquement) sont du même ordre de grandeur des coefficients estimés annuellement.

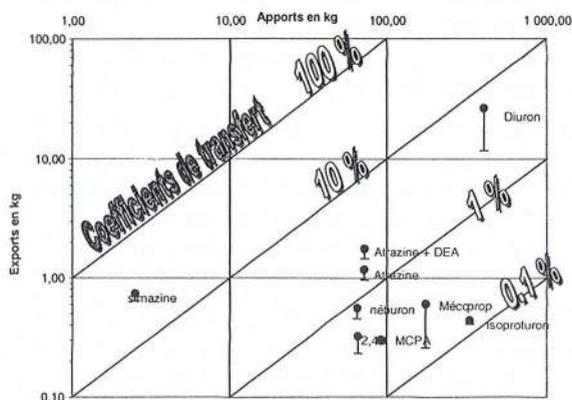


Figure 6 : Apports et exports des matières actives analysées dans le Morbras.

Dans le cas de l'isoproturon, les faibles coefficients de transfert évalués à l'échelle annuelle pourraient être en partie dus à une utilisation du produit principalement en dehors de la période d'étude. De plus, il est fort probable que la bonne dégradabilité du produit explique son faible coefficient de transfert.

L'ensemble de ces résultats confirme que l'imperméabilisation des sols induit un transfert rapide vers les eaux de surface alors que les produits utilisés en agriculture peuvent se dégrader dans le sol et contaminer de façon moindre les rivières.

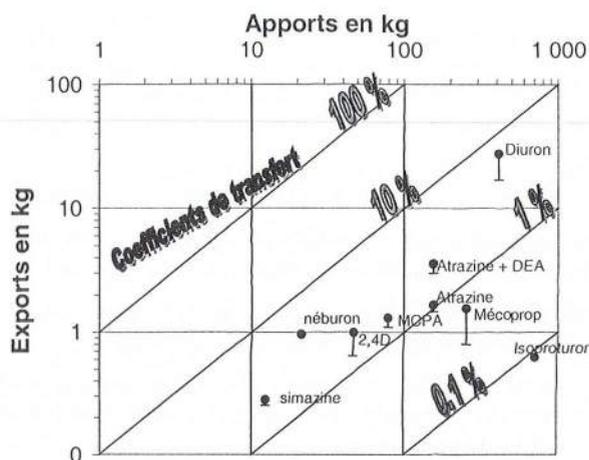


Figure 7 : Apports et exports des matières actives analysées dans le Réveillon.

4. Conclusions

Dans les bassins versants du Morbras et du Réveillon, on estime les apports totaux d'herbicides à 10 tonnes par an dont 60 % correspondent à des usages non agricoles. Les matières actives utilisées par les agriculteurs et les utilisateurs non agricoles sont différentes (excepté pour le mécoprop), on peut ainsi facilement identifier l'origine d'un produit lorsqu'il est détecté.

Le diuron est le produit le plus utilisé en milieu urbain et a également le plus fort coefficient de transfert (si on ne tient pas compte des pollutions accidentelles). La contamination des eaux du Morbras et du Réveillon peut être relativement bien corrélée avec les résultats obtenus lors de l'enquête. Le Morbras, dont le bassin est plus urbain que celui du Réveillon présente des pollutions importantes en diuron. Les concentrations en diuron atteignent $20 \mu\text{g.l}^{-1}$, montrant un impact des zones urbaines parfois que celui des zones agricoles. Le Réveillon subit également une pollution d'origine urbaine mais principalement sur ses derniers kilomètres.

Les estimations des coefficients de transferts obtenus pour les matières actives analysées confirment que les produits urbains sont plus facilement exportés vers les eaux de surface : 6.5 % dans le Morbras et 6.7 % dans le Réveillon pour le diuron, 0,49 % et 2,13 % pour le 2,4D alors que les transferts de produits agricoles appliqués sont généralement inférieurs à 2 %. Il convient également de noter que l'incertitude sur les apports par les particuliers reste importante, mais les produits qu'ils utilisent pour la plupart n'ont pas été dosés dans cette étude.

Il paraît évident que des possibilités de réduction des usages urbains existent, en responsabilisant la population sur les bonnes pratiques de traitement, et en proposant des techniques alternatives.

Remerciements

Cette étude a été réalisée grâce au soutien technique et financier du Conseil Général du Val de Marne. Nous remercions le CIRSEE qui a réalisé les analyses de laboratoire.

Bibliographie

- Chevreuil M., Garmouma M., Teil M.J. et Chesterikoff A. (1996). Occurrence of organochlorines (PCBs, pesticides) and herbicides (triazines, phenylureas) in the fallout from urban and rural stations of the Paris area. *The Science of the Total Environment*, vol 182, pp 25-37.
- CORPEN (1996). Qualité des eaux et produits phytosanitaires ; propositions pour une démarche de diagnostic. *Ministère de l'Environnement*, Paris, 120p.
- Guessner B. et Watzin M.C. (1995). Patterns of herbicide contamination in selected Vermont streams detected by enzyme immunoassay and gas chromatography / mass spectrometry. *Environ. Sci. Technol.* vol 29, n°11, pp 2806-2813.
- IAURIF (1994). Le mode d'occupation des sols de l'Ile de France, contenu et mode d'emploi. Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la Région Ile de France. 64p.
- Kimbrough R.A. et Litke D.W. (1996) Pesticides in streams draining agricultural and urban areas in Colorado. *Environ. Sci. Technol.* vol 30, n°3, pp 908-916.
- Kolpin D.W., Thurman E.M. et Goolsby D.A. (1996) Occurrence of selected pesticides and their metabolites in near-surface aquifers of the Midwestern United States. *Environ. Sci. Technol.* vol 30, n°1, pp 335-340.
- Lafrance P., Banton O., Gagné P. (1997). Exportation saisonnière d'herbicides vers les cours d'eau mesurée sur 6 champs agricoles sous quelques pratiques culturales du maïs (Basses terres du St Laurent). *Revue des Sciences de l'Eau*, vol 10, n°4, pp 439-459.
- Nitsche, L., & Schüssler, W. (1998). Surface water pollution by herbicides from effluents of waste water treatment plants. *Chemosphere*, Vol. 36, pp. 35-41.
- Squillace P.J. & Thurman E.M. (1992). Herbicide transport in rivers : Importance of hydrology and geochemistry in nonpoint source contamination. *Environ. Sci. & Technol.*, vol. 26, N° 3, pp 538-545.
- Tisseau A.M., Fauchon N. et Vandevette T. (1998): Bilan de la contamination des cours d'eau de la région parisienne par les produits phytosanitaires. *TSM l'eau*, n° septembre, pp 54-59.

EVOLUTION DE LA CAPACITE D'ECHANGE D'UN SOL SOUMIS A DES EPANDAGES DE BOUES DE STATIONS D'EPURATION

V.Réveillé*, J.A. Pétard**, R. Moreau**, E. Garnier-Sillam*

*Laboratoire de Biologie des Sols et des Eaux,
Université Paris-XII- Val de Marne 94 010 Créteil Cédex

**LCSC IRD, 34 000 Montpellier

Résumé

L'objectif de ce travail est de comparer l'effet agronomique de boues de stations d'épuration issues de traitements différents sur un andosol du Cantal. Un des aspects de notre étude a porté sur une comparaison de la modification des propriétés d'échange du sol induite par ces boues, provenant de la station d'épuration de Valenton et de la station d'épuration d'Aurillac. Les résultats obtenus ont montré que les apports de boues généraient de grandes variations au sein du sol étudié et ce pour tous les paramètres physico-chimiques considérés. L'apport de boue de Valenton induit une forte augmentation de la capacité d'échange cationique, comparativement à l'apport de boue d'Aurillac, ce qui semble être dû essentiellement à une plus grande réactivité de la matière organique. Cet effet observé sur la capacité d'échange persiste après 6 mois dans le cas de la boue de Valenton alors qu'une diminution est observée pour la boue d'Aurillac. Ces différences sont imputables au traitement de la boue de Valenton et à son chaulage.

1. Introduction

L'utilisation agricole des boues permet de récupérer une valeur fertilisante certaine, mais implique de nombreuses précautions d'emploi. En effet, de par leur nature ces boues peuvent concentrer des éléments toxiques d'origine domestique ou industrielle : métaux lourds, polluants organiques et micro-organismes. L'importance de cette contamination dépendra du contexte géologique, industriel, humain et des traitements subis en station d'épuration par les eaux résiduaires et les boues.

Il s'avère par conséquent indispensable de mieux appréhender les risques que peuvent représenter des apports répétés aux sols agricoles.

La maîtrise de ces risques nécessite une bonne connaissance des propriétés qui vont déterminer *in fine* les réactions physico-chimiques des sols : teneurs en matière organique et en argile, pH, profondeur du sol, comportement hydrique et hydraulique, teneurs initiales en métaux lourds (fond géochimique) et en éléments fertilisants.

Il convient d'étudier conjointement divers types de boues et de sols afin de prédire l'évolution des propriétés de ces systèmes sol/boue au cours du temps.

Dans ce travail, nous nous sommes intéressés aux interactions entre un andosol et deux boues de stations d'épuration issues de traitements distincts. Un des aspects de notre étude a porté sur les modifications des propriétés d'échange du sol induites par les boues.

Cette étude a été réalisée dans le cadre d'une collaboration avec la chambre d'agriculture du Cantal en vue d'étudier l'impact des boues appliquées sur des sols sous prairie.

Le complexe d'échange résulte de la présence de charges dans le sol, permettant l'adsorption ou la désorption de cations et d'anions échangeables. Cette propriété joue un rôle essentiel pour la fertilité des sols, car elle représente la capacité de mise en réserve d'ions disponibles pour la nutrition minérale des végétaux. C'est également un des facteurs clés des processus de rétention des métaux dans le sol.

Dans presque tous les sols, la capacité d'échange (CE) résulte de la présence conjointe de charges variables et de charges permanentes (Anderson et Sposito, 1992) mais la part relative de ces deux types de charges varie beaucoup en fonction des constituants des sols. Les charges permanentes sont dues à des substitutions ioniques au sein des structures cristallines des minéraux entraînant un déséquilibre de charge. Les charges variables sont des charges dépendantes du pH, d'origine minérale et organique.

Elles résultent

- de l'ionisation des groupements hydroxyles (-OH) des ions métalliques situés à la périphérie des oxydes et hydroxydes cristallisés et amorphes (gibbsite, hématite, goethite, allophane...) et des minéraux argileux (kaolinite, halloysite, etc) ;
- de la présence au sein de la matière organique de groupements carboxyles et hydroxyles se comportant comme des acides faibles (Haile, 1982).

Avec l'augmentation du pH, les groupements fonctionnels de la matière organique sont davantage ionisés et permettent la fixation des cations. De même, de nouveaux sites d'échange apparaissent sur les argiles et les oxydes. La CE varie également en fonction de la force ionique et de la nature des ions de la solution du sol (Gillman & Summer, 1987).

Par conséquent, l'introduction de matière organique dans un sol apporte des charges variables supplémentaires. Anderson et Sposito (1992) soulignent que même une petite quantité de matière organique peut contribuer de façon relativement importante aux charges dépendantes du pH. L'ajout de boues à un sol va donc modifier les propriétés du complexe d'échange (Petronio *et al.*, 1995). Selon le mode de traitements des boues, la nature même de la matière organique présente va varier. Par conséquent, l'influence sur les propriétés du sol ne sera pas la même (Petronio *et al.*, 1993).

L'étude des variations de la capacité d'échange cationique (CEC) en fonction du pH en vue de caractériser des sols à charges variables, a déjà été réalisée par de nombreux auteurs, selon différents protocoles et sur plusieurs types de sols (Uehara & Gillman, 1980 ; Gillman, 1984 ; Marcano-Martinez & McBride, 1989 ; Gillman, 1991 ; Anderson & Sposito, 1992). Toutefois, ces études portaient sur l'identification et la quantification des charges présentes dans ces sols et aucune n'avait pour objectif d'observer les différences induites par des apports de matière organique.

L'objectif de notre travail est d'étudier les variations des propriétés d'échange d'un andosol, suite à des apports de deux boues choisies pour leur nature différente.

2. Matériel et Méthode

2.1 Matériel

La nature des boues produites (teneurs en éléments minéraux et métaux lourds, carbone, azote, charge bactérienne, degré d'évolution de la matière organique) est le résultat du mode de traitement appliqué sur l'eau et les boues.

Les boues utilisées dans cette étude sont des boues organiques hydrophyles (Degrémont, 1989) issues de milieux et de systèmes de traitement très différents. La boue de Valenton (BV) est une boue de milieu urbain, résultant d'un ensemble de procédés de traitement des eaux et des boues très complet. Ces eaux résiduaires traitées à Valenton (Document SIAAP) subissent une dénitrification (réduction biologique des nitrates en azote gazeux) puis l'effluent sortant de la zone anoxique est ensuite soumis à un processus d'oxydation de la pollution carbonée et de nitrification (oxydation de l'ammonium en nitrate). Après décantation, les boues subissent une fermentation méthanique. Les boues ainsi traitées ont perdu une grande partie de leur pouvoir fermentescible. Les boues destinées à l'épandage sont additionnées de chlorure ferrique (coagulant) et de chaux afin de les assainir et de les stabiliser.

Les boues d'Aurillac (BA) sont issues d'un milieu semi-rural et subissent un traitement biologique réalisé dans un décanteur à oxygénation prolongée. Les boues additionnées de polymère cationique (copolymère d'acrylamide de haut poids moléculaire) subissent ensuite un épaissement. Les boues ainsi produites ne sont pas stabilisées et sont très fermentescibles. Elles sont utilisées pour l'épandage sous cette forme pâteuse.

Les boues BV et BA ont été appliquées à un même sol brun à allophanes formé sur brèche volcanique trachyandésitique. Au sein des andosols, le complexe d'échange est essentiellement constitué de composés amorphes de silice, aluminium et humus (Wada, 1985). Ce type de sol est réputé pour être un puissant adsorbant pour la plupart des métaux lourds (Wada, 1985) et peut supporter une charge importante en éléments métalliques sans qu'il y ait accumulation dans les plantes (Hue *et al.*, 1988).

Les expérimentations ont été effectuées en pots dans une serre, sous conditions contrôlées. Les préparations ont été réalisées dans des pots contenant 2 kg de matière sèche. Le sol prélevé dans le Cantal sous prairie a été tamisé à 1cm afin de lui conserver une structure permettant l'aération. Afin de mettre en évidence l'effet des boues sur ce sol, elles ont été ajoutées au sol à raison de 8 % de matière sèche.

Les deux composants ont été intimement homogénéisés. Ainsi, on a obtenu les mélanges sol et boue d'Aurillac (SBA), sol et boue de Valenton (SBV). Un sol non-additionné de boue sert de témoin (ST).

Une partie des pots a été plantée avec du *Lolium perenne*, graminée majoritaire des prairies étudiées (p), l'autre a été conservée sans culture (np). Pour chaque traitement 3 répétitions ont été effectuées. Les mesures ont été réalisées à un temps initial (T0) et après 6 mois (T6).

2.2 Analyses physico-chimiques

Différentes analyses ont été effectuées afin de caractériser les échantillons (tableau 1).

Le carbone et l'azote ont été mesurés par analyse élémentaire. Le phosphore échangeable a été extrait selon la méthode Olsen, le phosphore total par l'acide fluorhydrique. La CEC et les

ions échangeables ont été déterminés par la méthode à la cobaltihexammine (Remy et Orsini, 1976). Les éléments sont dosés par spectrophotométrie de flamme.

Afin d'exprimer de façon synthétique l'ensemble de ces données, une ACP (analyse en composantes principales) a été effectuée (figure 1).

		C	N	C/N	P	P	Calcaire	pH	CEC*	Ca	Mg	K	Na	Mg	Al	H	S	S/T	Ac.**
		mg/g							cmolc.kg ⁻¹										%
		Olsen	Total				total											d'échange	
ST	T0	52,2	5,4	9,6	0,03	0,54	-	5,8	12,05	6,71	0,89	0,2	0,15	0,01	0,69	0,08	8,72	75,4	8,84
	T6np	56,0	5,7	10,0	0,04	0,56	2		8,6	5,88	0,89	0,13	0,22	0,05	0,58	0,08	7,83	91,1	8,43
	T6p	55,7	5,5	10,2	0,03	0,55	2		9,2	6,45	0,94	0,1	0,23	0,04	0,41	0,09	8,26	89,8	6,05
SBA	T0	83,6	10,9	7,7	0,26	0,91	4	6,5	15,56	15,5	3,53	1,08	0,42	0,61	0,21	0,19	21,6	138,7	1,85
	T6np	72,9	9,4	7,8	0,26	0,99	4		11,8	13,6	2,98	1,24	0,42	0,65	0,52	0,17	19,6	166,1	3,52
	T6p	72,6	8,8	8,3	0,23	0,94	4		11,7	13,6	2,94	0,24	0,35	0,22	0,51	0,15	18	154,1	3,66
SBV	T0	63,9	8,7	7,4	0,27	0,84	43	7,6	35,15	47,1	1,38	0,1	0,26	0,01	0,07	0,09	49,0	139,4	0,31
	T6np	65,9	7,7	8,6	0,36	0,98	22		31,3	39,2	1,08	0,18	0,3	0,01	0,03	0,14	41	130,9	0,41
	T6p	64,3	6,8	9,5	0,20	0,85	24		30,4	36,5	0,87	0,05	0,09	0,01	0,04	0,05	37,6	123,6	0,24

Tableau 1 : Étude des différentes composantes physico-chimiques des sols témoins (ST) ou traités par les boues (SBA ou SBV) au temps 0 (T0) ou 6 mois (T6), avec plante (p) ou sans plantes (np.) ; C : carbone organique ; N : azote ; P : Phosphore ; S : somme des cations ; T : CEC ; Ac : acidité ; * : Cobaltihexammine ; **((Al+H)/S)*100

2.3 Détermination du complexe d'échange

Le sol pouvant perdre ses propriétés après dessiccation, l'ensemble des analyses a été réalisé sur des échantillons conservés à leur teneur en eau naturelle et tamisés à 2 mm.

Détermination de la force ionique

Les échantillons présentent des forces ioniques très distinctes ; comme la CEC croît avec la force ionique, les analyses ont donc été réalisées à la force ionique la plus élevée.

La force ionique a été mesurée (après extraction des sels de la solution des sols) dans un extrait aqueux du sol, dans un rapport sol/solution (masse/volume) de 1/5 : l'équivalent de 2 g de sol sec est mis en contact avec 10 ml d'eau déminéralisée (milliQ) pendant 24 heures (dans un rapport sol/solution (masse/volume) de 1/5), puis le liquide est extrait par centrifugation à 2000 g. La conductivité a été mesurée dans le surnageant avec un conductimètre (Radiometer CDM92). Nous avons calculé la force ionique à partir de la relation entre force ionique et conductivité définie par Gillman & Bell (1978).

Détermination de la capacité d'échange à différents pH

Ce protocole s'inspire de ceux de Gillman & Summer (1987), Gillman (1984), Marcano-Martinez & McBride (1989), Gillman (1991) et a été modifié de la façon suivante.

L'équivalent de 2g secs de sol est mis en contact pendant 1 heure avec 20 ml d'une solution saturante en CaCl₂ (0,1 M) afin de déplacer les autres cations et d'occuper tous les sites d'échange. Après centrifugation à 2000 g et élimination du surnageant, l'échantillon est ensuite

mis en suspension dans 20 ml de solution de CaCl_2 (0,034 M) pendant 1 heure afin d'éliminer l'excès de chlorure de calcium et d'établir une force ionique identique pour tous les échantillons. La suspension est centrifugée à 2000 g et le surnageant éliminé. L'ensemble de ces opérations (mise en contact et centrifugation) est répété deux fois.

Le culot est ensuite mis en suspension dans une solution de CaCl_2 de même force ionique, additionnée de quantités connues de chaux ou d'acide chlorhydrique, pour couvrir une gamme de pH de 3 à 8, en conservant un rapport sol/solution (masse/volume) de 1/5. 20 μl de chloroforme ont été ajoutés afin de bloquer l'activité biologique

Après une incubation de 7 jours à 25 ± 0.5 °C, l'équilibre entre les différentes phases sol/liquide est considéré comme atteint. Le pH de la suspension est mesuré (Metrohm : 716 DMS Titrimo) et celle-ci est centrifugée à 2000 g. Le surnageant est conservé pour dosages ultérieurs. Le calcium et l'aluminium qui occupent les sites d'échange sont alors extraits par une solution de nitrate d'ammonium 1 M.

Après filtration des solutions sur filtres en polyethersulfone (Gelman Supor 200), de porosité 0.2 μm , le calcium et l'aluminium contenus dans la solution d'équilibre et dans l'extrait de nitrate d'ammonium sont dosés par spectrométrie d'absorption atomique (Varian : SpectraA2000).

La CEC est calculée par différence entre le calcium extrait par la solution de nitrate d'ammonium (fixé sur les sites d'échange) et celui de la solution d'équilibre piégée par le sol. A ce résultat, il faut ajouter l'aluminium dit échangeable, présent lorsque le pH de la suspension est inférieur à 5,5.

3. Résultats

3.1 Analyses physico-chimiques

Les échantillons se distinguent les uns des autres par leurs teneurs respectives en carbone et en azote organique dues à l'apport de boues différentes. L'augmentation est plus marquée pour la boue d'Aurillac (49% de carbone en plus et 100% d'azote en plus) que pour la boue de Valenton (environ 20% de carbone et 60% d'azote en plus). Entre T0 et T6, l'échantillon SBA subit une perte de carbone organique qui représente 63% du carbone apporté initialement.

Les deux boues apportent des quantités similaires de phosphores échangeable et total.

Le chaulage de la boue de Valenton a des conséquences importantes sur le milieu : la teneur en calcaire total dans les échantillons SBV est très élevée (43 g.kg^{-1}), puis diminue de moitié après 6 mois (22 g.kg^{-1}). La teneur en calcium échangeable est élevée et représente 96,1 % du contenu total en cations échangeables à T0.

L'échantillon ST possède une acidité d'échange qui se manifeste par une teneur en aluminium échangeable de 0,7 cmolc.kg^{-1} , liée au pH acide.

L'addition de la boue d'Aurillac dont le pH est de 7,6 augmente le pH de l'échantillon SBA (de 5,8 à 6,5).

On peut apprécier les concentrations en calcium et magnésium dans cette boue en comparant les variations de calcium et de magnésium échangeables (de 6,7 à 15,5 et de 0,9 à 3,5 cmolc.kg^{-1} respectivement). Les cations présents dans la boue s'échangent avec le sol et les

protons déplacés sont fixés sur la matière organique ce qui entraîne un abaissement du pH de l'échantillon, mais le déficit de protons par rapport aux cations limite le processus d'échange et le pH se stabilise à 6,5.

A ce pH l'aluminium est sous forme d'hydroxyde peu soluble.

De même, pour les échantillons SBV, la présence de chaux dans la boue de Valenton augmente le pH et entraîne une précipitation de l'aluminium qui devient alors moins échangeable.

Outre leurs teneurs en calcium, les échantillons SBV se distinguent des autres par une capacité d'échange cationique (à la cobaltihexammine) importante, du fait du pH élevé. L'ajout de boue d'Aurillac avec une charge en carbone organique élevée, augmente modérément la CEC comparativement à l'ajout de boues de Valenton, pourtant moins riche en carbone organique.

Une analyse en composantes principales (ACP) a été effectuée afin de résumer les données sur les paramètres physico-chimiques. De plus une telle analyse permet de mettre en valeur les paramètres physico-chimiques différenciant les échantillons étudiés.

A l'issue de l'ACP les trois axes principaux expliquent respectivement 50,6%, 41,1% et 2,6%, soit 94,3% de la variabilité totale observée.

Les deux premiers axes résument 91,7% de la variabilité. Aussi, un seul plan suffit à l'interprétation des résultats.

La projection des observations sur les axes principaux horizontal (axe 1) et vertical (axe 2) et la projection des variables (paramètres physico-chimiques) sur le cercle de corrélation sont représentées *figure 1*.

La projection des observations montre une totale discrimination des trois types d'échantillons : SBA, SBV et ST.

Les échantillons SBA se différencient des échantillons SBV par leur plus forte teneur en matière organique et une capacité d'échange moins grande. Les échantillons ST se différencient par de plus faibles valeurs pour ces deux paramètres.

Sur ces mêmes échantillons ST, il n'y a pas d'effet marqué du facteur temps, alors qu'une différence est observée entre les temps T0 et T6 pour SBA et SBV

3.2 Comportement du Complexe d'échange

pH et courbe $pH = f(H^+/OH^-)$ (figure 2)

L'ajout de base ou d'acide au milieu d'équilibre entraîne une augmentation ou une diminution du pH dont l'amplitude varie selon le pouvoir tampon de l'échantillon considéré. Le pouvoir tampon représente la quantité de protons ou d'hydroxydes nécessaires pour faire varier le pH d'une unité. Il dépend des ions du complexe adsorbant, des ions présents dans la solution du sol, de la solubilité des constituants gazeux (CO₂, notamment) et des composés organiques et minéraux du sol (Bruckert & Rouiller, 1994). Dans le cas présent, le pH est mesuré après saturation du complexe adsorbant par le calcium en présence de quantités connues de chaux ou d'acide chlorhydrique.

Les pouvoirs tampons sont représentés sur la *figure 2*. Ils ont été estimés par régression linéaire sur des zones de pH équivalentes (pH 4 à 6) et sont donnés dans le *tableau 2*.

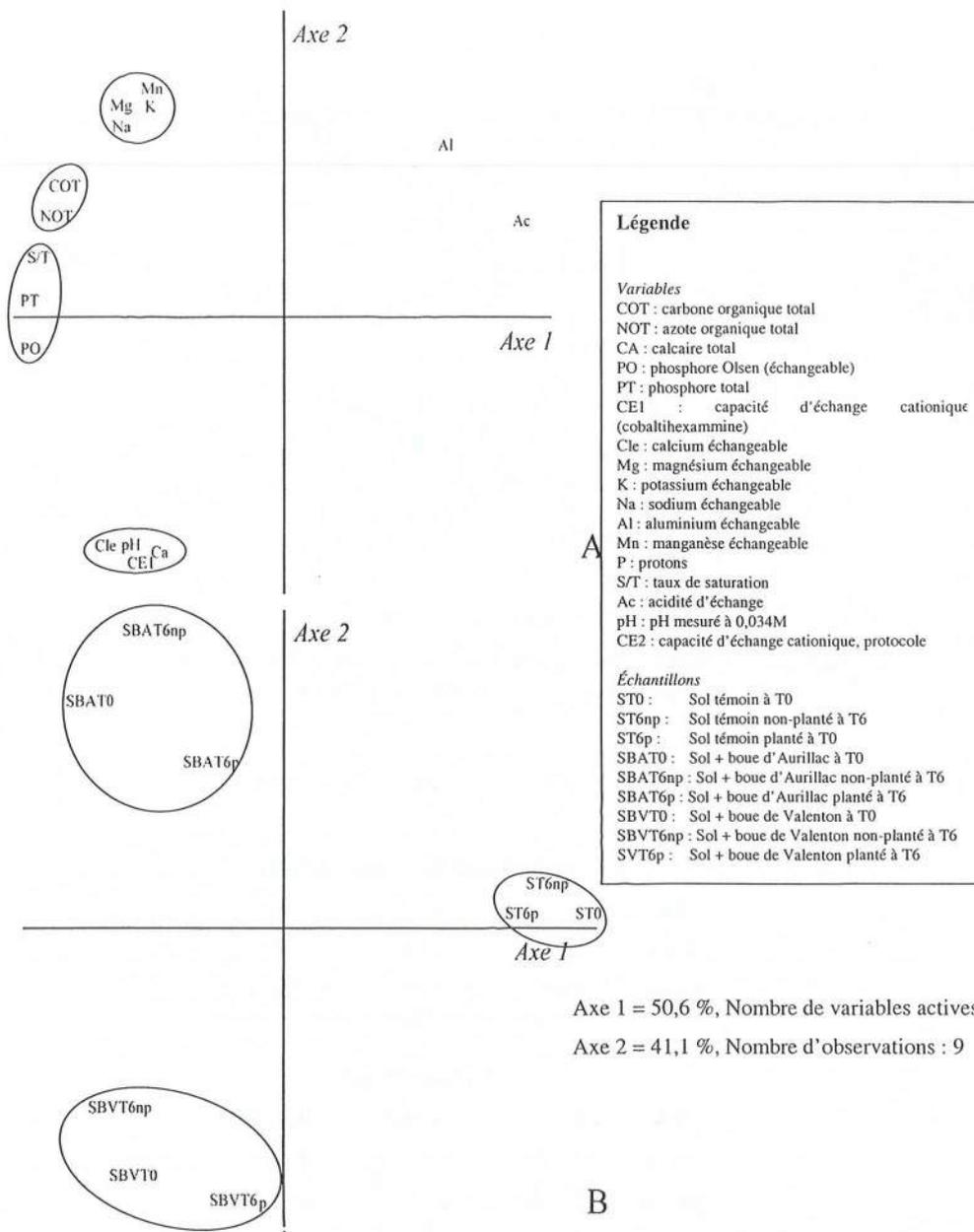


Figure 1 : Analyse en Composantes Principales (ACP) des paramètres physico-chimiques mesurés des échantillons ST, SBA et SBV, à T0, T6, planté et non-planté, A: projection des variables (paramètres physico-chimiques) sur les axes principaux 1 et 2 B : projection des échantillons sur les axes principaux 1 et 2

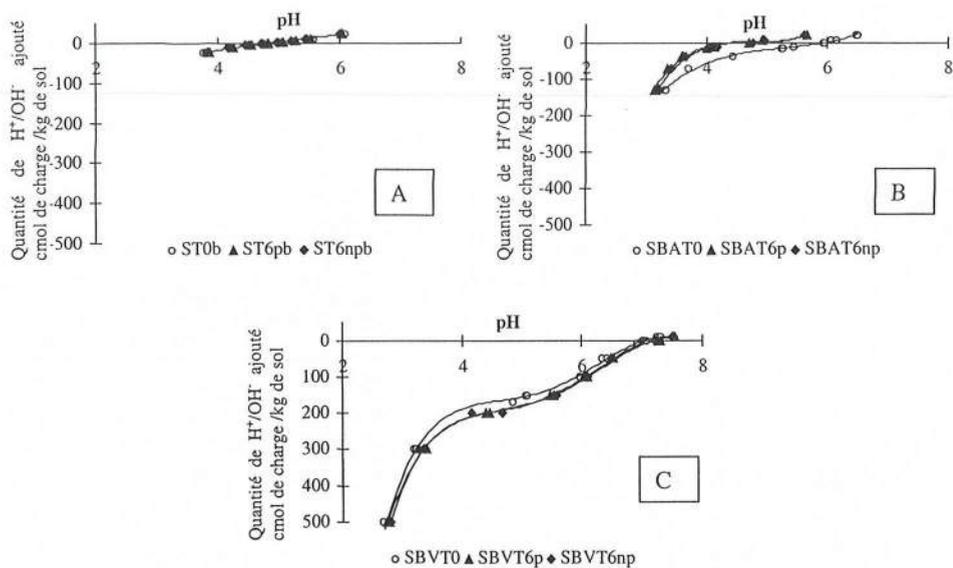


Figure 2 : Evolution du pH en fonction de la quantité d' H^+/OH^- ajoutée
 a : Sol témoin ; b : Sol + BA ; c : Sol + BV

	ST	SBA	SBV
	pente (cmolc kg^{-1} / unité de pH)		
T0	15,9	27,8	61,0
T6 p	17,3	21,6	59,0
T6 np	17,0	22,7	54,4

	Gammes de pH		
T0	4,2 / 6,1	4,4 / 6,2	4,8 / 6,0
T6 p	4,2 / 6	4,1 / 5,7	4,4 / 6,1
T6 np	4,2 / 6,0	4 / 5,6	4,2 / 6,11

Tableau 2 : pouvoir tampon ($pH = f(H^+/OH^-)$)
 des échantillons ST, SBA et SBV, à T0, T6, planté et non-planté, calculée par
 régression linéaire (pente) sur des zones de pH comprises entre 4 et 6

Le pH des échantillons ST, sans ajout de protons ou d'hydroxydes, est de 4,76.

Le pouvoir tampon calculé des échantillons ST est de 15,9 cmolc.kg⁻¹/ unité de pH.

L'ajout de la boue BA induit une augmentation du pH (4,76 à 5,93). Le pouvoir tampon est augmenté (27,8 cmolc.kg⁻¹/ unité de pH); il a doublé par rapport aux échantillons ST. On peut penser que cette variation de pH et l'augmentation du pouvoir tampon sont dues à la matière organique introduite.

L'ajout de la boue BV élève davantage encore le pH (4,76 à 7,09). Le pouvoir tampon généré est multiplié par 3 (61 cmolc.kg⁻¹/ unité de pH). Cette augmentation résulte de la présence de la matière organique et de la chaux contenues dans la boue.

Les différentes phases du pouvoir tampon sont visibles sur la Figure 2c. Sur l'intervalle de pH 7-4,8, les bicarbonates tamponnent fortement le milieu. Entre pH 4,8 et 4,2, environ, les bicarbonates ont été neutralisés ; le pouvoir tampon dépend alors essentiellement de la présence de matière organique.

Pour des pH inférieurs à 4,2, la zone de pouvoir tampon plus importante qui apparaît résulte des réactions de dissolution qui commencent à apparaître dans les échantillons : une libération importante d'ions aluminium intervient sous forme de Al³⁺, consommant les protons (Bruckert & Rouiller, 1994).

La mesure du pH des échantillons après 6 mois sans adjonction de chaux ou d'acide montre que pour ST, le pH et le pouvoir tampon n'évoluent quasiment pas : 17,3 et 17,0 cmolc.kg⁻¹/ unité de pH pour T6p et np respectivement.

En revanche, pour les échantillons SBA le milieu s'est acidifié et le pH est similaire à celui du sol témoin (4,71 pour l'échantillon non-planté ; 4,76 pour l'échantillon planté)

Le pouvoir tampon des échantillons SBA, a beaucoup diminué et s'apparente à présent davantage à celui du sol (21,6 0 cmolc.kg⁻¹/ unité de pH pour T6p et 22,7 cmolc.kg⁻¹/ unité de pH pour T6 np).

Cette diminution du pH et du pouvoir tampon peut être attribuée à la dégradation ou/et à la transformation de la matière organique existant à l'origine, comme l'ont montré les analyses de carbone organique précédentes.

Les échantillons SBV ne présentent pas d'évolution du pH après 6 mois. Les différences de pouvoir tampon observées (59 cmolc.kg⁻¹/ unité de pH pour T6p, et 54,4 cmolc.kg⁻¹/ unité de pH pour T6np) ; s'expliquent par une plus grande hétérogénéité de ces échantillons.

Pour chacun des échantillons, ST, SBA, SBV, après 6 mois, il n'y a pas de différences entre les évolutions du pouvoir tampon des échantillons plantés ou non-plantés.

Variations de la CEC en fonction du pH (figure 3)

Les courbes de variation de la CEC en fonction du pH ont été représentées graphiquement afin de montrer l'influence des boues sur la CEC du sol.

Le *tableau 3* donne la CEC estimée à partir des courbes de tendances (polynomiales du second degré) calculée, pour trois pH : 4, 5 et 6.

Pour un même pH, l'ajout de boues au sol a entraîné une élévation conséquente de la capacité d'échange cationique. Cette augmentation est très importante avec la boue BV et moindre avec la boue BA. Ainsi, à l'instant T0, à pH 4, la capacité d'échange cationique de ST est de 6,8 cmolc.kg⁻¹, celle de SBA est de 8,1 et celle de SBV est de 9,9. La différence entre les échantillons augmente avec l'élévation du pH : à pH 5, la CEC est de 9,6 pour ST de 12,3

pour SBA et de 19,1 pour SBV. A pH 6 la CEC est de 15,9 pour ST, 20,3 pour SBA et 32,9 pour SBV. Compte tenu des conditions expérimentales, cette différence ne peut être attribuée qu'à la matière organique apportée. On observe que l'augmentation de CEC induite par l'apport de boue BV est toujours plus importante que celle induite par les boues BA et ce pour une quantité moindre de carbone organique. Cette différence semble révéler la présence d'une matière organique possédant davantage de groupements fonctionnels dans le cas des boues V.

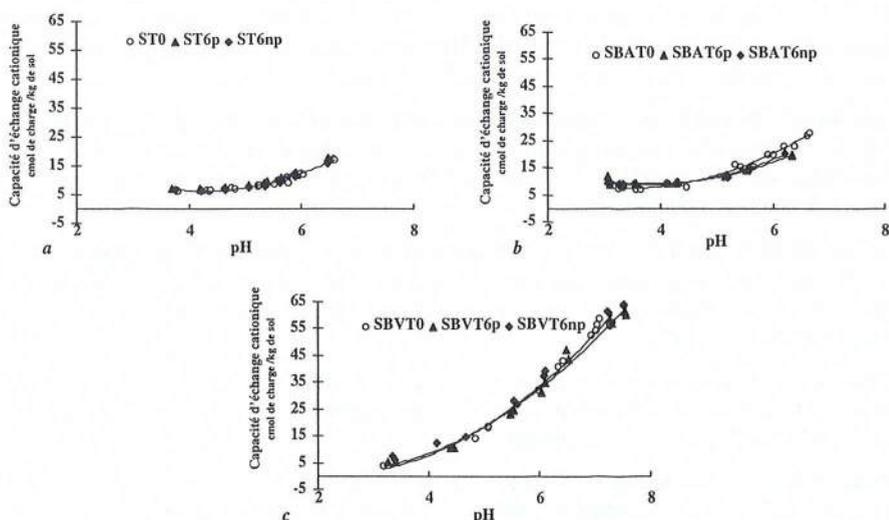


Figure 3 : Evolution de la capacité d'échange cationique en fonction du pH
 a : Sol témoin ; b : Sol + BA ; c : Sol + BV

CEC cmolc.kg⁻¹

PH	ST			SBA			SBV		
	4	5	6	4	5	6	4	5	6
T0	6,8	9,6	15,9	8,1	12,3	20,3	9,9	19,1	32,9
T6 p	5,9	9,0	16,5	9,2	11,5	17,2	8,8	18,2	32,1
T6 np	6,8	9,2	16,8	8,8	11,7	18,2	7,6	18,2	33,5

Tableau 3: estimation de la capacité d'échange cationique à partir des courbes polynomiales calculées pour les échantillons ST, SBA et SBV, à T0, T6, planté et non-planté, pour les pH 4, 5 et 6

Des expérimentations en cours sur la matière organique permettront de compléter ces données.

L'évolution dans le temps de la CEC des échantillons ST en fonction de la quantité de base ou d'acide ajoutée ne présente pas de différence, à T0 et T6mois, planté ou non-planté : les CEC mesurées sont proches de 6 cmolc.kg⁻¹ à pH 4, de 9 cmolc.kg⁻¹ à pH 5 et de 16 cmolc.kg⁻¹ à pH 6. Pour T6np, elles sont de 6,8 cmolc.kg⁻¹ à pH 4, de 9,2 cmolc.kg⁻¹ à pH 5 et de 16,8 cmolc.kg⁻¹ à pH 6.

Pour les échantillons SBA, T0 et T6 présentent une différence : après 6 mois, l'évolution de la CEC de l'échantillon SBA en fonction du pH se rapproche de ST. La CEC, respectivement pour les échantillons T6p puis T6 np, est de 9,2 cmolc.kg⁻¹ et 8,8 cmolc.kg⁻¹ pour un pH de 4, 11,5 cmolc.kg⁻¹ et 11,7 cmolc.kg⁻¹ pour un pH de 5 et 17,2 cmolc.kg⁻¹ et 18,2 cmolc.kg⁻¹ pour un pH de 6.

Cette différence peut être attribuée à une minéralisation de la matière organique des boues BA entre T0 et T6. On mesure l'effet de cette minéralisation sur le complexe d'échange du sol, même si le carbone apporté par les boues dans le sol est toujours relativement élevé.

Cette minéralisation entraîne une diminution du nombre de sites négatifs provenant de la matière organique.

Le suivi de la CEC sur les échantillons SBV n'a pas mis en évidence de différence après 6 mois pour les échantillons T6p et T6np.

La boue BV contient probablement une matière organique plus apte à fixer les cations que celle de la boue BA. Cette réactivité supérieure peut résulter de transformations de la matière organique au cours des différentes étapes de traitements : éliminations de la pollution azotée, fermentation méthanique. Après ces traitements, il reste une matière organique évoluée, peu biodégradable, et apparemment riche en groupements fonctionnels.

Par ailleurs, l'adjonction de chaux permet de stabiliser davantage encore cette matière organique et la rend ainsi moins disponible pour les micro-organismes.

4. Conclusion

Cette étude a mis en évidence une réactivité et une biodégradabilité différentes pour les boues étudiées.

Ainsi, l'apport de boue d'Aurillac entraîne une augmentation de CEC plus modérée que l'apport de boue de Valenton. En outre, l'effet de la boue d'Aurillac sur le pouvoir tampon est moins important et disparaît quasiment au bout de 6 mois. La boue de Valenton induit un fort pouvoir tampon. L'effet de cet apport se maintient après 6 mois. Si le chaulage des boues explique le pouvoir tampon et la stabilité observés au cours du temps, les différences avec les boues BA dans les capacités d'échange, résultent probablement de la nature de la matière organique présente dans les deux boues. En effet, les étapes de traitements supplémentaires imposées aux boues BV ont entraîné une évolution distincte de la matière organique initiale. Ainsi, la matière organique présente dans les boues BV semble contenir davantage de groupements fonctionnels, susceptibles de fixer des éléments échangeables.

Notre étude montre que la capacité d'échange cationique pourrait être un paramètre indicatif de la réactivité de la boue et des capacités d'adsorption du mélange sol/boue. Des expérimentations en cours devraient compléter notre étude et permettre de relier la nature de la matière organique présente dans chaque échantillon et les propriétés observées. La nature de la matière organique sera précisée par l'étude des substances humiques et des groupements fonctionnels impliqués dans les réactions d'adsorption/désorption des cations. Par ailleurs, nous nous intéresserons à la répartition des métaux dans les différentes phases constituant le sol et les mélanges sol/boue afin de voir si l'étude de la CEC permet de traduire cette distribution et son évolution au cours du temps.

Un autre volet de notre travail portera sur une analyse des parties aériennes et racinaires des végétaux plantés, afin de démontrer les conséquences agronomiques de ces épandages de boues de natures différentes.

Cette étude a été réalisée en collaboration avec le SIAAP, l'IUT de Biotechnologies Appliquées de Clermont1/Aurillac ainsi que la Chambre d'Agriculture du Cantal.

Nous tenons également à remercier M. Dommergues pour la mise à disposition de son champ

Bibliographie

- Anderson S.J. & Sposito G. (1992). Proton surface-charge density in soils with structural & pH-dependant charge. *Soil Sci. Soc.Am. J.*56, p 1437-1443.
- Bruckert S. & Rouiller J. (1994). Mécanisme de régulation du pH dans les sols *In* M. Bonneau & B. Souchier (eds), *Pédologie 2 : constituants et propriétés du sol*, p 511-524. Masson, Paris.
- Degrémont (1989) *Mémento technique de l'eau*, neuvième édition, 1480 p.
- Document SIAAP. l'usine d'épuration Seine Amont.
- Evans L.J. (1989) Chemistry of metal retention by soils. *Environ. Sci.Technol.*, 23 (9), p 1046-1046
- Gillman G.P.(1984). Using variable charge characteristics to understand the exchangeable cation status of oxic soils. *Aust. J. Soil.Res.*, 22, p 71-80.
- Gillman G.P.(1991). The chemical properties of acid soils with emphasis on soils of the humid tropics. *In* R.J. Wright (ed.), *Plant-soil interactions at low pH*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, p 3-14.
- Gillman G.P. & Bell L.C. (1978). Soil solution studies on weathered soils from tropical north Queensland. *Aust. J. Soil.Res.*, 16, p 67-77.
- Gillman G.P. & Summer M.E. (1987). Surface charge characterization and soil solution composition of four soils from the southern Piedmont in Georgia. *Soil Sc.Soc.Am.J.*, 51, p 589-594.
- Haile A. (1982). *Étude de l'effet d'amendements minéraux sur la réduction des pertes minérales par lixiviation dans quelques sols dominés par des colloïdes à charges variables*. Thèse de Doctorat, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, France, 131p et annexes
- Hue N.V., Silva J.A., Arifin R. (1988), Sewage sludge-soil interactions as mesured by plant and soil chemical composition. *J. Environ. Qual.*, 17, p 384-390.
- Marcano-Martinez E. & McBride M.B. (1989). Comparison of the titration and ion adsorption Methods for surface charge in oxisols. *Soil Sc.Soc.Am.J.*, 53, p 1040-1045.
- Petronio B.M., Soldani M., Petruzelli G., Gennaro M.C., Vanni A. & Liberatori A. (1993).The effect of sludge stabilization conditions on soil organic compounds interactions. *Environmental Technology*, 14, p 989-994.
- Petronio B.M., Soldani M., Petruzelli G., Gennaro M.C., Vanni A., Liberatori A. (1995). Sorption capacities of soil, effect of organic compounds. *Environmental Technology*, 16, 1, p 81-88.
- Remy & Orsini (1976). Utilisation du chlorure de cobaltihexamine pour la détermination simultanée de la capacité d'échange et des bases échangeables des sols. *Science du Sol.* 4, p 269-275.
- Uehara G. & Gillman G.P. (1980). Charge characteristics of soils with variable and permanent charge minerals : II. Experimental. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44, p 252-255.
- Wada K. (1985).The distinctive properties of Andosols. *Adv. Soil Sci.*, 2, p 173-229.

RÉHABILITATION DES SOLS CONTAMINÉS

APPLICATION DU FROID ARTIFICIEL A LA DEPOLLUTION D'UN SOL CONTAMINE PAR DES METAUX LOURDS

Guillaume Gay et Aza Azouni, L.M.S.G.C. (U.M.R. 113 L.C.P.C./C.N.R.S.),
2 allée Kepler, Cité Descartes, 77420 Champs-sur-Marne.
Tél. : 01.40.43.54.67. Fax : 01.40.43.54.85. Adele : guillaume.gay@lcpc.fr

Résumé

L'application du froid artificiel à un sol contaminé, ou « cryodépollution », constitue une nouvelle technique de dépollution capable de faire face aux métaux lourds sous plusieurs formes. Le principe de la méthode repose sur la capacité de l'interface entre les phases solide et liquide, appelée également front de solidification ou front de gel, à rejeter lors de sa progression à la fois les sels métalliques dissous et les particules non miscibles associées à des métaux lourds. Ces deux mécanismes bien distincts sont décrits sur le plan théorique, abstraction faite dans un premier temps de la structure poreuse. La procédure expérimentale, mise au point pour étudier la cryodépollution à petite échelle, est ensuite détaillée.

1. La cryodépollution des sols

Les métaux lourds qui contaminent un sol peuvent y être présents sous plusieurs spéciations en fonction des conditions physico-chimiques du milieu (Yong *et al.*, 1992 ; Evans, 1989) :

- dissous sous forme de sels métalliques dans la phase liquide du sol ;
- précipités d'hydroxydes, de carbonates ;
- complexés avec les composantes minérales et organiques du sol ;
- adsorbés à la surface des colloïdes argileux.

Les techniques existant actuellement pour dépolluer les sols contaminés par des métaux lourds s'attaquent uniquement à un nombre restreint de spéciations de ces polluants (Destribats *et al.*, 1994). L'électrodépollution par exemple n'agit que sur les métaux lourds dissous ou associés à de petites particules très mobiles dans le milieu poreux (Yeung *et al.*, 1997 ; Acar and Alshawabkeh, 1993 ; Probststein and Hicks, 1993).

La cryodépollution est une nouvelle technique de décontamination des sols, encore au stade du laboratoire. Elle consiste à appliquer au sol pollué un gradient thermique de sorte que celui-ci gèle du bas vers le haut. La propagation du front de gel dans le sol, à une vitesse contrôlée, crée les conditions favorables à la répulsion des polluants métalliques (Gay and Azouni, 1998). L'avantage de cette technique est sa grande indépendance vis à vis de la spéciation des métaux lourds : elle s'applique aussi bien aux sels métalliques dissous qu'aux particules non miscibles associées à des métaux lourds. Sont a priori exclus du champ d'application de la méthode les métaux lourds complexés avec des matières organiques de

taille importante, ainsi que ceux en phase précipitée. L'inconvénient de la méthode sera très certainement son coût énergétique. Elle reste cependant applicable dans certaines circonstances particulières (par exemple les sites confinés) pour lesquelles les techniques actuelles ne sont pas efficaces ou rentables.

Sur le plan théorique, les mécanismes impliqués dans la ségrégation des sels métalliques et dans la répulsion des particules non miscibles par un front de solidification, en l'absence de milieu poreux, sont connus. L'influence de la structure poreuse sur cette ségrégation et cette répulsion reste encore mal cernée.

Sur le plan pratique, des expériences de cryodépollution sont conduites en laboratoire à petite échelle sur des suspensions argileuses polluées « artificiellement » par des métaux lourds. Ces expériences doivent permettre d'étudier la réelle influence de la structure poreuse et de déterminer les conditions optimales d'application de la technique.

2. Ségrégation des sels par un front de solidification

Pour certaines valeurs de pH et de concentrations, les polluants métalliques peuvent être présents sous forme de sels dissous, tels que nitrates, chlorures ou sulfates, dans la phase liquide du sol. Pour expliquer comment un front de solidification peut ségréguer ces sels métalliques, on commence par considérer l'absence de structure poreuse. Le principe décrit ci-dessous est le même que celui utilisé par les métallurgistes pour purifier un alliage métallique (Chalmers, 1964 ; Tiller, 1963).

La ségrégation des sels par un front de solidification n'est pas systématique : elle ne concerne que les sels ayant une plus grande solubilité dans la phase liquide que dans la phase solide. Si cette condition est satisfaite, et c'est le cas pour la plupart des sels métalliques, le diagramme d'équilibre binaire de l'eau et du sel considéré a la même allure que celle donnée par la figure 1, c'est à dire que les pentes du liquidus et du solidus sont négatives.

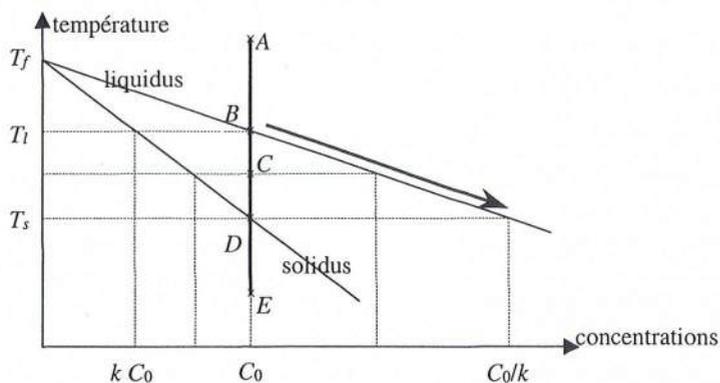


Figure 1 : diagramme d'équilibre binaire de l'eau et d'un sel faiblement concentré.

Soit une solution contenant une concentration initiale en sel C_0 supposée homogène et relativement faible (de l'ordre de quelques pour-cent). Elle est initialement à la température T_{ini} , supérieure à la température de fusion de l'eau T_f . On abaisse progressivement sa température ; cet abaissement est représenté sur la figure 1 par le segment AE . A la

température T_f , la solution ne se solidifie pas. En effet, la présence de sel induit un retard à la solidification. Ce retard est d'autant plus important que la concentration en sel est élevée ; ceci est traduit par l'approximation suivante :

$$T_f - T_i = \frac{\mathcal{R} T_f^2}{L_f} \frac{M_{eau}}{\rho_{eau}} C_0 \quad (1)$$

où T_i est la température de début de solidification en présence d'une concentration C_0 en sel, \mathcal{R} la constante des gaz parfaits, L_f la chaleur latente molaire de fusion de l'eau, M_{eau} et ρ_{eau} respectivement la masse molaire et la masse volumique de l'eau.

La solution commence à se solidifier à la température T_i (cf. le point *B* sur la figure 1). Les premiers cristaux formés ont une concentration en sel de $k C_0$ où k est appelé coefficient de partition. Lorsque le front de solidification ségrège les sels, on vérifie que $k < 1$. En abaissant encore la température, la solidification continue ; un état intermédiaire de la solidification est donné sur la figure 1 par le point *C*. La flèche en gras sur la figure 1 indique que la concentration en sel dans la phase liquide, au niveau de l'interface, croît régulièrement au fur et à mesure que la solution se solidifie. La solidification s'achève avec la formation des derniers cristaux, à la température T_s ; le point *D* repère cet instant sur la figure 1. A ce moment, la phase liquide à l'interface a une concentration en sel égale à $C_0/k > C_0$. La phase liquide s'est bien enrichie en sel.

Une fois repoussés dans la phase liquide, les sels se comportent de différentes façons selon la vitesse du front (Chalmers, 1964 ; Tiller, 1963 ; Tiller *et al.*, 1953). Si celle-ci est suffisamment lente, les sels diffusent dans l'eau et leur concentration C_l obéit à une loi du type :

$$D \frac{d^2 C_l}{dz^2} + v_f \frac{d C_l}{dz} = 0 \quad (2)$$

où D est le coefficient de diffusion du sel dans l'eau, v_f la vitesse de propagation du front de solidification, et où z repère l'axe de cette propagation. Autrement dit, la concentration en sels dans la phase liquide décroît exponentiellement au fur et à mesure que l'on s'éloigne du front. En revanche, si l'interface solide-liquide progresse rapidement, les sels repoussés n'ont pas le temps de diffuser et forment une couche homogène à l'aval du front.

3. Interactions entre un front de solidification et une particule non miscible

Les métaux lourds présents dans un sol contaminé peuvent être associés à des particules non miscibles comme les colloïdes argileux. Un front de solidification peut repousser ce type de particules (Corte, 1962) et a fortiori les polluants métalliques qui leur sont associés. Les mécanismes impliqués dans cette répulsion sont expliqués ci-après, en faisant abstraction de la structure poreuse. On considère dans ce qui suit une unique particule sphérique, de rayon R , non miscible en suspension dans de l'eau en cours de solidification (cf. figure 2).

Deux approches différentes permettent d'étudier la répulsion d'une particule par un front de solidification : une étude des forces s'exerçant sur la particule et une description

thermodynamique de la répulsion. Seule l'étude des interactions entre la particule et le front est abordée ici ; pour l'approche thermodynamique, se référer à Gay *et al.* (1999).

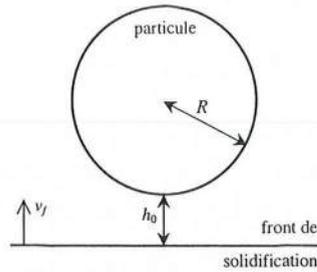


Figure 2 : conventions pour l'étude des interactions entre une particule sphérique et un front de solidification.

3.1 Description qualitative

En s'approchant du front de solidification, la particule va subir diverses interactions. Certaines sont attractives : elles tendent à plaquer la particule au front et favorisent donc son piégeage. D'autres sont répulsives : elles tendent à écarter la particule du front et favorisent donc sa répulsion. En appliquant le principe fondamental de la mécanique au système particule-front, on distingue deux domaines :

- un où les forces attractives sont prédominantes : la particule est alors piégée ;
- un où les forces répulsives sont prédominantes : la particule est alors repoussée.

La limite entre les deux domaines dépend d'un certain nombre de paramètres, dont deux sont importants : la vitesse de progression du front v_f et la taille de la particule. Pour une particule de nature et de taille données, la limite entre les deux domaines précédents est fonction de la vitesse du front. Pour une particule donnée, il est donc possible de définir une vitesse critique v_c du front telle que :

- si $v_f < v_c$ alors la particule est repoussée par le front ;
- si $v_f > v_c$ alors la particule est piégée dans la phase solide.

Ainsi, il faut que la vitesse du front soit suffisamment lente pour repousser une particule donnée.

Dans l'étude des interactions entre un front de solidification et une particule non miscible, on distingue trois effets physiques (Azouni *et al.*, 1995) :

- la pesanteur ;
- l'hydrodynamique ;
- les interactions moléculaires.

3.2 La force de pesanteur

La particule, immergée dans la phase liquide, est soumise au champ de gravitation. Cette influence n'est vraiment sensible que pour des particules ayant une taille au moins de l'ordre

du millimètre (Yemmou, 1991). Pour une particule plus dense que la phase liquide (seul cas véritablement intéressant), la force de pesanteur est attractive.

3.3 Les forces hydrodynamiques

Deux phénomènes hydrodynamiques agissent sur la particule : un répulsif et un attractif (Casses, 1994).

On peut comparer la situation dans laquelle un front de solidification s'approche d'une particule fixe à la situation où une particule sédimente vers un plan immobile. Dans cette configuration, lorsque la particule s'approche du front, le liquide entre la particule et le front est comprimé. Un écoulement des zones de forte pression vers les zones de basse pression se produit alors, donnant lieu à une force répulsive. Cette force est proportionnelle au rayon R de la particule.

Quand le front s'approche relativement près de la particule, c'est à dire lorsque $h_0 \ll R$ où h_0 est la distance entre le front et la particule, alors on ne peut plus considérer la particule comme fixe dans la phase liquide. En tenant compte de son mouvement, et du fait que le liquide est quasiment solidifié sur place au cours de la solidification, une dépression apparaît entre la particule et le front. L'écoulement induit donne cette fois lieu à une force attractive, qui varie en R^2/h_0 .

Avec $h_0 \ll R$, la force hydrodynamique globale est attractive.

3.4 Les forces moléculaires

Dans un film liquide compris entre deux solides, ce qui est le cas étudié, les forces moléculaires donnent naissance à une pression qui peut soit s'opposer à la compression du fluide (pression de disjonction) soit la favoriser (pression de conjonction). Ces forces moléculaires sont de trois natures (Israelachvili, 1985) :

- les interactions de Van der Waals ;
- les interactions électrostatiques de Debye lorsque l'interface et la particule ont des charges de surface ;
- les interactions de structure pour des films très minces (épaisseur inférieure à 10^{-8} m).

Dans la configuration qui nous intéresse, les interactions de Van der Waals sont prédominantes. Le caractère répulsif ou attractif des interactions moléculaires est fonction du signe de la constante de Hamaker \mathcal{A} :

- dans la plupart des cas, $\mathcal{A} > 0$ et les forces moléculaires sont attractives. La particule, ne subissant que des forces attractives, est alors piégée.
- Dans le cas particulier d'un système particule-eau-glace, on vérifie $\mathcal{A} < 0$. Les forces moléculaires sont alors répulsives.

Si la pression de disjonction est suffisante pour vaincre les forces attractives, alors la particule est repoussée. La vitesse critique du front de solidification pour une particule donnée peut ainsi être obtenue à partir des expressions des forces s'exerçant sur la particule (Azouni and Casses, 1998 ; Casses and Azouni-Aïdi, 1994).

4. Influence du milieu poreux

Face au gel, les sols peuvent se comporter de deux façons distinctes :

- les sols les plus grossiers (sables, graviers) gèlent « en masse », sans augmentation de leur volume. On parle de sols non gélifs.
- Les sols les plus fins (argiles, limons) gèlent par couches, ou feuillets. Ils peuvent changer de volume au cours du gel. En effet, la quantité de glace formée dans un feuillet est supérieure à ce que la quantité d'eau initialement présente dans ce feuillet pouvait laisser prévoir. On parle de sols gélifs.

Les sols non gélifs ne devraient pas perturber fondamentalement les mécanismes de répulsion tels que décrits précédemment. Tout au plus induiront-ils un retard dans le processus de dépollution.

Le comportement particulier des sols gélifs peut s'expliquer à partir de deux phénomènes importants :

- dans un milieu poreux, il reste toujours une fine couche d'eau sur la paroi des pores qui ne gèle pas et acquiert des propriétés proches de celles de la glace ;
- il existe un écoulement d'eau de la zone non encore gelée vers la zone en cours de gel (Vignes and Dijkema, 1974).

La couche d'eau non gelée à la paroi des pores peut entraîner une rétention des sels métalliques. Quant à l'écoulement d'eau observé, il se fait dans le sens contraire à la migration des sels métalliques et à la répulsion des particules non miscibles. Ces deux phénomènes sont donc des obstacles au bon déroulement des processus de dépollution présentés dans les sections précédentes.

L'influence exacte de la structure poreuse sur la ségrégation des sels et sur la répulsion des particules non miscibles reste encore complexe à évaluer sur le plan théorique. C'est pourquoi nous avons développé un dispositif expérimental pour observer et quantifier le rôle de la matrice poreuse.

5. Procédure expérimentale

Les expériences de cryodépollution sont menées à petite échelle sur différents milieux pollués. Il s'agit tout d'abord de polluer de l'eau pour obtenir des résultats qui serviront de référence pour la suite. Des suspensions colloïdales d'argile, voire de silice dans un second temps, seront alors polluées. Les métaux lourds étudiés sont le zinc et le plomb. Les expériences pourront être étendues ultérieurement aux cas du cuivre et du cadmium.

Afin d'étudier l'influence de la concentration en métaux lourds et du pH du milieu sur l'efficacité de la dépollution, ces paramètres varieront pour chacun des milieux étudiés.

Ces milieux pollués sont placés dans une cellule en Plexiglas de 1 cm d'épaisseur et de dimensions utiles 2 cm×6 cm×8 cm. Les températures à la base et au sommet de la cellule sont contrôlables grâce à deux réservoirs en laiton (cf. figure 3) à travers lesquels circulent des mélanges eau-alcool reliés à deux cryostats.

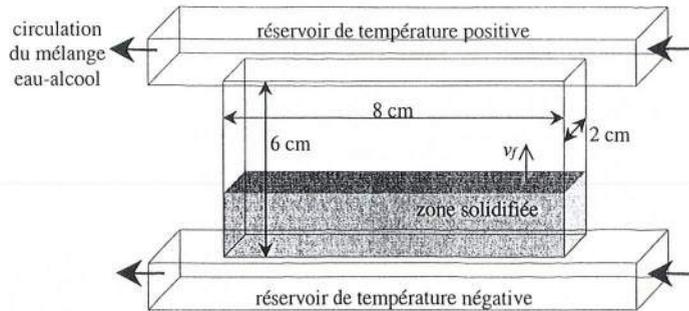


Figure 3 : cellule d'expérience à petite échelle et réservoirs en laiton.

La visualisation de la progression du front de solidification, et éventuellement de la répulsion des polluants métalliques, est assurée par la méthode d'ombroscopie, dont la figure 4 propose une schématisation.

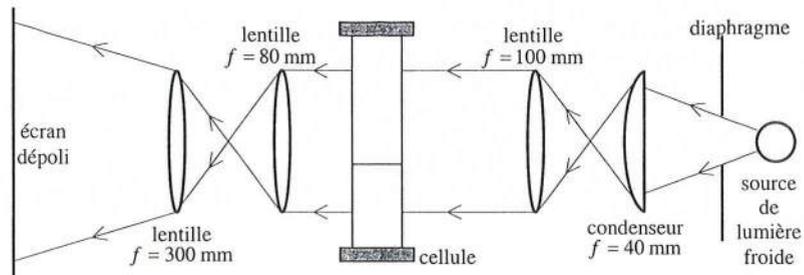


Figure 4 : schéma de principe de la méthode d'ombroscopie.

Une source de lumière froide émet un faisceau lumineux, limité par un diaphragme puis condensé par un condenseur. Le faisceau lumineux est rendu parallèle par une première lentille et traverse alors la cellule en Plexiglas. A la sortie de la cellule, deux autres lentilles permettent la mise au point et l'agrandissement de l'image reçue sur un écran dépoli. Les informations qui arrivent sur l'écran sont captées par une caméra CCD monochrome reliée à une horloge et à un moniteur. Un magnétoscope peut enregistrer certaines séquences, qui seront renvoyées soit vers une imprimante vidéo soit vers un ordinateur qui permettra de traiter les images et les données.

L'expérience une fois terminée, l'échantillon de sol est soumis à analyse pour estimer son taux de dépollution : des mesures de teneurs en métaux lourds sont réalisées par spectrométrie d'émission atomique par plasma.

6. Conclusion

Nous pensons que la cryodépollution est une technique de décontamination des sols pollués par des métaux lourds très prometteuse. Sur le plan théorique, elle peut repousser aussi bien des sels métalliques dissous que des métaux lourds associés à des particules non miscibles. L'influence de la structure poreuse du sol reste encore à évaluer par une approche expérimentale à petite échelle. Ces expériences permettront également d'évaluer le coût de la technique et de définir les conditions optimales de son application sur le terrain.

Bibliographie

- Acar Y. B., Alshwabkeh A. N. (1993). Principles of electrokinetic remediation. *Environmental Science and Technology*, vol. 27 n°13, p. 2638-2647.
- Azouni M. A., Casses P. (1998). Thermophysical properties effects on segregation during solidification. *Advances in Colloid and Interface Science*, vol. 75, p. 83-106.
- Azouni A., Casses P., Yemmou M. (1995). A propos de la rencontre d'une particule sphérique et d'un front de solidification. *Bulletin de la Société Française de Physique*, vol. 99, p. 3-6.
- Casses P. (1994). *Interactions particules/front de solidification : modélisation et expériences*. Thèse de doctorat, Université Paris VII, Paris, France, 158 p.
- Casses P., Azouni-Aïdi M. A. (1994). A general theoretical approach to the behaviour of foreign particles at advancing solid-liquid interfaces. *Advances in Colloid and Interface Science*, vol. 50, p. 103-120.
- Chalmers B. (1964). *Principles of solidification*. John Wiley and Sons Inc., 319 p.
- Corte A. E. (1962). Vertical migration of particles in front of a moving freezing plane. *Journal of Geophysical Research*, vol. 67 n°3, p. 1085-1090.
- Destribats J.-M., Prez E., Soyez B. (1994). *La dépollution des sols en place. Techniques et exemples*. Etudes et Recherches des Laboratoires des Ponts et Chaussées, série Environnement et Génie Urbain EG10, 120 p.
- Evans L. J. (1989). Chemistry of metal retention by soils. *Environmental Science and Technology*, vol. 23 n°9, p. 1046-1056.
- Gay G., Azouni A., Casses P. (1999). Que se passe-t-il lorsqu'une particule touche un front de solidification ? *Proceeding des 25èmes Journées d'Etude des Equilibres entre Phases*, 11 et 12 mars 1999, Annecy, France, p. 5-8.
- Gay G., Azouni A. (1998). An approach of soils cryoremediation. *Proceeding of the meeting of the International Institute of Refrigeration « Permafrost and actions of natural or artificial cooling »*, october 21-23, 1998, Orsay, France, in press.
- Israelachvili J. (1985). *Intermolecular and surface forces*, chapter 11 « Van der Waals forces between surfaces ». Academic Press Inc., p. 137-160.
- Probstein R. F., Hicks R. E. (1993). Removal of contaminants from soils by electric fields. *Science*, vol. 260, p. 498-503.
- Tiller W. A. (1963). Principles of solidification. In Gilman J. J. editor, *The art and science of growing crystals*, p. 276-312.
- Tiller W. A., Jackson K. A., Rutter J. W., Chalmers B. (1953). The redistribution of solute atoms during the solidification of metals. *Acta Metallurgica*, vol. 1, p. 539-541.
- Vignes M., Dijkema K. M. (1974). A model for the freezing of water in a dispersed medium. *Journal of Colloid and Interface Science*, vol. 49 n°2, p. 165-172.
- Yemmou M. (1991). *Etude des interactions particules/front de solidification*. Thèse de doctorat, Université Paris VII, Paris, France, 189 p.
- Yeung A. T., Hsu C.-N., Menon R. M. (1997). Physico-chemical soil/contaminant interactions during electrokinetic extraction. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 55, p. 221-237.
- Yong R. N., Mohammed A. M. O., Warkentin B. P. (1992). *Principles of contaminant transport in soils*, chapter V « Contaminant/soil interaction ». Elsevier, collection « Developments in Geotechnical Engineering » n°73, p. 143-180.

BIODEPOLLUTION DE SOLS INDUSTRIELS CONTAMINÉS PAR DES HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES

Christian Mougin, INRA (UPMC), route de Saint-Cyr, 78026 Versailles cedex
Tél: 01.30.83.31.02. Fax : 01.30.83.31.19. Adele : mougin@versailles.inra.fr

Résumé

Cette étude porte sur l'utilisation de champignons filamenteux allochtones capables de dégrader les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les sols, dans le but de développer une technologie de biodépollution de sols industriels. Elle nécessite d'abord la mise au point et le développement d'outils pour identifier les souches performantes, les inoculer et suivre leur devenir dans les sols, et y évaluer la disponibilité des polluants. Ensuite, l'étude aborde la dégradation des hydrocarbures aromatiques polycycliques par les souches sélectionnées, dans les sols et en bioréacteurs.

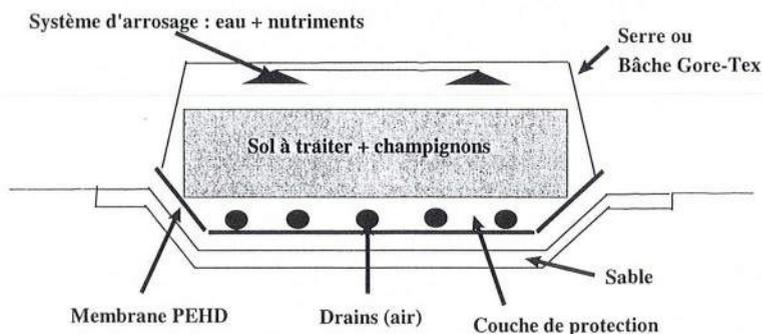
1. Introduction

Le traitement biologique des sols pollués consiste à utiliser des organismes (plantes) ou des micro-organismes (bactéries) pour y transformer les polluants. Jusqu'à présent, on ne connaît pas de composés organiques qui ne soient pas biodégradables sous certaines conditions et à plus ou moins long terme. Ainsi, l'art de la biodépollution réside dans l'accélération de phénomènes naturels. Quels que soient les organismes utilisés, la dégradation biologique sera directement ou indirectement réalisée par les enzymes qu'ils sont capables de produire. Ces enzymes seront intracellulaires, ce qui implique la pénétration du polluant dans les cellules, ou exocellulaires, les enzymes étant sécrétées dans le milieu. Dans tous les cas, le polluant devra être biodisponible pour être dégradé, c'est-à-dire de trouver au moins en partie solubilisé dans la phase aqueuse du sol.

A l'INRA, l'Unité de Phytopharmacie et Médiateurs Chimiques et L'Unité de Biotechnologie des Champignons Filamenteux poursuivent depuis plusieurs années des recherches sur la biochimie et la physiologie des champignons filamenteux pour développer des procédés nouveaux et répondre aux besoins des industries et des collectivités. Ainsi, il a été montré l'efficacité de ces organismes à dégrader des xénobiotiques organiques (pesticides) en milieu liquide ou dans des sols agricoles.

Dans le cadre d'une collaboration COGEMA/KREBS/INRA, des travaux de recherche et de développement dans le domaine de la dépollution biologique de sols industriels contaminés par des composés organiques persistants ont débuté fin 1995. Ils ont conduit au financement de la thèse de R. Rama. Les principaux objectifs de cette thèse étaient d'évaluer en laboratoire une technologie de biodépollution basée sur l'utilisation de champignons filamenteux allochtones (bioaugmentation), de développer les outils nécessaires à sa mise en œuvre et de valider un procédé de traitement à l'échelle pilote extrapolable à l'échelle industrielle. Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) ont été choisis comme modèle de

pollution. Le procédé retenu est le traitement des terres excavées en biotierre (Figure 1). Dans ce cas, les terres sont mélangées avec les champignons sélectionnés et déposées sur une enceinte étanche. Des drains permettent le drainage des lixiviats, ainsi que l'oxygénation, le



maintien de l'humidité du sol et l'apport d'éléments nutritifs. L'ensemble est recouvert d'une bâche limitant les échanges avec l'extérieur.

Figure 1 : Mise en œuvre du traitement de sol en biotierre

Les champignons filamenteux comprennent les zygomycètes, les ascomycètes, les deutéromycètes et les basidiomycètes, dont les pourritures brunes ou blanches. Les champignons de la pourriture blanche sont actuellement les plus étudiés. Ils assurent dans la nature la dépolymérisation et la minéralisation de la lignine, et permettent ainsi la déstructuration des fibres du bois. Ils produisent un grand nombre de systèmes exo- et intracellulaires. Les premiers, peu spécifiques et à fort pouvoir oxydant, comprennent en particulier les peroxydases du système ligninolytique (lignine et manganèse peroxydases) et des phénoloxydases (laccases)(Barr and Aust, 1994). Les seconds sont classiquement impliqués dans la biotransformation des xénobiotiques chez les eucaryotes (cytochromes P450). Cette richesse enzymatique permet à ces champignons d'assurer un grand nombre de réactions chimiques (oxydation, réduction, hydrolyse, conjugaison et oligomérisation) sur des xénobiotiques de structures variées. Notre étude porte sur l'ensemble des champignons filamenteux, mais les propriétés spécifiques des pourritures blanches nous ont conduit à travailler plus particulièrement sur ces souches.

Dans un premier temps, nous avons développé des outils nécessaires à l'évaluation de la faisabilité du traitement fongique de sols pollués. Ils sont adaptés à tout type de sol et à tout type de polluant organique. Ils ont été appliqués au cas particulier des HAP. Dans un deuxième temps nous avons réalisé des études relatives à la dégradation des HAP par les champignons en sol et en bioréacteurs.

2. Mise au point et développement d'outils pour l'évaluation de la faisabilité du traitement

2.1 Protocole d'évaluation au laboratoire des capacités des champignons filamenteux à dégrader des xénobiotiques dans un milieu triphasique

Dans des études de biodégradation de composés organiques en sol, il est nécessaire de tenir compte de capacités biologiques du micro-organisme et de la disponibilité du polluant. En sol,

le champignon se développe dans un milieu triphasique (phase solide, phase liquide, phase gazeuse) où la terre lui sert de support. Des mesures d'activités enzymatiques et de biomasse démontrent que les champignons cultivés sur support solide ne possèdent pas le même métabolisme que ceux cultivés en milieu liquide. Il est donc indispensable de définir au laboratoire des conditions qui simulent le métabolisme du champignon dans le sol et s'affranchissent du problème de biodisponibilité du polluant spécifique de chaque type de sol. Dans notre protocole, le sol est remplacé par un sable inerte humidifié par un milieu nutritif adapté aux champignons filamenteux.

Dix souches de champignons filamenteux ont été testées pour leur aptitude à dégrader en mélange le phénanthrène et le benzo[a]pyrène en milieu triphasique (Rama-Mercier *et al.*, 1998). Deux d'entre elles (un zygomycète et un basidiomycète) se sont montrées les plus efficaces à transformer les HAP. Seulement 12% et 53% de la quantité initiale de phénanthrène et de benzo[a]pyrène étaient dosés après 28 jours d'incubation en présence de la première souche, tandis que seulement 2% et 18% étaient mesurés dans les mêmes conditions en présence de la deuxième. L'utilisation de molécules marquées au ¹⁴C nous a permis de suivre la formation de métabolites à partir des molécules mères. Pour la plupart des souches étudiées, la dégradation des HAP génère peu de métabolites solubles dans l'eau ou les solvants organiques. De même, la minéralisation des HAP est très faible. Cependant, les deux souches dégradant le plus activement les HAP présentent des profils de dégradation différents. La première produit les plus fortes quantités de métabolites hydrosolubles (22% de la radioactivité totale), la seconde génère des composés volatils (Rama *et al.*, 1999).

2.2 Définition d'un protocole d'ensemencement d'un sol par des champignons filamenteux

Le développement de champignons filamenteux dans un sol à partir d'un inoculum liquide est limité. Une colonisation massive et durable du sol est obtenue en introduisant le champignon après une étape de précroissance sur un support. Ce support doit répondre à des critères économiques (coût faible), nutritionnels (apporter une source de carbone, conserver l'humidité) et mécaniques (résister à l'écrasement pour foisonner le sol). Suite aux tests réalisés avec différentes matières organiques (essentiellement des sous-produits de l'agriculture) ou minérales, un support d'inoculation a été développé à base de son de blé. Les résultats obtenus avec ce support démontrent qu'un champignon survit pendant plusieurs mois dans un sol industriel pollué par des HAP. Mais la quantité de biomasse fongique tend à diminuer au cours du temps en l'absence de tout apport nutritif. Des ajouts de carbone, azote et phosphore après l'inoculation permettent de doubler la biomasse fongique dans le sol en 1 mois.

2.3 Suivi du devenir des souches fongiques dans le sol

La quantification de la biomasse fongique sur des matrices solides est réalisée par extraction et dosage de l'ergostérol membranaire. Le protocole a été adapté au cas particulier des sols pollués par des HAP. Les essais de croissance en sol montrent que le champignon introduit sur support produit un peu plus de biomasse dans un sol agricole non pollué (20%) que dans un sol industriel contenant environ 2500 mg/kg de HAP. L'effet toxique des HAP sur la croissance des champignons dans le sol est donc faible. L'évaluation de l'activité métabolique des champignons s'effectue par la mesure de la production d'enzymes exocellulaires (laccases et peroxydases). L'extraction est réalisée par lavage du sol avec un tampon adéquat, et les activités enzymatiques sont mesurées à l'aide de tests spectrophotométriques spécifiques après

purification des extraits. Nous avons ainsi mis en évidence la production d'oxydases exocellulaires chez certains basidiomycètes se développant dans les sols industriels pollués. Ainsi, la production des laccases s'effectue pendant la phase de croissance du champignon (Figure 2).

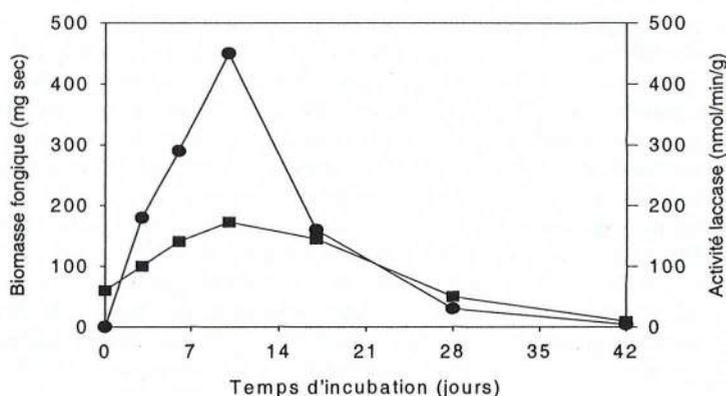


Figure 2 : Biomasse fongique ■ et activité laccase ● dans un sol industriel inoculé avec un champignon filamenteux

2.4 2 Evaluation de la biodisponibilité des polluants organiques dans les sols

Essai de biodisponibilité en conditions aérobies

Cette évaluation consiste à mettre en suspension des échantillons de sol dans un milieu nutritif défini avec ou sans ajout de microorganismes exogènes. Les concentrations en polluant dans le sol et dans la phase aqueuse sont suivies sur 3 mois. La cinétique de disparition des polluants dans le sol permet de définir un seuil au-delà duquel il n'y aura plus de biodégradation, car la biodisponibilité est insuffisante.

Influence de molécules tensioactives sur la biodisponibilité

De façon générale, les polluants organiques hydrophobes et peu solubles dans l'eau interagissent fortement avec la matière organique des sols. L'utilisation de molécules tensioactives favorise leur désorption. L'efficacité d'un surfactant donné est évaluée à partir des cinétiques de désorption en milieu immergé. Le choix du tensioactif doit également prendre en compte sa toxicité vis à vis du champignon. Nos résultats de lavage démontrent qu'à des concentrations supérieures à leur CMC, les tensioactifs cationiques et neutres peuvent solubiliser des HAP présents dans un sol depuis des dizaines d'années (Dur *et al.*, 1999). Par contre, le pouvoir de solubilisation des surfactants sur les HAP du sol industriel est nul pour les tensioactifs anioniques étudiés. Pourtant certains d'entre eux donnaient des résultats satisfaisants en milieu liquide. Il paraît donc indispensable de compléter les expériences de solubilisation en milieu liquide par des essais avec le sol à traiter. On remarque cependant que le pouvoir de solubilisation des surfactants reste faible (10% du stock de HAP), mais il peut être suffisamment important pour augmenter la biodégradation.

3. Etude de la dégradation des HAP par les champignons filamenteux

3.1 En sol

Des études de dégradation, rendues possibles par la mise au point de supports d'inoculation, ont été menées sur des sols artificiellement contaminés par des HAP, et sur des échantillons de sol prélevés sur sites d'anciennes usines à gaz. Elles ont d'ailleurs nécessité l'adaptation de techniques analytiques pour suivre les 16 HAP définis par l'EPA.

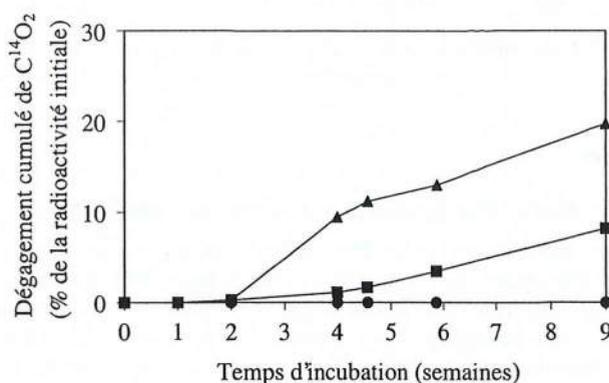


Figure 3 : Minéralisation des HAP dans un sol agricole contaminé artificiellement. (Sol non inoculé : ●, sol inoculé avec le basidiomycète : ■, avec le zygomycète : ▲.)

Un sol agricole a été contaminé avec 100 ppm de phénanthrène et 100 ppm de benzo[a]pyrène et ensemencé avec les deux souches de champignons sélectionnées en milieu triphasique. Après une phase de latence, la minéralisation débute en présence des deux champignons (Figure 3). Au bout de 9 semaines d'incubation, le CO_2 marqué représente respectivement 8% et 20% de la radioactivité totale initiale pour le basidiomycète et le zygomycète.

Les analyses en HPLC confirment la transformation du phénanthrène. Au terme de l'expérience, il reste dans le sol en présence du basidiomycète 35% du phénanthrène initial et 15% dans le cas du zygomycète. Le benzo[a]pyrène se montre plus récalcitrant à l'attaque des champignons, seulement 5 et 17% du benzo[a]pyrène sont dégradés en présence des champignons.

Des études réalisées en sol industriel (pilotes de 10 kg) montrent qu'aucune dégradation ne se produit dans les sols témoins aérés et humidifiés après 20 semaines d'incubation (Tableau 1). Une diminution de 19% des concentrations de HAP légers (2 cycles) se produit en présence du champignon, elle est de voisine de 10% pour les composés plus lourds. Les teneurs en HAP diminuent de 26% et de 30 à 40% pour les HAP légers et lourds en présence de champignon et de tensioactif. Ces résultats démontrent clairement que la biodisponibilité est le facteur limitant la biodégradation des polluants dans les sols.

HAP	Conc. initiales (ppm)	% initiaux	% après 20 semaines		
			eau pure	eau et champignon	eau, champ. et tensioactif
2 cycles	195	100	103	81	74
3 cycles	835	100	103	88	59
4 cycles	1055	100	103	93	61
5 cycles	607	100	101	94	69
6 cycles	193	100	101	86	60
Total	2885	100	102	90	62

Tableau 1 : Evolution des teneurs des sols en HAP après 20 semaines d'incubation.

3.2 En bioréacteurs

Identification du schéma de dégradation du benzo[a]pyrène par la laccase

Les laccases sont des enzymes exo-cellulaires produites par certains basidiomycètes. Il a été montré qu'elles sont impliquées dans la dégradation de quelques HAP dont le benzo[a]pyrène, mais les produits de transformation n'avaient pas été identifiés à ce jour. Des essais de dégradation en réacteur du benzo[a]pyrène marqué au ^{14}C par une laccase purifiée ont permis la production de métabolites en quantité suffisante pour leur identification. La structure de trois composés quinoniques a été déterminée (Rama *et al.*, 1998).

Traitement d'effluents liquides

Des études de dépollution d'effluents liquides chargés en HAP (lixiviats de terre en cours de traitement) sont menées en bioréacteurs avec la laccase purifiée et des champignons entiers. Les essais avec la laccase purifiée sont réalisés en présence de 25% de solvant organique afin de faciliter la solubilisation des HAP et donc le contact enzyme-HAP. Une culture en batch a été réalisée avec un basidiomycète producteur de laccase. Après 10 jours de croissance, il est capable de dégrader 37% des HAP présents dans le mélange complexe issu d'un sol d'ancienne usine à gaz.

4. Conclusions et perspectives

Les outils mis au point sont applicables à toutes les démarches de dépollution de sols contaminés par des composés organiques utilisant la technologie champignon. D'autres outils peuvent être encore développés. Par exemple, il serait intéressant de disposer de sondes immunologiques dirigées contre les exo-enzymes caractéristiques des champignons filamenteux, qui fourniraient un test rapide de terrain nous informatifs de l'état des champignons au long du traitement des sols.

Les fortes teneurs en matière organique des sols d'anciennes usines à gaz aggravent les problèmes de biodisponibilité des HAP. Nos études sur l'utilisation de molécules tensioactives afin d'améliorer la biodisponibilité des HAP d'un sol pourraient conduire à la définition d'un protocole de prétraitement des sols par des surfactants avant l'introduction des champignons.

De même, des études associant les champignons filamenteux à des bactéries productrices de biosurfactants pour les traitements de sols seraient à développer.

Nos résultats montrent que certaines souches de champignons filamenteux présentent un fort potentiel à dégrader les HAP dans des sols industriels et en bioréacteurs. Cependant, les procédés biologiques sont aujourd'hui fortement concurrencés par des procédés physico-chimiques plus facilement maîtrisables et peu coûteux.

Bibliographie

- Barr D.P., Aust S.D. (1994). Mechanisms white rot fungi use to degrade pollutants. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 28, p 79A-87A.
- Dur J.-C., Rama R., Parola H., Chaplain V. (1999). Heterogeneous dissolution of benzo[a]pyrene by surfactant solutions. *Colloids Surf.* (sous presse).
- Rama-Mercier R., Mougin C., Sigoillot J.-C., Sohier L., Chaplain V., Asther M. (1998). Wet sand cultures to screen filamentous fungi for the biotransformation of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Biotechnol. Tech.* Vol. 12, p 725-728.
- Rama R., Mougin C., Boyer F.-D., Kollmann A., Malosse C., Sigoillot J.-C. (1998). Biotransformation of benzo[a]pyrene in bench scale reactor using laccase of *Pycnoporus cinnabarinus*. *Biotechnol. Letters* Vol. 20, p 1101-1104.
- Rama R., Mougin C., Malosse C., Sigoillot J.-C., Chaplain V., Asther M. (1999). Biotransformation of PAHs by the white rot fungus *Trametes versicolor*. Dans *Remediation of Hazardous Waste Contaminated soils*, 2nd édition. Wise D.L., Trantolo D.J., Inyang H.I., Cichon E.J. éditeurs., Dekker Marcel Inc. (sous presse).

DÉVELOPPEMENT DURABLE DES MILIEUX PÉRI-URBAINS

GESTION DURABLE DE L'EPANDAGE AGRICOLE DES BOUES DE STATION D'EPURATION D'EAUX USEES URBAINES

TERCE M⁽¹⁾, CHAUSSOD R⁽²⁾ et LINERES M⁽³⁾

⁽¹⁾ INRA.. Unité de Science du Sol. Route de Saint-Cyr, 78026 Versailles cedex.

⁽²⁾ INRA.. Laboratoire de Microbiologie des Sols –
CMSE. 17 rue Sully - BV 1540, 21034 Dijon cedex.

⁽³⁾ INRA.. Unité d'Agronomie. BP 81, 33883 Villenave d'Ornon cedex.

Résumé

En moyenne, chaque Français génère 73m³/an d'eaux usées, soit 200l/jour, c'est à dire l'équivalent d'une grande baignoire pleine. Ces 200l d'eaux usées sont traitées par des procédés physico-chimiques ou biologiques, ce qui génère un résidu d'épuration appelé boues résiduaires. Ces traitements donnent 5l de boues brutes par jour correspondant à 42g de matière sèche (MS).

Actuellement, en France, nous produisons 900 000 t de MS/an dans nos 13 000 stations d'épuration :

- 50 à 60 % sont épandues en agriculture ;
- 20 à 30 % sont mises en décharge ;
- 15 à 20 % incinérées avec production de résidus à éliminer.

Mais l'interdiction de leur mise en décharge en 2002 ne laissera plus que 2 voies d'élimination. L'achèvement du réseau de raccordement des eaux usées en 2005, entraînera une augmentation de la production de boues : 1,3 millions de tonnes de matières sèches prévues en 2005.

L'épandage agricole de boues est-elle la solution d'avenir ? Pour répondre à cette question, l'INRA a mis en place en 1998 un programme sur 4 ans pour coordonner des recherches sur l'épandage agricole des boues de stations d'épuration (et d'autres déchets urbains et agro-industriels).

L'épandage agricole des boues présente des avantages et des inconvénients. Les boues apportent aux sols des éléments fertilisants (P, N), éventuellement des amendements calciques (boues chaulées) et organiques (les boues contiennent en moyenne 50 % de matières organiques) mais également des éléments indésirables (micro-polluants métalliques et organiques et des germes pathogènes). La teneur en éléments indésirables dépend de la nature et de l'importance du réseau, du système d'épuration et du traitement des boues

Depuis 1998, la réglementation a renforcé le contrôle de la qualité des boues et institué un suivi rigoureux en cas d'épandage sur les terres cultivées. Son objet est de limiter au maximum les risques de pollution des sols et des produits agricoles suite à l'épandage agricole des boues.

L'épandage agricole a donc suscité des programmes de recherche qui intègrent les préoccupations des différents acteurs concernés :

- éviter de polluer les sols ;
- obtenir des produits alimentaires de qualité ;

- avec un risque nul pour la santé humaine.

Tout ceci nécessite une perception intégrée des problèmes environnementaux et des outils de négociations collectives.

1. Introduction

Chaque Français envoie en moyenne 73m³/an, soit 200l/jour d'eaux usées dans le réseau d'assainissement. Ces 200 litres d'eaux usées produisent 5 litres de boues brutes correspondant à 42g de matière sèche (MS). Ces boues sont issues du traitement physico-chimique ou biologique des eaux usées dans les stations d'épuration.

Les pays de l'Union Européenne produisent 7,5 millions de tonnes de matières sèches de boues résiduaires dont 900 000 t/an de MS pour la France à partir de 13 000 stations d'épuration et 2,7 millions de t/an de MS pour l'Allemagne, pays de l'UE le plus gros producteur de boues.

En France, il y a actuellement trois filières d'élimination des boues :

- 50 à 60% sont épandues en agriculture ;
- 20 à 30% sont mises en décharge ;
- 15 à 20% sont incinérées, avec production de déchets ultimes à éliminer.

A partir de juillet 2002, la mise en décharge des boues sera interdite ou fortement limitée (la mise en décharge sera réservée uniquement aux déchets ultimes). Il n'y aura plus que deux voies d'élimination possibles : l'épandage agricole ou l'incinération.

S'il n'y a pas de problème spécifique à l'incinération des boues, le contexte normatif et réglementaire pour l'émission des rejets gazeux des usines d'incinération devient de plus en plus sévère. Malgré l'augmentation du volume des boues, cette filière d'élimination se développe peu à cause de l'augmentation significative des coûts d'investissement provoqués par cette sévérité.

Bien qu'il n'existe pas de chiffre précis, les données s'accordent à dire que le coût de l'incinération aura plus d'incidence sur l'augmentation du m³ d'eau que celui de l'épandage agricole et que ce coût sera encore plus élevé pour les petites stations que pour les grosses.

De plus, à l'échéance de 2005, le réseau d'assainissement français sera terminé et il entraînera une augmentation de la production de boues : 1,3 millions de t de MS prévus en 2005.

Il faut donc s'attendre dans l'avenir à une forte pression pour l'épandage agricole des boues.

2. Qu'apporte l'épandage agricole des boues résiduaires ?

2.1 Composition des boues

Les boues sont constituées d'éléments minéraux et organiques, que l'on pourrait classer schématiquement en des particules minérales (argiles, carbonates, silicates...), des débris organiques grossiers (résidus végétaux, fibres textiles, matières plastiques), de la biomasse morte (résidus de cellules bactériennes...), des polymères organiques hérités ou issus de l'activité de la biomasse (polysaccharides, protéines) et des constituants minéraux et

organiques solubles de petite masse moléculaire. (Li et Gancarczyck, 1990 ; Jorand et al, 1995 ; Chaussod et Nouaïm, 1996).

2.2 Les éléments fertilisants et les amendants apportés par les boues

Les boues contiennent en moyenne 1,5 à 2,5% de phosphore et 4 à 6% d'azote (pourcentage de la matière sèche). Les teneurs en phosphore et azote dépendent de la nature des eaux traitées et du traitement des eaux et des boues. Si l'apport de boues augmente généralement les rendements des cultures, la disponibilité du phosphore et de l'azote des boues est conditionnée par le procédé de traitement utilisé dans la station. (Bourgeois, 1996, Morel et al, 1996).

Le taux de matière organique des boues dépend du type de traitement qu'elles subissent : il peut varier de 70% pour les boues stabilisées par voie aérobie à moins de 30% pour les boues traitées thermiquement. La matière organique des boues est différente de celle des amendements organiques utilisés couramment en agriculture tels que les fumiers ou composts et augmente le stock organique des sols. Elle se décompose lentement dans les sols, même après plusieurs années suivant l'épandage. Elle améliore généralement les propriétés physiques (stabilité structurale, perméabilité) et chimique (augmentation de la capacité d'échange cationique) des sols (Robert et al, 1994, Chaussod et Nouaïm, 1996).

Les boues chaulées peuvent être utilisées comme amendement calcaïque dans des sols acides et ont une action positive sur la structure et la perméabilité des sols (Kockmann et al, 1996).

2.3 Les éléments indésirables apportés par les boues

Ce sont les éléments-traces métalliques, les composés-traces organiques et les germes pathogènes.

La charge en éléments indésirables des boues dépend de la nature du réseau (unitaire ou séparatif, c'est à dire collectant ensemble ou séparément les eaux usées et les eaux pluviales), de son importance, du système d'épuration et du traitement des boues.

Les éléments-traces métalliques (ETM)

Ils ont des origines diverses : industrielle (Cd, Ni, Hg, Cr), domestique (Cd, Cu, Pb), pluviale (Ni, Pb, Zn) (Juste et al, 1995). Les métaux les plus toxiques pour l'homme sont Cd, Hg et Pb.

Les valeurs moyennes des ETM déterminées dans les boues de 237 stations d'épuration (Wiar et Réveillere) sont données dans le tableau 1 :

Métal	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Valeur moyenne (mg kg ⁻¹ MS)	5,3	80	334	2,7	39	133	921

Tableau 1 : teneurs moyennes de quelques ETM des boues.

Un effort important a été réalisé par de nombreuses stations d'épuration pour maîtriser les teneurs des ETM en amont, à l'aide des polices de réseau. Une baisse très importante de la teneur en ETM a été observée en Europe et en France ces quinze dernières années.

Ainsi, les teneurs en Cd des boues de la station d'épuration Seine-Aval (anciennement Achères) ont commencé à diminuer très sensiblement à partir de l'année 1982 (fig.1).

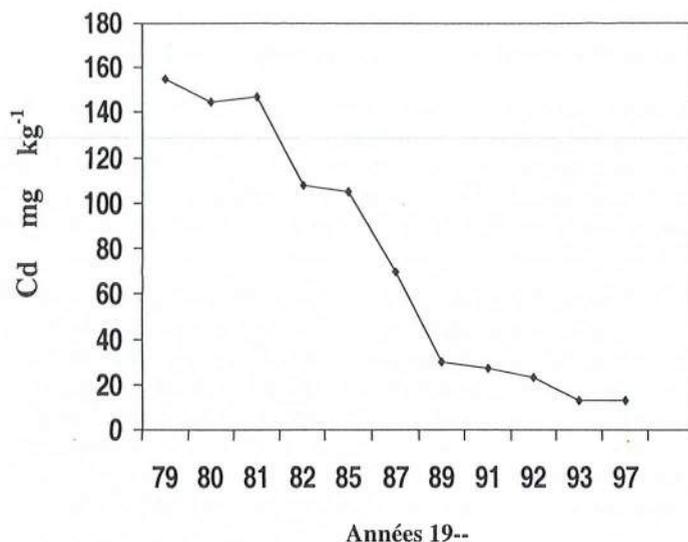


Figure 1 : diminution sur 15 ans des teneurs en Cd des boues de la station Seine-Aval (Bourrelrier et Berthelin, 1998).

L'apport de boues résiduaire est loin d'être la seule source de contamination des sols en ETM. Outre des teneurs naturelles des sols dues à l'altération de la roche mère (fond pédogéochimique), d'autres sources enrichissent les sols, comme l'indique le tableau 2 (Juste et al, 1994).

	Eléments			
	Cu	Zn	Cd	Pb
Déchets agricoles	55%	61%	20%	12%
Déchets urbains	28%	20%	38%	19%
Engrais	1%	1%	2%	1%
Retombées atmosphériques	16%	18%	40%	68%

Tableau 2 : contribution de différentes sources à l'enrichissement moyen annuel des sols français en ETM.

L'étude du devenir des ETM des boues dans le sol, l'eau et la plante a fait l'objet de nombreux travaux depuis plus de 20 ans. Les ETM s'accumulent dans les horizons superficiels des sols (Zn et Cd sont les plus mobiles) et ne migrent pas dans les eaux profondes. Par contre, les eaux superficielles peuvent être contaminées par transfert particulaire éolien ou par ruissellement.

L'exportation des ETM des boues par les produits de récolte est très faible, ainsi que l'ont montré des essais de longue durée (tableau 3, Juste et al, 1995).

Élément	Market Garden (Angleterre)	Couhins (France)
Zn	0,57	0,19
Cu	0,16	0,10
Ni	0,37	0,05
Cd	0,28	0,02
Cr	0,03	0,22
Pb	0,06	0,00
Durée de l'expérience (années)	20	15

Tableau 3 : quantités cumulées d'ETM exportées par les cultures successives issues des essais longue durée ayant reçu des boues (en % de la quantité totale d'ETM apportés par les boues).

Les composés-traces organiques (CTO)

Ils ont pour origine les effluents domestiques (détergents, reste de peinture et de solvant, produit de nettoyage ou de désinfection...), les eaux pluviales avec les produits issus des retombées atmosphériques ou du ruissellement (produits provenant d'activités industrielles, résidus de produits utilisés en bâtiment, en voirie et liés aux véhicules à moteur...)

Il existe peu de données sur la teneur en CTO des boues. Soixante dix des substances dangereuses cataloguées ont été détectées dans les boues. Dans les boues, il y a des détergents, des hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAP), des hydrocarbures polycycliques aromatiques chlorés dont les polychlorobiphényles (PCB), des pesticides chlorés...

Le tableau 4 donne la concentration de quelques CTO dans les boues de 50 stations d'épuration françaises (Feix et Wiart, 1998).

Composés-traces organiques	Valeur médiane (mg/kg MS)
Fluoranthène	0,95
Benzo(b)fluoranthène	0,60
Benzo(a)pyrène	0,40
PCB28	0,009
PCB52	0,019
PCB101	0,032
PCB118	0,025
PCB138	0,0265
PCB153	0,025
PCB180	0,011

Tableau 4 : concentrations en CTO dans les boues de 50 stations de taille variée.

L'épandage de boues n'est pas la seule source de contamination des sols en CTO. D'autres sources enrichissent les sols comme les pesticides utilisés en agriculture (apport annuel minimum de 0,2 à 4 kg/ha/an contre 0,3g à 30g/ha/an de CTO des boues) ou les retombées atmosphériques, comme le montre le tableau 5 (Jauzein, 1995).

Composés	Sols cultivés en zone rurale				Sols cultivés en zone urbaine			
	Pluies	Boues	Fumures	Engrais	Pluies	Boues	Fumures	Engrais
PCB	44%	38%	17%	1%	44%	38%	17%	1%
HAP	44%	38%	17%	1%	80%	14%	14%	0%

Pluies : retombées atmosphériques

Boues : boues de station d'épuration

Fumures : engrais de ferme à base de déjections animales

Engrais : engrais minéraux et agents de traitement (pesticides)

Tableau 5 : comparaison des différentes sources d'apport de PCB et de HAP dans les sols cultivés suisses.

L'étude du devenir des CTO des boues dans le sol, l'eau et la plante n'a pas fait l'objet d'études aussi nombreuses que celle des ETM. Mais, contrairement aux ETM, les CTO se dégradent dans les sols à des vitesses variables et n'ont donc pas un flux cumulatif. Des études avec les HAP et les PCB ont montré que leurs transferts dans les plantes sont inexistantes ou très faibles (Jauzein, 1995). La fixation forte des CTO par la matière organique des boues et celle des sols diminue leur biodisponibilité vis-à-vis des plantes et des êtres vivants.

Les germes pathogènes

Les pathogènes des boues appartiennent à 5 grands types : virus, bactéries, protozoaires, champignons et helminthes (vers parasites). Le nombre de pathogènes présents dans les eaux usées arrivant dans le réseau d'assainissement va dépendre de l'état sanitaire de la population qui y est raccordée, de la présence d'abattoir ou de toute industrie traitant de produits animaux.

Le traitement des boues a un rôle important pour l'élimination des pathogènes. Ainsi les boues traitées thermiquement ou chaulées sont dites hygiénisées.

Les boues ne sont pas la seule source de pathogènes dans les sols : il y a des phytopathogènes présents naturellement et les pathogènes amenés par les déjections des animaux sauvages ou d'élevage.

Des travaux ont montré que dans les sols, les pathogènes ne pénètrent pas dans les végétaux et que leurs populations décroissent dans le temps (Elissalde, 1994). Le rythme de décroissance est fonction des organismes, du climat et des propriétés du sol.

Conséquences de la présence des éléments indésirables des boues sur des accidents éventuels

Une enquête réalisée dans les pays de l'UE par l'ADEME et le cabinet Arthur Andersen (1999) montre qu'il n'y a pas eu d'accident important suite à l'épandage de boues résiduelles, mais seulement des incidents mineurs sur les cultures (Royaume-Uni, Allemagne) et à deux cas de mortalité animale en France dus au fait qu'aucune des précautions recommandées pour l'épandage n'avait été suivie.

3. Une nouvelle réglementation exigeante

Le Ministère de l'Environnement a fait paraître un décret du 8 décembre 1997 et un arrêté d'application du 8 janvier 1998 au journal officiel réformant la réglementation sur l'épandage des boues résiduelles des stations d'épuration.

L'objectif du décret est de définir les meilleures conditions d'innocuité pour l'homme et son environnement concernant l'épandage des boues sur des sols agricoles, forestiers ou en voie de revégétalisation. L'arrêté ne notifie que les conditions d'épandage sur des sols agricoles.

Les produits concernés sont : les boues de stations d'épuration des eaux urbaines à condition de l'élimination des sables et des graisses qu'elles contiennent, les matières de vidanges issues de dispositifs non collectifs. L'épandage des graisses et des sables est interdit.

Les nouveautés par rapport à la norme AFNOR NF U 44-041 sont les suivantes :

En matière de responsabilité : les boues urbaines ont pris le statut de déchet. De ce fait, en cas d'accident, la responsabilité du producteur de boues est entière. Ce statut permet également d'éviter l'importation en France de boues d'origine étrangère.

En matière de qualité des boues : les teneurs limites en éléments traces métalliques (tableau 6) des boues sont abaissées de moitié. Des teneurs limites sont fixées pour 10 micro-polluants organiques (tableau 7). Le flux maximum cumulé de micro-polluants apporté par les boues en 10 ans est imposé. La valeur agronomique des boues doit être reconnue et prise en compte pour l'épandage.. Au cas où les boues ne satisfont pas à ces conditions, elles doivent être incinérées. La fréquence des analyses dépend de la quantité de matière sèche produite, donc de la taille de la station d'épuration.

Eléments-traces métalliques	Valeur limite dans les boues (mg/kg MS)	Flux maximum cumulé, apporté par les boues en 10 ans (g/m ²)
Cd	20 (*)	0,03 (**)
Cr	1 000	1,5
Cu	1000	1,5
Hg	10	0,015
Ni	200	0,3
Pb	800	1,5
Zn	3 000	4,5
Cr+Cu+Ni+Zn	4 000	6

(*) 15 mg/kg MS à compter du 1^{er} janvier 2001 et 10 mg/kg MS à compter du 1^{er} janvier 2004

(**) 0,015 g/m² à compter du 1^{er} janvier 2001

Tableau 6 : teneurs limites en éléments-traces métalliques des boues.

En matière d'épandage agricole : le producteur de boues doit faire chaque année un programme prévisionnel d'épandage, suivi d'un bilan agronomique en fin d'année de celui-ci. Les boues non stabilisées doivent être enfouies sous sol nu dans un délai de 48 heures. Seules les boues stabilisées et hygiénisées peuvent être entreposées en période d'épandage en bout de parcelle.

Composés-traces organiques	Valeur limite dans les boues (mg/kg MS)
Total des 7 principaux PCB (*)	0,8
Fluoranthène	5
Benzo(b)fluoranthène	2,5
Benzo(a)pyrène	2

(*) PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180.

Tableau 7 : teneurs limites des composés-traces organiques dans les boues.

4. L'épandage agricole des boues : une solution d'avenir ?

Dans l'état actuel des connaissances, l'épandage agricole présente un risque minimum pour la santé humaine si toutes les recommandations réglementaires préconisées sont suivies. De plus, des efforts importants sont réalisés en amont des stations d'épuration pour limiter les flux en ETM et en CTO. Pour les germes pathogènes, s'il n'est pas possible d'intervenir en amont, ce sont les traitements en aval (traitements hygiénisants des boues et enfouissement immédiat dans le sol des boues non stabilisées) qui offrent le plus de garanties

L'épandage agricole des boues est une pratique courante depuis une trentaine d'années et était bien acceptée par la profession. Mais en France, à partir de 1996, suite à la maladie de la "vache folle", les industries agro-alimentaires et des groupements de gros producteurs de produits agricoles ont pris des positions maximalistes en ne voulant plus prendre les produits cultivés sur des sols ayant reçu des épandages. De ce fait, les agriculteurs deviennent réticents à épandre des boues. C'est principalement la présence d'ETM dans les boues qui est mise en cause. Mais en fait, d'autres raisons beaucoup moins avouées sont à l'origine de ces refus.

Aussi, on arrive à une situation paradoxale où tout est mis en œuvre pour définir les règles du bon épandage, où les notions d'innocuité, de traçabilité, d'efficacité agronomique et de précaution sont mises en avant et à un refus de l'épandage.

Face à cette situation, début 1998, le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement et le Ministère de l'Agriculture ont mis en place un Comité National sur l'épandage des Boues d'épuration (CNB) réunissant tous les acteurs concernés par cette filière d'élimination. Ce CNB a engagé 5 actions :

- un audit environnemental et économique des filières d'élimination des boues d'épuration ;
- une étude sur la situation de la filière épandage agricole de boues en Europe et dans divers pays développés du monde ;
- la mise au point de documents d'information, de synthèse des connaissances et de communication sur les boues ;
- une étude de la faisabilité de la mise en place d'un fond national de garantie
- une charte de qualité des épandages.

Si au niveau national, on arrive à un quasi-consensus pour accepter l'épandage en prenant toutes les précautions nécessaires, il n'en est pas de même au niveau local.

5. Une recherche attentive

Si de nombreux travaux de recherche ont été réalisés depuis une trentaine années sur les conséquences agronomiques et environnementales de l'épandage agricole des boues au niveau national et international, un certain nombre de questions subsiste.

L'INRA a mis en place début 1995 un groupe de réflexion sur l'épandage agricole des déchets urbains (dont les boues) et agro-industriels pour renforcer ses recherches sur ce thème, face aux interrogations des différents acteurs concernés par l'épandage agricole des boues et du grand public. Ce groupe est chargé de coordonner les recherches sur ce thème et a mis en place en 1998 une action incitative programmée dotée d'un budget spécifique sur quatre ans en définissant 4 grands axes prioritaires de recherches :

- contribution au bilan environnemental de la filière épandage ;
- utilisations agricoles des déchets et impact sur les produits agricoles ;
- économie et organisation des filières ;
- mise au point d'outils (tests caractérisant les produits et les milieux récepteurs, systèmes experts au niveau de l'exploitation agricole, constitution et utilisation de banques de données).

6. Conclusion

Autrefois, les épandages agricoles de boues ont pu être réalisés avec des boues riches en métaux, sans aucune traçabilité et souvent sans tenir compte de la norme AFNOR NF U 44-041. Aujourd'hui où les pouvoirs publics font tout pour pérenniser l'épandage, on arrive à un blocage au niveau local. L'autre filière possible d'élimination des boues, l'incinération n'est pas sans risque (cas des rejets diffus de dioxines) et n'est pas forcément bien acceptée par les populations. De plus, les impacts des rejets gazeux potentiellement polluants n'ont pas fait l'objet de travaux scientifiques importants.

L'épandage agricole des boues est-elle une situation d'avenir ? A court terme, sans doute mais on doit surtout attendre des progrès technologiques qu'ils conduisent à un traitement des eaux usées diminuant notablement les quantités de boues produites (Chassin et al, 1999).

Bibliographie

- Andersen A., ADEME. (1999). *Examen de la situation de la filière de recyclage agricole des boues d'épuration urbaines en Europe et dans divers autres pays du monde*. Document provisoire, 122 p.
- Bourrelier P. H., Berthelin J. (1998). *Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion*. Académie des Sciences. Rapport n°42, 440 p.
- Bourgeois S. (1996). Estimation de la valeur azotée des boues d'épuration : bilan et perspective. *Publication ADEME, journées sur la Valeur fertilisante des boues d'épuration*, dec 4-5, 1996, Paris, p 31-38.
- Chassin P., Chaussod R., Linères M., Moletta R., Tercé M. Can we rely on agriculture for organic wastes disposal ? Problems and prospects related to waste management in agriculture. (1999). *Proceedings of Planetary Garden*, mar 14-18, Chambéry, p 512-517.
- Chaussod R., Nouaïm R. (1996). La valeur organique des boues d'épuration. Caractéristique et évolution dans le sol. Effets sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol. *Publication ADEME, journées sur la Valeur fertilisante des boues d'épuration*, dec 4-5, 1996, Paris, p 22-30.
- Elissalde N. (1994). *Les germes pathogènes dans les boues résiduares des stations d'épuration*. Publication ADEME, 90 p.
- Feix I., Wiart J. (1998). *Connaissance et maîtrise des aspects sanitaires des boues d'épuration des collectivités locales*. Publication ADEME, 74 p.
- Jauzein M. (1995). *Les micro-polluants organiques dans les boues résiduares des stations d'épuration*. Publication ADEME, 220 p.
- Jorand F., Zartanian F., Thomas F., Block J. C., Bottero J. Y., Villemin, G., Urbain V., Manam J. (1995). Chemical and structural (2D) linkage between bacteria within activated sludge flocs. *Water Research*, 29, 1639-1647.
- Juste C., Chassin P., Gomez A., Linères M., Mocquot B. (1995). *Les micro-polluants métalliques dans les boues résiduares des stations d'épuration*. Publication ADEME, 208p.
- Kockmann F., Guénat A., Lalanne E., Ménegon F. (1996). Valeur amendante des boues chaulées. Interférence avec l'azote et le phosphore. *Publication ADEME, journées sur la Valeur fertilisante des boues d'épuration*, dec 4-5, 1996, Paris, p 93-100.
- Li, D. H., Gancarczyk, J. J. (1990). Structure of activated sludge flocs. *Biotechnol. Bioeng* 35, p 57-65.
- Morel J. L., Sommelier L., Morel C., Fardeau J-C. (1996). La valeur phosphatée des boues d'épuration. *Publication ADEME, journées sur la Valeur fertilisante des boues d'épuration*, dec 4-5, 1996, Paris, p 85-91.
- Robert M., Cambier P., Juste C. (1994). Conditions de l'utilisation des boues de stations d'épuration en agriculture. *Cahiers Agricultures*, 3, p 285-94.
- Wiart J., Réveillere M. (1995). La teneur en éléments traces métalliques des boues résiduares des stations d'épuration urbaines françaises. *TSM*, 12, p 913-922

POURQUOI LE PERIURBAIN DIFFUS ? FORME URBAINE DURABLE ?

Marc Sauvez, *Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement*
20 avenue de Ségur, 75007 Paris, Tél. :01.42.19.17.44, Fax :01 42 19 20 09,
Adele :marc.sauvez@environnement.gouv.fr

Introduction

Le développement périurbain diffus est devenu une réalité des villes françaises. Leur surface a doublé depuis une vingtaine d'années pour une croissance de population ne dépassant pas 20%. Il en résulte à la fois une nouvelle forme urbaine périphérique peu dense qui se développe autour des villes traditionnelles dont le périmètre était jusqu'alors assez circonscrit. Et, plus globalement, c'est l'ensemble de la ville qui se dédensifie quand une partie de la population s'est éloignée, ce qui redéfinit le contenu de chacun des quartiers, qu'ils soient anciens, nouveaux ou restructurés, centraux ou périphériques. Il ne faut donc pas parler de ces quartiers nouveaux périphériques comme des villes nouvelles ou des grands ensembles, relativement autonomes et accueillant une population nouvelle, mais **d'une nouvelle organisation urbaine générale dont le développement périphérique n'est qu'une des composantes.**

Cette forme urbaine nouvelle ne résulte pas d'une planification publique volontaire ; elle semble plutôt créée par une multitude de choix individuels de localisation de l'habitat des ménages et des entreprises. On peut s'interroger sur leurs motivations.

La majorité des professionnels de l'urbanisme pensent que cette forme urbaine résultante est à la fois un mauvais choix collectif et aussi une erreur individuelle. Il serait nécessaire de s'interroger sur ce paradoxe : **pourquoi des ménages font le choix d'un type d'habitat qui présenterait tant de défauts ?** Il faut croire qu'ils y trouvent des avantages ou qu'ils y sont poussés par des conditionnements pratiques, économiques ou psychologiques. Il est indispensable d'explicitier ce choix. Certains urbanistes qualifient de « ville émergente » ces développements périphériques, leur transférant, par là même, une valeur positive. Les autres urbanistes ne comprennent pas ces arguments et s'inquiètent de la ville générée plus par ces choix individuels que par des décisions d'aménagement collectifs et rationalisés. Les partisans de cette ville émergente seraient-ils en phase avec les habitants ? L'ensemble des choix individuels formerait-il un ensemble cohérent et fonctionnel à l'image de la ville ancienne composée au cours du temps de l'accumulation d'initiatives dispersées ?

Les quartiers dont on parle sont aussi, par définition, constitués de bâtiments neufs générés par l'initiative du premier acheteur. Ils perdureront au delà de ce premier achat. On peut s'interroger sur la durabilité de la ville qui en résulte. En France, il est admis qu'un bâtiment dure en moyenne 200 ans. Que deviendront les quartiers qui regroupent ces bâtiments lors des transactions suivantes ? Trouveront-ils un preneur et le tissu urbain qu'ils constituent sera-t-il gérable et correspondra-t-il à un besoin de la ville future ? **Cette ville diffuse aura-t-elle, comme tous les tissus urbains existant précédemment la capacité de se densifier, de se restructurer ?** Ces questions ne sont pas celles du premier acheteur qui n'est concerné que

par la première revente. Cette préoccupation ne peut être que celle de la puissance publique qui paraît particulièrement absente des mécanismes de constitution du périurbain. **Quels sont les risques collectifs pris lorsque l'on laisse se développer ce type d'urbanisation, et comment serait-il possible de s'organiser pour y remédier ?**

1. Pourquoi des ménages et des entreprises vont s'installer à la périphérie d'une agglomération ?

Il y a une évidente aspiration à occuper un **habitat individualisé** pour être chez soi, limiter les interférences avec les autres et être en contact avec la terre par un minimum de verdure. Il y a aussi une aspiration à une **plus grande surface** du logement. La montée d'une classe moyenne plus solvable permet de concrétiser ces aspirations. La maison individuelle paraît en être la concrétisation. Le développement de l'automobile, dont le prix de revient diminue sans cesse, et l'investissement public massif dans des infrastructures permettant à cet automobile d'atteindre des espaces de plus en plus lointains dans un temps de trajet quotidien constant et offre aux ménages la conciliation entre l'individualisation de l'habitat et l'accessibilité à un nombre constant de services. Comme, de plus, les emplois, les commerces et certains services publics (universités, hôpitaux, équipements de loisirs : multiplex, parcours de sports...) s'installent aussi dans ces espaces périurbains, le dispositif ne paraît offrir que des aspects positifs pour tous, conciliant des progrès sur l'habitat et la mobilité. L'idée d'une ville émergente plus performante et agréable, conçue suivant de nouveaux principes paraît une évidence...

Pourtant, les ménages qui ont le choix ne choisissent pas forcément une localisation périurbaine. Le coût au m² ou au logement des logements anciens centraux reste partout supérieur à ceux du périurbain. C'est un bon indicateur du fait que **le choix périphérique n'est qu'un arbitrage, parfois subi par rapport à une localisation centrale** qui offre d'autres avantages. (Certains experts estiment que plus de 50 % des périurbains n'ont pas choisi dans l'absolu ce type d'implantation !)

Une analyse globale du phénomène urbain contemporain montre que le développement urbain périphérique ne peut plus être analysé comme un besoin quantitatif de logements ou de locaux d'activités. La population et les emplois urbains sont globalement stables. En revanche, les chiffres montrent l'extrême mobilité résidentielle de la population urbaine (35 à 45 % de la population a changé de commune entre deux recensements) ; mobilité surtout qualitative, certains quartiers deviennent survalorisés attirent ceux qui peuvent se délocaliser, d'autres s'enfonçant dans le déclin ne conservent que les personnes qui n'ont pas les moyens d'aller habiter ailleurs. Ces quartiers urbains deviennent des archipels qui se spécialisent et s'éloignent socialement les uns des autres. C'est une sorte de jeu de chaise musicale dans lequel le quartier périphérique représente la chaise « en plus ». Il permet à une population qui souhaite quitter des quartiers indésirables de trouver un logement sans avoir à payer le prix de la rareté des quartiers anciens valorisés.

Ces nouveaux quartiers offrent en effet aux nouveaux arrivants des « qualités » dans le contexte décrit ci-dessus. Ils offrent d'abord un décor de vie agréable à un moindre coût. La conjoncture en France est telle que la déprise agricole (produire plus sur moins de terres) livre à la ville des terrains peu chers qui n'ont pas besoin d'aménagements coûteux pour constituer un cadre valorisant (il est à l'opposé très onéreux des créer des aménagements aussi valorisants dans un tissu ancien dégradé). Cette sous-évaluation du foncier est permise aussi

par les documents d'urbanisme du type schémas directeurs. Ceux-ci définissent les terrains périphériques consommables à terme de 25 ans, sans donner de précisions sur les modalités de consommation (hiérarchie des opérations, densité, faisabilité, mode d'organisation...). Même si les études préalables prévoient des prolongements périphériques organisés, la surévaluation quasi généralisée des populations à accueillir à terme, l'absence de stratégie conduit à rendre « légales » des formes urbaines totalement opposées à celles que le « législateur » local avait proposées, sans structuration et sans densité. Le seul résultat positif est, par cette abondance d'offre foncière, de faire baisser les prix.

Le périurbain, nous le remarquons, est constitué de logements neufs. Ceci apporte aux nouveaux arrivants aussi la garantie d'un environnement socialement homogène (!), ce sont aussi des **quartiers et des maisons « prêts à finir »**. Quartier prêt à finir, cela se traduit par une fiscalité très légère ; celle de villages ruraux ne supportant pas la charge d'équipements ou de réseaux lourds, au moins dans un premier temps, et d'autant plus que ces nouveaux habitants ont un mode de vie très centré sur la maison, le travail, des loisirs lointains et la voiture... les rendant moins dépendants que les autres des services collectifs urbains (ce qui ne sera peut-être pas le cas des deuxième et troisième générations de périurbains).

« Logement prêt à finir » est une formule qui s'associe facilement avec la maison individuelle. Celle-ci présente, dans le contexte financier actuel, de grands avantages. En effet, aujourd'hui les taux d'intérêt réels sont fortement positifs (environ 5 %), ce qui alourdit pour les ménages le poids de l'emprunt. Ainsi, si quelqu'un doit acheter un logement « fini », comme le sont les logements collectifs en général, il supportera le poids de cet emprunt sur la totalité du prix de son logement. Si, au contraire, certaines prestations peuvent être payées ultérieurement sur le budget mensuel du ménage (jardin, finitions, extensions...), le poids peut en être diminué par deux (doublement tous les 5 ans à 5 %). Le gain est encore plus grand pour celui qui fait ses travaux lui-même. L'écart, à prestation égale est de l'ordre de 1 à 3 (d'où le développement de Castorama, Leroy Merlin, Bricorama...).

L'habitat périphérique diffus se présente donc comme un système de fuite en avant : fuite sociale certaine, accès à un habitat coûteux et valorisant mais acquis au moindre prix tant pour le foncier que pour le bâti... Pour le premier installé, le scénario est gagnant-gagnant. La seule inquiétude qu'il pourrait avoir est sur l'avenir patrimonial de son investissement, mais, en même temps, la poursuite du développement périphérique valorise sans cesse ceux qui ont construit préalablement (jusqu'à l'éclatement d'une bulle immobilière semblable à celle que l'on a connue dans les beaux quartiers des grandes villes !).

On remarquera aussi que l'un des « avantages » de ce développement périurbain est son inorganisation. L'absence d'un urbanisme concerté diminue le coût du foncier, des équipements et des réseaux, permet d'échapper à la diversité sociale qui résulterait de la diversité des formes urbaines, à la prise en charge des solidarités qui apparaît dans tout tissu urbain accueillant toutes les fonctions et toutes les populations...

Ainsi, il ne faut pas assimiler le périurbain français diffus avec le périurbain danois ou anglo-saxon, ou même avec l'urbanisation diffuse rurale, très fortement organisée en villages relativement denses et indépendants, souvent regroupés autour de stations de transports en commun, avec des espaces publics programmés et un foncier relativement cher car supportant le coût d'un aménagement minimal.

L'assimilation trop rapide du périurbain à la maison individuelle, de la densité à l'habitat collectif a fortement faussé le débat en France et permis bien des débordements qu'une

planification spatiale très présente (il y a presque partout des POS et des SDAU) n'en a pas correctement pris en compte les conséquences.

Il faut aussi noter que l'administration d'Etat, très marquée par une culture de l'offre plus que de la demande et du résultat, très sectorialisée, n'agit pas ou mal sur l'urbain qu'elle décompose aveuglément en morceaux. Ainsi, elle crée des voies de liaison interurbaine aux abords des agglomérations sans accompagnement de planification ou de contrôle d'accès, dont une des conséquences est de faciliter les implantations loin des centres pour les commerces, les ménages et les entreprises. Elle apporte des aides à la construction de grands équipements même si ceux-ci se situent loin de la ville. Elle finance des programmes de logements proposés par les communes (PLA) ou par les particuliers (prêt à taux 0 %) ; alors que ces implantations peuvent avoir un effet urbain important sur l'extension urbaine, la qualification ou la déqualification de quartiers...

2. Quelles sont les fragilités de cette ville périurbaine ?

Si la ville contemporaine se développe surtout en périphérie par des formes urbaines offrant une satisfaction immédiate aux premiers occupants des nouveaux logements et espaces de travail, on ne peut que constater la fragilité de la structure urbaine globale qui en résulte. En effet, la fragilité ne touche pas que ces quartiers nouveaux dès lors qu'ils vieilliront, mais aussi les autres quartiers que la construction des nouveaux quartiers périphériques aura vidé des forces susceptibles d'en assurer le renouvellement.

La construction des extensions périphériques se fait à population d'agglomération globalement constante. C'est donc à une dédensification des autres quartiers que l'on assiste. Outre qu'elle perd sa cohérence sociale et culturelle, cette ville alourdit son coût de fonctionnement, car elle utilise des réseaux de plus en plus longs et complexes pour une population constante. Elle génère partout, et en particulier en périphérie, des déplacements inutiles qui produisent une quantité croissante de gaz à effet de serre, alors même que l'on s'est engagé à stabiliser leurs émissions en France.

Les quartiers se spécialisent (la périphérie est « la chaise en plus » qui permet l'accélération des mouvements de coupures et de ségrégation spatiale). Ces cassures créent aussi des déplacements inutiles, pénibles et coûteux.

La sortie des populations moyennes et supérieures des quartiers anciens laisse dans la plupart de ces quartiers anciens (ceux qui ne se survalorisent pas) une population qui ne peut pas partir et qui ôte à ces quartiers les ménages et entreprises correspondantes solvables qui auraient pu être les supports et moteurs du renouvellement des quartiers. Ces quartiers accélèrent leur déclin. Leur remise à niveau tardive aura un coût prohibitif pour l'agglomération. Si cela devait se faire, il faudrait mettre en place un système complexe de transfert entre les finances des communes du centre et de la périphérie. Ce montage sera d'autant plus difficile à réaliser que ces périurbanisations se situent de plus en plus hors des limites de l'agglomération traditionnelle. Cette solidarité se révélerait aussi rapidement impossible car les périurbains de la deuxième génération réclameront aussi les infrastructures et les équipements dont la première génération a cru bon de faire l'économie parce qu'ils avaient les moyens financiers de se passer d'équipements ou pour aller dans les centres les chercher.

Le périurbain apparaît alors comme un dispositif « à retardement » qui introduit des dépenses obligées à terme. Cette situation est d'autant plus paradoxale que ces urbanisations

sont créées par des ménages relativement solvables qui ont fui la solidarité urbaine au sein des quartiers existants et qui ont pu ainsi surinvestir dans un habitat très cher par rapport à leurs revenus et entraînant un coût de fonctionnement que personne ne pourra supporter. Ils ne seront pas pris en charge par ces ménages aisés, premiers installés, qui le jour venu, seront partis dans d'autres nouveaux quartiers.

Même si, au départ, cet habitat paraît peu coûteux, il entraîne des coûts obligés tels que le transport. La situation périurbaine impose l'achat de une ou deux voitures qui doivent être beaucoup utilisées car une partie de la famille est captive et doit pour sa scolarité, ses courses, sa vie sociale,... se déplacer. Certains ménages n'ont pas, au départ, intégré ces coûts qui apparaissent rapidement prohibitifs. Anormalement, les banquiers du logement ne tiennent pas compte de ces coûts pour la recevabilité des prêts immobiliers. Ils appliquent aux remboursements d'emprunts le même ratio (environ 30 % des revenus) aussi bien pour un achat central que pour un achat périphérique. Il serait normal pour ce dernier de soustraire des revenus des dépenses de transport, et même les dépenses de fiscalité locales qui sur ces sites deviendront croissantes. Le banquier intègre anormalement le côté prêt à finir du logement et du quartier. Là encore le périurbain repose sur des bases économiques faussées qui engendrent des fragilités pour les ménages (faillites, impayés...) et pour la ville. (Remarquons qu'un différentiel de fiscalité TF+TH de 3 000 F/an, ce qui est courant, correspond à une différence d'investissement différé d'environ 180 000 F !)

Fuite sociale, dépense différée... le quartier périphérique n'est pas la réponse à une bonne gestion publique sur le long terme. **On peut d'ailleurs se poser la question du devenir de ces quartiers à terme. Le scénario paraît alors assez sombre.** Le premier occupant aura bénéficié d'un foncier et d'une fiscalité peu chère (ce qui lui aura permis d'investir dans un habitat extensif et du transport individuel lointain), mais, au fur et à mesure du vieillissement du lotissement, les habitants de deuxième main seront moins solvables et inversement auront à faire face à des coûts d'équipements et de réseaux importants. De plus, pour « finir » la ville, les opérations se feront sur des terrains résiduels difficiles à utiliser et chers. On a encore assez peu abordé en France le problème de la restructuration des quartiers de lotissements autour d'anciens noyaux villageois. C'est pourtant un exercice très difficile en termes physiques (terrains aux formes difficilement utilisables, enclavés...) et financiers, car les terrains sont relativement chers par rapport au marché qui les environne. Cet environnement est aussi souvent dégradé ; les premiers lotissements n'ont pas en général bien respecté le site quand ils n'ont pas détruit les éléments valorisants de cet environnement. La collectivité publique aura alors moins de recettes et plus de charges. On se retrouvera alors dans la situation des communes ayant un grand ensemble ; elles cumulent les plus grandes difficultés et les moindres moyens pour les résoudre. Pendant ce temps, à part pour quelques quartiers favorisés, on n'aura pas réussi la reconquête des villes existantes sur elles-mêmes. **C'est donc un scénario de catastrophe annoncée, avec une contradiction forte entre le court terme et le long terme, entre la somme des initiatives individuelles et l'intérêt général.**

Remarquons que presque tous les motifs d'installation des ménages en périphérie résultent de biais financiers, qui ne devraient pas durer. Par exemple, le coût du gazole est aujourd'hui sous évalué d'environ le tiers par rapport aux externalités qu'engendre l'usage des véhicules en interurbain (infrastructures, insécurité, nuisances locales, effet de serre...). La sous-tarification de l'usage de la voiture en ville est bien plus marquée, surtout si on impute aux automobilistes le coût de l'usage de l'espace public. Ceci crée encore plus de fragilités à terme car que peuvent devenir ces quartiers si la puissance publique devenait vertueuse et augmentait le prix des carburants, créait des péages de zones ou intégrait dans la fiscalité locale le vrai prix des services offerts ? La dynamique qui a créé ces quartiers serait encore

plus rapidement détruit et on ne pourrait que constater le gâchis d'un investissement public lourd abandonné.

3. Quelles alternatives ?

Il faut partir du fait que le périurbain désordonné est une composante de l'agglomération et non une forme urbaine isolable.

Il faut aussi noter que, si l'aspiration à un habitat plus confortable et individualisé est assez général, sa concrétisation par les ménages est l'objet d'un arbitrage, en particulier financier et qu'elle ne prend cette forme diluée que dans la mesure où le ménage qui fait ses choix trouve face à lui de l'espace et des services à faible coût, bénéficie d'une évidente sous-tarification et n'assume pas les surcoûts qu'il induit pour après demain. Il y a là un levier public important.

En revanche, les pouvoirs publics réunis ont la responsabilité de répondre globalement aux aspirations des habitants : ne pas laisser des populations démunies vivre dans des quartiers anciens dévalorisés dans un environnement de plus en plus dégradé ; ne pas laisser s'établir des « bombes budgétaires » à retardement ; ne pas laisser des familles s'installer aujourd'hui dans un tissu urbain que l'on sait rapidement condamné par des évolutions tarifaires prévisibles à moyen terme (énergie, usage de la voirie urbaine, finances locales, coûts des services...). Il se déduit de ce double constat quelques lignes de conduite de l'action publique.

D'abord, le développement anarchique du périurbain devrait être contrôlé de façon régalienne. L'ouverture à l'urbanisation pour 25 ans de terrains naturels et ruraux sans conditions de desserte et d'organisation urbaine préalable devrait être interdite ; ces ouvertures devraient aussi être conditionnelles et calibrées sur les besoins au plus près de toute l'agglomération.

Ceci suppose qu'il y ait préalablement une gouvernance d'agglomération. Le sujet est même parfois plus complexe car les développements urbains se font sur des territoires de plus en plus variés en constellation vers des petites villes ou villages qui débordent largement des périmètres des agglomérations voire des aires urbaines (de l'INSEE). Dans ce cas, il faudrait qu'il y ait un droit de substitution ou d'ingérence de la Région ou de l'Etat pour aider la collectivité locale à contrôler son territoire ou le territoire qui l'entoure. Il faut aussi que les ménages qui prennent leurs décisions individuelles connaissent le vrai prix de leurs initiatives pour réguler l'équilibre de leurs comportements. Ce sera en particulier l'ajustement du prix des énergies à leur vrai coût pour la collectivité ou des péages de zone pour imputer à son utilisateur l'usage de l'espace viaire.

Ce serait aussi une fiscalité locale ajustée non pas sur la petite commune où réside le ménage, mais sur l'agglomération au sein de laquelle se renouvelle la ville ou se développe la périphérie. Cette fiscalité devrait aussi s'adapter au temps long pour prendre en compte les besoins futurs créés par des initiatives d'aujourd'hui (par exemple dans le cadre d'études d'impacts « à terme »).

On voit bien que, pour cela, il faut envisager des périmètres d'agglomération (ou des ajustements de niveau régional ou national) équilibrés et non des périmètres d'opportunité, comme on le voit trop souvent aujourd'hui où souvent les riches s'associent surtout pour résister à la pression sociale et financière des quartiers qui nécessitent un renouvellement ou une structuration pour accueillir les nouveaux besoins d'une agglomération.

C'est au sein de ces périmètres que pourraient se prendre les mesures régaliennes pour limiter les extensions. Mais ces mesures ne peuvent être prise que si, parallèlement, on crée une

capacité de produire des opérations d'urbanisme de substitution offrant des logements ou des locaux d'activité attractifs pour les mêmes personnes au sein de la ville existante. Pour cela, il faudrait d'abord expérimenter de telles substitutions dans des sites en renouvellement, mais sans forcément chercher à recréer les densités passées, en cherchant surtout à répondre à la demande sociale (au sens de sociétale) contemporaine. Si celle-ci exige plus de surface individuelle, plus de « être chez soi », plus de qualité environnementale, il faut créer des espaces qui y répondent. Une telle démarche stratégique doit être en particulier focalisée sur des groupes cibles que l'on veut faire revenir « en ville » : familles, personnes âgées, populations modestes... (On remarquera que la « pensée » architecturale contemporaine est très centrée sur la « forme » : « ce jeu magnifique de la forme sous la lumière » dont parlait Le Corbusier et qui fait joli dans les livres et les revues mais est très étrangère à une stratégie sur des « produits sociétaux », surtout s'ils s'inscrivent dans une démarche de reconquête urbaine).

Il apparaîtra vite dans ces expérimentations que construire la ville sur la ville coûte plus cher que les développements périphériques dont nous avons vu deux motivations essentielles : fuite sociale et surf sur des coûts artificiellement sous-estimés ou différés. Il y a là un vrai problème de transferts de coût. Ce ne sont pas les populations modestes restées dans les quartiers en déclin qui pourront ou devront prendre en charge ce qui n'est que le « gros entretien » de la ville. Là encore, la gouvernance urbaine de bon niveau est sollicitée avec son engagement contractualisé éventuel avec la région ou l'Etat.

Pour réaliser ces transferts, il faudra au préalable pouvoir effectuer des diagnostics approfondis et partageables de la situation de chaque agglomération. Sensibiliser sur ces diagnostics toutes les parties par un effort de médiatisation. (La médiatisation actuelle des problèmes de la ville est proche du niveau zéro. Elle se complaît dans les « affaires » ou « événements » sans aborder les mécanismes)

Une autre condition de mise en œuvre d'un tel projet est la globalisation des réalisations et des financements, et la totale adaptation aux situations locales. Le tissu urbain est une réalité complexe à forte inertie dans le temps. Construire ou ne pas construire en périphérie doit être relié à la dynamique de l'ensemble du parc. C'est sur cette totalité que doit se mesurer la quantité et la qualité de l'accueil. C'est pourquoi il serait cohérent de faire aboutir rapidement la décentralisation du logement. L'Etat ne devrait être intéressé qu'à la performance de l'accueil en fonction du site et non à la consommation de « produits » nationaux qui ont sur chaque site un impact différent. Il y a une illusion à créer des quartiers supplémentaires d'accueil de populations et d'emplois périphériques, comme de créer un accueil social en construisant du logement social !

C'est là le retour d'une planification stratégique sur la bonne échelle, celle de l'agglomération ou l'aire urbaine. Cela suppose que les acteurs globaux de la régulation, la région et l'Etat, interviennent de façon complémentaire et contractualisée par rapport à cette instance décentralisée. Ils doivent développer moins de financements sectoriels (routes logements, espaces verts, emplois, social...) et conditionner des aides plus globales sur le résultat de grands enjeux économiques, environnementaux et sociaux.

Conclusion

En conclusion, il est nécessaire que les mécanismes de régulation du périurbain concernent toute l'agglomération, parce que c'est à ce niveau que se créent les motivations individuelles des ménages qui engendrent ce périurbain. Ces ménages arbitrent en fait entre une aspiration sur des modes de vies et un budget. Celui-ci est fortement faussé, tant au moment de la construction que par les coûts qu'induit cette urbanisation sur le moyen-long terme. La puissance publique a une forte responsabilité de mise en place d'une régulation. Cette ville émergente présente des fragilités inacceptables sur les plans sociaux, environnementaux et une dérive des budgets publics aujourd'hui et à terme. La régulation publique doit se faire à partir d'une autre échelle de gouvernance qui est au moins l'agglomération. Elle doit être bâtie sur un diagnostic et des actions globales adaptées à chaque territoire. Ceci remet en cause les modes d'action sectorielles et aveugles, distribuant des « produits » nationaux sans stratégie urbaine. En particulier des offres de substitution ciblées doivent être expérimentées dans la ville existante à l'occasion de ses renouvellements. Il y a à gérer la concurrence entre les deux formes de redéveloppement urbain : extension périphérique ou renouvellement sur des terrains précédemment urbanisés.