

Sources :

- (1) CSHPF (Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France), 1991. *Recommandations sanitaires concernant l'utilisation, après épuration, des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation des cultures et des espaces verts. Ministère de la Santé. 40 p.*
- (2) Merlet D., 1990. *Collectivités et industries - Estimation des flux de substances toxiques produites et rejetées. Agence de Bassin Seine-Normandie. 26 p.*
- (3) Marchand et al., 1989. *La contamination des eaux continentales par les composés-traces organiques. Synthèse bibliographique. Rev. Sc. Eau, 2, pp. 229-264.*
- (4) Agence de l'Eau Rhin-Meuse. *Etude en cours. Campagne 1990-1993.*

3.2. Facteurs physico-chimiques et biologiques importants quant au devenir des composés-traces organiques et à leur biodisponibilité, et devenir des composés-traces organiques au sein des filières de traitement

3.2.1. Facteurs physico-chimiques et biologiques importants quant au devenir des composés-traces organiques et à leur biodisponibilité

Quatre facteurs interviennent sur le devenir des composés-traces organiques :

- la solubilisation dans l'eau
- la volatilisation, exprimée par la constante de Henry
- la sorption
- la dégradation (biotique ou abiotique), exprimée par une période de demi-vie

Les phénols sont généralement les plus solubles, puis viennent les hydrocarbures aliphatiques, les hydrocarbures aromatiques monocycliques, les chlorophénols et chlorobenzènes, le naphthalène, les esters de phtalates et les détergents, les pesticides et enfin les hydrocarbures polycycliques aromatiques non chlorés puis chlorés.

Les hydrocarbures aliphatiques légers et les hydrocarbures aromatiques monocycliques sont les plus volatils, puis viennent le naphthalène et les PCBs (polychlorobiphényles). Les pesticides, les esters de phtalates, les phénols, les hydrocarbures polycycliques aromatiques et les PCDDs sont moins volatils. Enfin, viennent les nitro-phénols.

Les esters de phtalates et les détergents, ainsi que les phénols et les benzènes, sont les plus rapidement dégradés. Les hydrocarbures halogénés le sont beaucoup moins, et de moins en moins avec le taux d'halogénéation. Ensuite, on regroupe les PCDDs, les hydrocarbures

polycycliques aromatiques et les PCBs (polychlorobiphényles) qui sont très peu dégradables. Enfin viennent les pesticides organochlorés (ex.: DDT) qui ne sont presque pas dégradables.

3.2.2. Devenir des composés-traces organiques au sein des filières de traitement

Le principal but du traitement des eaux usées urbaines dans la station est l'élimination globale de la pollution en carbone, azote et phosphore. Parallèlement à cette élimination, la plupart des composés-traces métalliques et organiques se trouvent éliminés aussi. Cette élimination est assurée par divers mécanismes : dégradation, précipitation et décantation, etc.

Dans le cas des composés-traces organiques, il s'agit de :

- la volatilisation vers l'atmosphère dans les bassins d'aération, puis pendant les phases de traitement des boues (séchage, déshydratation, stabilisation aérobie)
- la sorption au niveau des boues décantées
- la dégradation
- la néoformation

Plus les composés-traces sont volatils, moins on les retrouvera dans les eaux traitées et les boues.

La sorption a lieu principalement au niveau des matières organiques en suspension dans les eaux usées, ces matières organiques se retrouvant concentrées ensuite dans les boues. Elle peut être estimée par le coefficient de partage octanol-eau.

La dégradation des composés-traces organiques s'effectue surtout au niveau des traitements biologiques. Il s'agit là de biodégradation. La combinaison de séquences anaérobies et aérobies peut réduire notablement la contamination des eaux usées et des boues. En particulier, les changements de séquences permettent de dégrader des composés assez persistants tels que certains composés chlorés : les séquences anaérobies ont tendance à déchlorer ces composés qui sont ensuite plus facilement dégradés en milieu aérobie.

Enfin, certaines pratiques domestiques et les traitements de la station d'épuration peuvent aboutir *a contrario* à la néoformation de polluants organiques, comme par exemple lors de la chloration des eaux usées (conduisant à la néoformation de chlorobenzènes, chlorophénols et hydrocarbures aliphatiques chlorés) ou l'évolution des détergents en nonylphénols au cours des traitements des eaux et des boues dans la station.

En ce qui concerne les rendements épuratoires dans les stations d'épuration (= (concentration dans les eaux usées brutes - concentration dans les eaux épurées) / concentration dans les eaux usées brutes), on remarquera (cf. tabl. 17) que :

- pour les hydrocarbures aliphatiques chlorés, les rendements épuratoires sont très bons (98 à 100 %) grâce probablement à leur grande volatilité (volatilisation lors des traitements des eaux usées)
- pour les pesticides chlorés, ils le sont moins tout en restant corrects (88 à 95 %), dans ce cas ce n'est ni la volatilité ni la dégradabilité qui explique les rendements (ces composés sont peu volatils et peu dégradables) mais plutôt les phénomènes de fixation aux matières organiques et à la sédimentation de celles-ci (on les retrouve donc concentrés dans les boues)
- pour les PCBs, ils sont encore un peu moins bons (66 à 81 %) malgré une certaine volatilité, ici ce sont aussi les phénomènes de sédimentation des matières organiques auxquelles ces composés sont fixés qui expliquent aussi ces rendements malgré tout corrects

En conclusion, on peut dire que les hydrocarbures volatils (les hydrocarbures non aromatiques volatils, benzènes, hydrocarbures aliphatiques chlorés et chlorobenzènes) ne seront que peu concentrés dans les boues relativement aux eaux usées et auront tendance à être éliminés vers l'atmosphère. Les hydrocarbures aliphatiques non chlorés et non volatils, les phénols, les détergents et la plupart des pesticides organophosphorés ou organoazotés seront sans doute concentrés dans les boues mais subiront une biodégradation assez rapide en condition aérobie. Par contre, les hydrocarbures polycycliques aromatiques, les PCBs (polychlorobiphényles) et les PCDDs (polychlorodibenzodioxines) et PCDFs (polychlorodibenzofurannes), les chlorophénols et les pesticides organochlorés seront fortement concentrés dans

les boues, par sédimentation essentiellement, et peu dégradés par les processus biologiques d'une filière classique de traitement des eaux usées, bien qu'une certaine biodégradation puisse être mise en évidence.

3.3. Les teneurs retrouvées dans les boues

Les analyses de substances organiques ne se retrouvent dans la littérature qu'au sein d'un nombre limité de publications ou de manière diffuse.

Les sources étrangères (surtout USA, Canada, Royaume-Uni et Allemagne) permettent d'avoir une vision qualitative. En effet, parmi les quelques 200 composés pour lesquels il existe des données, environ 30 % ne sont pas détectés dans les boues, 50 % sont détectés dans plus de 10 % des stations, 25 % dans plus de 50 % des stations et 12 % dans plus de 90 % des stations.

Seuls les détergents et leurs dérivés atteignent individuellement et en moyenne des teneurs supérieures à 1 g/kg MS.

Au dessus de 100 mg/kg MS on retrouve : le bis (2-éthylhexyl) phtalate et parfois des hydrocarbures aliphatiques.

Les AOX représentent souvent en moyenne 250 mg/kg MS en Cl.

Ensuite on peut dire que 10 % des composés-traces organiques se situent entre 10 et 100 mg/kg MS : esters de phtalates, hydrocarbures aromatiques, esters de triarylphosphates, amines aromatiques.

Enfin, 25 % se retrouvent entre 1 et 10 mg/kg MS et 35 % sont inférieurs à 1 mg/kg MS.

Les rares données françaises, provenant de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse et concernant le Nord-Est de la France, sont ciblées sur quelques substances : HPA, PCBs, trichlorobenzènes et EOX (cf. tabl. 18). Dans l'ensemble, les concentrations les plus élevées en HPA et PCBs correspondent à des zones fortement et anciennement industrialisées. D'autre part, les distributions des valeurs en HPA et PCBs présentent une asymétrie plus ou moins nette, cette dernière est certainement liée à la coexistence de sources diffuses et de sources ponctuelles (massives).

unité : mg / kg MS	source bibliographique	minimum	1er quartile	médiane	3ème quartile	percentile 90	maximum
fluoranthène	(1)	0,53		2,6			5,3
	(2)	0,15	0,45	0,95	1,68	3,56	31,00
benzo(b)fluoranthène	(1)	0,24		1,5			4,5
	(2)	0,07	0,25	0,60	1,00	1,70	12,00
benzo(k)fluoranthène	(1)	0,12		0,51			1,4
	(2)	0,03	0,10	0,25	0,49	1,00	5,90
benzo(ghi)pérylène	(1)	0,13		0,55			1,3
	(2)	0,05	0,15	0,30	0,60	1,20	5,80
benzo(a)pyrène	(1)	0,16		0,71			2,0
	(2)	0,04	0,20	0,40	0,70	1,34	11,00
indéno(123cd)pyrène	(1)	0,22		0,95			2,7
	(2)	0,05	0,15	0,35	0,70	1,42	7,30
PCB28	(1)	0,0034		0,0074			0,017
	(2)	0,004	0,0065	0,009	0,013	0,017	0,120
PCB52	(1)	0,0054		0,013			0,027
	(2)	0,0035	0,0105	0,019	0,029	0,0352	0,120
PCB101	(1)	0,0061		0,044			0,190
	(2)	0,011	0,019	0,032	0,050	0,0765	0,110
PCB118	(1)	0,010		0,076			0,33
	(2)	0,0075	0,01375	0,025	0,04225	0,055	0,080
PCB138	(1)	0,011		0,099			0,430
	(2)	0,0065	0,019	0,0265	0,04375	0,0815	0,200
PCB153	(1)	0,010		0,110			0,450
	(2)	0,009	0,0175	0,025	0,0475	0,095	0,270
PCB180	(1)	0,0043		0,066			0,320
	(2)	0,004	0,0075	0,011	0,022	0,052	0,230
1,2,3-trichlorobenzène	(1)	0,0015		0,11			0,92
1,2,4-trichlorobenzène	(1)	0,0074		0,19			1,7
1,3,5-trichlorobenzène	(1)	traces		0,003			0,014
EOX (*)	(2)	0,70	7,00	15,50	40,00	53,90	150,00

Tableau n° 18 : concentrations en composés-traces organiques dans les boues résiduaire de quelques stations d'épuration urbaines françaises

* : ensemble des substances organohalogénées extractibles, exprimées en Cl-

Sources :

- (1) Agence de l'Eau Rhin-Meuse. Campagne 1992-1993 portant sur 9 stations pour la campagne 1993.
- (2) Agence de l'Eau Rhin-Meuse. Campagne 1994 portant sur 50 stations de taille variée (à partir de 5000 EQH et y compris des stations avec industries raccordées).

3.4. Impacts potentiels par la valorisation agricole des boues

Les composés-traces organiques ont donné lieu à un nombre d'expérimentations concernant l'épandage des boues bien moins important que les éléments traces métalliques. Il existe néanmoins des expérimentations sur des sols pollués de façon artificielle qui permettent de tirer des enseignements transposables au cas des boues.

3.4.1. Devenir au niveau des sols

Les composés-traces organiques apportés aux sols par les boues y subsistent de manière compétitive :

- une sorption compétitive entre constituants de la boue et du sol
- une lixiviation en profondeur fonction de leur solubilité
- un lessivage en profondeur ou un entraînement par ruissellement conjoint à celui de particules fines en suspension sur lesquelles ils peuvent être adsorbés
- une volatilisation
- une dégradation sous l'action des micro-organismes vivants et de facteurs physiques divers
- une assimilation passive ou active par les organismes vivants (végétaux et animaux supérieurs, faune et flore du sol) et éventuellement une bioaccumulation dans certains organismes, organes ou tissus vivants

Le devenir des composés-traces au travers de ces différents mécanismes est dépendant des propriétés spécifiques des sols et des propriétés physico-chimiques des composés, dont les plus importants sont :

- solubilité dans l'eau (Ps ou Pw)
- constante d'acidité (pKa) qui exprime la faculté des composés à donner des anions ou cations selon le pH du milieu
- coefficient de partage octanol-eau (Kow) qui exprime le rapport hydrophobicité / hydrophilicité
- coefficient de partage air-eau ou constante de Henry (Hc) qui exprime la capacité de volatilisation
- période de demi-vie dans divers milieux et surtout le sol (temps nécessaire à la dégradation de la moitié de la quantité initiale)

Les expérimentations portant sur les boues concernent essentiellement les HPA et les PCBs qui sont réputés se maintenir longtemps dans les sols où leur biodégradation et leur mobilité semblent faibles.

On rapporte des demi-vies dans les sols de 7 à 25 ans pour les PCBs, de 6 ans pour le benzo(a)pyrène et de 8 à 15 ans pour le benzo(ghi)pérylène. La demi-vie semble augmenter avec le poids moléculaire et les congénères de PCB les plus légers et le naphthalène peuvent se volatiliser. Certains auteurs signalent une certaine disparition des congénères de PCB à 2, 3 ou 4 Cl (demi-vie de 4 à 58 mois), tandis que les PCBs à 5 à 8 Cl restent dans le sol après apport de boue, et ce quelque soit la concentration dans la boue, la dose d'apport et le nombre d'apports. Par contre d'autres auteurs n'observent aucune disparition, ni même de diminution des différents congénères dans le sol.

Les HPA migrent toutefois un peu, sur une période très courte, vers les horizons profonds, très certainement en phase colloïdale, juste après l'apport de boues et avant d'être fixés par la matière organique du sol.

3.4.2. Transfert vers la plante et devenir dans la plante

On notera que les expérimentations concernant la contamination des plantes par épandage de boues sont peu nombreuses et portent sur les HPA et les PCBs réputés persistants dans l'environnement. Ce sont toutes des études à caractère scientifique, avec des boues extrêmement riches en composés organiques (parfois « dopées », c'est à dire artificiellement enrichies) et des doses d'épandage généralement élevées qui n'ont rien à voir avec des pratiques agricoles normales.

Ces expérimentations ont permis de mettre en évidence que les passages dans la plante sont généralement inexistantes ou à des niveaux extrêmement faibles, proches des limites de détection :

- L'absorption des HPA est quasi-nulle pour le ray-grass et le soja mais existe pour les carottes et les radis (surtout au niveau de l'épiderme des racines dans les deux cas) et les pommes de terre (au niveau des tubercules).
- Les facteurs de concentration ⁽¹⁾ sont de 0,006 à 0,024 pour l'ensemble des HPA et les racines de carottes; de 0,01 à 0,02 pour le benzo(a)pyrène et les racines des radis et de 0,02 à 0,05 pour le benzo(a)pyrène et les feuilles d'épinard.
- L'absorption des PCBs est quasi-nulle pour le maïs (quelle que soit la partie de la plante considérée), la laitue, l'épinard, le haricot, la betterave à sucre, les grains de blé et d'orge et la fétuque. Elle est très faible dans la paille de blé et colza. Elle est plus importante pour la pomme de terre (dans la peau des tubercules mais pas la chair) et la carotte (dans l'épiderme des racines mais pas dans les parties aériennes, l'accumulation augmentant quand le nombre de Cl diminue).
- Pour les PCBs, les facteurs de concentration dans le maïs et la betterave sont de 0,001 et 0,041.

De manière générale on considère que :

- Pour les composés hydrophobes, le risque est surtout au niveau du passage par l'épiderme (cas de certains HPA et PCBs et des légumes racines (surtout carotte)), cependant le caractère polaire de la sève limite le transfert et les composés-traces restent à la surface des racines.
 - Pour les composés au contraire hydrophiles, l'épiderme des racines joue alors le rôle d'une barrière, mais une fois dans la plante, ils migrent facilement.
 - La principale voie de transfert vers les parties aériennes des plantes reste toutefois l'absorption par les parties aériennes (absorption des composés volatils hydrophiles au niveau des stomates, ou des composés volatils hydrophobes au niveau des cuticules).
 - La contamination externe de la plante par les boues et les sols mélangés aux boues est évidemment possible (fixation externe par simple adhérence ou adsorption, voire absorption de composés hydrophobes au niveau des cuticules). Elle peut être minimisée par l'injection des boues dans le sol ou leur épandage en dehors des périodes de végétation des cultures.
- Les rares études sur des pesticides organo-chlorés montrent qu'ils ne sont quasiment pas biodisponibles pour les plantes, en raison de leur fixation sur la matière organique du sol. La volatilisation de ces composés à partir du sol est possible, mais limitée à la surface du sol, et ne représente probablement pas une source significative de contamination pour les cultures. Leur concentration dans des plantes cultivées sur des sols ayant reçus de fortes doses de boues sont souvent inférieures aux limites de détection.

(1) Rapport entre teneur observée dans le végétal et teneur observée dans le sol (sur M.S.)

3.4.3. Exposition et bioaccumulation chez les animaux

Les expérimentations sont ici rares et concernent essentiellement les PCBs chez les bovins. On y montre :

- une augmentation de la concentration des PCBs dans le lait de vache alimentées avec des fourrages produits sur des sols après épandage de boues résiduaires,
- une accumulation des PCBs dans les graisses et notamment le lait, mais pas dans les muscles.

De manière générale, on considère que la voie principale de contamination est l'ingestion de sol lors du pâturage pour le bétail broutant. Cette voie peut être fortement minimisée si la boue est injectée directement dans le sol, si elle est épandue sur herbe rase ou si on évite de mettre au pâturage le bétail lorsque l'herbe est rare (recommandations du CSHPF, 1997). En ce qui concerne les vers de terre, on observe aussi une accumulation des PCBs, comme cela a pu être observé pour les pesticides organochlorés. Les évaluations de risques réalisées dans les pays étrangers tendent à considérer comme peu importante la voie de passage par l'animal (SMITH S.R., 1996). En comparaison, la consommation de viandes grillées (barbecues) ou de poissons fumés constitue une voie plus probante et massive d'ingestion de HAPs.

3.4.4. Transfert vers l'eau

A notre connaissance, il n'y a pas eu d'étude portant précisément sur le transfert vers les eaux souterraines des polluants organiques apportés par les boues et seules deux études portent sur celui des PCBs vers les eaux superficielles. On y montre que la totalité des PCBs du ruissellement est associée à la phase solide (et non pas à la phase liquide) et que la concentration dans les particules ruissellées et exportées est directement liée à celle dans le sol. Cette voie de transfert peut être mini-

me si l'on évite d'épandre près des cours d'eau ou plans d'eau et sur des sols trop pentus et nus.

3.4.5. Risques pour l'Homme

Les risques de contamination par consommation de produits animaux existent surtout pour les composés-traces qui ont tendance à s'accumuler dans les graisses animales (graisses, lait).

Cependant l'évaluation de l'exposition par cette voie semble montrer que la plupart des composés organiques, en dehors d'une consommation directe de terre (enfant) et anormalement importante (cas rares de boues contaminées et épandues en jardins potagers), ne peuvent pas être ingérés à des doses excédant ce qui est admissible pour l'Homme. Seuls les composés tels que les PCBs et HPA semblent concernés par ce type de risques et sont susceptibles d'entraîner des dépassements de doses acceptables. Pour les HPA, c'est la voie boue - sol - plante - homme qui est la plus critique et pour les PCBs, c'est la voie boue - sol - animal - homme.

3.4.6. Les différentes démarches d'évaluation des risques. Intérêt et limites actuelles

Devant la difficulté de mettre en évidence les phénomènes, notamment dans le cas présent de substances présentes à très faibles teneurs, des « démarches d'évaluation des risques », basées sur des modèles d'exposition, sont de plus en plus utilisées. Ce type de démarche permet de calculer les teneurs maximales admissibles en composés organiques dans les sols après épandage, en utilisant des données recueillies dans la littérature, même si elles ne concernent pas les boues. La méthode admet également l'extrapolation de données obtenues sur certains composés à d'autres composés aux propriétés physico-chimiques équivalentes.

composés	sols cultivés situés en zone agricole				sols cultivés situés en zone urbaine			
	pluies	boues	fumures	engrais	pluies	boues	fumures	engrais
PCB	44 %	38 %	17 %	1 %	44 %	38 %	17 %	1 %
HPA	44 %	38 %	17 %	1 %	80 %	14 %	6 %	0 %

pluies : précipitations atmosphériques,
 boues : boues de stations d'épuration d'eaux usées urbaines,
 fumures : engrais de ferme à base de déjections animales,
 engrais : engrais minéraux et agents de traitement (pesticides)

Tableau n° 19 : apports comparés par différentes sources en HPA et PCB totaux dans des sols cultivés en Suisse

PCB : polychlorobiphényle

HPA : hydrocarbure polycyclique aromatique

source : Diercxsens P., Wegmann M., Daniel R., Haeni H., Tarradellas J., 1987. Apport par les boues d'épuration de composés-traces organiques dans les sols et les cultures. *Gaz, eaux, eaux usées*, 67ème année, n° 3, pp. 123-132.

Trois démarches méritent d'être citées pour information : US EPA (1989), OMS (Chang A.C. et al., 1995; Dean R.B., Suess M.J., 1985) et Agence de l'eau Rhin-Meuse (1995, non publié). Chaque approche ne considère pas exactement les mêmes voies. L'OMS se préoccupe uniquement de ce qui est strictement lié à la santé humaine, ce qui est normal; les Agences de l'Eau ne tiennent pas compte des poussières, gaz et vapeurs pouvant être ingérées ou inhalés par l'Homme. L'US EPA est assez exhaustif dans le listage des voies d'exposition possibles. A titre d'illustration, les scénarios retenus par l'OMS sont les suivants :

- Boues * Sol * Plante * Toxicité Homme
- Boues * Sol * Toxicité Homme
- Boues * Sol * Plante * Animal * Toxicité Homme
- Boues * Sol * Animal * Toxicité Homme

- Boues * Sol * Particules aériennes * Toxicité Homme
- Boues * Sol * Ruissellement de surface *Eaux de surface * Toxicité Homme
- Boues * Sol * Zone "vadose" * Eaux souterraines * Toxicité Homme
- Boues * Sol * Vaporisation atmosphérique * Toxicité Homme

Les différentes approches ne sont pas encore parfaitement convergentes. Pour un même scénario les résultats sont parfois même contradictoires selon les auteurs. En effet, la limite forte de ces démarches réside à la fois dans la validité des hypothèses retenues, dans le choix des données prises en référence et dans le choix des coefficients de sécurité retenus (facteur 1 à 1 000). Les décisions prises par le spécialiste en santé publique dans la manipulation de ces scénarios, sa propre subjectivité et sensibilité, influent fortement sur le résultat final. Des travaux restent à faire pour affiner la validité des paramètres à retenir.

unité : µg/kg MS	pélosol brunifié	sol brun lessivé à pseudogley	pélosol brunifié	sol limono-argileux	sol limono-argilo-sableux (alluvial à gley)	sol lessivé colluvio-alluvial (limon sablo-argileux)	sol brun alluvial calcaire (limon à limon sableux)	sol brun calcaire sur loess (limon brun calcaire)
(département)	(55)	(54)	(54)	(88)	(68)	(68)	(68)	(67)
fluoranthène	51-59	56-76	44-70	47-59	66-76	48-73	207-209	33-42
benzo(b)fluoranthène	63-100	72-127	80-82	29-30	127-135	37-65	170-190	59-98
benzo(k)fluoranthène	13-43	20-30	27-56	10	31-67	13-23	97-98	38-39
benzo(ghi)pérylène	<10	<10	<10	<10	23-42	<10	79-86	<10
benzo(a)pyrène	<10	<10	<10	<10	19-52	11-29	115-140	<10
indéno(123cd)pyrène	32-72	55-70	38-66	28-67	54-87	39-79	103-129	<10
naphtalène	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
acénaphtène	<10	16-42	<10	<10	16-47	<10	<10	<10
fluorène	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	11-21
phénanthrène	23-34	21-24	16-26	23-39	24-29	12-19	79-107	11-22
anthracène	<10	<10	<10	<10	<10	<10	22-24	<10
pyrène	<10	40-62	29-50	33-44	55-63	37-60	164-192	<10
benzo(a)anthracène	14-25	23-34	19-22	13-25	34-35	23-42	108-121	<10
chrysène	27-35	30-47	27-35	21-31	46-48	33-48	131-132	32-35
dibenzo(ah)anthracène	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10

Tableau n° 20 : analyses de HPAs dans des sols de référence du Nord-Est de la France
source : Agence de l'Eau Rhin-Meuse, Institut Pasteur de Lyon, 1995.

3.5. Place de l'épandage des boues par rapport aux autres sources de contamination des sols par des substances organiques

Les différentes sources de composés-traces organiques sont :

- épandage des boues d'épuration urbaine
- précipitations atmosphériques
- engrais minéraux et pesticides
- fumures à base de déjections animales

Sur la base d'une étude réalisée en Suisse, parue en 1987 (cf. tabl. 19), on notera qu'en zone agricole les

précipitations atmosphériques peuvent apporter à peu près autant de PCBs et HPAs que les boues (44 % contre 38 %) et que les déjections animales amènent aussi une part non négligeable (17 %). En zone urbaine, la situation est identique pour les PCBs, par contre les HPAs sont très majoritairement (80 %) apportés par les précipitations atmosphériques.

En France, une étude menée en 1995 par l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse sur une dizaine de sols de référence du Nord-Est de la France, a montré la présence systématique de HPAs, tandis que les PCBs étaient tous inférieurs aux limites de détection (cf. tabl. 20). Ces sols n'ayant a priori reçu aucune boue, la source des HPAs est naturelle et/ou anthropogénique (pollution atmosphérique diffuse).

3.6. Réglementations et guides de bonnes pratiques internationaux concernant le contrôle des composés-traces organiques des boues résiduaires épandues en agriculture

De nombreux pays et organismes internationaux ont établi des réglementations ou des recommandations sur l'épandage agricole des boues d'épuration d'eaux usées urbaines, mais très peu ont prévu des spécifications

concernant les composés-traces organiques (France, Allemagne, Suisse, Canada et O.M.S.). Enfin, les USA qui avaient en projet de réglementer l'apport de ces polluants, via l'utilisation des boues, ont abandonné cette idée pour le moment.

En France, sur la base des propositions du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France, l'arrêté du 8 janvier 1998 a prévu des valeurs limites dans les boues pour les HPA et les PCBs ainsi que des flux limites. Ces quantités sont modulées selon que l'épandage concerne ou non des pâturages (cf. tabl. 21).

paramètre	Valeur limite dans les boues (mg/kg MS)		flux maximum cumulé, apporté par les boues en 10 ans - (mg/m ²)	
	cas général	épandage sur pâturage	cas général	épandage sur pâturage
total des 7 principaux PCB *	0,8	0,8	1,2	1,2
fluoranthène	5	4	7,5	6
benzo(b)fluoranthène	2,5	2,5	4	4
benzo(a)pyrène	2	1,5	3	2

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

Tableau n° 21 : Arrêté du 8 janvier 1998. Valeurs limites et flux maximum cumulés pour les composés-traces organiques dans les boues d'épuration urbaines épandables en agriculture

En Allemagne, une ordonnance relative à l'utilisation des boues en agriculture (Klärschlammverordnung ou AbfklärV) existe depuis juin 1982. Modifiée le 15 avril

1992, elle prend dorénavant en compte les composés-traces organiques dans les boues (cf. tabl. 22).

composés	concentration maximale dans les boues	flux maximaux annuels
organohalogénés adsorbables (AOX)	500 mg / kg MS (contrôle tous les 6 mois)	833 g/ha/an
polychlorobiphényles (PCB) n° 28, 52, 101, 138, 153, 180 et 209 (*)	0,2 mg / kg MS pour chacun (contrôle au moins tous les 2 ans)	0,33 g/ha/an
polychlorodibenzodioxines et polychlorodibenzofurannes (PCDD et PCDF)	100 ng / kg MS (d'équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD) (contrôle au moins tous les 2 ans)	0,00017 g/ha/an

Tableau n° 22 : teneurs et flux limites en composés-traces organiques dans les boues épandues sur terres agricoles ou maraîchères en Allemagne

NB : la quantité maximale de boues pouvant être épandue est fixée à 5 t MS / ha / 3 ans (10 t MS / ha / 3 ans pour les composts). Les stations d'épuration sont obligées d'effectuer les dosages des composés-traces organiques, sauf les petites stations (< 1000 eq. hab.), pour lesquelles les délais peuvent être allongés et la dioxine non prise en compte.

(*) : PCB n° 28 = 2,4,4'-trichlorobiphényle, PCB n° 52 = 2,2',5,5'-tétrachlorobiphényle, PCB n° 101 = 2,2',4,5,5'-pentachlorobiphényle, PCB n° 138 = 2,2',3,4,5,5'-hexachlorobiphényle, PCB n° 153 = 2,2',4,4,5,5'-hexachlorobiphényle, PCB n° 180 = 2,2',3,4,4',5,5'-heptachlorobiphényle, PCB n° 209 = décachlorobiphényle.

En Suisse, l'ordonnance modifiée (Osubst, 1992), relative notamment aux boues, a fixé des valeurs limites pour les métaux et un paramètre globale pour les composés-traces organiques halogénés adsorbables (AOX) qui ne doit pas dépasser 500 mg/kg MS dans les boues d'épuration valorisées en agriculture. Il s'agit d'une valeur indicative.

Il existe au Québec deux guides de bonnes pratiques concernant les valorisations agricole et sylvicole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales. Il est recommandé de ne pas valoriser des boues

montrant une concentration supérieure à 10 mg/kg MS de PCB et d'injecter ou incorporer immédiatement dans le sol les boues contenant de 3 à 10 mg/kg MS de PCB.

L'O.M.S. développe une méthodologie d'évaluation des risques pour la santé de l'Homme liés à l'épandage des eaux usées traitées et les boues d'épuration et propose des valeurs guides (en projet, 1995), non dans les boues mais dans les sols cultivés. Il s'agit de seuils provisoires à ne pas dépasser après épandage (cf. tabl. 23). Ces valeurs doivent être complétées et modifiées dans le futur.

composés	seuil dans le sol (mg/kg MS)
aldrine	0,2
benzène	0,03
benzo(a)pyrène	3
chlordane	0,3
chlorobenzène	ND
chloroforme	2
dichlorophénols	ND
2,4-D	10
DDT	ND
dieldrine	0,03
heptachlore	1
hexachlorobenzène	40
hexachloroéthane	2
pyrène	480
lindane	0,6
méthoxychlore	20
pentachlorophénol	320
PCBs	30
tétrachloroéthane	4
tétrachloroéthylène	250
toluène	50
toxaphène	9
2,4,5-T	ND
2,3,7,8-TCDD	30

Tableau n° 23 : projet O.M.S. de valeurs guides composés-traces organiques dans les sols recevant des boues d'épuration
 ND = non déterminé (données insuffisantes)

Aux USA, dès 1986, un projet de réglementation (40 CFR Part 503 du Clean Water Act) concernant l'épandage des boues d'épuration urbaines, rédigé par l'US EPA, proposait de limiter les risques de pollution en fixant les quantités maximales de polluants (organiques ou non) qui peuvent être appliquées (pour les organiques étaient concernés : trichloroéthylène, benzo(a)pyrène, aldrine et

dieldrine, chlordane, DDT / DDE / DDD, heptachlore, hexachlorobenzène, hexachlorobutadiène, lindane, toxaphène, PCBs et diméthyl nitrosamine). Toutefois, après avoir conduit une vaste enquête nationale sur les boues d'épuration (419 polluants dans les boues de 181 stations) et avoir réexaminé les évaluations de risques polluant par polluant, l'US EPA n'a pas repris les valeurs

limites proposées pour les composés-traces organiques dans la réglementation finale de 1993 et seul l'apport en éléments-traces métalliques y est limité. Les raisons de cet abandon sont diverses (polluants non détectables dans les boues, effets négatifs sur la santé publique et l'environnement calculés pour des concentrations au 99ème percentile non significatifs, polluants bannis ou dont l'usage est restreint par la réglementation, composés plus manufacturés ou utilisés dans la fabrication de produits).

Il faut noter que la réglementation sur les boues ne concerne pas les boues très polluées en PCB (plus de 50 mg/kg MS) car celles-ci relèvent des réglementations concernant les déchets et produits toxiques.

Enfin, l'US EPA prépare déjà un amendement à la réglementation qui vient d'être promulguée et pense ajouter des polluants dont l'apport sera limité (probablement TCDD, TCDF, ...).

Chapitre 4 : Stratégie pour produire des boues propres et garantir leur qualité aux agriculteurs utilisateurs

La prévention des rejets ou entrées indésirables dans le réseau d'assainissement constitue le point fort d'une politique-qualité en matière de production de boues d'épuration.

La mise en oeuvre de cette prévention implique une stricte police des réseaux, mais ne peut s'y limiter. Elle renvoie à une réflexion plus globale de gestion de l'ensemble des déchets produits à l'échelle d'une agglomération, du département, ou de la région, et ceci quelle que soit la forme des déchets : solide, liquide ou gazeuse. L'expérience montre qu'il est erroné de gérer de façon séparée les questions de l'assainissement du reste de la problématique déchets. Dans ce domaine, il importe également de sortir de la dichotomie un peu trop simpliste déchets industriels / déchets ménagers pour intégrer un grand nombre d'autres acteurs : artisans, commerçants, imprimeries, laboratoires d'analyses, centres d'enseignement et de recherche, officines privées (médecins, dentistes, ...), hôpitaux et cliniques, etc.

Prévenir c'est aussi éviter de produire ou d'utiliser des substances qui risquent d'être ultérieurement contaminantes. Cette idée-force de toute politique de gestion de déchets ("éviter d'en produire") soutend les actions en faveur des "technologies propres" et des "éco-produits". Enfin, reste posée la difficile maîtrise de la pollution pluviale, aux caractéristiques souvent inintéressantes vis-à-vis de la qualité des boues.

Une politique complète de prévention de la contamination des boues d'épuration exige donc la mise en oeuvre cohérente et simultanée d'un ensemble d'actions :

- promotion des technologies propres et éco-produits ;
- collecte séparée des déchets toxiques et traitement dans des centres spécialisés ;
- police des réseaux d'assainissement et police des installations classées ;
- maîtrise de la pollution pluviale ;
- cohérence avec la gestion des autres sous-produits du cycle de l'eau.

Ces actions peuvent s'inscrire dans un "plan qualité des boues" à définir par chaque station d'épuration, selon sa spécificité.

4.1. Eviter de produire ou d'utiliser des substances potentiellement contaminantes

4.1.1 Technologies propres

Selon la définition proposée par la Commission des Communautés Européennes en 1979, une technologie propre est *"une méthode de fabrication utilisant le plus rationnellement possible les matières premières et l'énergie, tout en réduisant la quantité des effluents polluant l'environnement ainsi que la quantité de déchets produits à la fabrication et pendant l'utilisation des produits"*. Bien que la définition européenne restreigne les technologies propres aux procédés de fabrication, il convient de l'attribuer plus généralement à tout procédé de transformation de la matière mettant en oeuvre de l'énergie et des matières premières.

On distingue classiquement trois niveaux possibles d'intervention en matière de technologies propres :

. L'optimisation des procédés correspond au niveau d'intervention le plus élémentaire et le plus accessible. Il ne modifie pas profondément le procédé mais peut déjà constituer une bonne réduction des rejets.

. La modification des procédés est moins aisée dans sa mise en oeuvre que précédemment. Tout en maintenant le principe de fabrication, elle implique un changement des conditions opératoires. (Exemples : substitution d'une peinture aux solvants par une peinture à l'eau; déshydratation, par per-évaporation, des solvants organiques ou alcooliques).

. Le changement des procédés, partiel ou fondamental, représente une technologie propre au sens littéral du terme, et correspond à une nouvelle méthode de production, fruit d'une recherche technologique poussée. (Exemples : recyclage et régénération des bains de chromage; recours en teinturerie à des machines à court rapport de bain permettant de réduire notablement les quantités de rejets aqueux et la pollution organique).

4.1.2 Les « éco-produits » et la marque NF ENVIRONNEMENT

Le second axe d'actions dites "à la source" en matière de prévention de déchets est celui sur les éco-produits, c'est à dire de produits ayant des impacts moindres sur l'environnement. Les travaux d'écoblabilisation liés à ce thème sont menés au sein de l'AFNOR en concertation avec les producteurs, les distributeurs, les associations de consommateurs et de protection de l'environnement et les pouvoirs publics depuis le début des années quatre-vingt-dix. Un tel produit doit, à efficacité égale par rapport aux produits concurrents, apporter une avancée réelle dans la protection de l'environnement, sans faire apparaître d'autres nuisances. Les conditions de fabrication du produit et d'élimination en fin de vie sont également appréciées. L'approche est donc multi-critères et s'intéresse au produit de l'extraction des matières premières à l'élimination, ou, selon l'expression consacrée, du "berceau à la tombe".

En France, ces travaux ont abouti à la création en 1990 de la marque NF ENVIRONNEMENT. Elle peut être utilisée par les entreprises qui le souhaitent, si leurs produits s'avèrent conformes aux exigences d'un règlement technique fondé sur l'étude et l'analyse du cycle de vie. Ce label écologique est attribué par l'AFNOR. L'intérêt de ce marquage est d'informer le consommateur (entendu au sens large du terme et incluant non seulement les ménages mais aussi les collectivités, les entreprises et les administrations par le biais de leurs achats) pour l'inciter à choisir, entre deux produits d'égale performance, celui bénéficiant d'un marquage NF ENVIRONNEMENT.

4.1.3 Limitation de la mise sur le marché et de l'emploi de certaines substances

L'action réglementaire accompagne cette politique. Ainsi, le décret n° 94-647 du 27 juillet 1994 limite la mise sur le marché et l'emploi du pentachlorophénol (produit de conservation du bois ou textiles, et à l'origine de métabolites tels que PCDD et PCDF), du (dichlorophényl) (dichlorotolyl) méthane, du (chlorophényl) (chlorotolyl) méthane et du bromobenzyl-bromotoluène dans l'industrie. Ce même décret a interdit ou limité l'emploi du cadmium et de ses composés pour la fabrication d'un certain nombre de produits (notamment des colorants) ou de biens d'équipement.

4.2. Tri et collecte sélective des déchets toxiques ou spéciaux

Ces déchets peuvent être produits par différentes catégories d'acteurs : industries, PME-PMI, laboratoires,

artisans-commerçants, centres d'enseignement et de recherche, hôpitaux et cliniques, activités de soins etc. sans oublier ceux produits par les ménages. Quelle que soit leur origine, la problématique en terme de traitement est identique. Mais les quantités en jeu et, surtout, les responsabilités peuvent s'avérer très différentes selon les producteurs concernés.

Pour faciliter les stratégies d'action et de communication, on distingue usuellement :

- Les déchets toxiques produits par les grandes entreprises, industrielles ou autres. Il s'agit le plus souvent d'installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) placées sous le contrôle de la DRIRE (police des installations classées). Sur un total de 150 millions de tonnes de déchets industriels produits par an, les déchets industriels spéciaux (DIS) représentent 18 millions de tonnes dont 2 millions de déchets toxiques.

- Ceux produits par les PME-PMI, les artisans-commerçants, les centres d'enseignement et de recherche, les laboratoires d'analyses, les centres de soin, les dentistes, etc. Dans cette catégorie on utilise le terme de "Déchets Toxiques en Quantité Dispersée", ou DTQD, pour signifier que le gisement est atomisé en quantité modeste chez de multiples détenteurs. Globalement ces DTQD représentent une quantité estimée en 1997, par l'ADEME, à 170 000 à 250 000 tonnes/an.

- Enfin, ceux produits par les ménages. Dans ce domaine on utilise plutôt le terme générique de "Déchets Ménagers Spéciaux" ou DMS. Ils se définissent comme des *"produits ou objets rejetés par les ménages et susceptibles d'être explosifs (aérosols), corrosifs (acides), nocifs, irritants (ammoniaque, résines), comburants (chlorates), facilement inflammables, ou d'une façon générale dommageables pour l'environnement (métaux lourds des piles, accumulateurs, lampes fluorescentes, etc.), ou qui ne peuvent pas être éliminés par les mêmes voies que les ordures ménagères sans créer de risques pour les préposés chargés de l'enlèvement des déchets"*.

En conséquence, les DMS peuvent généralement être qualifiés de dangereux, mais seuls certains DMS revêtent effectivement un caractère toxique.

Outre cette nuance importante, DTQD et DMS diffèrent également par la responsabilité en matière d'élimination. S'agissant des DMS, la collectivité locale assume cette responsabilité, non les ménages. Pour les DTQD, c'est le producteur qui en est responsable. L'examen des opérations de collecte réalisées en France montre toutefois que, souvent, on y retrouve en mélange DTQD et DMS.

4.2.1 Les déchets des Installations Classées (ICPE)

Depuis la nouvelle loi du 13 juillet 1992 sur les déchets et le décret n° 93-140 du 3 février 1993 relatif aux plans d'élimination des déchets autres que les déchets ménagers et assimilés, il revient à chaque région de procéder à un bilan de la situation actuelle (flux produits, nature, quantités, destination) et d'élaborer des propositions pour la mise en place d'unités de traitement. Si le recours à une échelle inter-régionale peut s'avérer judicieux pour mieux amortir la création d'outils de traitement, il convient néanmoins de veiller à limiter les transferts (respect du principe de proximité). Les grands établissements industriels (ICPE) sont clairement répertoriés et la gestion des DIS est généralement assez bien appréhendée par ces entreprises, notamment par le biais des études déchets recommandées par la circulaire du 28 décembre 1990. Enfin il est courant que ces entreprises soient dotées de leur propre station d'épuration.

4.2.2 L'action sur les DTQD

En matière de pollution diffuse, le problème des DTQD s'avère sans doute plus difficile à appréhender. Echappant au ressort de la police des ICPE, cette pollution sournoise est sous-estimée par l'ensemble des acteurs, ou s'apprécie comme une pollution fatale vis à vis de laquelle les gestionnaires des réseaux d'assainissement se sentent impuissants.

Face aux DTQD, la solution consiste à travailler par branche professionnelle, via l'interprofession (syndicats professionnels ou fédération) ou les chambres consu-

lares (Chambres des métiers ou Chambres de commerce et d'industrie), et à mettre en place des circuits de ramassage et des centres de regroupement, pour retrouver à une certaine échelle la pleine cohérence avec le plan régional de gestion des déchets.

Plusieurs plans régionaux ont ainsi mis à l'étude de telles organisations : Poitou-Charentes, Languedoc-Roussillon, Centre-Val de Loire par exemple. Parfois, il est recherché une échelle géographique plus opérationnelle : Communauté Urbaine de Lyon, "Plastic Vallée" d'Oyonnax / St-Claude (Ain et Jura), ou Départementale (Essonne), etc.

Les DRIRE, les délégations régionales de l'ADEME et les Agences de l'Eau peuvent fournir à la demande une liste des collecteurs professionnels, des centres de regroupement et de traitement. Les services de ces prestataires privés sont payants.

Les DTQD produits par les établissements d'enseignement (collèges et lycées) et les centres de recherche ne sont pas à négliger : ils représentent 45 000 t/an comprenant à la fois des déchets de manipulations courantes et des stocks anciens (fonds de flacons, produits périmés, produits non utilisés). La démarche, toujours identique dans son principe, consiste à réaliser une étude déchets au sein du laboratoire, d'examiner les modalités de stockage et de regroupement selon les compatibilités chimiques, et de contractualiser avec une entreprise agréée d'élimination dans le respect des règles en vigueur (fiches de renseignements par produit, bordereaux de suivi, transparence sur la destination finale).

Actions sur les DTQD : quelques exemples

- *Déchets des laboratoires de l'INSERM. Création du logiciel (GeDaM), accessible par MINITEL ou PC, pour la gestion des déchets de laboratoire, mis au point par l'INSERM pour les 35 laboratoires de la région Rhône-Alpes. Ce logiciel vise à gérer les stocks et à prévoir les quantités et les différents types de déchets.*

- *Lycées : déchets des classes de travaux pratiques. En région Pays de Loire, le Conseil Régional, en liaison avec le Rectorat, l'Union des Médecins, la Caisse Régionale d'Assurance Maladie et l'ADEME ont mis en oeuvre une collecte systématique des déchets des salles de travaux pratiques de chimie, après une enquête dans les lycées ayant montré que 62 % de ces déchets allaient dans l'évier ou la poubelle. En appui, un classeur pédagogique "DETOX" a été distribué en trois exemplaires dans chacun des 280 lycées de la région, ainsi qu'un film vidéo de sensibilisation.*

4.2.3 Intérêt de la marque RETOUR

Dans l'ensemble dispositif de tri et de collecte séparative, il faut signaler l'intérêt des services de reprise par le fournisseur. Ce dernier, en accompagnement de la vente de ses produits, propose à ses clients de reprendre ces mêmes produits lorsqu'ils sont usagés ou périmés. Pour promouvoir de tels services et en garantir la qualité, l'ADEME délivre la marque RETOUR aux fournisseurs qui en font la demande et dont le service de reprise est conforme aux exigences de la marque. Une quinzaine d'entreprises bénéficient de la marque RETOUR pour la reprise, par exemple, des solvants de pressing, des matériels bureautiques ou de produits phytosanitaires. Cette initiative a pour objectif d'encourager la reprise des déchets par le fournisseur et d'en inclure le coût de collecte et de traitement dans le prix de vente du produit neuf.

4.2.4 Les Déchets Ménagers Spéciaux (DMS) et le rôle des déchetteries

Ainsi qu'il a été dit plus haut, les déchets toxiques ne sont qu'une partie des DMS. Dans les ordures ménagères, la quantité de DMS est estimée entre 0,5 et 2 % du poids total, soit 1,5 à 6 kg par habitant et par an. Les études et expériences passées montrent qu'en récupérant les 10 à 12 produits les plus consommés, il est collecté 95 à 98 % du volume des DMS (voir exemple de l'opération réalisée dans la commune de Boisset-Gaujac en Languedoc-Roussillon en 1994, tableau n°24).

tableau n°24

Commune de Boisset-Gaujac (Gard) en Languedoc-Roussillon

La délégation régionale de l'ADEME et le Conseil Général du Gard se sont associés à la campagne de ramassage organisée par la commune de Boisset-Gaujac (1600 habitants). Les particuliers ont été invités à faire le tri de leurs déchets toxiques ménagers et à les déposer dans des conteneurs, et cela durant deux demi-journées en septembre 1994.

Les résultats de cette collecte expérimentale ont dépassé les prévisions :

produits chimiques	:	114 kg
peinture	:	169 kg
aérosols	:	12 kg
solvants	:	27 kg
phytosanitaires	:	29 kg

total : 381 kg de déchets qui ont pu être acheminés vers les différentes filières de traitement et d'élimination. Un succès qui amène cette commune à envisager la périodicité de cette action.
Coût : 12 000 F environ.

L'expérience des années passées montre qu'il est souhaitable d'éviter les opérations "coups de poing" (ponctuelles et aux coûts d'information insuffisamment amortis) au profit de collectes permanentes en déchetteries. La collecte à points mobiles doit être réservée aux secteurs d'habitats dispersés ou pour certaines spécificités de sites ou de produits, comme cela se fait parfois pour la collecte des encombrants (matelas, armoires, etc.).

En appui de l'équipement des déchetteries, et de l'étoffement de son réseau, l'information du public doit être bien conçue pour l'inciter à utiliser les facilités ainsi créées. Les expériences passées montrent que l'adhésion du public peut être très forte. La formation du person-

nel des déchetteries à la reconnaissance et au tri des matières déposées est également indispensable.

4.3. Diagnostic d'assainissement, police des réseaux et police des installations classées

En dépit de toute l'action préventive qu'il convient d'organiser à la source, une stricte police des réseaux reste obligatoire. Sous la responsabilité de la commune, maître d'ouvrage du réseau (ou d'une société déléguée), la police des réseaux consiste à établir et faire respecter un règlement d'assainissement reprenant souvent un modèle type établi par une circulaire du Ministère de