



AGENCE FRANÇAISE
DE SÉCURITÉ SANITAIRE
DES ALIMENTS

Réutilisation des eaux usées traitées pour l'arrosage ou l'irrigation

Novembre 2008

SAISINE N°2001-SA-0075 : Avis relatif à un projet d'arrêté fixant les prescriptions techniques, les modalités de mise en œuvre et de surveillance applicables à l'utilisation d'eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires des collectivités territoriales pour l'arrosage ou l'irrigation de cultures ou d'espaces verts

LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES

ADEME : Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
Afssa : Agence française de sécurité sanitaire des aliments
AHTN : 6-acetyl-1,1,2,4,4,7-hexamethyltetralin
ARN : Acide ribonucléique
BASR : Bactérie anaérobie sulfite-réductrice
CES : Comité d'experts spécialisés
CMR : Cancérogène, mutagène, reprotoxique
CNRS : Centre national de la recherche scientifique
CSHPF : Conseil supérieur d'hygiène publique de France
DALY : Disability adjusted life years
Ddaf : Direction départementale de l'agriculture et des forêts
Ddass : Direction départementale des affaires sanitaires et sociales
Drass : Direction régionale des affaires sanitaires et sociales
DBO : Demande biochimique en oxygène
DCO : Demande chimique en oxygène
DEHP : Di (2-éthylhexyl)phtalate
DOM TOM : Départements et territoires d'outre-mer
DGS : Direction générale de la santé
Eh : Equivalent-habitant
ETM : Eléments traces métalliques
EUT : Eaux usées traitées
FAO : Food and agriculture organization
FNDAE : Fond national pour le développement des adductions d'eau
HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HHCB : 1,3,4,6,7,8-Hexahydro-4,6,6,7,8,8-hexamethylcyclopenta(g)-2-benzopyran
INERIS Institut national de l'environnement industriel et des risques
ISO : International standards organization
LOQ : Limite de quantification
MES : Matières en suspension
NP : Nonylphénol
NTU : Nephelometric turbidity unit
NFU : Nephelometric formazin unit
OCDE : Organisation pour la coopération et le développement économique
OMS : Organisation mondiale de la santé
PCB : Polychlorobiphényles
PCR : Polymerase chain reaction
PDU : PCR detectable unit
RSDE : Réduction des rejets de substances dangereuses dans les eaux
SLMV : Syndrome de *larva migrans* viscérale
STEP : Station d'épuration
TIAC : Toxi-infection alimentaire collective
UFC : Unité formant colonie
UFP : Unité formant plaque
UG : Unité génome
U.V. : Ultraviolets
VHA : Virus de l'hépatite A
VHE : Virus de l'hépatite E

Le présent rapport a été présenté au CES « Eaux » lors des séances du 4 septembre 2007, 10 décembre 2007 et 5 février 2008 ainsi qu'au CES «Matières fertilisantes et supports de culture » le 18 septembre 2007. Le rapport a été validé par le CES « Eaux » lors de la séance du 3 juin 2008.

Le groupe de travail était composé comme suit :

- Présidente du Groupe de travail et membre du comité d'experts spécialisé « Matières fertilisantes et supports de culture » :

-Mme Isabelle Déportes

- Membres du comité d'experts spécialisé « Eaux » :

- M. Jean Carré
- Mme Claude Casellas
- M. Jean Duchemin
- M. Michel Joyeux
- Mme Laurence Mathieu
- M. Antoine Montiel
- M. Patrick Monfort
- M. Jean-luc Potelon
- Mme Marie-Piere Sauvant-Rochat

Membres du comité d'experts spécialisé « Microbiologie » :

- M. Eduardo Dei Cas
- M. Christophe Gantzer

Membres du comité d'experts spécialisé « Santé animale »

- M. Jean-Pierre Ganière
- Mme Arlette Laval

Autres experts :

- Mme Michèle Legeas, Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique (EHESP)

Coordination scientifique :

- Mme Delphine Caamano
- M. Laurent Grimault
- Mme Pascale Panetier

Ont par ailleurs été auditionnés :

- François BRISSAUD, expert dans le domaine de la réutilisation des eaux usées traitées, en région méditerranéenne y compris sur le plan de la mise en œuvre d'opérations d'irrigations par des eaux usées traitées (Université Montpellier II) ;
- Bernadette PICOT, expert sur les techniques de désinfection extensives et intensives des eaux usées (Faculté de pharmacie –Montpellier) ;
- Jean BONTOUX :
 - membre du groupe de travail du CSHPF relatif à la réutilisation des eaux usées traitées (1991),
 - président du groupe de travail du CSHPF relatif aux risques sanitaires liés aux boues d'épuration des eaux usées urbaines (1998),
 - président du groupe de travail chargé de la rédaction de l'arrêté relatif à la réutilisation des eaux usées traitées.

AVANT-PROPOS

L'Agence française de sécurité sanitaire des aliments (Afssa) a été saisie par la Direction générale de la santé (DGS) d'une demande d'avis relatif à un projet d'arrêté fixant du point de vue sanitaire les prescriptions techniques, les modalités de mise en œuvre et de surveillance applicables à l'utilisation d'eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires des collectivités territoriales pour l'arrosage ou l'irrigation de cultures ou d'espaces verts.

A cet effet, a été créée, sur proposition du comité d'experts spécialisés « Eaux » lors de la séance du 5 décembre 2006, un groupe de travail nommé « Réutilisation des eaux usées traitées » chargé de répondre à cette saisine.

Ce projet d'arrêté (annexe 1) avait été élaboré par un groupe de travail du Conseil supérieur d'hygiène publique de France – section des eaux (CSHPF) et recueilli l'avis favorable de cette instance en janvier 2001.

Ce projet est structuré autour de plusieurs sections et comprend:

- des dispositions générales :
 - o portant sur la mise en œuvre des dispositifs d'irrigation selon les règles de l'art,
 - o spécifiant des interdictions d'usage ,
 - o indiquant des prescriptions relatives au stockage des eaux usées traitées ;
- une définition des qualités requises des eaux usées traitées en fonction du mode d'irrigation et de la nature et du type de culture, l'établissement de contraintes de distance en fonction de la nature des activités à protéger. Les modalités d'irrigation par aspersion sont également abordées ;
- des programmes de surveillance qui incluent les dispositions réglementaires préexistantes relatives à :
 - o la surveillance des ouvrages de traitement des eaux usées,
 - o la surveillance de la qualité des boues produites,et un programme spécifique au titre de la microbiologie avec suivi de l'indicateur *E. coli*, recherche des salmonelles et des œufs de *Taenia* ;
- les modalités d'exécution de l'arrêté.

L'Afssa a ciblé son évaluation sur la portée sanitaire pour le consommateur et la santé animale des dispositions proposées par le projet d'arrêté relatif à la réutilisation d'eaux usées traitées ;

il est précisé :

- que l'utilisation des eaux usées traitées pour les espaces verts ainsi que le risque pour les riverains ou les professionnels (notamment du fait de l'aspersion) pour lesquels il n'est pas identifié de risque alimentaire, ne seront pas évalués par l'agence ;

- bien que le champ défini par le projet d'arrêté (article 1 : « *l'objectif du présent arrêté est de fixer les prescriptions sanitaires et techniques correspondantes applicables aux installations utilisant, après épuration, des eaux usées mentionnées aux articles L.2224-8 et 2224-10 du code général des collectivités territoriales, à des fins d'arrosage ou d'irrigation, afin de garantir la protection de la santé publique, et de l'environnement, en application de l'arrêté du 3 juin 1994 susvisé* ») n'inclut pas explicitement la santé animale, et vu que des utilisations de l'eau usée traitée sont prévues par le projet d'arrêté en irrigation sur des pâturage et cultures fourragères, la santé animale a été prise en compte dans le champ de l'expertise.

1 CONTEXTE D'ÉLABORATION DU PROJET D'ARRÊTÉ PAR LE CONSEIL SUPÉRIEUR D'HYGIÈNE PUBLIQUE DE FRANCE

Suite à la demande de la DGS en 1999 au CSHPF, le groupe de travail du CSHPF avait rédigé un projet d'arrêté. Cette forme de rédaction (projet d'arrêté) ne permet pas de faire figurer tous les arguments qui conduisent à des choix de stratégies et de procédures pour encadrer la réutilisation d'eaux usées traitées (EUT).

Le groupe de travail du CSHPF avait abordé ce sujet dans le cadre d'une approche globale traitant des différentes voies d'exposition, des différents vecteurs afin de garantir la sécurité sanitaire vis-à-vis des consommateurs et des travailleurs exposés.

Ce projet d'arrêté est basé sur les recommandations inscrites dans un précédent rapport du CSHPF datant de 1991 qui portait sur la réutilisation des eaux usées traitées. Les recommandations de l'organisation mondiale de la santé (OMS) de 1989 avaient été prises comme base de travail. Ces recommandations se fondaient principalement sur des observations épidémiologiques dans des régions où la réutilisation d'eaux usées traitées était pratiquée (Israël, Californie).

2 MÉTHODE ET TEXTES DE RÉFÉRENCES RETENUS

En septembre 2006, l'OMS a révisé les lignes directrices pour la réutilisation des eaux usées traitées en agriculture.

Le fondement des nouvelles lignes directrices est établi sur une approche d'analyse quantitative de risques (fixant un DALY¹ acceptable à 10⁻⁶ par personne et par an (pppa)).

Concernant les caractéristiques microbiologiques des eaux usées traitées, la réflexion de l'OMS a conduit à la définition de seuils dans les eaux usées traitées pour rotavirus (pathogène retenu comme modèle car le plus pénalisant dans le déroulement de la démarche d'appréciation quantitative du risque) en se basant sur des scénarii d'usage de l'eau dans un contexte international. Il est à noter que certains usages pris en compte ne sont pas répandus en France. L'OMS en déduit un niveau d'abattement minimum à atteindre notamment lors du traitement des eaux usées.

Concernant la composition chimique des eaux usées traitées, l'OMS ne produit pas de nouvelle analyse de risque par rapport à ses travaux antérieurs (Chang 2002, cité dans (OMS, 2006)). Chang (2002) part de l'hypothèse que les polluants des eaux usées exposent les populations humaines essentiellement par la voie alimentaire. Sur la base de ce constat, l'OMS a dérivé des concentrations maximales tolérables dans les sols à vocation agricole alimentaire. L'établissement de ces concentrations maximales tolérables vise également à limiter les apports en évitant un enrichissement trop important des sols mais aucune valeur limite pour les contaminants chimiques dans les eaux usées traitées n'est proposée.

Dans ce contexte, la démarche d'expertise du groupe de travail a été la suivante :

- (i) **Pour les paramètres microbiologiques** (et plus généralement pour ce qui concerne le risque à court terme), le groupe de travail s'est appuyé sur les recommandations formulées par l'OMS en 2006 pour la maîtrise du risque microbiologique fondée sur une analyse quantitative des risques sanitaires ;
- (ii) **pour les paramètres physico-chimiques** (associés au risque à moyen terme), l'approche utilisée a été de comparer les verrous de sécurité apportés par le projet d'arrêté à ceux prévus par d'autres dispositifs réglementaires, notamment l'épandage agricole de boues de station d'épuration des eaux urbaines². L'idée

¹ Disability adjusted life years – années de vie corrigées de l'incapacité

² Arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n°97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées

sous-jacente à cette comparaison est que la filière boues pourrait être la filière de référence à laquelle comparer la réutilisation d'eaux usées traitées. En effet, l'épandage des boues est fortement encadré et basé sur des recommandations sanitaires du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France, proposant différents verrous de sécurité pour la maîtrise des risques. Ceci est confirmé par des évaluations quantitatives des risques menées sur les épandages de boues qui ont montré des risques faibles (INERIS, ADEME *et al.*, 2005 révision disponible en 2008). Le groupe de travail a donc estimé que les dispositions actuelles régissant l'épandage des boues pouvaient légitimement être utilisées comme support pour conduire ce travail d'expertise.

3 ÉTAT DES LIEUX DE LA RÉUTILISATION DES EAUX USÉES TRAITÉES : Pratiques et réglementations

➤ En France

A l'échelle du territoire national, la réutilisation des eaux usées traitées est peu pratiquée. En effet, de manière générale les besoins en eau sont satisfaits et l'index de stress hydrique est modéré (estimé à 15%³). Toutefois leur inégale répartition peut expliquer des situations locales de pénurie ou de surexploitation des nappes, justifiant l'intérêt de la réutilisation d'eaux usées traitées.

A l'échelle régionale, la zone méditerranéenne est intéressée par la réutilisation d'eaux usées traitées et des projets s'y développent. Des « zones de tension » existent aussi en matière de ressources en eau dans des régions comme le Nord-Pas de Calais du fait de la surexploitation de la nappe de la craie ou le littoral Manche et Atlantique pour la demande estivale liée au tourisme et à l'arrosage. C'est également le cas des îles, nombreuses sur ce littoral, où le manque d'eau à usage domestique et agricole est souvent chronique en l'absence d'alimentation en eau acheminée depuis le continent ou produite par dessalement d'eau de mer.

Cette pratique contribue également à préserver la qualité des milieux. En effet, dans des zones de fortes contraintes en matière de disponibilité des eaux, la réutilisation des eaux usées traitées évite de prélever l'eau des rivières, à la période d'étiage où le débit est réduit et la faune et la flore aquatiques menacées dans leur survie. Il en est de même pour l'eau des nappes dont la surexploitation entraîne l'assèchement de certaines zones humides, et peut favoriser leur contamination en facilitant l'infiltration d'eaux polluées. En zone touristique, la réutilisation des EUT permet d'éviter les rejets estivaux directs ce qui protège les zones d'usages sensibles en aval, tels que baignade, loisirs nautiques, ou pêche à pied de coquillages filtreurs. Il convient néanmoins de veiller au maintien d'un débit d'étiage minimal dans les cours d'eau. La figure 1 illustre ces aspects.

³ L'index de stress hydrique développé par l'OCDE correspond au ratio entre le prélèvement d'eau annuel et la ressource annuellement renouvelable. Il est considéré comme élevé quand il dépasse 40%, moyen à haut quand il est compris entre 20 et 40% et modéré lorsqu'il est inférieur à 20% (OCDE 2003)

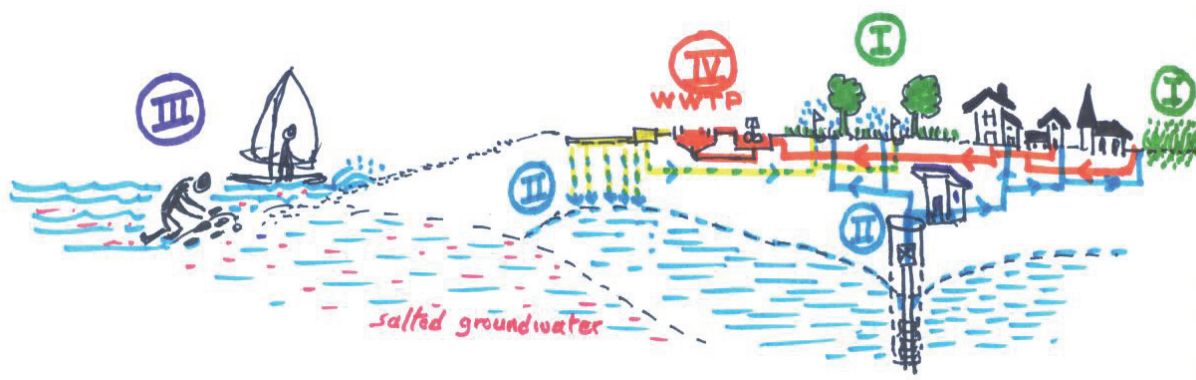


Figure 1 : Bénéfices croisés potentiels de la réutilisation des eaux usées. Exemple d'une zone littorale (Jean Duchemin communication personnelle 2007) (WWTP Wastewater treatment plant = station d'épuration)

- (I) Irrigation des cultures, arrosage des espaces verts, terrains de sports,
- (II) Préservation de la ressource pour l'alimentation en eau potable et ré-alimentation ciblée de nappes (notamment contre l'intrusion d'eau salée en zone littorale),
- (III) Préservation des activités de loisirs (activités baignade, pêche à pied de coquillages filtreurs) et conchyliculture par l'élimination des rejets
- (IV) Station d'épuration.

Actuellement, la réutilisation agricole des eaux usées traitées connaît une progression aux motifs suivants :

- assurer une gestion patrimoniale de l'environnement et des ressources en eau ;
- faire face à certaines situations locales de pénurie - pérenne ou ponctuelle – des ressources en eau (comme par exemples dans les îles de Ré, Noirmoutier, Oléron, Porquerolles, ainsi que sur les sites de Pornic (Loire Atlantique), Chanceaux sur Choisille (Indre et Loire), Le Revest du Bion (Alpes de Hautes Provence), Noisilly (Indre et Loire) ;
- protéger le milieu marin en limitant les rejets d'effluents sur le littoral et limiter les risques sanitaires relatifs à la baignade, à la conchyliculture et à la pêche à pied (comme par exemples à Saint Armel (Morbihan), Beauvoir, Mont Saint-Michel (Manche), Royan (Charente Maritime), Noirmoutier (Vendée) ;
- protéger les cours d'eau menacés par l'eutrophisation (comme par exemple à Melle (Deux Sèvres), Mesnil en Vallée et Le Fuiet (Maine et Loire).

Il est à noter que, fréquemment, plusieurs objectifs sont visés.

Généralement, les effluents sont utilisés à proximité de leur lieu de production. Les coûts liés à la mise en place des équipements (traitements tertiaires sophistiqués, réseaux d'irrigation ...) et au fonctionnement des dispositifs de réutilisation sont encore des freins au développement de la réutilisation d'eaux usées traitées.

Quelques exemples de réutilisation d'eaux usées traitées sont présentés dans le Tableau I. En annexe 2, un tableau détaille les aspects techniques de différents dispositifs de réutilisation d'eaux usées traitées.

Tableau 1 : Exemples de réutilisation des eaux usées en France en 1998- Source : (F.N.D.A.E. 1998)

Lieux	Contexte et motivations	Utilisation	Particularités
CLERMONT-FERRAND - LIMAGNE NOIRE (PUY DE DOME)	<ul style="list-style-type: none"> - Déficit en eau et eutrophisation des cours d'eau proches des cultures - Limitation des rejets directs dans le milieu naturel et protection des ressources en eau - Partenariat avec la sucrerie de Bourdon 	<ul style="list-style-type: none"> - Irrigation de maïs et de betteraves sucrières 	<ul style="list-style-type: none"> - Utilisation sur très grande surface (600 hectares)
DEPARTEMENT DE L'HERAULT 10 sites	<ul style="list-style-type: none"> - Limitation des rejets directs dans le milieu naturel et protection des ressources en eau - Lutte contre l'eutrophisation - Protection des baignades et activités aquacoles 	<ul style="list-style-type: none"> - Irrigation agricole ou zones boisées 	
GIDY (LOIRET)	<ul style="list-style-type: none"> - Limitation de la détérioration de la ressource aquifère (Nappe de Beauce) par une réduction des infiltrations en nappe souterraine des effluents épurés 	<ul style="list-style-type: none"> - Irrigation régulière du maïs et de la betterave - Irrigation des céréales à paille (blé tendre et dur) lors de sécheresse printanière - Irrigation de maïs et de pois 	<ul style="list-style-type: none"> - Bassins de stockage
LOUDUN (VIENNE)	<ul style="list-style-type: none"> - Suppression des rejets directs des eaux épurées dans le milieu hydraulique en période estivale - Amélioration de la qualité du milieu récepteur superficiel (cours d'eau du Martiel) 		<ul style="list-style-type: none"> - Traitement tertiaire en bassins de stabilisation et décantation
MESNIL EN VALLEE (MAINE ET LOIRE)	<ul style="list-style-type: none"> - Présence d'une Zone naturelle d'intérêt écologique, floristique et faunistique (ZNIEFF) - Difficultés de rejets des eaux usées dans la Loire (distance > 3 km et servitudes liées à l'exploitation d'une sablière) 	<ul style="list-style-type: none"> - Maïs 	<ul style="list-style-type: none"> - Lagunage aéré - Bassins de stockage
MONT SAINT-MICHEL + 2 COMMUNES VOISINES (ARDERON ET BEAUVOIR)	<ul style="list-style-type: none"> - Rejets très fluctuants (tourisme) - Milieux récepteurs très protégés - Zones de cultures étendues avec déficit pluviométrique - Très bonnes conditions pédoclimatiques - Possibilités d'aérodispersion (peu de voisinage) - Peu de contrainte d'urbanisme dans un site classé (seulement des bassins de stockage) 	<ul style="list-style-type: none"> - Irrigation de maïs fourragers (en été) et de prairies (en hiver) - Epandage avant semis de carottes 	<ul style="list-style-type: none"> - Lagunes (10 m²/hab) - Bassins de stockage
PORQUEROLLES (VAR)	<ul style="list-style-type: none"> - Ressources naturelles en eau (nappe phréatique) très limitées - Protection du milieu marin par des rejets d'eaux usées limitées - Maintien d'une activité agricole sur l'île et présence d'un « verger de conservation » (INRA) 	<ul style="list-style-type: none"> - Irrigation de vergers (pêchers, amandiers ...) et de cultures maraichères - Irrigation à la raie et irrigation localisée (ajutages) 	<ul style="list-style-type: none"> - 3 lagunes tertiaires (en amont : station à boues activées) - Bassins de stockage

L'irrigation sur cultures non alimentaires (dont espaces boisés) connaît également un développement timide. Il peut constituer cependant une solution intéressante pour l'assainissement des eaux usées collectées en milieu rural, voire même pour les petites villes (après traitement tertiaire). Quelques exemples d'irrigation sur cultures non alimentaires sont présentés dans le tableau II.

Tableau II : Exemples d'irrigation sur cultures non alimentaires des eaux usées en France - Source : adapté de F.N.D.A.E. 1998

Lieux [Date de mise en œuvre]	Contexte et motivations	Utilisation	Particularités
COGOLIN [expérimentation entre 1982 et 1988]	- Projet d'assainissement général du golf de Saint-Tropez, surtout pendant la période estivale	- Aspersion - Micro irrigation	- Prélèvement des effluents en sortie du décanteur secondaire, puis stockage dans une bâche et aspiration par filtre flottant autonettoyant (maille du tamis = 180 µm)
OPPEDE (VAUCLUSE)	- Limitation des rejets directs dans le milieu naturel et dans la rivière Le Coulon	- Irrigation localisée et irrigation par submersion (par rampes) d'une plantation de peupliers (1 hectare)	- Système de stockage et rampes en sortie de station
SAINTE MATHIEU DE TREVIERES (HERAULT)	- Limitation des rejets directs dans le milieu naturel (ruisseau Le Terrieu) et protection de la ressource en eau (source du Lez) - Utilisation à l'année des effluents - Participation à la lutte contre les incendies en diminuant l'inflammabilité de la végétation	- Irrigation de plantations forestières (chênaie) proches du rejet tout au long de l'année (réseau non enterré)	- Filtration des effluents en sortie de station

En France, sur la base du recensement conduit par le Ministère en charge de la Santé (DGS) et repris par le Fond National pour le Développement des Adductions d'Eau (FNDAE) en 1998 (Ministère de l'agriculture et de la pêche et FNDAE, 1998), d'un travail conduit par F. Brissaud⁴ et de contacts pris récemment avec des Ddass, Drass et Ddaf, la carte suivante a été établie, proposant une première approche non exhaustive des sites de réutilisation d'eaux usées traitées en 2007.

⁴ Présenté lors de la réunion INFORMATION-DEBAT de La Section Régionale Haute et basse Normandie de l'ASTEE le 14 mai 2007 (Grandville) : eaux usées en milieu littoral, menace ou ressource ?

Figure 2 : Réutilisation des eaux usées de collectivités en irrigation agricoles, arrosage de golfs ou espaces publics, sites français - J Duchemin- 06 2007.



➤ En Europe

La situation est très contrastée selon la position géographique. La plupart des pays du nord de l'Europe ont des ressources en eau abondantes et l'approvisionnement supplémentaire par la réutilisation des eaux usées traitées n'est pas considéré comme un besoin important (Angelakis et Bontoux, 2001). La réutilisation en Europe des eaux usées traitées est actuellement pratiquée principalement dans les pays méditerranéens. En Espagne, 408 millions de m³ d'eaux usées traitées sont réutilisés ; en Italie des projets ambitieux voient le jour (22 000 ha de cultures maraîchères sont irrigués avec une eau usée traitée provenant d'une station d'épuration avec une capacité de plus d'un million d'équivalent habitant). Enfin, Chypre a pour objectif de réutiliser 100% des eaux usées traitées (Lazarova et Brissaud, 2007).

Un groupe de travail réuni par la commission européenne (DG environnemen) dédié à la réutilisation des eaux usées traitées (regroupant les états membres de l'union européenne, principalement de la zone sud, et Malte) a rédigé une synthèse des pratiques et des réglementations nationales existantes (MED WWR WG, Novembre 2007).

L'Espagne, l'Italie et Chypre disposent d'une réglementation relative à la réutilisation des eaux usées traitées. En Espagne, l'article 109 de la loi sur l'eau pose l'obligation pour le gouvernement de définir un encadrement de la réutilisation des eaux usées traitées ; le décret royal du 7 décembre 2007 fixe le régime juridique de cette pratique. En Italie, le décret du 12 Juin 2003 fixe les normes techniques pour la réutilisation d'eaux usées traitées. L'annexe 3 reprend sous forme de tableau des exemples de réglementations ou recommandations nationales pour l'irrigation avec des eaux usées traitées.

➤ Traitements

Compte tenu des progrès des traitements biologiques (notamment de la filière « boues activées » complétée par une dénitrification) et de la diversité des techniques d'affinage disponibles (filtres et membranes, lagunage, désinfection par les U.V.), les eaux usées traitées peuvent présenter une qualité bactériologique de même niveau que celle des eaux de surface, et même parfois supérieure pour certains cours d'eaux.

A titre d'exemple :

- pour des eaux de surface des teneurs en coliformes fécaux comprises entre $4,8.10^2$ et $6,9.10^4$ UFC/100 mL dans des ruisseaux traversant des zones d'élevage ont été trouvées dans le programme PIREN-Seine 1998-2001 (Georges et Servais, 2002).

- pour les eaux usées traitées de la station d'épuration de la ville de Noirmoutier des concentrations en Coliformes fécaux comprises entre 10^2 et 10^3 UFC/100 mL en hiver et 10 UFC/100 mL l'été sont observées (cette eau est utilisée pour l'irrigation de pommes de terre) (Viovi ,2004).

Néanmoins, l'arrosage ou l'irrigation avec une eau usée traitée doit être conditionné au respect de certaines limites de qualité permettant de garantir la sécurité sanitaire pour les hommes, les animaux, et l'environnement. Les différents verrous de sécurité proposés par le projet d'arrêté sont examinés ci-dessous.

4 EXAMEN DES MESURES DE MAITRISE DES RISQUES MICROBIOLOGIQUES

Les prescriptions du projet d'arrêté relatif à la réutilisation d'eaux usées traitées, objet de la saisine, proposent le suivi de l'indicateur *E. coli*. Il est également proposé de rechercher les salmonelles, en tant que bactérie pathogène. Les œufs de *Tænia* sont retenus pour représenter les parasites. Aucune analyse portant sur des virus pathogènes ou sur des indicateurs viraux n'est suggérée .

La présence de différents micro-organismes dans les eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires doit être considérée dans l'optique de caractériser le danger mais

également de définir et retenir un ou plusieurs indicateurs qui pourraient être utilisés dans le cadre d'une stratégie de surveillance.

4.1 Critères de risques pour l'homme

Les micro-organismes pathogènes entériques, potentiellement présents dans les eaux usées traitées ou non, incluent des virus, des bactéries, des protozoaires et des helminthes. La charge en agents pathogènes dans les eaux usées brutes est essentiellement fonction de l'état sanitaire de la population à l'origine de ces eaux usées. Rappelons que le risque d'infection d'origine hydrique par ces agents pathogènes est dépendant d'un ensemble de facteurs qui incluent d'une part leurs concentrations, leur dispersion dans l'eau, la capacité de ces agents intestinaux à survivre dans l'environnement, la qualité du traitement d'épuration de l'eau, et d'autre part la dose infectante, l'exposition et la susceptibilité de la population exposée.

Les principaux micro-organismes pathogènes présents dans les eaux usées de France métropolitaine sont : salmonelles, shigelles, campylobactéries, *Escherichia coli* entéro-pathogènes, virus entériques, *Cryptosporidium* sp et *Giardia intestinalis*. D'autres pathogènes peuvent être présents dans les zones tropicales des DOM TOM comme *Vibrio cholerae* ou *Schistosoma mansoni*.

4.1.1 Identification des dangers bactériens

Les eaux usées contiennent des quantités importantes de bactéries dont une grande majorité d'origine fécale (environ 10^9 UFC/L pour *E. coli*, 10^8 UFC/L pour les entérocoques fécaux selon OMS, 2006); ces ordres de grandeur semblent pouvoir être observés dans différents points du globe (Lucena *et al.*, 2004). Un large éventail de bactéries pathogènes ou pathogènes opportunistes peut être détecté dans les eaux usées. Parmi ces bactéries se trouvent des pathogènes en général responsables d'infections intestinales comme les salmonelles ou certains types d'*E. coli* entéro-pathogènes. Il existe également des micro-organismes ubiquitaires des milieux hydriques (incluant par exemple les bassins de stockage) susceptibles de provoquer des infections non entériques, comme des bactéries des genres *Pseudomonas*, *Aeromonas*, *Campylobacter*, *Legionella*, *Mycobacterium* et *Leptospira* (Wilson *et al.*, 1995), (Neumann *et al.* 1997), (Fliermans, 1996), (Toze, 2006). Leur présence ne peut être corrélée à celle des germes témoin de contamination fécale. Certains travaux ont montré la contamination dans des conditions expérimentales de laitues irriguées par des suspensions d'*E. coli* O157 : H7 ($\approx 10^8$ UFC/mL) (Solomon *et al.*, 2002b) et la persistance de la contamination pendant les 20 jours suivants l'irrigation (Solomon *et al.*, 2002a). Cependant, ces travaux mettent en oeuvre une contamination massive de pathogènes, non représentative des conditions proposées pour la réutilisation d'eau usée traitée (Franz *et al.*, 2007). Par ailleurs, des auteurs (Franz *et al.*, 2005 ; Johannessen *et al.*, 2005) n'ont constaté aucune contamination des laitues après irrigation malgré un apport en *E. coli* O157:H7 de 10 à 10^4 UFC/g de sol. Il est important de noter que ces conditions expérimentales ne reflètent pas la réalité de la concentration en *E. coli* entéro-pathogènes dans les eaux usées traitées. En effet, les *E. coli* entéro-pathogènes dans les eaux usées traitées ne représentent qu'une fraction du nombre total de la population de *E. coli*.

Ces études montrent l'importance de la qualité de l'eau employée pour irriguer notamment les végétaux consommés crus. Mais, comme le souligne Toze (Toze, 2006), la majorité des bactéries entériques pathogènes exigent généralement l'ingestion d'une dose élevée pour provoquer une infection (habituellement $\sim 10^6$ cellules) ; cependant *Campylobacter jejuni*, *Shigella dysenteriae* ou des campylobactéries ont provoqué des infections chez des hôtes susceptibles pour des doses voisines d'une centaine de bactéries (Teunis *et al.*, 1996).

4.1.2 Identification des dangers parasitaires

Des espèces parasitaires cosmopolites, ubiquitaires, avec des formes infectantes résistantes (kystes et oocystes des protistes, spores de microsporidies, œufs d'helminthes) peuvent contaminer les eaux, les sols et les aliments.

Les données disponibles sur la prévalence des parasitoses dans les populations en France métropolitaine et dans les régions françaises d'outre-mer sont présentées en annexe 4 et permettent de conclure que :

1. Les parasitoses potentiellement favorisées par la réutilisation des eaux usées traitées sont celles qui utilisent l'eau comme vecteur de dissémination de leurs formes infectantes (kystes, oocystes, spores). Il s'agit essentiellement de protozooses et microsporidies intestinales (amibiase, giardiase, cryptosporidiose, toxoplasmose, entérozoonoses, encéphalitozoonoses). Ainsi, en Norvège, la recherche de parasites dans 475 échantillons de végétaux comestibles n'a pas révélé la présence d'œufs d'*Ascaris* ou d'autres helminthes; cependant, *Cryptosporidium* et *Giardia* contaminaient 6% des échantillons (Robertson et Gjerde, 2001).
2. Les helminthoses monoxènes (c'est à dire à un seul hôte) à transmission féco-orale (par exemple ascaridiose et trichocéphalose) restent essentiellement édaphiques bien que les ruissellements ou les inondations contribuent à disséminer les œufs d'helminthes agents. Elles constituent donc un problème potentiellement important dans la perspective de la réutilisation des boues de station d'épuration plutôt que des eaux traitées. Ainsi, Schwartzbrod et Banas (Schwartzbrod et Banas, 2003) ont rapporté une forte prévalence d'œufs d'helminthes dans les boues de station d'épuration (79% des échantillons étaient positifs; nématodes dans 94% et cestodes dans 6%). Une étude similaire dans la région de Caen rapporte une prévalence plus importante pour les œufs de cestodes (Madeline *et al.*, 2001).
3. Des helminthoses monoxènes comme les anguilluloses et ankylostomoses dont les larves édaphiques infectent l'hôte par voie trans-cutanée, gardent une importance considérable dans les régions françaises d'outre-mer (Tableau de l'annexe 4). Leurs cycles nécessitent un sol boueux et humide associé à des températures relativement élevées. C'est la nature du sol, plutôt que celle des eaux, qui assure, avec le concours du comportement des hôtes (l'habitude de marcher pieds-nus), la persistance de ces parasitoses.
4. Des helminthoses hétéroxènes comme les bilharzioses ou les distomatoses, dont l'eau constitue un élément clé dans leur cycle, ne devraient pas non plus être favorisées par la réutilisation des eaux usées traitées. En effet, l'existence de ces parasitoses est dépendante de la présence de mollusques gastéropodes d'eau douce, qui jouent le rôle d'hôtes intermédiaires spécifiques. Chez ces derniers a lieu la génération de larves infectantes à vie éphémère (cercaires), qui quittent le mollusque et doivent soit pénétrer par voie trans-cutanée chez les hôtes définitifs s'aventurant dans les eaux infestées par ces parasites (bilharzioses), soit gagner leurs deuxièmes hôtes intermédiaires (crabes, poissons, plantes) pour devenir des métacercaires enkystées (distomatoses).
5. Dans d'autres helminthoses hétéroxènes comme les cestodoses (téniasis, cysticercoses, échinococcoses, essentiellement) les œufs infectants éliminés par le cestode adulte avec les selles de l'hôte définitif contaminent l'environnement et infectent les hôtes intermédiaires et accidentels. Les eaux peuvent jouer un rôle dans leur dissémination (écoulement des eaux de pluies, eaux d'arrosage). Ces œufs, essentiellement des œufs de *Taenidae* dont la morphologie ne permet pas de distinguer les espèces, représentent plutôt un risque lors de la réutilisation des boues de station d'épuration (Cabaret *et al.*,

2002) que lors de celle des eaux usées traitées. Cependant, la gravité des cestodoses larvaires et leur présence en France métropolitaine et en outre-mer incitent à la prudence.

6. Enfin dans le contexte des helminthoses, il convient de rappeler que le risque de toxocarose est principalement représenté par les œufs de *Toxocara sp* contaminant les boues. Cependant, l'utilisation des eaux usées traitées pourrait accroître le risque de cette helminthose jugée émergente en France (Guillot et Bouree, 2007), en contribuant à disséminer les œufs de *Toxocara sp*, d'une très grande résistance dans le milieu extérieur.

4.1.3 Identification des dangers d'origine virale

Dans son récent rapport sur les virus transmissibles par voie orale (Afssa, 2007), l'Afssa s'est intéressée aux virus transmissibles par les denrées alimentaires et/ou les eaux de boisson. Parmi eux, certains ont été identifiés comme transmissibles par les eaux usées. Il s'agit des calicivirus (norovirus et sapovirus), du virus de l'hépatite A (VHA), du virus de l'hépatite E (VHE), des entérovirus, des paréchovirus, des adénovirus, des rotavirus et des astrovirus. Ces virus entériques sont responsables de pathologies très diverses et notamment de gastro-entérites et d'hépatites virales. Toutefois, il existe des formes asymptomatiques très fréquentes. À l'heure actuelle, les risques sanitaires les plus importants sont liés à la consommation d'aliments ou d'eaux contaminés par les norovirus ou le virus de l'hépatite A. Les rotavirus posent également un problème de santé publique lié à l'importance des épidémies hivernales récurrentes qui surviennent chez les nourrissons avec le risque de déshydratation pouvant conduire à une hospitalisation.

Au niveau européen et selon la littérature (Carrington, 2001 cité dans Agence française de sécurité sanitaire des aliments, 2007), les concentrations en virus entériques dans les eaux usées brutes et dans les eaux usées traitées sont estimées respectivement dans des fourchettes de 1 à 10⁴ UFP/L et 0 à 10³ UFP/L. Le tableau III présente les résultats de plusieurs études réalisées dans différents pays (les grandes variations observées s'expliquent notamment par la fluctuation des contextes sanitaires et par des méthodes analytiques différentes).

Tableau III : Présence de virus humains dans les eaux usées (Afssa, 2007)

Virus	Site	Date	Eaux usées brutes		Eaux usées traitées		Référence
			Culture cellulaire	Biologie moléculaire	Culture cellulaire	Biologie moléculaire	
Norovirus	Pays Bas	Nov 98 – Avr. 99		5.10 ³ à 8.10 ⁵ PDU/L		9.10 ² à 8.10 ³ PDU/L	(Lodder et De Roda Husman, 2005)
Rotavirus							
Entérovirus et réovirus (sur BGM)			10 ² à 10 ³ UFP/L	5 à 100 UFP/L			
Norovirus	Pays Bas			10 ⁶ UG/L		10 ³ UG/L	(van den Berg <i>et al.</i> , 2005)
Adénovirus	Etats-Unis					10 ⁵ génomés/L	(He et Jiang, 2005)
Astrovirus	France			10 ⁶ à 10 ⁸ équivalent génomés/L		10 ³ à 10 ⁵ équivalent génomés/L	(Le Cann <i>et al.</i> , 2004)
Norovirus	Grande Bretagne			10 ⁷ UG/L		10 ⁶ UG/L	(Laverick <i>et al.</i> , 2004)

(UFP : unité formant plaque, UG : unité génome, PDU : PCR détectable unit)

4.1.4 Données épidémiologiques

La récente publication de l'OMS (OMS, 2006) dresse le bilan des apports de l'épidémiologie dans le domaine de la réutilisation des eaux usées (souvent les études portent sur des épandages d'eaux usées brutes). Les travaux de synthèse de Shuval (1986) sont rappelés indiquant qu'aucun excès d'infection intestinale par les nématodes n'a pu être mis en évidence parmi les consommateurs de cultures irriguées avec des eaux usées traitées. Blumenthal (2002) et Carr (2004) ont réalisé une revue d'études épidémiologiques qu'ils ont évaluées selon des critères de qualité épidémiologique (OMS, 2006). Les principaux résultats disponibles liés à l'utilisation des eaux usées brutes pour l'irrigation sont les suivants :

(i) risque d'infection par les helminthes

Les études épidémiologiques mettent en évidence un excès de risque pour des consommateurs de légumes crus irrigués avec des eaux usées brutes. D'autres études suggèrent qu'un traitement par sédimentation et oxydation biologique des eaux usées brutes réduit le risque d'infection par *Ascaris* pour ces consommateurs, au même niveau que celui observé dans des populations témoins. Il est à noter que pour l'Europe; une seule étude datant de 1947 rapporte une transmission d'helminthes suite à la réutilisation des eaux usées. Les autres études rapportées décrivent des épidémies en dehors de la zone Europe.

(ii) risque bactérien et viral

La plupart des études mettent en évidence des excès de risque de gastro-entérites pour des consommateurs de végétaux crus irrigués par une eau usée brute.

(iii) risque épidémique

Les principales épidémies recensées (au Chili et en Israël, épidémies de choléra, typhoïde, shigellose) concernaient la consommation de légumes irrigués par des eaux usées brutes.

4.2 Critères de risques pour l'animal

Seuls sont pris en considération dans ce chapitre les risques biologiques pour des animaux (bovins, ovins, caprins et équins) mis à paître sur un pâturage (prairie semée ou naturelle) irrigué avec des eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduelles ou nourris avec des aliments (fourrage en vert, foin ou ensilage) issus de cultures fourragères irriguées avec ces eaux.

4.2.1 Identification des dangers

Les agents pathogènes proviennent essentiellement des eaux usées traitées par les installations et leur nature dépend de la provenance de ces eaux. Nous ne tiendrons pas compte de ceux éventuellement excrétés par des populations animales vivant dans le réseau (rats...) ou séjournant sur les installations (oiseaux contaminant par leurs fientes les eaux de lagunage...).

Les eaux usées ont dans la majorité des cas une origine urbaine et véhiculent principalement des agents pathogènes d'origine humaine et, en plus faible quantité, d'animaux familiers (litières de chats et excréments de chiens déversés dans les toilettes), dont assez peu, suffisamment résistants pour se retrouver dans les eaux traitées, sont réellement pathogènes pour les ruminants et les équidés. Les principaux parasites éventuellement présents dans ces eaux usées sont des œufs de *Tænia spp.* et des oocystes

de *Cryptosporidium spp.* et de *Toxoplasma gondii*. Les bactéries pathogènes les plus fréquemment isolées sont *Salmonella spp.*, *Listeria monocytogenes*, *Yersinia enterocolitica*. Le cas d'*E. coli* est particulier puisque les souches d'origine humaine ne sont pas habituellement pathogènes pour l'animal. Des souches productrices de shiga-toxines (*E. coli* O157:H7) présentes dans les eaux usées peuvent néanmoins contaminer les animaux qui, après abattage pour la consommation humaine, risquent de contaminer les denrées.

Enfin aucun virus d'origine humaine, canine ou féline n'affecte les ruminants et les équidés. Les rotavirus et norovirus humains et bovins, en particulier, appartiennent à des groupes distincts.

En fait, les principaux dangers pour les ruminants et les équidés découlent de la présence sur le réseau de collecte des eaux usées d'établissements agro-alimentaires, en particulier des abattoirs et des établissements d'équarrissage, ou parfois d'élevages. Dans le cas des abattoirs, les animaux destinés à la consommation sont cliniquement sains, mais peuvent héberger, dans leur tube digestif divers parasites, bactéries et virus. Présents dans les matières stercoraires et les eaux de lavage, ils peuvent potentiellement se retrouver dans les boues d'épuration et les eaux usées insuffisamment traitées. C'est le cas notamment, parmi les parasites, des oocystes de *Cryptosporidium spp.* et des œuf ou des larves de divers nématodes (*Strongyloïdes spp.*, etc.) ou trématodes (*Dicrocoelium spp.*, etc.). Les principales bactéries entériques sont les salmonelles, les colibacilles (incluant *E. coli* O157:H7), *Campylobacter spp.*, mais aussi *Mycobacterium avium* subspecies *paratuberculosis*, agent de la paratuberculose des bovins et petits ruminants. *Rhodococcus equi* (rhodococcose du poulain) est présent dans le tube digestif des équidés. *Listeria monocytogenes*, *Yersinia enterocolitica* et *Clostridium perfringens* (hôte normal du tube digestif des ruminants et des équidés) sont également présents dans les eaux résiduaires. Les principaux virus entériques chez les bovins sont, les Coronavirus, les Rotavirus, les Norovirus et les Pestivirus. Des spores de *Clostridium botulinum* peuvent être présentes dans les eaux résiduaires d'abattoirs de volailles.

Des bactéries et virus non entériques peuvent être aussi présents dans les eaux résiduaires d'abattoir, par exemple lors d'abattage sanitaire de bovins tuberculeux (*Mycobacterium bovis*) ou brucelliques (*Brucella spp.*).

Des cas de Charbon (*Bacillus anthracis*) comme des épizooties de Fièvre aphteuse (aphtovirus) peuvent survenir en élevage mais ces événements sont gérés en amont dans les élevages atteints. Le risque concerne surtout les effluents des établissements d'équarrissage, dans lesquels peuvent se trouver tous les agents pathogènes précédemment cités.

4.2.2 Appréciation du risque de contamination du bétail et des équidés

Le risque de contamination du bétail et des équidés dépend de nombreux paramètres tels que la charge initiale en agents pathogènes, leur résistance intrinsèque, l'effet dilution, l'efficacité des traitements en station d'épuration, les conditions d'utilisation des eaux traitées... et *in fine* la quantité en organismes viables (supérieure ou non à la dose minimale infectante) à laquelle les espèces cibles sont exposées.

En absence de données précises et de possibilité pratique de recherche ou de quantification dans les eaux de la plupart des agents pathogènes, le choix des indicateurs et modalités de surveillance est primordial. Les indicateurs retenus et proposés dans le projet d'arrêté sont valables autant pour les espèces animales cibles que pour l'Homme.

Chez l'animal on dispose en outre de l'expérience de l'épandage sur prairies de boues de station, pratique qui n'a que rarement posé des problèmes sanitaires en élevage en France

et dans ces quelques cas, ils étaient associés à un non respect du délai minimal de 3 à 6 semaines selon le traitement de la boue, avant remise en pâture des animaux. Dans une expérience menée au champ mesurant l'occurrence des cysticerques (Cabaret *et al.*, 2003), les auteurs ont comparé deux lots de cinq bovins pâturant respectivement sur des parcelles épandues (avec remise au champ après les 6 semaines de délais réglementaire) et sur des parcelles non épandues. L'examen des carcasses n'a montré que quelques nodules calcifiés (inoffensifs) sur la langue (0 à 3 nodules) chez les bovins pâturant sur les parcelles épandues. Dans le projet d'arrêté examiné, aucun délai n'est prévu pour la remise au pâturage des animaux lors d'utilisation des eaux usées traitées, mais le fait de conditionner l'irrigation à l'utilisation d'eaux usées traitées de niveau de qualité A est propre à rendre très faible le risque de contamination.

4.3 Proposition d'une stratégie de surveillance des micro-organismes

4.3.1 Considérations générales

Les propositions de surveillance (suivi d'*E. coli*, recherche de *Salmonella* et des œufs de *Tænia*) exposées dans le projet d'arrêté, objet de la saisine, ont été élaborées selon la logique suivante : rechercher directement les micro-organismes pathogènes susceptibles d'être présents dans les eaux et facilement mesurables. Ainsi, ont été retenus à cette époque : les oeufs de *Tænia*, les salmonelles. En l'absence de méthode de détection en routine, les virus ne figuraient pas parmi ces paramètres de surveillance (audition M. BONTOUX).

En France, la prévalence dans la population (porteurs) de *T. saginata* est faible (<0,01%), et par conséquent sa concentration dans les eaux usées l'est également. Le risque parasitaire est aujourd'hui principalement lié aux protozoaires tels que *Giardia* et *Cryptosporidium*. Ainsi, il n'apparaît pas pertinent de retenir la recherche des oeufs de *Tænia* comme indicateur de risque parasitaire, ni comme indicateur d'efficacité de traitement.

L'OMS a conduit une démarche d'évaluation quantitative du risque à partir d'un DALY acceptable fixé à 10^{-6} par personne et par an (pppa) pour tous les pathogènes. Cette démarche a permis de déterminer qu'un abattement total de 7 log permettant d'atteindre ce DALY, compte tenu des usages les plus sensibles de l'eau usée traitée (irrigation de légumes racines consommés crus). L'OMS décompose cet abattement de 7 log pour les pathogènes compte tenu :

- de 4 log d'abattement par la filière de traitement,
- de 2 log d'abattement dû à la décroissance des pathogènes sur les végétaux irrigués,
- d'un log d'abattement dû au nettoyage des légumes irrigués à domicile.

L'approche proposée par l'OMS a été retenue dans la mesure où elle implique une obligation de moyens (traitement des eaux usées) objectivée par la mesure des performances d'abattement des micro-organismes par la filière de traitement mise en oeuvre. Pour rappel, le projet d'arrêté dans sa forme actuelle, propose des obligations de résultats (analyse de l'eau d'irrigation). L'approche d'une mesure des capacités d'abattement des systèmes de traitement ayant été retenue, les modalités de mise en oeuvre : période de la mesure, choix et suivi des indicateurs d'efficacité doivent être définies.

Afin d'évaluer les performances du système de traitement au regard de la préconisation de 4 log d'abattement nécessaire pour les usages les plus sensibles, la réalisation d'une étude initiale de plusieurs mois de fonctionnement *in situ* avant mise en oeuvre de la réutilisation d'eau usée traitée apparaît nécessaire. Cette étude devra démontrer la décroissance des micro-organismes indicateurs d'efficacité de traitement.

Les micro-organismes indicateurs d'efficacité de traitement devraient idéalement répondre aux caractéristiques suivantes :

- être au moins aussi résistant au traitement que les agents pathogènes dont ils sont les modèles ;
- être présent dans les eaux usées en quantité suffisante (au moins supérieure ou égale à 10^4 unités/L pour pouvoir quantifier l'abattement obtenu) ;
- être en concentration stable (non soumis à des variations importantes telles que des pics épidémiques par exemple).

Lors de cette étude initiale, l'abattement des indicateurs d'efficacité de traitement retenus (voir ci-dessous) devra être comparé à l'abattement obtenu dans les mêmes conditions avec *E. coli*. Ce dernier sera par la suite utilisé en routine comme indicateur du bon fonctionnement du système d'épuration. En effet, sa présence est stable et en très forte concentration dans les eaux usées brutes et de plus, il présente une bonne sensibilité aux variations des traitements.

Il faut noter que très peu d'études existent sur la pertinence des micro-organismes indicateurs dans le cas de la réutilisation d'eaux usées traitées (Rose *et al.*, 1996 ; Rose, *et al.*, 2001 ; Rose *et al.*, 2004 ; Harwood *et al.*, 2005), la majorité se rapportant aux eaux potables et aux eaux de surface. De ce fait, les publications analysées ne permettent d'aboutir à un réel consensus sur le choix des indicateurs d'efficacité de traitement à utiliser dans le cas de la réutilisation des eaux usées, aucun ne s'est montré complètement adapté à l'objectif recherché (Noble *et al.*, 2001; Tallon *et al.*, 2005).

- (i) Indicateur de présence : la bibliographie consultée ne permet pas de définir un indicateur (physico-chimique ou microbiologique) de la contamination virale, parasitaire et bactérienne des eaux usées, car les pathogènes sont excrétés en situation épidémique alors que les candidats indicateurs sont présents en quantité stable dans les eaux usées (Lucena *et al.*, 2004).
- (ii) Indicateur d'efficacité de traitement : Il n'existe pas d'indicateur universel qui soit au moins aussi résistant aux traitements que l'ensemble des pathogènes. L'association de plusieurs indicateurs semble être la meilleure solution (Horman *et al.*, 2004 ; Harwood *et al.*, 2005), dans la mesure où il n'existe pas d'indicateur « parfait » pour chacun des micro-organismes ;

Ainsi, dans la perspective d'une réutilisation des eaux usées traitées, l'utilisation combinée de plusieurs indicateurs pour évaluer l'efficacité du traitement est retenue. Celle-ci pourrait permettre de réduire les « incertitudes » liées aux comportements différents des pathogènes selon les traitements appliqués, afin d'évaluer au mieux les abattements réels.

A titre d'illustration :

- les spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices et les phages ARN F-spécifiques sont très résistants aux U.V. et peuvent être utilisés comme indicateur pour cette étape de traitement ;
- inversement, les phages d'ARN F-spécifiques sont sensibles à la chaleur et sont de mauvais indicateurs dans les zones chaudes (par exemple les DOM TOM), dans ce cas les spores sont de meilleurs indicateurs ;
- pour la filtration, la taille est le critère majeur et donc les phages ARN-F spécifiques seront les meilleurs indicateurs des pathogènes pour ce type de traitement

- les spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices sont considérées par les experts du groupe de travail comme les meilleurs représentants du comportement des oocystes de *Cryptosporidium*, étant qui plus est de taille équivalente ;
- par contre les spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices sont présentes en quantité limitée (d'où une difficulté potentielle à mesurer un fort taux d'abattement lors du traitement des eaux usées), contrairement aux phages ARN F-spécifiques et aux entérocoques fécaux.

- (iii) Indicateur de bon fonctionnement : Comme vu précédemment, *E. coli* du fait de sa présence en grande quantité et de sa grande sensibilité aux traitements est un bon indicateur du fonctionnement en routine du système d'épuration, après la validation préalable de l'efficacité du système.

4.3.2 Choix des indicateurs à retenir au regard du risque microbiologique

➤ Indicateurs bactériens

Les bactéries coliformes et notamment *E. coli* sont les indicateurs bactériens les plus utilisés pour préjuger de la conformité sanitaire des eaux. Cependant, leur plus grande sensibilité aux processus de traitement et aux stress environnementaux, comparativement à d'autres indicateurs bactériens et aux agents pathogènes (Bitton, 1994 ; Ottosson, 2003 ; Scott *et al.*, 2003 ; Petterson et Ashbolt, 2001), rendent ces micro-organismes peu fiables comme indicateur unique de la qualité des eaux usées traitées et d'une efficacité de traitement (Salgot *et al.*, 2006).

Les entérocoques sont des cocci à Gram positif dont la plupart des espèces sont d'origine fécale. Malgré des travaux contradictoires (voir revue de Sinton *et al.*, 1993a et 1993b), les entérocoques sont souvent décrits comme résistant davantage au stress dû aux facteurs environnementaux qu'*E. coli* (Noble *et al.*, 2001 ; Noble *et al.*, 2003), d'où une survie plus longue dans l'environnement que les coliformes fécaux (Figueras *et al.*, 2000 ; Ashbolt *et al.*, 2001). Ils résistent mieux aux traitements chimiques de désinfection (chlore) (Miescier et Cabelli, 1982 ; Salgot *et al.*, 2006).

Malgré le manque d'argumentaire probant, certains auteurs suggèrent que les entérocoques peuvent être utiles pour le contrôle de la qualité des eaux usées traitées destinées à la réutilisation (Jiménez, 2003), ou utilisés en complément d'autres (*Clostridium*, phage ARN-F spécifique) pour évaluer l'efficacité des procédés de traitement des eaux usées (Lucena *et al.*, 2004 ; Payment et Franco, 1993 ; Petterson et Ashbolt, 2001).

➤ Indicateurs viraux

Les pathogènes viraux les plus représentatifs (norovirus, VHA, rotavirus, entérovirus ..) sont :

- en concentration insuffisante (hors épidémie) et variable dans les eaux usées,
- en général non cultivables, et les techniques de biologie moléculaire par lesquels ils sont détectés ne témoignent pas de l'infectiosité.

En conséquence, les virus pathogènes ne peuvent être utilisés comme indicateurs de l'efficacité de traitement.

En terme d'efficacité du traitement, très peu d'études recherchent simultanément tous les indicateurs possibles (coliformes fécaux, entérocoques, spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices, coliphages somatiques, phages ARN F-spécifiques, phages de *Bacteroides fragilis*). Les études qui décrivent le comportement de tous les indicateurs au cours du traitement des eaux usées montrent :

- que pour un traitement classique par boues activées ou équivalent, tous les indicateurs sont éliminés de la même manière,
- pour des traitements plus poussés (lagunage....) les phages ARN F-spécifiques, les phages de *B. fragilis* et les spores sont plus résistants que les autres (Lucena *et al.*, 2004).

Ainsi, lorsqu'il s'agit de déterminer l'effet virucide d'un traitement, les coliformes sont adaptés pour les traitements simples et les phages ARN F-spécifiques ou les phages de *B. fragilis* pourraient être utiles comme deuxième modèle pour les traitements plus poussés.

Le phage de *B. fragilis* pourrait être proposé mais il est moins pertinent dans le contexte de la filtration. Les phages ARN F-spécifiques sont plus résistants aux U.V. qui sont utilisés aujourd'hui pour le traitement des eaux usées, et la technique normalisée pour leur détection (ISO) est plus facile à mettre en œuvre.

➤ Éléments parasitaires : Quelle stratégie ?

En ce qui concerne la sélection d'indicateurs de la présence de formes infectantes de parasites dans l'environnement:

1. l'utilisation d'oocystes, des kystes de protozoaires ou d'œufs d'helminthes comme indicateurs de leurs présences respectives dans un échantillon est contestable. En effet, d'une part les propriétés physiques et de résistance aux désinfectants sont extrêmement diverses, et d'autre part la signification biologique de leur présence est aussi variée que leur appartenance taxonomique. Par exemple, la présence d'œufs de *Taenidae* dans un échantillon témoigne de la contamination d'hôtes définitifs à la faveur d'un cycle prédateur-proie. En revanche, la présence de kystes de *Giardia*, d'amibes parasites ou d'oocystes de *Cryptosporidium* spp témoigne de la contamination fécale des hôtes éliminateurs. Ainsi, la pluralité des significations associées à la présence d'éléments parasitaires dans l'environnement reflète la très forte diversité biologique des organismes qui ont évolué vers le parasitisme ;

2. l'utilisation d'indicateurs bactériens de contamination fécale ou autres (turbidité, comptage de particules) ne permet pas de préjuger de la présence ou de l'absence d'éléments parasitaires (oocystes, kystes de protozoaires parasites, spores microsporidiennes) dans un échantillon d'eau (de boisson, de surface, de loisir) ou de sol. Ce point a surtout été exploré par rapport aux oocystes de *Cryptosporidium* dans les eaux et le tableau IV rassemble de façon non exhaustive les résultats de travaux représentatifs récents;

3. La plupart des travaux évoqués dans le tableau IV ne montrent pas de corrélations significatives entre les éléments parasitaires et les indicateurs conventionnels de contamination fécale. Cependant :

a. Il est en général admis que les traitements disponibles actuellement pour traiter les eaux de surface ou souterraines permettent des réductions de 0,5 log (filtration simple) à 5 log (floculation – décantation – filtration lente) ou à plus de 5 log (microfiltration, ultrafiltration) des concentrations de *Cryptosporidium* et de *Giardia* pour des turbidités après traitement comprises entre 0,1 et 2 NTU (Afssa, 2002) ;

b. Il est également en général admis que des paramètres comme la turbidité, l'analyse des particules, et la présence de spores de bactéries aérobies (ex : *Bacillus subtilis*) ou anaérobies (ex : *Clostridium*) sont des bons "indicateurs" d'efficacité de traitement des eaux (Robert *et al.*, 2006) ;

c. Compte tenu du caractère contradictoire des résultats publiés (Tableau IV), il n'est pas possible d'obtenir des corrélations robustes et élevées entre les abattements des *Clostridium* ou d'autres bactéries sporulées et ceux d'oocystes de *Cryptosporidium*. Néanmoins, il est estimé que l'abattement de ces indicateurs

témoigne de l'efficacité du traitement des installations et fournit une information suffisamment « fiable » de l'élimination des parasites (*Cryptosporidium*, *Giardia*) dans les eaux usées traitées. A noter que cette conclusion ne s'applique qu'aux eaux usées traitées. Ainsi, une eau non traitée parfaitement claire (par exemple, une eau de rivière), sans diatomées et sans bactéries sporulées, peut toutefois contenir des oocystes de *Cryptosporidium* et des kystes de *Giardia*.

Un traitement complet impliquant différents types de mécanismes physiques, chimiques et/ou biologiques dont l'efficacité aura été démontrée par l'abattement des trois indicateurs (entérocoques intestinaux⁵, phages ARN F-spécifiques et spores de bactéries anaérobies sulfite-réductrices) est indispensable. Une stratégie de surveillance du bon fonctionnement de la filière de traitement (suivi d'*E. coli* notamment) est impérativement associée.

⁵ Terme « entérocoques intestinaux » à présent utilisé tant dans les directives européennes que dans le domaine normatif relatif aux méthodes d'analyses.

Tableau IV : Sélection de travaux récents sur la signification des indicateurs pour les éléments parasitaires

<i>Candidat indicateur</i>	<i>Efficacité / Espèce parasitaire</i>	<i>Observations</i>	<i>Références</i>
Bactéries diverses, DCO (=demande chimique en oxygène) et DBO (=demande biochimique en oxygène)	Fortes concentrations d'indicateurs non corrélées avec la présence de <i>Giardia</i> et/ou de <i>Cryptosporidium</i> (eaux usées)	-	(Birks et Hills, 2007)
Six indicateurs: - Coliformes fécaux - Streptocoques fécaux - <i>Clostridium</i> spp - <i>E. coli</i> - Coliphages somatiques - Coliphages F-spécifiques	- 92% des palourdes hébergent les espèces pathogènes recherchées: <i>Cryptosporidium parvum</i> , <i>Giardia</i> sp., <i>Campylobacter</i> sp, et <i>Salmonella</i> sp - Résultats imparfaits mais coliphages ARN F-spécifiques associés avec <i>E. coli</i> : sensibilité 62-64% et valeur prédictive positive (VPP): 88% (globalement pour les 4 pathogènes)	Chez le clam <i>Mya arenaria</i>	(Levesque et al., 2006)
<i>Corbicula japonica</i> ("clam")	- Ce bivalve pourrait être utilisé comme biocollecteur pour détecter <i>Cryptosporidium parvum</i> .	Il s'agit d'un biocollecteur et non d'un indicateur	(Izumi et al., 2006)
- Coliformes totaux - Coliformes fécaux - Entérocoques - <i>Clostridium perfringens</i> - Coliphage – 15597 - Coliphage – 700891	- Pas de corrélation lors de traitement des eaux usées pour <i>Giardia</i> et <i>Cryptosporidium</i> - La réduction en log ₁₀ d'un seul indicateur ne permet pas de prédire la réduction des taux de <i>Giardia</i> et/ou <i>Cryptosporidium</i> - L'association de tous les indicateurs prédit mieux l'absence que la présence de <i>Giardia</i> et/ou <i>Cryptosporidium</i> dans environ 70% des échantillons	La meilleure étude car elle utilise les méthodes statistiques adéquates et considère l'effet des variations de sensibilité des méthodes de détection avant et après traitement	(Harwood et al., 2005)
ASFB (<i>aerobic spore-forming bacteria</i>) bactéries aérobies sporulantes	- Les ASFB seraient des bons indicateurs pour estimer la réduction de <i>Cryptosporidium</i> et <i>Giardia</i> résultant d'un traitement des eaux de surface par filtration	-	(Mazoua et Chauveheid, 2005)
- <i>Escherichia coli</i> - <i>Enterococcus</i> - <i>Clostridium perfringens</i> - Spores aérobies - Coliphages somatiques	- Pas de corrélation entre les niveaux de réduction de <i>C. perfringens</i> et de <i>Cryptosporidium</i>	Étude du comportement des pathogènes et des indicateurs dans un réservoir d'eau	(Brookes et al., 2005)
- Coliformes thermotolérants - <i>E. coli</i> - <i>C. perfringens</i> - F-RNA bacteriophages	- Les présences de <i>C. perfringens</i> et de <i>Cryptosporidium</i> ont montré une certaine corrélation (Spearman Rho=0.58) - Cependant <i>C. perfringens</i> n'a pas fonctionné comme indicateur de l'abattement de <i>Cryptosporidium</i>	Etude intéressante faite sur les eaux de lacs et de rivières de Finlande	(Horman, et al., 2004)

5 EXAMEN DES MESURES DE MAÎTRISE DES RISQUES « PHYSICO-CHIMIQUES »

Dans le projet d'arrêté soumis pour avis à l'Afssa, la mesure des contaminants dans l'eau n'est pas proposée mais la surveillance prévue pour les ouvrages de traitement des eaux usées ainsi que la conformité des boues produites par la station d'épuration à la réglementation⁶ sont exigées.

⁶ Arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n°97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées

La DCO et les MES sont des paramètres qui permettent d'apprécier respectivement, la charge en matière organique et la pollution particulaire d'une eau. Les valeurs limites de qualité figurant dans le tableau 1a du projet d'arrêté correspondent aux concentrations maximales fixées pour les rejets en conditions normales d'exploitation de la STEP à la date d'élaboration du projet.

Le conseil supérieur d'hygiène publique avait statué que la boue était un intégrateur de la qualité de l'eau usée (audition de M. BONTOUX). Les temps de séjour des boues dans la station d'épuration étant beaucoup plus élevés (jours, semaines) que celui des eaux usées (heures) les boues sont alors considérées comme des intégrateurs des contaminations (parfois très fluctuantes) des eaux usées. Par ailleurs, il a été jugé que les contaminants recherchés dans les boues ne se retrouvent qu'en faible quantité dans les eaux usées traitées.

Cependant, l'OMS (2006) dans ses dernières lignes directrices indique que les eaux usées traitées peuvent être le vecteur de divers contaminants (éléments traces métalliques, composés traces organiques, perturbateurs endocriniens, résidus médicamenteux.....). Les propositions de gestion de ces risques sont d'une part des propositions de seuils à ne pas dépasser pour certains contaminants dans les sols (suite à un apport continu de contaminants) et d'autre part un renvoi aux préconisations de la Food and Agriculture Organisation (FAO) sur la qualité des eaux d'irrigation en vue de la protection de la santé des plantes.

Enfin, il convient de citer l'action nationale de recherche et de réduction des rejets de substances dangereuses dans les eaux (RSDE) menée par l'INERIS pour le ministère chargé de l'environnement. Cette action, en cours d'achèvement, vise de façon générale la recherche de substances polluantes, notamment celles de la liste des 33 substances prioritaires dans le domaine de l'eau définie par la décision N°2455/2001/CE du 20 novembre 2001 du Parlement européen et du Conseil modifiant la directive 2000/60/CE. Cent soixante douze stations d'épuration (urbaines strictes ou mixtes) se trouvaient dans le panel des activités industrielles échantillonnées. Les résultats de cette campagne apportent aujourd'hui, à notre connaissance, les informations les plus complètes sur les teneurs en contaminants dans les eaux usées traitées en France.

Le traitement de cette saisine est une mise en regard de la réglementation ou de la pratique liée à l'épandage des boues de stations d'épuration avec la pratique de la réutilisation d'eaux usées traitées en agriculture (cf 2. Méthode d'expertise et textes de référence retenus). La réglementation sur les boues de 1998 envisage la maîtrise des risques liés aux contaminants chimiques par la surveillance de la concentration de contaminants dans les boues et la limitation des flux de contaminants apportés aux sols.

Aussi, lorsque cela est possible, les flux de contaminants induits par les épandages de boues sont comparés à ceux induits par l'irrigation au moyen d'eaux usées traitées. Les résultats de cette comparaison sont disponibles dans le tableau V.

Les hypothèses de calculs sont les suivantes :

- pour les boues : flux apportés pour un apport de 2000 kg/ha/an. Les concentrations correspondent aux concentrations moyennes, médianes et minimales observées par Jumeau *et al.*, 2001 ; Ducray et Huyard, 2002 ; Algros et Jourdain, 2007 ;
- pour les eaux usées traitées : flux calculés pour une irrigation exclusive par des eaux usées traitées de 2 500 m³/ha/an⁷. Toutes les concentrations utilisées pour le calcul des flux, excepté celles des antibiotiques, sont celles retrouvées par l'INERIS, 2008 et correspondent aux échantillons de sortie de traitement des eaux. Les

⁷ Le choix de 2500 m³/ha est arbitraire. Les besoins en eau sont dépendants de la région, de l'année et de la culture. Cette valeur est cependant une valeur *a priori* haute mais plausible.

concentrations totales ont été utilisées (fraction particulaire et dissoute). Les données relatives aux antibiotiques proviennent de Algros et Jourdain, 2007.

Tableau V : Comparaison des flux annuels de certains contaminants apportés par l'usage agricole des boues de station d'épuration et des eaux usées traitées

	Flux annuel apporté par les boues (g ha ⁻¹) (min – max – moy/méd)	Flux annuel apporté par la réutilisation d'eaux usées traitées (g ha ⁻¹) (min - max - moy/méd)	% de stations d'épuration échantillonnées dans le cadre du RSDE positives pour le critère
Cd	0,074 – 20 – 3,2/2,4	1,5 - 50 - 26/ND	3%
Cr	1 – 2000 – 82,4/54,2	2,5 - 3125 - 362/12,5	19%
Cu	5 – 2000 – 574/478	2,5 - 300 - 55/45	53%
Hg	0,004 – 20 – 3,4/2,4	2,5 - 5 - 3,3/ND	<3%
Ni	1 – 400 – 49,6/50	2,5 - 800 - 90/21	20%
Pb	1,5 – 1600 – 166/103,6	2,5 - 100 - 22 /12,5	31%
Zn	5 – 6000 – 1259/1046	25 - 6625 - 255 /150	91%
NP	15 – 1926 – 290/ND	2,5 - 45 - 15 /ND	8%
DEHP	20 – 718 – 84/ND	2,5 - 202 - 30/17,5	58%
Antibiotiques	<LQ- 14 - 4,6/2,46	0,12 – 11 – 3,3 /2,7	ND

Légende : ND : non disponible (nombre d'analyses insuffisant ou valeur non donnée dans les publications). DEHP : Di (2-éthylhexyl)phtalate - NP = 4-(para)-nonylphénol. Antibiotiques : somme de 22 molécules antibiotiques appartenant aux familles suivantes : pénicillines, céphalosporines, macrolides, sulfamides, tétracyclines, fluoroquinolones, quinolones, antituberculeux, imidazolés, phénicolés et diaminopyrimidine (triméthoprime).

LQ : limite de quantification. Min : minimum. Max : maximum (le flux maximum pour les boues est calculé avec la concentration maximale autorisée par la réglementation boues 1998 pour les éléments traces métalliques, tout dépassement interdit l'épandage). Moy : moyenne. Méd : médiane.

Il apparaît à la lecture du tableau V, que pour le cuivre, le plomb, le zinc et les nonylphénols, les flux induits par les eaux usées traitées sont plus faibles que ceux induits par les boues. Ils sont cependant dans des ordres de grandeur comparables pour le chrome, le nickel, le Di (2-éthylhexyl)phtalate (DEHP), les antibiotiques. Le faible nombre de données quantifiées ne permet pas des comparaisons satisfaisantes pour le cadmium et le mercure.

Dans cette étude, et sans que des comparaisons avec l'usage agricole des boues puissent être faites, dans moins de trois pour cent des cas les molécules ou familles de molécules suivantes ont été retrouvées dans les eaux usées traitées (INERIS, 2008) : aniline, benzène, toluène, éthyl-benzène et xylènes (BTEX), chlorobenzène, chlorophénol, composés halogénés volatils, diphenyléthers bromés, naphthalène, organoétains et pesticides.

Enfin, les informations présentées au tableau V montrent une grande variabilité de la composition des eaux en sortie de station d'épuration (au regard des minima, des maxima et des écarts entre les moyennes et les médianes). Cette variabilité est notamment liée à des effets de sites et pose la question de la représentativité des échantillonnages sur les sites (échantillon 24h asservi au débit). C'est notamment en raison de cette variabilité de l'eau usée traitée (temps de séjour court dans les stations) que le projet d'arrêté sur la réutilisation d'eaux usées traitées en agriculture préconise un suivi des boues comme indicateur de la composition de l'eau usée entrant dans la station d'épuration (temps de séjour plus long et intégrateur des variations de la qualité des eaux résiduaires).

La réglementation de 1998 sur l'utilisation en agriculture des boues de stations d'épuration prévoit également un verrou de sécurité en limitant les flux de contaminants apportés au sol sur 10 ans. Il est important de rappeler que la réglementation sur l'épandage des boues a l'objectif suivant : « la nature, les caractéristiques et les quantités de boues épandues ainsi que leur utilisation doivent être telles que leur usage et leur manipulation ne portent pas

atteinte, directement ou indirectement, à la santé de l'homme et des animaux, à l'état phytosanitaire des cultures, à la qualité des sols et des milieux aquatiques ». En conséquence, un dépassement des flux (ETM, PCB ou HAP) ne représente pas nécessairement un risque pour la santé humaine, le seuil étant également conçu pour protéger les sols d'une accumulation de contaminants. Le tableau VI, sous l'hypothèse d'une irrigation de 2500 m³ /an, propose un calcul de la concentration maximale tolérable dans les eaux usées traitées pour ne pas dépasser le flux cumulé imposé pour les boues

Tableau VI : Evaluation de l'apport en micropolluants via une irrigation par des eaux usées traitées

	FLUX ANNUEL moyen sur 10 ans pour l'épandage des boues (g/ ha)	Concentration moyenne annuelle sur 10 ans d'irrigation respectant les flux réglementés pour les boues (µg/l)
Cd	15	6
Cr	1500	600
Cu	1500	600
Hg	15	6
Ni	300	120
Pb	1500	600
Zn	4500	1800
Se	120	48
Benzo(a)pyrène	2	0,8
Benzo(b)fluoranthène	4	1,6
Fluoranthène	6	2,4
7 PCB (congénères : 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180)	1,2	0,48

Les connaissances sur les concentrations des contaminants chimiques dans les eaux usées traitées en France sont peu nombreuses, une littérature internationale existe cependant notamment pour les composés traces organiques CMR (cancérogènes, mutagènes, reprotoxiques) ou les perturbateurs endocriniens. En fonction de l'origine de l'eau usée (taille et nature du réseau urbain raccordé), de la nature des traitements et des propriétés des molécules (polarité, affinité pour la matière organique) Bachelot (2007) rapporte les concentrations dans les eaux usées traitées présentées dans le tableau VII. Pour une majeure partie de ces molécules, les effets d'expositions chroniques à faibles doses ne sont pas ou peu connus.

Tableau VII : Molécules organiques traces retrouvées dans les eaux usées (d'après Bachelot, 2007)

Composés traces organiques	Concentration dans les eaux usées traitées	Pays	Remarques	Auteurs cités par Bachelot, 2007
21 HAP	400 ng/l	Montréal – Canada	40 à 100% d'abattement en station d'épuration en fonction des HAP	Pham et Proulx, 1997
13 PCB	1,4 ng/l	Montréal – Canada	33 à 100% d'abattement en station d'épuration en fonction des congénères. Les moins chlorés sont les moins épurés	Pham et Proulx, 1997
Estrone (E1)	0,2 à 11 ng/l	Europe	Quantifiée dans 13 des 16 stations d'épuration européennes étudiées	Johnson <i>et al.</i> , 2005
	16 ng/l	Rome – Italie	E1 est souvent retrouvée en plus grande concentration que les autres. C'est un produit de dégradation de E2 et E3	Lagana <i>et al.</i> , 2004
17 β-Estradiol (E2)	0,7 à 5,7 ng/l	Europe	Quantifiée dans 6 des 16 stations d'épuration européennes étudiées	Johnson <i>et al.</i> , 2005
	6 ng/l	Rome – Italie		Lagana <i>et al.</i> , 2004
Estriol (E3)	1 ng/l	Rome – Italie		Lagana <i>et al.</i> , 2004
17α-Ethynylestradiol (EE2)	ND	Rome – Italie		Lagana <i>et al.</i> , 2004
	1,1 à 2,8 ng/l	Europe	Quantifiée dans 2 des 16 stations d'épuration européennes étudiées	Johnson <i>et al.</i> , 2005
Nonylphénol (mélange d'isomères)	< 55 000 ng/l (limite de détection)	Grèce	Egalement de dégradations des NPéthoxylates	Fountoulakis <i>et al.</i> , 2005
	310 ng/l	Europe	Etude dans 14 stations d'épuration avec traitement secondaire	Johnson <i>et al.</i> , 2005
	1649 ng/l	Rome - Italie	75 % d'abattement dans la station d'épuration	Lagana <i>et al.</i> , 2004
Ecrans U.V. (mélange de molécules)	< 10 à 2 700 ng/l	Suisse	Taux d'abattement en station d'épuration variant de 12 à 99%	Balmer <i>et al.</i> , 2005

Légende : ND : non détecté

Au niveau européen, le projet POSEIDON (Ternes *et al.*, 2004) lancé en 2001 avait pour objectif l'évaluation des traitements de potabilisation et d'assainissement des eaux usées (ainsi que les boues) vis-à-vis des produits pharmaceutiques et produits de soins (pharmaceutical and personal-care products). Le tableau VIII montre les résultats de suivi de la qualité des eaux pour les sept pays européens impliqués dans le projet.

Tableau VIII : Concentrations (ng/L) médianes et maximales (entre parenthèses) des produits pharmaceutiques et produits de soins issues de la surveillance des eaux de rivières, des eaux usées avant et après traitement dans 7 pays européens (Ternes *et al.*, 2004)

	Localisation	Allemagne	Autriche	Pologne	Espagne	France	Suisse	Finlande
Diclofenac	Eaux usées	3500 (28000)	3100 (6000)	1750 (2000)	n. d.	n. a.	1400 (1900)	350 (480)
	Eaux usées traitées	810 (2100)	1500 (2000)	n. a.	n. d.	295 (300)	950 (1140)	250 (350)
	Rivière	150 (1200)	20 (64)	n. a.	n. d.	18 (41)	20-150	15 (40)
Ibuprofène	Eaux usées	5000 (14000)	1500 (7200)	2250 (2800)	2750 (5700)	n. a.	1980 (3480)	13000 (19600)
	Eaux usées traitées	370 (3400)	22 (2400)	n. a.	970 (2100)	92 (110)	<50 (228)	1300 (3900)
	Rivière	70 (530)	n. d.	n. a.	n. a.	23 (120)	n. d. - 150	10 (65)
Bezafibrate	Eaux usées	4900 (7500)	2565 (8500)	780 (1000)	n. d.	n. a.	n. a.	420 (970)
	Eaux usées traitées	2200 (4600)	103 (611)	n. a.	n. d.	96 (190)	n. a.	205 (840)
	Rivière	350 (3100)	20 (160)	n. a.	n. a.	102(430)	n. a.	5 (25)
Diazepam	Eaux usées	< LOQ	n. d.	n. a.	n. d.	n. a.	n. a.	n. d.
	Eaux usées traitées	< LOQ (40)	n. d.	n. a.	n. d.	n. d.	n. a.	n. d.
	Rivière	n. d.	n. d.	n. a.	n. a.	n. d.	n. a.	n. d.
Carbamazepine	Eaux usées	2200 (3000)	912 (2640)	1150 (1600)	n. a.	n. a.	690 (1900)	750 (2000)
	Eaux usées traitées	2100 (6300)	960 (1970)	n. a.	n. a.	1050 (1400)	480 (1600)	400 (600)
	Rivière	250 (1100)	75 (294)	n. a.	n. a.	78 (800)	30-150	70 (370)
Sulfamethoxazole	Eaux usées	1370 (1700)	n. d. (470)	1550 (2000)	600	n. a.	425 (570) 1670 (1900)*	n. a.
	Eaux usées traitées	400 (2000)	31 (234)	n. a.	250	n. d.	290 (860) 400 (880)*	n. a.
	Rivière	30 (480)	n. d.	n. a.	n. a.	25 (133)	n. a.	n. a.
Roxithromycine	Eaux usées	830 (1000)	43 (350)	n. d.	n. d.	n. a.	20 (35)	n. a.
	Eaux usées traitées	100 (1000)	66 (290)	n. a.	n. d.	n. d.	15 (30)	n. a.
	Rivière	< LOQ (560)	n. d.	n. a.	n. a.	9 (37)	n. a.	n. a.
Iopromide	Eaux usées	13000 (22000)	n. d. (3840)	1330 (2700)	6600	n. a.	810 (7700)	n. a.
	Eaux usées traitées	750 (11000)	n. d. (5060)	n. d.	9300	n. d.	790 (2000)	n. a.
	Rivière	100 (910)	91 (211)	n. a.	n. a.	7 (17)	n. a.	n. a.
AHTN**	Eaux usées	400 (450)	970 (1400)	n. d.	1530 (1690)	n. a.	545 (940)	200 (230)
	Eaux usées traitées	90 (180)	140 (230)	n. a.	160 (200)	n. a.	410 (500)	40 (50)
HHCB***	Eaux usées	1500 (1800)	2800 (5800)	610 (1200)	3180 (3400)	n. a.	1660 (2200)	750 (980)
	Eaux usées traitées	450 (610)	470 (920)	n. a.	500 (600)	n. a.	1150 (1720)	120 (160)

* Inclus le métabolite humain N⁴ – acétyl-sulfamethoxazole - ** 6-acetyl-1,1,2,4,4,7-hexamethyltetralin

***1,3,4,6,7,8-Hexahydro-4,6,6,7,8,8-hexamethylcyclopenta(g)-2-benzopyran

n. d. : non détectable car sous le seuil de quantification. n. a. : donnée non acquise. LOQ : limite de quantification. Les concentrations pour l'Allemagne sont des moyennes.

Parmi les molécules étudiées dans le projet POSEIDON, la carbamazépine (antiépileptique) est mal éliminée. Lors d'un suivi des produits pharmaceutiques dans les sols après une réutilisation d'eaux usées traitées, Kinney *et al.* ont montré la persistance et l'accumulation de cette même molécule dans les sols irrigués (Kinney *et al.*, 2006). Dans une autre étude, Ternes *et al.* (Ternes *et al.*, 2007) ont étudié le transfert de 52 molécules (résidus de produits pharmaceutiques et de produits de soin à la personne) vers la zone saturée du sol après une irrigation avec des eaux usées traitées. Il apparaît, dans cette étude, que la carbamazépine, deux agents de contraste (diatrizoate et iopamidol) et un antibiotique (sulfaméthoxazole) sont peu éliminés par le traitement des eaux. Par ailleurs, ces composés sont retrouvés dans les puits associés aux parcelles de l'étude montrant un passage via la zone saturée du sol. Cependant, la carbamazépine n'est pas détectée dans tous les puits, montrant la capacité des sols et de l'aquifère du sol à l'éliminer (par adsorption et / ou dégradation).

Les tableaux VII et VIII proposent une liste non exhaustive des composés chimiques liés aux activités humaines susceptibles de se retrouver dans les eaux usées. Les risques associés à ces molécules lors de l'irrigation des cultures sont peu connus. Dans un essai de quantification (Weber *et al.*, 2006), les risques liés à l'ingestion de plantes contaminées par le chloroforme, le 1,1, 2-trichloroéthane et le pyrène lors d'irrigation d'eaux usées traitées sont jugés faibles. Par ailleurs, les études d'évaluation des risques pour les épandages de boues, montrent que pour des flux compatibles avec la réglementation de 1998 et pour les métaux et composés traces organiques de la réglementation les risques sont faibles (quotient de danger <1 ; excès de risques individuels < $3,9 \cdot 10^{-6}$) pour la voie alimentaire et l'ensemble des autres voies prises en compte (INERIS, ADEME *et al.*, 2007). Lors de la réutilisation d'eaux usées traitées ces contaminants sont apportés aux sols à des flux moindres ou comparables à ceux apportés lors de l'épandage des boues. Selon cette constatation, les risques de la réutilisation agricole des eaux usées traitées devraient alors être dans des gammes comparables ou inférieures à ceux calculés ci-avant. Toutefois, en l'absence de données et en raison de la spéciation probablement différente des éléments entre les matrices eaux usées traitées et boues, cette hypothèse est à consolider.

Il est à noter que les données analytiques sur la qualité chimique des eaux usées traitées utilisées en agriculture demeurent éparpillées. De plus, les contaminants chimiques organiques hydrophiles n'ont pas donné lieu à des études de risques sanitaires complètes à l'occasion de la réutilisation d'eaux usées traitées. Cependant, compte tenu des faibles concentrations, et de la faible migration de ces molécules vers les aliments, il est estimé que le risque est faible.

En conclusion, pour les substances chimiques et au regard des publications consultées, des réglementations existantes (boues de station d'épuration), les propositions qui peuvent être faites autour de cette expertise sont :

- Pour les éléments traces métalliques :
 - Les eaux usées traitées peuvent représenter à long terme un risque d'accumulation d'ETM sur les sols.
 - La surveillance des flux induits sur les sols lors de l'utilisation des eaux usées traitées est faisable et souhaitable.
 - Les éléments retenus pour la surveillance des flux induits par l'utilisation des eaux usées traitées seront ceux de la réglementation des épandages de boues (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, Se). Toutefois, il est important de noter que les boues sont un compartiment intégrateur des ETM ; qui sont présents dans les eaux usées traitées avec une fluctuation temporelle. La stratégie de surveillance doit être construite en ce sens : les ETM seront suivis dans les eaux lors de l'étude préalable de mise en place de l'opération pour réaliser le calcul des flux d'ETM induits sur les parcelles irriguées. Ce suivi sera effectué en routine lors du fonctionnement de l'opération d'irrigation par la mesure des

ETM dans les boues (leur qualité devant être mise en regard du fonctionnement de la STEP).

- Le risque sanitaire via l'irrigation par les eaux traitées est comparable ou inférieur à celui induit par les épandages de boues de station d'épuration. Ce risque est faible pour les apports et les concentrations prévus par la réglementation sur les boues.
- Pour les composés organiques :
 - Les molécules impliquées sont nombreuses et de natures diverses.
 - Les molécules les plus hydrophiles persistent dans les eaux usées traitées et certaines peuvent s'accumuler dans les sols.
 - Les données d'impacts sanitaires sont peu nombreuses, compte tenu des faibles concentrations et de la faible migration de ces molécules vers les aliments, les risques sont jugés faibles.
 - Les risques pour les écosystèmes terrestres sont très peu connus.
 - Compte tenu de la diversité des molécules en jeu et de la méconnaissance des risques, il est impossible de définir une liste opérationnelle de molécules à suivre dans le cadre d'une réglementation sur la réutilisation agricole des eaux usées traitées. Des recherches devraient être mises en place pour produire notamment une démarche de sélection des molécules à prendre prioritairement en compte en fonction des contextes locaux.

De manière plus générale, une attention devrait être portée sur les impacts (sanitaires et environnementaux) d'une **possible accumulation des contaminants persistants dans les sols après une irrigation prolongée (plus de 10 ans)**.

6 EXAMEN DU VERROU DE SÉCURITÉ « ÉTUDE PRÉALABLE »

La réutilisation des eaux usées traitées est un aménagement et une activité « connexe » à un équipement (station d'épuration des eaux des collectivités) lui-même :

- soumis à autorisation au titre de la loi sur l'eau (art. R214-6 et suivants du code de l'environnement), avec un « document d'incidence » sur les milieux aquatiques à fournir et devant décrire les origines et les caractéristiques des rejets,
- soumis à étude d'impact (art. R122-8 14° du même code) pour les stations de plus de 10 000 Equivalents-habitant (E.H.) (soit > 2000 m³/jour environ, soit une surface irriguée > 100 ha de capacité pour une irrigation de 2000 m³/ha répartie sur 3 mois...).

Une notice d'impact (pouvant comprendre un volet sanitaire) est demandée pour les stations d'épuration <10 000 E.H.

Par ailleurs, l'épandage d'effluents (traités ou non) d'installations classées (notamment des stations d'épuration urbaines recevant une part importante d'effluents industriels), est soumis à une étude préalable (art. 38 de l'arrêté du 2 février 1998 modifié par arrêté du 17 août 1998⁸) qui sera incluse dans l'étude d'impact, « montrant l'innocuité et l'intérêt agronomique des effluents, l'aptitude des sols à les recevoir, le périmètre d'épandage et les modalités de sa réalisation ».

Cette étude comprend au minimum la présentation des effluents, une cartographie du périmètre d'étude, des zones aptes ou non à l'épandage, et des parcelles retenues, les contraintes liées au milieu naturel et aux usages humains dans le périmètre, l'analyse des nuisances liées à l'épandage, la description et analyse initiale (valeur agronomique et micropolluants) des sols, les systèmes de culture et les cultures envisagées, les justifications

⁸ Arrêté du 2 février 1998 modifié par arrêté du 17 août 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation

des doses d'apport et des fréquences d'épandage, les modalités techniques d'épandage, leur surveillance et le suivi de qualité des effluents.

Ainsi, les projets de réutilisation des eaux usées traitées pour l'arrosage et l'irrigation, activité connexe à un ouvrage destiné à l'épuration des eaux des collectivités locales, devront faire l'objet d'une étude préalable au même titre que l'épandage des effluents.

7 EXAMEN DU VERROU DE SÉCURITÉ « CONTRAINTES DE DISTANCE »

➤ Protection des ressources en eau

Par comparaison aux déjections animales et aux boues, les eaux usées traitées apportent de moindres quantités de fertilisants (azote (N) et phosphore (P)). Elles peuvent cependant véhiculer des agents pathogènes et des micropolluants. Le devenir de ces contaminants au-delà des caractéristiques qui leur sont propres, est fortement lié au type de terrain sur lequel est pratiqué l'irrigation : présence d'un sol (texture et épaisseur), nature de la roche constituant le réservoir de la nappe superficielle (matériaux poreux fin ou grossier, roche du socle, ou calcaire fracturé).

Pour les eaux souterraines, le risque est lié davantage à l'absence de maîtrise du bilan hydrique (apports d'eau en excès) qui peut être à l'origine d'un entraînement des composés solubles (nitrates, produits phytosanitaires ...), qu'au transfert direct de pollution apportée par les eaux usées traitées vers la ressource captée. Le sol constitue en effet un écran vis-à-vis du transfert des composés apportés dans l'eau d'irrigation. Il ne faut cependant pas ignorer l'entraînement éventuellement plus facile d'agents biologiques (virus) vers la nappe en cas d'excès d'eau lié aux irrigations. Ce phénomène concerne surtout les milieux très perméables avec un sol mince.

Pour les eaux de surface, la réutilisation des eaux usées traitées, permettant de ne pas rejeter les effluents directement dans le cours d'eau sollicité par les prélèvements, est une pratique intéressante et pourrait être acceptée sous réserve d'une étude préalable de la zone d'irrigation et que la zone d'irrigation exclue la zone tampon du périmètre de protection rapprochée.

➤ Protection des activités à usage alimentaire

Du fait de la bio-concentration potentielle de contaminants et de pathogènes par les coquillages filtreurs il semble justifié que les contraintes de distance soient plus strictes (distance à l'épandage plus grande) pour l'activité de conchyliculture que pour la pisciculture et la pêche de loisirs. Par ailleurs, la pêche à pied de coquillages filtreurs doit être intégrée aux activités à protéger au même titre que les zones conchylicoles. Ainsi, les mêmes contraintes de distance doivent être appliquées aussi bien à cette activité qu'à la conchyliculture.

Il convient d'ajuster en conséquence les classes d'activités à usage alimentaire (issues du milieu aquatique) à protéger. Les modifications apportées figurent dans le tableau XI.

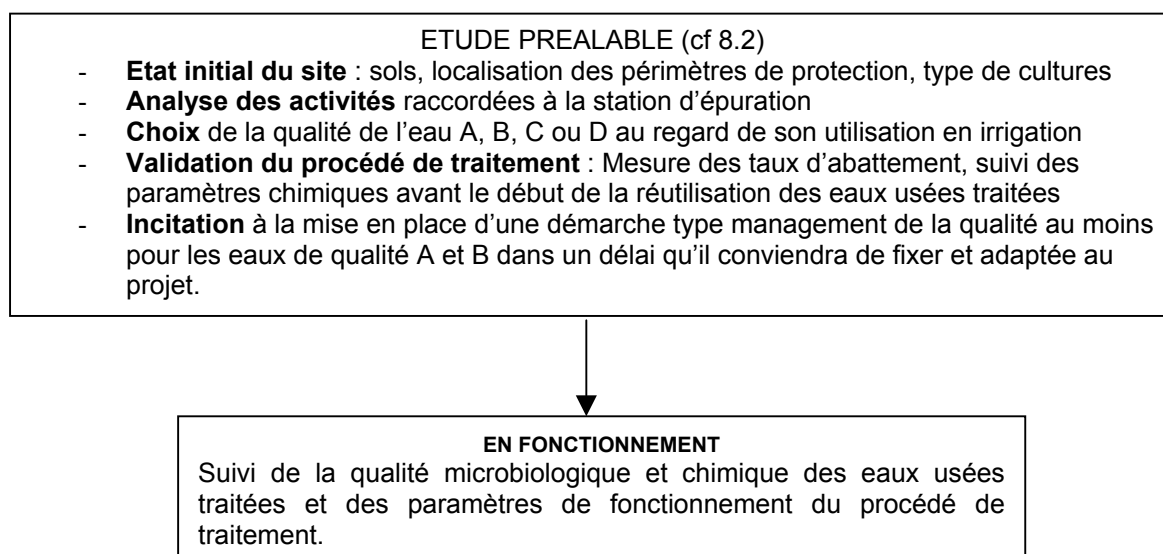
8 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Compte tenu de l'origine des eaux usées traitées et des usages qui lui sont destinés, l'encadrement de cette pratique est impérative.

Le projet d'arrêté soumis pour avis vise la protection de la santé publique et de l'environnement (art. 1).

8.1 Schéma général

Les propositions destinées à encadrer la mise en place de l'opération de traitement des eaux usées en vue de leur utilisation pour l'irrigation ou de l'arrosage avec des eaux traitées sont les suivantes :



8.2 Réalisation d'une étude préalable : contenu

L'étude préalable proposée dans ce rapport est inspirée de celle décrite dans la réglementation sur les boues⁹.

Les projets très modestes (par exemple : moins de 100 ha irrigués, moins de 2000 m³/j) devraient se voir imposer des documents simplifiés, des notices se substituant aux études lourdes dont le coût peut être important, et un programme analytique limité si l'irrigation concerne des cultures peu sensibles sur le plan sanitaire et agronomique.

8.2.1 Etat initial du site, description technique

Les sols à irriguer devraient être caractérisés au regard de leur aptitude à supporter l'irrigation afin ne pas enrichir en contaminant un sol déjà concentré. Ainsi, une analyse de

⁹ Arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n°97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées

sol devrait être conduite en un point de référence représentatif repéré par ses coordonnées Lambert.

Les valeurs seuils (limites maximales) des métaux¹⁰ à analyser sont indiquées dans le tableau IX .

Tableau IX : Valeurs limites de concentration en éléments-traces dans les sols

Éléments-traces dans les sols	Valeurs limite en mg/kg MS
Cadmium	2
Chrome	150
Cuivre	100
Mercur	1
Nickel	50
Plomb	100
Zinc	300

Ce bilan sera impérativement à renouveler tous les 10 ans pour vérifier l'absence de dérive ou d'accumulation éventuelle de toxiques dans les sols. Cette fréquence pourra être augmentée selon l'importance (surfaces irriguées, volumes utilisés) du dispositif de réutilisation d'eaux usées traitées ou de la sensibilité des cultures (légumes feuilles accumulateurs par exemple).

Il devra préciser également les outils d'arrosage utilisables (prévention des aérosols fins, maîtrise de l'humidité du sol et des ruissellements...), par zones, en fonction de la nécessaire protection du voisinage immédiat (habitations, lieux publics, ruisseaux, cours d'eau et plans d'eau, productions sanitaires sensibles), et les équipements et procédures prévus pour garantir une absence de saturation en eau des parcelles arrosées, provoquant des infiltrations rapides et des ruissellements accidentels hors du site.

8.2.2 Analyse des activités raccordées à la station d'épuration (STEP)

L'étude préalable doit contenir le recensement et l'analyse des activités raccordées à la station d'épuration de la collectivité et doit vérifier la compatibilité des rejets industriels (présence massive de contaminants hydrophiles, présence d'abattoirs...) avec la réutilisation des eaux usées traitées.

En tout état de cause, l'utilisation d'eaux usées traitées, quel que puisse être leur degré d'épuration, doit être proscrite lorsqu'un établissement d'équarrissage est raccordé aux collecteurs d'eaux usées de la STEP considérée.

8.2.3 Validation du procédé de traitement

Les recommandations ci-dessous ne se substituent pas aux exigences de surveillance d'un lieu de traitement ou de stockage des eaux lorsque celles-ci peuvent localement contribuer à un cycle parasitaire ou la multiplication de nuisibles, aussi bien en métropole que dans les DOM-TOM.

8.2.3.1 Critères microbiologiques des eaux usées traitées en fonction des usages

Les traitements des eaux usées doivent démontrer leur efficacité vis-à-vis de la réduction des agents pathogènes. Cette démonstration devrait se faire par le suivi d'indicateurs et avec des objectifs de performance adaptés à l'usage final de l'eau usée traitée Sur la base des travaux scientifiques consultés, et compte tenu de la diversité des traitements des eaux

¹⁰ valeurs limites de concentration en éléments traces dans les sols correspondant au tableau 2 de l'annexe I de la réglementation sur les boues

usées et des micro-organismes, il apparaît qu'aucun indicateur de traitement ne peut à lui seul refléter l'abattement des agents pathogènes.

La sélection des micro-organismes indicateurs à suivre a été faite en prenant en compte les éléments suivants :

- les germes indicateurs sont en nombre suffisant dans les eaux usées,
- ils permettent de refléter la diversité des familles des micro-organismes pathogènes,
- ils présentent des caractéristiques permettant de valider une large gamme de traitements,

L'étude préalable devra garantir, sur le plan microbiologique, les abattements figurant dans le tableau X sur la base d'indicateurs d'efficacité de traitement (entérocoques intestinaux, phages ARN F spécifiques, spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices).

E. coli doit également faire l'objet d'un suivi lors de cette étude préalable et ne devra pas excéder la valeur seuil définie au tableau X.

Cette étude préalable sera conduite sur une période d'au moins 6 mois incluant impérativement toute la période d'irrigation, avec une fréquence d'analyses mensuelle.

Toute modification de traitement devra s'accompagner d'une nouvelle évaluation des performances des procédés.

L'irrigation des cultures fourragères réduit le risque de contamination des animaux d'élevages si ces cultures sont utilisées sous forme de foin ou d'ensilage. Ce risque peut être dans ce cas estimé comme nul ou négligeable, même lors d'utilisation d'eaux de niveau de qualité B ou C. En revanche, pour la distribution de fourrage en vert ou au cas où les animaux sont mis à paître sur un champ cultivé après récolte, l'irrigation doit avoir été réalisée avec de l'eau usée traitée de qualité A à moins de respecter, pour les eaux de qualité B, un délai de 10 ou 30 jours après la fin de l'irrigation.

Le tableau X présente les niveaux d'abattement proposés pour les différents usages prévus par ce tableau (catégories d'eau A à D) et remplace les tableaux 1a et 1b du projet d'arrêté (annexe 1).

Tableau X : Valeurs d'abattement en micro-organismes selon les usages de l'eau pour l'arrosage et l'irrigation, classification des eaux au regard de leur qualité microbiologique et valeurs seuils (uniquement pour les paramètres *E. coli*, DCO, MES)

Catégorie eau	A		B		C		D	
	Irrigation	Aspersion	Irrigation	Aspersion	Irrigation	Aspersion	Irrigation	Aspersion
Cultures maraîchères, fruitières, légumières et fleurs à vocation alimentaire non transformées	+	+	-	-	-	-	-	-
Cultures maraîchères, fruitières, légumières et fleurs à vocation alimentaire transformées par cuisson, pasteurisation ou irradiation	+	+	+	+	-	-	-	-
Pâturage (1)	+	+	+(2)	+(2)	-	-	-	-
Fourrages frais	+	+	+(2)	+(2)	-	-	-	-
Autres cultures céréalières et fourragères	+	+	+	+	+	-	-	-
Arboriculture fruitière	+	+	+(3)	+(3)	+	-	-	-
Espace vert ouvert au public	+	+	-	-	-	-	-	-
Fleurs vendues coupées	+	+	+	-	-	-	-	-
Pépinières et arbustes et autres cultures florales	+	+	+	+	+	-	-	-
Forêt d'exploitation avec accès contrôlé du public	+	+	+	+	+	-	+	-
MES mg/L	< 15		Conforme à la réglementation des rejets d'EUT pour l'exutoire de la STEP hors période d'irrigation					
DCO mg/L	< 60							
Entérocoques intestinaux (abattement en log)	≥ 4		≥ 3		≥ 2		≥ 2	
Phages ARN F-spécifiques (abattement en log)	≥ 4		≥ 3		≥ 2		≥ 2	
spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices (abattement en log)	≥ 4		≥ 3		≥ 2		≥ 2	
<i>E. coli</i> UFC/ 100mL	≤ 250		≤ 10 000		≤ 100 000		—	

+ : autorisée, - : interdite

(1) En cas d'aspersion, les animaux ne doivent pas être au champ au moment de l'opération.

(2) Sous réserve pour le pâturage du respect d'un délai de 10 jours avant la mise à l'herbe des animaux et pour une utilisation en fourrage frais, du respect du délai après irrigation de (i) 10 jours en l'absence d'abattoir relié à la station d'épuration et (ii) 30 jours sinon.

(3) Interdite pendant la période de floraison à la cueillette pour les fruits non transformés.

Les parties grisées du tableau correspondent aux activités pouvant présenter des risques autres que les risques alimentaires ou pour la santé animale.

Les parties hachurées correspondent à des activités hors champ d'expertise de l'Afssa

Remarque 1 : Le non respect de l'un des critères est déclassant. Pour les stations d'épuration qui ne distribuent pas une eau usée traitée de manière continue dans l'année, il est jugé indispensable de fournir les résultats d'analyses relatives au dénombrement d'*E. coli* lors de la reprise de l'activité.

Remarque 2 : Les conditions de stockage de l'EUT ne doivent pas favoriser le développement de vecteurs ou d'agents pathogènes.

8.2.3.2 Critères physico-chimiques

8.2.3.2.1 Contaminants

Les données d'analyses et celles issues de la bibliographie montrent que les concentrations dans les eaux usées traitées en éléments traces métalliques (ETM), hydrocarbures

aromatiques polycycliques (HAP) et polychlorobiphényles (PCB) (contaminants visés par la réglementation sur les boues) sont variables mais généralement faibles. Pour ces contaminants, il est estimé que le risque sanitaire à court et moyen terme est faible. Dans un suivi de routine de fonctionnement, l'analyse de la conformité des boues produites par la station d'épuration (approche proposée par le projet d'arrêté) est une bonne solution.

Cependant, au-delà du strict risque sanitaire et dans un contexte plus général de préservation de la qualité des sols, les recommandations suivantes sont émises :

- lors des 6 mois d'étude de validation du procédé de traitement, des analyses des eaux portant sur les ETM (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) doivent être réalisées. Compte tenu de la variabilité de l'eau usée entrante, il est recommandé que l'échantillonnage intègre ce facteur. Les flux d'ETM induits lors de l'utilisation des eaux usées traitées dans le contexte local concerné seraient alors calculés, comparés et devraient être conformes aux flux limites acceptables de la réglementation relative à l'épandage de boues (tableau 3, Arrêté du 8 janvier 1998¹¹) ;
- concernant les composés autres que ceux existant dans la réglementation française sur les boues comme le di (2-éthylhexyl)phtalate (DEHP) ou les molécules médicamenteuses (cf 5), leur présence dans les eaux usées traitées et leur possible accumulation dans les sols ont été mises en évidence (ex : carbamazépine). Cependant, en l'absence de données sur le risque sanitaire par la voie alimentaire et sur leur impact écotoxicologique sur les sols, il apparaît difficile de proposer un seuil dans les eaux usées traitées. Il est préconisé d'asseoir par des campagnes d'analyses et le développement de programmes de recherche les connaissances sur ces molécules dans les eaux usées traitées utilisées en irrigation. Les résultats des travaux en cours portant sur la construction de tests écotoxicologiques terrestres pour la mesure de l'impact des épandages agricoles des matières organiques d'origine résiduaire contribueront à cette connaissance .

8.2.3.2.2 Fertilisants

Les apports par les eaux usées traitées ne sont pas forcément négligeables en azote, phosphore et potassium (N, P et K) (quelques dizaines de kg N/ha et une dizaine de kg de phosphore, pour une eau usée traitée non dénitrifiée avec 2000 m³/ha d'apport, par ex.). Cet apport pourrait être intégré dans le plan de fertilisation des parcelles. A cet égard, il est proposé que lors de l'étude préalable des analyses de ces composés soient réalisées, ainsi qu'un bilan des flux. Au delà de 30 kg/ha en N et/ou P₂O₅ et/ou K₂O, il est recommandé que ces informations soient transmises aux agriculteurs afin d'intégrer, le cas échéant, l'apport de fertilisant par l'irrigation avec les eaux usées traitées.

La protection des sols et des cultures, qui n'est pas prise en compte dans le projet d'arrêté objet de la saisine, ne doit toutefois pas être éludée au regard par exemple du risque de salinisation des sols ou d'accumulation de micropolluants phyto-toxiques.

8.3 Suivi en routine

Un suivi en routine, faisant suite à l'étude préalable, portant sur *E. coli*, indicateur du bon fonctionnement du système d'épuration doit être réalisé. Les analyses doivent être effectuées pendant la saison d'irrigation.

Indicateurs et seuils:

¹¹ Arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n°97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées modifié par Arrêté du 3 juin 1998

E. coli, les MES et la DCO ne doivent pas dépasser certaines valeurs cibles garantissant le bon fonctionnement en exploitation du traitement d'épuration des eaux usées (tableau X). Il convient de souligner que les seuils d'*E. coli* proposés au regard des niveaux d'abattement sont en cohérence avec ce même tableau proposé par l'OMS en 2006 pour la surveillance du traitement des eaux usées traitées pour les différents niveaux de traitement (tableau 4.5, p70 in (OMS, 2006)). Les valeurs cibles de la qualité A pour les paramètres MES et DCO sont plus strictes que les concentrations maximales réglementaires des rejets des eaux usées traitées de la STEP. Ces valeurs sont en cohérence avec les niveaux d'abattements des indicateurs d'efficacité de traitement proposés pour la qualité A. Le suivi indirect des contaminants chimiques est assuré par le suivi de la conformité des boues de la station à la réglementation du 8 janvier 1998.

Fréquences d'analyses :

Une fréquence minimale est établie selon la qualité de l'eau. Les fréquences d'analyses proposées dans le projet d'arrêté ne sont pas jugées suffisantes.

Le suivi doit au minimum être réalisé pendant la période d'usage des eaux usées traitées en irrigation :

Eaux de qualité A :	1 par semaine
Eaux de qualité B :	1 par quinzaine
Eaux de qualité C ou D :	1 par mois.

8.4 Contraintes de distances

Irrigation et périmètres de protection des captages et des prises d'eau de surface

Les périmètres de protection rapprochés destinés à protéger les captages des pollutions accidentelles et ponctuelles présentent une extension limitée.

Dans ce périmètre, la création de nouvelles activités y est proscrite et la création de dispositifs d'irrigation à usage agricole interdite.

Cette interdiction n'est pas retenue dans le cas où l'irrigation des eaux usées traitées est jugée localement plus intéressante sur le plan sanitaire et environnemental que le rejet direct.

Ainsi, **actuellement dans le cas des captages en milieu karstique, les périmètres de protection rapprochée sont le plus souvent très vastes (trop vastes). La réutilisation des eaux usées traitées est exclue dans ces périmètres comme pour les autres types d'eaux souterraines. Néanmoins celle-ci pourrait être intéressante afin de préserver la ressource captée. L'irrigation ne serait alors possible qu'avec des eaux de qualité A et B et uniquement sur les terrains qui comportent un sol épais (1 mètre minimum) avec un couvert végétal. La pente ne devra pas excéder 3%. Au-delà, il sera nécessaire de maîtriser le ruissellement et recourir si besoin à l'irrigation localisée.**

Dans le cas de la protection des prises d'eau de surface, la création d'irrigation à partir d'eaux usées traitées dans le périmètre de protection rapprochée, qui peut permettre d'améliorer la qualité de l'eau captée à la prise, est envisageable.

Afin de bénéficier d'une filtration de l'eau par le terrain, il est nécessaire d'implanter la zone d'irrigation à une distance suffisante du cours d'eau ou du plan d'eau à protéger. Dans le contexte actuel, les périmètres rapprochés d'eau de surface sont subdivisés en une zone tampon (ou sensible) en berge du cours d'eau ou du plan d'eau et en une zone complémentaire en retrait de la zone tampon (Haudebert *et al.*, 1999). La zone tampon dont la largeur est adaptée à la pente de la berge est mise en prairie ou boisée. Aucune activité n'y est tolérée et en particulier aucun apport de fertilisants et de produits phytosanitaires n'est possible. Les dispositifs d'irrigation devront se faire obligatoirement en retrait de la zone tampon et donc dans le secteur qui correspond à la zone complémentaire du périmètre de protection rapprochée.

En conclusion, l'irrigation n'est possible qu'en zone complémentaire du périmètre de protection et avec des eaux de qualité A ou B. La qualité de l'eau utilisée dépend alors de la nature du terrain et de la distance entre la zone irriguée et le cours d'eau. Le tableau ci-dessous est proposé en remplacement du tableau 1c du projet d'arrêté.

Tableau XI : Proposition pour les contraintes de distance

Nature des activités à protéger	Niveau de qualité		
	A	B avec aspersion maîtrisant les aérosols	C et D
Habitations	(4)	100 m	(2)
Voies de circulation	(4)	50 m	(2)
Cours d'eau permanent Plan d'eau (3)	20 m	50 m	100 m
Bassin Aquacole (à l'exception des coquillages filtreurs) Pisciculture y compris pêche de loisir	20 m	50 m	100 m
Conchyliculture Pêche à pied des coquillages filtreurs	50 m	200 m	300 m
Baignades	50 m	100 m	200 m
Périmètres de protection des points d'eau AEP	Interdiction dans le périmètre de protection rapprochée sauf dans les périmètres des prises d'eau superficielle et zones karstiques (1)	Interdiction dans le périmètre de protection rapprochée sauf dans les périmètres des prises d'eau superficielle et zones karstiques (1)	Interdiction dans le périmètre de protection rapprochée

(1) Karst : sol épais 1m, couvert végétal, pente < 3% ; Prises d'eau superficielles : les dispositifs d'irrigation devront se faire obligatoirement en retrait de la zone tampon et donc dans le secteur qui correspond à la zone complémentaire du périmètre de protection rapprochée

(2) sans objet car aspersion interdite

(3) si cours d'eau ou plan d'eau considéré n'est pas l'exutoire des rejets de la STEP

(4) une eau usée traitée de qualité A ne présente pas de risque alimentaire en cas de retombées sur un jardin potager familial suite à aspersion.

- En caractère gras, propositions de modification du tableau figurant dans le projet d'arrêté

- Les parties grisées du tableau correspondent aux activités pouvant présenter des risques autres que les risques alimentaires ou pour la santé animale en cas d'aspersion.

- Les parties hachurées correspondent à des activités à protéger hors champ d'expertise de l'Afssa

Le projet d'arrêté prévoit que l'irrigation sur un terrain de pente supérieure à 7% soit interdite sauf si une irrigation localisée est réalisée (goutteurs ou rampes perforées au voisinage de la plante). Il est souscrit pleinement à cet article du projet d'arrêté et ajouté une limitation de la pente à 3% dans le cas du karst.

8.5 Recommandations complémentaires

8.5.1 Démarche qualité

Au même titre que la démarche qualité est engagée par les industriels du traitement de l'eau sur les filières de potabilisation, et vu l'enjeu de la réutilisation d'eaux usées traitées pour la

sécurité du consommateur, il est recommandé que les stations d'épuration associées à la réutilisation des eaux usées traitées fonctionnent sous système de management de la qualité (référentiels : *a minima* ISO 14001, si possible également ISO 9001 version 2000 ou postérieure) pour les traitements spécifiques induits par la réutilisation des eaux usées. Le système comprend notamment des audits internes et au moins une fois par an, un audit externe indépendant. Certains des paramètres de suivi des procédés et les résultats des analyses font dès à présent l'objet d'un enregistrement par les exploitants, ce qui devrait faciliter la mise en œuvre d'une telle démarche. La démarche est appliquée dès l'étude préalable (les analyses devront notamment être menées par un laboratoire extérieur indépendant accrédité) et lors du suivi de l'irrigation.

8.5.2 Évaluation de nouveaux usages

Il est proposé que pour des usages de type réalimentation de nappes une évaluation puisse être conduite pour indiquer les qualités d'eaux usées traitées compatibles avec de telles pratiques.

8.5.3 Prise en compte du risque légionelles

Les légionelles peuvent être présentes dans les filières de traitement des eaux usées. Ainsi l'épisode épidémique du site de Noroxo (Harnes) a montré une identité de souche entre les légionelles isolées de tours aéroréfrigérantes, de l'eau usée et des boues de lagune et celles isolées des patients (Nguyen *et al.*, 2006). Par ailleurs, Gregersen *et al.* (Gregersen *et al.*, 1999) identifient l'origine de fièvre de Pontiac observée en milieu du travail au niveau des émissions du décanteur de la station d'épuration concernée. Enfin, plusieurs auteurs ont effectué la recherche de *Legionella sp* et/ou *L. pneumophila* à l'aide de méthode de PCR (Polymerase chain reaction) dans des filières de traitement des eaux usées, dans leurs effluents, ou dans des aérosols à proximité de la station d'épuration. Il apparaît que la contamination des eaux usées traitées est variable et que des concentrations supérieures à 1000 UG (unité génome) /mL ont été mesurées, alors que la détection des légionelles par culture s'est révélée plus faible voire négligeable (10 à 500 UFC/mL) (Stampi *et al.*, 2000) (Pascual *et al.*, 2001) (Catalan *et al.*, 1997) (Palmer *et al.*, 1993) (Palmer *et al.*, 1995).

Il existe peu de donnée sur l'efficacité des traitements en vue d'une irrigation par les EUT, vis-à-vis des légionelles ou des protozoaires qui peuvent les héberger. Il est cependant à noter que le risque sanitaire n'existe que pour le mode d'arrosage par aspersion. Compte tenu du faible nombre d'études scientifiques dans le domaine, il apparaît difficile de se prononcer sur un seuil acceptable en légionelles dans les eaux usées traitées utilisées par aspersion.

8.5.4 Étude de faisabilité et guides techniques

Les propositions et recommandations formulées dans le présent rapport modifient en profondeur les modalités d'autorisation et de surveillance des projets de réutilisation d'eaux usées traitées telles qu'exposées dans le projet d'arrêté soumis. La démarche proposée se rapproche du dispositif réglementaire existant pour l'épandage des boues pour la qualité physico-chimique et s'inspire de la démarche préconisée par l'OMS (évaluation des performances d'abattement) pour la mesure de la qualité microbiologique des eaux usées traitées.

Il serait intéressant de conduire une étude de faisabilité, qui viserait à valider les propositions du présent rapport, sur la base de résultats d'analyses obtenus à partir de différents projets existants de réutilisation d'eaux usées traitées. Cette étude de faisabilité devra également évaluer les mesures pouvant faciliter la mise en œuvre pour les petites communes rurales.

Par ailleurs, il est recommandé que l'application des dispositions réglementaires adoptées s'accompagne de la mobilisations des différents acteurs de la filière afin d'aboutir à la rédaction de guides techniques opérationnels notamment sur :

- des descriptifs des filières type, des méthodes de traitement et de leur efficacité,
- les modalités techniques de la validation de l'efficacité des traitements.

8.5.5 Impacts environnementaux

Après consultation, le CES « matières fertilisantes et supports de cultures » a formulé les observations suivantes :

- des travaux de recherche devraient être conduits afin d'améliorer les connaissances sur les substances retrouvées dans les EUT, leur devenir dans les sols et leur impact sur les écosystèmes ;

- des travaux de recherche, notamment sur les écosystèmes terrestres, sont en cours et quelques tests sont aujourd'hui disponibles en routine (i.e. normalisés). Ainsi, des campagnes de mesures devraient-elles être entreprises après avoir mené un travail d'intercalibration et de validation entre les laboratoires afin d'évaluer l'écotoxicité des EUT (tests aquatiques : ex test Daphnie (NF EN 1506341) ou test algues (AFNOR T90-360)) et des sols ayant reçus les EUT (test d'inhibition racinaire (X31-203), test de germination des spores de *Glomus mossae* (X31-205-1), test de nitrification (ISO 15685) au moment des premières irrigations et après plusieurs années de pratique (5 à 10 ans).

8.6 Révision des recommandations

Dans un délai de cinq ans après publication du texte réglementaire, l'évaluation de la réutilisation des eaux usées traitées en irrigation selon le nouveau dispositif devra être réalisée en s'appuyant sur les retours d'expérience des premiers sites concernés, en tenant compte :

- 1- des évolutions techniques des méthodes de traitement des eaux usées à fin d'irrigation ;
- 2- des avancées des travaux scientifiques sur la thématique (notamment en ce qui concerne les composés chimiques : devenir durant les traitements, transferts dans les chaînes alimentaires, toxicité, écotoxicité..) ;
- 3- de la future parution d'une directive du Parlement européen et du Conseil définissant un cadre pour la protection des sols et de sa mise en oeuvre. Ce texte stipulerait que « Pour se conformer au présent article, les États membres prennent en particulier des mesures visant à limiter les dépôts de substances dangereuses sur le sol dus à l'eau utilisée aux fins d'irrigation, à l'emploi d'engrais et à l'épandage d'effluents » ;
- 4- des recommandations du groupe de travail des pays méditerranéens (européens ou non) sur la réutilisation des eaux usées traitées (Mediterranean wastewater reuse working group (MED WWR WG). Novembre 2007) qui propose la mise en place d'une approche technique (voire réglementaire) commune sur les pratiques d'irrigation.

Cette réévaluation pourrait conduire à des ajustements du dispositif.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Agence française de sécurité sanitaire des aliments (Afssa). 2002. Rapport sur les Infections à protozoaires liées aux aliments et à l'eau: Evaluation scientifique des risques associés à *Cryptosporidium* sp. AFSSA, Maisons Alfort.

Agence française de sécurité sanitaire des aliments (Afssa). 2007. Bilan des connaissances relatives aux virus transmissibles à l'homme par voie orale.

Algros, E., and Jourdain, M. J. 2007. Contamination potentielle des échantillons de stations d'épuration (eaux brutes, eaux traitées, boues) et effluents d'élevage par des molécules pharmaceutiques à usage humain et vétérinaire. Rapport final. ADEME.

Angelakis, A. N., and Bontoux. 2001. Wastewater reclamation and reuse in Eureau countries, *Water Policy* 3.

Ashbolt, N. J., Grabow, W. O. K., and Snozzi, M. 2001. Water Quality: Guidelines, Standards and Health, chapitre 13 "Indicators of microbial water quality". Pages 289-316 in F. L. e. B. J. (Eds) and W. H. O. (WHO), editors. IWA Publishing, London, UK.

Bachelot, M. 2007. Contribution à la réutilisation des eaux usées traitées à la pollution par les contaminants organiques traces. Université Paris 5 René Descartes Faculté des Sciences Pharmaceutiques et Biologiques, Paris.

Bahon, J., Poirriez, J., Edriss, A. N., Laget, J. P., and Dei-Cas, E. 1997. Colonic Obstruction and Performance Related to Heavy *Trichuris trichuria* infestation. *Journal of Clinical Pathology* 50:615-616.

Birks, R., and Hills, S. 2007. Characterisation of Indicator Organisms and Pathogens in Domestic Greywater for Recycling. *Environ Monit Assess*.

Bitton, G. 1994. Wastewater microbiology, New York.

Brookes, J. D., Hipsey, M. R., Burch, M. D., Regel, R. H., Linden, L. G., Ferguson, C. M., and Antenucci, J. P. 2005. Relative value of surrogate indicators for detecting pathogens in lakes and reservoirs. *Environ Sci Technol* 39:8614-8621.

Cabaret, J., Geerts, S., Madeline, M., Ballandonne, C., and Barbier, D. 2002. The use of urban sewage sludge on pastures: the cysticercosis threat. *Vet. Res* 33:575-597.

Cabaret, J., Moussavou-Boussouvou, M.-N., Madeline, M., Balladonne, C., and Barbier, D. 2003. Epandage des boues d'épuration urbaines sur les prairies : risque de cysticercose pour les ruminants et de téniasis pour l'homme. Agriculture et épandage de déchets urbains et agro-industriels, Paris.

Carme, B. 2001. Human parasitoses in French Guiana. *Presse Med.* 30:1601-1608.

Carme, B., Motard, A., Bau, P., Day, C., Aznar, C., and Moreau, B. 2002. Intestinal parasitoses among Wayampi Indians from French Guiana. *Parasite* 9:167-174.

Catalan, V., Moreno, C., Dasi, M. A., Munoz, C., and Apraiz, D. 1997. Detection of *Legionella pneumophila* in wastewater by nested polymerase chain reaction. *Res. Microbiol.* 148:71-78.

Chamouillet, H., Bouteille, B., Isautier, H., Begue, A., and Lecadieu, M. 1997. Seroprevalence of cysticercosis, taeniasis and swine infection on Réunion Island in 1992. *Med Trop* 57:41-46.

CNRS. 2002. Sources et dynamique des coliformes dans le bassin de la Seine.

Dalle, F., Roz, P., Dautin, G., Di-Palma, M., Kohli, E., Sire-Bidault, C., Fleischmann, M. G., Gallay, A., Carbonel, S., Bon, F., Tillier, C., Beaudeau, P., and Bonnin, A. 2003. Molecular characterization of isolates of waterborne *Cryptosporidium* spp. collected during an outbreak of gastroenteritis in South Burgundy, France. J Clin Microbiol. **41**:2690-2693.

Datry, A., Sarfaty, C., and Derouin, F. 2000. L'eau, la santé et l'environnement. *in* symposium international, Rennes, France.

Dei-Cas, E. 1996. Larva migrans. Pages 16 *in* E. Médico-Chirurgicale, editor. Maladies Infectieuses, Paris, France.

Dei-Cas, E., Dutoit, E., Maillot, J. B., and Vernes, A. 1978. Les parasites intestinaux dans le Nord de la France : quelques résultats coprologiques en milieu hospitalier. Lille Médical **23**:195-199.

Ducray, and Huyard. 2002. Impact du futur projet européen sur la valorisation des boues en agriculture : campagne d'analyse sur 60 boues de step. Rapport final de la convention ADEME/AGHTM n°0175021. 60 p.

Dutoit, E., Ayadi, A., Poirriez, J., Kamani, H., Vernes, A., and Camus, D. 1987. Répartition des affections parasitaires digestives et urinaires au CHU de Lille. Bilan de 1972 à 1982. Lille Médical **27**:337-340.

Edouard, A., Edouard, S., Desbois, N., Plumelle, Y., Rat, C., Cales-Quist, D., Jouannelle, J., Lombard, F., and Francois, H. 2004. Evolution in the prevalence of intestinal parasitosis in the Fort de France University Hospital (Martinique)]. Presse Med. **33**:707-709.

F.N.D.A.E. 1998. L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Documentation technique : 79.

Figueras, M. J., Borrego, J. J., Pike, E. B., Robertson, W., and Ashbolt, N. 2000. Monitoring Bathing Waters - A Practical Guide to the Design and Implementation of Assessments and Monitoring Programmes, chapter 8. *in* Jamie Bartram and Gareth Rees (Eds), editor. Sanitary inspection and microbiology water quality.

Fliermans, C. B. 1996. Ecology of Legionella: from data to knowledge with a little wisdom. Microb. Ecol. **32**:203-228.

Franz, E., Van Diepeningen, A. D., De Vos, O. J., and Van Bruggen, A. H. C. 2005. Effects of Cattle Feeding Regimen and Soil Management Type on the Fate of *Escherichia coli* O157:H7 and *Salmonella enterica* Serovar Typhimurium in Manure, Manure-Amended Soil, and Lettuce. Appl Environ Microbiol. **71**:6165-6174.

Franz, E., Visser, A. A., Van Diepeningen, A. D., Klerks, M. M., Termorshuizen, A. J., and Van Bruggen, A. H. C. 2007. Quantification of contamination of lettuce by GFP-expressing *Escherichia coli* O157:H7 and *Salmonella enterica* serovar Typhimurium. Food Microbiology **24**:106-112.

Georges, I., and Servais, P. 2002. Sources et dynamique des coliformes dans le bassin de la Seine. CNRS Programme PIREN-SEINE 1998-2001. 46p.

Gregersen, P., Grunne, T., Uldum, S., Andersen, N., Madsen, H., and Scan, J. 1999. Pontiac fever at a sewage treatment plant in the food industry. Environ. and health **25**:291-295.

Guillot, J., and Bouree, P. 2007. Zoonotic worms from carnivorous pets: risk assessment and prevention. Bull Acad Natl Med **191**:67-78.

Harwood, V. J., Levine, A. D., Scott, T. M., Chivukula, V., Lukasik, J., Farrah, S. R., and Rose, J. B. 2005. Validity of the Indicator Organism Paradigm for Pathogen Reduction in Reclaimed Water and Public Health Protection. Appl. Environ. Microbiol. **71**:3163-3170.

Haudebert L., Le Saout M, Carré J. 1999. Protection des prises d'eau de surface. Quelles stratégies ? Les études des agences de l'eau n°75.

Horman, A., Rimhanen-Finne, R., Maunula, L., Von Bonsdorff, C., Torvela, N., Heikinheimo, A., and Hanninen, M. 2004. *Campylobacter spp.*, *Giardia spp.*, *Cryptosporidium spp.*, noroviruses, and indicator organisms in surface water in southwestern Finland, 2000-2001. Appl Environ Microbiol. **70**:87-95.

INERIS. (2008). Les substances dangereuses pour le milieu aquatique dans les rejets industriels et urbains- Bilan de l'action nationale de recherche et de réduction des rejets des substances dangereuses dans l'eau par les installations classées et autres installations. Rapport final:DRC-07-82615-13836C.Ineris, Ademe, Syprea, and Fp2e. 2007. Méthodologie d'évaluation des risques sanitaires des filières d'épandage des boues urbaines et industrielles : élaboration et application au cas des prescriptions du projet de directive européenne et de la réglementation française. Rapport final.

Ineris, Ademe, Syprea, and Spde. 2005. Evaluation des risques sanitaires des filières d'épandage des boues de stations d'épuration. INERIS.

ISO. water quality detection and enumeration of bacteriophages part I enumeration of F-specific ARN bacteriophages. Geneva Switzerland.

Izumi, T., Yagita, K., Endo, T., and Ohyama, T. 2006. Detection system of *Cryptosporidium parvum* oocysts by brackish water benthic shellfish (*Corbicula japonica*) as a biological indicator in river water. Arch Environ Contam Toxicol **51**:559-566.

Jiménez, B. 2003. Health risk in aquifer recharge with recycled water In State of the Art Report Health Risks in Aquifer Recharge Using Reclaimed Water. EUR/03/5041122, World Health Organization Regional Office for Europe, Copenhagen.

Jumeau, S., Tonnellier, B., Chiquet, A., Hennebert, P., Hocquet, N., Duhamel, B., and Pousson, G. 2001. Bilan entre micropolluants organiques, éléments traces métalliques, paramètres agronomiques, pH et matière sèche des boues de station d'épuration d'effluents urbains. Rapport final d'étude de la convention ADEME/laboratoire Wolff Environnement/Laboratoire SAS n°0075011. 72 p.

Johannessen, G. S., Bengtsson, G. B., Heier, B. T., Bredholt, S., Wasteson, Y., and Rørvik, L. M. 2005. Potential Uptake of *Escherichia coli* O157:H7 from Organic Manure into Crisphead Lettuce. Appl Environ Microbiol **71**:2221-2225.

Kappus, K., Lundgren, R. J., Juranek, D., Roberts, J., and Spencer, H. 1994. Intestinal parasitism in the United States: update on a continuing problem. Am J Trop Med Hyg **50**:705-713.

Kinney, C. A., Furlong, E. T., Werner, S. L., and Cahill, J. D. 2006. Presence and distribution of wastewater-derived pharmaceuticals in soil irrigated with reclaimed water. Environmental Toxicology and Chemistry **25**:317-326.

- Laborde, C., Bussieras, J., and Chermette, R. 1980. Recherche des oeufs de *Toxocara spp* dans le sol des jardins publics de Paris. Prophylaxie des infections humaines. Revue de Médecine Vétérinaire **156**:733-738.
- Lazarova, V., and Brissaud, F. 2007. Intérêt, bénéfices et contraintes de la réutilisation des eaux usées traitées en France. L'eau, l'industrie les nuisances:29-39.
- Levesque, B., F. Gagnon Valentin, A., Cartier, J.-F., Chevalier, P., Cardinal, P., Cantin, and P., Gingras, S.. 2006. "A study to assess the microbial contamination of *Mya arenaria* clams from the north shore of the St Lawrence River estuary, (Quebec, Canada)." *Can J Microbiol* **52**(10): 984-991.
- Lucena, F., Duran, A. E., Moron, A., E., C., Campos, C., Gantzer, C., Skraber, S., and Jofre, J. 2004. Reduction of bacterial indicators and bacteriophages infecting faecal bacteria in primary and secondary wastewater treatments. Journal of Applied Microbiology **97**:1069-1076.
- Madeline, M., Ballandonne, C., Eldin De Pecoulas, P., Guyon, R., Malas, J. P., Tourte-Schaeffer, C., J., C., and Barbier, D. 2001. Étude parasitologique des boues résiduelles urbaines: mise en évidence de la viabilité des oeufs de Taeniidés. Bull. Soc. Parasitol. **19**.
- MagnaVal, J. F., and Dorchie, P. H. 2000. *Toxocara sp.* et toxocarose humaine. Bulletin de la Société Vétérinaire de France:88-94.
- MagnaVal, J. F., Glickman, L., and P., D. 1994. La toxocarose, une zoonose helminthique majeure. Revue de Médecine Vétérinaire **145**:611-627.
- Mazoua, S., and Chauveheid, E. 2005. Aerobic spore-forming bacteria for assessing quality of drinking water produced from surface water. Water Res **39**:5186-5198.
- Mediterranean wastewater reuse working group (MED WWR WG). Novembre 2007. Mediterranean wastewater reuse report. 50p. disponible en ligne : <http://www.emwis.net/topics>
- Miescier, J. J., and Cabelli, V. 1982. Enterococci and other microbial indicators in municipal wastewater effluents. J. Water Pollut. Control **54**:1599-1606.
- Ministère de l'agriculture et de la pêche, and Fndae. 1998. L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Documentation technique hors série 11. FNDAE, Paris. 79 p.
- Moulinier, C., Battin, J., and Giap, G. 1990. Development of the prevalence rate of four intestinal parasites in children. Pédiatrie **45**:129-132.
- Neumann, M., Schulze-Röbbecke, R., Hagenau, C., and Behringer, K. 1997. Comparison of methods for isolation of mycobacteria from water. Appl. Environ. Microbiol. **63**:547-552.
- Nguyen, T., Ilf, D., Jarraud, S., Rouil, L., Campese, C., Che, D., Haeghebaert, S., Ganiayre, F., Marcel, F., Etienne, J., and Desenclos, J.-C. 2006. A Community-Wide Outbreak of Legionnaires Disease Linked to Industrial Cooling Towers—How Far Can Contaminated Aerosols Spread? . The Journal of Infectious Diseases **193**:102-111.
- Nicolas, M., Perez, J., and Carme, B. 2006. Intestinal parasitosis in French West Indies: endemic evolution from 1991 to 2003 in the University Hospital of Pointe-a-Pitre, Guadeloupe. Bull Soc Pathol Exot. **99**:254-257.
- Noble, R. T., Ackerman, D. A., Lee, I. M., and Weisberg, S. B. 2001. Impacts of various types of anthropogenic inputs on coastal waters of Southern California: an integrated approach. In

American Society for Limnology and Oceanography, AlbuquerqueNM: ASLO Press
www.also.org.

Noble, R. T., Moore, D. F., Leecaster, M. K., Mcgee, C. D., and Weisberg, S. B. 2003. Comparison of total coliform, fecal coliform, and enterococcus bacterial indicator response for ocean recreational water quality testing. Water Research **37**:1637-1643.

Oms. 2006. Safe use of wastewater excreta and greywater - Wastewater use in agriculture. World Health Organisation, Geneva.

Ottosson, J. 2003. Hygiene Aspects of Greywater and Greywater Reuse. Engineering Royal Institute of Technology (KTH), Stockholm.

Palmer, C. J., Bonilla, G., Roll, B., Paszko-Kolva, C., Sangerman, L. R., and Fujioka, R. S. 1995. Detection of Legionella Species in Reclaimed Water and Air with the EnviroAmp Legionella PCR Kit and Direct Fluorescent Antibody Staining. Appl Environ Microbiol **61**:407-412.

Palmer, C. J., Tsai, Y. L., Paszko-Kolva, C., Mayer, C., and Sangerman, L. R. 1993. Detection of Legionella species in sewage and ocean water by polymerase chain reaction, direct fluorescent-antibody, and plate culture methods. Appl. Environ. Microbiol. **59**:3618-3624.

Pascual, L., Perez-Luz, S., Amo, A., Moreno, C., Apraiz, D., and Catalan, V. 2001. Detection of Legionella pneumophila in bioaerosols by polymerase chain reaction. Can. J. Microbiol. **47**:341-347.

Payment, P., and Franco, E. 1993. Clostridium perfringens and somatic coliphages as indicators of the efficiency of drinking water treatment for viruses and protozoan cysts. Appl Environ Microbiol **59**:2418-2424.

Petterson, S. A., and Ashbolt, N. J. 2001. WHO Guidelines for the Safe Use of Wastewater and Excreta in Agriculture: Microbial Risk Assessment Section, MRA review Safe use of wastewater and excreta in agriculture. Geneva.

Ripert, C. 1998. Helminthes intestinaux. in C. Ripert, editor. Épidémiologie des maladies parasitaires. Editions Médicales Internationales, Cachan.

Robert, P., Clément, M., Randon G, Crocq, and Seux, R. 2006. Etude des facteurs influençant la rétention des protozoaires au cours des différentes étapes de production d'eau alimentaire. Echelle industrielle et pilote. TSM **5**.

Robertson, L., and Gjerde, B. 2001. Occurrence of parasites on fruits and vegetables in Norway. J Food Prot **64**:1793-1798.

Rose, J., Farrah, S. R., Harwood, V. J., Levine, A. D., Lukasik, J., Menendez, P., and Scott, T. M. 2004. Reduction of pathogens, indicators bacteria and alternative indicators by wastewater treatment and reclamation processes.

Rose, J. B., Dickson, L. J., Farrah, S. R., and Carnahan, R. P. 1996. Removal of pathogenic and indicator microorganisms by a full-scale water reclamation facility. Wat. Res **30**:2785-2797.

Rose, J. B., Huffman, D. E., Riley, K., Farrah, S. R., Lukasik, J. O., and Hamann, C. L. 2001. Reduction of enteric microorganisms at the Upper Occoquan Sewage Authority water reclamation plant. Water Environ. Res. **73**:711-720.

- Roudier, M., Maillard, A., Brousse, D., David, T., and Huerre, M. 2000. Cysticercosis in Guadeloupe. Ann Pathol. **20**:238-240.
- Salgot, M., Huertas, E., Weber, S., Dott, W., and Hollender, J. 2006. Wastewater reuse and risk: definition of key objectives. Desalination **187**:29-40.
- Schwartzbrod, J., and Banas, S. 2003. Parasite contamination of liquid sludge from urban wastewater treatment plants. Water Sci Technol **47**:163-166.
- Scott, T. M., Maclaughlin, M. R., Harwood, V. J., Chivukula, V., Levine, A., Gennaccaro, A., Lukasik, J. Farrah, S. R., and Rose, J. B. 2003. Reduction of pathogens, indicators bacteria and alternative indicators by wastewater treatment and reclamation processes. Wat. Sci. Technol. **3**:247-252.
- Sinton, L. W., Donnison, A. M., and Hastie, C. M. 1993a. Faecal streptococci as faecal pollution indicators: a review. Part I: Taxonomy and enumeration. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, **27**:101 - 115.
- Sinton, L. W., Donnison, A. M., and Hastie, C. M. 1993b. Faecal streptococci as faecal pollution indicators: a review. Part II: Sanitary significance, survival, and use. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, **27**:101 - 115.
- Solomon, E. B., Potenski, C. J., and Matthews, K. R. 2002a. Effect of irrigation on the transmission to and persistence of *Escherichia coli* O157/H7 on lettuce. J. Food, Prot. **65**:673-676.
- Solomon, E. B., Yaron, S., and Matthews, K. R. 2002b. Transmission of *Escherichia coli* O157:H7 from Contaminated Manure and Irrigation Water to Lettuce Plant Tissue and Its Subsequent Internalization. Appl. Environ. Microbiol. **68**:397-400.
- Stampi, S., Zanetti, F., Crestani, A., and De Luca, G. 2000. Occurrence and seasonal variation of airborne gram negative bacteria in a sewage treatment plant. New Microbiol. **23**:97-104.
- Tallon, P., Magajna, B., Lofranco, C., and Leung, K. T. 2005. Microbial indicators of faecal contamination in water: a current perspective. Water, Air, and Soil Pollution **166**:139-166.
- Ternes, T. A., Bonerz, M., Herrmann, N., Teiser, B., and Andersen, H. R. 2007. Irrigation of treated wastewater in Braunschweig, Germany: An option to remove pharmaceuticals and musk fragrances. Chemosphere **66**:894-904.
- Ternes, T. A., Jabex-Habibi, M. L., Knacker, T., Kreuzinger, N., and Siegriet. 2004. Assessment of technologies for the removal of pharmaceutical and personal care products in sewage and drinking water facilities to improve the indirect potable water reuse: rapport final.
- Teunis, P. F. M., Van Der Heijden, O. G., Van Der Giessen, J. W. B., and Havelaar, A. H. 1996. The dose-response relation in human volunteers for gastro-intestinal pathogens. Report no. 284550002, National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands.
- Toze, S. 2006. Reuse of effluent water - benefits and risks. Agricultural Water Management **80**:147-159.
- Toze, S. 2006. Water reuse and health risks - real vs. perceived. Desalination **187**:41-51.
- Viovi, A. 2004. Désinfection et réutilisation des eaux usées traitées. Agence de l'eau Seine Normandie et Université de Caen.

Weber, S., Khan, S., and Hollender, J. J. 2006. Human risk assessment of organic contaminants in reclaimed wastewater used for irrigation. Desalination **187**:53-64.

Wilson, R., and Fujioka, R. 1995. Development of a method to selectively isolate pathogenic *Leptospira* from environmental samples. Water Sci. Technol. **31**:275-282.

ANNEXE 1

Arrêté du fixant du point de vue sanitaire les prescriptions techniques, les modalités de mis en œuvre et de surveillance applicables à l'utilisation d'eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires des collectivités territoriales pour l'arrosage ou l'irrigation de cultures ou d'espaces verts.

La ministre de l'emploi et de la solidarité, la ministre de l'aménagement du territoire et de l'environnement et le ministre de l'agriculture et de la pêche,

Vu le code de la santé publique et notamment ses articles L.1311-1 et L.1311-2,

Vu le code de l'environnement,

Vu le décret n° 94-469 du 3 juin 1994 relatif à la collecte et au traitement des eaux usées mentionnées aux articles L. 2224-8 et L. 2224-10 du code général des collectivités territoriales, et notamment son article 24,

Vu le décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées,

Vu l'arrêté du 22 décembre 1994 fixant les prescriptions techniques relatives aux ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées mentionnées aux articles L. 2224-8 et L. 2224-10 du code général des collectivités territoriales,

Vu l'arrêté du 22 décembre 1994 relatif à la surveillance des ouvrages de collecte et de traitements des eaux usées mentionnées aux articles L. 2224-8 et L. 2224-10 du code général des collectivités territoriales,

Vu l'arrêté du 21 juin 1996 fixant les prescriptions techniques relatives aux ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées mentionnées aux articles L.2224-8 et 2224-10 du code général des collectivités territoriales, dispensés d'autorisation au titre du décret n° 93-743 du 29 mars 1993 relatif à la nomenclature des opérations soumises à autorisation ou à déclaration, en application de l'article 10 de la loi du 3 janvier 1992 sur l'eau,

Vu l'arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées,

Vu l'avis du Conseil supérieur d'hygiène publique de France en date du 9 janvier 2001

Vu l'avis de la mission interministérielle de l'eau en date du

ARRETTENT :

Section I

Dispositions générales

Article 1 : L'objet du présent arrêté est de fixer les prescriptions sanitaires et techniques correspondantes applicables aux installations utilisant, après épuration, des eaux usées mentionnées aux articles L. 2224-8 et L. 2224-10 du code général des collectivités territoriales, à des fins d'arrosage ou d'irrigation, afin de garantir la protection de la santé publique, et de l'environnement, en application du décret du 3 juin 1994 susvisé.

Article 2 : L'utilisation d'eaux usées épurées, aux fins d'arrosage ou d'irrigation est mise en œuvre, selon les règles de l'art au moyen des systèmes suivants :

- irrigation gravitaire où l'eau est fournie aux plantes par submersion des bassins, par planches ou par calans, par des rigoles ou des raies d'irrigation,
- irrigation souterraine par l'intermédiaire de tuyaux ou de drains enterrés,
- irrigation localisée où l'eau est distribuée au moyen de goutteurs ou de rampes perforées au voisinage de la plante,
- irrigation par aspersion où l'eau est fournie aux plantes sous forme de pluie artificielle grâce à l'utilisation d'organes d'arrosage (buses rotatives, asperseurs, etc...) alimentés en eau sous pression.

Article 3 : Sont interdits :

- l'utilisation d'eaux usées brutes pour l'arrosage ou l'irrigation,
- l'aspersion d'eaux usées épurées sous serre, l'utilisation d'eaux usées épurées issues de stations d'épuration qui produisent des boues ne respectant pas, sur le plan chimique, les exigences fixées aux tableaux Ia et Ib de l'annexe I de l'arrêté du 8 janvier 1998 susvisé,
- l'irrigation sur des terrains dont la pente est supérieure à 7%, à l'exception des cas d'irrigation localisée telle que définie à l'article 2 du présent arrêté.

Article 4 : En cas de stockage des eaux usées après épuration, qu'il soit destiné à affiner le traitement ou à permettre la régulation du débit d'utilisation :

- les eaux usées épurées issues du stockage doivent respecter les valeurs limites définies à l'annexe I du présent arrêté,
- la conception, l'implantation et l'entretien des ouvrages de stockage doivent permettre de minimiser les émissions d'odeur, la prolifération des vecteurs nuisibles et assurer la protection des eaux souterraines.

Section II

Qualité requise pour les eaux, contraintes d'utilisation et modalités d'irrigation

Article 5 : Sans préjudice de l'application des réglementations générales ou particulières concernant la protection des ressources en eau, les eaux usées épurées utilisées pour l'irrigation d'espaces verts ou de cultures doivent respecter les valeurs maximales de concentration et les contraintes figurant à l'annexe I en fonction :

- de la nature et du type de culture,
- du mode d'irrigation choisi.

Article 6 : L'irrigation par aspersion de cultures ou espaces verts avec des eaux usées épurées ne peut être réalisée que si l'organe d'irrigation :

- est conçu de manière à émettre la plus faible proportion possible de gouttes fines ou d'aérosols,
- est placé le plus bas possible par rapport au sol et à la culture.

Le matériel utilisé doit répondre aux conditions fixées à l'annexe II.

Section III

Programmes de surveillance

Article 7 : La surveillance générale de la qualité des eaux usées épurées utilisées pour l'irrigation comprend :

- la surveillance prévue par l'arrêté du 22 décembre 1994 susvisé,
- la surveillance de la qualité des boues produites prévue par l'arrêté du 8 janvier 1998, quelle que soit la destination des boues,
- la surveillance spécifique en vue de la réutilisation des eaux usées épurées.

L'exploitant du système d'irrigation doit mettre en place un programme de surveillance analytique des eaux usées épurées utilisées. La nature et la fréquence minimale des analyses sont fixées dans l'annexe III.

Le volume des eaux usées épurées utilisées pour l'irrigation doit être mesuré par tout dispositif approprié.

Article 8 : La collectivité territoriale concernée tient à jour un registre, mis à la disposition de l'autorité sanitaire et du service de police de l'eau, précisant :

- la nature des cultures et les parcelles ayant reçu des eaux usées épurées,
- les volumes épandus,

DOCUMENT DE TRAVAIL - Projet d'arrêté – mars 2001

- les résultats de la surveillance analytique,
- les périodes d'utilisation des eaux usées épurées.

Un bilan des résultats de la surveillance est transmis tous les ans au préfet.

Section IV

Exécution

Article 9 : Les prescriptions du présent arrêté pourront être complétées par des arrêtés pris en application de l'article L. 1311-2 du code de la santé publique lorsque des dispositions complémentaires particulières s'imposent.

Article 10 : Les dispositions prévues à l'article 8 sont applicables aux installations existantes à la date de parution du présent arrêté. Le préfet fixe les délais pour la mise en conformité des installations existantes.

Article 11 : Des dérogations aux dispositions du présent arrêté peuvent être accordées après avis du Conseil supérieur d'hygiène publique de France.

Article 12 : Le directeur général de la santé, le directeur de l'eau et le directeur de l'espace rural et de la forêt sont chargés, chacun en ce qui le concerne, de l'exécution du présent arrêté qui sera publié au journal officiel de la République française.

ANNEXE I

VALEURS LIMITES DE QUALITE ET CONTRAINTES D'UTILISATION DES EFFLUENTS

1- les niveaux de qualité

Quatre niveaux de qualité sanitaire sont définis (A, B, C et D), dont les valeurs limites de qualité sont les suivantes :

Tableau I a : valeurs limites de qualité

Niveau de qualité / Paramètres	A	B	C°	D°
MES mg/l	≤ 35	≤ 35	≤ 35	≤ 35
Si lagunage naturel	≤ 150	≤ 150	≤ 150	≤ 150
DCO * mg/l	≤ 125	≤ 125	≤ 125	≤ 125
E. Coli /litre	≤ 10 000	≤ 10 000	≤ 100 000	-
Salmonelles /litre	Absence	-	-	-
Œufs de ténia /litre	Absence	-	-	-

* dans le cas des lagunages, la DCO est réalisée sur effluent filtré

° ce niveau de qualité ne permet pas l'aspersion

2- les contraintes d'usage

Les niveaux de qualité à respecter en fonction de la nature et du type de culture envisagée figurent dans le tableau suivant ainsi que des modes d'irrigation requis

Tableau I b : contraintes d'usages

Usage et / ou Type d'activité	Niveau de qualité requis	Restrictions ou Modalités d'intervention
<p><u>Cultures maraîchères, légumières et fruitières, hors arboriculture</u> non transformées, par cuisson, pasteurisation ou irradiation</p> <p><u>Arboriculture fruitière</u> ⁽¹⁾</p> <p><u>Pâturage</u></p> <p><u>Espaces verts ouverts au public</u>⁽²⁾ (golfs, terrains de sport...)</p>	A	<p>(1) - avec aspersion</p> <p>(2-) aspersion en dehors des heures d'ouverture au public</p>
<p><u>Cultures maraîchères, légumières et fruitières, hors arboriculture</u> transformées, par cuisson, pasteurisation ou irradiation</p> <p><u>cultures florales, pépinières et arbustes</u></p> <p><u>cultures céréalières et fourragères</u></p>	B	avec aspersion
<p><u>cultures florales, pépinières et arbustes</u></p> <p><u>arboriculture fruitière</u></p> <p><u>cultures céréalières et fourragères</u></p>	C	<p>Aspersion interdite</p> <p>Sous frondaison et hors aspersion</p>
<p><u>Forêt d'exploitation avec accès contrôlé du public</u></p>	D	Aspersion interdite

ANNEXE II

ADAPTATION DES ORGANES ET DES MATERIELS D'IRRIGATION
PAR ASPERSION D'EAUX USEES EPUREES

Tableau 2

Organe d'arrosage		Angle d'attaque du jet	Caractéristique du matériel
Bubbler sur matériel déplaçable			Appareils à utiliser sur rampe pivotante ou frontale en y adaptant des cannes de descente
Buses (180°, 360°, et rotatives) sur matériels déplaçables (rampe tractée, pivotante ou frontale)		Pour les buses de 360°, utiliser un déflecteur conique convexe	A installer de préférence en position sur canne de descente, dans le cas de rampe pivotante ou frontale à une hauteur compatible avec la culture en place
Asperseur	Petit asperseur	Utiliser de préférence des asperseurs à angle bas (12°) pour éviter une trop forte prise au vent	Utiliser à poste fixe ou sur matériel mobile
	Canon d'arrosage	L'angle d'attaque du jet sera de préférence de 17° pour éviter la prise au vent	Pour la rotation, préférer la turbine à la cuillère et le canon à retour lent au canon à retour rapide

Par ailleurs, il conviendra :

- de ne pas favoriser la création d'aérosols, la pression devant rester dans les limites calculées pour l'irrigation,
- de réduire la prise au vent en utilisant des asperseurs ou des canons à angle d'attaque plus faible que ceux proposés pour l'irrigation des cultures,
- de ne pas arroser lorsque la vitesse du vent ne permet pas une répartition contrôlée de l'eau sur le sol,
- d'isoler le site d'irrigation par un rideau d'arbres placé perpendiculairement à la direction des vents dominants.

3- les contraintes de distance

Tableau I c : contraintes de distances

Nature des activités à protéger	Niveau de qualité		
	A	B Avec aspersion maîtrisant les aérosols	C et D
Habitations	50 m si aspersion	100 m	-
Voies de circulation	50 m si aspersion	50 m	-
Milieu hydraulique superficiel	20 m	50 m	100 m
Conchyliculture et aquaculture	50 m	200 m	300 m
Baignades	50 m	100 m	200 m
Périmètres de protection des points d'eau AEP	Prévoir interdiction dans le périmètre de protection rapprochée	Prévoir interdiction dans le périmètre de protection rapprochée	Prévoir interdiction dans le périmètre de protection rapprochée

ANNEXE III

MODALITES DE SURVEILLANCE

Les recherches analytiques spécifiques à l'utilisation d'eaux usées épurées à des fins d'irrigation sont réalisées au point d'usage conformément au tableau suivant :

Contrôles microbiologiques :

Tableau 3 : fréquences d'analyses

Niveau de qualité	Salmonelles	Œufs de ténia	<i>E coli</i>
A	4 / an	4 / an	4 / an
B	-	-	4 / an
C	-	-	4 / an

Pour les durées d'irrigation inférieures à quatre mois, le nombre de contrôles annuels ne pourra être inférieur à deux.

Contrôles physico-chimiques :

Les contrôles de la qualité physico-chimique des eaux usées épurées réutilisées pour l'arrosage ou l'irrigation se font indirectement, par l'intermédiaire de la qualité des boues produites lors du traitement d'épuration.

Lorsque les boues de la station d'épuration ne sont pas utilisées en agriculture et ne font pas l'objet de surveillance analytique, les paramètres figurant à l'annexe I, tableaux Ia et Ib de l'arrêté du 8 janvier 1998 susvisé font l'objet d'au moins quatre analyses par an , à l'exception des lagunes.

Dans le cas des installations d'épuration par lagunage, les mêmes paramètres font l'objet d'une analyse annuelle dans la lagune finale.

ANNEXE 2

Caractéristiques techniques des sites pratiquant la réutilisation agricoles des eaux usées en France

Sites	Classe de qualité	Usages	Date de mise en route	Surfaces irriguées / irrigables (ha)	Volumes utilisés ou prévus	Période d'utilisation	Type de station	Capacité (eq / hab)	Installations d'irrigation en place
ACHERES (REGION PARISIENNE)	-	Pépinières Mais grain Maraîchages	Fin XIX	2 000	30 à 40 millions de m ³ par an	Toute l'année		200 000 à 250 000	Emissaires de plusieurs dizaines de kms Réseaux sous pression
ALES (GARS)	B	Mais Tourmesol Maraîchage Vergers	1964	100	9 000 m ³ par jour en pointe	Avril - octobre	Boues activées	80 000	Bâche de relevage Canal d'irrigation de 3 kms
ARS EN RE (CHARENTE MARITIME)	B	Pommes de terre	1985	90	100 000 m ³ par an	Mai – début août	Boues activées Filtre Chloration	2 500 (été) 1 200 (hiver)	Bâche de pompage 2 kms de canalisation Bassin de stockage Réseaux d'aspersion
BADEN (MORBILHAN)	A	Golf	1989	Aires de jeu, green et départs sur 70 ha	250 m ³ par jour	Mai - octobre	Lagunages	2 000	Bassins de stockage (agrandissement et surcreusement de zones marécageuses)
BARBATRE (NOIRMOUTIER)	B	Pommes de terre	1991	35	-	Fin mai - juillet	Lagunage aéré	10 000	Bassins de stockage
BORMES LE LAVANDOU (VAR)	1	Golf	1994	20 à 30	250 000 m ³ par an	Toute l'année	Procédé physico-chimique Biofiltres à pouzzolane	15 000	Epandage souterrain Puits de pompage Réserve de 30 000 m ³ Réseau d'irrigation par aspersion
CERBERE (PYRENEES ORIENTALES)	C ?	Maquis Garrigue	1992	3	-	-	Biofiltres Traitements physico-chimiques	5 000 à 7 000 (haute saison) 1 500 (hiver)	Station de relevage 2 rampes en fonte multijets 2 kms de canalisation
CHANCEAUX SUR CHOISILLE (INDRE ET LOIRE)	A	Terrains de sports Jardins publics	1993	5	-	Suivant les besoins	Boues activées	4 000	Lagune de finition Station de pompage 400 m de canalisation (réseau enterré) Bouches d'arrosage et asperseurs

CHATELET (CHER)	B ?	Prairies Mais Tourmesol	En projet en 1998	300	-	Toute l'année	Boues activées Lagunage (station en cours de réhabilitation)	1 000 + abattoir de volailles	Non défini 5 kms de canalisation nécessaires
CLERMONT- FERRAND (PUY DE DOME)	A - B	Mais semence Betterave Luzerne	1996	600	18 000 à 24 000 m ³ par jour	Juin - septembre	Boues activées Lagunage tertiaire	300 000	Réaménagement des lagunes de la sucrerie de Bourdon
COULLONS (LOIRET)	B ?	Mais	1994	94	100 000 m ³ par an	Avril - mai Septembre - octobre	Procédé physico- chimique Lagunage aéré et flottation	4 000	2 lagunes 5 aérateurs 1 station de pompage
GIDY (LOIRET)	B	Céréales Mais	-	100	200 000 m ³ par an	Mai -août	Boues activées	1 500 + laboratoires Servier	Lagunes (8 à 10 ha)
GRASSE (ALPES MARITIMES)	A	Golf	1992	30	10 à 20 m ³ par jour	Saison estivale	Système enterré Cuves avec agitateurs Bacs de décantation Filtration lente sur sable	80 à 100	3 bassins de stockage
LA SALAISIERE (NOIRMOUTIER)	B	Pommes de terre	1981	320	-	Mi avril - fin juin	Boues activées Lagunages	26 000	Bassins de stockage (mélange avec eaux pluviales) Station de pompage Réseau d'irrigation enterré et canons d'arrosage
LE MESNIL EN VALLEE (MAINE ET LOIRE)	B	Mais Pépinières	1995	85 - 170	85 000 m ³ par an	Juin - juillet	Lagunage aéré	2 500	Bâches de pompage 17 kms de réseau d'irrigation enterré 47 bornes d'irrigation 4 enrouleurs
LOUDUN (VIENNE)	B	Mais grain Tourmesol	2003	100	-	Mai - octobre	Station en cours de réhabilitation	1 0000	Lagune de 50 000 m ³
MACLAS (LOIRE)	B	Arbres fruitiers	1970 - 1980	3 à 4	-	Juin - juillet - août	Lagunage	1 000	Pompage
MELLE (DEUX SEVRES)	B	Mais	1994	-	-	Période d'étiage du cours d'eau	Boues activées Nitrification / dénitrification	-	2 lagunes d'hygiénisation 1 bassin de stockage 1 station de refoulement

MIREBEAU (VIENNE)	B	Mais grain Tournesol	-	-	150 000 m ³ par an	Mai - octobre	Boues activées avec aération prolongée Lagunages	Déphosphatation physicochimique (sauf en hivers)	1 000	1 km de canalisation Canons d'irrigation
MONT SAINT-MICHEL (MANCHE)	B	Prairies Mais fourrager	Fin 1994	-	-	Toute l'année	Boues activées 3 lagunes	Boues activées (sauf en hivers)	5 000 à 10 000 (en période estivale) 4 200	Lagune de stockage Station de pompage Réseau avec aérosperseurs
NOZILLY (INDRE ET LOIRE)	B	Mais fourrager Luzerne (occasionnellement)	1993	50	650 m ³ par jour	Début juin – mi août	Boues activées	Boues activées	22 000	Bassin de stockage (mélange eaux usées traitées et eaux pluviales) Canon d'arrosage
PORNIC (LOIRE ATLANTIQUE)	A	Golf	1992	34	1 200 m ³ par jour	Avril - octobre	Boues activées avec aération prolongée Déphosphatation Chloration – déchloration Filtre à sable	Boues activées avec aération prolongée Déphosphatation Chloration – déchloration Filtre à sable	3 000 (été) 300 (hiver)	Station de refoulement 5 kms de canalisation Bassins de stockage
PORQUEROLLES (VAR)	B	Vergers essentiellement (collections variétales)	1976	30 à 40	450 m ³ par jour	Avril - septembre	Boues activées	Boues activées	1 000	Lagunes à microphytes Lagune mixte Lagune à macrophytes Bâche de pompage Réseaux d'irrigation sous frondaison Bassins de stockage Pompage
REVEST DU BION (ALPES DE HAUTES PROVENCE)	B	Tournesol semence	1985	1 à 2	80 m ³ par jour	Suivant les besoins	Boues activées	Boues activées	-	Station de pompage 12 kms de canalisation Canons d'irrigation
RIANS (CHER)	B ?	Prairies Luzernes Mais fourrager	1978	350 à 400	250 000 m ³ par an	Toute l'année	-	-	700 (1 200 à terme)	Lagunes de stockage sur le golf Réseau d'irrigation par aspersion
SAINTE-ARMEL (MORBILHAN)	B	Légumes (haricots verts, carottes ...)	1997	120	-	Toute l'année	Lagunage	Lagunage	175 000	
SAINTE-PALAIS SUR MER (CHARENTE MARITIME)	A	Golf	1991	55 à 60	2 000 m ³ par jour en pointe	Mars - octobre	Boues activées Filtration Chloration	Boues activées Filtration Chloration		

SAINT- PIERRE (CHARENTE MARITIME)	A	Golf	1994	25	400 m ³ par jour	Mars - septembre	Boues activées Traitement U.V.	1 200	Bâche de pompage 7 kms de canalisation Lagune de stockage Station de filtration et U.V. 16 néons – canal ouvert
---	---	------	------	----	--------------------------------	---------------------	-----------------------------------	-------	--

Synthèse de quelques réglementations ou recommandations nationales pour l'irrigation avec des eaux usées traitées (adapté d'Angelakis et al. , 2001)

Avertissements : ce tableau ne prétend pas à l'exhaustivité d'une part et d'autre part ne peut être considéré comme définitif puisque des réglementations sont en cours de construction. Par ailleurs, les données fournies ne sont que descriptives et faute de temps, une analyse des déterminants des critères retenus et des seuils fixés n'a pas été faite. Le groupe de travail attire l'attention sur la nécessité de cette recherche puisque la pertinence des seuils peut être associée à des spécificités nationales (contamination des eaux usées, culture de destination des eaux usées traitées, nature du sol récepteur, quantité d'eaux usées traitées utilisée, micro-organismes endémiques....).

Paramètres	Californie (1978)		US EPA (1992)		OMS (2006)		Chypre (1997)		Israël (1999)		Italie (2003)		Espagne (2007)		Tunisie (1989)	
	Loi	Sans restriction	Valeurs guides	Sans restriction	Avec restriction	Valeurs guides	Provisoires	Valeurs guides	Sans restriction	Avec restriction	Sans restriction	Aménagement possible	Loi	Sans restriction	Avec restriction	Loi
Nature du texte																
Type d'irrigation																
Traitement minimum imposé																
DBO ₅ totale (mg/L)																
DCO (mg/L)																
MES (mg/L)																
Turbidité (NTU)																
OD (mg/L)																
Coliformes (totaux, fécaux ou <i>E. coli</i>) (NPP ou UFC /100mL)																
Œufs d'helminthes ou nématodes intestinaux																

Qualités et barrières multiples en fonction des usages

Cl ₂ résiduel (mg/L)	Présent	1	1	1	0,2				
pH	6-9	6-9			6-9,5				6,5-8,5
Conductivité (µS/m)					3000	3000	3000	3000	7000
RAS					<10	6	6	6	
Éléments traces	-	-	-	-	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui

DBO : demande biochimique en oxygène, DCO : demande chimique en oxygène, MES : matières en suspension, SR : sans recommandation., RAS : Ratio d'adsorption du sodium, OD : oxygène dissout, Trait. Méca. : Traitement mécanique, Trait. Ilaire : Traitement secondaire

Éléments complémentaires de la réglementation espagnole (décret 1620/2007 du 7 décembre 2007) :

- *E. coli* : est analysé selon un plan de surveillance à trois classes où : n=10, m=seuil défini par classe d'usage de l'eau, M = 10m, c=3. Si 3 résultats d'analyses sont égaux à M, une analyse de présence des pathogènes « habituels » (Salmonelles...) est obligatoire.
- *Legionella spp* : 100 à 1 000 UFC/L
- Bore : 0,5 mg/L, Arsenic : 0,1 mg/L, Beryllium : 0,1 mg/L, Cadmium : 0,01 mg/L, Cobalt : 0,05 mg/L, Chrome : 0,1 mg/L, Cuivre : 0,2 mg/L, Manganèse : 0,2 mg/L, Molybdène : 0,01 mg/L, Nickel : 0,2 mg/L, Sélénium : 0,02 mg/L, Vanadium : 0,01 mg/L.

Éléments complémentaires de la réglementation italienne (décret ministériel n°185 du 12 juin 2003) :

- La réglementation italienne prend en compte de nombreux éléments et composés (solvants, pesticides, HAP...), tous ne sont pas reportés ci-dessous.
- Bore : 1 mg/L, Arsenic : 0,02 mg/L, Béryllium : 0,1 mg/L, Cadmium : 0,005 mg/L, Cobalt : 0,05 mg/L, Chrome : 0,1 mg/L, Cuivre : 1 mg/L, Manganèse : 0,2 mg/L, Mercure : 0,001 mg/L, Nickel : 0,2 mg/L, Plomb : 0,1 mg/L, Sélénium : 0,01 mg/L, Vanadium : 0,1 mg/L, Zinc : 0,5 mg/L.
 - Salmonelles : absence

Synthèse bibliographique relative à l'identification du danger parasitaire

En France et dans d'autres zones développées du monde, les oocystes et kystes des protistes et les spores de microsporidies posent les problèmes les plus importants. Habituellement peu pathogènes pour les hôtes immunocompétents, ces formes infectantes atteignent des concentrations faibles dans des pays disposant d'un niveau d'hygiène élevé, ce qui rend plus difficile leur détection. Elles circulent ainsi à bas bruit dans les populations animales et humaines, néanmoins très efficacement car il y a toujours des cas sporadiques et, de temps en temps, des épidémies. Ainsi, le flagellé *Giardia intestinalis* est retrouvé dans environ 4% des examens coproparasitaires en France. Les épidémies de giardose en général ne sont pas déclarées, et on ne connaît pas leur impact économique et sanitaire. Les espèces du genre *Cryptosporidium* infectent le tractus gastro-intestinal de nombreuses espèces de vertébrés dont l'Homme. Ubiquitaires, résistants à la désinfection (chloration), ces parasites constituent un risque infectieux environnemental non négligeable (Afssa, 2002). La prévalence de l'infection par *Cryptosporidium* sp serait faible toutefois. La seule étude disponible en France rapporte une prévalence de 0,4% chez des adultes non immunodéprimés et de 0,3% chez des enfants non immunodéprimés ne présentant pas de symptomatologie digestive (Datry A., 2000). Cependant, trois épidémies de cryptosporidiose ont été rapportées récemment (Dalle *et al.*, 2003): l'une dans l'Hérault (1998), la deuxième en Saône et Loire (2001) et la troisième dans l'Ain (2003). Celle de Dracy-le-Fort (Saône et Loire) a touché 480 personnes et justifié de nombreuses hospitalisations.

Quant à l'impact des helminthoses intestinales en France métropolitaine et dans d'autres zones développées de la planète, les études signalent en général une diminution remarquable de leur prévalence associée à l'élévation du niveau de vie et à l'amélioration des infrastructures sanitaires (Moulinier *et al.*, 1990). Ainsi, le téniasis a une faible prévalence en France (<0,01%), la totalité des cas étant due, très probablement, à *Taenia saginata* (Cabaret *et al.*, 2002). *T. solium* garde toutefois une prévalence faible mais significative en Europe de l'Est (Cabaret *et al.*, 2002). En ce qui concerne les nématodoses digestives à transmission féco-orale, déjà en 1978 parmi 416 selles examinées dans un laboratoire hospitalier du Nord de la France, seuls 8 échantillons coprologiques (1,9%) étaient retrouvés positifs pour *Ascaris lumbricoides* et ils ne provenaient pas de patients européens (Dei-Cas *et al.*, 1978). En 1994 aux USA seulement 0,8% des selles examinées dans les laboratoires cliniques montraient des œufs d'*A. lumbricoides* (Kappus *et al.*, 1994). Il est en général accepté actuellement que cette espèce a presque disparue en Europe (Ripert, 1998). Par ailleurs, les œufs d'un autre nématode à transmission féco-orale, *Trichuris trichiura*, sont encore retrouvés dans environ 1% des selles de patients avec diarrhée dans le Nord de la France (Dutoit *et al.*, 1987) et aux Etats Unis (Kappus *et al.*, 1994). Malgré sa faible prévalence, cette espèce peut occasionnellement infester massivement des autochtones et provoquer des tableaux graves d'occlusion intestinale (Bahon, 1997). Les œufs de *Toxocara* sp et *Toxascaris* sp, des ascaridés qui parasitent les carnivores domestiques et sauvages, contaminent largement l'environnement : 77% des jardins publics parisiens (Laborde *et al.*, 1980) et 30% des sols environnant le domicile de cas humains de toxocarose (Magnaval *et al.*, 1994). Ils sont fréquemment retrouvés dans les boues de station d'épuration (77% des échantillons des boues contaminées par des helminthes, selon Schwartzbrod et Banas (2003)). Très résistants, éliminés avec les selles de leurs hôtes, ils deviennent infectants au bout de 10 à 20 jours et peuvent le demeurer pendant plusieurs années dans le milieu extérieur. Contenant une larve, ils infectent une large gamme de mammifères dont l'homme (et même des oiseaux) mais ils ne peuvent pas compléter leur cycle et atteindre leur maturité sexuelle chez ces hôtes paraténiques. En revanche, leurs larves peuvent provoquer un syndrome de *larva migrans* viscérale (SLMV), caractérisé par l'association d'une symptomatologie générale de type immuno-allergique avec des atteintes localisées de divers organes (foie, oeil, système nerveux, etc) (Dei-Cas, 1996). L'importance en santé publique du SLMV est certainement sous-estimée étant

donnée la difficulté du diagnostic et la grande fréquence de formes frustes et asymptomatiques. En effet, la séroprévalence de la toxocarose en milieu urbain en France métropolitaine est de 6% et 5%, chez l'enfant et l'adulte, respectivement (Magnaval et Dorchies, 2000). A la Réunion, la séroprévalence globale serait de 93% (Magnaval et Dorchies, 2000).

Dans les DOM-TOM la gamme des parasitoses rencontrées est plus large mais très hétérogène en fonction des groupes de population. Par exemple, une étude récente dans une population amérindienne de Guyane (Carme *et al.*, 2003), révèle une forte prévalence de parasites intestinaux (92%), notamment d'*Entamoeba histolytica / dispar* (17%), *Necator americanus* (>50%) et *Strongyloides stercoralis* (16%) associée à des très faibles prévalences d'ascaridiose et trichocéphalose (tableau ci-dessous). Comme la population étudiée accède aux soins et perçoit des revenus normaux, la forte prévalence des parasitoses digestives est probablement en rapport avec une hygiène fécale déficitaire associée à l'habitude de marcher pieds nus. La prévalence de parasitoses digestives baisse, en revanche, quand on considère la population totale. Ainsi, en Guyane, l'élévation du niveau de vie et l'accessibilité à des traitements efficaces, ont réduit considérablement la prévalence des parasitoses intestinales (à l'exception de l'anguillulose) dans les régions urbaines et côtières. De fortes prévalences d'amibiase, anguillulose et ankylostomose persistent cependant dans le centre du territoire, surtout au sein des communautés amérindiennes et mulâtres (Carme, 2001).

La prévalence de parasites intestinaux globale est faible en Guadeloupe (6%) et Martinique (7%) (tableau ci-dessous). Une analyse des données disponibles en fonction des parasitoses montre des variations importantes, résultant probablement de différences au niveau des populations cibles et/ou des stratégies de détection. Dans l'ensemble, les protozooses représentent un problème sûrement plus important en outre-mer qu'en France métropolitaine. Leur réservoir est élargi (prévalence de 7% pour la cryptosporidiose en Guadeloupe versus 0,4% en France métropolitaine), leur transmissibilité est sûrement facilitée par les conditions climatiques et la ruralité, et la prévalence d'*Entamoeba histolytica / dispar*, presque inexistante chez l'autochtone en France métropolitaine, reste significative en outre-mer. Quant aux helminthoses, celles contractées par voie transcutanée (anguillulose ou strongyloïdose et ankylostomoses) gardent une prévalence plus préoccupante que celles contractées par voie orale ou géohelminthoses, ascaridose et trichocéphalose essentiellement, dont la prévalence semble s'effondrer comme en France métropolitaine. La prévalence de bilharziose à *Schistosoma mansoni* diminue également dans les DOM TOM. Cette parasitose n'a pas été détectée en Guyane par Carme *et al.* (Carme *et al.*, 2002) chez 138 amérindiens, elle est estimée très rare par Nicolas et ses collaborateurs (Nicolas *et al.*, 2006) en Guadeloupe, et elle serait en franche régression en Martinique (Edouard *et al.*, 2004).

A la Réunion, une séroprévalence de cysticercose de 1,4% dans la population générale (Chamouillet *et al.*, 1997) témoigne de la persistance du cycle d'infection sur l'île, probablement en rapport avec l'élevage des porcs dans les maisons qui échappe au contrôle vétérinaire. Des cas autochtones de cysticercose ont aussi été rapportés en Guadeloupe (Roudier *et al.*, 2000). Ces données témoignent de la présence de *T. solium* dans les DOM TOM.

Tableau : Prévalence des parasitoses digestives en Guyane, Guadeloupe et Martinique

Parasite	Population ciblée	Prévalence (%)	Références
Parasites intestinaux ::	138 Amérindiens (Wayampi), Guyane	92	Carne <i>et al</i> , 2003
<u>Protozoaires</u>		17	
– <i>Entamoeba histolytica / dispar</i>			
<u>Helminthes</u>		18	
– <i>Hymenolepis nana</i> – <i>Schistosoma mansoni</i> – <i>Necator americanus</i> – <i>Strongyloides stercoralis</i> – <i>Ascaris lumbricoides</i> – <i>Trichuris trichiura</i>		0 > 50 16 très faible très faible	
Parasites intestinaux :	17 660 examens coprologiques, Guadeloupe (1991-2003)	6	Nicolas <i>et al.</i> , 2006
<u>Protozoaires:</u>		11	
– <i>Giardia</i>		60	
– <i>Cryptosporidium</i>		26	
– <i>Entamoeba histolytica / dispar</i>		2	
<u>Helminthes:</u>	89		
– <i>Strongyloides stercoralis</i>	82		
– Ankylostomidae	10		
– <i>Trichuris trichiura</i>	6		
Parasites intestinaux :	4 684 examens coprologiques, Martinique (1997-1999)	7	Edouard <i>et al.</i> , 2004
<u>Protozoaires et microsporidies:</u>		0,1	
– <i>Cryptosporidium</i>		27	
– <i>Endolimax</i> , <i>Dientamoeba</i> , <i>E. coli</i>		0,1	
– Microsporidies			
<u>Helminthes:</u>	52		
– <i>Strongyloides stercoralis</i> – Ankylostomidae	13		