



Since January 2020 Elsevier has created a COVID-19 resource centre with free information in English and Mandarin on the novel coronavirus COVID-19. The COVID-19 resource centre is hosted on Elsevier Connect, the company's public news and information website.

Elsevier hereby grants permission to make all its COVID-19-related research that is available on the COVID-19 resource centre - including this research content - immediately available in PubMed Central and other publicly funded repositories, such as the WHO COVID database with rights for unrestricted research re-use and analyses in any form or by any means with acknowledgement of the original source. These permissions are granted for free by Elsevier for as long as the COVID-19 resource centre remains active.

Les virus des eaux usées et leur élimination au cours des traitements des effluents pollués

Mohammed Benyahya*^{ab}, Jacques Bohatier^b, Henri Laveran^c,
Jean Senaud^b, Mohammed Ettayebi^d

^a Département de biologie, faculté des sciences Dhar el Mehrez, BP 1796 Atlas, Fes, Maroc

^b Biologie comparée des protistes, UA CNRS 6023, Aubière, France

^c Hygiène hospitalière et médecine, 63001 Clermont-Ferrand, France

^d School of science and engineering, A1 Akhawayn University in Ifrane, Maroc

(Reçu le 6 octobre 1997, accepté le 9 novembre 1997)

Résumé — Les virus représentent une forme de pollution biologique véhiculée par les eaux usées. Dans une station d'épuration naturelle ou un pilote de laboratoire, le traitement biologique d'un effluent contaminé entraîne une réduction de la charge virale. Celle-ci est considérable à l'étape du traitement secondaire. Les bactériophages sont considérées comme indicateurs de contamination fécale. Ce sont également des modèles de virus entériques. Dans une étude expérimentale, deux pilotes ont été utilisés (l'un à lagunage naturel, l'autre à boues activées) pour suivre la cinétique et évaluer le taux d'élimination du coliphage somatique ϕ X-174 et celui à ARN F-spécifique MS2. L'élimination des deux phages, qui atteint 99 % dans les deux systèmes, est comparable à celle rapportée dans les études antérieures sur les virus entériques. L'influence de plusieurs facteurs sur le retrait et l'inactivation virale (adsorption à la matière solide, action des microorganismes, effet des rayonnements solaires et des composés dissous) a été abordée. Révélée dans des travaux antérieurs, l'importance de l'adsorption a été montrée dans le cas des pilotes et aussi en mettant en contact le ϕ X-174 et le MS2 avec des minéraux argileux (la montmorillonite et le kaolin). L'effet des rayons solaires est connu dans le milieu marin. Dans une étude in vitro, une exposition de 12 h au soleil a causé l'inactivation quasi-totale des suspensions phagiques. Enfin, une baisse de la concentration phagique est enregistrée après un contact prolongé dans une eau de lagunage filtrée. En revanche, la phagocytose des phages par *Tetrahymena pyriformis* n'a pas été évidente. © 1998, Elsevier, Paris

élimination virale / boues activées / lagunage / pilote

* Correspondance et tirés à part
e-mail: bohatier@cicsum.univ-bpclermont.fr

Abstract — Wastewater viruses and their elimination during treatment of polluted effluents. Viruses are a biological pollution in wastewaters. Their elimination results from treatment processes of polluted effluents in the sewage treatment plant or in the lagooning pilot plant. Bacteriophages are regarded as viruses models and as indicators of faecal contamination. In an experimental study, two pilot plants laboratories have been used (natural lagooning and activated sludge pilot) to follow and evaluate the elimination rate of somatic coliphage ϕX -174 or the ARN F-specific one MS2. The two phages removal, ranging to 99 % in the two systems, are related with previous values on enteric viruses. The main factors of viral removal and inactivation (adsorption to solid matters, microbial activities, solar radiations, dissolved matters) have been studied too. Adsorption of infectious particles to solid matters is a very significant process. This was obtained in the pilot plant laboratory experiment and in in vitro study (ϕX -174 or MS2 in the presence of the kaolinite or the montmorillonite). Otherwise, 12 hours of solar rays exposition were efficient to inactivate nearly the whole phagic suspension. The ciliate protozoan *Tetrahymena pyriformis* does not seem to have an important role for elimination of phages (ϕX -174 and MS2). © 1998, Elsevier, Paris

virus elimination / sewage / lagooning / pilot

1. INTRODUCTION

1.1. Traitement des eaux usées : aperçu général

Des quantités de plus en plus importantes d'eaux usées sont rejetées dans les écosystèmes aquatiques du monde entier. De provenances diverses (foyers, hôpitaux, usines, ...), ces eaux véhiculent des polluants en solution ou en suspension de nature chimique (molécules organiques, métaux lourds, sels nutritifs, ...) ou microbiologique (bactéries, parasites). Lorsqu'elles ne subissent aucun traitement préalable, ces eaux sont susceptibles de perturber l'équilibre des milieux récepteurs et de causer des problèmes d'ordre hygiénique comme la contamination des eaux de surface et souterraines. Une certaine dépollution est assurée par les sols, les rivières et autres systèmes hydriques. Mais la capacité de cette auto-épuration est largement dépassée. Si bien que pour protéger la qualité des eaux naturelles comme toute dégradation excessive, de nombreuses eaux résiduaires sont traitées dans des stations d'épuration urbaines ou rurales. Ce traitement conduit à la réduction des matières oxydables, des matières en suspension et des bactéries [22].

1.2. Procédés biologiques d'épuration

Les procédés biologiques d'épuration sont multiples et de conceptions variées. Ils sont basés essentiellement sur la faculté des microorganismes à assimiler les substances polluantes. Le principe est le même que celui des milieux épurateurs naturels. On distingue les procédés intensifs à cultures libres (ex. : boues activées), les procédés à cultures fixées (ex. : lits bactériens, disques biologiques) et les procédés extensifs (lagunage).

Le principal procédé utilisé pour l'épuration des effluents pollués est celui dit : « à boues activées » [6]. Il reproduit l'action d'une rivière avec une dynamique intense des populations microbiennes aérobies maintenues en suspension. L'effluent brut subit tout d'abord un prétraitement et une décantation primaire. Le prétraitement consiste à enlever les déchets grossiers (dégrillage), les sables (dessablage) et les graisses (dégraissage) de l'effluent brut et la décantation primaire permet d'éliminer les éléments en suspension pouvant se déposer par simple pesanteur. L'effluent pré-traité séjourne ensuite quelques heures (jusqu'à 24 h pour un effluent urbain) dans un bassin d'aération où se produit le traitement secondaire (biologique). Dans ce compartiment, un brassage et une oxygénation, continus ou intermittents, sont indispensables pour l'activité des microorganismes épuratoires. En dernier lieu, le contenu de l'aérateur passe dans un autre bassin pour une décantation secondaire qui a pour but de séparer l'eau épurée et les boues produites. Dans certains cas, une étape supplémentaire est nécessaire, comme la désinfection, pour un rejet de haute qualité.

À l'inverse de ce procédé rapide, le lagunage et les technique dérivées sont caractérisés par une cinétique bactérienne lente [5]. Mais, ils possèdent des atouts incontestables : un faible coût d'installation et de fonctionnement, une bonne élimination de la charge microbienne, une faible production de boues. Ils sont utilisés de plus en plus fréquemment dans de nombreux pays [36]. Le lagunage consiste à retenir les effluents pré-traités dans des bassins plus ou moins profonds exposés à l'air libre pendant des durées pouvant atteindre plusieurs semaines ; pendant ce temps, la biodégradation et le retrait de la charge polluante ont lieu.

1.3. Microorganismes des stations d'épuration

Plusieurs groupes d'organismes procaryotes et euracyotes trouvent dans les eaux usées des stations d'épuration les conditions favorables pour se développer et proliférer. Ce sont les épurateurs des effluents pollués. Leur participation à la clarification du milieu est soit directe, soit indirecte. Dans tous les systèmes épuratoires, les bactéries représentent la plus grande proportion de biomasse microbienne et jouent le rôle capital de l'épuration. Dans un réacteur à boues activées, leur densité atteint 10^9 cellules mL [27]. Elles s'associent avec les molécules dissoutes ou colloïdales et avec les particules du milieu pour former des éléments insolubles ou floc, eux-mêmes composants des boues.

La flore bactérienne des étangs de lagunage et celle du système à boues activées sont dans l'ensemble semblables [4]. Les genres dominants sont des gram négatifs (ex. : *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Achromobacter*).

Le second grand groupe de microorganismes des stations d'épuration est celui des Protistes. Ce sont essentiellement des Protozoaires ciliés. Ils ont un rôle non négligeable bien que leur biomasse soit faible. Ils assurent la clarification de l'effluent par prédation des bactéries. Cette fonction a été montrée dans le cas des boues activées. Les Protozoaires ciliés sont des indicateurs de la qualité de l'effluent et du bon fonctionnement d'une installation [3, 39]. Plusieurs genres dominants coexistent. Nous citons comme exemple les Péritriches : *Vorticella*, *Epistilys* ; le Suctorien : *Tokophrya* ; les Hypotriches : *Euplotes*, *Aspidisca* et les Holotriches : *Paramecium*, *Litonotus*.

Dans les ouvrages d'épuration à lagunage, une biomasse algale s'installe et se développe. Elle est formée d'espèces solitaires ou coloniales appartenant aux groupes des Chlorophycées, Chromophycées et Eugléniens. L'abondance et la diversité des micro-algues sont fonction des saisons et des charges en substances nutritives [36]. Ces microorganismes utilisent la lumière du soleil pour réaliser la photosynthèse (jusqu'à une profondeur de 50 cm) et produire l'oxygène nécessaire pour les autres organismes aérobies du milieu. Ils contribuent ainsi à la réduction de sels nutritifs apportés dans l'effluent prétraité.

D'autres organismes non associés à l'épuration se retrouvent dans les eaux usées, vecteurs privilégiés de nombreux germes et parasites souvent d'origine fécale. Il s'agit de bactéries pathogènes comme *Campylobacter jejuni*, *Escherichia coli*, *Salmonella typhi*, *Shigella* sp. *Vibrio cholerae*, *Leptospira* sp. des virus, des protozoaires parasites (*Entamoeba histolytica*, *Naegleria fowleri*, *Giardia lamblia*) et des vers (*Taenia saginata*, *Ascaris lumbricoides*) [22].

2. VIRUS ENTÉRIQUES ET BACTÉRIOPHAGES DES EAUX USÉES

2.1. Virus entériques

Les virus sont des agents pathogènes microscopiques dont la dimension varie entre 18 et 1 500 nm [15]. Ils se retrouvent en abondance dans les milieux hydriques [41]. Les eaux usées, notamment domestiques et urbaines, sont particulièrement chargées de virus d'animaux et de virus bactériens. Les deux groupes présentent un intérêt spécial dans les études environnementales et de santé humaine.

Les virus du tube digestif, appelés virus entériques, sont libérés dans les fèces et véhiculés par les eaux d'égout. Les quantités de particules infectieuses rejetées par les sujets infectés sont considérables et peuvent atteindre 10^{10} par gramme de selles [26]. La transmission de ces virus à l'Homme génère plusieurs maladies et épidémies qui touchent toutes les classes d'âge. Dans certains cas, elles peuvent être mortelles pour les enfants (ex. : les gastro-entérites responsables d'une morbidité et une mortalité chez les enfants de moins de 5 ans). Plusieurs voies potentielles assurent la transmission virale à l'Homme : utilisation domestique des eaux de surface ou souterraines contaminées, baignade dans des eaux souillées, consommation de fruits de mer infectés ou encore de récoltes cultivées dans des sols contaminés. L'Homme est, en fait, considéré comme le contaminateur primaire et le récepteur secondaire [41]. Les plus grandes familles connues des virus entériques sont : les *Picornaviridae* (ex. : poliovirus, échovirus, hépatite A), les *Reoviridae* (ex. : réovirus, rotavirus), les *Adenoviridae* (ex. : adénovirus A.), les *Coronaviridae* (ex. : coronavirus), les *Caliciviridae* (ex. : calicivirus) et les petits virus ronds (ex. : astrovirus, Norwalk [8, 16, 41]).

2.2. Virus bactériens

Les virus bactériens ou bactériophages (ou encore phages) sont présents partout où il y a une vie bactérienne. Dans chaque milieu, il y a des phages de bactéries autochtones et des phages venant d'ailleurs. L'abondance des phages dans les

milieux hydriques, en particulier ceux pollués par les matières fécales, est grande. Ils proviennent de différentes niches écologiques dont le tube digestif [10, 11, 14, 18]. D'après Kai et al. [19], leur concentration dans les selles est inférieure à 10^5 particule par g.

Les phages qui infectent la bactérie *E. coli* sont appelés coliphages. Ils constituent le groupe le plus fréquemment recherché dans les eaux usées et dans les stations d'épuration. Mais il existe un autre groupe qui retient depuis quelques années l'attention des chercheurs. Il s'agit des phages qui infectent la bactérie anaérobie *Bacteroides fragilis*.

Selon leurs sites de fixation, on distingue des coliphages somatiques et des coliphages F-spécifiques. Les premiers (à ADN) s'adsorbent sur des récepteurs à la surface de la paroi bactérienne. Les seconds (à ADN ou à ARN) se fixent sur les pili sexuels de la souche mâle de *E. coli*. Pour les coliphages F-spécifiques, d'autres cellules hôtes de sensibilité considérable ont été contruites par manipulations génétiques. C'est le cas de *Salmonella typhimurium* obtenue par Havelaar et Hogeboom [12].

Si les phages de *Bacteroides fragilis* ne sont présents que chez l'Homme, en revanche les coliphages somatiques et F-spécifiques se retrouvent dans les fèces de l'Homme et des animaux domestiques mais avec des fréquences différentes :

- coliphages somatiques : 54 % chez l'Homme contre 56 % chez les animaux domestiques ;
- coliphages F-spécifiques : 26 % chez l'Homme contre 90 % chez les animaux domestiques.

Grâce à leurs caractéristiques, les bactériophages sont considérés par les chercheurs comme indicateurs de pollution fécale et comme modèles pour suivre le devenir des virus entériques dans différents milieux hydriques et dans les stations d'épuration [16]. Les bactériophages ont une morphologie, une structure et une composition qui ressemblent à celles des virus entériques. La résistance et le comportement, notamment des phages à ARN F-spécifiques, se comparent à ceux des virus entériques [13, 16, 24]. Sur le plan pratique, d'une part les phages ne sont pas impliqués dans la pathologie humaine et d'autre part la technique la plus utilisée pour les détecter et les énumérer, technique des plages, est simple, rapide et peu coûteuse.

3. RETRAIT DES VIRUS DANS LES STATIONS D'ÉPURATION

Les traitements que subissent les eaux usées dans les stations d'épuration aboutissent à une réduction plus ou moins importante de la charge virale (virus entériques et bactériophages). Différents protocoles expérimentaux ont été adaptés dans des études antérieures pour évaluer surtout la charge en virus entériques dans un effluent brut ou encore le taux d'élimination dans les systèmes épuratoires [15, 23, 25, 41]. Notre équipe a mené une étude sur l'élimination virale à l'aide de pilotes de laboratoire validés, en prenant deux phages comme modèles de virus entériques.

Nous avons infecté un pilote de laboratoire à lagunage par une suspension du coliphage somatique $\phi X-174$ ou du coliphage à ARN F-spécifiques MS2 et nous avons constaté que les phages diffusaient rapidement [1]. En effet, après une heure environ, des particules phagiques ont été détectées dans l'effluent épuré alors que dans ce même système épuratoire la rhodamine B, qui est un marqueur inerte, évolue plus lentement. Cela ne corrobore pas l'étude de Walker et al. [45]. Ces auteurs avaient remarqué que le bactériophage souche 1,37 active sur *Salmonella duham* diffusait plus rapidement que la rhodamine B dans un bassin expérimental de grande dimension. Les conditions hydrauliques, climatiques, biologiques influent sur le mouvement des particules dans la colonne d'eau.

Quelle que soit l'efficacité du traitement, une faible proportion des particules virales indigènes ou volontairement inoculées se retrouve dans l'effluent épuré. En effet, les deux phages $\phi X-174$ et MS2 ont été éliminés à des taux élevés (dépassant 99 %) en une durée inférieure au temps théorique de rétention d'eau dans le pilote [1]. D'après les résultats d'une étude comparable, 99,8 % de la totalité du MS2 ensemencé dans un bassin à lagunage à macrophytes (wetlands) ont été éliminés au cours de l'épuration d'une eau usée domestique [7]. Aussi, Turner et Lewis [44], ont rapporté que, dans un bassin d'oxygénation, les réductions des enterococci, des coliformes fécaux et des coliphages F-spécifiques sont équivalentes : 99,9 %. La baisse de concentration des coliphages a été également suivie par Omura et al. [34] qui, en utilisant la méthode de quantification du nombre le plus probable (NPP), ont obtenu une valeur de 90 %. Par ailleurs, le taux des virus entériques diminue de 92 à 96 % dans des bassins de stabilisation de dimensions différentes [37].

Le traitement biologique d'un effluent par le procédé à boues activées aboutit à des taux variables d'élimination de virus entériques. Selon certains travaux antérieurs, les pourcentages sont de 98 % pour Payment et al. [35], de 95 % pour Leong [23] et Lewis et Metcalf [25]. Schwartzbrod et al. [42] ont suivi pendant un an l'élimination des virus entériques dans deux stations. Ils ont obtenu des taux moyens de 48 et 69 % proches de ceux rapportés par Morris [28] et par Irving et Smith [17] respectivement 63 et 60,2 %.

En utilisant un pilote de laboratoire à boues activées, nous avons obtenu des taux d'élimination similaires à ceux obtenus par lagunage [2] : 98,7 % pour $\phi X-174$ et 99 % pour MS2. Ils sont comparables à ceux observés en site naturel pour des coliphages indigènes (96,6 %) par Omura et al. [33], ou pour le phage f2 (90,1–98,9 %) expérimentalement inoculé [38]. Le même phage f2 inoculé dans la station de Maryland n'a été cependant éliminé qu'à 80 % [29]. Nieuwstad et al. [30] rapportent que l'élimination des bactériophages comme celle des virus entériques et des bactéries fécales se situe entre 95 et 98 %.

Des constantes d'élimination relatives aux phages inoculés dans nos dispositifs de laboratoire ont été déduites. Ainsi, pour le lagunage, les valeurs sont de $0,37 \text{ j}^{-1}$ et $0,49 \text{ j}^{-1}$ respectivement pour le $\phi X-174$ et le MS2. Pour les boues activées, les constantes sont de l'ordre de $0,13 \text{ h}^{-1}$ pour les deux bactériophages considérés. Ces valeurs sont supérieures à celles obtenues avec la rhodamine B. Cela signifie que le comportement et l'élimination des particules virales ne sont pas identiques à ceux d'un marqueur inerte.

4. SURVIE ET FACTEURS D'ÉLIMINATION VIRALE

La survie des virus entériques dans les stations d'épuration des eaux usées est un phénomène que l'on décrit généralement comme dépendant essentiellement de l'association des virus aux particules solides. Les éléments particulaires en suspension, les boues et les sédiments protègent les virus contre les agents inactivateurs comme la chaleur, ou les désinfectants comme le chlore [41]. Les bactériophages se comportent de la même manière que les virus entériques à la fois pour leur inactivation par les facteurs environnementaux et pour leur protection par adsorption à la matière solide [18].

La réduction de la charge virale d'un effluent brut existe à chaque étape du traitement mais avec des niveaux différents. Sa valeur au cours du prétraitement est très souvent jugée insatisfaisante. La réduction virale moyenne relative à cette étape est de 10 % [23]. En revanche, le traitement biologique, qu'il soit intensif ou extensif, est considéré comme efficace dans le retrait de la pollution microbiologique grâce à l'action combinée de différents facteurs biotiques et abiotiques.

4.1. Adsorption des virus aux particules solides

L'extraction des virus au cours du traitement des eaux usées est assurée en partie par l'adsorption instantanée aux particules solides en suspension, aux floccs bactériens et aux sédiments (cas du lagunage). La capacité d'adsorption des virus entériques et des bactériophages sur cette phase dans des stations à boues activées est admise depuis longtemps. Notre équipe a montré l'importance des sédiments et des boues dans l'élimination phagique. Contrairement au cas normal (lorsque le pilote à lagunage est dépourvu de ses sédiments) l'élimination des phages se poursuit pendant toute la durée de rétention théorique de l'eau en cours de traitement. Dans le cas du pilote à boues activées, une baisse considérable du taux d'abattement a suivi la suppression de la phase solide (floccs) habituellement présente [1]. Au bout du temps théorique de rétention, une grande quantité de virus est passée dans l'effluent sortant au moment où la concentration phagique dans le réacteur était encore élevée.

En conclusion, la part prise par la phase solide dans l'adsorption des particules infectieuses est importante.

Expérimentalement, on a montré que le pourcentage d'adsorption varie selon le type de virus et la nature des particules solides. Schiffenbauer et Stotzki [40] ont constaté que 99 % des bactériophages T1 et T7 s'associent aux particules de kaolin dans l'eau distillée et seulement 84 % pour T1 et 96 % pour T7 en présence de la montmorillonite, le kaolin et la montmorillonite étant deux minéraux argileux. Les taux que nous avons obtenus en mettant en contact le ϕ X-17 ou le MS2 avec le kaolin ou la montmorillonite sont plus faibles que ceux obtenus avec T1 et T7. Toutefois, le taux est plus important dans le cas de la montmorillonite que dans celui du kaolin. Le phénomène de l'adsorption est instantané pour les deux substrats. La variation de concentration de ces derniers ne semble pas avoir d'effet. Certains facteurs physico-chimiques interviennent dans le processus d'adsorption. C'est le cas par exemple de la présence des ions Ca^{++} et Mg^{++} qui favorisent l'association des phages de *E. coli* au sable [32].

4.2. Influence de la biomasse microbienne

L'influence de la biomasse microbienne se manifeste de différentes manières.

L'ingestion des virus par les protistes dans les milieux hydriques a été récemment rapportée dans le domaine marin [9, 43]. Pour les stations d'épuration, la possibilité de prédation des particules virales par les protozoaires est admise par les chercheurs [16]. Mais, en fait, il n'y a encore pas d'étude formelle sur ce sujet. Dans des conditions de laboratoire, on a pu remarquer que *Tetrahymena pyriformis*, pris comme modèle des Protozoaires ciliés, est capable de phagocyter des particules du rotavirus simien SA11. Initialement mises dans le milieu avec le protozoaire, des particules de ce virus se sont retrouvées quelque temps après (90 min) dans les vacuoles digestives de la cellule du cilié [2].

Par ailleurs, l'existence de substances antivirales d'origine microbienne a été mise en évidence par Ward [46]. D'après cet auteur, l'activité s'est manifestée après centrifugation de la liqueur mixte d'un réacteur à boues activées et elle a disparu après autoclavage ou filtration.

Un autre aspect de l'influence des microorganismes, jusqu'ici peu étudié, est l'adsorption non spécifique des particules virales sur des organismes procaryotes ou eucaryotes. Récemment, Kim et Unno [21] ont mis en contact le poliovirus type 1 avec des cultures pures ou mixtes de bactéries. Ils ont remarqué que la concentration virale chute de 30 à 50 % à partir de la première heure de contact. Les bactériophages semblent aussi pouvoir s'associer aux micro-algues dans les bassins de lagunage [31, 32]. Une adsorption momentanée du SA11 au protozoaire cilié *Tetrahymena pyriformis* a été également constatée [2]. Avec le $\phi X-174$ et le MS2, nous n'avons pas vu d'adsorption sur *Tetrahymena*.

4.3. Rayonnements solaires

Le rôle des rayonnements solaires dans la survie des virus, et en particulier des bactériophages, a été principalement étudié dans le milieu marin où tous les travaux confirment l'importance de ce facteur. L'inactivation virale est, en fait, le résultat d'une réaction photochimique qui entraîne une altération de l'acide nucléique ou d'autres récepteurs non nucléiques du virus sous l'effet des rayons UV et des rayons du spectre visible [20, 43].

En immergeant dans un bassin de lagunage des flacons contenant des coliphages de *E. coli* B à différentes profondeurs, Ohgaki et ses collaborateurs [31], ont comparé les taux d'inactivation et ont déduit que celle-ci est importante en surface dans une limite de 10 cm. Une constatation équivalente a été faite par Wommack et al. [47] sur la viabilité des phages des estuaires CB 38 ϕ et CB 7 ϕ . Il est à noter que, en plus de la profondeur, la quantité d'énergie apportée par les radiations (elle-même fonction des saisons) ainsi que la clarté du milieu interviennent dans l'efficacité d'inactivation.

L'exposition pendant 12 h aux rayons solaires d'été des suspensions phagiques ($\phi X-174$ et MS2) nous a permis d'obtenir une inactivation quasi-totale des deux coliphages somatique et à ARN F-spécifiques (Benyahya et al., en préparation). Nous avons noté également que le $\phi X-174$ est plus rapidement sensible aux radiations solaires.

4.4. Substances dissoutes

D'après les résultats de notre étude *in vitro* (Benyahya et al., en préparation), il existe bien une influence des composés dissous dans l'eau en cours d'épuration filtrée sur la survie des phages. La baisse de la concentration phagique est enregistrée après un contact prolongé dans le milieu. L'inactivation a été plus prononcée dans le cas du coliphage à ARN F-spécifiques. Hurs [15] ainsi que IAWRP [16] ont signalé la possibilité d'intervention des composés dissous mais, jusqu'à nos jours, aucune étude formelle sur ce sujet n'est disponible.

5. CONCLUSION

L'aspect cinétique de l'élimination des virus dans les stations d'épuration n'a été jusqu'alors que peu étudié. Une étude menée sur des pilotes représentatifs de deux modes d'épuration (lagunage et boues activées) montre, par comparaison avec un traceur chimique (rhodamine), que les virus ne peuvent pas être assimilés à des particules inertes.

RÉFÉRENCES

- [1] Benyahya M., Bohatier J., Laveran H., Senaud J., Ettayebi M., compared elimination of bacteriophages MS2 and ϕ X-174 during sewage treatment by natural lagooning or activated sludges. A study of laboratory-scale pilot plants, Environ. Technol. 1997 (sous presse).
- [2] Benyahya M., Laveran H., Bohatier J., Laveran H., Senaud J., Ettayebi M., interactions between the ciliated protozoan *Tetrahymena pyriformis* and the simian rotavirus SA11., Europ. J. Protistol. 33 (1997) 211–213.
- [3] Curds C.R., Le rôle des protozoaires dans la purification de l'eau, Ann. Biol. T. 4, 1979, 193–213.
- [4] Curds C.R., Interactions protozoaires - bactéries dans les méthodes aérobies de traitements des eaux usées, Ann. Biol. T. 32 1993, 1–2.
- [5] Dégremont, Mémento technique de l'eau, 9^e éd. Tec & Doc-Lavoisier, Paris, 1989.
- [6] Édeline F., L'épuration biologique des eaux résiduaires, Théorie et technologie, 3^e éd. Cebedoc, Liège, Tec et Doc-Lavoisier, Paris, 1988.
- [7] Gersberg R.M., Lyon S.R., Brenner R., Elkins B.V., Fate of viruses in artificial wetlands, Appl. Environ. Microbiol. 53, 1987, 731–736.
- [8] Girard M. Hirth L., Virologie moléculaire Doin éd. Paris, Appl. Environ. Microbiol. 53, 1989.
- [9] Gonzalez J.M., Suttle C.A., Grazing by marine nanoflagellates on viruses and virus-sized particles: ingestion and digestion, Mar. Ecol. Prog. Ser. 94, 1993, 1–10.
- [10] Grabow W.O.K., Neubrech T.E., Holtzhausen C.S., Jofre J., *Bacterioides fragilis* and *Escherichia coli* bacteriophages: excretion by humans and animals, Water Sci. Technol. 31 (1984) 223–230.

- [11] Havelaar A.H., Furuse K., Hogeboom W.M., bacteriophages and indicator bacteria in human and animal faeces, *J. Appl. Bacteriol.* 60 (1986) 3225–262.
- [12] Havelaar A.H., Pot-Hogeboom W.M., A method for the enumeration of malespecific bacteriophages in sewage, *J. Appl. Bacteriol.* 56 (1984) 439–447.
- [13] Havelaar A.H., Pot-Hogeboom W.M., F-specific RNA bacteriophages as model viruses in water hygiene: ecological aspects, *Water Sci. Technol.* 20 (1988) 399–407.
- [14] Havelaar A.H., Pot-Hogeboom W.M., Furuse K., Pot R., Hormann M.P., F-specific RNA bacteriophages and sensitive host strains in faeces and wastewater of human and animal origin, *J. Appl. Bacteriol.* 69 (1990) 30–37.
- [15] Hurst C.J., Fate of virus during wastewater sludge treatment processes, *CRC. Crit. Rev. Environ. Cont.* 18 (1989) 317–343.
- [16] Iawprc Study group on health related water microbiology, Bacteriophages as model viruses in water quality control, *Water. Res.* 25 (1991) 529–545.
- [17] Irving L.G., Smith F.A., One year survey of enteroviruses, adenoviruses, and reovirus isolated from effluent at an activated sludge purification plant, *Appl. Environ. Microbiol.* 41 (1981) 41–59.
- [18] Joffre J., Les bactériophages dans les milieux hydriques, in : Schwartzbrod L. (éd), *Virologie des milieux hydriques*, Tec & Doc-Lavoisier, Paris, p. 253–274, 1991.
- [19] Kai S., Watanabe S., Furuse K., Osawa A., Bacterioides bacteriophages isolated from human faeces, *Microbiol. Immunol.* 29 (1985) 895–899.
- [20] Kapuscinski R.B., Mitchell R., Sunlight-induced mortality of viruses and *Escherichia coli* in coastal seawater, *Environ. Sci. Technol.* 14 (1983) 1–6.
- [21] Kim T., Unno H., The role of microbes in the removal and inactivation of viruses in biological wastewater treatment system. *Water Sci. Technol.*, 33, 1996, 243–250.
- [22] Koren H., Bisesi M., *Handbook of environmental health and safety, Principles and practices*, vol. II, 3rd ed., CRC Press, Boca Raton, FL, États-Unis, 1996.
- [23] Leong L.Y.C., Removal and inactivation of viruses by treatment processes for potable water and wastewater, A review, *Water Sci. Technol.* 15 (1983) 91–114.
- [24] Lewis G.D., F-specific bacteriophages as an indicator of human viruses in natural waters and sewage effluents in northern New Zealand, *Water Sci. Technol.* 31 (1995) 231–234.
- [25] Lewis D., Metcalf T.G., Removal of viruses in sewage treatment: assessment of feasibility, *Microbiol. Sci.* 5 (1988) 260–264.
- [26] Masson C.F., *Biology of freshwater pollution*, Longman, 3rd, ed., 1996, 356 p.
- [27] Montuelle B., Application de la dégradation aérobie de la matière organique des eaux résiduaires-aspects microbiologiques, in : *Biologie des eaux : méthodes et techniques*, Masson, Paris, 1988.
- [28] Morris R., Reduction of naturally occurring enteroviruses by wastewater treatment processes, *J. Hyg. Camb.* 9211 (1984) 97–103.
- [29] Naparstek J.D., Kawata K., Oliveri V.P., Shermann V.R., Virus removal in an activated sludge plant, *Water and sewage work*, ref. n° R16–R20, 1976.
- [30] Nieuwstad T.J., Mulder E.P., Havelaar A.H., Van Olphen M., Elimination of micro-organism from wastewater by tertiary precipitation and simultaneous precipitation followed by filtration, *Water. Res.* 22 (1988) 1389–1397.
- [31] Ohgaki S., Ketranakul A., Prasertsom U., Effect of sunlight on coliphages in oxidation pond, *Water Sci. Technol.* 18 (1986) 37–46.

- [32] Ohgaki S., Ketranakul A., Suddevgrai S., Prasertsom U., Suthienkul O., Adsorption of coliphages to particles, *Water Sci. Technol.* 18 (1986) 267–275.
- [33] Omura T., Onuma M., Aizawa J., Umita T., Yagi Y., Removal efficiencies of indicator micro-organism in sewage treatment plants, *Water Sci. Technol.* 18 (1989) 267–275.
- [34] Omurat T., Shin H.K., Ketranakul A., Behaviours of coliphages in oxidation ponds, *Water Sci. Technol.* 17 (1985) 219–227.
- [35] Payment P., Fortin S., Trudel M. Elimination of human enteric viruses during conventional waste water treatment by activated sludge, *Can. J. Microbiol.* 32 (1986) 922–925.
- [36] Piétrasanta Y., Bondon D., *Le lagunage écologique*, Economica, Paris, 1994.
- [37] Rao V.C., Lakhe S.B., Waghmare S.V., Virus removal in waste stabilization ponds in India, *Water Res.* 15 (1981) 773–778.
- [38] Safferman R.S., Morris M.E., Assessment of virus removal by a multi-stage activated sludge plant, *Water Res.* 10 (1976) 413–420.
- [39] Salvado H., Gracia M.P., Amigo J.M., Capability of ciliated protozoa as indicators of effluent quality in activated sludge plants, *Water Res.* 29 (1995) 1041–1050.
- [40] Schiffenbauer M., Stotzki G., Adsorption of coliphages T1 and T7 to clay minerals, *Appl. Environ. Microbiol.* 43 (1982) 590–596.
- [41] Schwartzbrod L., *Virus et milieux hydriques*, in : Schwartzbrod L. (éd), *Virologie des milieux hydriques*, Tec & Doc-Lavoisier, Paris, 1991, p. 1–28.
- [42] Schwartzbrod L., Vilagines Ph., Schwartzbrod J., Sarette B., Vilagines R., Collomb J., Evaluation of the viral population in two wastewater treatment plants. Study of different sampling techniques, *Water Res.* 19 (1985) 1353–1356.
- [43] Suttle C.A., Chen F., Mechanism and rates of decay of marine viruses in seawater, *Appl. Environ. Microbiol.* 58 (1992) 3721–3729.
- [44] Turner S.J., Lewis G.D., Comparison of F-specific bacteriophages, enterococci, and faecal coliform densities through a wastewater treatment process employing oxidation ponds, *Water Sci. Technol.* 31 (1995) 85–89.
- [45] Walker J., Leclerc H., Foliguet J.M., Étude expérimentale de l'élimination des bactériophages en bassin de lagunage, *Can. J. Microbiol.* 26 (1980) 27–32.
- [46] Ward R.L., Evidence that micro-organisms cause inactivation of viruses in activated sludge, *Appl. Environ. Microbiol.* 43 (1981) 1221–1224.
- [47] Wommack K.E., Hill R.T., Muller T.A., Colwell R.R., Effects of sunlight on bacteriophage viability and structure, *Appl. Environ. Microbiol.* 62 (1996) 1336–1341.