

Ecole Nationale de la Santé Publique

MEMOIRE DE FIN D'ETUDES
Formation des ingénieurs du
génie sanitaire
1998-1999

RÉFLEXIONS SUR LE REJET D'ÉPURATION D'OUTREAU-LE PORTEL
(PAS DE CALAIS)

Présenté par :
Céline DYRDA

L'Ecole Nationale de la Santé Publique n'entend donner aucune approbation ni improbation aux opinions émises dans les mémoires : ces opinions doivent être considérées comme propres à leurs auteurs L'Ecole Nationale de la Santé Publique n'entend donner aucune approbation ni improbation aux opinions émises dans les mémoires : ces opinions doivent être considérées comme propres à leurs auteurs.

SOMMAIRE

INTRODUCTION (non présente dans le document)

PREMIERE PARTIE : PRESENTATION DE LA SITUATION ADMINISTRATIVE

1. LA SITUATION ADMINISTRATIVE EN 1994.....	5
1.1. INSTRUCTION ADMINISTRATIVE.....	5
1.2. AVIS DE L'AGENCE DE L'EAU ARTOIS-PICARDIE.....	6
1.3. AVIS DES CONSEILS D'HYGIÈNE.....	6
2. LA SITUATION ADMINISTRATIVE À L'HEURE ACTUELLE.....	6
2.1. ETAT DES DÉMARCHES ADMINISTRATIVES.....	6
2.2. LES DIVERSES POSITIONS À L'HEURE ACTUELLE	7
2.3. CONCLUSIONS	8

DEUXIEME PARTIE : LES RISQUES INFECTIEUX QUE PRESENTENT LES EAUX RESIDUAIRES URBAINES

1. MICROBIOLOGIE DES EAUX USÉES.....	9
1.1. LES BACTÉRIES.....	9
1.2. LES VIRUS	9
1.3. LES PARASITES	10
1.4. LES CHAMPIGNONS.....	11
2. EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES.....	11
2.1. DOSE MINIMALE INFECTANTE.....	11
2.2. LES GERMES TÉMOINS DE CONTAMINATION FÉCALE.....	11
2.3. QUANTIFICATION DES MICRO-ORGANISMES DANS LES EAUX USÉES BRUTES	12
2.4. LES RISQUES SANITAIRES LIÉS À L'EXPLOITATION DU LITTORAL	13
3. LE CADRE RÉGLEMENTAIRE.....	15
3.1. TEXTE RELATIF AUX EAUX USÉES.....	15
3.2. TEXTES RELATIFS AUX ZONES CONCHYLICOLES	15
3.3. TEXTES CONCERNANT LA PÊCHE DE LOISIRS	16
3.4. TEXTES RELATIFS AUX ZONES DE BAINADE	16
4. ELIMINATION DES MICRO-ORGANISMES PAR LES PROCÉDÉS D'ÉPURATION	17
4.1. LES GERMES INDICATEURS D'EFFICACITÉ DE TRAITEMENT	17
4.2. ABATTEMENT MICROBIOLOGIQUE AU NIVEAU D'UNE STATION D'ÉPURATION.....	18
5. DEVENIR DES MICRO-ORGANISMES DANS LE MILIEU MARIN	18
5.1. FACTEURS DE DÉCROISSANCE DES GERMES.....	18
5.2. CINÉTIQUE DE LA DÉCROISSANCE BACTÉRIENNE	19
5.3. DEVENIR DES VIRUS	19
5.4. DEVENIR DES PARASITES	20

TROISIEME PARTIE : LES PERFORMANCES DE LA DESINFECTION UV

1. LA DÉSINFECTION PAR RAYONNEMENT UV	21
1.1. PRINCIPE DE LA DÉSINFECTION PAR RAYONNEMENT UV	21
1.2. TECHNOLOGIE DE LA DÉSINFECTION PAR RAYONNEMENT UV	22
1.3. PARAMÈTRES INFLUENÇANT L'EFFICACITÉ DE LA DÉSINFECTION	23
1.4. RÉSISTANCE DES MICRO-ORGANISMES AUX UV	25
1.5. HYPOTHÈSES SUR LES DIFFÉRENCES DE SENSIBILITÉ DES MICRO-ORGANISMES.....	26
1.6. REVIVISCENCE DES MICRO-ORGANISMES.....	26
2. PRÉSENTATION DE LA STATION D'ÉPURATION D'OUTREAU-LE PORTEL.....	27
2.1. LA STATION DE 1974.....	27
2.2. LA STATION DE 1994.....	27
2.3. LE RÉSEAU DE COLLECTE	29
3. QUALITÉ SANITAIRE DE L'EAU ÉPURÉE AVANT LA MISE EN PLACE DE LA DÉSINFECTION AUX UV	29
4. EFFICACITÉ DE LA DÉSINFECTION DEPUIS SA MISE EN PLACE (JUN 1994).....	29
4.1. QUALITÉ DE L'EFFLUENT EN AMONT DE LA DÉSINFECTION	29
4.2. PERFORMANCES DE LA DÉSINFECTION.....	30
5. CONCLUSION.....	31

QUATRIEME PARTIE : INVENTAIRE DE LA QUALITE DES REJETS DE LA PLAGE DE LE PORTEL

1. QUALITÉ SANITAIRE DES REJETS DE LA PLAGE DE LE PORTEL	32
1.1. QUALITÉ SANITAIRE DES REJETS EN 1994.....	32
1.2. ÉVOLUTION DE LA QUALITÉ SANITAIRE DES REJETS	34
2. ÉVOLUTION DE LA QUALITÉ DES EAUX DE BAIGNADE.....	35
2.1. MÉTHODE D'ANALYSE DES PRÉLÈVEMENTS	35
2.2. RÉSULTATS	35
3. ÉVOLUTION DE LA QUALITÉ DES EAUX CONCHYLICOLES	36
3.1. MÉTHODE D'ANALYSE DES PRÉLÈVEMENTS	36
3.2. LOCALISATION DES BANCS DE MOULES AU NIVEAU DE LE PORTEL.....	36
3.3. RÉSULTATS AU NIVEAU DU GISEMENT DU FORT DE L'HEURT	36
3.4. COMPARAISON DE LA QUALITÉ SANITAIRE DES MOULES DU FORT DE L'HEURT ET DU RIEU DE CAT	36
4. INFLUENCE DES REJETS SUR LA QUALITÉ SANITAIRE DES EAUX DU LITTORAL.....	37
4.1. CONSTAT.....	37
4.2. L'IMPRÉCISION DES RÉSULTATS	37

CINQUIEME PARTIE : ETUDE DES SOLUTIONS ALTERNES A LA DESINFECTION UV

1. LE REJET DE LA STATION D'ÉPURATION	39
1.1. LE RETRAIT DU REJET	39
1.2. DÉPLACEMENT DU POINT DE REJET	41
1.3. LA MODIFICATION DU TRAITEMENT TERTIAIRE	43
2. LE REJET DE L'ÉPI.....	45
2.1. LES SOLUTIONS PROPOSÉES	45
2.2. LA CONSTRUCTION D'UN ÉMISSAIRE AU NIVEAU DE L'ÉPI	46

SIXIEME PARTIE : LES SOLUTIONS PRECONISEES

1. AMÉNAGEMENT DU POINT DE REJET AU BAS DE LA STATION	47
1.1. LES ENROCHEMENTS	47
1.2. LE FORAGE DIRIGÉ.....	47
1.3. LE FORAGE VERTICAL.....	47
1.4. LE Puits VERTICAL.....	48
2. SUIVI ENVIRONNEMENTAL ET SANITAIRE	48
2.1. LA SURVEILLANCE DE LA DÉSINFECTION UV	48
2.2. SURVEILLANCE ENVIRONNEMENTALE	50
2.3. SURVEILLANCE SANITAIRE	52
2.4. PROGRAMME D'INTERVENTION EN CAS DE MAUVAIS RÉSULTATS	52

PREMIERE PARTIE : PRESENTATION DE LA SITUATION ADMINISTRATIVE

1. La situation administrative en 1994

Par déclaration du 24 octobre 1991, le président du Syndicat Intercommunal d'Outreau-Le Portel a demandé l'autorisation d'extension de la station d'épuration de Le Portel et de rejet en mer des effluents.

1.1. Instruction administrative

1.1.1. Enquête publique

Une enquête publique a été réalisée par arrêté préfectoral du 16 décembre 1991. Elle a porté à la fois sur l'extension de la station d'épuration et sur le projet de rejet en mer des eaux traitées. Elle a été effectuée du 6 janvier au 5 février 1992. Une seule réclamation a été déposée sous forme d'un dossier par la propriétaire du "Camping du Phare" qui se trouve à proximité de la station. Le dossier mentionne divers problèmes : extension sur une zone non réservée à cet égard, étude sur les bruits insuffisamment approfondie, absence de local de stockage des boues. Le commissaire enquêteur a émis un avis favorable à l'extension de la station d'épuration.

1.1.2. Conférence administrative

Une conférence administrative a été ouverte entre les administrations concernées par le rejet :

- Direction Départementale de l'Action Sanitaire et Sociale (DDASS),
- Direction départementale des Affaires Maritimes (DDAM),
- Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement (DIREN),
- Délégation Régionale à l'Architecture et l'Environnement (DRAE)
- Direction Départementale de l'Équipement (DDE),
- Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER).

↳ Avis de ces Administrations :

- La Direction Départementale des Affaires Maritimes et la Direction des Services Fiscaux n'ont pas émis d'observations.

- La DDASS, la DIREN, la DRAE et la DDE ont émis un avis favorable à l'extension de la station sous quelques réserves mais aucune concernant le rejet de la station.

- IFREMER a émis un avis favorable en précisant que le dossier ne mentionnait pas la présence d'une zone conchylicole au droit du rejet. Il n'est pas évident que la qualité bactériologique retenue pour le rejet soit suffisante pour que les moules des gisements de Le Portel soient classées en A. Enfin, il demande à ce que soient menés en parallèle les travaux pour supprimer le problème du rejet de l'Epi qui ne devrait plus être contaminé par des eaux usées et l'aménagement de l'exutoire dans la falaise pour éviter que le déversement se fasse directement sur le gisement de moules.

1.2. Avis de l'Agence de l'Eau Artois-Picardie

La Mission Littoral, basée à Boulogne-sur-Mer fait partie de la Direction Lutte contre la Pollution, un des grands services de l'Agence de l'Eau Artois-Picardie. Elle a pour zone d'intervention les bassins versants des rivières côtières du Nord et du Pas-de-Calais. Compte tenu des effets secondaires (formation de sous-produits toxiques) pour la vie aquatique que peut provoquer la chloration (procédé de désinfection très utilisé), l'Agence de l'Eau a alors proposé d'utiliser un autre moyen de désinfection. Conseillée par divers professionnels tels IFREMER et l'institut Pasteur de Lille, la désinfection UV a été retenue.

1.3. Avis des conseils d'hygiène

- Le Conseil Départemental d'Hygiène (CDH) a émis un avis favorable lors de sa séance du 11 janvier 1994.

- Le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPPF) a été consulté en novembre 1993 sur demande du Service Maritime des ports de Boulogne-sur-Mer et de Calais (SMBC) par le Préfet en application du **décret n°61-987 du 24 août 1961**, prévoyant l'obligation de l'avis de cette instance en cas de rejet en mer, quelle que soit l'importance du flux de pollution, en une zone coquillière. Le dossier qui lui a été présenté comprenait un rapport de présentation de l'ingénieur du SMBC, le dossier d'enquête publique, les avis des services, le projet d'arrêté préfectoral et l'avis du CDH. Lors de sa séance du 24 octobre 1995, soit **deux ans plus tard**, celui-ci a émis un avis défavorable à la demande d'autorisation d'extension de la station et de rejet en mer des effluents. Il estime que la solution d'une désinfection des effluents rejetés au droit d'une zone conchylicole sans véritable dilution dans le milieu récepteur n'est pas recevable. En conséquence, il demande que les solutions du point de rejet soient réétudiées.

Cet avis entre parfaitement dans le cadre des recommandations sanitaires relatives à la désinfection des eaux usées urbaines qu'il a énuméré. Les coquillages constituent facilement un piège à virus et bactéries. Or, l'absence de germes témoins n'est pas une garantie suffisante à l'égard de l'élimination des pathogènes. Un rejet d'effluents urbains désinfecté en zone conchylicole peut masquer le risque sanitaire. C'est pourquoi le procédé de désinfection ne peut être uniquement retenu que lorsque les solutions alternatives (déplacement du point de rejet, émissaire, réutilisation des eaux usées, infiltration...) sont écartées pour des raisons sérieuses d'ordre technique et économique (53).

2. La situation administrative à l'heure actuelle

2.1. Etat des démarches administratives

Le permis de construire relatif à l'extension de la station d'épuration a été annulé en raison d'un avis non motivé du Commissaire Enquêteur. Le SIOLP s'est dissous, cédant la maîtrise d'ouvrage de la station d'épuration au District de Boulogne-sur-Mer. Enfin, la procédure d'instruction d'autorisation de rejet en mer des effluents n'a abouti, à ce jour, à aucune décision administrative.

2.2. Les diverses positions à l'heure actuelle

Toutes les instances décisionnelles rencontrées sur place au cours d'entretiens déplorent d'une part la réponse tardive du CSHPF, connue deux ans après la mise en fonctionnement de la nouvelle station et, d'autre part la manière dont cette instance a porté son avis, à savoir sur dossier, sans réaliser un état des lieux sur le site.

2.2.1. Avis de l'Agence de l'Eau

L'Agence de l'Eau est tout à fait consciente du risque sanitaire lié aux germes pathogènes. Cependant, elle n'approuve pas le principe de précaution adopté par le CSHPF. Il serait nécessaire, selon elle, d'apporter des preuves sur le manque d'efficacité éventuel des UV vis-à-vis des germes pathogènes. Pour l'instant, la désinfection UV reste un procédé nécessaire dans l'objectif de la protection des eaux littorales. Enfin, l'Agence de l'Eau n'accepte pas la proposition suggérée par le CSHPF, qui est celle de la construction d'un émissaire. Se basant sur l'étude IFREMER, cet émissaire serait inutile en terme de santé publique en raison de la pollution véhiculée par la Liane, rivière qui se jette dans le port de Boulogne-sur-Mer et par l'Epi, exutoire du réseau pluvial de Le Portel. Les travaux prévus à cet exutoire sont une priorité pour l'Agence de l'Eau.

2.2.2. Avis de la Générale des Eaux

La Générale des Eaux estime que la désinfection UV actuellement en place est un bon moyen de désinfection des eaux épurées. Elle ne pense pas que la construction d'un émissaire en mer soit une solution totalement satisfaisante. Ce type de projet est difficilement envisageable sur la Côte d'Opale en raison de l'importance du marnage. L'entretien de l'émissaire serait trop important et trop coûteux.

2.2.3. Avis du SMBC

Le SMBC estime que la mise en place de la désinfection a permis l'amélioration de la qualité sanitaire des eaux du littoral. La qualité sanitaire du rejet de la station est correcte mais il reconnaît l'incertitude du risque sanitaire lié aux germes pathogènes. Il estime néanmoins que le risque lié à la consommation de moules localisées au droit de la station est réduit en raison d'une part de la très faible quantité de moules implantées sur ce site, et d'autre part de la faible fréquentation de ce secteur du littoral. La solution de l'émissaire en mer serait acceptable dans la mesure où la qualité sanitaire ne serait pas entachée par les rejets de l'Epi et de Boulogne-sur-Mer. Selon le SMBC, la priorité d'action se situe au niveau de ces deux rejets. En ce sens, il aimerait bénéficier d'une autorisation de rejet de quelques années, le temps de résoudre les problèmes de pollution liés à ces rejets. Enfin, il souhaite l'aménagement du rejet en pied de falaise pour des raisons d'esthétique et de stabilité précaire de celle-ci.

2.2.4. Avis de la DDASS du Pas-de-Calais

Selon l'ingénieur du génie sanitaire, la désinfection UV a permis l'amélioration de la qualité sanitaire des eaux du littoral, qui s'est traduite par l'obtention d'un niveau de qualité A des eaux de baignade. Il affirme que le

doute subsiste quant à l'élimination totale des germes pathogènes, mais en l'état actuel des choses, la désinfection est nécessaire pour la protection des eaux du littoral. De plus, la DDASS est tout à fait d'accord sur le principe d'un émissaire en mer qui permet d'éloigner la pollution de la plage et de diluer celle-ci. Cependant, elle doute de l'efficacité d'un tel ouvrage dans la région en raison des courants importants qui pourraient reporter la pollution vers d'autres plages et de l'influence d'autres rejets que sont l'Epi et la Liane.

2.2.5. Avis du District de Boulogne-sur-Mer

Le District de Boulogne-sur-Mer veut être certain de la légitimité d'un émissaire en mer. En aucun cas il n'est prêt à investir dans un tel ouvrage si d'autres rejets menacent la qualité sanitaire de la plage de Le Portel.

2.2.6. Avis de la collectivité de Le Portel

Les services techniques approuvent la substitution de la désinfection UV à la chloration. En effet, elle a permis l'amélioration de la qualité des eaux de baignade qui s'est traduite par l'obtention du pavillon bleu depuis 1996. Cette distinction est importante pour la mairie qui refuse l'éventuelle construction d'un émissaire pour des raisons économiques.

2.2.7. Avis d'IFREMER

IFREMER admet le risque sanitaire lié aux germes pathogènes. C'est pourquoi, elle estime que le rejet direct désinfecté sur des moules n'est pas souhaitable. Sur le principe, elle est favorable à la mise en place d'un émissaire mais suite à son étude, elle pense qu'un tel ouvrage n'assurerait pas la disparition du risque sanitaire en raison des rejets de l'Epi et de la station d'épuration de Boulogne-sur-Mer. Enfin, elle préconise l'aménagement du rejet au pied de la falaise, tout comme il l'avait demandé lors de la demande d'autorisation de rejet en 1994.

2.2.8. Avis des pêcheurs du secteur de Boulogne-sur-Mer

Ils sont de moins en moins nombreux en raison d'une nette diminution de l'abondance des gisements liée à l'apparition du pinnothère (crabe parasite de la moule). Ils apprécient les efforts réalisés par les communes en matière d'assainissement qui ont contribué à l'amélioration de la qualité sanitaire des eaux conchylicoles.

2.3. Conclusions

Les divers organismes s'accordent sur le fait que la désinfection UV a contribué à l'amélioration de la qualité sanitaire des eaux du littoral. Ils refusent le principe de précaution proposé par le CSHPF et sont très réservés sur la solution qui consiste à rejeter les effluents au large de la côte. Enfin, les divers organismes sont favorables à des solutions techniques alternatives qui assureraient le maintien de la qualité sanitaire de l'eau et permettraient d'éviter la construction de l'émissaire. Pour cela, il serait nécessaire d'étudier les faisabilités technico-économiques de ces éventuelles solutions.

DEUXIEME PARTIE : LES RISQUES INFECTIEUX QUE PRESENTENT LES EAUX RESIDUAIRES URBAINES

1. Microbiologie des eaux usées

Les eaux usées urbaines recèlent une très grande diversité de germes, certains provenant de l'environnement, d'autres étant d'origine fécale. Parmi ces derniers, qu'ils soient d'origine humaine ou animale, un certain nombre peut transmettre des maladies ou provoquer des intoxications alimentaires. Ce sont des germes pathogènes. Ils présentent, en ce sens, un risque sanitaire pour l'homme. Ils peuvent être classés en quatre catégories principales : les bactéries, les virus, les parasites et les champignons. Ils se transmettent le plus souvent par voie digestive (ingestion d'eau contaminée ou d'aliments souillés comme les coquillages). Il existe aussi des cas de transmission cutanée ou cutanéomuqueuse que l'on rencontre essentiellement dans la pathologie des baignades.

1.1. Les bactéries

Les bactéries sont des micro-organismes unicellulaires procaryotes, c'est-à-dire qu'elles ne possèdent pas de véritable noyau. Elles sont excrétées sous forme de cellules directement infectieuses. On peut les classer en trois groupes principaux selon la nature du risque induit :

- Un premier groupe rassemble les bactéries d'origine fécale issues de l'intestin de l'homme. Ces bactéries sont à l'origine de troubles intestinaux plus ou moins graves. Elles sont responsables des grandes épidémies hydriques : *Vibrio Cholerae* est à l'origine du choléra, *Shigella* est responsable de dysentéries, *Escherichia Coli*, saprophyte constant du tube digestif, possède certaines souches capables de produire une enterotoxine responsable de colibacillose (gastro-entérite infantile), *Salmonella typhi* et *paratyphi* provoquent respectivement des fièvres typhoïdes et paratyphoïdes, *Salmonella typhimurim* occasionne des gastro-entérites. Dans nos pays tempérés, les salmonelles s'avèrent être les bactéries les plus souvent mises en cause dans la contamination bactérienne des coquillages.
- Un deuxième groupe réunit les bactéries d'origine fécale animale dont *Leptospira* responsable des leptospiroses, infections aiguës touchant les reins, le foie et le système nerveux central. La transmission se fait généralement au contact de l'eau contaminée par l'urine d'animaux atteints. Les cas recensés ne concernent cependant que les baignades en eau douce.
- Un troisième groupe recense les bactéries susceptibles de provoquer des infections cutanées ou cutanéomuqueuse. On peut citer *Staphylococcus aureus*, *Pseudomonas aeruginosa* ainsi que certaines espèces de *Streptococcus* et d'*Aeromonas* (14, 36, 50).

1.2. Les virus

Les virus sont des organismes simplifiés, constitués d'une membrane protéique (capside) contenant un seul type d'acide nucléique, l'ARN ou l'ADN. Incapables de se reproduire par eux-mêmes, ils se comportent comme des parasites obligatoires des cellules eucaryotes dont ils détournent à leur profit les systèmes enzymatiques, énergétiques et de synthèse (5).

Plus de 140 types de virus pathogènes pour l'homme, excrétés par des individus infectés, sont susceptibles d'être isolés dans l'eau. Regroupés sous le nom de virus entériques, ils appartiennent à plusieurs familles et sont capables de provoquer chez l'homme des manifestations pathologiques variées (25, 26, 36, 39). Les deux familles les plus importantes pouvant être reliées à la consommation de coquillages par des études épidémiologiques sont :

- Les virus de l'hépatite A et E. Ils provoquent des ictères accompagnés d'asthénie, anorexie, nausées, vomissements et fièvre.
- Les virus responsables de gastro-entérites. Ce sont les Rotavirus, les Réovirus, les Coronavirus, les Astrovirus et les Calicivirus dont le virus de Norwalk. Ils provoquent des diarrhées épidémiques et des vomissements.

D'autres virus viennent s'ajouter aux deux familles précédentes. Ce sont :

- Les entérovirus (*Poliovirus*, *Coxsackie A et B*, *Echovirus*). Ils provoquent des lésions cutanées du système nerveux, du tractus gastro-intestinal, de l'appareil respiratoire, des muscles, de la peau et des yeux.
- Les adénovirus provoquant des infections respiratoires et conjonctivales à la suite de baignades en eau de piscine mais la relation avec une eau de mer est très rarement constatée.

1.3. Les parasites

Les parasites transmissibles par voie hydrique sont les protozoaires et les helminthes. Les voies principales de contamination sont les voies digestive et cutanée.

Les protozoaires sont des organismes nucléés, qui se trouvent souvent sous la forme enkystée. De ce fait, ils sont très résistants dans le milieu extérieur mais ils sont incapables de s'y développer (49).

La plupart des protozoaires provoquent des troubles intestinaux parfois très graves. C'est le cas de *Giardia* et *Cryptosporidium*. Si la giardiase n'est pas mortelle, la cryptosporidiose, après une déshydratation sévère, peut entraîner la mort chez les personnes immunodéprimées. Les sources de contamination sont les eaux usées pour les kystes de *Giardia* et les effluents agricoles pour *Cryptosporidium* (notamment les lisiers de bovins). Seule la forme kystique peut vivre en dehors de l'hôte. En raison de la robustesse de ces kystes, ces parasites ont la capacité de survivre plus longtemps dans l'environnement en comparaison avec d'autres protozoaires (13).

Un colloque organisé par IAWQ (International Association Water Quality) ayant pour thème "Minimising the risk from *Cryptosporidium* and other waterborne particles" s'est tenu à Paris du 19 au 23 avril 1999. Les données relatives à l'évaluation des risques sont encore trop peu nombreuses. Il semble que le risque majeur provienne de la consommation d'eau qui n'aurait préalablement pas été suffisamment traitée.

Les helminthes sont des vers intestinaux de l'homme et des animaux rejetés avec les matières fécales sous forme d'oeufs particulièrement résistants. En pays tempéré, les vers intestinaux susceptibles d'être transmis par l'eau appartiennent au genre *Enterobius* (oxyures), *Ascaris* et *Taenia* (49).

1.4. Les champignons

Les espèces recherchées dans l'eau sont les moisissures et les levures (la plus connue est *Candida Albicans*). Elles provoquent des affections cutanées généralement bénignes. Elles peuvent présenter un risque pour la baignade mais en aucun cas pour la consommation de coquillages (10).

2. Evaluation des risques sanitaires

2.1. Dose minimale infectante

Les eaux usées abondent en germes infectieux susceptibles de provoquer des pathologies plus ou moins graves chez l'homme par ingestion d'eau ou d'aliments contaminés. Le déclenchement effectif de l'infection après la pénétration de l'agent pathogène dans l'hôte dépend de deux paramètres :

- la virulence du germe,
- la résistance de l'organisme contaminé qui elle-même dépend de la présence ou non d'une réponse immunitaire et de la vitalité de l'individu au moment de l'infection.

Ces deux paramètres sont appréciés par une notion statistique, la dose minimale infectante (DMI) ou la dose déclenchant l'infection dans 50% de la population. Des enquêtes épidémiologiques ont montré que pour la plupart des virus et des parasites, des doses très faibles (quelques dizaines de particules virales, quelques kystes) suffisent pour déclencher la maladie, alors que pour les bactéries, il faut des doses plus importantes : quelques centaines pour les *Shigella*, quelques milliers ou centaines de milliers pour les *Salmonella* occasionnant des typhoïdes, plus encore pour les autres *Salmonella* et les *Escherichia Coli* (36).

Il apparaît primordial de disposer d'un outil permettant de rendre compte de la salubrité des eaux supposées contaminées par des effluents domestiques. Une fois la pollution quantifiée, les autorités sanitaires pourront évaluer le caractère salubre d'une zone côtière au regard de l'usage le plus sensible du milieu (baignade, conchyliculture ou pêche à pieds selon les cas).

2.2. Les germes témoins de contamination fécale

L'évaluation des risques sanitaires passe par le dénombrement des micro-organismes pathogènes. Or, la présence limitée de ces derniers dans les eaux usées rend les analyses difficiles et coûteuses. C'est pourquoi les hygiénistes ont cherché à mettre au point un système permettant de simplifier leurs études tout en gardant un certain degré de sécurité. Ils ont proposé la notion de "germes témoins de contamination fécale" (GTCF) pour évaluer le risque sanitaire d'une eau usée (1).

2.2.1. Définition des germes témoins de contamination fécale

Ce sont des traceurs bactériens attestant de la contamination de l'eau. Dans les eaux usées, on ne prend en compte que des indicateurs correspondant à un risque d'origine fécale. En effet, les matières fécales humaines ou

animales sont la source des principales maladies d'origine hydrique. Ces germes témoins doivent répondre à un certain nombre de critères : ils doivent être présents en même temps et en plus grand nombre que les germes pathogènes, ils ne doivent pas se multiplier dans l'eau, ils doivent être faciles à identifier et à dénombrer et être le moins possible pathogènes pour faciliter les manipulations (46). Les principaux GTCF que l'on retrouve dans les textes réglementaires sont :

- Les coliformes totaux : ce sont des bacilles gram négatif, non sporogènes. Ils réunissent les coliformes fécaux et d'autres germes qui n'ont pas l'intestin comme habitat exclusif. Ils ne sont alors pas représentatifs d'une pollution fécale. Assez contestés, leur utilité sera présentée dans le paragraphe 4.1.

- Les coliformes thermotolérants : ce sont des bactéries qui ont les mêmes propriétés que les coliformes totaux mais à 44 °C.

- Les coliformes fécaux : ce sont des coliformes thermotolérants, hôtes du tube digestif de l'homme ou de l'animal. Ils sont en très grande majorité représentés par *Escherichia Coli* (de 95% à 98%) et sont les plus représentatifs d'une contamination fécale humaine.

- les streptocoques fécaux : ils ne sont pas uniquement d'origine humaine. Ils permettent alors, par comparaison avec les coliformes fécaux, d'estimer l'importance de la contamination fécale animale (50).

2.2.2. Les incertitudes liées à l'utilisation de ces germes indicateurs

Ces indicateurs fécaux ne témoignent que d'une pollution fécale et ne donnent donc pas d'indications certaines sur le risque provenant des micro-organismes d'origine non fécale (champignons, dermatophytes, bactéries pyogènes...) (1).

Plusieurs études épidémiologiques ont révélé l'inaptitude des GTCF à faire suspecter la présence d'une contamination virale (41) : leur mise en évidence dans une eau indique la probabilité mais pas la certitude que celle-ci contienne également des pathogènes. Cette inaptitude est en relation avec la longue conservation des virus dans l'environnement mais aussi avec la différence de pouvoir d'accumulation et d'auto-épuration des coquillages entre les bactéries et les virus (36).

2.3. Quantification des micro-organismes dans les eaux usées brutes

Diverses études permettent de disposer de bilans bactériologiques réalisés en entrée de stations d'épuration. Le nombre moyen de germes émis quotidiennement par chaque habitant est de $2,1 \times 10^{11}$ coliformes totaux et $6,4 \times 10^{10}$ coliformes fécaux (44). Par contre, il est beaucoup plus difficile d'estimer le flux journalier de germes pathogènes émis, ce flux dépendant de la présence ou non d'une épidémie. Le tableau suivant synthétise les données bibliographiques.

Tableau 1 : Concentration moyenne de micro-organismes dans les eaux usées

(6, 7, 9, 18, 26, 39, 52, 55)

Micro-organismes	Quantités (par 100 ml d'eau)
Bactéries (unité/100 ml)	
Coliformes totaux	10^6 à 10^9
Coliformes fécaux	10^6 à 10^8
E. Coli	10^6 à 10^8
Streptocoques fécaux	10^4 à 10^7
Salmonelles	0 à 10^5
Virus (unité/100 ml)	
Entérovirus	0 à 10^3
Parasites	
Kystes de Giardia	10^1 à 10^5
Oocystes de Cryptosporidium	0 à 10^4
Oeufs d'helminthes	10 à 10^2

2.4. Les risques sanitaires liés à l'exploitation du littoral

2.4.1. Les diverses sources de pollution microbiologique du littoral

Ces sources sont (54) :

- les rejets urbains et industriels,
- les rejets pluviaux,
- les rivières (pollution du bassin versant),
- les effluents d'élevage,
- les campings et habitations non raccordés,
- les ports de plaisance (bateaux au mouillage),
- les rejets de dragage des ports,
- la conchyliculture (eaux de reparcage ou de purification),
- la pollution apportée par le baigneur lui-même (évaluée à 10^7 coliformes fécaux pour une heure de baignade).

2.4.2. Les risques liés à la baignade

Dans le domaine de la baignade, l'ingestion d'eau est le mode d'agression le plus important. Un baigneur ingère de l'ordre de 75 à 100 ml lorsqu'il nage la tête sous l'eau. Une étude de Fattal et al. réalisée sur des eaux de mer peu (0 à 50 E. Coli/100 ml) et moyennement contaminées (50 à 650 E. Coli/100 ml) met en évidence un risque compris entre 0,6 et 2,4 chances sur 100 pour la contraction de maladies entériques, respiratoires, cutanées et grippales sans distinction significative du niveau de concentration en germes fécaux (44).

Une étude cas-témoin a été réalisée sur quatre communes du Pas-de-Calais en 1986. Elle a révélé une association significative des symptômes cutanés et d'otite externe aiguë avec la baignade en mer (51). Ces données épidémiologiques ont permis de désigner les indicateurs bactériens les plus prédictifs du risque infectieux lié à la baignade : streptocoques et E. Coli.

2.4.3. Les risques liés à la consommation de coquillages

Des observations épidémiologiques ont montré que l'ingestion de coquillages contaminés provoque généralement des maladies plus graves et certainement plus fréquentes que celles que l'on peut contracter par baignade. De nombreux cas d'épidémies ont pu être observés comme le montre le tableau suivant. Ces épidémies concernent aussi bien des infections microbiennes que des viroses.

Tableau 2 : Manifestations épidémiques d'intoxications imputables aux coquillages (26)

Année	Coquillage	Lieu	Nombre de cas signalés	Maladie induite
1980	Coque	Sud-est Angleterre	424	Hépatite A
1982	Clam	New-York, USA	150	Norwalk apparentés Hépatite A
1983	Huître	Londres	181	Norwalk
1984	Coque	Singapour	322	Hépatite A
1985	Coquillages	France	9	Typhoï de
1988	Palourde	Shangai	292 301	Hépatite A
1991	Coquillages	Loire Atlantique, France	100	Hépatite A
1992	Coquillages	Hérault, France	1000	Gastro-entérite

Une des particularités des mollusques est de filtrer des quantités très importantes d'eau environnante et d'accumuler les germes qui s'y trouvent. Des facteurs d'enrichissement variables ont été observés selon les mollusques et les germes considérés. Ainsi, des facteurs de l'ordre de 10 à 30 pour les entérobactéries (coliformes fécaux et salmonelles) ont été souvent rapportés alors que les valeurs relatives aux streptocoques fécaux dépassent 100. Ceci permet de mieux comprendre le risque lié à l'ingestion de coquillages crus (huîtres) ou sommairement cuits (moules). Ce phénomène d'enrichissement bactérien est réversible et peut conduire à un relargage des bactéries si la qualité de l'eau environnante s'améliore.

Dans le cadre de la pêche professionnelle, les mollusques prélevés peuvent faire l'objet d'une décontamination en eau de mer naturellement propre (reparcage) ou désinfectée (purification). Par contre, on comprend aisément que la pêche de loisirs représente l'usage le plus contraignant en matière de salubrité des eaux.

3. Le cadre réglementaire

3.1. Texte relatif aux eaux usées

La réglementation des eaux usées repose sur la **directive européenne 91/271/CEE du 21 mai 1991** traduite en droit français par le **décret 94-469 du 3 juin 1994** et l'**arrêté du 22 décembre 1994** (annexe 1). Cet arrêté indique l'efficacité des stations d'épuration. Les rejets de station sont soumis à une réglementation en ce qui concerne la qualité physico-chimique et biologique de l'eau, mais pas bactériologique.

Les normes de qualité microbiologique concernent uniquement les usages du milieu récepteur. Les normes bactériologiques de rejet ne sont pas fixées pour les stations d'épuration. Quelle concentration est-il alors possible de fixer en sortie de station pour être sûr d'éviter une pollution sachant qu'une fois dans le milieu naturel, il est impossible de contrôler le devenir des germes pathogènes ?

3.2. Textes relatifs aux zones conchyloles

La **directive 91/492/CEE du 15 juillet 1991** fixe les règles sanitaires de production et la mise sur le marché des mollusques bivalves vivants. Elle a été traduite en droit français par le **décret 94-340 du 28 avril 1994** (annexe 2). Il détermine les conditions de classement de zones ainsi que les contraintes de distribution des coquillages liées à ce classement. Le décret impose une série minimale de 26 analyses des chairs de coquillage par point de prélèvement sur une durée minimale d'un an. Les prélèvements sont réalisés par IFREMER depuis l'entrée en vigueur du **décret n°89-247 du 14 avril 1989**. Le Préfet prononce alors par arrêté le classement de salubrité des zones de production sur proposition de la Direction Départementale des Affaires Maritimes qui consulte pour avis IFREMER, la DSV, la DDASS, la DDE et le Service Maritime.

D'autres textes plus récents précisent et complètent la réglementation relative aux coquillages :

- **L'arrêté du 25 juillet 1994** fixe les règles sanitaires de la purification et de l'expédition des coquillages vivants. Il a été modifié par l'**arrêté du 22 décembre 1997** qui interdit la purification des coquillages provenant d'une zone classée C.
- **L'arrêté du 2 juillet 1996** fixe les critères sanitaires auxquels doivent satisfaire les coquillages vivants destinés à la consommation humaine.
- **L'arrêté de 21 juillet 1995** prévoit le classement en trois groupes des coquillages (broueteurs, filtreur-fouisseurs et filtreurs non fouisseurs), la détermination et le classement des zones littorales en A, B, C ou D, les conditions de reparcage et la surveillance sanitaire des zones de production. Il a été annulé en Conseil d'Etat et remplacé par l'**arrêté du 21 mai 1999** en raison de l'absence de consultation du Comité National de la Conchyliculture.

Tableau 3 : Classement des zones de production de coquillages

Classe	Critère microbiologique	Activité pêche professionnelle
A	Au moins 90% des prélèvements contiennent moins de 300 coliformes fécaux ou moins de 230 E. Coli dans 100 g de chair Et Aucun prélèvement ne doit contenir plus de 1000 coliformes fécaux dans 100 g de chair Et Aucun prélèvement ne contient de Salmonelles dans 25 g de chair	Les coquillages peuvent être récoltés pour la consommation directe
B	Au moins 90% des prélèvements contiennent moins de 6000 coliformes fécaux ou moins de 4600 E. Coli dans 100 g de chair Et Aucun prélèvement ne doit contenir plus de 60000 coliformes fécaux ou 46000 E. Coli dans 100 g de chair	Les coquillages doivent subir un reparcage en zone A ou un traitement dans un centre de purification
C	Au moins 90% des prélèvements contiennent moins de 60000 coliformes fécaux ou moins de 4600 E. Coli dans 100 g de chair	Les coquillages doivent subir un reparcage de longue durée ou un traitement thermique
D	Les critères exigibles pour les classements A, B et C ne sont pas satisfaits	Les coquillages ne peuvent être récoltés

3.3. Textes concernant la pêche de loisirs

Selon le **décret 94-340 du 28 avril 1994**, la pêche de loisirs est uniquement autorisée en zone A. De plus, le **décret 90-618 du 11 juillet 1990** prévoit que les autorités administratives peuvent interdire l'exercice de la pêche dans certaines zones ou à certaines périodes. La fermeture de la pêche dépend de deux critères : d'une part, l'abondance du gisement (taille et quantité de moules) qui est régie par un arrêté préfectoral de la région de Haute Normandie et d'autre part, la salubrité et la qualité sanitaire des moules qui est régie par les textes précisés dans le paragraphe précédant (communication téléphonique avec M^{me} FUZELIER, Affaires Maritimes). Enfin, le **décret n°98-696 du 30 juillet 1998** modifie celui du 28 avril 1994 en autorisant la pêche de loisirs en zone B. Cependant, aucun texte réglementaire ne prévoit de suivi sanitaire des zones exclusivement fréquentées pour la pêche récréative. Le problème du ramassage des coquillages échoués sur la plage ne doit pas être oublié.

3.4. Textes relatifs aux zones de baignade

La protection de la qualité des eaux de baignade fait l'objet d'un cadre réglementaire défini par la **directive européenne du 8 décembre 1975**, transcrite en droit français par le **décret n°81-324 du 7 avril 1981**, modifié

par le **décret n°91-980 du 20 septembre 1991** (annexe 3). Ces textes définissent des nombres guides et impératifs à ne pas dépasser pour les paramètres de qualité.

Le suivi de la qualité des eaux de baignade fait l'objet d'une surveillance sanitaire sous la responsabilité du Ministère chargé de la Santé. Les prélèvements d'échantillons sont régulièrement réalisés pendant la saison balnéaire (15 mai au 30 septembre).

La qualité des eaux de baignade est définie par les résultats d'analyses bactériologiques de ces eaux : dénombrement des E. Coli et des Streptocoques fécaux. Quatre classes de qualité ont été définies.

Tableau 4 : Normes européennes de qualité microbiologique des eaux de baignade

Classe	Critère microbiologique	Qualité
A	<p>Au moins 80% des prélèvements contiennent 100 ou moins de 100 E. Coli/100 ml d'eau</p> <p>Et</p> <p>Au moins 95% des prélèvements contiennent 2000 ou moins de 2000 E. Coli/100 ml d'eau</p> <p>Et</p> <p>Au moins 95% des prélèvements contiennent 100 ou moins de 100 Streptocoques fécaux</p>	Bonne qualité
B	Au moins 95% des prélèvements contiennent moins de 2000 E. Coli/100 ml	Qualité acceptable
C	Le pourcentage de prélèvements contenant plus de 2000 E. Coli/100 ml est compris entre 5 et 33,3%	Pollution momentanée
D	Le pourcentage de prélèvements contenant plus de 2000 E. Coli/100 ml est d'au moins 33,3%	Mauvaise qualité

4. Elimination des micro-organismes par les procédés d'épuration

4.1. Les germes indicateurs d'efficacité de traitement

Les recommandations du CSHPF précisent que la destruction partielle ou totale des germes témoins de contamination fécale au niveau des traitements tertiaires des eaux usées ne garantit pas celle des pathogènes dans les mêmes proportions (53).

Les germes indicateurs d'efficacité de traitement renseignent sur la diminution d'un risque sanitaire par un procédé de désinfection, à condition que l'indicateur ait été présent avant le traitement.

Les coliformes fécaux sont des indicateurs valables d'efficacité de traitement du fait de leur abondance dans les eaux brutes. Néanmoins, en raison de leur faible résistance au chlore, on leur préfère souvent les streptocoques fécaux du fait de leur faible décroissance dans le milieu ou encore les coliformes totaux qui, s'ils ne sont pas spécifiques d'une pollution fécale, possèdent une meilleure résistance aux agents désinfectants.

La principale lacune de ces indicateurs est leur manque de spécificité vis-à-vis des pathogènes qu'ils sont censés représenter. Ils ne peuvent en aucun cas être considérés comme des indicateurs fiables vis-à-vis de l'élimination des virus et des spores (39).

Les recherches actuelles portent sur les bactériophages comme indicateur de la présence ou de l'absence des virus (37). Ce sont des virus bactériens constitués au minimum par une molécule d'acide nucléique entourée d'une enveloppe protéique. Ils sont présents en grand nombre et de manière à peu près constante dans les matières fécales. Ces organismes présentent un intérêt dans la mesure où leur résistance aux procédés classiques de désinfection est plus grande que celle des bactéries indicatrices. Les coliphages (phages d'E. Coli) et plus encore les bactériophages à ARN f spécifiques semblent de bons indicateurs vis-à-vis des virus pour les traitements d'épuration ainsi que pour la désinfection (29, 32, 33, 40, 41).

4.2. Abattement microbiologique au niveau d'une station d'épuration

La station d'épuration a pour rôle de recevoir les eaux usées collectées par le réseau d'assainissement, de traiter ces eaux usées de manière à rejeter une eau compatible avec le milieu naturel récepteur. Au niveau microbiologique, un certain abattement de germes peut être obtenu au cours des diverses étapes de la filière de traitement.

Tableau 5 : efficacité des différents procédés de traitement sur la disparition des germes indicateurs (25, 38, 43)

Traitement	Abattement moyen en unité logarithmique pour 100 ml
Décantation primaire	0 à 1
Floculation-décantation pH = 7	0 à 1,5
pH = 11,5	4 à 6
Boues activées aération prolongée	2
moyenne charge	1
Biofiltres	2
Lit bactérien	1
Lagunage	2 à 4

5. Devenir des micro-organismes dans le milieu marin

5.1. Facteurs de décroissance des germes

De nombreux facteurs tendent à faire diminuer la concentration bactérienne dans le milieu marin (11, 12, 26, 39). En effet, le milieu naturel possède des capacités d'auto-épuration. La décroissance des micro-organismes dans les milieux récepteurs dépend tout d'abord de la résistance plus ou moins grande des germes. Les kystes et les oeufs de parasites sont les plus résistants de tous les germes rencontrés dans les eaux usées.

La durée de vie des micro-organismes dépend ensuite de facteurs caractéristiques du milieu dans lequel ils se trouvent. On distingue :

↳ *les facteurs physiques*

- La dispersion physique dans un volume important et en mouvement.
- L'intensité lumineuse : les rayons ultraviolets ont un effet bactéricide.
- La température : la durée de vie diminue avec la température.

↳ *les facteurs chimiques*

- La salinité : le passage d'une eau douce à une eau salée crée un choc osmotique nuisible à la bactérie. L'halotolérance des bactéries semble néanmoins renforcée par la présence de matières organiques.

- Le degré de pollution des effluents : les matières en suspension diminuent le pouvoir de pénétration de la lumière dans l'eau et les matières organiques constituent un substrat qui favorise la survie de bactéries.

↳ *les facteurs biologiques*

Ce sont les phénomènes de concurrence vitale. Les phénomènes de prédation tendent à favoriser les bactéries autochtones au détriment des bactéries allochtones entériques.

5.2. Cinétique de la décroissance bactérienne

Pour connaître la rapidité du phénomène de mortalité bactérienne, les scientifiques ont introduit la notion de T90, temps nécessaire en heure pour obtenir la disparition de 90 % des germes. Cependant, les valeurs de T90 doivent être prises en compte avec beaucoup de précaution. Elles fluctuent de quelques heures à quelques jours en raison des facteurs cités au paragraphe précédent (26).

Figure 1 : facteurs de la décroissance bactérienne (26)

5.3. Devenir des virus

Afin d'apprécier au mieux le phénomène de survie des virus en milieu hydrique, il convient d'avoir à l'esprit deux données essentielles (26, 36) :

- Les virus entériques humains ne peuvent pas se multiplier, ni dans le milieu hydrique, ni dans les sédiments, ni dans les coquillages car ils ne trouvent pas dans ces milieux les cellules sensibles susceptibles d'assurer leur réplication.

- La plupart des virus entériques présents dans le milieu hydrique sont associés à des particules solides, ce qui d'une part leur offre une protection contre le milieu extérieur et d'autre part leur permet de sédimenter sur

la couche superficielle des fonds marins. Cette même couche peut d'ailleurs se trouver remise en suspension au gré des conditions hydrodynamiques et constitue à ce titre une source de contamination à distance.

Figure 2 : devenir des virus dans le milieu naturel

Les facteurs intervenant dans la disparition des virus en milieu hydrique sont résumés dans la figure suivante.

Figure 3 : les facteurs de disparition des virus en milieu hydrique

5.4. Devenir des parasites

Les oeufs d'helminthes sont particulièrement résistants. Leur durée de vie peut varier de quelques mois à plus d'un an. Elle est aussi fortement dépendante des facteurs énoncés au paragraphe 5.1.

TROISIEME PARTIE : LES PERFORMANCES DE LA DESINFECTION UV

La désinfection constitue une étape complémentaire au traitement classique des effluents et vise à réduire la concentration en micro-organismes présents dans les eaux épurées afin de limiter les risques sanitaires induits par la réutilisation de ces eaux ou leur rejet dans le milieu naturel. Les méthodes de désinfection sont variées :

- méthodes naturelles : rejet loin des zones concernées et dilution, lagunage tertiaire,
- méthodes chimiques : chlore, eau de Javel, dioxyde de chlore, chlore-brome, brome, ozone, iode, acide péracétique, eau oxygénée, élévation de pH,
- méthodes physiques : ultraviolets, infiltration, filtration membranaire, accélérateur de particules.

1. La désinfection par rayonnement UV

La technologie de désinfection par rayonnement UV est aujourd'hui considérée au niveau international comme la meilleure alternative à la chloration pour désinfecter les eaux résiduaires. Plus de 1100 stations d'épuration en sont équipées aux USA et au Canada. En France, il existe une vingtaine d'installations toutes très récentes (la première a été mise en service par TRAILIGAZ à Outreau-Le Portel en juin 1994) et la plupart de petite taille.

1.1. Principe de la désinfection par rayonnement UV

1.1.1. Les rayons UV

Les rayonnements UV sont des ondes électromagnétiques de longueur d'onde comprise entre 100 et 400 nm. Le pouvoir germicide des UV dépend de la longueur d'onde émise. Ce sont les UVC, compris entre 200 et 280 nm, qui possèdent l'action germicide la plus importante avec une efficacité maximale à 254 nm (23).

1.1.2. Effet germicide des rayons UV

L'inactivation des micro-organismes par les UV est un processus physique, qui consiste en l'absorption de l'énergie UV par le matériel génétique de la cellule.

Figure 4 : spectre d'absorption de l'ADN (A), spectre de l'activité bactérienne (B) et bande d'émission d'une lampe à vapeur de mercure basse pression (C) (39)

Les acides nucléiques (ADN et ARN) sont la cible principale des UV car ils absorbent fortement les radiations UV. Cette absorption provoque la dimérisation des bases pyrimidiques adjacentes que sont la thymine (T), la cytosine (C) et l'uracile (U). Les trois types de dimères répertoriés sont T-T (le plus fréquent), T-C et C-C. Ils empêchent la réplication du micro-organisme et entraînent la mort cellulaire ou l'apparition de mutants non viables et incapables de se reproduire (39).

1.2. Technologie de la désinfection par rayonnement UV

1.2.1. Sources de radiations : les lampes

La source d'émission UV utilisée en désinfection est la lampe de mercure. Il s'agit de lampes à arc électrique provoquant l'excitation des atomes de mercure qui, en retombant dans leur état fondamental, émettent des radiations (6). La particularité du mercure est d'avoir une raie d'émission à 253,7 nm qui présente un effet germicide maximal. Le spectre d'émission des lampes dépend de la pression de mercure dans la lampe. La durée de vie moyenne d'une lampe varie de 8 000 à 10 000 heures environ (45)

> Les lampes basse pression

Les lampes de mercure basse pression émettent une lumière quasi-monochromatique à 254 nm, qui correspond à la bande optimale de l'effet germicide. Avec ces lampes, 30 à 40% de l'énergie consommée est convertie en lumière et 85% de cette lumière émet un onde à 254 nm (22, 39). Ces lampes sont les plus couramment utilisées dans les installations de désinfection.

> Lampes moyenne et haute pression

Ces lampes ont un spectre d'émission plus large et la puissance germicide est 10 fois plus élevée. Cependant, le rendement germicide est beaucoup plus faible (8%). Leur température de fonctionnement est plus élevée. Leurs applications sont limitées à des cas bien précis (mauvaise qualité d'eau, eaux pluviales) (39).

1.2.2. Les gaines des lampes

Les gaines de quartz entourant les lampes protègent celles-ci des chocs et des encrassements. Elles assurent une isolation thermique qui empêche un refroidissement des lampes par l'effluent. Elles sont sujettes à l'encrassement (57). En effet, le passage de l'effluent entraîne la formation d'une couche à la surface extérieure des gaines. Cette couche est responsable de la diminution de la baisse de l'intensité UV. Les nettoyages réguliers sont alors primordiaux : nettoyage chimique consistant à faire tremper les gaines dans une solution d'acide dilué ou nettoyage mécanique consistant à déclencher séquentiellement un raclage des gaines de quartz par une bague de plastique ou de caoutchouc (25).

1.2.3. Les ballasts

Les ballasts fournissent la tension électrique nécessaire à l'allumage de la lampe et maintiennent la stabilité du courant électrique (57).

1.2.4. Les réacteurs

Il existe des réacteurs fermés sous pression et des réacteurs ouverts appelés chenaux où les lampes sont regroupées par module (46). Le type de réacteur est également classé suivant la position des lampes. Celles-ci peuvent être placées perpendiculairement au courant (horizontalement ou verticalement) ou parallèlement à ce dernier. Quelle que soit la configuration, les lampes sont immergées. Un dispositif de maintien du niveau d'eau au-dessus de celles-ci est nécessaire (déversoir, porte à battant,...).

1.3. Paramètres influençant l'efficacité de la désinfection

L'efficacité de la désinfection sur une installation UV dépend à la fois des paramètres de fonctionnement et de la qualité de l'effluent (22).

1.3.1. Paramètres de fonctionnement

Le paramètre sur lequel repose le dimensionnement d'une installation UV est la dose UV, énergie reçue par unité de surface. Elle est le produit de l'intensité par le temps d'exposition. Elle s'exprime en mWs/cm^2 . La variation d'un de ces deux facteurs influe sur l'efficacité de la désinfection.

> Le temps d'exposition

Il est lié à la géométrie du réacteur et au débit traité. En effet, il correspond au rapport entre le volume utile du réacteur et le débit de l'effluent. Il est fonction de la conception hydraulique du chenal. Celle-ci doit remplir trois conditions essentielles :

- Le flux doit être le plus proche possible du flux piston, sans dispersion axiale. Chaque élément de volume reste alors pendant la même durée dans le réacteur.
- Le flux doit permettre une dispersion radiale pour que chaque élément de volume se déplace dans des champs d'intensité lumineuse non uniforme.
- Le volume du réacteur doit être utilisé au maximum en évitant les zones mortes et les courts-circuits hydrauliques, afin de profiter au mieux de l'énergie UV fournie par les lampes et éviter ainsi que l'effluent ne passe sans être désinfecté.

> L'intensité UV émise par les lampes

Elle dépend du nombre de lampes allumées. L'intensité reçue par l'effluent diminue avec l'éloignement par rapport à la lampe, notamment par dissipation de l'énergie dans un volume plus grand. C'est pourquoi l'épaisseur de la lame d'eau entre deux lampes est un paramètre important de dimensionnement.

Au cours du fonctionnement de l'installation, l'intensité UV émise est affectée par l'âge des lampes (une diminution de 65% de l'intensité étant prévisible en fin de vie) et par l'encrassement des gaines de quartz qui limite le transfert de l'énergie des lampes à l'effluent.

1.3.2. Paramètres de qualité de l'effluent

> Transmission UV

Les constituants contenus dans l'effluent absorbent l'énergie UV émise par les lampes. L'absorption est quantifiée par l'absorbance. Le pourcentage de transmission est déterminé par :

$$\% \text{ transmission} = 100 \times 10^{-\text{absorbance}} .$$

> La turbidité

Elle quantifie la diffusion de la lumière par une particule éclairée par une source lumineuse. Elle intègre les matières en suspension (MES) et les matières dissoutes.

Les MES ont un effet négatif sur la désinfection. Elles agissent par trois mécanismes :

- Les particules forment un écran entre la lampe et les micro-organismes et cachent les germes.
- Certains germes sont enfermés dans les particules et sont ainsi complètement protégés des rayonnements.
- Certaines particules absorbent la lumière, d'autres la dispersent.

Figure 5 : Résiduel de germes en fonction du taux de MES (39)

Les matières dissoutes sont les matières organiques, les acides humiques, les ions ferreux et ferriques. Elles absorbent les rayons UV et perturbent la désinfection. Elles sont mesurées par la couleur.

> Conclusion

L'étude des paramètres qui influencent la qualité de l'effluent montre que plus le traitement d'épuration en amont de la désinfection est efficace, plus les performances de la désinfection seront grandes.

1.4. Résistance des micro-organismes aux UV

Des essais en laboratoire ont permis de déterminer la résistance des micro-organismes aux rayonnements UV. Devant la variété des méthodes employées, les valeurs d'abattement et de doses UV ne peuvent être données qu'à titre indicatif.

Figure 6 : Les degrés de résistance aux UV de différents micro-organismes par rapport à E. Coli (16)

> Les bactéries

Les abattements en GTCF obtenus au cours d'essais pilotes varient :

- de 1 à 2 Ulog pour les E Coli et les streptocoques sur un pilote WEDECO à Berlin (20),
- ils sont supérieurs à 4 Ulog pour les coliformes totaux et fécaux pour trois pilotes différents (pilote KATADYN à Munich, pilote TROJAN à Brest, étude de la SAUR au Canet en Roussillon). Les abattements en streptocoques pour ces trois études varient entre 3 et 4 Ulog (6, 7, 17, 18).

> Les virus

Ils sont moins sensibles aux rayonnements UV que les bactéries. Chang et al (1985) ont montré une résistance supérieure de 3 à 4 fois à celle des E Coli (15). Une étude ultérieure donne des rapports plus élevés, de l'ordre de 6 à 10 en comparaison avec les E. Coli et de 3 à 6 avec les streptocoques. Elle note également une différence de sensibilité entre virus, les réovirus étant plus résistants que les poliovirus (27).

> Les spores bactériennes et les kystes de protozoaires

Ce sont les formes les plus résistantes. Les bactéries sporulées sont environ 9 fois plus résistantes alors que les kystes de protozoaires requièrent des doses 15 fois supérieures à celles établies pour E. Coli (16).

1.5. Hypothèses sur les différences de sensibilité des micro-organismes

1.5.1. Nature moléculaire du matériel génétique

L'action germicide des UV est localisée au niveau du matériel génétique (ADN ou ARN). Le principal mécanisme d'inactivation se caractérise par la formation de doubles liaisons entre les bases pyrimidiques. Or, les bases pyrimidiques de l'ARN des virus sont constitués de cytosine et d'uracile, au lieu de thymine et de cytosine pour l'ADN des bactéries. La dimérisation de la thymine est plus facilement induite par les UV que celle de l'uracile. Ceci peut expliquer la plus grande résistance des virus (39, 45).

1.5.2. Architecture moléculaire du matériel génétique

La sensibilité des micro-organismes pourrait être liée à la configuration du matériel génétique (ARN double ou mono brin). En effet, Harris et al (28) montrent que les réovirus possédant un double brin sont moins sensibles à l'action des UV que les poliovirus qui n'en possèdent qu'un.

1.5.3. Morphologie des micro-organismes

L'épaisseur de la paroi semble jouer un rôle important dans la résistance aux UV des micro-organismes. Les bactéries végétatives sont plus sensibles que les bactéries sporulées, la spore étant formée d'une épaisse couche protéique offrant à la cellule une protection envers la plupart des formes d'agression.

La taille du germe serait un facteur important (39). D'après Harris et al, un petit virus se déplace plus rapidement qu'un gros et parcourt une distance plus grande (27). Par conséquent, il s'expose à un nombre supérieur de rayons UV et est éliminé plus facilement. Cette hypothèse peut être contestée si l'on considère que plus un virus est petit, plus il offre une petite surface susceptible d'être irradiée.

1.6. Reviviscence des micro-organismes

Certains micro-organismes pathogènes ont la capacité de réparer les dommages causés par les UV sur leur matériel génétique. La reviviscence peut se faire à la lumière solaire (photoréactivation) ou à l'obscurité (2, 45).

1.6.1. Photoréactivation

Ce mécanisme est basé sur une réparation enzymatique par monomérisation des dimères de base pyrimidique. La réaction est catalysée par les longueurs d'onde de 300 à 500 nm, c'est-à-dire sous l'action de la lumière solaire.

Les bactéries n'ont pas toutes le potentiel de photoréactivation et des recherches supplémentaires sont nécessaires pour évaluer ce potentiel chez certains pathogènes (4, 28). Les streptocoques ont une très faible capacité de photoréactivation. Les virus n'ont pas la capacité de réparer les dommages des UV sur leur ARN : parasites obligatoires, ils ne possèdent pas le matériel enzymatique nécessaire.

Lindenauer et al (1994) ont étudié les facteurs influençant la photoréactivation (38) : la dose UV corrèle bien avec le degré de réactivation. Conséquemment, les paramètres qui eux-mêmes influencent la dose, tels la

transmission et les MES, influencent la photoréactivation. Il faut également ajouter le temps d'exposition à la lumière réparatrice.

Des études en laboratoire ont montré des accroissements supérieurs à 2 Ulog en coliformes totaux et supérieurs à 1 Ulog en coliformes fécaux après exposition à la lumière visible (28). Les quelques essais réalisés sur le terrain semblent démontrer que la photoréactivation est peu observable en conditions naturelles. Par exemple, sur le site d'Argelès-sur-Mer, aucune croissance bactérienne significative n'a été observée dans des bacs contenant de l'eau désinfectée, même après 216 heures de stockage (43). De même, sur un autre site, Whitby et al (1984) ont constaté une photoréactivation inférieure à 1 Ulog. Selon ces auteurs, d'autres facteurs tels la sédimentation, la dilution, la prédation et l'effet léthal du soleil empêcherait toute augmentation significative du nombre de bactéries. De plus, des essais réalisés en conditions naturelles par Cairns et al (1993) concluent que la photoréactivation diminue d'environ 50% à une distance de 0,6 mètre de la source de lumière alors qu'elle est pratiquement négligeable à 2 mètres (45).

1.6.2. Réparation à l'obscurité

Les mécanismes de réparation à l'obscurité sont réglés par voie enzymatique mais avec un système moins complexe que ceux de la photoréactivation (45). La réparation des dommages causés par les UV est également possible à l'obscurité. Elle se base sur une réaction enzymatique plus simple et son effet est négligeable par rapport à celui de la photoréactivation.

2. Présentation de la station d'épuration d'Outreau-Le Portel

La station d'épuration d'Outreau-Le Portel est située sur un terrain communal de Le Portel à proximité d'un camping privé. Ce terrain se trouve au haut d'une falaise, à l'extrémité sud de la plage et en bordure d'une zone conchylicole. Les eaux épurées sont rejetées à la mer au niveau de la falaise (annexe 4).

2.1. La station de 1974

La première station d'épuration, d'une capacité de 25 000 eq/hab, a été construite en 1974. Une désinfection des effluents était obtenue par chloration tout au long de l'année. Mais la saturation de cette installation, surtout en période estivale et lors de fortes pluies entraînait une mauvaise qualité des eaux rejetées dans le milieu naturel. Soucieux de la qualité sanitaire du littoral, le SIOLP a pris la décision d'améliorer le traitement d'épuration et de le compléter par un procédé de désinfection par rayonnement ultraviolet.

2.2. La station de 1994

La nouvelle station a été construite par OTV. Elle est exploitée par la Générale des Eaux (comme celle de 1974) qui est également fermière du réseau d'assainissement. Elle a été mise en service en juin 1994. Sa capacité nominale est de 40 000 eq/hab. Le débit moyen journalier de temps sec est de 175 m³/h.

Outre les eaux usées, la station d'épuration reçoit une partie des eaux pluviales grâce à son bassin d'orage d'une capacité de 5 500 m³, qui n'est autre que le bassin d'aération de l'ancienne station. Le débit maximal d'entrée sur la station est de 1240 m³/h. Le débit admissible sur le traitement biologique est de 420 m³/h, ce qui correspond au débit de pointe de temps sec. L'épuration est assurée par les ouvrages suivants :

- pré-traitement : dégrillage, dégraissage et dessablage,
- boues activées faible charge avec zone anoxique pour la dénitrification,
- clarification,
- désinfection UV (annexe 5).

A sa construction, la qualité de rejet a été fixée au niveau « e-NGL1 » (ancienne réglementation française).

Tableau 6 : normes de rejet de la station de Le Portel (9)

Paramètres	Concentration de l'effluent rejeté (< ou = à) :	
	moyenne en mg/l mesurée sur 2h	moyenne en mg/l mesurée sur 24 h
DBO ₅	-	25
DCO	120	90
MES	30	-
Azote total	20	15

Depuis, la réglementation française s'appuie sur la Directive Européenne du 25/05/1991. Dans ce cas, les normes de rejet imposées à la station d'épuration seront :

- DCO : 125 mg/l (moyenne sur 24 heures)
- DBO₅ : 25 mg/l (moyenne sur 24 heures)
- MES : 35 mg/l (moyenne sur 24 heures)
- NGL : 10 mg/l (en moyenne annuelle).

Le niveau plafond de contamination bactérienne du rejet à garantir par la désinfection UV a été fixé par le SMBC à : 200 germes/100 ml (E. Coli et Streptocoques fécaux) en moyenne géométrique sur 30 jours et 2000 germes/100 ml 100% du temps.

2.2.1. Caractéristiques de la désinfection UV

Le système comporte 176 lampes UV à basse pression réparties en deux blocs de 11 modules (un module est composé de 8 lampes). Les deux blocs sont placés en série dans un chenal ouvert en béton dans lequel circule l'effluent épuré. Les lampes sont orientées parallèlement au flux d'eau. Le niveau est maintenu constant quel que soit le débit d'entrée grâce à une porte à balancier. Enfin, la mise en marche d'un ou de deux blocs est asservie au débit : un bloc délivre la dose nécessaire à la moitié du débit nominal soit 210 m³/h et le second bloc s'allume si le débit dépasse cette valeur. Pour éviter de trop nombreuses commutations lors de fréquentes variations du débit autour du débit moyen, il existe une temporisation d'une heure qui retarde l'extinction d'un bloc lorsque le débit passe d'une valeur supérieure à une valeur inférieure à 210 m³/h.

↪ *Coût de la désinfection UV (annexe 5 bis)*

Le prix d'investissement du système de désinfection UV est de 1,65 millions de francs (hors taxes) et le coût de fonctionnement est évalué à 196 000 francs par an.

2.3. Le réseau de collecte

La station du SIOLP reçoit 70% des eaux usées de la commune de Le Portel et 50% de celles d'Outreau. Le reste des eaux usées de ces deux communes est traité par la station d'épuration de Boulogne-sur-Mer.

Le réseau est pseudo-séparatif et les eaux usées collectées sont de nature urbaine. Les eaux usées sont conduites gravitairement dans un poste de relèvement situé place Monseigneur Bourgain, au niveau de la plage (annexe 4). Ce poste est équipé de trois pompes (dont une de secours) d'une capacité totale de 360 m³/h pour le débit de temps sec. Les canalisations d'eau pluviale ont été reprises par le poste de relèvement installé au cours de l'été 1994. Il est composé de trois pompes de 640 m³/h.

3. Qualité sanitaire de l'eau épurée avant la mise en place de la désinfection aux UV

Le traitement tertiaire de l'ancienne station consistait en une chloration de l'effluent. Les quelques relevés bactériologiques réalisés à l'aval de la chloration (source SATESE et SMBC) montrent des teneurs en germes très importantes (de 10³ à 10⁶ germes/ 100 ml) (annexe 6).

4. Efficacité de la désinfection depuis sa mise en place (juin 1994)

La désinfection a été mise en place début juin 1994. La période d'étude des résultats s'étend de début juin 1994 à fin avril 1999. Les conditions d'étude sont les suivantes :

- Une année commence en juin et se termine en mai de l'année suivante.
- La moyenne géométrique est préférée à la simple moyenne pour les concentrations en germes car elle reflète mieux la notion de multiplication bactérienne.
- Les valeurs situées en dessous du seuil de détection (valeurs inférieures à 10 germes par 100 ml) sont prises arbitrairement égales à 9.

4.1. Qualité de l'effluent en amont de la désinfection

4.1.1. Qualité physico-chimique

La qualité de l'effluent est globalement satisfaisante. L'annexe 7 présente les moyennes annuelles des divers paramètres. La concentration en DCO est en moyenne de 43 mg/l, la DBO de 7 mg/l, les MES de 13 mg/l et la transmission UV est bonne (53 % en moyenne). Les moyennes annuelles de ces paramètres sont assez stables : la qualité physico-chimique est relativement constante en raison de l'efficacité du traitement amont (annexe 7). Une

tendance à la diminution du taux de MES se profile néanmoins. **Les normes ont été respectées la plupart du temps ; seules quelques dates révèlent des dépassements caractéristiques ponctuels.**

Remarque : corrélation entre les paramètres physico-chimiques

La transmission UV de l'effluent traduit sa capacité à laisser les rayons UV se diffuser. Elle dépend de la qualité de l'effluent. Il est impossible de corréler les relevés de la transmission et ceux des autres paramètres physico-chimiques car ils n'ont pas été effectués le même jour.

4.1.2. Qualité bactériologique

Il est difficile de comparer les résultats bactériologiques année par année en raison du nombre décroissant d'échantillons (annexe 8). La charge en streptocoques fécaux est généralement inférieure à celle des E. Coli (exception faite de 12 échantillons sur 168 soit 7,1 % du temps). Malgré quelques pics bactériologiques, **la qualité de l'eau en amont de la désinfection est relativement constante** en moyenne la moyenne géométrique est de $6,26 \times 10^4$ pour les E. Coli et de $2,04 \times 10^4$ pour les streptocoques fécaux. **Cette qualité bactériologique est liée à la qualité physico-chimique relativement stable de l'effluent.**

4.2. Performances de la désinfection

4.2.1. Résultats

Les résultats sont nettement meilleurs depuis la mise en place de la nouvelle station et du procédé de désinfection aux UV. Les moyennes géométriques des résiduels bactériens calculées sur l'ensemble de l'étude sont faibles (annexe 9) : 33 germes d'E. Coli par 100 ml et 47 germes de streptocoques fécaux par 100 ml. Respectivement 76 et 72% des échantillons ont montré un résiduel inférieur à 100 germes par 100 ml et l'objectif des 200 germes par 100 ml est respecté pour 84% des cas en E. Coli et pour 80% des cas en streptocoques fécaux. De plus, les abattements moyens sont respectivement de 3,3 et 2,6. **Ces résultats sont satisfaisants.**

Le résiduel bactérien de streptocoques fécaux est plus élevé que celui des E. Coli, surtout pour les forts débits et l'abattement est nettement moins élevé. Les performances de la désinfection sur les streptocoques fécaux sont inférieures à celles obtenues sur les E. Coli.

4.2.2. Analyse des mauvais résultats

Les mauvais résultats occasionnant des dépassements des limites bactériologiques imposées en sortie de station sont peu nombreux en cinq ans d'exploitation et leur fréquence diminue au cours du temps : la valeur de 2000 germes /100 ml a été dépassée 7 fois sur la période d'étude (annexe 10). **Ces résultats sont très majoritairement liés aux paramètres de fonctionnement** : effluent épuré de moins bonne qualité en raison d'un traitement amont moins efficace, panne ou arrêt d'un bloc, lampes encrassées. Occasionnant des dépassements des valeurs limites bactériologiques imposées en sortie de station, de tels dysfonctionnements doivent être réparés le plus rapidement possible dans un souci de protection sanitaire des eaux du littoral.

4.2.3. Evolution de la moyenne géométrique

La garantie de désinfection et le respect des normes de rejet reposent sur un maximum de 200 germes/100 ml en moyenne géométrique sur 30 jours. On peut comprendre cette durée comme 30 jours effectifs (du 1^{er} au 30 juin par exemple) ou comme une moyenne calculée sur les 30 derniers prélèvements (annexe 11).

La moyenne géométrique calculée sur 30 jours n'est pas exploitable car les prélèvements sont de moins en moins fréquents. Parfois, la fréquence est mensuelle. Il est inutile de réaliser une moyenne avec si peu de chiffres.

La moyenne géométrique calculée sur les 30 derniers prélèvements, tout en respectant la limite fixée à 200 germes/100 ml, présente une courbe différente pour les E. Coli et les streptocoques fécaux qui confirment la moins bonne efficacité de la désinfection sur les streptocoques que sur les E. Coli.

> Etude de l'efficacité de la désinfection vis-à-vis des bactériophages

Une étude relative à l'efficacité de la désinfection sur les bactériophages a été réalisée par Anjou Recherche le 18 janvier 1995 (annexe 12). Elle a consisté en une détection de coliphages en amont et aval de la désinfection pour divers débits. Les concentrations mesurées en aval sont toutes inférieures au seuil de détection.

> Etude complémentaire

Une étude approfondie sur la désinfection UV de la station d'épuration de Dieppe a été menée par Anjou Recherche d'août 1996 à août 1997 (3). Cette station, d'une capacité de 48 000 eq/hab, traite les eaux usées par voie biologique (boues activées faible charge). Le traitement tertiaire est une désinfection UV caractérisée par deux blocs orientés parallèlement au flux qui s'écoule dans un chenal ouvert. L'étude a pour but l'analyse des performances des UV sur les entérovirus pathogènes et de rechercher d'éventuels indicateurs pouvant ensuite servir de contrôle fiable des unités de désinfection. Les campagnes de mesures ont montré des relations entre l'abattement des entérovirus et celui des bactériophages. En effet, il y a une destruction totale des entérovirus pathogènes lorsqu'on détruit les coliphages jusqu'à un niveau inférieur à 10 germes par 100 ml (limite de détection). De même, il y a une destruction totale des entérovirus pathogènes lorsqu'on détruit les bactériophages à ARN f spécifiques jusqu'à un niveau inférieur à 10 germes par 100 ml (limite de détection).

5. Conclusion

Sur le site de Le Portel, la désinfection UV est efficace sur les GTCF. Cette efficacité est liée à la qualité du traitement amont. Les abattements obtenus sont comparables à ceux observés sur d'autres sites. Cependant les données bibliographiques ont montré que les virus, les spores bactériennes, les kystes de parasites et autres germes pathogènes sont beaucoup plus résistants aux UV (cf paragraphe 2.4.). **Des suivis réguliers de recherche de ces germes pathogènes seraient nécessaires de manière à caractériser au mieux le risque sanitaire lié à la pratique de diverses activités telles la baignade et la conchyliculture.**

QUATRIEME PARTIE : INVENTAIRE DE LA QUALITE DES REJETS DE LA PLAGE DE LE PORTEL

La station d'épuration est l'ouvrage qui concentre l'ensemble des rejets urbains. Elle véhicule de très nombreux germes pathogènes. La mise en place d'une étape de désinfection permet de réduire le nombre de ces germes rejetés ensuite au milieu naturel. Il convient alors de vérifier si d'autres rejets parasites ne détériorent pas la qualité sanitaire du milieu naturel en question. En effet, selon Saunier, "le seul rejet direct dans le milieu naturel d'1% du volume total d'effluent brut émis par une ville suffit à apporter autant de germes que 99% du volume total des eaux usées communales sortant d'un traitement par boues activées" (44).

Il s'agit alors d'identifier et de recenser la qualité des rejets se déversant sur la plage de Le Portel, d'observer l'évolution de la qualité de ces rejets depuis 1994 et d'étudier l'influence de cette évolution sur la qualité sanitaire des eaux de baignade et conchylicoles.

1. Qualité sanitaire des rejets de la plage de Le Portel

1.1. Qualité sanitaire des rejets en 1994

Plusieurs exutoires ont été répertoriés sur la plage de Le Portel par le SMBC (annexe 13). Certains ne coulent plus (n°667 080, 667 090, 667 100 et 667 120). Ils sont situés sur la zone de l'Hoverport, zone désaffectée au nord de la plage. Quatre autres exutoires localisés sur la plage, sont considérés comme bactériologiquement propres. Un quatrième rejet, dit du "Perré" est moyennement contaminé et n'est pas considéré comme une priorité. Enfin, les deux rejets incriminés dans la pollution de la plage sont celui dit de la "Falaise" (n°667 160), constitué majoritairement par les eaux de la station d'épuration et celui dit de "l'Epi" (n°667 150), point de rejet des eaux pluviales.

1.1.1. Rejets directs à la plage

Les trois rejets n°667 110, 667 130 et 667 140 ont été identifiés comme de l'eau de source issue des dunes ou des falaises. Ils sont caractérisés par de très faibles teneurs en DCO et NH_4^+ et par une contamination bactériologique négligeable. L'eau est claire, sans couleur ni odeur. L'annexe 14 résume leur qualité lors du prélèvement du 15 juin. Ces rejets ne présentent pas de risque de contamination de la plage.

1.1.2. Rejet du Perré

Le Perré est situé entre le rejet de l'Epi et celui de la falaise. C'est un mur accolé à la falaise au niveau duquel cinq rejets ont été identifiés. Ces rejets coulent plus ou moins faiblement. Les analyses montrent que ces écoulements sont pollués sur des critères bactériologiques (annexe 14). Ils ne sont pas caractéristiques d'un rejet urbain. Cette pollution peut être liée à la faune qui niche sur le Perré.

1.1.3. Rejet de l'Epi

Le rejet de l'Epi est l'exutoire des eaux pluviales du bassin versant. Il se situe du côté gauche de la digue de même nom. Les eaux se déversant à cet endroit sont stockées dans une bêche qui s'est creusée au niveau du musoir de cette digue, et sont reprises à marée montante pour être entraînées vers le haut de la plage et la zone de baignade dans certaines conditions de vents. Ainsi, la qualité des eaux rejetées à l'Epi influence lourdement la qualité des eaux de baignade. Elle influence également la qualité des zones conchylicoles en raison de la proximité de celles-ci. Or, les prélèvements réalisés début juin 1994 révèlent une pollution urbaine importante (annexe 14). Pour comprendre l'origine de cette pollution, il convient de situer l'ensemble des rejets qui rejoignent l'Epi.

> Rejet n° POR 13: canalisation Ø600 pluviale

Ce réseau collecte les eaux pluviales du quartier du Calvaire. Il longe le quai Duguay-Trouin et rejoint le regard de la plage. Des eaux usées transitent dans ce réseau par temps sec.

> Rejet surverse du poste de secours

Ce rejet de débit très faible est très contaminé bactériologiquement. Son origine est le trop-plein de la fosse sceptique du poste de secours.

> Rejet n° POR 16 et n° POR 17 : eaux de drainage

Ces eaux présentent une contamination bactérienne.

> Rejet n°5 : canalisation Ø1800

Elle draine l'ensemble des eaux pluviales du bassin versant mais aussi des eaux usées en quantité importante.

1.1.4. Rejet de la Falaise

Ce rejet regroupe l'exutoire de la station d'épuration, le ruisseau "Le Rieu de Cat", des drains qui entourent le terrain de la station, des rejets parasites du camping et le réseau pluvial du quai de la Violette.

Les prélèvements réalisés au niveau de la Falaise en juin 1994 présentent une forte contamination bactériologique (annexe 14). Les différents composants de ce rejet ont été analysés.

> Le ruisseau "Le Rieu de Cat" et les drains

Ce ruisseau est apparent au niveau des blockhaus dans la prairie au-dessus de la station d'épuration. A sa source, il n'est pas pollué. Il traverse cette prairie et arrive au niveau de la station où il est canalisé. Au cours de cette traversée, il se charge bactériologiquement. L'hypothèse avancée est une contamination animale par les vaches paissant dans le pré.

Les drains recueillent les eaux infiltrées du terrain de la station d'épuration. La contamination bactériologique de ces drains proviendrait également des animaux. Les eaux issues de ces drains rejoignent la station au niveau du point POR5. Les eaux du ruisseau et des drains se mélangent ensuite aux eaux de la station après désinfection au niveau du point POR6.

> Le camping

La canalisation qui aboutit à l'exutoire de la Falaise traverse le terrain de camping. Un passage caméra réalisé par la Générale des Eaux a mis en évidence la présence de 4 branchements parasites le long de la canalisation, sous le camping. Ceux-ci contribuent fortement à la pollution du rejet de la Falaise. La pollution qu'ils véhiculent est prédominante par rapport à celle véhiculée par le ruisseau et les drains à l'amont du rejet de la station.

1.2. Evolution de la qualité sanitaire des rejets

Cette évolution est étudiée à partir des relevés réalisés par le SMBC. La fréquence de relevés varie en fonction du rejet (annexe 15). Les derniers prélèvements datant de 1997, une campagne de mesures a été entreprise le 8 juin 1999 par temps sec. Une autre a été réalisée le 5 juillet de façon à vérifier les soupçons relatifs à des branchements parasites du camping.

1.2.1. Rejets directs à la plage

Le rejet n°667 110 (répertorié comme de l'eau de source) s'est ensablé au cours du temps. Selon le SMBC, l'eau qui y transitait s'écoule à présent au niveau du rejet n°667 120 (qui était alors sec en 1994). Ce rejet semble légèrement contaminé. Il en est de même pour le rejet situé à proximité du bar de la plage (n°667 140) qui présente des caractéristiques bactériologiques identiques au précédent. Par contre, la qualité du rejet n°667 130 est constante : la contamination bactériologique est négligeable (annexe 15).

1.2.2. Rejet du Perré

Seuls deux relevés ont été réalisés depuis 1994 (annexe 15). La pollution bactériologique a tendance à s'atténuer. Il est difficile d'affirmer qu'elle a disparu en raison du peu de données disponibles.

1.2.3. Rejet de l'Epi

Plusieurs aménagements ont été réalisés au niveau de l'Epi pour limiter l'arrivée sur la plage d'eaux usées.

- Le 16 juin 1994, un déversoir a été installé sur la canalisation pluviale Ø1800 qui rejetait de très grandes quantités d'eaux usées. L'eau est alors gravitairement dirigée vers le poste de relèvement principal. Le débit de temps sec et les pluies inférieures à la pluie mensuelle sont acheminées à la station. Cependant de récentes études réalisées par le bureau d'études AMODIAG ont révélé une fréquence des déversements par temps de pluie plus élevée que la fréquence mensuelle initialement prévue (47). Le déversoir a alors été rehaussé en mai 1999 mais le surplus d'eau amené au poste de relèvement provoque une saturation du fonctionnement des pompes. De ce fait ce surplus d'eau déverse et rejoint la mer. Les propositions apportées par le bureau d'étude et visant la limitation de ces déversements seront explicitées dans la cinquième partie.

- De mauvais résultats bactériologiques ont été constatés en 1995. Ils sont attribués au débordement de la fosse sceptique du poste CRS. Aussi une pompe a été installée de manière à relever ces effluents vers la station d'épuration.

- Les rejets POR 17 (eaux de drainage contaminées), POR 13 et POR 14 (eaux pluviales contaminées par des eaux usées), localisés dans le quartier du Calvaire, ont été repris par une pompe et envoyés vers la station d'épuration. A l'heure actuelle, cette pompe s'ensable très rapidement en raison de la remontée de la marée. Au moment d'épisodes pluvieux, elle est noyée et ne fonctionne plus. Les eaux ne sont plus relevées et partent directement à la mer.

Ainsi, la qualité bactériologique de l'eau rejetée au niveau de l'Epi s'est améliorée grâce aux efforts de reprise d'eaux usées réalisés au niveau de cet ouvrage (annexe 15). Cependant, des problèmes de fuites d'eaux usées se produisent toujours lors d'épisodes pluvieux. **Les efforts doivent être poursuivis dans le sens d'une protection optimale de la qualité sanitaire des eaux du littoral.**

1.2.4. Rejet de la Falaise

Plusieurs aménagements ont été réalisés au niveau de ce rejet de manière à limiter la dégradation du rejet de la station par d'autres sources de pollution bactérienne. Ils ont contribué à l'amélioration de la qualité du rejet de la Falaise (annexe 15).

- En 1995, les branchements parasites, découverts par passage caméra entre le rejet de la station et celui de la Falaise, ont été supprimés. Cependant, deux campagnes de mesures réalisées en juin et juillet 1999 révéleraient de nouveau la présence de branchements parasites qui détériorent la qualité bactériologique du rejet.

- En juin 1999, une pompe a été installée en amont du point de rejet de la station dans le Rieu de Cat de manière à reprendre par temps sec les eaux de drainage du terrain de la station qui présentent une pollution bactériologique certaine et dégradent la qualité bactériologique du ruisseau.

2. Evolution de la qualité des eaux de baignade

2.1. Méthode d'analyse des prélèvements

Les prélèvements réalisés par la DDASS sont régulièrement espacés sur toute la durée de la saison balnéaire. Les germes tests recherchés (E. Coli et streptocoques fécaux) sont dénombrés grâce à la méthode par microplaques Pasteur. Cette méthode consiste à ensemer des volumes variés d'eau à analyser dans des tubes de milieu liquide. Des tables statistiques permettent alors, en fonction du nombre de tubes positifs, d'évaluer un Nombre le Plus Probable (NPP) de germes présents dans 100 ml d'eau.

2.2. Résultats

L'analyse de cette évolution est établie depuis la saison 1993 puisque la désinfection aux UV est mise en place au début de la saison 1994 (annexe 16 bis).

La qualité de l'eau la plus mauvaise est obtenue pour l'année 1993 avec 43% des prélèvements dépassant 2 000 E. Coli/100 ml et conduit à un classement de la plage en D.

Dès 1994, la qualité de l'eau s'améliore. En effet, la proportion de prélèvements révélant moins de 100 E. Coli/100 ml est en augmentation. En 1996, cette tendance s'accroît puisque aucun prélèvement ne révèle plus

de 2000 E. Coli/100 ml. La plage est alors classée en A. Il en est de même pour les deux dernières années (1997 et 1998) malgré la présence de 5% de mauvais résultats en 1997.

3. Evolution de la qualité des eaux conchylicoles

3.1. Méthode d'analyse des prélèvements

Elle consiste en une analyse par conductance-métrie (analyseur microbiologique Malthus). Il s'agit de mesurer le temps qui sépare le moment de l'inoculation des bactéries dans le milieu de culture de celui de l'apparition du signal conductimétrique de détection d'une croissance bactérienne (données IFREMER).

3.2. Localisation des bancs de moules au niveau de Le Portel

Plusieurs bancs sont répertoriés (annexe 4 bis):

- Celui du **Fort de l'Heurt**, localisé au niveau des ruines du même nom, à 300 m de la plage. Il se situe également à 600 m du rejet de la station et à 300 m de l'Epi. Ce banc de moules est très fréquenté à marée basse par les pêcheurs à pieds et cette fréquentation est accrue en période touristique. Il correspond à un point du réseau REMI de l'IFREMER.

- Ceux de **La Marinette** et du **Rieu de Cat**, localisés au pied du rejet du Rieu de Cat, ruisseau dans lequel sont rejetés les effluents de la station d'épuration. Ces gisements sont moins abondants et moins fréquentés que le précédent. Des prélèvements ont été réalisés au niveau du Rieu de Cat uniquement au cours de l'année 1992. Depuis 1993, le Fort de l'Heurt est l'unique point de contrôle de la qualité conchylicole pour toute la zone relative au Portel.

3.3. Résultats au niveau du gisement du Fort de l'Heurt

Contrairement aux résultats relatifs à la qualité des eaux de baignade, le classement des zones conchylicole n'est pas présenté année par année car cela nécessite de prendre en compte les 26 derniers prélèvements, ce qui correspond la plupart du temps aux deux années précédentes.

La proportion des prélèvements inférieurs à 300 E. Coli/100 g de chair augmente depuis 1994 pour atteindre 92% de la totalité des prélèvements de l'année 1998 (annexe 16). **Cette amélioration s'est traduite par le passage d'un classement C (au 20/06/1997) à un classement B (au 12/05/1998).**

3.4. Comparaison de la qualité sanitaire des moules du Fort de l'Heurt et du Rieu de Cat

Cette comparaison est réalisée sur l'année 1992 (seule année de prélèvements effectués sur le gisement du Rieu de Cat) afin de mesurer l'impact du rejet de la station d'épuration. La qualité des moules situées au droit du rejet

est nettement moins bonne que celles situées à 600 m (annexe 17). Ces résultats confirment l'influence néfaste d'un rejet direct d'eaux usées sur les moules en raison d'une absence de dilution de la pollution bactérienne.

Il aurait été intéressant de maintenir le point de prélèvement du Rieu de Cat pour suivre l'évolution de la qualité du gisement conchylicole. En effet, aucun prélèvement n'a été réalisé depuis la mise en fonctionnement de la désinfection UV. Il est impossible de connaître la qualité actuelle des eaux conchylicoles au droit du rejet.

4. Influence des rejets sur la qualité sanitaire des eaux du littoral

4.1. Constat

La qualité bactériologique des eaux de baignade et conchylicoles de la plage de Le Portel s'est nettement améliorée depuis 1994. Cette amélioration est liée à :

- L'amélioration de la qualité du rejet de La Falaise par la substitution de la désinfection UV à la chloration.

Remarque : la reprise récente des eaux de drainage des pâtures entourant la station contribue à cette amélioration. Néanmoins celle-ci semble entachée par la découverte de nouveaux branchements parasites du camping. Aucune conclusion ne peut être apportée en l'état actuel des choses et des analyses plus fines devront confirmer cette hypothèse.

- L'amélioration de la qualité du rejet de l'Epi, résultat de nombreuses initiatives pour diminuer les flux d'eaux non épurées qui convergent vers la plage.

4.2. L'imprécision des résultats

L'amélioration constatée est entachée de plusieurs imprécisions concernant l'absence de mesures relatives aux germes pathogènes, l'absence de résultats sur les moules localisées au droit du rejet de la Falaise et enfin le fonctionnement de l'Epi par temps de pluie.

4.2.1. Les germes pathogènes

L'amélioration de la qualité bactériologique a été constatée sur les GTCF. Il est certain que la nette diminution de germes témoins évoquée précédemment a contribué à la diminution des germes pathogènes. Cependant, il est impossible de savoir si cette diminution s'est faite dans les mêmes proportions. En particulier, aucun suivi de germes plus résistants aux UV que les GTCF n'a été réalisé au niveau du procédé de désinfection.

4.2.2. Les moules du Rieu de Cat

Les derniers prélèvements datent de 1992. Il est impossible de connaître aujourd'hui la qualité sanitaire de ces eaux conchylicoles. **En raison de leur localisation, il serait intéressant de quantifier les GTCF présents dans ces moules pour constater l'effet du rejet désinfecté.**

4.2.3. Le fonctionnement de l'Epi par temps de pluie

Les aménagements réalisés ont permis de supprimer les rejets par temps sec. Cependant, lors d'épisodes pluvieux, des déversements d'eaux usées ont lieu en raison d'une part, de l'incapacité des pompes à relever le surplus d'eau lié au rehaussement du déversoir, et d'autre part du dysfonctionnement en période de marée haute de la pompe installée dans le quartier du Calvaire. Il est alors impossible de connaître les flux de pollution rejetés à la mer par temps de pluie.

CINQUIEME PARTIE : ETUDE DES SOLUTIONS ALTERNES A LA DESINFECTION UV

Au vu des parties précédentes, l'étude des solutions alternatives à la désinfection UV s'impose. Cette étude est réalisée au niveau des rejets présentant un risque en terme de santé publique : le rejet de la Falaise et celui de l'Epi. Deux aspects sont envisagés pour chaque solution :

- L'aspect sanitaire car il s'agit de trouver une solution susceptible d'apporter une garantie supplémentaire vis-à-vis de la protection sanitaire des eaux du littoral et de ses activités.

- L'aspect technico-économique, établi à l'aide de divers professionnels. Il constitue une première approche. Des études complètes menées sur site permettraient de préciser la faisabilité de ces solutions.

1. Le rejet de la station d'épuration

Dans l'objectif de la protection sanitaire des eaux de baignade et conchylicoles, deux solutions sont envisageables : la première consiste à supprimer le rejet de la Falaise soit en réutilisant les eaux usées pour l'irrigation, soit en utilisant la technique d'infiltration-percolation. La deuxième solution, elle, consiste à modifier l'état actuel du rejet, soit en ayant recours à un traitement tertiaire qui soit plus fiable vis-à-vis de l'élimination des germes pathogènes que celui relatif à la désinfection UV, soit en délocalisant le rejet à un autre endroit du littoral ou bien en pleine mer au moyen d'un émissaire qui assure la dilution de la pollution.

1.1. Le retrait du rejet

1.1.1. La réutilisation des eaux usées en irrigation

La réutilisation des eaux résiduaires urbaines en irrigation est la pratique qui consiste à récupérer les eaux à la sortie de la station d'épuration afin de les utiliser pour l'irrigation de cultures, de forêts ou de terrains de sport et de loisirs (24). L'irrigation consiste à réaliser un apport d'eau raisonné aux plantes de manière à ce que cet apport réponde étroitement aux besoins de la couverture végétale mise en place. Or, qui dit "adaptations aux besoins de la plante" dit "impossibilité d'irriguer sous certaines conditions climatiques". Le climat maritime du Pas-de-Calais est caractérisé par un régime de précipitations élevé. Ces précipitations font monter les niveaux des nappes en période hivernale, les sols sont gorgés d'eau : il y a risque d'entraînement de pollution vers les eaux souterraines. De plus, les sols peuvent geler : il y a risque de ruissellement et d'augmentation de la survie des bactéries. C'est pourquoi cette technique d'irrigation est généralement complétée par un stockage des effluents lors des périodes hivernales. Le temps de stockage nécessaire au Portel serait de plusieurs mois. Sachant que le débit maximal en sortie de station est de 420 m³/h, il s'agirait alors de stocker des quantités trop importantes d'effluents. **Pour ces raisons, la solution de réutilisation des eaux usées en irrigation sur le site de Le Portel n'est absolument pas envisageable.**

1.1.2. L'infiltration-percolation des eaux usées

> Principe de la technique

L'infiltration-percolation des eaux usées est un procédé d'épuration des effluents par filtration aérobie à vitesse lente (1 à 2 m/j) sur milieu granulaire fin. Le massif filtrant joue le rôle d'un filtre mécanique et élimine la majeure partie de la pollution organique. Il constitue également un réacteur biologique où les bactéries aérobies se fixent rapidement. La mise en condition anaérobie conduit au colmatage interne du massif filtrant. C'est pourquoi cette technique exige que l'infiltration ait lieu en milieu poreux non saturé et que la phase gazeuse soit périodiquement renouvelée par mise à l'air des bassins d'infiltration. L'alimentation des bassins par bâchées doit être prévue pour assurer une alternance régulière entre les phases de séchage et de fonctionnement. En raison des pluies fréquentes dans la région, la phase de séchage des lits filtrants et de réoxygénation du sol ne se fait pas toujours correctement. Des risques de colmatage sont prévisibles (exemple de Camiers, commune du Pas-de-Calais où un bassin d'infiltration s'est transformé en lagune) (15, 21).

> Abattement des micro-organismes

Cette technique est très efficace pour l'élimination des parasites (oeufs d'helminthes et kystes de protozoaires). Cependant, l'efficacité est plus contrastée pour les bactéries et les virus, de tailles inférieures à celle des parasites. Elle est variable en fonction de la charge organique (21, 35).

> Contexte géologique et hydrogéologique au Portel

La ville de Le Portel est implantée sur les terrains du Portlandien. Plus précisément, le Portlandien se décompose en plusieurs couches caractérisées par un pendage relativement faible :

- Le Portlandien supérieur d'une épaisseur de 12 m et constitué de sables et de grès calcaires. Cette couche géologique perméable renferme une nappe superficielle, peu profonde, de faible étendue et de faible intérêt. En effet, ses caractéristiques aquifères (productivité, ressource disponible et vulnérabilité) ne permettent pas son alimentation pour l'eau potable. Le niveau de cette nappe varie fortement et des remontées peuvent apporter des contraintes aux aménagements de surface.

- Le Portlandien moyen d'une épaisseur de 32 m et constitué d'argiles à bancs calcaires.

- Le Portlandien inférieur d'une épaisseur de 18 m et constitué de grès calcaires et de sables encore appelé grès de la Crèche. Des argiles sableuses se trouvent au sommet de cette couche (47).

La station d'épuration est directement implantée sur le Portlandien moyen couche imperméable en raison de la présence d'argiles. Il est impossible de réaliser une infiltration sur ces terrains. La couche perméable qui peut convenir à cette technique affleure à une distance de 250 m de la station. L'infiltration d'un débit maximal de 420 m³/h risque de saturer rapidement cette couche perméable. L'eau pourrait s'écouler sur cette couche imperméable et des sources pourraient se former en bordure de falaise compromettant d'une part, la stabilité de celle-ci, et d'autre part la qualité sanitaire de l'eau en raison du risque viral, principal risque relatif à la consommation de coquillages. **Ce contexte hydrogéologique particulièrement sensible rend impossible la mise en oeuvre de cette solution.**

1.2. Déplacement du point de rejet

1.2.1. Déplacement du rejet au niveau du littoral

Le rejet actuel des effluents traités se fait au haut d'une falaise de 10 à 15 m de hauteur. Les effluents ruissellent sans véritable dilution sur deux petits gisements de moules : le Rieu de Cat et la Marinette. Malgré la mise en place de la désinfection UV, le risque sanitaire lié aux germes pathogènes existe. La délocalisation du rejet permettrait d'écarter le risque sanitaire. Cependant, l'ensemble du littoral de Le Portel est classée zone conchylicole. D'autres gisements nettement plus abondants existent : celui du Fort de l'Heurt au nord, ceux d'Alprech, de Nyngles et d'Equihen-plage au Sud. Ainsi, délocaliser le rejet le long du littoral ne ferait que reporter le risque sanitaire sur d'autres gisements beaucoup plus fréquentés. **En terme de santé publique, cette solution n'est pas envisageable.**

1.2.2. Déplacement du rejet au large du littoral

Cette solution, préconisée par le CSHPF, consiste en la construction d'un émissaire qui amènerait les effluents au large du littoral. Dans le cadre de cette solution, le District de Boulogne-sur-Mer a sollicité IFREMER pour réaliser une étude de dispersion d'un rejet en pleine mer à l'aide d'un modèle mathématique, MARS 2D, programme de calculs des courants marins et des concentrations en éléments solubles transportés par ces courants (30). La description et les hypothèses de calculs et les résultats du logiciel sont explicités en annexe 18.

> Les résultats (annexe 19)

Influence de la Liane et de l'Epi

La Liane est une rivière dont l'embouchure se situe dans le port de Boulogne-sur-Mer. Elle présente des concentrations bactériologiques élevées en raison du déversements de rejets directs d'eaux usées et du rejet de la station d'épuration de Boulogne-sur-Mer, actuellement sous-dimensionnée. Son impact sanitaire sur les eaux du littoral n'est pas négligeable. Selon le modèle, il est plus important au sud de la ville. Il touche les gisements de Le Portel et plus particulièrement le Fort de l'Heurt.

L'Epi influence la qualité des eaux de baignade et conchylicoles. Le modèle confirme cette influence puisque le rejet atteint la plage et l'ensemble des gisements conchylicoles.

Simulation du rejet par émissaire

Dans le cas de l'implantation d'un émissaire, le rejet de la station d'épuration n'est pas désinfecté mais déplacé au large de la côte. Selon l'arrêté du 22 décembre 1994, fixant les prescriptions techniques relatives aux ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées, le rejet dans le domaine public maritime ne doit pas s'effectuer sous la laisse de basse mer qui se situe à 300-400 m du rejet de la Falaise. L'Agence de l'Eau préconise un rejet à une distance minimale de 1000 m derrière le Fort de l'Heurt, soit une distance minimale de 1600 à 1700 m depuis la falaise. Trois orientations d'émissaire ont été simulées par IFREMER :

- un émissaire long de 1800 m et orienté au nord-ouest du Fort de l'Heurt
- un émissaire long de 1300 m et orienté à l'ouest du Fort de l'Heurt
- un émissaire long de 1600 m et orienté au sud-ouest du Fort de l'Heurt.

Les panaches issus de ces émissaires ont des formes assez semblables. Ils éloignent la pollution des zones conchylicoles et de la plage de Le Portel. Cependant, plus le rejet est placé au nord, plus le panache pénètre dans la rade de Boulogne-sur-Mer et plus il semble toucher les zones conchylicoles situées au nord de Boulogne-sur-Mer, en quantités pour autant relativement faibles (1 à 3 bactéries/100 ml).

La solution de l'émissaire sud-ouest semble la plus intéressante. Mais elle ne sera efficace que lorsque les rejets de l'Epi et de la Liane seront maîtrisés.

➤ Etude complémentaire de modélisation

Suite aux commentaires relatifs aux hypothèses de calculs, **une étude complémentaire de modélisation est nécessaire** de manière à :

- Simuler des conditions météorologiques et courantologiques plus défavorables.
- Préciser l'influence des panaches. En effet, les simulations de panache des divers rejets (la Liane, l'Epi, les trois émissaires) ont été réalisées de manière indépendante. Chaque simulation met en évidence l'influence d'un seul rejet sur le littoral Portelois. Il serait alors nécessaire de coupler ces simulations en une seule afin de simuler l'influence cumulée du panache de l'émissaire et ceux de l'Epi et de la Liane sur la plage de Le Portel. Cette simulation reflèterait davantage la solution préconisée par le CSHPF.
- Apporter des précisions concernant les gammes de couleurs représentatives des concentrations bactériologiques. Ces gammes devraient être élargies de façon à améliorer la lisibilité des cartes.

Le District de Boulogne-sur-Mer a l'intention de demander une étude complémentaire à IFREMER. L'annexe 20 lui précise les compléments à réaliser.

➤ Faisabilité technique de l'émissaire en mer

Construction de l'ouvrage

Les conditions courantologiques sont assez difficiles : la zone de Boulogne-sur-Mer est caractérisée par un marnage important (pratiquement 8 m) et des courants très marqués en raison du rétrécissement de la Manche. C'est pourquoi il est nécessaire d'enfouir l'émissaire c'est-à-dire de le poser au fond d'une tranchée et de le protéger par des enrochements sur toute sa longueur. De plus, la pose s'avère être assez délicate en raison de la présence de rochers à environ 1 m à 1,5 m de profondeur. **Le prix d'un émissaire Ø500 d'une longueur de 1700 m, en considérant une marge d'incertitude de 10%, est estimé entre 56 et 62 millions de francs hors taxes** (annexe 21) (Communication avec M. Renault, EMCC). A ce prix s'ajoutent :

- Le prix relatif aux études de reconnaissance du site (océanographie, courantologie...) ainsi que des études de stabilité de l'ouvrage. L'ensemble de ces études est estimé à **1 million de francs** (hors taxes).
- Le prix du diffuseur compris entre **1 et 2 millions de francs** (hors taxes) dont l'installation dépend des résultats des études précédemment citées.

Entretien de l'ouvrage

L'entretien d'un tel ouvrage consiste en un passage caméra avec des plongeurs spécialisés ou un robot ainsi qu'en un curage de la canalisation par contre-courant si besoin est. Le prix d'une visite est estimé à **25 000 F** et le curage à **90 000 F**. La fréquence des visites préconisée est une visite annuelle. Le risque de dépôts à l'intérieur de

la canalisation est faible en raison de la qualité de l'eau en sortie de clarificateur sauf incident et départ de boues de ce dernier. Par contre il est difficile d'appréhender les problèmes liés à l'ensablement. En effet, aucun ouvrage de ce type n'a été construit dans la région. Des études courantologiques relatives aux mouvements sableux doivent être réalisées sur site. Elles permettront de dimensionner au mieux le diffuseur et d'éviter les risques d'ensablement.

> Conclusions

La modélisation IFREMER a mis en évidence l'influence de la pollution véhiculée par les rejets de l'Epi et de la Liane sur le littoral Portelois. La construction d'un émissaire n'éliminerait alors pas totalement le risque sanitaire engendré par une pollution bactériologique. Toutefois, **il est souhaitable d'affiner la modélisation de façon à évaluer au mieux l'influence de l'ensemble des rejets sur la plage de Le Portel et à conclure sur l'intérêt ou non de construire un émissaire.**

1.3. La modification du traitement tertiaire

Cette solution consiste à remplacer la désinfection UV par une autre technique qui permettrait de maîtriser davantage le risque lié à l'élimination des virus.

Les traitements chimiques de désinfection tels la chloration, l'ozone, l'acide péracétique ne sont pas envisageables. De tels produits contribuent à la formation de sous-produits. Ils n'apportent alors pas de garantie supplémentaire vis-à-vis de la protection sanitaire.

Le lagunage de finition, voie alternative à un traitement de désinfection, nécessite une importante occupation au sol (5 m² par équivalent habitant soit 20 ha pour la station de Le Portel). De plus, si le lagunage de finition est adapté à la protection sanitaire des zones de baignade, il reste insuffisant pour une protection constante des zones conchylicoles. Enfin, le lagunage peut dégrader la qualité physico-chimique de l'effluent en engendrant des relarguages d'ammoniacque (développement d'algues et problème de fermentation) (48, 53).

La seule technique qui pourrait alors se substituer à la désinfection UV est la technique de filtration membranaire.

1.3.1. Principe de la filtration membranaire

Les techniques de filtration membranaire peuvent être définies comme des procédés de séparation en phase liquide par perméation à travers des membranes perméatives sous l'action d'un gradient de pression. Ces procédés utilisent les propriétés de tamisage moléculaire d'une membrane poreuse soumise au passage direct (dead end) ou tangentiel (cross flow) du liquide à filtrer (52).

1.3.2. L'élimination des germes pathogènes

L'annexe 22 indique les techniques de filtration permettant l'élimination des micro-organismes (56).

Les membranes de microfiltration sont constituées par des pores de 0,02 à 1 µm. Elles peuvent éliminer les protozoaires (10µm-1mm) et les bactéries (0,5-20 µm). Par contre, elles ne sont pas totalement efficaces vis-à-vis de l'élimination des virus puisqu'ils ont une taille nettement inférieure comprise entre 10 et 100 nm. Plus

précisément, les plus petits virus pathogènes pour l'homme, que sont les entérovirus, mesurent environ 20 nm (communication avec M. Schwartzbrod, faculté de pharmacie de Nancy). Seules des membranes d'ultrafiltration, dont la taille des pores est comprise entre 1 et 100 nm, peuvent éliminer totalement les virus.

Cette étude s'appliquera à comparer l'efficacité des techniques de microfiltration et d'ultrafiltration à différents niveaux de la filière (56).

L'application des techniques membranaires pour la désinfection des eaux usées peut être envisagée à plusieurs niveaux dans les filières (56) :

- en **traitement secondaire**, immergées dans le bassin à boues activées (procédé Générale des Eaux Biosep utilisant des membranes de microfiltration) ou associées au bioréacteur (procédé Lyonnaise des Eaux BRM ou bioréacteur à membranes utilisant des membranes de microfiltration ou d'ultrafiltration) (60),

- en **traitement tertiaire**, à la suite d'une décantation secondaire (membranes de microfiltration et ultrafiltration).

1.3.3. Les essais pilotes

Des essais pilotes du procédé Biosep ont été réalisés par Anjou Recherche dans le cadre d'une étude de réutilisation des eaux usées (19). Les résultats ont montré un abattement des germes témoins compris entre 6 et 7 Ulog. Malgré un seuil de coupure de la membrane supérieur à la taille des virus et des bactériophages, une élimination totale de ces micro-organismes a été constatée soit un abattement compris entre 3 et 4 Ulog. Ces résultats sont attribués à la forte concentration des matières en suspension dans le bioréacteur sur lesquelles sont adsorbés les virus.

Des essais pilotes à partir d'effluents ayant subi un traitement biologique ont été testés en microfiltration. De même, des essais pilotes en eau potable ont été réalisés à partir de membranes d'ultrafiltration. Les performances en termes d'abattelements bactériologiques sont transposables à de l'eau usée ; les différences résident dans l'entretien et la fréquence de décolmantage des membranes (Communication avec M. Desroche, Koch International). Les résultats montrent que la microfiltration et l'ultrafiltration éliminent totalement l'ensemble des bactéries, les kystes de Giardia (7-14 µm) et de Cryptosporidium (4-6 µm) soit un abattement moyen de 5 Ulog (31, 32). Cependant, il semblerait que la barrière de la membrane de microfiltration ne soit pas parfaite vis-à-vis de l'élimination des kystes d'amibes libres de taille inférieure à 3 µm (34). Enfin, l'abattement des virus est de 6 Ulog pour l'ultrafiltration et de 1 à 4 Ulog pour la microfiltration (42).

1.3.4. Les problèmes sanitaires liés à la technologie

L'inconvénient majeur des procédés membranaires est la rupture de fibres qui peut provoquer une chute brutale du rendement et occasionner une présence de germes pathogènes en grande quantité dans l'eau filtrée via le milieu naturel. La détection rapide des fuites est possible en traitement tertiaire (procédé MEMCOR) (58, 59). Elle se fait par la mise en place de test d'intégrité. Il consiste en l'injection d'air sous faible pression et en une mesure de différence de pression entre les faces externe et interne de la membrane (Communication avec M. Desroche, Koch International). Le risque sanitaire lié à la présence de germes pathogènes dans l'eau filtrée est inversement proportionnel à la fréquence de ces tests.

1.3.5. Faisabilité technique de la filtration membranaire

> Au niveau du traitement secondaire

La mise en place de membranes au niveau du traitement secondaire (procédé Biosep) implique la modification du fonctionnement des bassins de boues activées et des clarificateurs (60). Les frais d'investissements sont difficiles à estimer puisque le projet viserait à adapter la station actuelle au procédé de membranes immergées. Ces frais seraient compris entre **15 et 50 millions de francs (hors taxes)**. Les frais de fonctionnement correspondent à une marge estimée entre 15 et 60% du prix d'investissement (Communication avec M. Buisson, Anjou Recherche).

Cette solution n'est pas envisageable, en raison d'une part de la difficulté de repérer d'éventuelles ruptures de fibres qui engendreraient un risque sanitaire à l'aval (Communication avec M. Godet, Anjou Recherche), **et d'autre part de la mise en fonctionnement récente de la station car il s'agirait de reconsidérer la conception de celle-ci** (Communication avec M. Buisson, Anjou Recherche).

> Au niveau du traitement tertiaire

Des membranes d'ultrafiltration ont été envisagées, celles relatives à la microfiltration n'étant pas assez performantes vis-à-vis de la rétention des virus. Le risque majeur de l'implantation de ces membranes en sortie de clarificateur est celui lié à des départs de boues accidentels des membranes. Il faut alors protéger celles-ci à l'aide d'un dégrillage fin. Un turbidimètre peut également être installé pour commander le by-pass de l'eau en cas de problème et renvoyer celle-ci en tête de station (Communication avec M^{me} Peyreaudau, OTV).

Le coût d'investissement est compris entre 1000 et 1500 francs le m³/j. Considérant un débit maximal de 420 m³/h, le coût est compris entre **10 et 15 millions de francs (hors taxes)** (Communication avec M. Buisson, Anjou Recherche). Le coût d'exploitation minimal, transposé de celui relatif à la microfiltration, avoisine 35 francs par équivalent habitant à l'année soit un montant de **1,4 millions de francs**.

L'ultrafiltration appliquée au traitement des eaux usées n'est actuellement pas commercialisée. MEMTEC travaille sur ce procédé mais aucune étude pilote n'a encore été réalisée à ce jour. Il est alors difficile de connaître les contraintes d'exploitation qui en découlent : risque de colmatage plus important qu'en microfiltration, fréquence plus élevée des rétro-lavages à l'eau par contre-courant et des lavages chimiques. **Un tel procédé n'est pas envisageable à l'heure actuelle sur la station de Le Portel.**

2. Le rejet de l'Epi

Le rejet de l'Epi est un point sensible du littoral. Les travaux ayant auparavant été réalisés ont contribué à l'amélioration de la qualité sanitaire des eaux du littoral (cf partie sur les rejets). Cependant, les efforts sont à poursuivre selon l'Agence de l'Eau puisque ce rejet est encore très sensible aux épisodes pluvieux.

2.1. Les solutions proposées

Les solutions apportées par le bureau d'études AMODIAG pour récupérer et traiter la pluie de fréquence mensuelle sont :

- Création d'un bassin de stockage de manière à écrêter les pluies. Le remplissage serait gravitaire et la vidange se ferait par refoulement vers la station d'épuration. Le coût de ce bassin serait estimé à **4,4 millions de francs** (hors taxes).

- Renforcement de la capacité de pompage de manière à refouler les eaux pluviales vers la station. Le coût est estimé à **4,9 millions de francs** (hors taxes).

- Construction d'un émissaire en mer à partir de l'Epi. L'étude de cette solution est en cours.

2.2. La construction d'un émissaire au niveau de l'Epi

La volonté du District de Boulogne-sur-Mer est d'étudier toute solution qui permettrait l'obtention de l'autorisation de rejet. Dans le cadre de la construction d'un émissaire à l'Epi, il souhaiterait utiliser cet ouvrage pour évacuer au large les eaux traitées de la station avec les eaux pluviales.

2.2.1. La modification du point de rejet de la station

Pour évacuer simultanément les eaux pluviales et les eaux traitées de la station, il faut supprimer le point de rejet de la Falaise et acheminer les eaux traitées depuis la sortie de station jusqu'à la place Monseigneur Bourgain. Cet acheminement, d'une longueur de 350 à 400 m est gravitaire et nécessite la pose d'une canalisation Ø500. Le coût de ces travaux est estimé entre **2,5 et 2,8 millions de francs (hors taxes)** (Visite du site avec M. Lacheré, SADE Boulogne-sur-Mer) (annexe 23).

2.2.2. L'émissaire

Le rejet actuel de l'Epi se fait au moyen de deux canalisations Ø1000. De manière à assurer l'évacuation des eaux pluviales et des eaux traitées, il faut un émissaire de diamètre minimal Ø1500. La longueur préconisée est de 1700 m. Le coût de cet ouvrage est estimé entre **85 et 95 millions de francs (hors taxes)**. Il ne prend pas en compte les études préalables géologiques et océanographiques ni le coût du diffuseur (Communication avec M. Renault, EMCC) (annexe 21).

Seule une modélisation courantologique permettrait d'étudier l'influence du panache de cet émissaire sur la plage de Le Portel. En se référant à l'étude réalisée par IFREMER concernant l'émissaire de la station, la pollution véhiculée par la Liane semble être notable. **Ainsi, en l'état actuel des choses et au vu de l'investissement non négligeable que requiert cette solution, celle-ci n'est pas envisageable.**

SIXIEME PARTIE : LES SOLUTIONS PRECONISEES

Un aménagement du point de rejet au bas de la falaise, souhaité par diverses instances décisionnelles, est préconisé. D'une part, ce rejet ne présente pas un bel aspect visuel, laissant à la vue de toute personne fréquentant la plage une cascade se déversant sur les rochers. D'autre part, la falaise naturelle présente une stabilité précaire : la canalisation de rejet est peu à peu découverte en raison du recul progressif de la falaise.

Ensuite, les efforts engagés au niveau du rejet de l'Epi pour collecter les eaux pluviales doivent être poursuivis pour éviter que le rejet de ces eaux ne vienne effacer les résultats apportés par l'épuration et plus particulièrement par la désinfection des effluents épurés.

Enfin, les solutions de substitution de la désinfection UV, étudiées dans la partie précédente, ne sont pas envisageables sur le site de Le Portel en raison soit d'une non faisabilité technique, soit d'un manque de garantie vis-à-vis de la protection sanitaire. C'est pourquoi, la désinfection, à l'heure actuelle, doit être maintenue. Parallèlement, une surveillance environnementale et sanitaire est préconisée. Elle a pour objectif de détecter rapidement tout risque sanitaire lié à la baignade et au ramassage de coquillages et de mettre en place des mesures de contrôle et de prévention associées à ce risque.

1. Aménagement du point de rejet au bas de la station

1.1. Les enrochements

La pose d'une canalisation le long de la falaise masquée par des enrochements est une solution d'aménagement du point de rejet mais elle n'est pas envisageable sur ce site. En effet, une emprise au sol d'une longueur minimale de 10 m serait nécessaire sur la plage pour poser environ 5000 tonnes d'enrochements de gros calibre (pour un montant de 1,2 millions de francs hors taxes) afin d'éviter toute déstabilisation liée à l'érosion marine (Communication avec M. Routier, SMBC). De plus, le risque d'endommager la conduite est pratiquement certain lors de la pose de ces enrochements. D'autres solutions moins coûteuses et plus fiables techniquement doivent être envisagées.

1.2. Le forage dirigé

Cette solution consiste à forer en biais dans la falaise depuis la station jusqu'à la plage. Elle permet de s'affranchir de travaux sur le terrain de camping privé. Cependant, **elle est la plus difficile à réaliser techniquement.** En effet, le risque repose sur la variété des faciès géologiques rencontrés (présence de bancs calcaires épais dans la couche argileuse du Portlandien moyen) qui pourraient compromettre la direction du forage (Communication avec M. Robin, SADE forages Lille). **Outre l'aspect technique, le forage dirigé semble être la technique de forage la plus coûteuse. Elle n'est pas envisageable sur un tel site.**

1.3. Le forage vertical

Il s'agit de forer dans le terrain de camping à une distance suffisante de la falaise estimée à 30 m de manière à ne pas compromettre la stabilité de celle-ci puis à réaliser une galerie horizontale au bas de la falaise depuis la plage

pour rejoindre le forage vertical. **Cette solution n'est pas réalisable en raison des problèmes liés à la marée.** Le temps d'intervention limité du personnel de chantier sur le site et l'obligation de retrait de tout matériel avant marée haute sont sources de coûts excessifs. De plus, les vagues risquent de provoquer des éboulements de la galerie en cours de travaux.

1.4. Le puits vertical

Il permet de s'affranchir des problèmes liés à la marée. Il consiste en le creusement par terrassement d'un puits vertical à 30 m du bord de la falaise. La pose de la canalisation de diamètre 500 mm se fait à l'intérieur de ce puits. La progression horizontale est réalisée par galerie à partir du fond de ce puits jusqu'au bord de la falaise. Les derniers mètres sont creusés à partir de la plage à l'aide d'un brise-roches en raison de la présence de rochers au niveau de la façade de la falaise. Un remblai est ensuite appliqué progressivement autour de la canalisation. Une attention particulière doit être apportée à la nature de ce remblai. En effet, une étanchéité parfaite doit être réalisée entre le terrain argileux et la canalisation de manière à éviter toute fuite d'eau qui provoquerait le gonflement et le fluage des argiles, entraînant à plus long terme la déstabilisation de la falaise (Communication avec M. Lasnon, SADE Melun). Le coût approximatif de ces travaux est compris entre **800 000 F et 1 000 000 F** (annexe 24).

Dans le cadre du réaménagement du point de rejet de la station, des études de sol devront être réalisées sur le site par des géologues (sondages, plan de fracturation de la falaise...) de manière à évaluer précisément les travaux à réaliser.

2. Suivi environnemental et sanitaire

Le suivi renforcé doit être mis en place à plusieurs niveaux :

- **au niveau de la désinfection** : étude des performances du procédé,
- **au niveau environnemental** : surveillance de la qualité de l'Epi par temps de pluie et surveillance environnementale des zones sensibles (baignade et pêche à pieds),
- **Au niveau sanitaire** car il y a consommation locale de moules.

2.1. La surveillance de la désinfection UV

Pour assurer une gestion cohérente du risque sanitaire à long terme, il est souhaitable d'effectuer d'une part un suivi de la qualité microbiologique de l'effluent désinfecté et d'autre part un suivi en continu des paramètres techniques de fonctionnement.

2.1.1. Le suivi des paramètres microbiologiques

La surveillance ne peut être conçue uniquement à partir de l'abattement des micro-organismes. En effet, sur le plan sanitaire, un abattement de germes exprimé en unités logarithmiques n'a guère de signification puisqu'il laisse subsister un risque microbiologique variable selon les concentrations de l'effluent à l'amont de la

désinfection. C'est pourquoi il est nécessaire d'associer le suivi de l'abattement bactériologique à celui de la concentration résiduelle des micro-organismes avant rejet dans le milieu naturel.

> Les indicateurs d'efficacité de traitement

Compte tenu de la difficulté de mise en évidence des germes pathogènes, il est indispensable d'avoir recours à des indicateurs d'efficacité de traitement. De manière à couvrir l'ensemble des risques sanitaires, divers indicateurs doivent être pris en compte :

- les E. Coli (bactéries gram -) et les Streptocoques fécaux (bactéries gram +).
- les coliphages somatiques et les bactériophages à ARN f spécifiques. Leur détection renseigne sur le risque viral et elle est à la fois plus simple et moins onéreuse que celle relative aux entérovirus. Les bactériophages à ARN f spécifiques ne se répliquent pas à l'extérieur du tube digestif et sont plus résistants aux UV que les entérovirus. Les coliphages somatiques, eux, ne sont ni de bons indicateurs de contamination virale, ni de bons indicateurs d'efficacité de traitement mais ils sont abondants dans les eaux usées. Enfin, il n'est pas utile de rechercher les phages de Bacteroides fragilis qui présentent l'avantage d'être spécifiques au tube digestif humain mais qui sont moins abondants que les ARN f dans les eaux usées et nécessitent des techniques de détection plus complexes (Communications avec M^{me} Pierzo, Institut Pasteur de Lille).
- les spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices telles Clostridium Perfringens. Leur capacité de résistance aux UV est supérieure aux bactéries et virus.

> Fréquence des prélèvements

Aucune fréquence n'est imposée dans la réglementation relative à l'autosurveillance des stations d'épuration (arrêté du 22 décembre 1994). Les fréquences préconisées seraient :

- Une fréquence hebdomadaire pour les germes témoins analysés par le laboratoire de la station d'épuration de Boulogne-sur-Mer.
- Une fréquence bimensuelle pour les bactériophages à ARN f spécifiques, les coliphages somatiques et les spores de bactéries analysés par l'Institut Pasteur de Lille. Selon les résultats de l'efficacité de traitement, cette fréquence pourra être réduite d'un facteur deux.

2.1.2. Le suivi des paramètres de fonctionnement

Le suivi de la qualité microbiologique de l'effluent désinfecté ne permet pas de détecter en temps réel une panne ou une baisse de performance du procédé de désinfection. Seul un suivi des paramètres de fonctionnement permet de le faire.

> La qualité physico-chimique de l'eau

A l'heure actuelle, la qualité physico-chimique de l'effluent traité est évaluée à l'aide de mesures régulières de MES, DCO et DBO₅. La turbidité n'est pas mesurée. **Il serait souhaitable d'installer un turbidimètre à l'amont de la désinfection UV de manière à réaliser un suivi continu de la turbidité.** Celui-ci permettrait de définir une mesure seuil d'alarme à partir de laquelle les performances de la désinfection risquent d'être altérées.

> La centrale de commande des UV

La vérification du bon fonctionnement du système se fait au niveau de la centrale de commande, qui reçoit les informations par l'intermédiaire du centre de distribution d'énergie. Celle-ci renseigne sur divers paramètres :

- L'intensité UV mesurée par une sonde sur chaque bloc : une baisse constante de l'intensité UV correspond à l'encrassement des gaines de quartz et au vieillissement des lampes alors qu'une baisse temporaire renseigne sur la dégradation de la qualité de l'effluent.

- La transmission qui permet d'apprécier l'impact de la qualité de l'effluent sur la baisse d'intensité.

- L'état de marche ou arrêt de chaque bloc et le temps de fonctionnement.

La centrale de commande enregistre les anomalies qui se sont produites sur le système UV. Elle les regroupe sous le terme général d'alarmes. Il existe deux types d'alarmes, mineures ou majeures. Les alarmes mineures (niveau bas de l'effluent dans le chenal entraînant un fonctionnement intermittent de lampes) ne mettent pas en péril la désinfection. **Les alarmes majeures (lampes, fusibles grillés...) peuvent avoir une influence sur le résultat de la désinfection et doivent être corrigées au plus vite.**

> Le suivi de l'état des lampes

L'entretien régulier des lampes contribue au maintien des performances optimales de la désinfection. La fréquence des lavages du chenal et des gaines de quartz à l'acide est déterminée par l'état visuel d'encrassement ainsi que par le suivi des performances de la désinfection. De même, il est primordial de remplacer les lampes après une durée de fonctionnement garantie par le constructeur (8750 heures).

2.2. Surveillance environnementale

2.2.1 Surveillance du rejet pluvial de l'Epi

La solution préconisée à l'Epi est la construction d'un bassin tampon permettant la reprise de la pluie mensuelle par la station d'épuration. Cette solution est préférée à celle qui vise à augmenter la capacité de pompage du poste de refoulement : elle pourrait entraîner une saturation de la capacité de stockage de la station d'épuration en période pluvieuse.

La détermination de la qualité microbiologique des déversements est primordiale en raison de la proximité de la plage et des gisements mouliers. L'installation d'une sonde de niveau dans le bassin tampon, reliée au poste de commande de la station d'épuration permettrait de détecter et d'enregistrer dans le temps les déversements. Des analyses de germes témoins (E. Coli et Streptocoques fécaux) peuvent alors être réalisées sur ces déversements. Une recherche systématique des coliphages somatiques est également préconisée. Etant donnée l'abondance prépondérante de ces derniers dans les eaux usées, la recherche des bactériophages à ARN spécifiques dépendra de la charge polluante des déversements.

2.2.2. Surveillance environnementale de la zone de baignade

Fréquentation de la plage

En période estivale, la plage de Le Portel, site balnéaire aménagé et surveillé, est très fréquentée par les touristes (français ou étrangers) et les habitants de la région. Le nombre de baigneurs estimé par les maîtres-nageurs sauveteurs du poste de secours avoisine 600 personnes par jour et atteint 1500 personnes par jour pendant le week-end.

Fréquence des prélèvements

La fréquence d'échantillonnage imposée par la directive n°76-160 du 8 décembre 1975 relative à la qualité des eaux de baignade est une fréquence minimale bimensuelle des germes témoins (Coliformes fécaux, Streptocoques fécaux). La DDASS du Pas-de-Calais réalise des prélèvements hebdomadaires, analysés par l'Institut Pasteur de Gravelines. Cette fréquence assez soutenue convient pour le suivi environnemental.

De manière à cerner le risque viral, une recherche des bactériophages, réalisée par l'Institut Pasteur de Lille, est préconisée selon une fréquence mensuelle. Cette fréquence est indicative et dépendra des résultats relatifs aux germes témoins.

La recherche de salmonelles doit également être envisagée lorsque la zone de baignade révèle une détérioration possible de la qualité des eaux.

2.2.3. Surveillance environnementale de la zone conchylicole

> Fréquentation des gisements moulières

Une vingtaine de pêcheurs professionnels, contre 80 il y a un an et demie, sont actuellement recensés dans le secteur de Boulogne-sur-Mer (Communication avec M^{me} Fuzelier, DDAM). La pêche professionnelle est principalement pratiquée au nord de la ville (Communication avec M. Bodard, membre de la section régionale conchylicole). La zone conchylicole de Le Portel est peu fréquentée par ces professionnels en raison du manque d'abondance des gisements. La pêche de loisirs est principalement pratiquée dans ce secteur par des estivants et des personnes habituées au site. Le Fort de l'Heurt constitue le principal gisement moulière de la commune : 100 à 200 personnes s'y trouvent à chaque marée descendante. Les gisements du Rieu de Cat et de la Marinette sont nettement moins fréquentés car ils sont plus éloignés de la plage et moins facile d'accès.

> Fréquence des prélèvements

Un point REMI existe au niveau du Fort de l'Heurt. Ce point appartient au réseau de surveillance microbiologique mis en place depuis 1989 par IFREMER. Les coliformes fécaux (E. Coli) sont le seul indicateur de contamination recherché dans les chairs de coquillages et dans le liquide intervalvaire. Le suivi des Streptocoques fécaux a été abandonné en raison d'une faible spécificité et malgré leur grande sensibilité. La recherche de salmonelles n'est plus réalisée à l'heure actuelle. Le suivi environnemental doit être renforcé dans cette zone conchylicole. Au point de prélèvement du Fort de l'Heurt, il faut ajouter celui du Rieu de Cat, situé à proximité du rejet de la station d'épuration.

Les recherches de micro-organismes préconisées seraient :

- Une recherche hebdomadaire des coliformes fécaux et des salmonelles. Les analyses sont effectuées par IFREMER. Cette fréquence pourra être allégée en période non balnéaire selon les résultats obtenus.
- Une recherche bimensuelle des bactériophages. Les analyses sont réalisées par l'Institut Pasteur de Lille. Cette fréquence est indicative et dépend des résultats obtenus sur les germes témoins. Si les concentrations deviennent faibles et fluctuantes, des prélèvements mensuels pourront être envisagés.
- Une recherche systématique des salmonelles quand il y a dégradation des autres indicateurs et risque de contamination.

2.3. Surveillance sanitaire

Cette surveillance peut être effectuée par :

- Un **réseau sentinelle de médecins généralistes**, mis en place et animé par le médecin inspecteur de la santé publique (MISP) de la DDASS. Ils recueillent des cas plus graves et peuvent préciser les symptômes ainsi que les hypothèses étiologiques. Enfin, ils peuvent mieux collaborer à une investigation épidémiologique par la possibilité d'identifier et de suivre les cas.

- Un **réseau sentinelle de pharmaciens**, qui communiqueront au pharmacien inspecteur de la santé publique (PHISP) de la DDASS les quantités d'anti-diarrhéiques vendus. Ils voient un grand nombre de cas en raison de la clientèle plus importante (comparativement aux médecins) et contribuent à une meilleure efficacité du réseau de surveillance.

Les mesures des effets sanitaires consisteront à relever le nombre journalier de gastro-entérites aiguës (GEA) associées à la consommation de coquillages provenant des gisements surveillés, dans les 72 heures précédant la visite du médecin (durée d'incubation et comprise entre 24 et 48 heures ; signes cliniques compris entre 24 et 48 heures).

Limites de la surveillance sanitaire :

Il sera difficile de distinguer les cas de GEA liés à la consommation de moules. Ils représentent un pourcentage faible par rapport aux cas totaux de GEA. De plus, des cas de GEA risquent d'échapper aux réseaux de surveillance en considérant par exemple le cas de touristes malades ne consultant pas de médecins sur place.

Enfin, le bon fonctionnement de ces réseaux n'est pas garanti puisque les risques viraux les plus courants sont liés aux virus des GEA et de l'hépatite A. Or, les fruits de mer mis en cause dans les risques sanitaires sont les huîtres, les coques, les clams et **plus rarement les moules**.

2.4. Programme d'intervention en cas de mauvais résultats

Si de mauvais résultats se profilent au niveau des zones de baignade ou conchylicole, il est nécessaire d'en connaître la cause. Les deux causes possibles sont :

- Un dysfonctionnement de la désinfection UV. Dans ce cas, une correction rapide du dysfonctionnement ainsi que des mesures de protection sanitaire s'imposent.

- Un déversement au niveau de l'Epi. Dans ce cas, seules des mesures de protection sanitaire peuvent être prises.

2.4.1. Dysfonctionnement de la désinfection UV

> Assurer la rapidité d'intervention de l'exploitant

L'exploitant doit se préparer sur le plan organisationnel afin d'agir efficacement et rapidement en cas d'alarme. Le système de surveillance en place au niveau du poste de commande de la station l'informe sur l'état de marche-arrêt de chaque bloc et sur le débit transitant dans le chenal. Mais il ne fournit pas de renseignements sur les dysfonctionnements éventuels. C'est pourquoi, **le contrôle journalier de l'installation par l'exploitant sera maintenu**. De plus, **le stock de pièces existant et nécessaire au remplacement des pièces défectueuses** (lampes UV, gaines de quartz, fusibles...) **devra être renforcé**.

> Eviter tout rejet en cas de dysfonctionnement

En cas de dysfonctionnement du système de désinfection, tout risque microbiologique via le milieu naturel doit être écarté. **Seule une recirculation des effluents dans le bassin tampon permet d'éviter les rejets**. Considérant une capacité de 5500 m³ du bassin et d'un débit maximal de recirculation de 420 m³/h, la recirculation laisse à l'exploitant un délai de 13 h par temps sec pour corriger le dysfonctionnement. En période pluvieuse, ce délai sera réduit voire inexistant si la capacité de stockage de la station d'épuration est à saturation. La seule solution consisterait en l'installation d'un équipement de désinfection de secours.

En cas de dysfonctionnement de la désinfection entraînant un risque microbiologique au niveau du rejet, il est souhaitable de renforcer les contrôles sanitaires sur les zones de baignade et conchylicole situées à proximité et d'avertir les diverses administrations concernées : DDAM, SMBC, DDASS, District de Boulogne-sur-Mer, Section Régionale de la Conchyliculture, correspondant conchylicole de la DSV...).

2.4.2. Les mesures de protection sanitaire à prendre

Si la surveillance environnementale a décelé un risque sanitaire susceptible de porter atteinte à la santé publique, des mesures de protection doivent être prises par le Préfet de département : interdiction momentanée de se baigner ou de ramasser des moules.

La diffusion de l'information relative à cette interdiction, doit se faire de manière claire et précise. Par ordre de rapidité, il faut mentionner :

- Les gendarmes et CRS maîtres-nageurs. Les informations peuvent se faire de vive voix (haut-parleur) ou par écriteaux auprès du public sur les accès à la plage et aux gisements moulières.

- Les radios locales peuvent également être mises à contribution pour diffuser rapidement des communiqués, si possible avant les repas.

- La presse locale et régionale ainsi que la télévision régionale peuvent relayer le message.

> Le transfert de l'information entre les divers partenaires

Le fonctionnement du réseau de surveillance peut se schématiser comme suit :

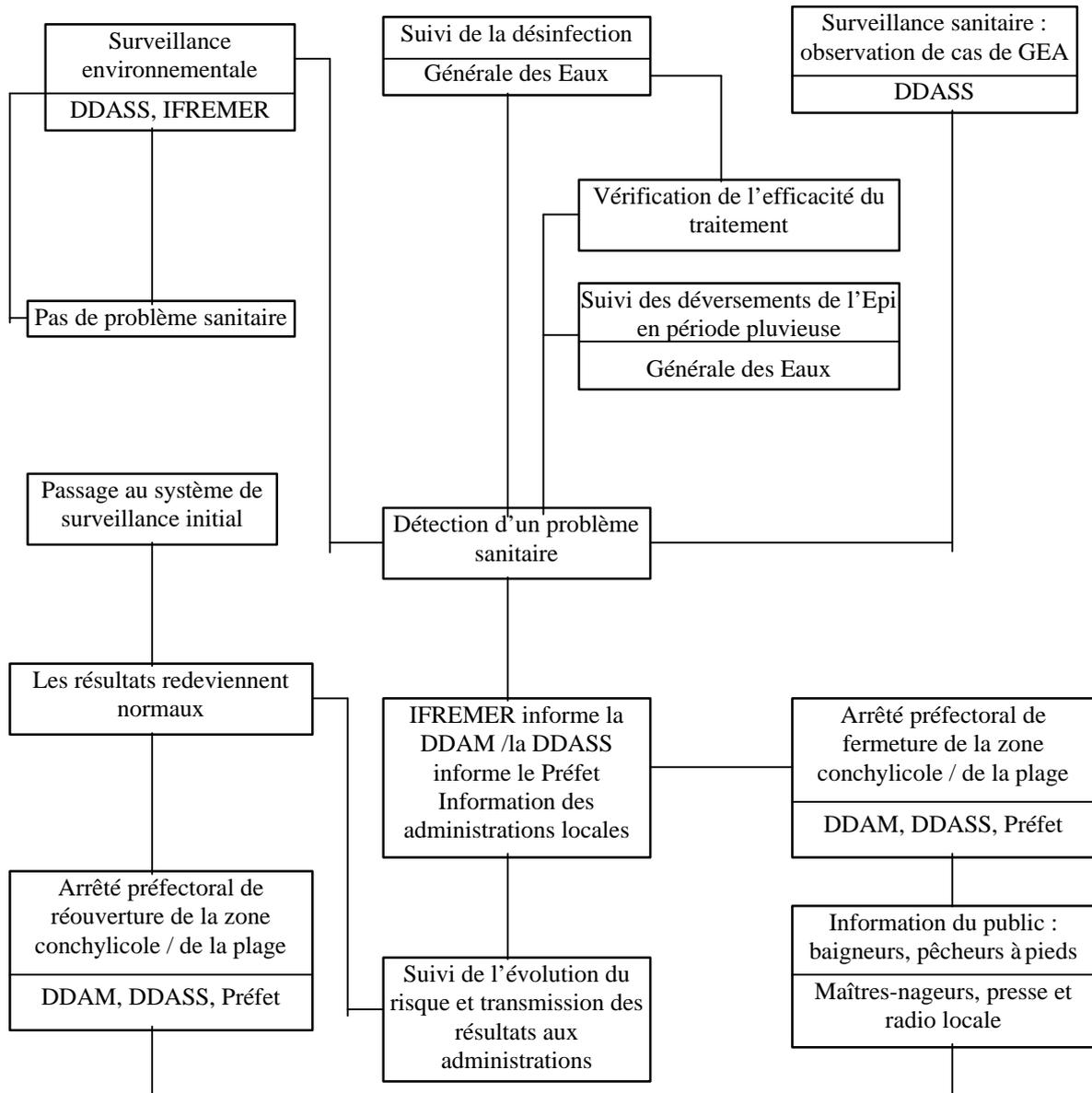


Figure 7 : fonctionnement du réseau de surveillance

Le bon fonctionnement du réseau de surveillance est fonction de la rapidité de transfert de l'information entre les différents interlocuteurs participant au réseau. La mise en place de cellules de concertation favoriserait le développement d'une coordination dynamique entre ceux-ci et contribuerait à une gestion optimale du risque.