

ENSP

ECOLE NATIONALE DE
LA SANTE PUBLIQUE

RENNES

MEMOIRE DE FIN D'ETUDES

**Formation des ingénieurs du
génie sanitaire**

2004 - 2005

Méthodologie d'élaboration des profils des eaux de baignade prévus
par la future directive européenne : faisabilité de la construction d'un
index de fragilité vis-à-vis des contaminations microbiologiques

Présenté par :

Bénédicte DUPOIRON

Ingénieur ENSIACET (chimie)

Lieu du stage :

IRH Environnement

Agence Ouest (Angers)

Référent professionnel :

Dr. Pierre HENNEBERT

Référent pédagogique :

Dr. Michèle LEGEAS

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier M. Pierre HENNEBERT, responsable du service recherche d'IRH Environnement, pour m'avoir donné l'opportunité de travailler ce sujet.

Je tiens à remercier Mme Michèle LEGEAS, référente pédagogique, pour avoir contribué à la définition de la problématique de ce mémoire et pour sa disponibilité tout au long de l'étude.

Je remercie M. Philippe GUYON, responsable de l'agence Ouest d'IRH Environnement, pour m'avoir accueillie dans ses bureaux. Je tiens à lui adresser ma reconnaissance de même qu'à Pierre HENNEBERT pour m'avoir impliquée dans les démarches relatives à la mise en place du projet « Eaux de baignade » développé par IRH Environnement auprès de différents partenaires.

J'adresse mes remerciements à M. Philippe BARRAIS, responsable de la direction régionale Centre – Atlantique - Pyrénées d'IRH Environnement pour son soutien dans le développement de la méthode.

Mes remerciements s'adressent aussi à M. Patrick OGER, pour sa disponibilité, son aide et ses précieux conseils techniques notamment lors des sorties sur le terrain.

Je tiens également à remercier tous les membres de l'Agence Ouest d'IRH Environnement pour leur accueil et leur soutien tout au long du mémoire.

Merci enfin à toutes les personnes qui m'ont aidée à mener à bien ce projet et qui ont contribué au bon déroulement du mémoire.

Sommaire

| | |
|---|-----------|
| INTRODUCTION..... | 1 |
| 1 UNE EVOLUTION REGLEMENTAIRE..... | 3 |
| 1.1 Directive 76/160/CEE | 3 |
| 1.1.1 Rappel de la réglementation | 3 |
| 1.1.2 Surveillance et classement des sites de baignade | 4 |
| 1.2 Les risques liés à la baignade en milieu marin..... | 5 |
| 1.2.1 Microorganismes impliqués et pathologies observées | 5 |
| 1.2.2 Indicateurs de contamination fécale | 7 |
| 1.2.3 Sources de germes de contamination fécale..... | 7 |
| 1.2.4 Survie des microorganismes dans l'environnement | 9 |
| 1.2.5 Réservoirs de microorganismes | 9 |
| 1.3 Une nouvelle directive européenne en préparation | 10 |
| 1.3.1 Nécessité d'une évolution réglementaire | 10 |
| 1.3.2 Une nouvelle directive européenne relative aux eaux de baignade | 10 |
| 2 METHODE D'APPROCHE DES PROFILS DES ZONES DE BAINADE..... | 13 |
| 2.1 Définition réglementaire des profils des eaux de baignade | 13 |
| 2.2 Différentes approches de réalisation des profils des eaux de baignade | 14 |
| 2.2.1 Agences de l'Eau | 14 |
| 2.2.2 IRH Environnement – ENSP | 16 |
| 3 METHODE DE CONSTRUCTION D'UN INDICE DE FRAGILITE MICROBIOLOGIQUE | 17 |
| 3.1 Méthode de caractérisation de la fragilité microbiologique des zones conchylicoles | 17 |
| 3.1.1 Principe | 17 |
| 3.1.2 Construction du score de fragilité | 17 |
| 3.1.3 Score final et interprétation | 19 |
| 3.2 Huit plages testées | 19 |
| 3.2.1 Choix des sites étudiés | 19 |
| 3.2.2 Caractéristiques des sites d'étude | 20 |
| 3.2.3 Application de la méthode..... | 23 |

| | | |
|------------|---|-----------|
| 3.3 | Difficultés rencontrées..... | 28 |
| 3.3.1 | Acquisition de données | 28 |
| 3.3.2 | Application de la méthode | 29 |
| 3.4 | Conclusion | 29 |
| 4 | ADAPTATION DE LA METHODE DE CONSTRUCTION D'UN INDICE DE FRAGILITE MICROBIOLOGIQUE..... | 31 |
| 4.1 | Nécessité d'adaptation à la baignade..... | 31 |
| 4.1.1 | Nombre de microorganismes ingérés..... | 31 |
| 4.1.2 | Notion de masses d'eau | 31 |
| 4.1.3 | Pertinence de certains indicateurs et de leur score..... | 32 |
| 4.2 | Adaptations proposées..... | 36 |
| 4.2.1 | Bassin versant | 36 |
| 4.2.2 | Pressions humaines | 36 |
| 4.2.3 | Pressions animales | 41 |
| 4.2.4 | Météorologie..... | 42 |
| 4.2.5 | Milieu littoral récepteur | 43 |
| 4.2.6 | Discussion | 44 |
| 4.3 | Application à huit plages | 45 |
| 5 | DISCUSSION..... | 47 |
| 5.1 | Adaptation de la méthode à la problématique baignade | 47 |
| 5.2 | Place du scorage dans la méthodologie de réalisation des profils..... | 48 |
| | CONCLUSION | 49 |
| | Bibliographie..... | 51 |
| | Liste des annexes..... | 55 |

Liste des sigles utilisés

AFSSE : Agence Française de Sécurité Sanitaire Environnementale
ANEL : Association Nationale des Elus du Littoral
CSHPF : Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France
CT : Coliformes totaux
DATAR : Délégation à l'Aménagement du Territoire et à l'Action Régionale
DBO₅ : Demande Biologique en Oxygène à 5 jours
DCO : Demande Chimique en Oxygène
DDAF : Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt
DDASS : Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales
DDE : Direction Départementale de l'Équipement
DDSV : Direction Départementale des Services Vétérinaires
DGS : Direction Générale de la Santé
DMI : Dose Minimale Infectante
E. coli : *Escherichia coli*
EHo : Equivalent Homme
EI : Entérocoques intestinaux
ENSP : Ecole Nationale de Santé Publique
IAA : Industrie Agroalimentaire
ICPE : Installation Classée pour la Protection de l'Environnement
IFREMER : Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la MER
InVS : Institut de Veille Sanitaire
MES : Matières En Suspension
SAGE : Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux
SATESE : Service d'Assistance Technique aux Exploitation de Stations d'Épuration
SAU : Surface Agricole Utile
SIG : Système d'Information Géographique
STEP : Station d'épuration
UFC : Unité Formant Colonie
UV : Ultraviolet

INTRODUCTION

Le littoral constitue un domaine limité dans l'espace faisant pourtant l'objet d'usages divers. La présence d'élevages, l'amendement agricole, les rejets d'eaux pluviales et d'assainissement ou encore les conditions climatiques sont autant de pressions sur le milieu côtier qui influencent la qualité microbiologique de l'eau de mer. La mauvaise qualité des eaux de baignade est à l'origine de nombreux troubles de la santé. La lutte contre la contamination des eaux de baignade répond donc directement d'une démarche de santé publique qui vise à protéger les populations des dangers liés à leur environnement.

La directive européenne de 1976 sur les eaux de baignade régit actuellement le suivi de la qualité des eaux de baignade. Cependant, cette directive reflète les connaissances scientifiques et techniques des années 1970 et ne semble plus adaptée aujourd'hui pour protéger la santé des baigneurs. C'est pourquoi, une nouvelle directive relative aux eaux de baignade est en cours d'élaboration.

La prévention et la gestion des contaminations des eaux de baignade sont au cœur de la future directive baignade. De nouvelles limites de qualité microbiologique des eaux de baignade, plus contraignantes que celles actuellement en vigueur, sont proposées. De plus, une connaissance approfondie du milieu littoral, du bassin versant situé en amont de plage et des sources de contamination est demandée afin de mettre en place une gestion intégrée de la qualité des eaux de baignade. Les profils des eaux de baignade regrouperont toutes ces informations. Ils serviront donc de base pour élaborer les plans de gestion de la qualité des eaux de baignade et seront très utiles en cas de crise. Cependant, à l'heure actuelle aucune méthodologie n'est proposée dans le texte réglementaire pour réaliser les profils des eaux de baignade.

IRH Environnement et l'ENSP travaillent à l'élaboration d'une méthodologie de réalisation des profils des eaux de baignade. Dans ce cadre, la faisabilité de la construction d'un index de fragilité microbiologique des eaux de baignade est envisagée. L'objectif de ce mémoire est donc d'étudier la faisabilité de la construction d'un tel index. Dans son mémoire d'ingénieur du génie sanitaire, Valérie DEROLEZ (2003) a mis au point une méthode de caractérisation par scorage de la fragilité microbiologique des zones conchylicoles. Cette méthode constitue la base de travail sur laquelle est fondé ce mémoire. Cependant, l'utilisation de cette méthode restreint l'élaboration de l'index de fragilité des eaux de baignade aux eaux de mer ; les zones de baignade en eau douce ne seront donc pas abordées. De plus, les contaminations microbiologiques sont les principales responsables de troubles de la santé qui surviennent après une baignade. Aussi, seul le risque microbiologique est étudié dans ce mémoire.

La réalisation des profils des eaux de baignade nécessite une bonne connaissance des risques liés à la baignade et des sources potentielles de contamination. Leur présentation constitue donc la première partie de ce mémoire. Après une étude du contexte réglementaire, la méthode de caractérisation de la fragilité microbiologique de zones littorales, proposée par Valérie DEROLEZ, est décrite. Son application sur huit plages a permis de mettre en évidence la nécessité d'apporter quelques modifications à la méthode initiale. Les adaptations proposées sont donc présentées avant de discuter la pertinence d'inclure cette méthode d'estimation de la fragilité microbiologique des eaux de baignade dans la réalisation de leurs profils.

1 UNE EVOLUTION REGLEMENTAIRE

1.1 Directive 76/160/CEE

La contamination microbiologique de l'eau est à l'origine de nombreux troubles de la santé. La baignade en eaux polluées induit une augmentation des risques de survenues de troubles de la santé (Kay *et al.* 1994, Prüss, 1998) C'est pourquoi, la protection de la qualité des eaux de baignade a été l'un des premiers éléments de la politique européenne dans le domaine de l'eau.

1.1.1 Rappel de la réglementation

La qualité des eaux de baignade est actuellement régie au niveau européen par la directive 76/160/CEE¹. Le but principal de cette directive est d'établir des normes contraignantes de qualité des eaux de baignade (Tableau 1) dans l'optique d'une protection de la santé publique et de l'environnement. Cette directive a également entraîné une sensibilisation du public aux problèmes de pollutions des eaux sans précédent, les citoyens considérant que la qualité des eaux de baignade influence directement leur vie quotidienne.

La qualité des eaux de baignade est déterminée à l'aide de deux types de paramètres :

- Paramètres microbiologiques
 - Entérocoques intestinaux (EI) ;
 - Coliformes fécaux (ou *E. coli*) ;
 - Coliformes totaux (CT).
- Paramètres physico-chimiques
 - Mousses ;
 - Phénols ;
 - Huiles minérales.

La directive 76/160/CEE définit deux types de valeurs seuils correspondant à deux catégories de qualité conforme à la baignade :

- **Valeurs guides** : Bonne qualité (classe A dans la réglementation française)
- **Valeurs impératives** : Moyenne qualité (classe B dans la réglementation française)

Tableau 1 : Limites de qualité microbiologique relatives aux eaux de baignade (directive 1976)

| Paramètre | Valeur guide | Valeur impérative |
|----------------------|--------------|-------------------|
| Coliformes totaux | 500* | 10 000* |
| Coliformes fécaux | 100* | 2 000* |
| Streptocoques fécaux | 100* | - |

*Nombre de germes / 100 mL

¹ Le décret du 7 avril 1981 en est la transposition en droit français (modifié par le décret n°91-980 du 20 septembre 1991).

Les eaux de baignade ne respectant pas les valeurs impératives sont déterminées « non-conformes », donc impropres à la baignade. En France, une distinction pour ces eaux « non-conformes » est faite entre les eaux momentanément polluées (catégorie C) et les eaux de mauvaise qualité (catégorie D).

1.1.2 Surveillance et classement des sites de baignade

En France, la surveillance des eaux de baignade, est assurée au niveau départemental par les DDASS. Cette surveillance s'applique aux zones de baignade fréquentées de manière répétitive et non occasionnelle (fréquentation instantanée supérieure à dix baigneurs) et où la baignade n'est pas interdite. La saison balnéaire est définie pour chaque zone de baignade comme « la période durant laquelle une affluence importante de baigneurs peut être envisagée, compte tenu des usages locaux et des conditions météorologiques ». Les dates de saisons sont arrêtées par les DDASS ; elles sont donc variables selon les régions. En France, la période minimale recommandée s'étend du 15 juin au 15 septembre pour les eaux de baignade en mer (DGS, 2004).

Le classement des sites de baignade est effectué d'après les résultats du dénombrement des bactéries indicatrices contenues dans 100 mL d'échantillon d'eau. Chaque résultat est interprété par rapport aux limites de qualité définies par la législation. Il est ensuite possible de classer chaque site de baignade en fonction des quatre catégories présentées précédemment (1.1.1). La grille de classement sanitaire des eaux de baignade est la suivante (Tableau 2) :

Tableau 2 : Grille de classement sanitaire des eaux de baignade (directive 1976).

| | Catégorie | A | B | C | D |
|--------------------------------------|--|-------|-------|---------------|-------|
| Coliformes fécaux | Valeur guide (100 / 100 mL) | > 80% | - | - | - |
| | Valeur impérative (2 000 / 100 mL) | > 95% | > 95% | <95% > 66% | < 66% |
| Coliformes totaux | Valeur guide (500 / 100 mL) | > 80% | - | - | - |
| | Valeur impérative (10 000 / 100 mL) | > 95% | > 95% | <95% > 66% | < 66% |
| Streptocoques fécaux | Valeur guide (100 / 100 mL) | > 90% | - | - | - |
| Huiles minérales, phénols et mousses | Absence | > 95% | > 95% | <95% > 66% | < 66% |

(% de résultats d'analyses qui doivent respecter les valeurs seuils déterminées)

Le classement d'un site s'effectue à la fin de chaque saison de baignade, avec les données de la saison qui vient de s'écouler. La réglementation européenne prévoit un prélèvement une quinzaine de jours avant le début de la saison balnéaire, puis deux prélèvements mensuels.

L'application de cette directive relative aux eaux de baignade a conduit les états membres à mieux gérer les risques sanitaires liés aux eaux résiduaires, principales responsables des contaminations observées. Ainsi, aujourd'hui plus de 95% des eaux de baignade françaises sont de bonne qualité par rapport aux normes de la directive 76/160/CEE contre 60% lors de sa mise en application (DGS, 2004).

1.2 Les risques liés à la baignade en milieu marin

Les risques liés à la baignade en eaux de mer sont nombreux : noyade, exposition excessive au soleil, ingestion de micro-algues toxiques et de microorganismes pathogènes... Ces risques sont liés soit à la qualité de l'eau, soit aux activités associées à la baignade.

Depuis la mise en application de la directive de 1976, de nombreux épidémiologistes ont étudié les troubles de santé liés à la qualité des eaux de baignade. Prüss (1998) a réalisé une synthèse bibliographique de ces investigations épidémiologiques. Il ressort de cette synthèse que la mauvaise qualité microbiologique des eaux de baignade est souvent corrélée à l'apparition de pathologies plus ou moins graves chez l'homme. Les pathologies les plus fréquentes sont les troubles gastro-intestinaux. La qualité microbiologique des eaux de baignade représente donc un enjeu de santé publique majeur.

Les risques sanitaires liés à la baignade sont majoritairement causés par des microorganismes (bactéries, virus, champignons et levures, protozoaires parasites). La transmission des microorganismes peut se faire par voie féco-orale (ingestion d'eau) ou par contact avec la peau et les muqueuses (Festy *et al.*, 2003).

1.2.1 Microorganismes impliqués et pathologies observées

A) Bactéries

Les espèces bactériennes les plus fréquemment dosées dans les eaux de mer sont *Salmonella* spp., *Listeria monocytogenes* et *Campylobacter* spp.. *Vibrio parahaemolyticus* et les autres *Vibrio* non cholériques sont quant à eux plus rarement recherchés. *Yersinia enterocolitica* et *Escherichia coli* entéropathogènes (dont la souche *E. coli* O157 :H7) peuvent aussi être présentes en eau de mer (Dérolez, 2003).

Les entérobactéries pathogènes induisent essentiellement des gastro-entérites qui se déclarent dans les quarante-huit heures qui suivent la baignade (IEH, 2000). Dermatitis, infections des yeux et de la sphère ORL font aussi partie des risques sanitaires liés à la présence de ces bactéries dans les eaux de baignade (Rambaud, 2004).

La fièvre typhoïde est causée par *Salmonella typhi*. Maladie infectieuse aiguë et contagieuse, elle est la première maladie pour laquelle une augmentation d'occurrence a été observée chez les baigneurs (Kamizoulis et Saliba, 2004). Les *Salmonella paratyphi* A, B et C sont également à l'origine de fièvres entériques.

Staphylococcus aureus est à l'origine d'infections cutanées. Les enfants (moins de 16 ans) sont les plus touchés par ces troubles de santé (Charoenco et Fujioka, 1995).

Les doses minimales infectantes (DMI)² estimées dans la littérature pour les bactéries oscillent entre 10^3 et 10^7 germes, pour des concentrations dans les rejets comprises entre 10^3 et 10^7 germes / 100 mL.

² La dose minimale infectante (DMI) correspond à la quantité de germes viables suffisante pour provoquer une réponse physiologique (infection ou maladie) chez l'individu. Les DMI sont néanmoins très approximatives étant donné leur variabilité selon l'individu touché (âge, état de santé, système immunitaire) mais aussi les disparités des DMI déterminées par différents auteurs.

B) Virus

Poliovirus, adénovirus, virus de l'hépatite A font partie des nombreux virus mis en évidence dans les eaux de mer.

Le virus de Norwalk et les virus Norwalk-like sont à l'origine de gastro-entérites ayant une période d'incubation de 15 à 48 heures, alors que celles engendrées par des rotavirus se déclarent principalement au bout de 2 à 4 jours. Les adénovirus peuvent, eux, induire des gastro-entérites ayant des périodes d'incubation pouvant aller jusqu'à deux semaines (IEH, 2000). Virus Norwalk et Norwalk-like sont principalement responsables d'épidémies de gastro-entérites chez les adultes alors que les rotavirus et astrovirus sont à l'origine d'épidémies chez les enfants (Miossec *et al.*, 2000).

Entérovirus et adénovirus sont aussi responsables de problèmes respiratoires. Ces pathologies observées à la suite d'une baignade, ont été classées dans la catégorie « Acute Febrile Respiratory Illness³ » (Fleisher *et al.*, 1998). Fièvre, maux de tête et de gorge, douleurs dans le corps, fatigue, anorexie et toux comptent parmi ces troubles respiratoires.

Les DMI disponibles dans la littérature pour les virus sont inférieures à 100 germes voire même inférieures à 10 pour certains virus (virus de l'hépatite A par exemple). Les concentrations en virus retrouvées dans les rejets sont comprises entre 200 et 5.10^5 germes / 100 mL.

C) Champignons et levures

Les champignons et levures sont présents dans les eaux de mer. *Penicillium* spp., *Aspergillus* spp. et *Alternaria* spp sont les champignons filamenteux le plus souvent retrouvés dans les eaux de baignade. *Candida* spp. est, quant à elle, la levure la plus communément dosée dans les eaux de mer. Ces levures et champignons sont à l'origine d'infections oculaires, respiratoires, de la sphère ORL, de la peau et de dérangements gastriques (Arvanitidou *et al.*, 2002).

Les concentrations moyennes dosées dans les eaux de mer sont proches de 90 UFC / 100 mL pour les champignons filamenteux et de 38,5 UFC / 100 mL pour les levures.

D) Protozoaires

Des protozoaires tels que *Giardia* (sous forme kystique) et que les oocystes de *Cryptosporidium* survivent dans l'eau de mer. Les oocystes de *Toxoplasma gondii* sont, eux, infectieux s'ils sont sous forme sporulée. Ces formes sporulées ont une durée de vie de quelques mois dans l'eau de mer (Frayer *et al.*, 2004).

Les pathologies induites par ces parasites sont principalement des gastro-entérites. Les diarrhées parasitiques ont des périodes d'incubation variant entre sept et dix jours (IEH, 2000).

Les DMI de ces parasites sont faibles (25 à 100 kystes pour *Giardia*) comparées aux quantités excrétées par une personne malade (10^7 kystes de *Giardia* / g de fèces).

Remarque : Il est important de préciser que le risque microbiologique est dû à la présence de germes pathogènes dans les eaux de baignade, germes excrétés par des personnes (ou animaux) malades ou des porteurs sains. Gerba (2000) a estimé qu'environ 10% d'une population totale (mais plus d'un tiers des enfants) sont infectés entre juin et septembre.

³ Maladie respiratoire aiguë fébrile, critère de l'American Public Health Association's Manual of Communicable Diseases

1.2.2 Indicateurs de contamination fécale

Devant la diversité des microorganismes pathogènes et non pathogènes pour l'homme rencontrés dans les eaux littorales (1.2.1), il est impossible d'effectuer une recherche systématique pour chacun d'entre eux. La majeure partie des microorganismes pathogènes provient de contaminations fécales d'origine humaine ou animale. Ce sont donc les concentrations en indicateurs de contamination fécale qui sont recherchées pour évaluer la qualité sanitaire des eaux de baignade. En effet, elles renseignent sur la probabilité de présence de germes potentiellement pathogènes (Kashefipour *et al.*, 2002).

Ces indicateurs, essentiellement les coliformes et entérocoques, sont présents chez tous les animaux à sang chaud, dont les humains (Bonnard, 2001). Leur nombre est plus important que celui des pathogènes et ils sont facilement détectables par des méthodes analytiques simples. (Rambaud, 2003)

Les gastro-entérites sont les troubles de la santé les plus fréquemment observés et suivis par les épidémiologistes étudiant l'impact de la baignade sur la santé publique. Un grand nombre d'études met en évidence des corrélations entre la survenue de gastro-entérites et la présence, dans les eaux de baignade, d'indicateurs de contamination fécale tels que les entérocoques intestinaux, les coliformes thermotolérants et les *E. coli* (Prüss, 1998). Cependant, les relations les plus significatives sont obtenues avec les streptocoques fécaux (ou entérocoques intestinaux) (Kay *et al.*, 1994 ; Crowther *et al.*, 2001).

Suite à ces observations, l'Union Européenne a basé ses études de risques sur les pathologies « gastro-entérites ». Les normes de qualités microbiologiques des eaux de baignade en mer qu'elle recommande, sont en effet fondées sur la relation exposition - effet proposée par Kay en 1994. Les entérocoques intestinaux et les *E. coli* sont désormais les deux principaux microorganismes recherchés pour estimer la qualité des eaux de baignade.

1.2.3 Sources de germes de contamination fécale

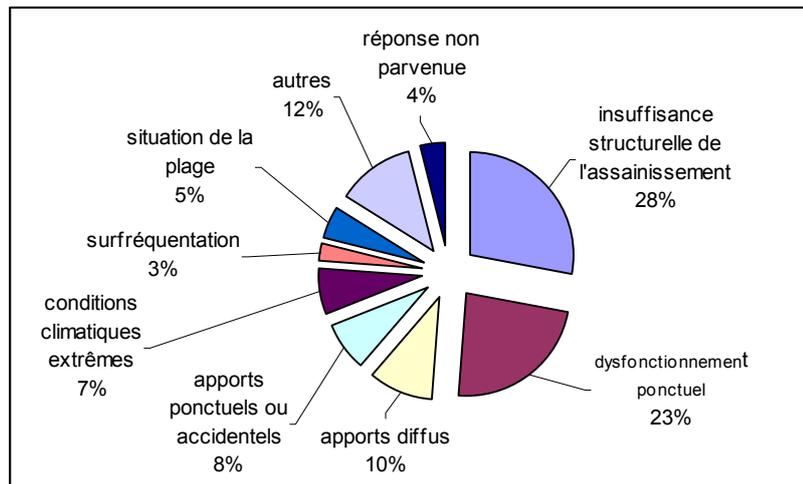
Une description des modes de transfert des microorganismes depuis leurs sources jusqu'à la baignade permet de mettre en évidence les points critiques des étapes de contamination des eaux de baignade. Les sources potentielles d'apport de bactéries et de virus sont multiples, d'origine animale ou humaine. Les principales sont :

- Les rejets de station d'épuration ;
- Les rejets individuels non raccordés sur le réseau d'évacuation des eaux usées ;
- La mauvaise séparation des réseaux d'évacuation des eaux usées et des eaux pluviales ;
- Les rejets des industries agroalimentaires ;
- Les épandages de lisiers par écoulement diffus ;
- Les activités de loisirs non raccordées aux stations d'épuration, les bateaux au mouillage.



Figure 1 : Sources de contamination bactérienne en mer (IFREMER Environnement)

La majorité de ces sources de microorganismes, ponctuelles ou diffuses, ont été responsables de dégradation d'eaux de baignade, les rendant momentanément ou à plus long terme non conformes aux normes de qualité fixées par la directive européenne en vigueur (76/160/CEE). Les causes principales de pollution des eaux de baignade recensées par les DDASS en 2004 sont représentées sur le graphique ci-dessous (détail de chacune des catégories en Annexe 1) :



Graphique 1 : Répartition des causes de pollution des eaux de baignade en 2004 (I-SISE-B@ignade, Ministère de la santé et de la protection sociale)

Cette étude met en évidence que les pollutions des eaux de baignade sont majoritairement causées par des défaillances des systèmes d'assainissement collectif (réseaux et unités de traitement). Les pressions humaines semblent donc être la cause première des fermetures des plages à la baignade.

A) Sources d'origine humaine

Chez l'homme, la flore intestinale renferme plusieurs milliards de bactéries. Les matières fécales, fortement chargées en germes, sont rejetées dans les eaux usées. Ainsi, des contaminations massives peuvent être observées suite à un dysfonctionnement des systèmes d'épuration (by-pass, panne d'un poste de refoulement, déversoir d'orage, station d'épuration...). L'assainissement des eaux usées est donc une étape importante permettant la diminution des risques de contamination des eaux réceptrices.

Les pressions humaines sont très fortes au niveau des littoraux des cités balnéaires, surtout en été (DATAR, 2004) et les systèmes d'épuration ne sont pas toujours suffisants pour traiter correctement la charge de pollution générée en période estivale (équipe « diagnostics réseaux d'assainissement », IRH Environnement). Ces observations sont en accord avec les causes principales de contamination des eaux de baignade mises en évidence par les DDASS.

B) Sources d'origine animale

Les bactéries présentes dans le milieu marin peuvent provenir de rejets agricoles. En effet, comme les hommes, les animaux hébergent une quantité importante de bactéries. La quantité de germes contenue dans les fèces varie selon l'espèce et le type de microorganisme (Annexe 2). Le rejet de ces bactéries dans l'environnement conduit donc à des apports potentiels importants. Ces bactéries entériques peuvent se retrouver dans l'environnement via les épandages de fumiers (paille et selles) ou de lisier (fèces et urine), les rejets provenant directement d'élevages, lors du pâturage d'animaux ou de débordements de fosses et de ruissellements au niveau des exploitations agricoles (IFREMER Environnement).

Les événements pluvieux jouent un rôle important dans le transfert des microorganismes d'origine animale vers les zones littorales. Ils favorisent en effet le lessivage des parcelles agricoles et le ruissellement des eaux (Obiri-Danson et Jones, 1999 ; Crowther *et al.*, 2002).

Les animaux sauvages (oiseaux, rongeurs...) sont aussi des sources de contamination microbiologiques à prendre en compte. En effet, la présence de mouettes peut conduire à

une augmentation des concentrations en indicateurs de contamination fécale des eaux de baignade (Fogarty *et al.*, 2003 ; Lévesque *et al.*, 1993).

1.2.4 Survie des microorganismes dans l'environnement

Une fois déversés dans le milieu naturel, les microorganismes pathogènes d'origine humaine ou animale peuvent parvenir au littoral. La durée de survie des microorganismes peut être exprimée par le T_{90} , temps nécessaire pour que 90% d'entre eux ne soient plus détectables par technique analytique classique. Le T_{90} varie notablement selon l'espèce et l'état du microorganisme mais aussi selon les conditions environnementales. Les principaux facteurs environnementaux du stress bactérien sont (Delpeuch, 1995) :

- La **température** : les basses températures, en ralentissant les réactions biologiques et en limitant les dépenses énergétiques, diminuent le taux de décroissance bactérienne ;
- Le **rayonnement solaire** : action bactéricide des rayons ultraviolets (UV) ;
- La **turbidité** : les matières en suspension favorisent la survie des microorganismes puisqu'elles constituent une ressource trophique, un agent protecteur des UV, un habitat refuge ;
- L'**osmolarité** : les chocs osmotiques sont délétères pour les bactéries. En revanche, ces dernières présentent une importante capacité d'adaptation lorsque le passage entre deux milieux d'osmolarités différentes est progressif ;
- L'**oligotrophie** : l'oligotrophie peut être liée à l'absence de substances nutritives ou à la non biodisponibilité de la matière organique ;
- La **compétition inter-spécifique et la prédation**
- Les **temps de transits**

Comme pour les DMI, un très grand nombre de valeurs de T_{90} sont disponibles dans la littérature et de grandes disparités sont observées pour un même microorganisme (cf Annexe 3).

Depuis les années 1970, le développement de nouvelles méthodes de détection et de dénombrement des bactéries a permis de démontrer que les bactéries entériques pouvaient survivre longtemps dans les eaux de mer. Elles sont alors sous forme viable non cultivable. Les bactéries viables non cultivables ont perdu leur capacité de se multiplier mais restent fonctionnellement actives (Delpeuch, 1995).

1.2.5 Réservoirs de microorganismes

Une partie importante des microorganismes présents dans l'environnement est associée à des particules (Garcia Armisen et Servais, 2004 ; Crowther *et al.*, 2002). Ces microorganismes vont sédimenter et se retrouver sur les fonds vaseux plus propices à leur survie. Le sable des plages est donc un véritable réservoir de microorganismes. Sa concentration en microorganismes est beaucoup plus grande (4 à 38 fois pour les EI et 3 à 17 fois pour les *E. coli* (Alm *et al.*, 2003)) que celle déterminée dans la colonne d'eau (Alm *et al.*, 2003 ; Seyfried *et al.*, 1985). Les concentrations les plus importantes sont retrouvées dans les dix premiers centimètres (Alm *et al.*, 2003).

De plus, les estrans constituent un milieu favorable à la survie des indicateurs de contamination fécale. (Alm *et al.*, 2003). Les microorganismes contenus dans cette phase pourront être éventuellement remis en suspension lors des marées, des tempêtes ou des opérations de dragage (ou de désenvasement) des zones portuaires (IFREMER Environnement, Obiri-Danso et Jones, 1999).

1.3 Une nouvelle directive européenne en préparation

1.3.1 Nécessité d'une évolution réglementaire

Les connaissances technologiques et scientifiques, les modalités de gestion des situations de contamination de même que l'information et la participation du public ont fortement évolué depuis l'élaboration de la directive de 1976. Une évolution réglementaire est donc nécessaire. Cette révision s'impose également aujourd'hui pour assurer une cohérence avec la directive-cadre sur l'eau (2000/60/CE). En effet, cette directive-cadre fixe un objectif général à savoir atteindre un « bon état écologique » pour toutes les eaux et des objectifs spécifiques pour les « zones protégées » telles que les eaux de baignade. Les initiatives pour réviser la directive de 1976 relative aux eaux de baignade ont débuté en 1994 quand la Commission a présenté une proposition de révision. Il a été cependant jugé préférable d'élaborer une nouvelle directive fondée sur de nouvelles preuves scientifiques et sur une large consultation.

1.3.2 Une nouvelle directive européenne relative aux eaux de baignade

Une proposition de directive du Parlement européen et du Conseil concernant la qualité des eaux de baignade a été présentée par la Commission le 24 octobre 2002. Ce texte, actuellement en attente d'une troisième lecture du Parlement, s'articule principalement autour de quatre grandes thématiques :

- Renforcement de la sécurité sanitaire des baigneurs en augmentant les exigences de qualité sanitaire des eaux de baignade ;
- Amélioration de la prévention des risques sanitaires et de la connaissance des sources potentielles de pollution des eaux de baignade ;
- Simplification et harmonisation du contrôle sanitaire au niveau européen ;
- Amélioration de la communication et de l'information du public sur la qualité des eaux de baignade.

Pour atteindre ces nouveaux objectifs, plusieurs mesures sont proposées :

A) Suivi de la qualité des eaux de baignade

La démarche de suivi de la qualité des eaux de baignade proposée dans la future directive est identique à celle de la directive 76/160/CEE, à savoir la comparaison d'un percentile des mesures microbiologiques à des valeurs seuils. Cependant, la procédure de classement des eaux de baignade envisagée, présente de nouvelles particularités (AFSSE, oct 2004 ; Europarl, 2005) :

- Le classement sera effectué en prenant en compte les quatre dernières années de données ;
- Le nombre de paramètres suivis est réduit à deux paramètres microbiologiques : EI et *E. coli*. Pour qu'un site soit classé dans une catégorie de qualité donnée, les valeurs seuils sur les deux indicateurs doivent être simultanément respectées ;
- Trois catégories de qualité d'eaux conformes à la baignade sont proposées : Excellente, Bonne et Suffisante. Cependant, les seuils proposés diffèrent pour les eaux douces et les eaux de mer (Tableau 3).
- Un seul percentile des mesures d'EI et d'*E. coli* associées aux prélèvements sur un site de baignade est employé : le percentile 95%. Celui-ci sera calculé par une approche paramétrique, fondée sur l'hypothèse que les mesures des concentrations suivent une loi lognormale.

Tableau 3 : Nouvelles limites de qualité microbiologique relatives aux eaux de baignade

| Microorganismes recherchés | <i>Escherichia coli</i> | | | Entérocoques intestinaux | | |
|-------------------------------------|-------------------------|--------|------------|--------------------------|-------|------------|
| | Excellente | Bonne | Suffisante | Excellente | Bonne | Suffisante |
| Eaux côtières et eaux de transition | 250* | 500* | 550* | 100* | 200* | 250* |
| Eaux intérieures | 500* | 1 000* | 1 100* | 200* | 400* | 450* |

* Valeur au 95° percentile, en nombre de germes / 100mL

Remarque :

- Les organismes pathogènes responsables de gastro-entérites contractées à la suite d'une baignade seraient principalement des virus. Or, les indicateurs *E. coli* et EI auraient une durée de vie équivalente ou supérieure à celle des organismes pathogènes en eaux douces. En revanche, ils auraient une durée de vie plus faible que ces derniers en eau de mer. Ainsi, pour une concentration en indicateur équivalente en eau douce et en eau de mer, la charge en organismes pathogènes en eau de mer serait plus importante et le risque d'affections plus élevé (AFSSE, oct. 2004).
- En eaux de mer, la durée de vie des *E. coli* serait beaucoup plus faible que celle des EI. L'indicateur EI apparaît donc plus pertinent pour estimer le risque de gastro-entérites dans les eaux de mer (AFSSE, oct. 2004).
- La synthèse bibliographique de Prüss (1998) a mis en évidence qu'une corrélation entre l'indicateur EI et les troubles de santé pouvait être établie en eaux de mer et en eaux douces. Une telle relation est aussi observée avec l'indicateur *E. coli* mais en eaux douces seulement. En revanche, aucune correspondance significative n'a été établie entre coliformes totaux et effets sur la santé. Cet indicateur n'est donc pas pertinent pour estimer la qualité microbiologique des eaux de baignade (Prüss, 1998).
- Ces valeurs seuils de qualité des eaux de baignade ont été déterminées à partir des travaux de Kay pour les eaux de mer, et de Wiedenmann, pour les eaux douces. Ces études comprennent chacune une étude épidémiologique sur une cohorte (élaboration d'une relation exposition –effet) et une proposition méthodologique permettant de relier le risque sanitaire (gastro-entérite) à un indice de qualité des eaux de baignade.
- En 2000, l'InVS a réalisé une méta-analyse à partir de l'ensemble des références bibliographiques disponibles. L'objectif de ce travail est d'estimer le risque de morbidité (gastro-entérites) lié à une baignade dans des eaux contaminées par différentes concentrations en *E. coli* et EI. Suite à cette étude, l'InVS a comparé l'excès de risque associé à une baignade en eaux classées selon la directive 76/160/CEE et selon les critères de qualité envisagés dans la future directive relative aux eaux de baignade. Il ressort de cette étude que, **pour les eaux de mer** :
 - La classe « Excellente qualité » proposée dans la future directive serait plus protectrice que la classe « Bonne qualité » de la directive de 1976 en terme de risques ;
 - La classe « Qualité suffisante » proposée serait plus protectrice que la classe « Moyenne qualité » de la directive de 1976. La comparaison est cependant délicate car aucune valeur seuil n'est définie pour les EI dans la directive 76/160/CEE ;
 - Les seuils proposés pour l'indicateur *E. coli* apparaissent sensiblement plus protecteurs que ceux proposés pour l'indicateur EI.

- La classification générale des streptocoques fécaux a été modifiée dans les années 80 par la création d'un nouveau genre : « *Enterococcus* ». Plusieurs espèces appartenant antérieurement au genre *Streptococcus* ont donc été transférées vers le genre *Enterococcus*. Ce dernier correspond globalement aux streptocoques du groupe sérologique D de la classification de Lancefield (Chevalier *et al.*, 2002). Les entérocoques intestinaux et les streptocoques fécaux sont donc deux noms différents pour une même bactérie.

B) Prévention et gestion du risque microbiologique

La future directive européenne renforce largement la prévention et la gestion du risque microbiologique lié à la baignade. Désormais, la gestion de la qualité des eaux ne doit plus se résumer au prélèvement et au contrôle de la qualité des eaux de baignade. Une connaissance précise du milieu littoral et de toutes les sources de contamination doit être acquise. De plus, les conditions, dans lesquelles une dégradation notable des eaux de baignade peut survenir doivent aussi être identifiées. Des plans d'urgence et des systèmes de surveillance résulteront de ces investigations afin de prévenir l'exposition humaine à une pollution.

Les profils des eaux de baignade sont les études clés qui apporteront les données nécessaires à une gestion efficace de la qualité des eaux de baignade.

C) Information et communication au public sur la qualité des eaux de baignade

Depuis 1976, la politique et la législation sur l'information en matière d'environnement ont considérablement évoluées. Par suite, la participation du public dans ce domaine a fortement augmentée. La convention CEE-ONU sur l'accès à l'information et la participation du public au processus décisionnel (« convention d'Aarhus ») signée en 1998 est en cours de ratification. La nouvelle directive européenne doit donc être cohérente avec ce texte (Europarl, 2005).

Dans la pratique, l'amélioration de l'information passe par la présentation en temps réel de l'état des plages, des mesures de gestion et de la qualité des eaux de baignade. Pour ce faire, plusieurs projets d'installation de panneaux d'information sur les plages françaises sont en cours. En effet, le secrétariat d'Etat au tourisme a diffusé une circulaire et une charte graphique pour la réalisation de panneaux d'information. De son côté, l'Association Nationale des Elus du Littoral (ANEL) a travaillé, elle aussi, à l'amélioration de la présentation des informations relatives à la qualité des eaux de baignade via la construction de panneaux. Enfin, les DDASS de certaines régions ont mis à disposition des panneaux afin que, sur toutes les plages surveillées, la même information soit disponible (Environnement local, 2005 ; DDASS 85, *com. pers.*).

La diffusion des résultats de analyses des eaux de baignade est beaucoup plus rapide que par le passé. L'utilisation de l'outil Internet et des panneaux d'affichage (mairies, plages) facilitent l'accessibilité de ces résultats au public.

2 METHODE D'APPROCHE DES PROFILS DES ZONES DE BAINNADE

2.1 Définition réglementaire des profils des eaux de baignade

Pour améliorer la prévention et la gestion de la qualité des eaux de baignade, la future directive prévoit la réalisation de profils d'eaux de baignade. Ces profils des eaux de baignade doivent comporter:

a) une description des caractéristiques physiques, géographiques et hydrologiques des eaux de baignade et des autres eaux de surface du bassin versant des eaux de baignade concernées, qui pourraient être sources de pollution, pertinentes aux fins de l'objectif de la présente directive et tel que prévu par la directive 2000/60/CE ;

b) une identification et une évaluation des sources de pollution qui pourraient affecter les eaux de baignade et altérer la santé des baigneurs ;

c) une évaluation du potentiel de prolifération des cyanobactéries ;

d) une évaluation du potentiel de prolifération des macro-algues et/ou du phytoplancton ;

e) si l'évaluation visée au point b) laisse apparaître un risque de pollution à court terme, les informations suivantes :

- la nature, la fréquence et la durée prévisibles de la pollution à court terme à laquelle on peut s'attendre,
- le détail de toutes les sources de pollution restantes, y compris des mesures de gestion prises et du calendrier prévu pour leur élimination,
- les mesures de gestion prises durant les pollutions à court terme et l'identité et les coordonnées des instances responsables de ces mesures,

f) l'emplacement du point de surveillance.

Dans le cas d'eaux de baignade classées comme étant de qualité «bonne», «suffisante» ou «insuffisante», le profil des eaux de baignade doit être réexaminé régulièrement afin de déterminer si un des aspects énumérés précédemment a changé. Le cas échéant, il convient de le mettre à jour. La fréquence et l'ampleur des révisions doivent être déterminées sur la base de la nature et de la gravité de la pollution. Cependant, elles doivent au moins respecter les dispositions prévues et être au moins effectuées à la fréquence indiquée ci-dessous :

- Tous les 4 ans pour les eaux classées en « excellente qualité » ;
- Tous les 3 ans pour les eaux classées en « bonne qualité » ;
- Tous les 2 ans pour les eaux classées en « qualité suffisante ».

Dans le cas d'eaux de baignade classées précédemment comme étant de qualité « excellente », le profil des eaux de baignade ne doit être réexaminé et, le cas échéant, mis à jour que si le classement passe à la qualité « bonne », « suffisante » ou « insuffisante ».

En cas de travaux de construction ou de changements importants dans les infrastructures, effectués dans les zones de baignade ou à proximité, le profil des eaux de baignade doit être actualisé avant le début de la saison balnéaire suivante.

Le cas échéant, les points a) et b) explicités précédemment, doivent être fournies sur une carte détaillée.

Toute autre information pertinente peut être jointe ou incluse si l'autorité compétente le juge nécessaire.

La future directive européenne présente les principes fondamentaux sur lesquels doivent être construits les profils des eaux de baignade. En revanche, ce texte ne propose aucune méthodologie pour les réaliser. Dans un souci d'uniformisation des approches, il semble important qu'une méthodologie soit validée et proposée au niveau national comme européen.

2.2 Différentes approches de réalisation des profils des eaux de baignade

Les communes littorales sont très intéressées par la réalisation des profils d'eaux de baignade. Preuves en sont les pressions de l'ANEL pour que la réalisation des profils des eaux de baignade soit introduite dans les clauses de la future loi sur l'eau française, actuellement en préparation. Les enjeux économiques liés au tourisme sont extrêmement forts pour ces communes. Ainsi, l'amélioration et la gestion de la qualité des eaux de baignade sont, selon les élus, nécessaires, afin de conserver et de favoriser la fréquentation de leurs plages.

Face aux enjeux réglementaires, économiques, environnementaux liés à l'élaboration des profils d'eaux de baignade, Agences de l'Eau, bureaux d'études en partenariat avec les services de l'Etat et les collectivités travaillent à la mise au point de méthodologies pour réaliser de telles études. Des projets similaires sont en cours dans toute l'Europe.

2.2.1 Agences de l'Eau

Les Agences de l'Eau sont directement concernées par l'entrée en application de la future directive européenne sur les eaux de baignade. L'Agence de l'Eau Seine Normandie comme celle d'Artois Picardie notamment, travaillent depuis plusieurs mois à la préparation de la mise en application de la future directive européenne sur les eaux de baignade. L'une comme l'autre ont élaboré des cahiers des charges décrivant les principales phases d'études à réaliser lors de l'élaboration des profils des eaux de baignade. Une présentation des orientations prises par ces deux agences sont présentées ci-après.

A) Agence de l'Eau Seine Normandie

L'Agence de l'Eau Seine Normandie a établi une procédure pour élaborer les profils de vulnérabilité des zones d'usage du littoral (baignade et activités nautiques, conchyliculture et pêche à pied). La réalisation de telles études est divisée en deux phases sur une durée totale de neuf mois (7 + 2 mois). (Agence de l'Eau Seine Normandie, 2004)

a) Phase 1 : Profils de vulnérabilité

Une étape de collecte d'un maximum de données existantes est envisagée dans un premier temps sur les zones d'études. Ces renseignements portent essentiellement sur les caractéristiques des zones d'usages (baignade, pêche à pied, conchyliculture,

activités nautiques...) et sur l'identification des sources de pollution qui pourraient les influencer. Leur synthèse doit aboutir à la détermination des flux polluants issus de chacune des sources et leur contribution au flux total. Des mesures analytiques complémentaires peuvent être réalisées pour déterminer ces flux.

Une fois les flux de contamination estimés, diverses défaillances, conditions climatiques et courantologiques sont modélisées. Des *scenarii* de contamination sont alors déterminés.

Remarque : La majorité des données sont géoréférencées afin de pouvoir les traiter par système d'information géographique (SIG).

b) Phase 2 : Définition des orientations des plans de gestion

En réponse aux *scenarii* élaborés et aux possibilités d'anticipation et de suivi *in situ* des pollutions, des éléments de gestion active de la zone d'usage seront proposés. Ces plans de gestion prendront en compte la typologie de l'usage, le niveau de risque et son évolution temporelle.

B) Agence de l'Eau Artois Picardie

L'Agence de l'Eau Artois Picardie a, elle aussi, élaborée un cahier des clauses particulières pour l'établissement des profils de risque pour la baignade. Envisagée sur dix mois, l'étude s'articule en trois temps (6 – 2 – 2 mois) (Agence de l'Eau Artois Picardie, 2004) :

a) Phase 1 : Etablissement des profils de risque

Dans un premier temps, une collecte des données disponibles est réalisée. La synthèse des informations recensées aboutit à l'élaboration des profils de risques. Le bureau d'étude chargé de la réalisation du projet doit détailler la méthodologie de classement des données et mettre en évidence les études complémentaires jugées nécessaires. Ces informations permettront aux collectivités locales de réaliser les études complémentaires et de mettre à jour les profils des eaux de baignade.

Remarque : Une présentation cartographique des résultats est demandée au format arcview (SIG) au bureau d'étude en charge de la réalisation des profils.

b) Phase 2 : Définition des orientations des plans de gestion des baignades

Une méthodologie de gestion des plages avec trois types de plans de gestion (au minimum) doit être proposée en fonction du niveau de risque.

c) Phase 3 : Définition et chiffrage des aménagements

Pour que les seuils d'excellente et de bonne qualité des eaux de baignade déterminés par la directive européenne soient respectés, des aménagements des systèmes d'assainissement peuvent être nécessaires. Dans ce cas, une proposition chiffrée doit être réalisée par le bureau d'étude en charge de l'étude.

Les cahiers des charges de ces deux Agence de l'Eau présentent de grandes similitudes. Elles favorisent notamment le traitement des données et la présentation cartographiée des sources de contamination sous format informatique (SIG). Cependant, les études qu'elles commanditent sont des études longues et coûteuses, nécessitant la recherche d'un très grand nombre de données.

2.2.2 IRH Environnement – ENSP

Des efforts ont déjà été réalisés pour limiter la contamination microbiologique des eaux de baignade. Toutes les plages ne nécessitent donc pas d'études extrêmement approfondies. De plus, beaucoup de petites communes ne peuvent pas financer de telles études. Forts de ces constatations, IRH Environnement et l'ENSP proposent une autre approche pour réaliser les profils des eaux de baignade. Ils envisagent d'estimer, dans un premier temps, la fragilité microbiologique des eaux de baignade.

Cette approche apparaît donc comme un outil permettant d'aborder avec méthode un territoire qui influence la qualité microbiologique des eaux de baignade. En effet, les sources de contamination, les caractéristiques de bassin versant situé en amont des plages et celles du milieu littoral sont introduites dans une grille de scorage. Une hiérarchisation des facteurs influençant la qualité microbiologique des eaux de baignade et l'estimation rapide de la fragilité microbiologique d'un site sont réalisées. Grâce à cette méthode, les principales causes de cette fragilité sont mises en évidence. Cette première étape permet aussi de déterminer si des études complémentaires sont nécessaires et si oui lesquelles. La réalisation d'un scorage permet donc d'alléger la première phase d'étude proposée dans les cahiers des charges des Agence de l'Eau (2.2.1).

L'activité conchylicole, comme la baignade, est conditionnée par la qualité du milieu marin et les facteurs environnementaux. En 2003, Valérie DEROLEZ a proposé une méthode de caractérisation de la fragilité microbiologique des zones conchylicoles dans le cadre de son mémoire d'ingénieur du génie sanitaire. Son approche repose sur un diagnostic des facteurs de contamination microbiologique rencontrés sur les bassins versants situés à l'amont des zones d'élevage conchylicole. Les informations issues de ce diagnostic sont ensuite introduites dans une grille de scorage. Le score calculé permet d'estimer la fragilité microbiologique des zones conchylicoles.

La méthode proposée par Valérie DEROLEZ a donc été choisie comme base de travail pour développer, dans une méthodologie de réalisation des profils des eaux de baignade, un index de fragilité microbiologique des eaux de baignade. L'objectif de ce mémoire est de vérifier si la méthode de Valérie DEROLEZ est applicable à la baignade ou si une adaptation est nécessaire.

3 METHODE DE CONSTRUCTION D'UN INDICE DE FRAGILITE MICROBIOLOGIQUE

3.1 Méthode de caractérisation de la fragilité microbiologique des zones conchyloles

3.1.1 Principe

L'objectif de la méthode de caractérisation de la fragilité microbiologique des zones conchyloles est de mettre en évidence les zones conchyloles qui sont susceptibles d'être contaminées. Les systèmes de surveillance et les plans de gestion de la qualité microbiologique des eaux peuvent ensuite être renforcés sur ces sites.

Pour construire le score de fragilité microbiologique des zones conchyloles, cinq thématiques ont été retenues :

- Caractéristiques du bassin versant (BV) ;
- Pressions humaines (PH) ;
- Pressions animales (PA) ;
- Facteurs météorologiques (MET) ;
- Caractéristiques des eaux littorales (ML).

Dans chacune des thématiques, des indicateurs ont été choisis selon leur représentativité des risques microbiologiques. Ils sont qualitatifs ou quantitatifs. Pour chaque indicateur, des classes (ou modalités) ont été définies à partir de données bibliographiques. Un nombre de points est attribué à chaque modalité (grille complète en Annexe 4) : plus la modalité contribue à la fragilité microbiologique de la zone d'étude, plus le nombre de points est élevé. Par suite, la fragilité microbiologique de la zone peut être déterminée. Ce score prend en compte un niveau de probabilité de présence des microorganismes pathogènes dans les zones conchyloles avec la meilleure représentativité possible.

L'interprétation du score se poursuit par l'analyse de chacune des cinq thématiques dans le but d'identifier le ou les facteurs qui influencent majoritairement la qualité microbiologique des zones marines d'intérêt.

3.1.2 Construction du score de fragilité

A) Détermination de la zone d'étude

Pour atteindre l'objectif de caractérisation de la fragilité microbiologique d'une zone littorale, il faut dans un premier temps délimiter le bassin versant situé en amont de la zone d'intérêt. Le temps de transfert des microorganismes, du bassin versant vers le littoral, a un impact sur leur survie. Considérant un abattement microbien en fonction de l'éloignement à la côte, le bassin versant pris en compte est divisé en trois secteurs :

- La zone immédiate (Z_1) comprise entre le littoral et 1 km du rivage ;
- La zone rapprochée (Z_2) comprise entre 1 et 5 km de la côte ;
- La zone éloignée (Z_3) comprise entre 5 km du littoral et l'extrémité du bassin versant.

Pour chacune de ces zones, les indicateurs des cinq thématiques prises en compte vont être recherchés.

B) Caractéristiques du bassin versant

Les caractéristiques géologiques, topographiques et hydrographiques ont une incidence sur le transfert des microorganismes. Deux indicateurs ont été retenus dans cette thématique :

- Le coefficient de ruissellement ;
- Le pourcentage de surfaces inondables.

C) Pressions humaines

Les contaminations d'origine humaine contribuent à la détérioration de la qualité microbiologique des eaux de baignade. Pour prendre en compte les pressions humaines, six indicateurs ont été retenus :

- La densité de population ;
- Le pourcentage d'installations d'assainissement individuel ;
- L'âge de la station d'épuration ;
- L'âge du réseau de collecte des eaux usées ;
- Le nombre de rejets d'eaux usées non traitées par unité de surface ;
- D'autres activités polluantes.

D) Pressions animales

Pour caractériser les pressions animales, quatre indicateurs sont recensés :

- La densité animale ;
- Le pourcentage d'installations d'élevage non mises aux normes ;
- Le pourcentage de la surface occupée par la surface agricole utile (SAU) ;
- L'âge des stations d'épuration des industries agroalimentaires.

E) Facteurs météorologiques

La pluviométrie joue un grand rôle dans le transfert des microorganismes du bassin versant vers le littoral. Pour prendre en considération ce facteur, deux indicateurs ont été retenus :

- Le nombre de jours de pluies par an supérieures à 10 mm ;
- Le nombre de séquences de 10 j par an sans pluie ($< 1 \text{ mm / j}$).

F) Milieu récepteur littoral

Les conditions hydrodynamiques d'un secteur côtier reflètent l'aptitude de ce milieu marin à disperser les pollutions. Elles conditionnent donc le niveau de dilution des microorganismes. Pour décrire les caractéristiques d'un milieu littoral, quatre indicateurs ont été retenus :

- Le type de milieu ou morphologie du littoral qui reflète l'exposition de la côte à la houle ;
- Le courant résiduel, représentatif de la dynamique des masses d'eau et de leur capacité dispersive à une échelle supérieure à la marée ;
- L'indice de stratification qui relate l'action des courants à mélanger verticalement eaux douces et eaux salées ;
- Les panaches fluviaux susceptibles d'influencer les écosystèmes sur des distances importantes.

3.1.3 Score final et interprétation

Pour chacune des trois zones du bassin versant, un score de fragilité est défini en additionnant les scores « bassin versant », « pressions humaines » et « pressions animales » soit :

$$\begin{aligned} Z_1 &= BV_1 + PH_1 + PA_1 \text{ pour la zone immédiate ;} \\ Z_2 &= BV_2 + PH_2 + PA_2 \text{ pour la zone rapprochée ;} \\ Z_3 &= BV_3 + PH_3 + PA_3 \text{ pour la zone éloignée.} \end{aligned}$$

L'éloignement et donc l'abatement en microorganismes sont pris en compte en affectant un coefficient de pondération 0,7 au score déterminé pour Z_2 et un coefficient de pondération 0,3 au score déterminé pour Z_3 .

Le score final (SF_{tot}) est calculé comme suit :

| | |
|---|-------------|
| $SF_{tot} = Z_1 + 0,7 \times Z_2 + 0,3 \times Z_3 + MET + ML$ | / 20 points |
|---|-------------|

Une grille d'interprétation des scores a été établie pour évaluer la fragilité microbiologique des zones étudiées (Tableau 4) :

Tableau 4 : Interprétation du score de fragilité par secteur du bassin versant (Dérolez, 2003)

| Valeur du score de fragilité | | Degré de fragilité microbiologique |
|---------------------------------------|-------------------------------|------------------------------------|
| Z_1, Z_2 ou Z_3 Max = 7 points | SF_{tot} Max = 20 points | |
| < 3,5 | < 9 | Faible fragilité |
| 3,5 à 4,5 | 9 à 12 | Fragilité moyenne |
| 4,5 à 6 | 12 à 16 | Forte fragilité |
| > 6 | > 16 | Très forte fragilité |

3.2 Huit plages testées

3.2.1 Choix des sites étudiés

Pour vérifier que la méthode proposée par Valérie DEROLEZ est applicable à la baignade, il est nécessaire de la tester sur des plages ayant des caractéristiques différentes (aval d'estuaire, proximité d'une agglomération, de secteurs agricoles, côte plus ou moins ouverte sur le large...). De plus, pour tester la sensibilité de la méthode, il est nécessaire d'étudier des sites de très bonne qualité mais aussi des sites qui sont susceptibles d'être pollués. Le choix des plages d'étudiées a pris en compte ces données, mais il a aussi été fortement conditionné par la facilité, pour IRH Environnement, à établir des contacts avec les collectivités. En effet, la réalisation d'un index de fragilité microbiologique nécessite l'accès à un grand nombre de données. Il est donc indispensable qu'un accord de principe soit validé rapidement par la collectivité autorisant ainsi IRH Environnement à disposer des données nécessaires à l'étude.

IRH Environnement a réalisé de nombreuses études pour des communes littorales. Parmi ces collectivités, l'île d'Yeu (85), Saint-Gilles Croix de Vie (85), Le Croisic (44), Fouesnant (29) et Bénodet (29) ont été retenues. Ces communes présentent, en effet, des caractéristiques différentes et sont dispersées sur le littoral Atlantique tout en étant accessibles depuis Angers (lieu du mémoire).

- Les communes de Saint-Gilles Croix de Vie et du Croisic ont accepté d'être site test pour la mise au point d'une méthodologie d'élaboration des profils des eaux de baignade.
- Depuis plus de dix ans, IRH Environnement a réalisé la majorité des études concernant le système d'assainissement de l'île d'Yeu. Tous les documents étant

disponibles au sein du bureau d'étude, il a été possible d'étudier la fragilité microbiologique des plages de l'île d'Yeu sans attendre qu'un partenariat entre la collectivité et IRH Environnement ne soit établi. De plus, l'île d'Yeu est, comme Saint-Gilles Croix de Vie, située en Vendée. L'acquisition de données auprès des différentes institutions (DDASS, DDE, DDSV...) a été plus facile (un contact et non deux).

- Pour les deux communes du Finistère (29) les contacts n'ont pu être établis suffisamment rapidement avec les collectivités.

L'étude a donc été menée uniquement sur les plages de trois communes : Saint-Gilles Croix de Vie, l'île d'Yeu et Le Croisic.

3.2.2 Caractéristiques des sites d'étude

Afin d'apprécier la sensibilité de la méthode d'estimation de la fragilité microbiologique des zones littorales, huit plages des trois communes retenues ont été sélectionnées comme zones tests. Leurs caractéristiques sont présentées ci-après :

Saint-Gilles Croix de Vie (85) est une ville très prisée par les touristes, notamment pour des activités nautiques. Ville portuaire située sur l'estuaire de la Vie, son agglomération s'est développée au bord du rivage.



La ville de Saint-Gilles Croix de Vie compte quatre plages :

- 1 : Le Boisvinet
- 2 : Grande Plage Rochebone
- 3 : Grande Plage Marine
- 4 : Grande Plage Paternelle

Ces quatre plages sont donc localisées à proximité de zones fortement agglomérées. La plage du Boisvinet est située à l'exutoire de l'estuaire. En revanche, les trois autres plages ne sont pas sous l'influence directe du panache de l'estuaire. Elles constituent trois portions consécutives du littoral atlantique, caractéristique fréquemment observée sur ce littoral. Ces quatre plages ont été retenues afin de tester la méthode sur des plages géographiquement proches mais ayant des caractéristiques différentes (Boisvinet / « Grandes Plages ») et des plages présentant des similarités (« Grandes Plages »). Les principales caractéristiques de ces plages sont :

1 – Plage du Boisvinet

La plage du Boisvinet est sous l'influence de l'estuaire de la Vie. Le Jaunay est un ruisseau qui se déverse également dans cet estuaire. Cependant, des écluses, fermées en été, délimitent l'estuaire et retiennent les eaux de la Vie et du Jaunay. Le bassin versant situé en amont de cette plage est donc très étendu (environ 240 km²) et compte onze communes. Les zones immédiates et rapprochées sont fortement agglomérées. En revanche, la zone éloignée est beaucoup plus rurale.

Les eaux usées générées sur la totalité de la zone agglomérée, zone contiguë aux plages et à cheval sur les zones Z₁ et Z₂ sont traitées par une même station d'épuration⁴. Celle-ci rejette ses effluents dans l'estuaire de la Vie. La majorité des eaux pluviales y sont aussi déversées. De plus, cet estuaire abrite les ports de pêche et de plaisance. Les sources de contamination de cet estuaire, ponctuelles comme diffuses, sont nombreuses. Ces eaux, susceptibles d'être fortement chargées en microorganismes, aboutissent directement sur la plage du Boisvinet, plage faiblement exposée à la houle et aux courants marins.

A la suite des analyses réalisées par la DDASS 85 entre 2001 et 2004, cette plage a été classée trois fois en catégorie B sur cette période.

2 – Grande Plage Rochebonne

La Grande Plage Rochebonne est située à l'aval d'un tout petit bassin versant (0,1 km²). Un parcours de santé occupe la majorité de cette zone. Les pressions terrestres sont donc très faibles.

La plage est séparée de la sortie de l'estuaire par une longue jetée. Le panache de l'estuaire n'atteint donc pas directement le rivage de la Grande Plage Rochebonne. Cette jetée limite l'exposition de cette plage à la houle et aux courants.

3- Grande Plage Marine

La Grande Plage Marine est localisée dans le prolongement de la Grande Plage Rochebonne. Son bassin versant (0,3 km²) est occupé par des immeubles, des hôtels et des restaurants. La population y est donc dense l'été. Cependant, les habitations sont toutes raccordées au réseau d'eaux usées et aucun poste de refoulement n'est présent sur cette zone. Les sources de contamination terrestres sont faibles pour cette plage. La Grande Plage Marine comme la Grande Plage Paterne sont ouvertes sur le large.

4- Grande Plage Paterne

La Grande Plage Paterne est la plage la plus éloignée de la zone agglomérée. Sur son bassin versant (0,1 km²), la moitié de la surface est occupée par des immeubles alors que l'autre est entièrement recouverte de dunes et de lande. Toutes les habitations sont raccordées au réseau d'eaux usées et aucun poste de refoulement n'est situé sur ce bassin versant. Seule une canalisation d'eaux pluviales (canalisation ensablée) est présente sur la plage.

Les eaux de baignade de ces trois « Grande Plage » ont été déclassées en B seulement une fois entre 2001 et 2004 (en 2003). Il est donc intéressant d'étudier la sensibilité de la méthode sur des plages géographiquement très proches mais qui pourtant présentent des disparités.

L'île d'Yeu (85) est une commune insulaire très touristique située à 18 km de la côte française. Certaines zones de l'île ne sont pas raccordées au réseau d'eaux usées. L'influence de l'assainissement autonome seul peut donc être étudiée. De plus, nombre de rejets pluviaux sont observés sur les plages de cette île, caractéristique moins rencontrée sur les plages de Saint-Gilles Croix de Vie.

Toutes les plages de cette île ne pouvaient être étudiées dans le temps imparti pour ce mémoire. Aussi, trois ont été choisies :

- Une sur la côte Ouest, la plage des Vieilles ;
- Deux sur la côte Est, Ker Châlon Gauche et Ker Châlon Droit.

⁴ La Station d'épuration du Havre de Vie est une station à boues activées comprenant un traitement tertiaire par UV. Elle a été réhabilitée en 2002 – 2003. Le bassin tampon situé en entrée

Toutes trois comptent parmi les plages les plus fortement fréquentées l'été.

Plage des Vieilles

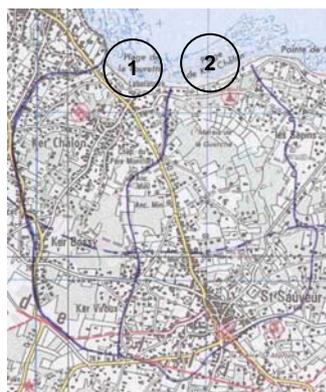
La plage des Vieilles est située à l'aval d'un bassin versant de faible superficie (0,7 km²), où toutes les habitations fonctionnent avec un système d'assainissement individuel. Ces effluents et les eaux de pluie sont ensuite drainés par des fossés. Une canalisation est observée sur la plage. Ce rejet, situé à la limite de la zone ensablée, est situé dans une zone où la végétation est dense.



Les eaux sont donc pompées par la végétation et s'infiltrent dans le sable. Les chances de contamination de la plage et des eaux de baignade, (sauf en cas d'orages intenses) sont donc faibles. Aucune exploitation agricole n'est observée sur cette zone. L'été, de nombreux bateaux mouillent à deux cents mètres environ de la plage. Les eaux noires des bateaux peuvent, selon la marée et l'orientation des vents être rabattues sur la côte, provoquant ainsi une contamination.

Plages de Ker Châlon Gauche et de Ker Châlon Droit

1 – Ker Châlon Gauche



Le bassin versant (1,2 km²) situé en amont de cette plage comprend la zone agglomérée (réseau d'eaux usées) en Z₁ et un espace beaucoup plus faiblement habitée (assainissement individuel) en Z₂. Deux postes de refoulement sont situés sur Z₁. De plus, quatre rejets d'eaux pluviales sont observés sur cette plage. En outre, la plage de Ker Châlon Gauche est légèrement moins exposée à la houle et aux courants que la plage Ker Châlon Droit.

2 – Ker Châlon Droit

A l'inverse de Ker Châlon Gauche, la zone agglomérée présente sur le bassin versant de la plage de Ker Châlon Droit est principalement située sur la zone rapprochée.

Sur ce bassin versant (1,6 km²), les habitations de la zone immédiate, comme celles de la zone rapprochée sont majoritairement desservies par le réseau d'eaux usées ; le camping situé à proximité de la plage a son propre poste de refoulement. En cas de panne du poste, les eaux usées brutes sont déversées, via le trop plein, dans un fossé. L'exutoire de ce fossé est canalisé et aboutit au milieu de la plage Ker Châlon Droit. Aucune pression animale n'est recensée sur ce territoire. L'assainissement collectif constitue la source majeure de contamination microbiologique potentielle sur cette plage comme sur Ker Châlon Gauche.

Malgré leur proximité et des similitudes de leurs bassins versants, la qualité des eaux de baignade de la plage de Ker Châlon Gauche est légèrement moins bonne que celle de Ker Châlon Droit. En effet, Ker Châlon Gauche a été classée une fois en B au cours des quatre dernières années (en 2004), alors que la plage de Ker Châlon Droit a toujours été classée en catégorie A depuis 2001. La plage des Vieilles, suite à l'analyse d'un seul échantillon très contaminé, a été déclassée en C en 2001. Depuis, une telle contamination n'a jamais été enregistrée et la plage a toujours été classée A.

de station a une capacité de stockage proche du volume journalier produit en haute saison.

Le Croisic (44) est, quant à elle, est une citée balnéaire plus prisée pour la pêche à pied que pour la baignade. Ses plages dans leur majorité sont beaucoup plus petites que les plages de Saint-Gilles Croix de Vie et sont jonchées de rochers. Les populations rencontrées sont principalement des familles avec des enfants en bas âge.

La seule plage déclassée en B récemment (en 2003), la plage de Port aux Rocs, a été retenue comme site test sur la commune du Croisic.

La plage de Port aux Rocs

La plage de Port aux Rocs est située sur la côte sauvage, à l'extrémité de la pointe du Croisic. Son bassin versant est tout petit (0,1 km²). Seul un centre de vacances et deux habitations individuelles sont observées sur cette zone. Le centre de vacances est raccordé au réseau d'eaux usées et a son propre poste de refoulement. Un rejet d'eaux pluviales est observé à l'extrémité de la plage à près de cent mètres de la zone de baignade. En face de la plage se trouve un dortoir d'oiseaux et un très grand nombre de fientes est observé sur la plage. Les nombreux rochers présents sur ce littoral cassent la houle.



Remarque : Les eaux de baignade des trois communes retenues ont toutes été classées en A ou B depuis 2001 (sauf la plage des Vieilles, classée C en 2001). L'idéal aurait été d'étudier aussi des plages régulièrement déclassées en C ou en D. Il aurait alors été possible de tester la sensibilité de la méthode sur des eaux de baignade de mauvaise qualité microbiologique. Cependant, il n'y en a pas en Vendée et établir des contacts avec les communes des trois plages classées C en 2004 dans le département de Loire Atlantique était difficilement envisageable dans le temps du mémoire.

3.2.3 Application de la méthode

A) Score des huit plages

La méthode proposée par Valérie DEROLEZ a été appliquée sur les huit plages tests. Les scores et degrés de fragilité microbiologique obtenus sont présentés ci dessous (détails en Annexe 5) :

Tableau 5 : Scores et degrés de fragilité microbiologique obtenus après application de la méthode de Valérie DEROLEZ pour les huit plages testées et classement DDASS de ces plages entre 2001 et 2004 :

| Score de fragilité microbiologique | Moyenne | Intervalle | Degré de fragilité microbiologique | Classement DDASS | | | |
|------------------------------------|---------|---------------|------------------------------------|------------------|------|------|------|
| | | | | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 |
| Grande plage Rochebonne | 5,5 | [4,7 ; 6,3] | Faible fragilité | A | A | B | A |
| Grande plage Marine | 6,0 | [5,3 ; 6,7] | Faible fragilité | A | A | B | A |
| Grande Plage Paterne | 5,8 | [5,2 ; 6,5] | Faible fragilité | A | A | B | A |
| Boisvinet | 12,9 | [11,7 ; 14,0] | Moyenne à forte fragilité | B | A | A | A |
| Ker Châlon Gauche | 7 | [6,1 ; 7,9] | Faible fragilité | A | A | A | B |
| Ker Châlon Droit | 6,6 | [5,3 ; 7,9] | Faible fragilité | A | A | A | A |
| Vieilles | 4,8 | [4,2 ; 5,4] | Faible fragilité | C | A | A | A |
| Port aux Rocs | 5,9 | [5,3 ; 6,5] | Faible fragilité | A | A | B | A |

Remarque : Quand, pour un indicateur, les données sont manquantes, les scores extrêmes ont été pris en compte. Un score minimal et maximal sont alors obtenus.

B) Analyse des résultats

a) Comparaison score – classement DDASS des eaux de baignade

Selon la grille d'estimation de la fragilité microbiologique proposée par Valérie DEROLEZ, la plage la plus fragile est la plage du Boisvinet à Saint-Gilles Croix de Vie. En effet, son score est quasiment deux fois plus grand que celui des autres plages. Les sept autres plages étudiées ont des scores assez faibles, variant de 4,8 à 7,0.

Il peut être remarqué que les scores des trois « Grandes Plages » de Saint-Gilles Croix de Vie sont très proches (5,5 ; 6,0 et 5,8). Ces trois plages ne sont pas sous l'influence directe de l'estuaire et présentent de grandes similitudes. Il est donc *a priori* cohérent d'obtenir un indice de fragilité similaire pour ces « Grandes Plages » et d'observer un score beaucoup plus important pour la plage du Boisvinet. Ces résultats correspondent à ceux attendus : depuis 2001, la plage du Boisvinet a été classée trois fois en B alors que les « Grandes Plages » ne l'ont été qu'une seule fois. Ces déclassements sont le signe d'une plus grande fragilité microbiologique de la plage du Boisvinet.

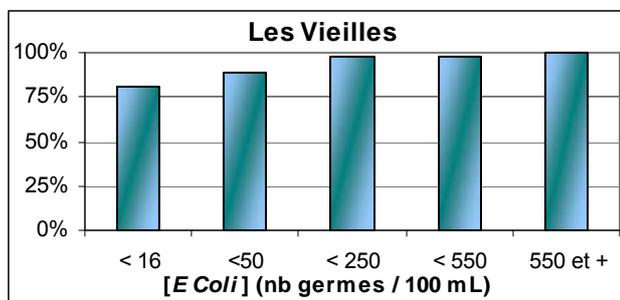
La plage de Port aux Rocs a un score similaire à celui de la Grande Plage Paternelle. La fragilité de cette plage du Croisic semble proche de celle des « Grandes Plages » de Saint-Gilles Croix de Vie. Ce résultat est en effet cohérent avec la qualité microbiologique des eaux de baignade observée ces quatre dernières années par la DDASS : la plage de Port aux Rocs comme les trois « Grandes Plages » a été classée B une fois depuis 2001.

La grille d'estimation de la fragilité microbiologique proposée par Valérie DEROLEZ semble être en accord avec les classements des plages réalisés par les DDASS.

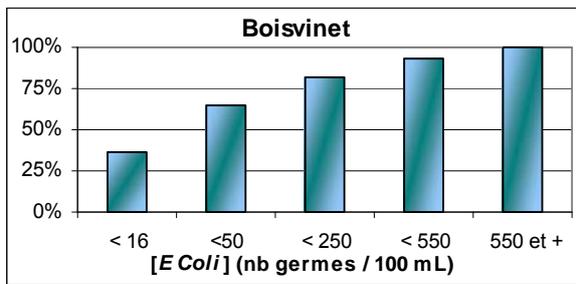
b) Comparaison score – étude statistique des résultats des analyses DDASS

Une étude plus précise des résultats des analyses DDASS a aussi été réalisée en parallèle. Pour ce faire, les histogrammes des pourcentages cumulés des résultats (concentrations en *E. coli* et EI) des prélèvements DDASS réalisés entre 2001 et 2004 ont été tracés. Pour la plage du Boisvinet, 68 analyses ont été réalisées entre 2001 et 2004, 56 pour les Grandes Plages Rochebonne et Paternelle, 54 pour la Grande Plage Marine, 52 pour la plage des Vieilles, 51 pour les plages de Ker Châlon et enfin 41 pour la plage de Port aux Rocs. La plage qui enregistre le plus grand nombre de faibles concentrations en indicateurs de contamination fécale (*E. coli* et EI) est la plage des Vieilles (Ile d'Yeu). Cette plage a obtenu le score le plus faible des huit plages testées. Le score est donc confirmé par les analyses DDASS des quatre dernières années.

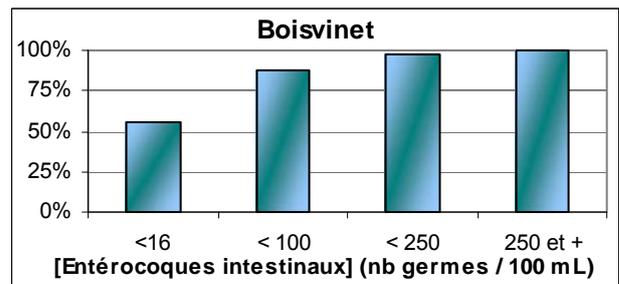
Les assainissements autonomes présents sur le bassin versant en amont de cette plage ne constituent pas une source de contamination importante des eaux de baignade de la plage des Vieilles. La présence des bateaux à proximité du rivage peut, peut être, expliquer les quelques fortes valeurs mesurées (notamment en 2001).



Graphique 2 : Pourcentages cumulés des résultats des analyses DDASS (concentrations en *E. coli*) des eaux de baignade de la plage des Vieilles réalisées entre 2001 et 2004



Graphique 3 : Pourcentages cumulés des résultats des analyses DDASS (concentrations en *E. coli*) des eaux de baignade de la plage du Boisvinet réalisées entre 2001 et 2004

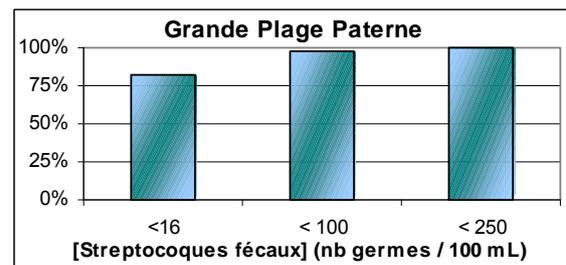
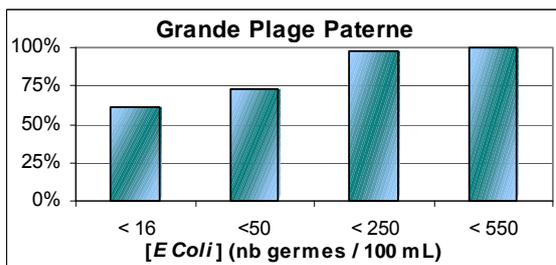
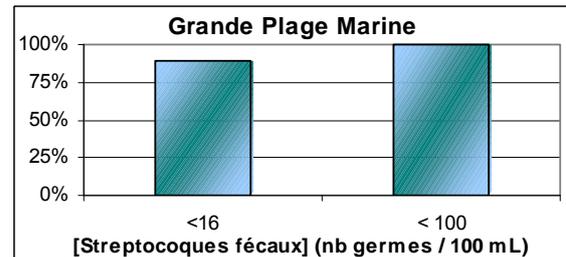
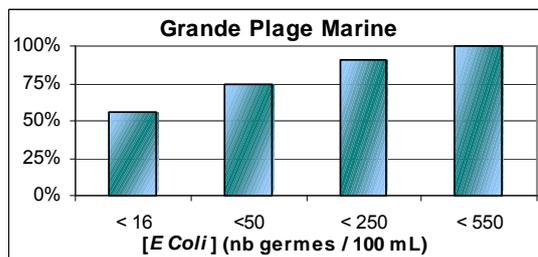
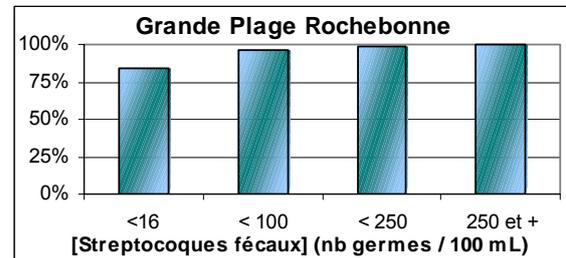
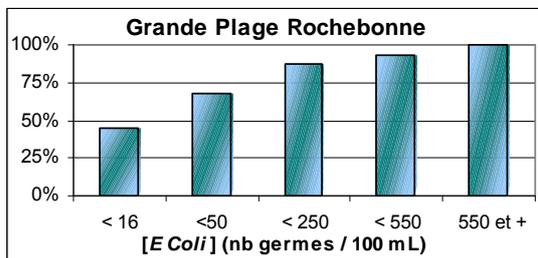


Graphique 4 : Pourcentages cumulés des résultats des analyses DDASS (concentrations en EI) des eaux de baignade de la plage du Boisvinet réalisées entre 2001 et 2004

La plage du Boisvinet est la seule des huit plages étudiées à avoir moins de 40% des résultats d'analyses inférieurs ou égaux au seuil de détection des *E. coli* (15 *E. coli* / 100mL) et moins de 75% pour les EI (15 EI / 100mL). Ceci concorde avec son score de fragilité soit plus important que celui des autres plages

La représentation des résultats du suivi de la qualité des eaux de baignade (réalisé par la DDASS) sous forme d'histogrammes des pourcentages cumulés, a, cependant, permis de mettre en évidence quelques différences entre la qualité microbiologique des eaux de baignade des trois « Grandes Plages » :

Graphique 5 : Pourcentages cumulés des résultats des analyses DDASS (concentrations en *E. coli* et EI) des eaux de baignade des trois « Grandes Plages » de Saint-Gilles Croix de Vie réalisées entre 2001 et 2004



En parallèle, une analyse statistique a été menée selon la méthode proposée par Loïc Rambaud (2004) dans son mémoire d'ingénieur du génie sanitaire. Cette méthode consiste à regrouper les résultats des analyses DDASS par classe de concentration en microorganismes. La distribution des résultats de deux plages est ensuite comparée (test du χ^2). Les résultats de la comparaison des Grandes Plages Rochebonne et Paterne sont présentés dans le tableau suivant :

Tableau 6 : Répartition des résultats d'analyses des eaux de baignade des Grandes Plages Rochebonne et Paterne exprimés en effectifs

| Classes de concentration en <i>E. coli</i> (nb de germes / 100mL) | Grande Plage Rochebonne | Grande Plage Paterne |
|--|-------------------------|----------------------|
| 0 - 15 | 25 | 34 |
| 16 - 50 | 13 | 7 |
| > 50 | 18 | 15 |
| Nombre d'analyses total | 56 | 56 |

Pour le calcul du χ^2 , les effectifs théoriques attendus pour la Grande Plage Rochebonne sont égaux à ceux observés pour la Grande Plage Paterne (plage prise comme référence).

La valeur du χ^2 théorique (2 degrés de libertés, risque d'erreur acceptable de 5%) est 5,99 et la valeur observée 8,13. On peut donc rejeter l'hypothèse que la distribution des résultats des concentrations en *E. coli* de la Grande Plage Rochebonne soit la même que celle de la Grande Plage Paterne entre 2001 et 2004.

L'analyse des résultats DDASS sur les quatre dernières saisons (période d'étude en accord avec la future directive européenne), traduit donc une dégradation légèrement plus importante des eaux de baignade de la Grande Plage Rochebonne que celle des eaux de baignade de la Grande Plage Paterne.

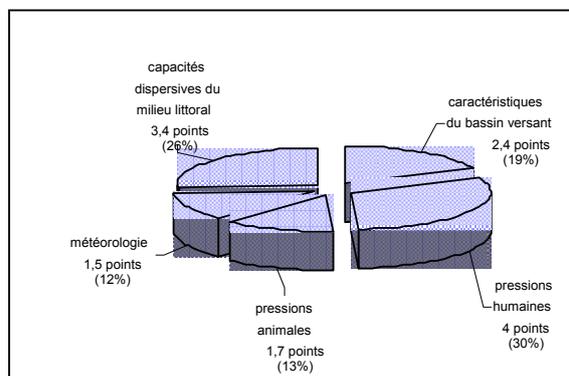
De plus, la Grande Plage Rochebonne est la seule des trois « Grandes Plages » qui enregistre des concentrations en *E. coli* supérieures au seuil de qualité suffisante déterminé par la future directive européenne (550 *E. coli* / 100 mL). Cette plage apparaît donc plus vulnérable aux contaminations microbiologiques que les deux autres. Pourtant, cette vulnérabilité n'est pas mise en évidence par le score calculé.

De l'analyse statistique des résultats DDASS ressort aussi une amélioration de la qualité des eaux entre la Grande Plage Rochebonne et la Grande Plage Paterne. Cette constatation met en évidence une possible influence du panache de l'estuaire de la Vie sur la qualité des eaux de baignade des zones les plus proches de l'exutoire, malgré la « canalisation » de ce panache par la jetée. Une connaissance des courants et donc de la dispersion du panache est indispensable pour établir des profils des eaux de baignade fiables. Ces données sur les courants, prises en compte dans l'estimation de la fragilité microbiologique des zones littorales, doit être la plus juste possible pour que cette dernière reflète le risque réel de pollution des eaux côtières.

c) *Importance relative de chaque thématique*

Une étude précise de l'importance relative des scores des grandes thématiques est intéressante, surtout pour la plage du Boisvinet. Cette plage est, en effet, sous l'influence d'un très grand bassin versant, où pressions humaines et animales sont présentes.

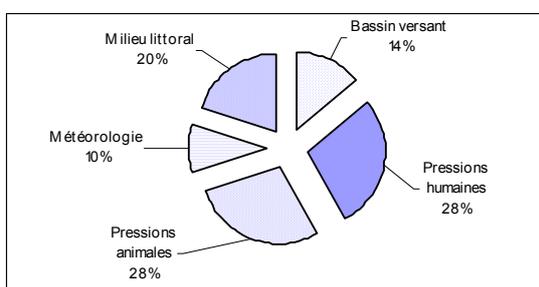
Le scorage met en évidence que les pressions humaines sont les principales causes de la dégradation de la qualité microbiologique des eaux de baignade (4 points pour un score total de 12,9 points). Les caractéristiques du littoral ne favorisent pas non plus la dispersion des flux polluants. Cette réalité est mise en évidence par le scorage puisque le score du milieu littoral (3,4 points) est le plus grand après celui des pressions humaines. L'imperméabilisation des sols facilite aussi le ruissellement. Cette donnée est elle aussi mise en évidence par le scorage puisque le score de la thématique « bassin versant » est de 2,4 points.



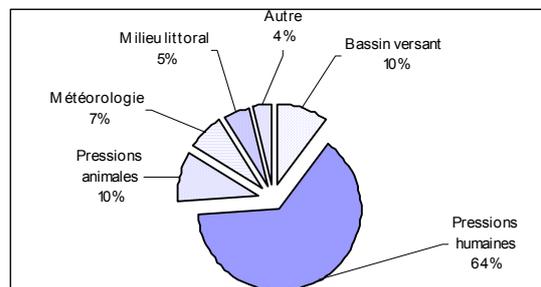
Graphique 6 : Importance relative du score des cinq thématiques sur le score total pour la plage du Boisvinet

Pour les plages ayant un faible score global, il n'est parfois pas possible de mettre en évidence un facteur de contamination prépondérant par rapport aux autres. C'est notamment le cas pour la plage des Vieilles pour laquelle les scores des trois thématiques influençant la qualité des eaux de baignade sont compris entre 1,5 et 1,8 points. En revanche, ce n'est pas le cas pour les plages de Ker Châlon. En effet, le score des pressions humaines prédomine par rapport aux autres scores (cf Annexe 5).

De plus, si on compare l'importance relative des scores maximaux possibles pour chaque thématique proposés dans la méthode de Valérie DEROLEZ, à celle des causes des pollutions qui ont conduit les DDASS à interdire la baignade, des disparités sont observées :



Graphique 7 : Importance relative des sources de contamination qui influencent la qualité microbiologique des eaux des zones côtières dans la méthode de scorage de Valérie DEROLEZ.



Graphique 8 : Importance relative des sources de contamination qui influencent la qualité microbiologique des eaux des zones côtières mises en évidence par les DDASS françaises.

Globalement, une certaine cohérence est observée entre résultats du scorage et classements des eaux de baignade réalisés par la DDASS. Pourtant, le score maximal que peuvent prendre chaque thématique n'est pas en cohérence avec les principales causes de contamination des eaux de baignade recensées par les DDASS en 2004. Une adaptation des score et peut être des indicateurs est donc à envisager pour appliquer la méthode à la problématique baignade. Des difficultés ont aussi été rencontrées au cours de la réalisation des scorages.

3.3 Difficultés rencontrées

3.3.1 Acquisition de données

Pour établir un scorage, un grand nombre de données est nécessaire. Un des critères pris en compte dans le choix des indicateurs était leur accessibilité. Pourtant, sur les bassins versants étudiés, la difficulté d'obtention des données a été un frein majeur à l'avancée de l'étude. C'est notamment pour cette raison qu'une seule plage de la commune du Croisic a été étudiée.

Le bassin versant situé en amont de Saint-Gilles Croix de Vie s'étend sur environ 240 km² et rassemble onze communes. Son découpage en trois zones (Z_1 , Z_2 et Z_3) met en évidence une première zone, de faible surface et fortement agglomérée, une zone rapprochée plus vaste et moyennement agglomérée et enfin une zone éloignée à forte dominante rurale. Cette dernière zone regroupe la majorité des communes, communes faiblement peuplées où l'agriculture et l'élevage sont très présents. L'étude de ce bassin versant a permis de mettre en évidence les difficultés rencontrées lors de la recherche des informations, indispensables à la réalisation des profils des eaux de baignade.

Dans les petites communes rurales, les systèmes et réseaux d'assainissement ne concernent souvent que le centre bourg. Disposant de moyens limités, elles ont réalisées peu d'études (zonage d'assainissement, plan local d'urbanisme...). Les données recherchées n'existent donc pas toujours, ne sont pas à jour et sont sous divers formats. Leur collecte et leur exploitation ne sont donc pas toujours évidentes.

L'étude du bassin versant en amont de Saint-Gilles Croix de Vie a aussi permis de mettre en évidence la difficulté d'obtenir des données précises concernant l'agriculture (épandage, systèmes d'assainissement des exploitations...). Les institutions chargées de contrôler ces installations sont nombreuses (DDSV, DDAF, Agence de l'Eau, DDE...). L'accès aux informations peut s'avérer fastidieux. Par exemple, le taux d'installations d'élevage mises aux normes n'a jamais pu être calculé. Quand les données existent et sont accessibles, leur croisement et leur exploitation ne sont pas toujours évidents. Par exemple, pour les exploitations agricoles, des divergences sont notées entre les données du recensement agricole (Agreste, 2001), les informations collectées en mairie et les données de la DDAF (service ICPE).

Outre la question de l'existence des données nécessaires à l'élaboration du score de fragilité microbiologique, leurs détenteurs sont souvent réfractaires à leur diffusion. Des enjeux essentiellement politiques sont à l'origine de la non divulgation des informations. L'obtention de données publiques (SAGE, SATESE notamment) n'a pas non plus toujours été évidente et les procédures administratives de demande d'informations peuvent s'avérer longues et fastidieuses.

Enfin, certaines données n'existent pas. C'est notamment le cas des données de courantologie au niveau du littoral. Des extrapolations ont été réalisées pour la majorité des indicateurs renseignant sur les caractéristiques du milieu littoral. L'indice de stratification n'a cependant jamais pu être calculé.

L'existence et l'accessibilité des données sont des paramètres fondamentaux d'une estimation fiable de la fragilité microbiologique des eaux littorales. Leur acquisition est l'une des étapes majeures de la réalisation d'un profil et donc de l'index de fragilité microbiologique des eaux de baignade.

3.3.2 Application de la méthode

La méthode de Valérie DEROLEZ propose, pour la majorité des indicateurs, des classes ou modalités. Ces dernières facilitent l'application de la méthode. En effet, elles prennent souvent en compte des gammes de choix de modalités suffisamment larges. Ainsi, en cas de données peu précises, il est possible de déterminer la classe ou modalité à laquelle elles appartiennent.

Pour beaucoup d'indicateurs, les classes déterminées par Valérie DEROLEZ sont adaptées aux données disponibles. En revanche, pour d'autres tels que les stations d'épuration ou les rejets non traités (ports, déversoirs d'orages, postes de refoulement par ex.) la prise en compte de plusieurs unités n'est pas prévue. Or, la présence de plusieurs stations d'épuration mettant en œuvre des types de traitements différents induit des flux de contamination considérablement plus importants que ceux générés par une seule de ces unités. Dans ce cas, il faut privilégier une source plutôt qu'une autre mais le risque de contamination global et réel n'est pas pris en compte.

Dans le cas de l'indicateur « densité humaine », la population estimée sur les différentes zones d'études est quasiment toujours supérieure à la limite supérieure des classes proposées par Valérie DEROLEZ pour cet indicateur. Aucune distinction n'est donc faite sur ce paramètre d'un site à l'autre malgré de réelles différences observées (150 hab/km² << 2 500 hab/km²).

Ainsi, la méthode proposée ne considère pas tous les risques de contamination en particulier sur les grands bassins versants et dans les zones agglomérées.

3.4 Conclusion

A l'issue du test de la méthode proposée par Valérie DEROLEZ sur les huit plages étudiées, plusieurs points peuvent être soulignés :

- Les scores calculés sont globalement en accord avec les classements des eaux de baignade réalisés par les DDASS ;
- La détermination des classes de chaque indicateur n'est pas toujours évidente et dans certains cas ne reflète pas la réalité (exemple : densité de population) ;
- Une différence notable est observée entre l'importance relative des scores maximaux attribués aux différentes thématiques et les principales causes de contamination des eaux de baignade observées par les DDASS ;
- L'acquisition des données, étape indispensable à la réalisation d'études fiables, nécessite l'implication des municipalités des communes prises en compte dans la zone d'étude et de tous les partenaires (services de l'Etat, entreprises privées...). Ce paramètre favorise la rapidité et la qualité de la collecte des données. Il faut aussi souligner que toutes les données ne sont pas accessibles et que certaines n'existent pas ;
- Toutes les sources de contamination susceptibles d'influencer la qualité microbiologique des eaux de baignade ne sont pas prises en compte.

Des adaptations sont donc nécessaires pour utiliser une telle méthode dans le cadre de la réalisation de profils d'eaux de baignade.

4 ADAPTATION DE LA METHODE DE CONSTRUCTION D'UN INDICE DE FRAGILITE MICROBIOLOGIQUE

4.1 Nécessité d'adaptation à la baignade

Les investigations menées pour acquérir les données nécessaires à l'étude et les contacts établis avec les différents interlocuteurs rencontrés (DDASS, DDE, DDSV, Agences de l'Eau, collectivités...) ont permis de mettre en évidence des différences notables entre la problématique « eaux de baignade » et celle relative à la contamination des zones conchylicoles.

4.1.1 Nombre de microorganismes ingérés

Par son mode de nutrition, le coquillage bivalve filtreur, peut rapidement concentrer des polluants de l'environnement (polluants microbiologiques, chimiques, phycotoxines...) dans sa chair. Une huître, par exemple, pompe en moyenne 10 à 15 litres d'eau par heure (IFREMER site n°1). Sa consommation, principalement sous forme de produit cru et vivant, expose d'autant plus le consommateur (AFSSE, fév. 2004). En effet, les virus et bactéries survivent dans les coquillages et les étapes de purification ne sont pas toujours efficaces (Le Saut et Pommepeuy, 2003). De plus, depuis la fin des années 1970, la croissance d'une huître commercialisable dure plus de 4 ans (IFREMER site n°2). La probabilité que les coquillages contiennent des microorganismes pathogènes est donc forte.

Dans l'estimation des risques microbiologiques liés à la baignade, l'exposition prise en compte dans les études épidémiologiques est une « baignade normalisée ». Le volume d'eau ingéré lors d'une baignade est d'environ 10 à 15 mL (Mariño *et al.*, 1995). Il est donc largement inférieur à celui filtré par les coquillages. En outre, au cours d'une saison estivale, une moyenne de vingt baignades (baignades « normalisées ») est considérée par personne (Kamizoulis et Saliba, 2004).

Remarque : Une « baignade normalisée » est une baignade de dix minutes pendant laquelle le baigneur met au moins trois fois la tête sous l'eau. Elle ne peut être considérée comme représentative de l'activité de baignade en général et conduit certainement à une sous estimation de l'exposition aux organismes pathogènes. Néanmoins, aucune étude ne permet de quantifier cette sous estimation. (AFSSE, oct. 2004).

Le nombre de microorganismes ingéré est donc beaucoup moins grand dans le cas d'une baignade que lors de la consommation d'un coquillage élevé dans une eau de qualité similaire. Par suite, la consommation de coquillage expose beaucoup plus les hommes au risque de contamination microbiologique que la baignade.

4.1.2 Notion de masses d'eau

Il existe aussi une différence entre les masses d'eaux auxquelles sont exposés les baigneurs et les coquillages. En effet, les eaux de baignade sont situées entre le rivage et 100 m environ. Les concessions conchylicoles sont, elles, principalement situées au delà de la limite des 100 m au rivage.

Pour les littoraux soumis aux phénomènes de marées, des rejets peuvent être déversés sur la zone d'estran. Ces rejets ne sont donc que faiblement dilués au niveau du littoral et des zones de baignade. Ils influencent donc très fortement la qualité microbiologique des eaux de baignade.

Les concessions conchylicoles sont situées plus au large des côtes. Le temps de transfert et la dilution des effluents sont plus importants qu'à proximité du littoral. Ces deux facteurs influencent la concentration des microorganismes dans les eaux marines. Ainsi, un rejet de type déversoir d'orage, poste de refoulement ou by-pass de station d'épuration peut avoir un impact considérable sur la qualité des eaux de baignade et une influence plus modérée sur la qualité des eaux d'une zone conchylicole. La prise en compte du risque lié à de telles sources de contamination microbiologique n'est donc pas la même pour la baignade et la conchyliculture.

4.1.3 Pertinence de certains indicateurs et de leur score

A) Découpage de la zone d'étude

Aux abords des zones fortement agglomérées, l'apport de microorganismes via les sources ponctuelles (stations d'épuration, postes de refoulement...) sont prépondérantes par rapport aux sources de microorganismes diffuses (pâturage, cultures, forêts...) (Garcia Armisen et Servais, 2004 ; Servais *et al.*, 2002). Les plages sont souvent situées à proximité de zones agglomérées, zones densément peuplées en été (DATAR, 2004). Les pressions humaines sont donc à l'origine des principales sources de pollution des plages. La prise en compte de l'assainissement dans la réalisation des profils des eaux de baignade et de la méthode de scorage est déterminante.

Desservies par un même système de collecte et de traitement des eaux usées, les zones agglomérées peuvent difficilement être « coupées » selon des critères d'éloignement à la côte, comme initialement proposé dans la méthode de scorage de Valérie DEROLEZ. Dans les zones agglomérées, les eaux sont canalisées et déversées en un même points. Ainsi, il semble plus juste qu'une zone agglomérée (raccordée à un même système d'assainissement) débutant dans la zone des 1 km soit intégralement comprise dans la zone d'influence immédiate (situations 1 et 2).



L'étude de l'hydrographie est très importante pour déterminer la limite des zones immédiate, rapprochée et éloignée. Pour des raisons de simplicité d'application et de disparité des T_{90} (disparité selon les auteurs et les microorganismes recherchés, cf. Annexe 3), le choix de l'éloignement plutôt que le temps de transfert (basé sur les T_{90}) est conservé.

Il est possible d'observer des ouvrages qui régulent le flux des rivières et cours d'eau. Ces écluses ou barrages peuvent être fermés en été, comme observé sur Saint-Gilles Croix de Vie. L'apport d'eaux contaminées vers le littoral est donc minime. Ces ouvrages peuvent, cependant, être ouverts lors d'événements pluvieux importants. En effet, les fortes concentrations en microorganismes dans les eaux de baignade sont principalement observées à la suite de fortes pluies (Crowther *et al.*, 2001). Le bassin versant qu'elles drainent est donc à prendre en compte dans la zone d'étude. Le risque de contamination issue de ce bassin versant étant faible, cette zone est placée dans la zone éloignée, même si elle est située à moins de 5 km du rivage.

Un exutoire (ruisseau, estuaire, canalisation) situé dans un rayon de 500 m au delà des limites du bassin versant peut avoir une incidence sur la qualité microbiologique des eaux

de baignade. En effet, les eaux déversées peuvent contribuer à maintenir un fort bruit de fond bactérien dans les eaux de baignade. Tel est probablement le cas pour la Grande Plage Rochebonne, située à proximité de l'estuaire de la Vie à Saint-Gilles Croix de Vie. De plus, ces ruisseaux peuvent être le réceptacle de trop pleins de postes de refoulement ou de déversoirs d'orages. En cas de déversement, ces eaux usées, peu voire pas diluées, peuvent dégrader fortement la qualité des eaux de baignade. Il semble donc important d'inclure le bassin versant de ces exutoires dans la délimitation de la zone d'étude.

Il est proposé que, pour le bassin versant en amont d'un exutoire, la zone localisée entre le littoral et 5 km soit comprise dans la zone rapprochée. En effet, ne faisant pas partie intégrante du bassin versant en amont de la plage étudiée, les contaminations déversées n'arrivent pas directement au niveau de la zone de baignade. La superficie du bassin versant de ce ruisseau positionnée au-delà de la limite des 5 km est, quant à elle, incluse dans la zone éloignée.

B) Pressions humaines

Derrière l'image du littoral « plage et mer », les communes et cantons littoraux ont un caractère extrêmement urbain. En effet, 55 à 75% des habitants du littoral vivent dans des zones urbaines (DATAR, 2004). Les cités balnéaires sont donc principalement situées au niveau de zones agglomérées. L'été les stations balnéaires voient leur population fortement augmenter. Les systèmes d'assainissement ne sont pas toujours adaptés pour faire face à une forte augmentation de la charge à traiter. Il en résulte une moins bonne qualité de traitement des effluents.

Entre 1979 et 1988, la SAU des communes littorales a chuté de 17%. Rappelons que dans les zones agglomérées, les rejets diffus de contamination fécale sont négligeables par rapport aux rejets ponctuels (type rejet de station d'épuration) (Servais *et al.*, 2002, Garcia Armisen et Servais, 2004) et que l'assainissement est la première cause de pollution de plages mise en évidence par les DDASS françaises.

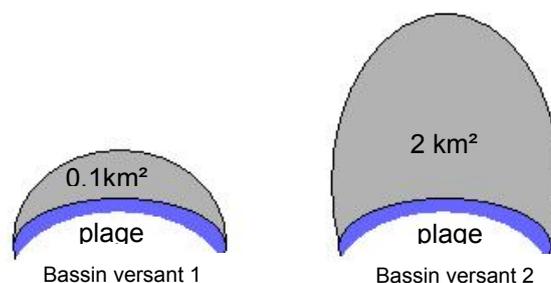
Les pressions humaines primant sur les pressions animales, il apparaît plus pertinent d'accorder un score plus important aux pressions humaines qu'aux pressions animales.

a) Densité humaine

La densité de population est très forte sur l'ensemble du littoral métropolitain (277 hab / km² en 1999) comparée à la moyenne nationale (108 hab / km²). Localement, ces chiffres peuvent atteindre 2 500 hab / km² sur le littoral des Alpes Maritimes et plus de 800 hab / km² dans les Pyrénées Atlantiques ou dans le Nord (DATAR, 2004). De plus, la densité de population de ces stations balnéaires augmente rapidement en été notamment sur les communes ayant des centres de vacances et des campings (espaces occupant une faible surface au sol mais pouvant accueillir un grand nombre de personnes).

La borne supérieure des classes de densité de population proposées par Valérie DEROLEZ est 140 hab km². Dans les communes littorales, la densité moyenne d'habitants permanents est supérieure à cette borne supérieure. Aussi, les classes proposées pour la conchyliculture ne sont pas adaptées aux densités de population des stations balnéaires recensées en été.

Connaître la densité de population est un paramètre intéressant pour estimer les pressions humaines exercées sur un territoire. Pourtant, pour une même densité de population, les pressions ne sont pas les mêmes selon la surface du bassin versant influent.



Les flux générés sur le bassin versant 2 sont beaucoup plus importants que ceux générés sur le bassin versant 1. Ainsi, la prise en compte des flux de pollution microbiologique s'impose dans le cadre de l'évaluation de la fragilité microbiologique des eaux de baignade.

Déterminer les flux de pollution relatifs à chaque source potentielle de contamination microbiologique et le flux total de microorganismes générés sur l'ensemble d'un bassin versant n'est pas facile. Certains de ces flux sont connus. C'est notamment le cas pour certaines stations d'épuration qui suivent les concentrations en indicateurs de contamination fécale au cours de leur autosurveillance.

La prise en compte des surfaces des différentes zones peut être une solution pour prendre en compte ces flux. Il est donc proposé d'introduire un indicateur surface (S) dans la grille de scoring.

b) Age des stations d'épuration

L'âge des stations d'épuration est un indicateur qui renseigne sur la vétusté des ouvrages, sur la technologie de conception des installations, sur les normes⁵ de rejets en vigueur lors de la construction des stations d'épuration... Ces paramètres ont une influence sur l'efficacité des traitements ; efficacité souvent diminuée au cours du temps.

Cet indicateur ne prend cependant pas en compte le type de traitement mis en œuvre. Or ce paramètre est très important car selon la filière de traitement, la qualité microbiologique des effluents traités varie considérablement (CSHPF, 1996) :

Pour un effluent brut contenant 10^7 coliformes / 100 mL, l'effluent traité contient :

- après une sédimentation primaire (≥ 3 h) : 10^6 coliformes / 100 mL
- après un traitement physico-chimique : 10^6 coliformes / 100 mL
- après un traitement biologique (boues activées) : 10^5 coliformes / 100 mL
- après lagunage (bassins en série, ≥ 20 jours) : 10^3 coliformes / 100 mL
- des abattements de 3 à 4 unités log sont observés avec un traitement par UV (soit $10^3 - 10^4$ coliformes / 100 mL)

Pour les stations d'épuration à boues activées, aucune différence significative n'est enregistrée en ce qui concerne l'abattement pour les coliformes totaux, les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux. Une abattement de l'ordre de 2 log est observé (Servais *et al.*, 2002).

Il semble donc important d'introduire le type de traitement mis en œuvre dans les stations d'épuration (donnée facilement accessible) dans les indicateurs pris en compte pour déterminer la fragilité microbiologique des zones de baignade.

⁵ Directive 91/271/CEE relative au traitement des eaux résiduaires urbaines
Loi sur l'eau du 3 janvier 1992 (L 92-3)

Remarque : Dans l'étude de Servais *et al.* (2002), l'âge des stations étudiées n'est pas mentionné. Or, les stations d'épuration à boues activées construites récemment ont un meilleur taux d'abattement que ceux annoncés par le CSHPF (1996) et Servais *et al.* (2002) (M. Legeas, *com. pers.*). Les ordres de grandeurs présentés précédemment ne sont peut être pas valables pour les stations d'épuration modernes.

c) Age des réseaux

Plus les réseaux sont âgés, plus le risque de cassures, fissures et autres altérations est grand. Cependant, même au niveau d'une fissure, les eaux usées empruntent préférentiellement le trajet présentant le moins d'obstacles et permettant un bon écoulement : l'écoulement dans la canalisation est donc majoritaire. Le déversement massif d'eaux usées non traitées via des défauts de réseaux n'est pas souvent observé.

En revanche, l'intrusion d'eau de pluie et d'eaux de nappes n'est pas négligeable dans le cas de réseaux vétustes. Dans ces conditions, une surcharge hydraulique est observée au niveau des postes de refoulement comme dans la station d'épuration. Selon l'importance des intrusions d'eau, des by-pass au niveau des trop-pleins de postes de refoulement, des déversoirs d'orage ou de la station d'épuration sont possibles et des départs de boues en sortie de station peuvent être observés. Ce sont alors des effluents chargés en microorganismes qui sont déversés dans le milieu naturel. Cependant, les intrusions de nappes surviennent essentiellement en période de nappe haute et par temps de pluie. Cette situation est rarement rencontrée en été (équipe « diagnostics réseaux d'assainissement », IRH Environnement).

De plus, la nature des réseaux (séparatif, unitaire) joue un rôle important sur la quantité d'eau à traiter par les stations d'épuration lors d'évènements pluvieux. En effet, un réseau unitaire draine les eaux usées et les eaux pluviales. Les portions de réseau unitaire sont anciennes. L'âge du réseau prend donc en compte ce paramètre.

d) Rejets non traités

Les rejets situés à proximité des rivages sont des sources de contamination majeures des eaux de baignade. Ceci est particulièrement vérifié pour les déversoirs d'orage et les postes de refoulement pour lesquels aucun bassin tampon, télésurveillance ou système de sécurité ne permettent de limiter le déversement d'eaux polluées dans le milieu naturel. Ces rejets sont connus pour être des points sensibles des réseaux d'assainissement⁶ et des sources de contamination potentielles (exemple : plage du Cours du Moulin à l'île d'Yeu, fermée à cause des risques de déversements du poste de refoulement situé sur la plage. En effet, toutes les eaux usées de l'île transitent par ce poste et des déversements surviennent fréquemment à ce niveau.). Dans la grille de scoring, le score attribué aux rejets non traités (au maximum 0,1 / 20), ne reflète pas le risque de contamination microbiologique qu'ils peuvent induire.

De plus, l'unité proposée pour les rejets non traités, à savoir un nombre de rejets par unité de surface (km²) ne semble pas adaptée aux zones de baignade. En effet, il est courant de recenser plus d'un rejet par unité de surface (km²). Il semble donc plus important de prendre en compte chacun de ces rejets séparément et de leur attribuer un score représentant leur potentiel à contaminer les eaux de baignade. Ainsi, le score d'un déversoir d'orage ou d'un poste de refoulement, ouvrages susceptibles de déverser des effluents bruts extrêmement chargés en microorganismes sera plus important que celui d'un rejet d'eaux pluviales. En effet, l'introduction d'eaux usées via les mauvais branchements et les défauts du réseau d'eaux pluviales notamment, ne semble pas massive (« équipe diagnostics réseaux d'assainissement », IRH Environnement)

⁶ arrêté du 22 décembre 1994 relatif à la surveillance des ouvrages de traitement

C) Pressions animales

Lors des investigations de terrain, des dortoirs d'oiseaux sauvages ont été observés à proximité de plages fréquentées par les baigneurs. Or, plusieurs études ont montré que les fientes des mouettes notamment sont fortement concentrées en indicateurs de contamination fécale (Lévesque *et al.*, 1993 ; Forgarty *et al.*, 2003 ; Jones et Smith, 2004) : *E. coli* ($10^5 - 10^9$ UFC / g) et entérocoques intestinaux ($10^4 - 10^8$ UFC / g) (Forgarty *et al.*, 2003). Lévesque *et al.* (1993) montrent que la présence d'une trentaine d'oiseaux pendant deux jours sur une plage est suffisante pour que plus de 200 *E. coli* / 100 mL dans les eaux de baignade soient recensées. La présence d'oiseaux sauvages semble donc être une source de contamination microbiologique à prendre en compte dans la problématique des eaux de baignade.

Les différences mises en évidence sont à considérer dans la caractérisation de la fragilité microbiologique d'un espace côtier destiné à la baignade. Des adaptations de la grille de scorage sont donc nécessaires pour l'appliquer aux eaux de baignade dans le cadre de la réalisation de leurs profils.

4.2 Adaptations proposées

4.2.1 Bassin versant

Aucun changement n'a été opéré pour les indicateurs pris en compte dans la thématique « Bassin versant ».

Les classes et scores déterminés pour le coefficient de ruissellement (détermination de la valeur de ce paramètre *cf* tableau Annexe 6) sont présentés ci-dessous :

| Classes de l'indicateur CRu | < 0,25 | 0,25 – 0,4 | 0,4 – 0,55 | > 0,55 |
|-----------------------------|--------|------------|------------|--------|
| Nombre de points | 0 | 0,4 | 0,8 | 1,2 |

Les classes et scores déterminés pour l'indice « surfaces inondables » sont :

| Classes de l'indicateur SI (% de la surface du secteur) | < 10% | > 10% |
|---|-------|-------|
| Nombre de points | 0 | 0,2 |

Remarque : Le risque inondation est faible, en été à proximité des plages. Cependant, la survenue de crues est possible. En effet, de tels évènements ont touchés l'Ardèche les 8 et 9 septembre 2002 suite à deux vagues de précipitations intenses d'environ douze heures chacune. L'indice « inondations » est donc conservé dans l'optique d'une généralisation de la méthode à tous les littoraux français et européens.

SCORE « BASSIN VERSANT »

| | |
|---------------|--------------|
| BV = CRu + SI | / 1,4 points |
|---------------|--------------|

4.2.2 Pressions humaines

A) Densité de population (DH)

La nécessité de modifier les classes de densité de population a été mise en évidence précédemment (4.1.3B)a). Peu de données d'estimation de la densité de population des stations balnéaires en période estivale sont disponibles pour élaborer des classes adaptées à la problématique baignade. Un travail en collaboration avec l'INSEE, les services redevances des Agences de l'Eau et la DATAR serait nécessaire pour établir de nouvelles classes. Cette étude n'a pas été réalisable dans le temps du mémoire.

Cependant, une estimation de la densité de population en fonction du maillage des habitations et des types d'habitations (campings, centres de vacances...) semble envisageable : la lecture d'une carte IGN (1/25 000) renseigne sur la densité d'occupation des sols. Ainsi, il est possible de distinguer une zone fortement habitée (type zone agglomérée), d'une zone ayant une densité d'habitations moins importante, d'une zone très faiblement habitée.



Forte densité de population



Densité moyenne



Faible densité

Trois nouvelles classes et un étalement des scores sont donc proposées. En effet, la densité de population est une donnée essentielle pour estimer les flux de pollution générés. Une distinction plus nette des scores semble pouvoir mieux différencier les pressions humaines générées d'un bassin versant (ou zone de bassin versant) à l'autre.

| Classes de l'indicateur DH (hab/km ²) | Faible (habitat dispersé) | Moyenne | Forte (agglomération) |
|---|---------------------------|---------|-----------------------|
| Nombre de points | 0,3 | 0,8 | 1,3 |

B) Superficie des zones (S)

La prise en compte de la surface des zones du bassin versant semble permettre d'estimer les flux de pollution générés par les assainissements collectif et individuel. L'ajout de cet indicateur est donc proposé.

Les zones les plus proches du littoral influencent majoritairement la qualité des eaux de baignade (faible temps de transfert, peu de dilution...). De plus, ces zones ont une surface plus faible que les deux autres. Une distinction des surfaces est donc faite entre la zone immédiate et les zones rapprochée et éloignée :

Zone immédiate :

| Classes de l'indicateur S (km ²) | < 1 | 1 - 5 | 5 - 10 | > 10 |
|--|-----|-------|--------|------|
| Nombre de points | 1 | 1,2 | 1,5 | 2 |

Zone rapprochée et zone éloignée :

| Classes de l'indicateur S (km ²) | < 100 | 100 - 250 | > 250 |
|--|-------|-----------|-------|
| Nombre de points | 1 | 1,5 | 2 |

C) Assainissement individuel (Ind)

Les classes et scores associés à l'assainissement individuel ne sont pas modifiés :

| Classes de l'indicateur Ind (%) | < 15 | 15 - 30 | > 30 |
|---------------------------------|------|---------|------|
| Nombre de points | 0 | 0,05 | 0,1 |

D) Age des stations d'épuration (AS)

Il a été vu précédemment qu'il semble plus pertinent, dans le cadre de la baignade, de diminuer le score affecté à l'indicateur âge des stations d'épuration et d'introduire un indice prenant en compte le type de traitement (TT).

Les scores proposés pour les classes de l'indicateur « âge des stations » sont :

| | | | |
|----------------------------------|-----|--------|------|
| Classes de l'indicateur AS (ans) | < 5 | 5 - 10 | > 10 |
| Nombre de points | 0 | 0,1 | 0,2 |

Trois classes sont proposées pour l'indicateur « type de traitement » (TT) :

| | | | |
|----------------------------|---|---|---|
| Classes de l'indicateur TT | STEP à boues activées avec traitement tertiaire OU lagune | STEP à boues activées sans traitement tertiaire | Sédimentation primaire ou traitement physico-chimique |
| Nombre de points | 0 | 0,3 | 0,4 |

Remarque : le nombre de stations d'épuration présentes sur une même zone n'est pas pris en compte dans la grille de scorage proposée. Si deux stations d'épuration (ou plus) mettant en œuvre un système de traitement par boues activées (sans traitement tertiaire) sont présentes sur une même zone, il semble raisonnable d'attribuer le score maximal à cet indicateur. Les limites de la méthode sont atteintes dans l'éventualité de la présence de plusieurs grosses stations d'épuration notamment celles ayant des rejets très chargés en microorganismes. La prise en compte des flux via les surfaces des bassins versants peut cependant compenser cette non considération du nombre de stations d'épuration et de toutes autres sources de contamination liées à l'assainissement.

E) Bassin tampon en entrée de station d'épuration (BT)

Les investigations réalisées sur le terrain au cours de ce mémoire, ont permis de mettre en évidence que la présence d'un bassin tampon est à intégrer dans la grille de scorage. En effet, si la capacité de stockage de ces bassins n'est pas suffisante en été, lors d'évènements orageux notamment, des by-pass sont réalisés. Ainsi, une station d'épuration mettant en œuvre une filière de traitement performante peut être à l'origine de rejets très chargés en microorganismes dans le milieu naturel. Cette situation est rencontrée sur la station d'épuration de Saint-Gilles Croix de Vie, station pour laquelle la capacité de stockage de bassin tampon est proche du volume journalier d'eaux usées produites en haute saison.

Le score associé à la présence d'un bassin tampon en entrée de station d'épuration est :

| | | | |
|----------------------------|------------------|---------------|---------|
| Classes de l'indicateur BT | Volume suffisant | Volume limité | Absence |
| Nombre de points | 0 | 0,2 | 0,4 |

F) Age du réseau (AR)

Les classes et scores de cet indicateur (AR) ont été conservés :

| | | | |
|----------------------------------|-----|--------|------|
| Classes de l'indicateur AR (ans) | < 5 | 5 - 10 | > 10 |
| Nombre de points | 0 | 0,2 | 0,4 |

G) Postes de relèvement (PR)

Les risques de contamination massive résultant du déversement d'un poste de relèvement (ou de refoulement) sont limités lorsque :

- les postes ne sont pas équipés de trop plein (mise en charge du réseau avant déversement via un regard de visite)
- les postes sont télésurveillés (téléalarmes pour le fonctionnement des pompes, l'alimentation en électricité, une alerte seuils bas, haut et seuil très haut des postes)

Les classes et scores proposés pour les postes de relèvement (ou refoulement) sont :

| Classes de l'indicateur PR | PR avec ou sans trop plein AVEC télésurveillance | PR sans trop plein SANS télésurveillance | PR avec trop plein SANS télésurveillance |
|----------------------------|--|--|--|
| Nombre de points | 0,05 | 0,1 | 0,2 |

Remarque : Il est important en prévision de l'élaboration de plans de gestion des risques liés à ces ouvrages d'obtenir tous les détails du fonctionnement du poste et notamment les autocontrôles, la description des systèmes de sécurité et leur entretien. Il en est de même pour tous les ouvrages susceptibles de contaminer massivement les plages.

H) Déversoirs d'orage (DO)

Selon la réglementation sur la surveillance des ouvrages de traitement⁷ :

- Les déversoirs d'orage collectant, par temps sec, une charge de pollution organique comprise entre 120 et 600 kg DBO₅ / j doivent être équipés de systèmes de surveillance permettant d'estimer les périodes de déversement et les débits rejetés ;
- les déversoirs d'orage collectant par temps sec, une charge de pollution organique supérieure à 600 kg DBO₅ / j doivent être équipés de systèmes de mesure en continu du débit et d'estimation de la charge polluante (MES, DCO) déversée par temps de pluie.

La valeur de 120 kg DBO₅ / j sera retenue pour définir les classes de l'indicateur « déversoirs d'orage ». De plus en plus d'installations sont équipées d'un bassin tampon pour limiter les flux déversés dans le milieu naturel. Cette donnée est donc prise en compte dans la nouvelle grille de scorage.

Quatre classes sont proposées pour les déversoirs d'orage :

| Classes de l'indicateur DO | Flux < 120 kg DBO ₅ / j AVEC bassin tampon | Flux > 120 kg DBO ₅ / j AVEC bassin tampon | Flux < 120 kg DBO ₅ / j SANS bassin tampon | Flux > 120 kg DBO ₅ / j SANS bassin tampon |
|----------------------------|---|---|---|---|
| Nombre de points | 0 | 0,2 | 0,2 | 0,4 |

I) Rejets d'eaux pluviales

Différents types de rejets pluviaux sont rencontrés :

- Les fossés drainant ou les réseaux d'eaux pluviales urbains sont supposés ne pas couler par temps sec. Un orage peut entraîner le lessivage de ces ouvrages et par suite entraîner un apport de microorganismes au niveau du rivage ;
- Les ruisseaux constituent un apport permanent d'eau au niveau des plages. Ils sont souvent le réceptacle de déversoirs d'orages ou de trop pleins de postes de refoulement. Si le débit d'étiage est suffisant, les rejets de station d'épuration des collectivités littorales peuvent aussi y être déversés. Ces cours d'eau facilitent et accélèrent le transfert des pollutions vers le milieu littoral. Plus ils se déversent à proximité du littoral plus leur influence sur la qualité des eaux de baignade peut être grande.
- Les émissaires en mer sont normalement conçus pour ne pas déverser d'effluents à proximité des zones de baignade. Cependant, selon leur longueur et leur

⁷ Arrêté du 22 décembre 1994 – L. 372-1-1 et L. 372-3 du code des communes

situation vis –à –vis des courants, les rejets qu'ils drainent peuvent contribuer à l'entretien d'un bruit de fond des concentrations en indicateurs de contamination fécale et en microorganismes des eaux de baignade. De plus, des cassures et autres altérations peuvent survenir sur l'émissaire, favorisant des départs d'effluents chargés en microorganismes à proximité des plages.

Les rejets pluviaux ne sont normalement que faiblement chargés en microorganismes. Dans les zones où l'assainissement individuel est dense et fonctionne mal ou dans les zones agricoles, les rejets d'eaux pluviales peuvent être chargés en microorganismes. Ils peuvent donc contribuer à entretenir un bruit de fond élevé de concentrations en microorganismes dans les eaux de baignade. De plus, ces réseaux peuvent aussi permettre d'évacuer les eaux usées by-passées.

Peuvent être distingués :

- Les fossés et réseaux pluviaux urbains (RPI)

Pour cet indicateur, trois classes sont donc proposées :

| Classes de l'indicateur RPI | Eaux pluviales | Eaux pluviales + Ass. Ind dense ou zone agricole | Eaux pluviales + effluents by-passés |
|-----------------------------|----------------|--|--------------------------------------|
| Nombre de points | 0,05 | 0,1 | 0,4 |

- Les ruisseaux et émissaires en mer (Em)

Les classes et scores proposés pour cet indicateur sont :

| Classes de l'indicateur Em | Absence | Emissaire en mer | Présence d'un ruisseau dans un rayon de 0,5 à 1 km | Présence d'un ruisseau dans un rayon < 0,5 km |
|----------------------------|---------|------------------|--|---|
| Nombre de points | 0 | 0,1 | 0,2 | 0,4 |

J) Port de pêche (PPê) – port de plaisance (PPI)

L'étude des données du REPOM sur les sites étudiés (Le Croisic, Saint-Gilles Croix de Vie et l'île d'Yeu) fait état de concentrations non négligeables en indicateurs de contamination fécale dans les ports de pêche et de plaisance. Ces concentrations peuvent, ponctuellement et momentanément atteindre plus de 2000 E. coli / 100mL et plus de 300 EI / 100mL. Ces eaux très chargées en microorganismes peuvent donc contaminer les eaux de baignade des plages situées à proximité des ports. Les scores proposés pour les indicateurs renseignant sur la présence d'un port de pêche et d'un port de plaisance (en fonction de l'éloignement à la plage étudiée) sont :

| Classes de l'indicateur PPê et PPI | Absence | Présence dans un rayon de 0,5 à 1 km | Présence dans un rayon < 0,5 km |
|------------------------------------|---------|--------------------------------------|---------------------------------|
| Nombre de points | 0 | 0,05 | 0,1 |

Remarque : Pour les rejets ponctuels déversés dans la zone immédiate, la prise en compte de leur éloignement par rapport à la plage étudiée est un moyen de considérer la dilution des microorganismes. Une étude fine de la courantologie au niveau du littoral serait plus pertinente pour déterminer si ces rejets ont une influence ou non sur la qualité des eaux de baignade étudiées. Ces études ne sont pas disponibles sur la majorité des côtes. L'éloignement de ces rejets à la plage semble être un bon compromis pour prendre en compte le risque qui leur est lié.

- K) Campings non raccordés (Cam), établissements de thalassothérapie (ETh) et conchylicoles (ECo)

Pour chacune de ces activités, aucun changement n'est apporté aux indicateurs (pris en compte uniquement sur la zone immédiate) :

| Classes de l'indicateur Cam, ETh et ECo | Absence | Présence |
|---|---------|----------|
| Nombre de points | 0 | 0,05 |

SCORE « PRESSIONS HUMAINES »

Le score pressions humaines est calculé en mettant en facteur la densité de population, la surface et la somme des indicateurs relatifs à l'assainissement collectif et individuel (prise en compte des flux de pollution issus de l'assainissement). A ce score est ajoutée la somme de tous les autres indicateurs :

| | |
|---|---------------------------------|
| $PH = DH \times S \times (1 + Ind + AS + TT + BT + AR + PR + DO)$ | / 9,2 points sur Z_1 |
| $+ RPI + Em + PPê + PPI + Cam + ETh + ECo$ | / 8,1 points sur Z_2 et Z_3 |

4.2.3 Pressions animales

- A) Densité animale (DA)

La seule modification apportée à cet indicateur est la possibilité de ne pas avoir d'élevage sur une zone. Dans ce cas là, aucun point n'est attribué (détermination de la densité animale à l'aide du tableau de l'Annexe 2).

| Classes de l'indicateur DA (EHo / ha SAU) | Absence | < 500 | 500 – 1 000 | > 1 000 |
|---|---------|-------|-------------|---------|
| Nombre de points | 0 | 1 | 1,2 | 1,3 |

- B) Pourcentage de la surface occupée par la SAU (SA)

Cet indicateur tient compte de la part des terres pouvant recevoir des effluents d'élevage. Aucune modification n'est proposée pour cet indicateur :

| Classes de l'indicateur SA (en %) (SAU / surface zone) | < 50 | 50 - 70 | > 70 |
|--|------|---------|------|
| Nombre de points | 0 | 0,2 | 0,5 |

- C) Industries agroalimentaires (IAA)

L'indicateur basé sur l'âge des unités de traitement des industries agroalimentaires est remplacé par le type de traitement mis en œuvre pour traiter les effluents. Cette donnée est plus facilement accessible. Ainsi, les classes et scores proposés pour ce nouvel indicateur sont :

| Classes de l'indicateur IAA | Réseau eaux usées | Station d'épuration propre à l'IAA | Rejets dans le milieu naturel |
|-----------------------------|-------------------|------------------------------------|-------------------------------|
| Nombre de points | 0 | 0,2 | 0,5 |

- D) Oiseaux sauvages (OS)

Les motivations de la prise en compte de ce nouvel indicateur ont été présentées précédemment. Une distinction est proposée selon le nombre d'oiseaux observés : les dortoirs d'oiseaux sont supposés héberger moins d'oiseaux (< 100) que les parcs ornithologiques.

Les classes renseignant cet indicateur et les scores envisagés sont :

| Classes de l'indicateur OS | Absence | Dortoir d'oiseaux | Parc ornithologique < 0,5 km de la plage |
|----------------------------|---------|-------------------|--|
| Nombre de points | 0 | 0,1 | 0,2 |

E) Pourcentage d'exploitations agricoles aux normes

Cet indicateur a été supprimé car les données le renseignant ne sont pas accessibles.

SCORE « PRESSIONS ANIMALES » :

| | |
|--------------------------------------|--|
| $PA = DA \times (1 + SA) + IAA + OS$ | / 2,7 points sur Z1 / 2,5 points sur Z2 et Z3 |
|--------------------------------------|--|

4.2.4 Météorologie

En France, la saison balnéaire s'étend au minimum du 15 juin au 15 septembre pour la baignade en mer (DGS, mai 2004). La majorité des microorganismes pathogènes, responsables de troubles de la santé à l'issue d'une baignade ont des T_{90} moyens de deux à quatre jours (Le Saux et Pompepu, 2003). Il ne semble donc pas pertinent de prendre en compte les précipitations quotidiennes sur une année entière pour caractériser l'exposition des baigneurs aux microorganismes.

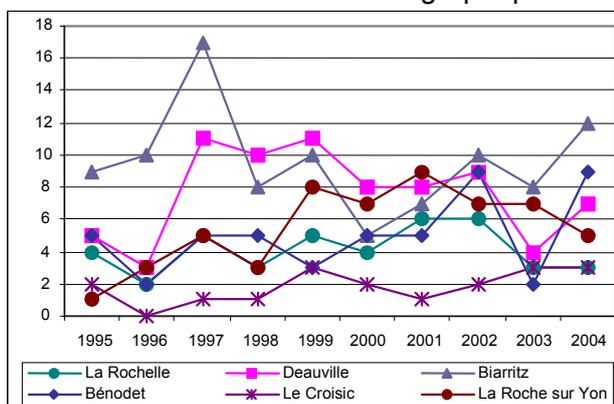
Il a été mis en évidence dans le rapport de Valérie DEROLEZ qu'après une période de dix jours sans pluie (< 1 mm / j), les rejets pluviaux pouvaient être chargés en microorganismes. Il est donc important de prendre en compte la météorologie au moins dix jours avant le début de la saison balnéaire.

La période d'étude de la météorologie dans le cadre de l'établissement d'un scoring de fragilité microbiologique des eaux de baignade a été fixée du : 1^{er} juin au 15 septembre, période commune à tous les départements français pour la baignade en mer.

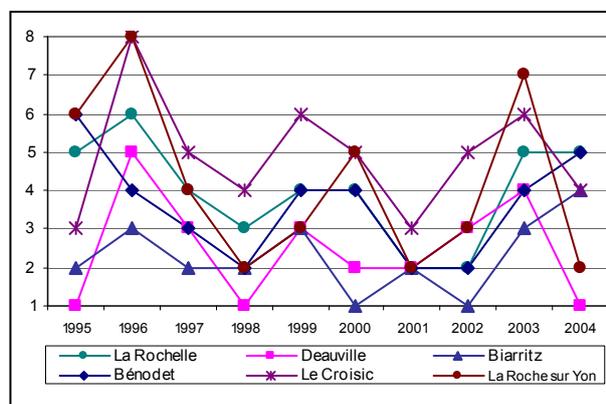
La période d'étude ayant été modifiée, il faut en faire de même pour les classes des indicateurs suivis. Pour ce faire, une étude statistique des précipitations quotidiennes recensées entre le 1^{er} juin et le 15 septembre entre 1995 et 2004 (10 ans) a été réalisée pour six villes proches du littoral :

- La Rochelle (17) ;
- Deauville (14) ;
- La Roche sur Yon (85) ;
- Biarritz (64) ;
- Bénodet (29) ;
- Le Croisic (44).

Pendant la saison estivale, le nombre de jours de pluie abondante (> 10 mm) et de séquences de dix jours secs consécutifs (< 1 mm de pluie par jour) varie selon les villes comme le montrent les deux graphiques ci-dessous :



Graphique 9 : Nombre de jours de pluie > 10 mm entre le 1^{er} juin et le 15 septembre 1995 à 2004



Graphique 10 : Nombre de séquences de 10j consécutifs de temps sec (< 1mm pluie/j) du 1^{er} juin au 15 septembre 1995 à 2004

Pour déterminer les classes relatives aux deux indicateurs suivis, la ville de Deauville (14) est envisagée comme ville assez touchée par des précipitations et La Rochelle (17) comme ville ayant un climat faiblement pluvieux.

Pour déterminer la météorologie la plus fréquemment observée sur la zone d'étude, l'analyse des données météorologiques (1^{er} juin - 15 septembre) des dix années précédant l'étude est envisagée. Ainsi, le risque microbiologique global est estimé avec la météorologie la plus probable.

L'analyse des données météorologiques permet aussi de mettre en évidence les situations extrêmes déjà rencontrées. Ces renseignements sont précieux pour déterminer les conditions de survenue d'une possible « crise ».

Remarque : Des précipitations supérieures à 10 mm conduisent généralement à du ruissellement. Cependant, les orages d'été peuvent être à l'origine de ruissellement important malgré une hauteur de pluie inférieure à 10 mm (constations terrain ; M. Legeas, *com. pers.*). La prise en compte de l'intensité des pluies serait intéressante. La durée de précipitation (en min) est un nouveau paramètre suivi quotidiennement par Météo France. Il sera intéressant de le prendre en compte quand ces données seront disponibles sur plusieurs années et sur un grand nombre de stations météorologiques littorales.

Les classes et scores retenus pour l'indicateur P₁₀ (nombre de jours de pluies > 10 mm / saison balnéaire) sont :

| Classes de l'indicateur P ₁₀ (nombre de jours / saison balnéaire de pluie > 10 mm) | < 4 | 4 - 7 | > 7 |
|--|-----|-------|-----|
| Nombre de points | 0 | 0,5 | 1 |

Les classes et scores retenus pour l'indicateur Sec (nombre de séquences de 10 j sans pluies (<1 mm) / saison balnéaire) sont :

| Classes de l'indicateur Sec (nombre de séquences de 10j / saison balnéaire sec (<1mm de pluie)) | < 3 | 3 - 4 | > 4 |
|--|-----|-------|-----|
| Nombre de points | 0 | 0,5 | 1 |

SCORE « METEOROLOGIE »

Le score de la thématique météorologie est calculé comme suit :

| | |
|-----------------------------|------------|
| MET = P ₁₀ + Sec | / 2 points |
|-----------------------------|------------|

4.2.5 Milieu littoral récepteur

Les indices proposés par Valérie DEROLEZ sont conservés sauf l'indice de stratification (non accessibilité des données).

A) Type de milieu (Ty)

Les classes et score caractérisant le type de milieu sont les suivants :

| Classes de l'indicateur Ty | exposé | semi - exposé | abrité |
|----------------------------|--------|---------------|--------|
| Nombre de points | 0 | 0,6 | 1,2 |

B) Courant résiduel (CRé)

Les classes et score relatifs aux courants résiduels sont les suivants :

| Classes de l'indicateur CRé | fort | moyen | faible |
|-----------------------------|------|-------|--------|
| Nombre de points | 0 | 0,6 | 1,2 |

C) Panaches fluviaux (PF)

Les classes et score relatifs à la présence d'un panache fluvial sont les suivants :

| Classes de l'indicateur PF | absence | présence |
|----------------------------|---------|----------|
| Nombre de points | 0 | 0,4 |

Remarque : Pour déterminer les caractéristiques du milieu marin au niveau des plages étudiées, une étude fine de la courantologie serait nécessaire. Les données habituellement recherchées se font pour des mailles beaucoup trop grandes pour la problématique baignade. Aussi, les informations utilisées ne reflètent pas toujours la réalité. Les images SPOT pourraient donner une idée de la courantologie plus proche de la réalité que les études de courantologie menées au large. En effet, les panaches fluviaux et l'orientation des courants sont discernables sur ces images.

SCORE « MILIEU LITTORAL »

Le score du milieu total est calculé de la façon suivant :

| | |
|----------------------|--------------|
| $ML = Ty + CRé + PF$ | / 2,8 points |
|----------------------|--------------|

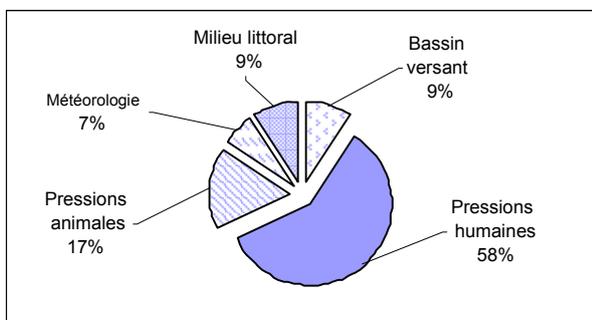
4.2.6 Discussion

Au cours de ce travail, la prise en compte de certains indicateurs est apparue indispensable dans la réalisation des profils des eaux de baignade. Par suite, leur intégration dans la grille de scorage semblait incontournable.

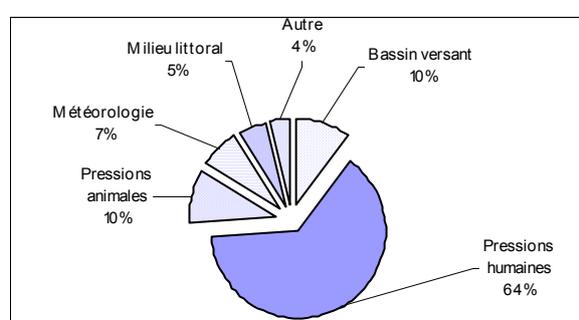
A chaque nouvel indicateur proposé est associé un score. Ce score a été déterminé en comparant les niveaux de risque de contamination microbiologique de ces nouveaux indicateurs avec ceux des paramètres initialement présents dans la méthode de scorage. Il en a été de même pour réattribuer un score aux indices pour lesquels le potentiel contaminant semblait sur- ou sous-estimé pour la problématique baignade.

Il est entendu que l'influence des nouveaux paramètres sur la qualité microbiologique des eaux de baignade n'est pas toujours confirmée par des études validées par la communauté scientifique. Une bibliographie plus complète serait nécessaire pour valider la prise en considération de ces indicateurs dans la grille de scorage.

La majorité des indicateurs ajoutés à la suite de ce mémoire appartiennent à la thématique « pressions humaines ». Le score maximal possible de cette thématique comme celui des thématiques « pressions animales » et « milieu littoral » a été modifié. L'importance relative de chacune des cinq thématiques a donc évolué. Une comparaison de ce nouveau résultat avec les causes de pollution principales mises en évidence par les DDASS françaises a été réalisée :



Graphique 11 : Importance relative des sources de contamination qui influencent la qualité microbiologique des eaux des zones côtières dans la méthode de scorage modifiée.



Graphique 12 : Importance relative des sources de contamination qui influencent la qualité microbiologique des eaux des zones côtières mises en évidence par les DDASS françaises.

Globalement, le pourcentage relatif de chacune des thématiques de la nouvelle grille est en accord avec les constatations des DDASS.

Remarque : Aucun ajustement des pondérations des différents indicateurs n'a été réalisé pour que l'importance relative du score maximal des différentes thématiques concorde avec le pourcentage d'implication des principales sources de pollution recensées par les DDASS françaises en 2004.

4.3 Application à huit plages

La méthode adaptée (grille en Annexe 7) a ensuite été testée sur les huit plages étudiées. Cette étape est indispensable pour vérifier la cohérence des nouveaux scores et indicateurs avec les réalités du terrain. Les scores obtenus sont présentés ci-dessous (détail en Annexe 8) :

Tableau 7 : Scores de fragilité microbiologique pour les huit plages étudiées, calculés en prenant en compte les adaptations proposées (4.2) et selon la méthode proposée par Valérie DEROLEZ :

| Plages | Score de fragilité microbiologique (grille avec adaptations) / 30 points | Score de fragilité microbiologique (grille sans adaptations) / 20 points |
|-------------------------|--|--|
| Grande plage Rochebonne | 7,6 | 5,5 |
| Grande plage Marine | 4,9 | 6,0 |
| Grande plage Paterne | 4,2 | 5,8 |
| Boisvinet | 14,7 | 12,9 |
| Ker Châlon Gauche | 5,9 | 7 |
| Ker Châlon Droit | 5,7 | 6,6 |
| Vieilles | 3,3 | 4,8 |
| Port aux Rocs | 5,8 | 5,9 |

Les résultats obtenus après adaptation de la grille de scorage sont répartis sur un spectre plus large de valeurs que celui observé à la suite des calculs réalisés selon la méthode initiale. De plus, les nouveaux scores de fragilité microbiologique sont, à priori, plus proches des risques de contamination potentiels des eaux de baignade :

- Pour les plages de Saint-Gilles Croix de Vie, le Boisvinet obtient le score le plus fort. La vulnérabilité de cette plage vis-à-vis des contaminations microbiologiques est donc bien prise en compte. De plus, la modification du bassin versant de la Grande Plage Rochebonne permet de mieux prendre en compte le risque de contamination de cette plage.
- Une distinction est observée dans les scores des trois « Grandes Plages », score qui diminue avec l'éloignement des plages à l'exutoire de l'estuaire. Ceci est en accord avec les résultats du suivi de la qualité des eaux de baignade (DDASS).
- Le score de la plage de Port aux Rocs est proche de ceux des deux plages de Ker Châlon. Les pressions humaines exercées sur ces deux dernières plages de même que les sources de contamination potentielles (poste de refoulement, canalisation d'eaux pluviales pouvant drainer le trop plein des postes notamment) sont comparables à celles observées sur Port aux Rocs. Le score de Port aux Rocs semble donc cohérent vis-à-vis des risques de contamination et de la qualité des eaux de baignade observée.
- Le score de la plage de Ker Châlon Gauche est plus élevé que celui de la Grande Plage Marine. Les pressions sur ce bassin versant sont en effet plus fortes que celles exercées sur la Grande Plage Marine.

5 DISCUSSION

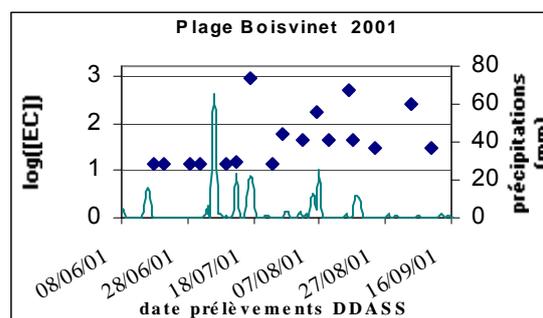
5.1 Adaptation de la méthode à la problématique baignade

La grille de scorage proposée à l'issue de ce mémoire résulte de l'adaptation à la baignade d'une méthode élaborée pour la problématique conchylicole (méthode réétudiée depuis plus de deux ans par le Conseil National de la Conchyliculture). Cette adaptation a été menée sur un nombre de sites réduit pour des raisons économiques et de temps. Les communes présentent des caractéristiques différentes, mais les eaux de baignade de leurs plages sont globalement de bonne voire d'excellente qualité microbiologique. La méthode n'a pu donc être testée que sur une gamme restreinte de qualités d'eaux de baignade.

De plus, la majorité des plages de ces trois communes est sous l'influence d'un tout petit bassin versant. Cette particularité a permis de mener à bien l'étude sur huit plages (limitation du domaine d'étude donc du nombre de données recherchées). Cependant, la méthode n'a été testée que sur un seul grand bassin versant. Il est donc possible que les adaptations proposées ne soient pas pertinentes sur d'autres zones.

Les communes étudiées sont des communes très touristiques où les pressions humaines prévalent des pressions animales. La sensibilité de la méthode n'a donc pas été testée sur des plages où les pressions animales sont prépondérantes. Dans une telle situation, il est possible que le score déterminé ne mette pas en évidence les causes réelles de la fragilité microbiologique des eaux de baignade.

Aucune corrélation n'a été observée entre qualité des eaux de baignade et survenue d'évènements pluvieux. L'application de la méthode sur des zones où la météorologie influence la qualité des eaux de baignade serait également nécessaire pour étudier la fiabilité de la grille de scorage dans cette situation.



Graphique 13 : Pluviométrie et concentration en *E. coli* dans les eaux de baignade du Boisvient en été 2001

Pourtant, à la suite de l'adaptation de la méthode il est observé que les scores calculés peuvent prendre un plus grand nombre de valeurs. Cet étalement des scores peut permettre de mieux différencier les eaux de baignade, surtout celles faiblement contaminées ou susceptibles de l'être. De plus, l'estimation des flux devrait permettre une meilleure prise en compte des effluents polluants, générés sur les bassins versants mais aussi de comparer les scores des différentes plages. En effet, pour la majorité des plages testées, des comparaisons entre plages peuvent être faites.

Les propositions d'adaptations de scorage ne peuvent être validées à l'issue de ce mémoire car la méthode n'a pas été testée sur un nombre de plages suffisamment grand et surtout sur des plages ayant des caractéristiques et des qualités d'eaux très diversifiées. Ainsi, il semble prématuré de déterminer des classes de scores totaux, estimant le degré de fragilité microbiologique des zones de baignade.

Il reste donc encore plusieurs étapes à réaliser avant que la méthode ne puisse être validée.

5.2 Place du scorage dans la méthodologie de réalisation des profils

La méthode de calcul d'un indice de fragilité microbiologique des eaux de baignade proposé dans ce mémoire permet de mettre en évidence les zones de baignade les plus à même d'être touchées par une pollution microbiologique. L'étude de la grille de scorage et notamment les scores des cinq grandes thématiques traitées met en évidence les principaux paramètres ayant un impact sur la qualité microbiologique des eaux de baignade. Une hiérarchisation des sources de contamination est donc obtenue à la suite du scorage. Pour les zones fortement fragiles, le résultat du scorage permet d'orienter les investigations à poursuivre pour mieux caractériser les risques de contamination.

En couplant ces renseignements à une étude statistique des résultats des analyses DDASS, il est aussi possible de déterminer si la qualité des eaux de baignade d'une plage est plutôt influencée par des sources de contamination de type diffus ou de type ponctuel. Cette méthode peut mettre en évidence qu'une plage est soumise à une contamination diffuse mais importante. Dans ce cas, il est difficile d'envisager des mesures pour diminuer le niveau du bruit de fond de contamination microbiologique. L'information du public voire une interdiction de baignade peut alors être envisagée afin de préserver la santé publique. Si au contraire ce sont des rejets ponctuels qui semblent être à l'origine de la détérioration de la qualité des eaux de baignade, des aménagements peuvent être proposés afin de limiter le nombre de microorganismes virulents rejetés.

Un point qui reste à travailler est l'exploitation du scorage et sa présentation aux collectivités et aux institutions. En effet, l'estimation de la fragilité microbiologique des eaux de baignade ne constitue qu'une première étape dans la réalisation des profils des eaux de baignade. Une fois les sources de contamination recensées et hiérarchisées, il faut les quantifier. Ensuite, les fréquences et durées éventuelles des pollutions à court terme sont à déterminer. La restitution des informations sur une carte détaillée est aussi à inclure dans les profils.

Il faut aussi souligner que la prolifération des cyanobactéries, des macro-algues et / ou du phytoplancton sont à évaluer dans les profils des eaux de baignade. L'étude du risque microbiologique seule n'est pas suffisante dans la réalisation de profils et dans la gestion de la qualité des eaux de baignade.

La proposition de *scénarii* de contamination des eaux de baignade (panne, non déclenchement de systèmes d'alerte ou de sécurité, survenue d'un orage extrêmement violent et / ou long) de même que les plans de gestion à mettre en place et la communication et l'information du public sur la qualité des eaux de baignade constituent une deuxième phase d'étude.

L'étude des cahiers des charges de ces deux Agences de l'Eau concernant la réalisation des profils des eaux de baignade a permis de mieux positionner l'estimation, par scorage, de la fragilité microbiologique des eaux de baignade dans de telles études. Cette méthode est un véritable outil pour recenser et étudier tous les paramètres nécessaires à l'élaboration des profils des eaux de baignade. Cette première approche rapide permet de déterminer et d'orienter les études à mener pour réaliser les profils. Pour les plages de faible fragilité microbiologique, la méthode d'estimation de la fragilité microbiologique des eaux de baignade peut éviter la réalisation inutile d'études lourdes et coûteuses. Cette méthode a donc son importance dans la réalisation de profils d'eaux de baignade.

CONCLUSION

La mise en application de la future directive sur les eaux de baignade est activement préparée par les services déconcentrés de l'Etat, les Agences de l'Eau, les collectivités, les bureaux d'études et les entreprises privées. Enjeux sanitaires, réglementaires, environnementaux, économiques motivent ces différents interlocuteurs à mener des études sur le terrain, afin que l'entrée en vigueur des nouvelles exigences réglementaires se fasse dans les meilleures conditions et les meilleurs délais. L'élaboration d'une méthodologie pour réaliser les profils des eaux de baignade compte parmi les études menées dans cette dynamique.

La méthode de caractérisation de la fragilité microbiologique des zones conchylicoles proposée par Valérie DEROLEZ a été adaptée à la baignade afin de l'inclure dans une méthodologie de réalisation de profils d'eaux de baignade. En effet, elle impose une approche méthodique des investigations à mener sur le terrain pour recenser les sources et conditions favorables à une contamination des eaux de baignade. Elle aboutit à une estimation de la fragilité microbiologique des eaux et à une hiérarchisation des sources de contamination des plages. Les pressions anthropiques principales sont donc mises en évidence. Ainsi, le score de fragilité microbiologique constitue un véritable outil de diagnostic des facteurs favorisant la contamination des eaux littorales. Il semble donc s'inscrire parfaitement dans une première phase d'étude d'une élaboration des profils des eaux de baignade.

Cet indice de fragilité microbiologique des eaux de baignade met en évidence quelles sont les plages les plus à même d'être touchées par des contaminations microbiologiques. La nécessité d'études plus approfondies des sources principales de contamination de ces plages peut être mise en évidence par la méthode de scoring. Les investigations et l'élaboration des profils des eaux de baignade seront à prioriser sur ces plages.

En outre, la méthodologie d'élaboration des profils des eaux de baignade incluant l'indice de fragilité microbiologique des eaux de baignade reste encore à finaliser. Le but de ces profils est de mettre en place des procédures de gestion des contaminations. Pour établir les plans de gestion, la détermination des scénarii de contamination sera à envisager. Cette étape nécessite une connaissance approfondie de toutes les sources de contamination majeure, véritables points critiques d'une gestion intégrée de la qualité des eaux de baignade. Nombre de ces données sont nécessaires pour déterminer le score de fragilité microbiologique des eaux de baignade. Aussi, seuls quelques informations complémentaires (systèmes de sécurité et détails du fonctionnement des unités par exemple) seront nécessaires pour envisager les scénarii de contamination.

Bibliographie

AFSSE, Analyse statistique des niveaux de risque et seuils de qualité microbiologique des eaux de baignade proposés par le projet de révision de la directive 76/160/CEE, octobre 2004

AFSSE, Momas I., Caillard J-F, Lesaffre B., Rapport de la Commission d'orientation du Plan National Santé Environnement février 2004, disponible en ligne (visité le 11/08/2005) <http://lesrapports.ladocumentationfrancaise.fr/BRP/044000068/0000.pdf>

Agence de l'Eau Artois-Picardie, "Etablissement des profils de risque pour la baignade des plages du littoral du bassin Artois Picardie et conséquences économiques de la mise en œuvre de ces profils" – Cahier des Clauses Particulières, 2004.

Agence de l'Eau Seine Normandie, "Elaboration de profils de vulnérabilité pour les zones d'usage du littoral Normand" - Cahier des charges type, mars 2004.

Agreste : la statistique agricole, Recensement agricole 2000, 2001, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche – Cédérom.

Alm E.W., Burke J., Spain A., "Fecal indicator bacteria are abundant in wet sand at freshwater beaches", 2003, *Water Research*, **37**, pp. 3978-3982.

Arvanitidou M., Kanellou K., Katsouyannopoulos V., Tsakris A., "Occurrence and densities of fungi from northern Greek coastal bathing waters and their relation with faecal pollution indicators", 2002, *Water Research*, **36**, pp. 5127 – 5131.

Bonnard R., « Le risque biologique et la méthode d'évaluation du risque » - rapport final, 2001, INERIS, disponible en ligne (11/08/05) : http://www.sante.gouv.fr/html/dossiers/etud_impact/risqbio_ei72.pdf

Charoenca N., Fujioka R.S., "Association of staphylococcal skin infections and swimming", 1995, *Water Science and Technology*, **31** (5-6), pp. 11-17.

Chevalier P. et le groupe scientifique sur l'eau, "Entérocoques et streptocoques fécaux", 2002, in Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine, Institut National de Santé Publique du Québec, 5p., disponible en ligne (10/08/05) : <http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/198-CartableEau/Enterocoques.pdf>

Crowther J., Kay D., Wyer M.D., "Relationships between microbial water quality and environmental conditions in coastal recreational waters : the flyde coast, UK", 2001, *Water Research*, **35** (17), pp. 4029-4038.

Crowther J., Kay D., Wyer M.D., "Fecal-indicator concentrations in waters draining lowland pastoral catchments in the UK : relationships with land use and farming practices", 2002, *Water Research*, **36**, pp. 1725 – 1734.

CSHPF, document de recommandation dans "La réutilisation des eaux usées après épuration", 1996, *TSM*, **2**, pp. 81-118

DATAR, "Construire un ensemble de développement équilibré du littoral", rapport, 2004.

Delpeuch B., "Bactéries entériques dans le milieu marin – survie cellulaire et pathogénicité – l'exemple des salmonelles", 1995, Bibliographie dans le cadre du DEA "Biologie des populations et éco-éthologie".

Dérolez V., "Méthodologie de caractérisation de la fragilité microbiologique des zones conchylicoles – Application à plusieurs bassins français" – Mémoire Ingénieur du Génie Sanitaire, 2003.

DGS, Qualité des eaux de baignade – Dossier de presse, mai 2004

Environnement local, 16 juin 2005, n°752

Europarl, 2005 : <http://www2.europarl.eu.int/oeil/file.jsp?id=226822&language=fr> (visité le 12/08/2005) :

- Avis de la Commission du 27 juin 2005
- Amendements du Parlement européen du 11 mai 2005 ;
- Proposition de directive du Parlement européen et du Conseil concernant la qualité des eaux de baignade – texte 2002/0254 (COD) ;
- Proposition commune (CE) N° 14/2005 (Journal Officiel de l'Union Européenne du 11 mai 2005)

Fayer R., Dubey J.P., Lindsay D.S., 2004, « Zoonotic protozoa : from land to sea », 2004, *Trends in Parasitology*, **20** (11), pp 531-536.

Festy B., Hartemann P., Ledrans M., Levallois P., Payment P., Tricard D., "Qualité de l'eau" in Environnement et Santé Publique, 2003, Gérin *et al.*, Edition Tec & Doc, 1024p.

Fleisher J.M., Kay D., Wyer M.D., Godfree A.F., "Estimates of the severity of illnesses associated with bathing in marine recreational waters contaminated with domestic sewage", 1998, *International Journal of Epidemiology*, **27**, pp. 722-726.

Fogarty L.R., Haack S.K., Wolcott M.J., Whitman R.L., "Abundance and characteristics of the recreational water quality indicator bacteria *Escherichia coli* and enterococci in gull faeces", 2003, *Journal of Applied Microbiology*, **94** (5), pp. 865-878.

Garcia Armisen T., Servais P., "Dynamics of *E. coli* in rivers : impact of discharged urban water on microbiological quality", 2004, in Third World Wide Workshop for young environmental scientists WWW-YES-2004, disponible en ligne (3/08/2005) : <http://www.enpc.fr/cereve/www-yes/text/WWW-YES-2004-Proceedings.pdf>

Gerba C.P., "Assessment of enteric pathogen shedding by bathers during recreational activity and its impact on water quality", 2000, *Quantitative Microbiology*, **2**, pp. 55-68.

IEH, "A review of the health effects of sea bathing water", Web report W2 , novembre 2000

IFREMER site n°1 (visité le 2/08/2005) : <http://www.ifremer.fr/reper/pagesthemes/Socio-economie/ValerieBarbierUniPoitiers/ActiviteConditioneCaracMilieu.htm>

IFREMER site n°2 (visité le 2/08/2005) : <http://www.ifremer.fr/reper/pagesthemes/Socio-economie/activite.htm>

IFREMER Environnement, (site visité le 10/08/05) : <http://www.ifremer.fr/envlit/documentation/dossiers/microbio/micro-c4.htm>

- Jones K., Smith R., "The use of *E. coli* as a tool in applied and environmental investigations" 2004, *Microbiology Today*, **31**, pp. 120-121.
- Kamizoulis G., Saliba L., "Development of coastal recreational water quality standards in mediterranean", 2004, *Environment International*, **30**, pp. 841 – 854
- Kashefipour S.M., Lin B., Harris E., Falconer R.A., "Hydro-environmental modelling for bathing water compliance of an estuarine basin", 2002, *Water Research*, **36**, pp. 1854-1868.
- Kay D., Fleisher J.M., Salmon R.L., Jones F., Wyer M.D., Godfree A.F., Zelenauch-jacquotte Z., Shore R., "Predicting likelihood of gastroenteritis from sea bathing: results from randomised exposure", 1994, *The Lancet*, **344**, pp. 905 – 909.
- Le Saut J-C, Pommepuy M., "La purification des coquillages", Janvier 2003, Risques sanitaires liés aux coquillages, Dossier S.I.A, IFREMER Environnement, disponible en ligne : http://www.ifremer.fr/envlit/pdf/documentspdf/SIA_Purification%20_coquillages.pdf (visité le 9/08/2005)
- Lévesque B., Brousseau P., Simard P., Dewailly E., Meisels M., Ramsay D., Joly J., "Impact of the Ring-Billed Gull (*Larus delawarensis*) on the microbiological quality of recreational water", 1993, *Applied and Environmental Microbiology*, **59** (4), pp. 1228 – 1230.
- Mariño F.J., Moriñigo M.A., Martinez-Manzanares E., Borrego J.J., "Microbiological-epidemiological study of selected marine beaches in Malaga (Spain)", 1995, *Water Science and Technology*, **31** (5-6), pp. 5-9.
- Miossec L., Le Guyader F., Haugarreau L., Pommepuy M., "Importance de la pluviométrie sur la contamination virale du milieu littoral lors de phénomènes épidémiques dans la population", 2000, *Revue Epidémiologie et Santé Publique*, Masson.
- Obiri-Danso K., Jones K., "Distribution and seasonality of microbial indicators and thermophilic campylobacters in two freshwater bathing sites on the River Lune in northwest England", 1999, *Journal of Applied Microbiology*, **87**, pp. 822-832.
- Prüss A., "Review of epidemiological studies on health effects from exposure to recreational water", 1998, *International Journal of Epidemiology*, **27**, pp. 1-9.
- Rambaud L., "Lutte contre la pollution des sites de baignade en eaux douces sur le bassin Loire Bretagne" – Mémoire Ingénieur du Génie Sanitaire, 2004
- Servais P., Garcia Armisen T., Mercier P., Lizin P., Anzil A., "Etude et modélisation de la qualité microbiologique des eaux du bassin de la Seine", 2002 disponible en ligne (3/08/2005) : http://www.sisyphe.jussieu.fr/internet/piren/rapports/2002/theme2_fonctionnement_ecologique_paysages/Rapport%20Bact%20Fec%202002%20v10.pdf
- Seyfried P.L., Tobin R.S., Brown N.E., Ness P.F., "A prospective study of swimming-related illness – I. Swimming-associated health risk", 1985, *American Journal of Public Health*, **75** (9), pp. 1068-1070

Liste des annexes

| | |
|---|-----|
| ANNEXE 1 : Causes principales de pollution des eaux de baignade..... | i |
| ANNEXE 2 : Flux journalier de germes traceurs de contamination fécale excrétés par espèces animales..... | ii |
| ANNEXE 3 : T ₉₀ de microorganismes en mer et en estuaire..... | iii |
| ANNEXE 4 : Grille de scorage proposée par Valérie DEROLEZ (2003)..... | iv |
| ANNEXE 5 : Scores de fragilité des huit plages étudiées selon la méthode de Valérie DEROLEZ..... | v |
| ANNEXE 6 : Détermination du coefficient de ruissellement (CRu)..... | vi |
| ANNEXE 7 : Grille de scorage adaptée à la problématique baignade..... | vii |
| ANNEXE 8 : Scores de fragilité des huit plages étudiées selon la méthode adaptée à la baignade..... | ix |

ANNEXE 1 : Causes principales de pollution des eaux de baignade

Les principales causes de pollution qui expliquent le classement de zones de baignade en catégorie C (pollution momentanée) ou en catégorie D (pollution très fréquente) sont recensées par les DDASS depuis 1995 avec l'aide des collectivités concernées et des autres services de l'Etat, dont les Agences de l'eau. Ce recensement vise à informer le public et à orienter les actions de lutte contre la pollution des eaux.

Sur l'ensemble des baignades non conformes (eau de mer et eau douce), les causes ont été classées selon les catégories suivantes :

- **Insuffisances structurelles du système d'assainissement collectif ;**

- par temps sec : absence de station d'épuration, traitement insuffisant, capacité du système insuffisante, mauvais branchements ;

- par temps de pluie (orages compris) : mauvaises séparations eaux usées/eaux pluviales, rejets directs du réseau unitaire ou pluvial par temps de pluie

(Inclus dans les pressions humaines)

- **Dysfonctionnement ponctuel de l'assainissement** : panne, rupture de canalisation, débordement du réseau par insuffisance d'entretien, dysfonctionnement de l'assainissement non collectif ;

(Inclus dans les pressions humaines)

- **Apports diffus** : ruissellements urbains ou des surfaces agricoles, apports par cours d'eau côtiers et rivières en amont, apports par ruissellement de zones non agricoles et non urbaines ;

(Inclus dans les caractéristiques du bassin versant)

- **Apports accidentels** : industries, exploitations agricoles, campings, caravanings et zones de plaisance ;

(Inclus à 50% dans les pressions humaines et à 50% dans les pressions animales)

- **Conditions climatiques défavorables** : vent, orage violent, pluie forte, marées, températures élevées ;

(Inclus dans la thématique météorologie)

- **Sur-fréquentation du site** ;

(Inclus dans les pressions humaines)

- **Situation de la plage** : confinement baignade (lac, étang fermé, etc..), milieu urbain ;

(Inclus dans la thématique milieu littoral)

- **Autres** : cause indéterminée, présence d'animaux, causes multiples (enquête ayant mis en évidence plusieurs facteurs de pollution)

(Inclus à 50% dans les pressions humaines et à 50% dans les pressions animales)

**ANNEXE 2 : Flux journalier de germes traceurs de contamination fécale
excrétés par espèces animales**

| Espèce | Flux moyen en EHo/j |
|---------------|----------------------------|
| Homme | 1 |
| Bovin | 7,23 |
| Porc | 65,19 |
| Mouton | 6,02 |
| Volaille | 0,25 |
| Cheval | 0,18 |

(Dérolez, 2003)

ANNEXE 3 : T₉₀ de microorganismes en mer et en estuaire

Survie des microorganismes en mer et en estuaire. T₉₀ exprimés en heures (minimum-maximum) (Le Saut et Pommepeuy, 2003 ; Dérolez, 2003)

| Microorganisme | Eau de mer 18 - 22°C | Eau de mer 4 - 9°C | Eau d'estuaire 18 - 22°C | Eau d'estuaire 4 - 9°C |
|-------------------------------|-------------------------|-----------------------|-----------------------------|---------------------------|
| <i>Listeria innocua</i> | 5 - 45 | 54 - 89 | 6 - 24 | 57 - 96 |
| <i>Listeria monocytogenes</i> | 22 - 39 | nd* | 80 | nd* |
| <i>Escherichia coli</i> | 5 - 35 | nd* | 96 - 500 | 120 - 168 |
| <i>Salmonella panama</i> | 13 - 72 | 108 - 216 | 15 - 500 | 96 - 144 |
| <i>Cryptosporidium</i> | 48 - 96 | nd* | 48 - 96 | nd* |
| <i>Giardia</i> | 2 - 54 | nd* | 1 - 64 | nd* |
| Virus de l'hépatite A | 72 - 300 | nd* | nd* | nd* |
| <i>Astrovirus</i> | 384 - 432 | 648 - 720 | nd* | nd* |
| Phage (ARNf+) | 60 - 76 | nd* | nd* | nd* |

nd* = non déterminé

Kay *et al.* (2005)⁸ ont étudié les temps de survie des entérocoques intestinaux dans les estuaires et eaux de mer côtières. Le principal facteur qui influence la survie des EI est la dose de rayonnement UV solaire reçu par ces bactéries. Ainsi, selon la turbidité des eaux de mer et d'estuaire, des T₉₀ différents (de 6,6 à 65,1h) sont enregistrés. Au delà de 200 NTU, la décroissance bactérienne est la même que celle observée dans le noir.

⁸ Kay D., Stapleton C.M., Wyer M.D., McDonald A.T., Crowther J., Paul N., Jones K., Francis C., Watkins J., Wilkinson J., Humphrey N., Lin B., Yang L., falconer R.A., Gardner S., « Decay of intestinal enterococci concentrations in high-energy estuarine and coastal waters : towards real-time T₉₀ values for modelling faecal indicators in recreational waters », 2005, *Water Research*, **39**, pp. 655-667.

ANNEXE 4 : Grille de scorage proposée par Valérie DEROLEZ (2003)

| Thématique | Indicateur | Classes et scores (en points) | | | |
|--|---|---------------------------------|--------------------|-------------------|---------------|
| Caractéristiques du bassin versant (BV) | Coefficient moyen de ruissellement CRu | < 0,25 0 | 0,25 à 0,4 0,4 | 0,4 à 0,55 0,8 | > 0,55 1,2 |
| | % surf.inondable SI (% de la surface du secteur) | < 10% 0 | > 10% 0,2 | | |
| Pression humaine (DH) | Densité de population DH (hab/ km ²) | < 80 1 | 80 à 140 1,2 | > 140 1,3 | |
| | Pourcentage habitations non raccordées à assainissement collectif Ind (%) | < 15% 0 | 15 à 30% 0,05 | > 30 0,1 | |
| | Age de la STEP AS (an) | < 5ans 0 | 5 à 10 ans 0,2 | > 10 ans 0,4 | |
| | Age du réseau AR (an) | < 5ans 0 | 5 à 10 ans 0,2 | > 10 ans 0,4 | |
| | Rejets ponctuels d'eaux usées non traitée NR (nb rejets / km ²) | < 0,5 0 | 0,5 à 1 0,05 | > 1 0,1 | |
| | Autres activités AA | activité portuaire | non 0 | oui 0,05 | |
| | | camping non raccordé | non 0 | oui 0,05 | |
| | | présence d'une thalassothérapie | non 0 | oui 0,05 | |
| | établissements conchylicoles non raccordés | non 0 | oui 0,05 | | |
| Pression animale (DA) | Densité animale DA (EHo/ha SAU) | < 500 1 | 500 à 1000 1,2 | > 1000 1,3 | |
| | Elevage non mis aux normes No (% d'élevages aux normes) | > 40 0 | 20 à 40 0,2 | < 20 0,5 | |
| | Pourcentage de la surface occupée par la SAU SA (SAU / surface de la bande étudiée) | < 50% 0 | 50 à 70% 0,2 | > 70% 0,5 | |
| | STEP autonome des IAA de plus de 5 ans IAA (années) | < 5 ans 0 | > 5 ans 0,2 | | |
| Météorologie (MET) | Pluies > 10 mm / j P₁₀ (nb de j / an de pluie > 10mm) | < 15j 0 | 15 à 30 j 0,5 | > 30 j 1 | |
| | Séquence de plus de 10j sans pluie Sec (nb séquences 10 j /an sans pluie > 1mm/j) | < 4 0 | 4 à 6 0,5 | > 6 1 | |
| Milieu récepteur (ML) | Exposition du milieu à la houle Ty | exposé 0 | semi-exposé 0,6 | abrité 1,2 | |
| | Courant résiduel CRé | fort 0 | moyen 0,6 | faible 1,2 | |
| | Indice de stratification IS | faible 0 | moyen 0,6 | fort 1,2 | |
| | Panache fluvial PF | absence 0 | présence 0,4 | | |

Calculs des scores

| | |
|--|--------------|
| BV = CRu + SI | / 1,4 points |
| PH = DH * (1 + Ind + AR + AS + NR) + AA | / 2,8 points |
| PA = DA * (1 + No + SA) + IAA | / 2,8 points |
| MET = P ₁₀ + Sec | / 2,0 points |
| ML = Ty + CRé + IS + PF | / 4,0 points |
| Z₁ = BV ₁ + PH ₁ + PA ₁ | / 7,0 points |
| Z₂ = BV ₂ + PH ₂ + PA ₂ | / 7,0 points |
| Z₃ = BV ₃ + PH ₃ + PA ₃ | / 7,0 points |

Calcul du score total (SF)

$$\text{SF} = Z_1 + 0,7 Z_2 + 0,3 Z_3 + \text{MET} + \text{ML} \quad / 20,0 \text{ points}$$

ANNEXE 5 : Scores de fragilité des huit plages étudiées selon la méthode de Valérie DEROLEZ

| | | Min | Max | |
|---------------------------|--|-------------|-------------|-------------|
| SCORE DE FRAGILITE | Grande plage Rochebonne | 4,7 | 6,3 | / 20 |
| dont total | Caractéristiques du bassin versant | 0 | 0 | / 2,8 |
| | Pression humaine | 1,4 | 1,4 | / 5,6 |
| | Pression animale | 0 | 0 | / 5,6 |
| | Météo | 1,5 | 1,5 | / 2 |
| | Capacité dispersive du milieu littoral | 1,8 | 3,4 | / 4 |
| SCORE DE FRAGILITE | Grande plage Marine | 5,3 | 6,7 | / 20 |
| dont total | Caractéristiques du bassin versant | 0,8 | 0,8 | / 2,8 |
| | Pression humaine | 1,8 | 2,0 | / 5,6 |
| | Pression animale | 0 | 0 | / 5,6 |
| | Météo | 1,5 | 1,5 | / 2 |
| | Capacité dispersive du milieu littoral | 1,2 | 2,4 | / 4 |
| SCORE DE FRAGILITE | Grande Plage Paterne | 5,2 | 6,5 | / 20 |
| dont total | Caractéristiques du bassin versant | 0,8 | 0,8 | / 2,8 |
| | Pression humaine | 1,7 | 1,8 | / 5,6 |
| | Pression animale | 0 | 0 | / 5,6 |
| | Météo | 1,5 | 1,5 | / 2 |
| | Capacité dispersive du milieu littoral | 1,2 | 2,4 | / 4 |
| SCORE DE FRAGILITE | Boisvinet | 11,7 | 14,0 | / 20 |
| dont total | Caractéristiques du bassin versant | 2,4 | 2,4 | / 2,8 |
| | Pression humaine | 3,9 | 4,0 | / 5,6 |
| | Pression animale | 1,2 | 2,1 | / 5,6 |
| | Météo | 1,5 | 1,5 | / 2 |
| | Capacité dispersive du milieu littoral | 2,8 | 4,0 | / 4 |
| SCORE DE FRAGILITE | Ker Châlon Gauche | 6,1 | 7,9 | / 20 |
| dont total | Caractéristiques du bassin versant | 0,4 | 0,4 | / 2,8 |
| | Pression humaine | 2,4 | 3,0 | / 5,6 |
| | Pression animale | 0 | 0 | / 5,6 |
| | Météo | 1,5 | 1,5 | / 2 |
| | Capacité dispersive du milieu littoral | 1,8 | 3 | / 4 |
| SCORE DE FRAGILITE | Ker Châlon Droit | 5,3 | 7,9 | / 20 |
| dont total | Caractéristiques du bassin versant | 0,3 | 0,3 | / 2,8 |
| | Pression humaine | 2,3 | 3,7 | / 5,6 |
| | Pression animale | 0 | 0 | / 5,6 |
| | Météo | 1,5 | 1,5 | / 2 |
| | Capacité dispersive du milieu littoral | 1,2 | 2,4 | / 4 |
| SCORE DE FRAGILITE | Les Vieilles | 4,2 | 5,4 | / 20 |
| dont total | Caractéristiques du bassin versant | 0 | 0 | / 2,8 |
| | Pression humaine | 1,5 | 1,5 | / 5,6 |
| | Pression animale | 0 | 0 | / 5,6 |
| | Météo | 1,5 | 1,5 | / 2 |
| | Capacité dispersive du milieu littoral | 1,2 | 2,4 | / 4 |
| SCORE DE FRAGILITE | Port aux Rocs | 5,3 | 6,5 | / 20 |
| dont total | Caractéristiques du bassin versant | 1,2 | 1,2 | / 2,8 |
| | Pression humaine | 1,4 | 1,4 | / 5,6 |
| | Pression animale | 0 | 0 | / 5,6 |
| | Météo | 1,5 | 1,5 | / 2 |
| | Capacité dispersive du milieu littoral | 1,2 | 2,4 | / 4 |

ANNEXE 6 : Détermination du coefficient de ruissellement (CRu)

Le coefficient de ruissellement exprime le rapport entre la lame d'eau écoulée et les précipitations reçues pendant le même intervalle de temps. Compris entre 0 et 1, il est déterminé par la couverture du sol, la pente et le type de sol.

Tableau : Coefficient de ruissellement pour différentes conditions géographiques (Bonn, 2000)

| Type dominant de couverture de sol | Pente moyenne des versants (%) | Type de sol | | | |
|--------------------------------------|--------------------------------|-------------|-------|--------|-------------|
| | | Sable | Limon | Argile | Imperméable |
| Forêt (> 50% de la zone) | < 0,5 | 0,03 | 0,20 | 0,40 | 1,0 |
| | 0,5 – 5 | 0,12 | 0,22 | 0,45 | 1,0 |
| | 5 – 10 | 0,23 | 0,27 | 0,50 | 1,0 |
| | > 10 | 0,28 | 0,40 | 0,60 | 1,0 |
| Herbe (STH* / surf zone > 50%) | < 0,5 | 0,03 | 0,20 | 0,40 | 1,0 |
| | 0,5 – 5 | 0,07 | 0,21 | 0,45 | 1,0 |
| | 5 – 10 | 0,15 | 0,23 | 0,55 | 1,0 |
| | > 10 | 0,20 | 0,29 | 0,60 | 1,0 |
| Cultures (STH* / surf zone < 50%) | < 0,5 | 0,23 | 0,40 | 0,60 | 1,0 |
| | 0,5 – 5 | 0,27 | 0,44 | 0,64 | 1,0 |
| | 5 – 10 | 0,33 | 0,50 | 0,70 | 1,0 |
| | > 10 | 0,45 | 0,62 | 0,82 | 1,0 |
| Sol nu (> 50% de la zone) | < 0,5 | 0,33 | 0,50 | 0,70 | 1,0 |
| | 0,5 – 5 | 0,37 | 0,54 | 0,74 | 1,0 |
| | 5 – 10 | 0,43 | 0,60 | 0,80 | 1,0 |
| | > 10 | 0,55 | 0,72 | 0,92 | 1,0 |

Bonn F., « Géomorphologie dynamique », 2000, Cours d'Université
<http://www.callisto.si.usherb.ca/~fbonn/PageFB/GEO437Chap3/GEO437Chap3.html>

*STH : surface toujours en herbe (incluse dans la surface fourragère principale)

ANNEXE 7 : Grille de scorage adaptée à la problématique baignade

| Thématique | Indicateur | Classes et scores (en points) | | | |
|--|---|--|--|--|--|
| Caractéristiques du bassin versant (BV) | Coefficient moyen de ruissellement CRu | < 0,25 0 | 0,25 à 0,4 0,4 | 0,4 à 0,55 0,8 | > 0,55 1,2 |
| | % surf.inondable SI (% de la surface du secteur) | < 10% 0 | > 10% 0,2 | | |
| Pression humaine (DH) | densité de population DH (hab/ km ²) | faible 0,3 | moyenne 0,8 | forte 1,3 | |
| | Surface S (km ²) | < 1 1 | 1 à 5 1,2 | 5 à 10 1,5 | > 10 2 |
| | Zone immédiate | | | | |
| | Zone rapprochée et éloignée | < 100 1 | 100 à 250 1,5 | > 250 2 | |
| | Pourcentage habitations non raccordées à assainissement collectif Ind (%) | < 15% 0 | 15 à 30% 0,05 | > 30 0,1 | |
| | Age de la STEP AS (an) | < 5ans 0 | 5 à 10 ans 0,1 | > 10 ans 0,2 | |
| | Type de STEP TT | STEP à boues activées avec traitement tertiaire ou lagune 0 | STEP à boues activées sans traitement tertiaire 0,3 | Sédimentation primaire ou traitement physicochimique 0,4 | |
| | Bassin tampon BT | Volume suffisant 0 | Volume insuffisant 0,2 | Absence 0,4 | |
| | Age du réseau AR (an) | < 5ans 0 | 5 à 10 ans 0,2 | > 10 ans 0,4 | |
| | Poste de refoulement PR | PR avec ou sans trop plein AVEC télésurveillance 0,05 | PR sans trop plein SANS télésurveillance 0,1 | PR avec trop plein SANS télésurveillance 0,2 | |
| | Déversoir d'orage DO | Flux < 120 kg DBO ₅ / j AVEC bassin tampon 0 | Flux > 120 kg DBO ₅ / j AVEC bassin tampon 0,2 | Flux < 120 kg DBO ₅ / j SANS bassin tampon 0,2 | Flux > 120 kg DBO ₅ / j SANS bassin tampon 0,4 |
| | Fossés et réseau d'eaux pluviales urbain RPI | Eaux pluviales 0,05 | Eaux pluviales + Ass Ind dense ou zone agricole 0,1 | Eaux pluviales + effluents by-passés 0,4 | |
| | Ruisseaux et émissaires en mer Em | Absence 0 | Emissaire en mer 0,1 | Présence d'un ruisseau dans un rayon de 0,5 à 1 km 0,2 | Présence d'un ruisseau dans un rayon < 0,5 0,4 |
| | Port de plaisance PPI | Absence 0 | Présence dans un rayon de 0,5 à 1 km 0,05 | Présence dans un rayon < 0,5 0,1 | |
| | Port de pêche PPê | Absence 0 | Présence dans un rayon de 0,5 à 1 km 0,05 | Présence dans un rayon < 0,5 0,1 | |
| Camping non raccordé Cam | Absence 0 | Présence 0,05 | | | |
| Présence d'une thalassothérapie ETH | Absence 0 | Présence 0,05 | | | |
| Etablissements conchylicoles non raccordés ECo | Absence 0 | Présence 0,05 | | | |

| | | | | | |
|------------------------------|--|------------------------|---|-------------------------------------|---------------|
| Pression animale (DA) | Densité animale DA (EHo/ha SAU) | Absence 0 | < 500 1 | 500 à 1000 1,2 | > 1000 1,3 |
| | Pourcentage de la surface occupée par la SAU SA (SAU / surface de la bande étudiée) | < 50% 0 | 50 à 70% 0,2 | > 70% 0,5 | |
| | Assainissement des IAA IAA | Réseau eaux usées 0 | Station d'épuration propre à l'IAA 0,2 | Rejet dans le milieu naturel 0,5 | |
| | Oiseaux sauvages OS | Absence 0 | Dortoir d'oiseaux 0,1 | Parc ornithologique 0,2 | |
| Météorologie (MET) | Pluies > 10 mm / j P10 (nb de j / période balnéaire de pluie > 10 mm) | < 4 0 | 4 à 7 0,5 | > 7 1 | |
| | Séquence de plus de 10j sans pluie Sec (nb séquences 10 j / saison balnéaire sans pluie > 1mm/j) | < 3 0 | 3 à 4 0,5 | > 4 1 | |
| Milieu récepteur (ML) | Exposition du milieu à la houle Ty | exposé 0 | semi-exposé 0,6 | abrité 1,2 | |
| | Courant résiduel CRé | fort 0 | moyen 0,6 | faible 1,2 | |
| | Panache fluvial PF | absence 0 | présence 0,4 | | |

Calcul des scores

$$BV = CR_u + SI$$

/ 1,4 points

$$PH = DH \times S \times (1 + Ind + AS + TT + BT + AR + PR + DO) + RPI + Em + PPê + PPI + Cam + ETh + ECo$$

/ 9,2 points en Z1

/ 8,1 points en Z₂ - Z₃

$$PA = DA \times (1 + SA) + IAA + OS$$

/ 2,7 points en Z1

/ 2,5 points en Z₂ - Z₃

$$MET = P_{10} + Sec$$

/ 2 points

$$ML = Ty + CRé + PF$$

/ 2,8 points

$$Z_1 = BV_1 + PH_1 + PA_1$$

/ 13,4 points

$$Z_2 = BV_2 + PH_2 + PA_2$$

/ 12 points

$$Z_3 = BV_3 + PH_3 + PA_3$$

/ 12 points

Calcul du score total (SF)

$$SF = Z_1 + 0,7 Z_2 + 0,3 Z_3 + MET + ML$$

/ 30 points

ANNEXE 8 : Scores de fragilité des huit plages étudiées selon la méthode adaptée à la baignade

| | | Score | |
|---------------------------|--|-------------|-------------|
| SCORE DE FRAGILITE | Grande plage Rochebonne | 7,6 | / 30 |
| dont total | Caractéristiques du bassin versant | 0,8 | / 2,8 |
| | Pression humaine | 2,8 | / 17,3 |
| | Pression animale | 1,1 | / 5,1 |
| | Météo | 1 | / 2 |
| | Capacité dispersive du milieu littoral | 1,8 | / 2,8 |
| SCORE DE FRAGILITE | Grande plage Marine | 4,9 | / 30 |
| dont total | Caractéristiques du bassin versant | 0,8 | / 2,8 |
| | Pression humaine | 1,9 | / 17,3 |
| | Pression animale | 0 | / 5,1 |
| | Météo | 1 | / 2 |
| | Capacité dispersive du milieu littoral | 1,2 | / 2,8 |
| SCORE DE FRAGILITE | Grande Plage Paterne | 4,2 | / 30 |
| dont total | Caractéristiques du bassin versant | 0,8 | / 2,8 |
| | Pression humaine | 1,2 | / 17,3 |
| | Pression animale | 0 | / 5,1 |
| | Météo | 1 | / 2 |
| | Capacité dispersive du milieu littoral | 1,2 | / 2,8 |
| SCORE DE FRAGILITE | Boisvinet | 14,7 | / 30 |
| dont total | Caractéristiques du bassin versant | 2,4 | / 2,8 |
| | Pression humaine | 6,5 | / 17,3 |
| | Pression animale | 2 | / 5,1 |
| | Météo | 1 | / 2 |
| | Capacité dispersive du milieu littoral | 2,8 | / 2,8 |
| SCORE DE FRAGILITE | Ker Châlon Gauche | 5,9 | / 30 |
| dont total | Caractéristiques du bassin versant | 0,4 | / 2,8 |
| | Pression humaine | 2,7 | / 17,3 |
| | Pression animale | 0 | / 5,1 |
| | Météo | 1 | / 2 |
| | Capacité dispersive du milieu littoral | 1,8 | / 2,8 |
| SCORE DE FRAGILITE | Ker Châlon Droit | 5,7 | / 30 |
| dont total | Caractéristiques du bassin versant | 0,3 | / 2,8 |
| | Pression humaine | 3,2 | / 17,3 |
| | Pression animale | 0 | / 5,1 |
| | Météo | 1 | / 2 |
| | Capacité dispersive du milieu littoral | 1,2 | / 2,8 |
| SCORE DE FRAGILITE | Les Vieilles | 3,3 | / 30 |
| dont total | Caractéristiques du bassin versant | 0 | / 2,8 |
| | Pression humaine | 1,1 | / 17,3 |
| | Pression animale | 0 | / 5,1 |
| | Météo | 1 | / 2 |
| | Capacité dispersive du milieu littoral | 1,2 | / 2,8 |
| SCORE DE FRAGILITE | Port aux Rocs | 5,8 | / 30 |
| dont total | Caractéristiques du bassin versant | 1,2 | / 2,8 |
| | Pression humaine | 2,3 | / 17,3 |
| | Pression animale | 0,1 | / 5,1 |
| | Météo | 1 | / 2 |
| | Capacité dispersive du milieu littoral | 1,2 | / 2,8 |