

Santé environnement

Évaluation et caractérisation du risque d'origine fécale véhiculé par l'eau de distribution en France

État des lieux et perspectives en matière de recherche
et de surveillance

Pascal Beaudeau

Sommaire

Abréviations	2
Préambule	3
Justification institutionnelle	3
1. Contexte	4
1.1 Un fardeau de santé publique mal cerné	4
1.2 Limites de la microbiologie	4
1.3 Limites de l'épidémiologie	4
1.4 Les précipitations, moteur du risque	5
1.5 Des opportunités nouvelles	7
1.6 Dispositifs actuels fondés sur la surveillance syndromique	7
1.7 La part majeure du risque n'est pas couverte par les dispositifs actuels	8
2. Objectifs	9
2.1 Objectifs à 5 ans	9
2.2 Perspectives de surveillance dans le contexte du changement global	10
3. Matériel	10
3.1 Population et période d'étude	10
3.2 Entrepôt des cas de GEAm	11
3.3 Données de contrôle	11
3.3.1 Données démographiques et socio-économiques	11
3.3.2 Données sur les ressources en eau privées	12
3.4 Données d'exposition	12
3.4.1 Données de SISE-Eaux	12
3.4.2 Précipitations et température de l'air	13
3.4.3 Données géologiques, données d'occupation des sols	13
3.4.4 Données sur la qualité des réseaux de distribution	13
3.4.5 Données de consommation de l'eau du robinet pour la boisson	14
4. Questions méthodologiques	14
4.1 Approche statique du risque	14
4.1.1 Inadéquation spatiale entre UDI et communes	14
4.1.2 Hétérogénéité de l'information sur la qualité microbiologique de l'eau	15
4.1.3 Facteurs humains de l'exposition	16
4.2 Approche dynamique du risque : introduction des précipitations	17
4.3 Contrôle des facteurs de confusion	18
4.4 Cas particulier du risque chez les touristes	20
5. Discussion : perspective historique et limites du projet	20
Références bibliographiques	22

Évaluation et caractérisation du risque d'origine fécale véhiculé par l'eau de distribution en France

**État des lieux et perspectives en matière
de recherche et de surveillance**

Auteur : Pascal Beaudeau (Institut de veille sanitaire (InVS))

Validation : Philippe Hartemann (université de Bonn)

L'auteur remercie Philippe Quénel (École des Hautes études en santé publique (HESP)) et Vanina Bousquet, Catherine Galey, Jean-Paul Guthmann, Agnès Lefranc, Claude Tillier, Abdelkrim Zeghnoun (InVS) pour leur relecture attentive.

Abréviations

Ades	Banque nationale d'accès aux données sur les eaux souterraines
AM	Assurance maladie
ARS	Agence régionale de santé
BRGM	Bureau des études géologiques et minières
CDC	Center for Disease Control
CFA	Contamination fécale accidentelle
Cire	Cellule de l'InVS en région
COP	Contrat d'objectif et de performance
EIS	Évaluation d'impact sanitaire
GEA	Gastro-entérite aiguë
GEAm	Gastro-entérite aiguë médicalisée (entraînant la consultation d'un médecin)
Giec	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
HACCP	Hazard Analysis Critical Control Point (analyse des dangers - points critiques pour leur maîtrise)
IC95	Intervalle de confiance à 95 %
Inca	Étude individuelle nationale sur les consommations alimentaires
Insee	Institut national de la statistique et des études économiques
Inserm	Institut national de la santé et de la recherche médicale
MIOF	Maladies infectieuses d'origine fécale
OMS	Organisation mondiale de la santé
Onema	Office national de l'eau et des milieux aquatiques
PNSE	Plan national santé-environnement
Sise	Système d'information en santé-environnement
Sniir-AM	Système national d'information inter-régimes de l'Assurance maladie
UDI	Unité de distribution (d'eau destinée à la consommation humaine)
WSP	Water Safety Plan (plan de sécurité de l'eau)

Préambule

Les données issues du Système national d'information inter-régimes de l'Assurance maladie (Snirr-AM) et stockées par l'Institut de veille sanitaire (InVS) dans l'entrepôt des résumés de cas de gastro-entérites médicalisées (GEAm) survenant en France, constituent une ressource unique pour étudier le risque d'origine fécale véhiculé par l'eau distribuée. L'entrepôt a atteint aujourd'hui le volume critique pour permettre la mise en œuvre du projet qui s'inscrit dans les perspectives ouvertes par la thèse de P. Beaudeau (2012)¹. Ce texte, que nous appellerons « projet », dresse l'état des lieux (contexte scientifique et de santé publique, données disponibles) et les perspectives en matière de recherche et de surveillance pour l'évaluation et caractérisation du risque d'origine fécale véhiculé par l'eau de distribution en France.

Il ne propose pas de protocole détaillé pour la modélisation statistique.

Justification institutionnelle

Ce projet rejoint l'objectif 2 de l'axe stratégique 1 du Contrat d'objectif et de performance (COP) 2014-2017 (COP) de l'InVS visant à promouvoir la surveillance épidémiologique fondée sur l'exploitation des bases de données médico-administratives². Procédant du croisement de données de santé avec des données d'environnement afin de caractériser les facteurs de risques environnementaux, il s'accorde aussi avec la feuille de route issue de la Conférence environnementale 2015³ et la priorité 3 de la stratégie nationale de transition écologique vers un développement durable 2015-2020⁴.

En ciblant la partie de l'impact sanitaire jusque-là peu observable épidémiologiquement dans les secteurs ruraux défavorisés en termes d'accès à une eau bactériologiquement conforme, le projet répond aux recommandations du Plan national santé-environnement 3 (PNSE 3)⁵ de « soutenir l'accès équitable à l'eau potable et à l'assainissement ». Il permet aussi d'évaluer la mise en place des périmètres de protection des captages (action 55) et des plans de sécurité de l'alimentation en eau potable ou Water Safety Plans (WSP) (plan de sécurité de l'eau) (action 56).

Le projet implique directement la gestion régionale du risque hydrique par les Agences régionales de santé (ARS) et les exploitants.

Il leur apporte non seulement une argumentation épidémiologique complémentaire à celle fournie par le contrôle de l'eau, souvent réclamée par les élus locaux car elle montre l'effet sanitaire, mais aussi une information détaillée sur les facteurs de risque susceptibles de guider la prévention. Il conforte le rôle des Cellules de l'InVS en région (Cire) dans leur mission de surveillance et promeut une synergie entre les partenaires de la gestion et la surveillance sanitaire de l'eau. Un projet pilote similaire est d'ailleurs développé par la Cire Bourgogne-Franche-Comté depuis 2013. Dans ce sens, le projet s'inscrit également dans l'axe 2 du COP consistant à « renforcer l'organisation de la surveillance [...] régionale[s] et y consolider le rôle de l'InVS ».

¹ <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00795215/document>

² « Intensifier le recours aux bases médico-administratives (notamment celles de l'Assurance maladie (AM)) et développer des systèmes multisources afin de croiser les données. »

³ Action 51 de l'objectif 2 (Décloisonner les communautés de recherche en santé environnement) : promouvoir « ...le croisement des bases de données entre exposition environnementale et signaux sanitaires. » Ceci notamment « afin que les conséquences du changement climatique [...] sur la santé puissent être examinées de façon optimale ».

http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/FRTE_2015-2.pdf.

⁴ Associer les parties prenantes à une production efficace de données et de connaissances.

« Intégrer les données des tiers de manière optimale selon des protocoles connus et formalisés, adapter les systèmes d'information au versement de données de producteurs multiples, encourager les plateformes renvoyant sur l'information issue d'une part de systèmes d'observation scientifique, d'autre part de systèmes d'observation opérationnelle [...] sont autant de perspectives de mutualisation et d'accélération de la connaissance. »

<http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/SNTEDD.pdf>

⁵ Action n° 101 : http://www.sante.gouv.fr/IMG/pdf/PNSE3_v_finale.pdf

1. Contexte

1.1 Un fardeau de santé publique mal cerné

Dans les pays en voie de développement, les maladies infectieuses d'origine fécale (MIOF) véhiculées par l'eau de boisson constituaient encore en 2012 une cause majeure de mortalité infantile⁶. Dans les pays développés, le poids des gastro-entérites aiguës (GEA) est important, avec une part attribuable à l'eau du robinet non négligeable [1;2]. Si la majorité des cas de GEA sont bénins et n'entraînent pas la consultation d'un médecin, certains (plusieurs milliers par an en France) sont sérieux et nécessitent une hospitalisation. Les données sont cependant insuffisantes pour pouvoir quantifier l'impact de la contamination fécale de l'eau du robinet sur l'incidence des GEA [2].

De plus, l'impact sanitaire des MIOF véhiculées par l'eau du robinet dépasse cependant de beaucoup les seules GEA [3;4] et peut conduire à des maladies chroniques. Par exemple, un syndrome urémique et hémolytique dû à certaines souches d'*Escherichia coli* ou *Campylobacter sp.* peut apparaître au décours d'une GEA ; une infection à coxackivirus peut, à long terme, entraîner une myocardite. Parmi les séquelles d'infection bactériennes et parasitaires d'origine fécale, la dyspepsie (irritable bowel syndrom) [5] serait une cause prépondérante de consultation en gastro-entérologie en France (Favennec, communication personnelle). Enfin, d'autres infections d'origine fécale ne se manifestent pas par une GEA : hépatite A et E, ulcère gastroduodénal résultant d'une infection par *Helicobacter pylori* et susceptible d'engendrer le cancer de l'estomac.

De nombreuses investigations ont prouvé que ces agents pathogènes circulent dans l'eau distribuée.

Il n'y a de fait pas d'agents pathogènes d'origine fécale exclusifs d'une voie d'exposition mais une circulation préférentielle des virus par contact, des bactéries par les aliments et des protozoaires par l'eau.

1.2 Limites de la microbiologie

Au début du XX^e siècle, les progrès de la gestion sanitaire de l'eau (adduction de l'eau à domicile, assainissement collectif, chloration et filtration des eaux destinées à la consommation) ont permis l'éradication du choléra et la quasi-élimination de la typhoïde dans les pays développés. L'approche microbiologique s'est alors imposée pour évaluer la qualité de l'eau distribuée avec le recours aux bactéries indicatrices de contamination fécales, comme *Escherichia coli* et l'utilisation en routine de méthodes de détection et de quantification de ces bactéries. Cependant, les indicateurs bactériens de contamination fécale trouvent leurs limites dans l'approche du risque résiduel attribuable aux virus et aux protozoaires, car les bactéries sont inactivées par le chlore alors que les virus le sont partiellement et les parasites ne le sont pas. La recherche directe des agents pathogènes, qui s'est avérée utile pour l'évaluation des traitements dans le cadre d'essais contrôlés [6], reste toutefois économiquement insoutenable pour le suivi en routine de la contamination de l'eau distribuée [7] et pour l'étude de ses déterminants dynamiques [8].

1.3 Limites de l'épidémiologie

À l'instar de la surveillance microbiologique de l'eau, l'approche épidémiologique s'est montrée limitée pour guider l'action publique. Historiquement, elle a pu en effet mettre en évidence le rôle de l'eau dans les grandes épidémies, mais peine à caractériser les risques résiduels actuels.

⁶ http://www.who.int/water_sanitation_health/diseases/en/

Traditionnellement, la surveillance épidémiologique des MIOF véhiculées par l'eau du robinet se limite à la détection et à l'investigation des épidémies. Le Center of Disease Control (CDC) publie ainsi tous les 2 ans des statistiques sur les épidémies d'origine hydrique⁷. Le repérage et l'investigation des épidémies d'origine hydrique reposent sur le signalement de cas groupés par les acteurs de terrain (événement sujet à déclaration obligatoire) ou sur l'occurrence d'analyses d'eau réglementaires non conformes. La couverture assurée par ces modalités de détection est cependant très faible (en moyenne, de l'ordre de 2 épidémies d'origine hydrique investiguées annuellement en France) et ne procure donc pas un tableau précis des facteurs de risque impliqués.

Le risque endémique n'a pas fait l'objet d'un grand nombre d'études : les publications sont environ 10 fois moins nombreuses que celles consacrées aux risques attribuables à la pollution atmosphérique par exemple. Les quelques études de cohortes disponibles ont confirmé le bien-fondé de la réglementation en démontrant que les unités de distribution (UDI) polluées fécalement provoquaient un excès de risque de GEA [9]. Les études de cohorte qui ont traité du risque associé à des UDI moins polluées, voire « conformes bactériologiquement » fournissent des conclusions divergentes et ne permettent pas une évaluation globale du risque à l'échelle d'un pays [10].

1.4 Les précipitations, moteur du risque

L'étude du risque associé aux contaminations microbiologiques de l'eau distribuée nécessite la prise en compte de sa temporalité. Aux États-Unis [11], comme au Canada [12;13] ou en Angleterre et au Pays de Galles [14], les épidémies sont statistiquement associées aux épisodes pluvieux. Peu d'études se sont intéressées à la relation entre les précipitations et la survenue de cas sporadiques de GEA. En se restreignant aux études recourant à des données de santé syndromiques et faites dans des pays aux climats comparables à celui de la France continentale [15-17], les résultats apparaissent disparates et les interprétations parfois discutables. Le sujet reste donc ouvert.

Dans les pays développés, les situations de pollution permanente de l'eau distribuée sont devenues très rares ; le risque⁸, qu'il soit épidémique ou non, s'exprime au contraire épisodiquement comme la conjonction (i) d'une situation épidémiologique défavorable (excrétion d'agents pathogènes), (ii) d'une situation hydro-météorologique défavorable et (iii) d'une adaptation inadéquate, au mieux tardive, des traitements aux variations de la contamination de l'eau brute. La majorité des systèmes d'eau sont vulnérables à différents degrés à l'influence des ruissellements de surface. Les systèmes alimentés par des aquifères karstiques ou alluvionnaires, ou par des eaux de surface sont particulièrement vulnérables, ainsi que les captages mal conçus ou mal protégés. Les aquifères peu profonds ordinairement protégés par un toit de formations poreuses peuvent aussi être infiltrés par les micro-organismes lors d'épisodes pluvieux prolongés (pluies efficaces). Seuls les aquifères profonds naturellement protégés échappent à l'influence des précipitations, ainsi que certaines grandes installations urbaines dont les responsables se donnent les moyens technologiques et humains pour une adaptation adéquate et continue aux conditions hydrométéorologiques [18].

En ce qui concerne les systèmes vulnérables, les situations hydrométéorologiques à risque ne surviennent que 5 à 10 % du temps. Les effets des épisodes pluvieux prolongés ou répétés se cumulent et provoquent successivement (1) le débordement de système d'épuration des eaux usées et des ruissellements urbains [19], (2) des ruissellements agricoles et des infiltrations rapides entraînant les déjections des animaux au pré ou épandues, voire (3) l'inondation de captages. Les pollutions apparaissent brutalement au niveau des captages et le moment précis de leur survenue est peu prévisible [20]. Pour les petits aquifères karstiques, le délai s'écoulant entre la survenue de précipitations et la pollution du captage peut se réduire à quelques heures.

⁷ http://www.cdc.gov/mmwr/preview/mmwrhtml/mm6235a3.htm?s_cid=mm6235a3_w

⁸ Il s'agit ici du risque produit en amont de la mise en distribution, qui est la cible principale de ce projet. En effet, les données disponibles permettant de décrire les contaminations de l'eau distribuée trouvant leur origine dans une contamination de la ressource sont plus abondantes que celles permettant d'approcher les contaminations introduites au niveau du réseau. Elles ne sont pas absentes pour autant (voir § 3.4.4 Données sur la qualité des réseaux de distribution).

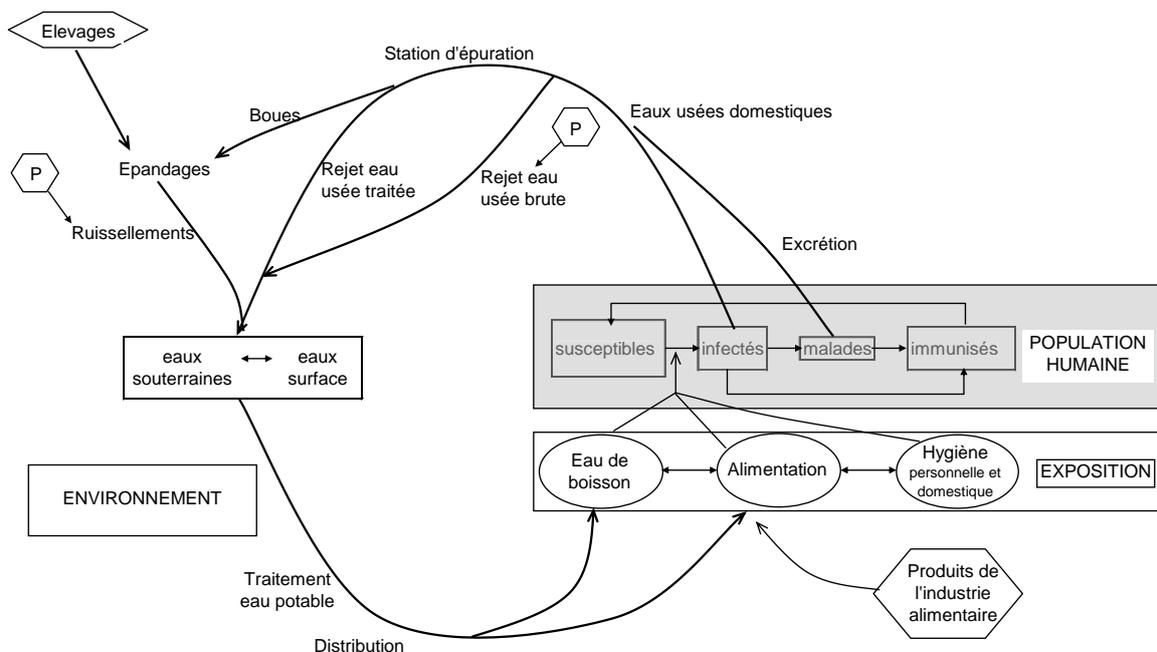
La quantité d'agents pathogènes associés à la pollution fécale des captages dépend des conditions épidémiologiques. Celles-ci sont extrêmement diversifiées selon l'excrétion et la circulation d'une centaine d'agents pathogènes impliqués, bactériens, viraux et protozoaires. Pour atteindre le captage, les agents pathogènes empruntent des chemins et des mécanismes qui diffèrent selon le type d'agent (figure 1). La contamination de l'eau par les virus, quasi spécifiques de l'Homme, provient principalement des débordements de système d'assainissement, tandis que la contamination par les bactéries et les protozoaires, dont le portage est commun aux Hommes et à de nombreux animaux homéothermes⁹, implique aussi largement les ruissellements agricoles.

L'approche dynamique du risque nécessite en conséquence à la fois une durée d'étude longue (par exemple 10 ans) pour prétendre à la représentativité de la diversité des situations hydro-épidémiologiques rencontrées et une fréquence d'échantillonnage adaptée à la réactivité de l'aquifère aux sources de pollution (c'est-à-dire quotidienne, voire horaire pour les petits systèmes karstiques).

À notre connaissance, aucune des études publiées n'est parvenue à remplir un tel cahier des charges quand l'approche de l'exposition se fonde sur des données microbiologiques de contamination de l'eau. De plus, le problème de la représentativité est aggravé par la diversité des systèmes de production d'eau rencontrée (ressources et traitements) qui empêche toute généralisation à partir de résultats obtenus sur un site ou un petit échantillon de sites. Dans ce contexte, le problème du coût d'acquisition des données adéquates (analyses microbiologiques de l'eau notamment) pour la caractérisation du risque conduit le responsable de l'étude à réduire la fréquence et la durée d'échantillonnage, s'exposant ainsi non seulement à un problème d'imprécision dans l'estimation du risque, mais aussi à des biais dus à la sélection de situations hydro-épidémiologiques non représentatives de l'ensemble des situations existantes. La limitation économique de l'échantillonnage empêche ainsi l'obtention d'estimations robustes de risque et engendre des résultats épidémiologiques contradictoires entre des études impliquant pourtant *a priori* des expositions assez similaires [21-23] et des controverses méthodologiques [24].

I Figure 1 I

Représentation schématique du cycle humain et environnemental d'une espèce pathogène d'origine fécale à réservoirs animaux et humain (source : Beudeau, 2012)



P : précipitations.

⁹ Sauf la bactérie *Shigella sp.*, strictement humaine.

1.5 Des opportunités nouvelles

L'Organisation mondiale de la santé (OMS) encourage une triple approche de la surveillance dédiée à la prévention des risques de MIOF véhiculées par l'eau distribuée [25] : (i) le suivi de la qualité microbiologique de l'eau fondée sur les indicateurs bactériens de contamination fécale validés depuis plus d'un siècle, comme *E. coli* ; (ii) la mise en œuvre par l'exploitant de Water Safety Plans (WSP) [26], méthode d'évaluation et de gestion continue des risques type « HACCP¹⁰ » adaptée à la production et la distribution de l'eau et (iii) la surveillance épidémiologique.

Parmi les dispositifs de surveillance épidémiologique, la surveillance syndromique est récemment apparue dans les pays développés en s'appuyant sur l'exploitation des bases de données médico-administratives : les cas de maladie sont identifiés à travers les éléments cliniques renseignés par le praticien, ou des données relatives aux soins prescrits ou dispensés. C'est notamment le cas de la surveillance des GEA en France.

Les GEA constituent un événement syndromique adapté pour la surveillance des maladies d'origine fécales, du fait de leur fréquence (taux d'incidence en France de 0,33 épisodes par année et par personne [27]) et de leur survenue précoce après l'exposition (durée d'incubation de 1 à 10 jours), mais aussi parce les maladies d'origine fécale, associées ou non à des symptômes gastro-entériques, partagent globalement avec les GEA les mêmes voies d'exposition et de nombreux facteurs de risque environnementaux (c'est notamment le cas des facteurs liés à l'eau). Les experts internationaux se sont entendus sur une définition symptomatique de la GEA [28].

Les Français recourent abondamment à la consultation médicale en cas de GEA (par rapport aux Hollandais ou aux Nord-Américains par exemple, qui recourent davantage au conseil téléphonique et l'automédication) et les médecins prescrivent systématiquement aux cas de GEA des médicaments à visée symptomatique [29]. Cette pratique est directement liée à une prise en charge extensive des soins en France¹¹. Ainsi, le taux d'incidence des cas de GEA médicalisés (GEAm) en France atteint 0,11 épisodes par année et par personne, le tiers des cas symptomatiques consultant un médecin.

Les données de remboursement des médicaments issues du Système national d'information interrégimes de l'Assurance maladie¹² (Sniir-AM) couvrent l'ensemble de la population résidant en France. Ces données permettent, *via* l'analyse des ordonnances [29], de colliger les résumés de cas de GEAm au jour de consultation et à la commune (détail en § 3 Matériel).

Le niveau d'incidence des GEAm est suffisamment élevé en France et les données du Sniir-AM ont une résolution spatio-temporelle suffisante pour permettre d'étudier et de surveiller le risque d'origine fécale lié à l'eau distribuée. Ces données alimentent actuellement un système de surveillance dédié à l'épidémiologie.

1.6 Dispositifs actuels fondés sur la surveillance syndromique

1. La surveillance des épidémies. Depuis 2009, une vingtaine d'épidémies d'origine hydrique rapportées ou suspectées par les acteurs locaux ont fait l'objet d'une estimation du nombre de cas de GEAm basée sur les données du Sniir-AM. Depuis 2014, une nouvelle approche de la surveillance des épidémies a été explorée, fondée sur la détection automatisée des agrégats de cas. Le gain en sensibilité par rapport à l'approche conventionnelle est considérable, avec un millier d'agrégats possiblement détectés annuellement en France impliquant plusieurs dizaines de milliers de cas de GEAm [31]. Les données de l'AM permettent donc d'étendre considérablement la détectabilité des épidémies, mais la spécificité par rapport à l'origine hydrique doit être évaluée sur le terrain (étude pilote prévue en 2016). Les épidémies suspectées seront rapportées aux acteurs de terrain qui investigueront *a posteriori*

¹⁰ Hazard Analysis Critical Control Point.

¹¹ Pour comparaison, les États-Unis utilisent le plus souvent les visites aux urgences pour GEA pour les applications ciblant le risque hydrique et fondées sur la surveillance syndromique, soit un indicateur au moins 10 fois moins sensible que l'indicateur français. Cette insensibilité restreint le champ d'application de l'indicateur aux grandes UDI urbaines [30].

¹² Il n'existe pas à notre connaissance d'équivalent aux données de l'AM dans d'autres pays.

l'hypothèse hydrique. L'ensemble des données récoltées sera consolidé au niveau national et analysé régulièrement à des fins de prévention (déploiement en routine prévu en 2017). Le nouveau dispositif de surveillance aidera au repérage des UDI à risque chronique, et si l'adhésion des opérateurs de terrain est obtenue, à la caractérisation et au suivi des facteurs de risque épidémique. Il ne remplacera pas le système déclaratif (signalement de médecins et de responsables de collectivités) qui conserve tout son intérêt pour la gestion d'urgence (promulgation de restrictions d'usage alimentaire de l'eau) et l'identification des agents étiologiques.

2. L'évaluation et la surveillance du risque endémique. Une étude multicentrique de séries temporelles, menée pendant 6 ans sur 9 UDI urbaines (>50 000 habitants, eau distribuée conforme à la réglementation) a eu pour objectifs de caractériser le risque endémique (cas sporadiques de GEA) d'origine hydrique et les facteurs dynamiques de ce risque. L'association entre la turbidité de l'eau traitée et l'incidence des GEA était particulièrement ciblée mais diverses données d'exploitation ont aussi été explorées comme proxys d'exposition complémentaires : chlore résiduel, débit de la ressource, débit distribué et température de l'eau... L'utilisation de données d'exploitation de l'eau libère les études de séries temporelles des contraintes de durée et de coût d'échantillonnage qui pèsent sur les approches microbiologiques de l'exposition. Les résultats de cette étude et des études de séries temporelles menées à l'étranger ont montré que la turbidité de l'eau traitée est associée à une augmentation de l'incidence des GEA pour la majorité des sites testés (excès de risque interquartile de l'ordre de 0 à 15 % selon le site étudié), mais le choix du meilleur indicateur d'exposition dépend du site et l'approche de l'exposition reste une question ouverte [18]. Aussi, l'étude exploratoire n'a pas débouché sur la mise en place d'un système de surveillance.

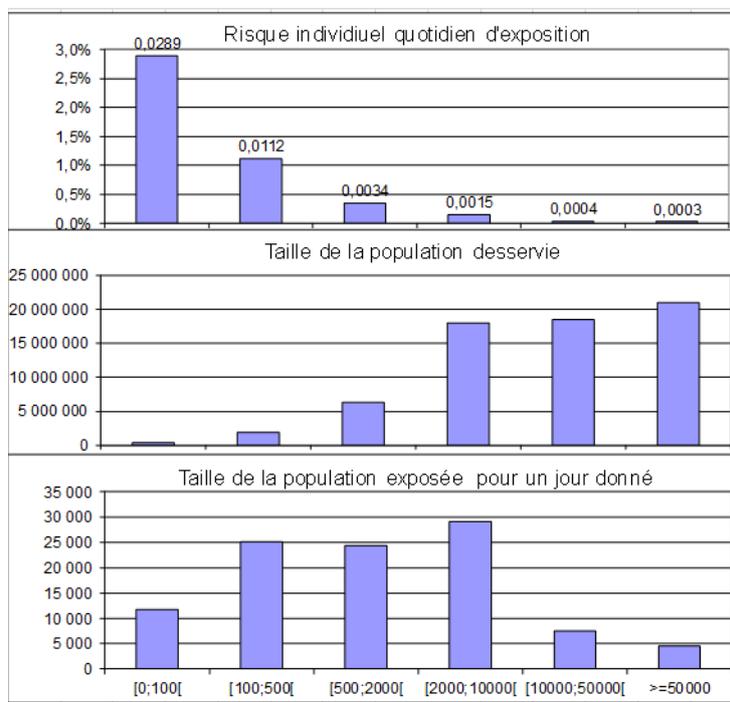
1.7 La part majeure du risque n'est pas couverte par les dispositifs actuels

En dépit de leur nombre, le nombre de cas de GEAm associé aux épidémies d'origine hydrique représente une fraction inférieure à 1 % du total des cas de GEAm [31]. Par ailleurs, les cas endémiques survenant dans les villes de plus de 50 000 habitants respectant les limites de qualité bactériologiques de l'eau distribuée représentent quant à eux probablement moins de 5 % du total des cas de GEAm au niveau national [18].

L'analyse de la distribution des contaminations fécales accidentelles (CFA) de l'eau distribuée selon la taille de l'UDI suggère que la majeure partie de l'impact infectieux se situe ailleurs. Sur la base des données collectées dans le Système d'information en santé-environnement (Sise-Eaux), il est possible de documenter le risque journalier d'exposition à une CFA de l'eau distribuée en fonction de la taille de la population desservie par l'UDI (figure 2) [32]. Les CFA touchent peu les grandes UDI (les 35 % de la population alimentée par des UDI >50 000 habitants subissent seulement 5 % des CFA), mais se concentrent au contraire sur les UDI de 100 à 10 000 habitants, soit 40 % de la population qui cumule 80 % des expositions à des CFA. Parce que les CFA n'épuisent pas l'ensemble des situations d'exposition (agents pathogènes non bactériens) et parce que l'effet modérateur des CFA sur la consommation de l'eau pour la boisson n'est pas pris en compte, il est vraisemblable que l'impact sanitaire de la pollution fécale de l'eau ne soit pas exactement proportionné à la fréquence des CFA, mais celles-ci en constitue néanmoins une mesure acceptable en première intention. Nous formulons donc l'hypothèse que l'essentiel du risque infectieux d'origine fécale attribuable à l'eau distribuée survient dans les UDI de communes rurales et des petites villes, et que ce risque peut être surveillé en France en se fondant sur les données d'activité médicale disponibles en routine. Ce risque, qualifié d'hyperendémique, pourrait s'exprimer à fois (i) par une incidence moyenne plus élevée que pour la plupart des grandes UDI urbaines caractérisées par une technologie supérieure et une surveillance humaine quasi permanente, (ii) par une occurrence d'agrégats non négligeable, les agrégats étant quasi-absents dans les séries temporelles des cas de GEAm relatives aux grandes UDI urbaines et (iii) par des variations temporelles marquées associées aux précipitations, cette association étant masquée dans les grandes villes par l'adaptation en ligne des traitements.

I Figure 2 I

Population française exposée quotidiennement aux pollutions fécales accidentelles de l'eau distribuée ($[E.coli]+[enterocoques]>20$ UFC) par catégorie de taille d'UDI en France métropolitaine, 2003-2004 (source : Sise-Eaux, ministère chargé de la santé)



2 Objectifs

2.1 Objectifs à 5 ans

Les conditions sont pour la première fois réunies pour l'étude extensive à l'échelle nationale du risque hyperendémique d'origine fécale véhiculé par l'eau du robinet. Cet objectif cadre supporte une déclinaison large en termes de recherche, de surveillance et d'action de santé publique.

1. Évaluation du risque et de la fraction des GEAm attribuable à l'eau du robinet en France. Cet objectif n'a pas été atteint jusqu'à présent, car l'estimation du risque hyperendémique, qui constitue la majeure partie du risque, est hors de portée des approches conventionnelles reposant sur la microbiologie et les protocoles épidémiologiques conventionnels (cf. Infra). Il peut être réalisé aux 2 étapes du projet, en prenant en compte ou non le rôle dynamique des précipitations (voir § Questions méthodologiques).
2. Déclinaison du risque par type de système de production d'eau. La présence de 25 000 UDI en France permet d'estimer la distribution des risques relatif et attribuable par type d'adduction. La typologie à utiliser croiserait par exemple le type d'aquifère (eau souterraine : karst, nappe alluviale, aquifère profond ; eau de surface : rivière, retenue), le traitement (absence, simple désinfection, clarification et désinfection), la vétusté du réseau (voir § 3.4.4 Données sur la qualité des réseaux de distribution) et la taille de la population desservie (proxy générique corrélé à la qualité des installations et du suivi technique et sanitaire). Les résultats devraient permettre de désigner les catégories d'UDI à risque, mais aussi les UDI qui se singularisent par un risque plus élevé qu'attendu compte tenu de leurs caractéristiques

connues, complétant ainsi les résultats du contrôle réglementaire et orientant les actions de prévention.

3. La caractérisation des facteurs de risque liés à l'eau distribuée¹³ prolonge l'objectif précédent. L'analyse des associations entre l'incidence des GEAm et les nombreuses variables d'exposition disponibles (voir § Matériel, Données d'exposition), leur interaction avec les précipitations, devraient permettre d'identifier les points critiques de la gestion sanitaire de l'eau. Il est à souligner que les mesures de prévention fondées sur l'épidémiologie des GEAm protègent aussi contre l'ensemble des MIOF véhiculées par l'eau distribuée (voir § 1.1 Un fardeau de santé publique mal cerné).
4. L'évaluation des politiques publiques et des pratiques d'exploitation : finalisation de la mise en place des périmètres de protection, mise en place des WSP. L'expérience islandaise [33] montre la pertinence de la surveillance syndromique pour l'évaluation des WSP.

2.2 Perspectives de surveillance dans le contexte du changement global

Le suivi de l'impact des GEAm d'origine hydrique présente plus d'intérêt de santé publique qu'une estimation transversale isolée dans le contexte de **changement global** en cours (climatique et démographique) [34-37]. Le changement climatique se caractérisera en France par (i) l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des épisodes pluvieux (probable pour le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (Giec) [38;39]) causant la multiplication des pollutions fécales des ressources vulnérables ; (ii) des sécheresses prolongées provoquant des étiages plus sévères des rivières [40;41], la concentration des rejets des stations d'épuration et une sensibilité accrue aux pollutions causées par les orages d'été. Parallèlement, l'augmentation très sensible en France de la population âgée¹⁴ et souffrant de pathologies chroniques étendra la fraction de la population sensible aux formes d'infections les plus graves [42].

La surveillance des tendances temporelles du risque [43] et des facteurs de risque présentera un intérêt particulier pour l'adaptation de la gestion de l'eau à l'évolution des conditions climatiques. Il pourrait être objecté que l'interprétation de ces tendances temporelles sera brouillée par les évolutions susceptibles d'affecter la définition médicamenteuse des cas de GEAm (déremboursement, nouveaux traitements, etc.). Toutefois, l'évolution temporelle des risques relatifs associés aux facteurs de risque est probablement moins affectée par ces changements que la mesure de l'impact elle-même (nombre de cas de GEAm attribuables à l'eau distribuée). En effet, le risque relatif étant le ratio entre les incidences associées à deux niveaux du facteur d'intérêt (dont le niveau de « référence » au dénominateur), les modifications éventuelles de la définition de cas interviennent à la fois au numérateur et au dénominateur de ce rapport et laissent le ratio inchangé.

3 Matériel

3.1 Population et période d'étude

La population étudiée est la population résidant en France à partir de 2010. L'inclusion des DOM est possible. L'étude exclut de son champ les communes correspondant aux plus grandes UDI (>50 000 habitants) pour lesquelles le risque est faible et les méthodes proposées inappropriées, et

¹³ Ces facteurs de risques sont les déterminants sous-jacents aux variables liées à l'eau utilisées dans le modèle. Ils peuvent être explicites (par exemple le type de traitement, la qualité microbiologique de l'eau) ou implicites ; ils sont alors plus (interaction entre les précipitations et l'absence de filtration) ou moins (variable indicatrice du département) interprétables par les experts à des fins opérationnelles.

¹⁴ La population des 75 ans et plus entre 2007 et 2060 passerait de 5,2 à 11,9M, soit +130 % (http://www.insee.fr/fr/themes/document.asp?ref_id=ip1320#inter2).

les plus petites (limite supérieure de la classe entre 200 ou 500 habitants) pour des raisons de puissance statistique et d'imputabilité de l'exposition (voir § 4 Questions méthodologiques). La population d'étude cible finalement *a minima* 23 000 000 de résidents (classe d'UDI de 500-10 000 habitants) [44] et possiblement 42 000 000 d'habitants (classe d'UDI <50 000 habitants) en procédant par regroupement de petites communes connexes et en incluant dans l'analyse la catégorie de taille 10 000-50 000. Cette population pourrait respectivement concentrer entre la moitié et les trois quarts du nombre de cas de GEAm attribuables à l'eau distribuée (figure 2).

3.2 Entrepôt des cas de GEAm

Les résumés des cas de GEAm survenant en France (DOM inclus), soit 6-7 millions d'enregistrements par an, sont colligés depuis 2010 par l'InVS dans l'entrepôt des cas de GEAm est dérivé du Sniir-AM. Les données sont quasi exhaustives (>98 %) et les variables d'intérêt comportent très peu de données manquantes (au maximum 2 % sur la commune de résidence des cas). Les cas de GEAm sont étiquetés au jour de consultation et à la commune de résidence du cas. Les cas présents sur leur lieu de résidence peuvent cependant être distingués des cas en déplacement selon l'éloignement entre la commune de résidence des cas et la commune de consultation. Le sexe et l'âge sont disponibles, qui permettent la standardisation des taux d'incidence¹⁵. La distribution par âge des cas inclus dans un pic permettent aussi d'identifier les toxi-infections alimentaires survenant en restauration collective (cantines d'école, d'entreprise, de maison de retraite). Le repérage des cas de GEAm dans le Sniir-AM repose sur l'application aux ordonnances colligées d'un algorithme de discrimination fondé sur l'analyse des associations médicamenteuses présentes sur l'ordonnance [29]. L'algorithme est évalué annuellement et révisé le cas échéant. Il possède une sensibilité de 0,90, intervalle de confiance à 95 % IC95=[0,87;0,92] et une valeur prédictive positive de 0,83, IC95=[0,80;0,85]. Les modalités de constitution de l'entrepôt et de validation des données sont sous procédure qualité pour les données acquises depuis 2010 [45] et un guide d'utilisation est disponible [46].

Les limites des données du Sniir-AM sont inhérentes au système d'assurance maladie qui les alimente. Le risque d'érosion de l'indicateur de morbidité, dû à l'évolution possible de la thérapeutique, du pouvoir d'achat des patients ou du niveau de prise en charge des soins de santé peut limiter son homogénéité dans le long terme. Dans le pire des cas, l'arrêt du remboursement des médicaments prescrits pour le traitement des GEA se traduirait par l'arrêt du système de surveillance syndromique. Avec 6 années de données disponibles, les objectifs du programme de recherche pourraient en tout état de cause être atteints. La possibilité de suivi de l'impact sanitaire dû à la contamination fécale de l'eau dans le long terme dépendra par contre de la politique future de prise en charge du risque maladie.

3.3 Données de contrôle

3.3.1 Données démographiques et socio-économiques

Les données démographiques de l'Institut national de la statistique et des études économiques (Insee) de la population domiciliée sont disponibles par sexe, par âge, par commune et par année (estimations). Elles permettent de calculer des taux d'incidence et de standardiser ceux-ci sur l'âge.

Des variables socio-économiques d'intérêt sont disponibles à la commune : désavantage socio-économique (par exemple l'indice de *deprivation* de Townsend, ou l'indice FDep développé par l'Institut national de la santé et de la recherche médicale (Inserm) et mieux adapté au contexte français et au milieu rural [47] ; accessibilité au médecin exprimée par la densité médicale ou l'indice d'accessibilité potentielle localisée [48] ; niveau d'éducation (source : Insee). La déprivation et

¹⁵ Dans l'étude des risques endémique ou hyperendémique, la standardisation des taux d'incidence communaux sur l'âge est un préalable nécessaire aux comparaisons géographiques, compte tenu d'une incidence 4 fois plus élevée des GEAm chez les enfants par rapport aux adultes et d'un ratio des effectifs adultes - enfants variant de 2 à 10 parmi les communes de plus de 500 habitants. Le sexe n'est en revanche pas reconnu comme un facteur modificateur du risque.

l'accessibilité jouent sur la probabilité de consultation du médecin et d'achat des médicaments par les malades. Une étude anglaise a montré que l'absence de diplôme académique doublait la probabilité de consultation par rapport à des personnes titulaires d'un diplôme du supérieur.

Certaines données de surveillance françaises s'accordent de cette observation [49] mais cette association n'a pas été confirmée dans une enquête sur la consommation de soin des cas de GEA réalisée en France [27;50].

3.3.2 Données sur les ressources en eau privées

Ni les ressources privées (registres très parcellaires), ni les pratiques associées (interconnexion des réseaux, utilisation de l'eau pour la boisson) ne sont documentées au niveau national. À défaut, des cartes sur l'intérêt économique du forage sont utilisables comme *proxy* de la prévalence des ressources privées au niveau communal [51].

3.4 Données d'exposition

3.4.1 Données de Sise-Eaux

Les données analytiques issues du contrôle réglementaire des eaux destinées à la consommation humaine sont colligées dans la base de données nationale Sise-Eaux du ministère en charge de la santé. Elles sont complètes depuis les années 2000. Sise-Eaux contient aussi les données structurales telles que les schémas des installations (captages, installations de traitement et les réseaux de distribution), les débits moyens entre ces installations, la géolocalisation des captages, la description sommaire des traitements, les dates de déclaration d'utilité publique des captages et des éventuels avis de restriction de consommation.

Les modalités d'échantillonnage (fréquences et points de prélèvement) de l'eau destinée à la consommation humaine sont dictées par la réglementation européenne. Les variables d'intérêt pour l'évaluation de la contamination fécale de l'eau distribuée concernent en première intention l'eau distribuée (mesurée aux robinets des usagers) et l'eau traitée (mesurée au point de mise en distribution). Les mesures de contamination fécale de l'eau brute, combinées au niveau de traitement, les mesures de turbidité de l'eau traitée et de l'eau brute, les mesures de résiduel de chlore libre sur le réseau de distribution peuvent aussi servir à évaluer la contamination fécale de l'eau distribuée (voir § 4.1.2 Hétérogénéité de l'information sur la qualité microbiologique de l'eau). Les débits entre installations (captages - unités de traitement - UDI) permettent de pondérer les contaminations détectées sur les installations amont pour estimer leur influence sur la contamination de l'eau distribuée dans la commune.

La fréquence d'échantillonnage dépend de la nature de l'eau (ressource, eau traitée, eau distribuée) et de la taille des installations. Dans la gamme de tailles des UDI d'intérêt (500-10 000 habitants desservis), les paramètres d'intérêt (*E.coli*, turbidité) sont correctement représentés en ce qui concerne l'eau traitée (plus de 100 analyses par UDI pour 10 ans d'échantillonnage), mais accusent un déficit de représentation en ce qui concerne la ressource, notamment pour les eaux souterraines (5 analyses par captage pour 10 ans d'échantillonnage contre 20 pour les eaux de surface). En deçà d'une taille de 500 habitants desservis, les analyses d'eau brute sont pratiquement absentes (2 analyses sur 10 ans par captage d'eau souterraine).

La typologie normalisée des traitements utilisée dans Sise-Eaux reste très sommaire : absence, traitement simple correspondant le plus souvent à une simple désinfection, traitement complet incluant une clarification et traitement poussé. Une description détaillée du traitement (et de la ressource) peut être produite au niveau départemental et codée dans Sise-Eaux, mais l'absence d'un thésaurus national standardisé empêche l'utilisation de ces données au niveau national. La définition d'une typologie nationale mieux adaptée au besoin et le recodage dans Sise-Eaux de l'ensemble des installations de traitement de France constitueraient une plus-value majeure pour l'utilisation de Sise-Eaux en explogie.

La date de déclaration d'utilité publique atteste de la mise en place du périmètre de protection, dont l'effet protecteur sur la survenue d'accidents de contamination fécale est démontré [32].

Le mode de gestion (public vs privé), qui n'est pas apparu comme un déterminant de la qualité microbiologique de l'eau en France [32], est aussi présente dans Sise-Eaux et pourrait être testé dans des conditions de puissance statistique plus favorable.

3.4.2 Précipitations et température de l'air

Les précipitations sont le « moteur » du risque pour une majorité des adductions en eau potable (voir § 1.4 Les précipitations, moteur du risque).

Les données de Météo France couvrent l'ensemble du territoire. Il existe au moins une station de référence par département, produisant des cumuls horaires de précipitation. Les données horaires de température ambiante sont nécessaires pour estimer l'évapotranspiration et l'état de saturation des sols en eau, qui participe au déclenchement des ruissellements agricoles et de l'infiltration vers les aquifères. Météo France pourrait être sollicitée pour son expertise en agro-météorologie afin d'optimiser l'utilisation des données observées.

3.4.3 Données géologiques, données d'occupation des sols

Des systèmes d'information géographique permettent de renseigner les facteurs déterminant les ruissellements agricoles et la vulnérabilité des ressources : pour la topographie et l'occupation des sols, la base de données CORINE Land Cover, pour les affleurements karstifiés une cartographie spécifique [52], éventuellement pour les données pédologiques, la base de données géographique des sols de France¹⁶.

Le recensement général agricole peut compléter les données d'occupation du sol par des statistiques sur les cheptels communaux qui constituent la principale source animale d'agents pathogènes (*E.coli* entérotoxiques, *Cryptosporidium* sp.), en distinguant éventuellement les races à lait, en stabulation la moitié de l'année, et les races à viande, laissées en pâture une grande partie de l'année.

La banque nationale d'accès aux données sur les eaux souterraines (Ades) du Bureau des études géologiques et minières (BRGM) contient aussi des informations utiles à l'appréciation de la vulnérabilité des forages comme leur profondeur.

3.4.4 Données sur la qualité des réseaux de distribution

Les données d'exposition passées en revue dans les sections précédentes concernent la qualité de l'eau avant distribution. La qualité microbiologique de l'eau peut se dégrader dans le réseau *via* des retours d'eau sale et engendrer un risque infectieux. Plus du tiers des épidémies rapportées en France sont dues à des retours d'eau accidentels, les plus fréquentes et les plus graves impliquant une connexion illégale avec un réseau technique de station d'épuration d'eaux usées urbaines [53]. Les réparations de fuite, qui nécessitent l'isolement et le vidage du segment de canalisation fuyard, peuvent aussi occasionner l'intrusion de petits volumes d'eau contaminée dans le réseau susceptible d'entraîner un impact sanitaire modéré (mais mesurable) dans la population résidant à l'aval du point d'intervention [54;55]. Les baisses de pression couramment observées dans le réseau de distribution peuvent enfin provoquer des micro-intrusions d'eau contaminée au niveau des points de fuite situés à proximité d'une source polluante, typiquement d'une canalisation d'égout sanitaire elle-même fuyarde [56]. Les études épidémiologiques s'intéressant aux incidents d'exploitation des réseaux de distribution sont en faveur d'un risque sanitaire modéré dans les pays développés [57;58].

Des variables indicatrices de l'intégrité et de la qualité des réseaux de distribution d'eau potable sont renseignées annuellement en France par les exploitants et fournies à l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (Onema) qui les collige dans la base du service publique d'information sur l'eau *eaufrance*¹⁷. Mieux que l'âge moyen du réseau de distribution, son rendement hydraulique, estimé comme le rapport du débit moyen distribué sur le débit moyen produit et mesurant l'importance des fuites, pourrait indiquer le risque infectieux potentiel engendré en distribution. Il pourrait intervenir dans le modèle de risque de façon propre ou en interaction avec les précipitations, la saturation du sol en eau conditionnant la contamination croisée entre le réseau d'eau potable et les égouts. L'indice

¹⁶ <http://acklins.oreans.inra.fr/programme/bdgsf/bdgsf.php>

¹⁷ <http://www.services.eaufrance.fr/observatoire/indicateurs/eau-potable>

linéaire de perte en réseau, c'est-à-dire le taux de perte rapporté à la longueur des canalisations, ainsi que des indicateurs d'exploitation en rapport avec la vétusté du réseau, comme le taux de réclamation et le taux d'occurrence des interruptions de service non programmées, qui sont aussi disponibles dans *eaufrance*, pourraient compléter les données concernant le risque lié à la qualité du réseau de distribution. Le degré d'exhaustivité des données pressenties dans *eaufrance* reste faible et leur qualité reste à évaluer pour définir le cadre d'utilisation.

3.4.5 Données de consommation de l'eau du robinet pour la boisson

Aux niveaux de contamination habituellement rencontrés, la probabilité d'infection par l'eau du robinet est proportionnelle à la quantité d'eau ingérée [59].

En France, la consommation d'eau du robinet pour la boisson est connue à travers les Études individuelles nationales sur les consommations alimentaires (Inca) [60-62]. La consommation moyenne est quantifiée par région, par âge et par sexe, les 3 facteurs structurant la quantité moyenne ingérée. Les données analytiques (microbiologie, nitrates, pesticides) ou spécifiques (restrictions de consommation) de Sise-Eaux sont utilisables pour étudier l'effet de la qualité de l'eau et de sa réputation à l'échelle locale sur la consommation des personnes incluses dans les enquêtes Inca.

4 Questions méthodologiques

Cette section n'aborde pas les aspects statistiques de la modélisation à mettre en œuvre. Elle se limite à lister quelques questions méthodologiques. On distingue pour cela une première étape de modélisation statique du risque moyen, puis une prise en compte des aspects dynamiques (figure 3).

4.1 Approche statique du risque

La priorité va à une approche statique du risque fondée sur la mise en relation des données de l'AM (taux d'incidence communaux moyens, quantiles) et des données d'exposition multi-niveaux (figure 3) avec contrôle des facteurs de biais et de confusion potentiels et de l'autocorrélation spatiale. L'utilisation conjointe à grande échelle d'informations hétérogènes pour figurer l'exposition (données microbiologiques, physicochimiques, géologiques, données sur les traitements), dont la disponibilité et la précision dépendent de la taille des installations, est un point de recherche crucial. Dans l'approche statique, la prise en compte de la dimension temporelle pourrait se réduire à une stratification sur l'année et la saison.

4.1.1 Inadéquation spatiale entre UDI et communes

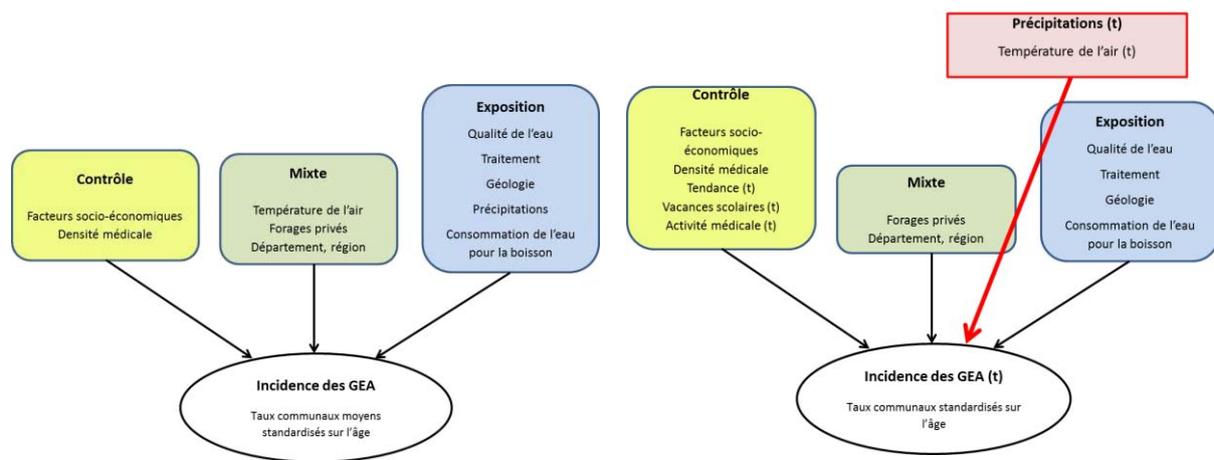
Le territoire des UDI ne correspond pas toujours à celui des communes. La concordance du découpage administratif et de la distribution de l'eau dépend du relief et de la dispersion de l'habitat. Environ la moitié des UDI desservent exactement une commune, tandis que 20 % couvrent plusieurs communes. Pour la population de ces communes, l'UDI alimentant un bâtiment donné est donc déterminée sans ambiguïté. Ce n'est pas le cas des communes alimentées par plusieurs UDI, dont la proportion est faible en plaine (mis à part dans les grandes villes qui ne sont pas la cible de ce projet) mais qui atteint 40 % en montagne. Enfin 5 % des communes sont desservies par plusieurs UDI dont certaines sont partagées par plusieurs communes. L'exposition imputée à une commune correspond alors à la moyenne des contaminations des UDI présentes pondérée par les populations desservies. La partition de la population croisant commune et UDI est renseignée au niveau local et disponible dans Sise-Eaux, mais ces données sont sujettes à erreur.

Le regroupement de communes peut être une solution pour pallier à la fois le manque de puissance statistique et la correspondance territoriale imparfaite entre UDI et communes. Il pourrait être fondé sur le voisinage géographique des communes, afin que les communes regroupées soient soumises à au même régime de précipitation, et sur leur similarité en matière de ressource, de traitement et de taille d'UDI.

Les connexions temporaires entre réseaux mises en œuvre pour satisfaire la demande en eau de la population touristique ou pallier la raréfaction de la ressource habituelle pendant l'été posent un problème spécifique car les débits temporaires entre ouvrages ne sont pas renseignés au jour le jour mais en moyennes en saison et hors saison. Les connexions temporaires établies pour faire face à un incident d'exploitation ne sont pas renseignées et sont donc susceptibles d'entraîner de rares mais importantes erreurs de classement, compte tenu de la dégradation probable de la qualité de l'eau associée à l'incident.

I Figure 3 I

Sources de données et schémas de modélisation statique (à gauche) vs dynamique (à droite). L'intersection des cadres par la flèche rouge figure des possibilités d'interaction



t = temps (jour ou semaine).

4.1.2 Hétérogénéité de l'information sur la qualité microbiologique de l'eau

Les indicateurs bactériens utilisés pour quantifier la pollution fécale de l'eau distribuée sont spécifiques d'une pollution fécale (et non de la présence d'agents pathogènes) mais peu sensibles : 97 % des mesures bactériologiques sur l'eau distribuée se situent sous le seuil de détection, soit que l'eau soit véritablement exempte de pollution fécale, soit que la chloration ait inactivé les bactéries indicatrices, laissant cependant la possibilité d'une contamination virale ou protozoaire. Différentes approches indirectes de la contamination fécale résiduelle de l'eau distribuée peuvent être mises en œuvre pour pallier la faible sensibilité des indicateurs de pollution fécale de l'eau traitée.

La connaissance précise du procédé de traitement permet d'utiliser les mesures de contamination fécale de l'eau brute pour estimer la contamination résiduelle de l'eau traitée, *via* certaines références sur la capacité d'abattement des concentrations en agents pathogènes associées aux différents traitements [6]. Le codage sommaire des traitements en 4 classes dans Sise-Eaux reste cependant insuffisant pour quantifier le rôle de barrière du traitement, notamment pour la clarification qui recouvre des procédés dont la capacité d'arrêter les agents pathogènes est extrêmement variable [6]. Une classification plus adaptée est en attente d'implémentation dans Sise-Eaux (prévision 2018).

Des indicateurs non microbiologiques peuvent compléter les indicateurs bactériens de pollution fécale. Les mesures de chlore libre résiduel ont une portée limitée (concentration évoluant dans le temps, efficacité réduite sur les virus et inefficacité sur les protozoaires), mais les défauts de chlore peuvent dans certaines conditions indiquer un risque [63], notamment *via* les mesures faites à la sortie de l'unité de traitement qui prouvent l'arrêt de la chloration.

Les variations de turbidité en distribution peuvent aussi indiquer une contamination potentielle.

Les micro-organismes pathogènes libres font partie des particules, mais la mesure de turbidité ne permet pas de les identifier parmi les particules organo-minérales qui dominent largement. La majeure partie des micro-organismes pathogènes est cependant fixée sur les particules organo-minérales qui les protègent des agressions environnementales et de l'effet des désinfectants. C'est pourquoi les exploitants traitent la turbidité et que la turbidité prédit un risque, avec cependant de nombreux faux positifs et faux négatifs dû au caractère très générique de la mesure de turbidité, qui couvre ainsi des particules exemptes d'agents pathogènes comme des algues planctoniques ou des particules de calcaire [18]. Une analyse contextuelle (type de ressource, de traitement de clarification) est nécessaire pour interpréter la dangerosité de la turbidité. Cette analyse reste compliquée à mettre en œuvre dans le cadre d'une analyse à grande échelle et du fait de l'absence de données précises sur les méthodes de clarification opérées dans les usines de traitement. Si cette réserve s'applique pleinement aux installations urbaines, elle peut être relativisée pour une partie des installations ciblées. En effet, en l'absence de filtration, c'est-à-dire pour une part majoritaire des eaux souterraines [44], la turbidité ne change pas entre le captage et le robinet et les mesures de turbidité acquises en distribution sont homogènes avec les mesures sur l'eau brute.

Si le traitement comprend une clarification, l'interprétation de la turbidité est plus incertaine. Un pic de turbidité de l'eau traitée indique soit une faiblesse transitoire de la clarification, soit augmentation de la charge en particules de l'eau brute, soit les deux, mais la turbidité peut aussi être engendrée par certains traitements. La turbidité de l'eau brute apporte quant à elle une indication sur la vulnérabilité de l'aquifère à l'influence d'eau de surface (ruissellements temporaires, rivières). Dans le cas des eaux karstiques, par nature très minéralisée, les chutes de conductivité électrique signalent aussi l'intrusion d'eau de ruissellement, et la conjonction « pointe de turbidité – chute de conductivité » est une combinaison assez spécifique d'un risque de pollution fécale.

Quel que soit le point de mesure, la turbidité n'est pas un prédicteur universel de risque mais nécessite au contraire une interprétation en fonction du contexte local. Dans le cadre d'une étude à grande échelle, les variations relatives de turbidité (par exemple le ratio inter-quantile Q98/Q50 des mesures disponibles) paraissent plus pertinentes pour indiquer le risque que la valeur absolue des quantiles extrêmes (par exemple Q98). Le calcul des percentiles extrêmes des distributions des mesures de turbidité pose cependant de façon aiguë la question du nombre de mesures disponibles.

Il est donc intéressant d'utiliser tout l'historique des données analytiques disponible (depuis 2000) pour estimer la qualité de l'eau, compte tenu de la rareté des analyses. Cette méthode induit cependant un risque d'erreur de classement supplémentaire attribuable aux changements structurels éventuellement survenus au cours de cette période, comme le changement de ressource ou des interconnexions entre réseaux. La fréquence de ces changements parmi les adductions peut être non négligeable sur la durée de la période d'étude (5 ans et plus) et plus pénalisante encore si le dispositif d'étude est instauré en dispositif de surveillance. Jusqu'à présent, l'historique des changements structurels n'était pas inscrit dans Sise-Eaux. La possibilité d'utiliser les séries temporelles de données analytiques pour identifier des changements structurels est à examiner.

Pour les petits captages d'eau souterraine, les données analytiques sont trop rares pour obtenir une appréciation précise de la contamination fécale moyenne de la ressource et, plus encore, de la partie extrême de la distribution des valeurs de turbidité. Les informations géologiques et les données sur les forages peuvent alors fournir des indications complémentaires sur la vulnérabilité des aquifères, voire s'y substituer.

Différentes informations coexistent pour exprimer la contamination fécale de l'eau. Elles sont corrélées et redondantes, mais cette redondance doit être mise à profit pour pallier la rareté des données analytiques et la précision variable des indicateurs dérivés de ces données (en défaveur des petites installations).

4.1.3 Facteurs humains de l'exposition

Les facteurs humains d'exposition sont souvent négligés faute de données adéquates. Ils recouvrent d'une part la continuité du suivi de la qualité sanitaire de l'eau produite par l'exploitant, d'autre part la consommation d'eau du robinet pour la boisson au sein de la population desservie.

Le facteur humain pèse sur la qualité de l'eau produite, même si un large recours aux automatismes s'y substitue en partie. En cas d'incident d'exploitation conduisant à une contamination de l'eau distribuée, la permanence de la surveillance et la réactivité des opérateurs déterminent directement la

durée de l'exposition des usagers. La diligence de l'exploitant et la continuité de la gestion constituent donc un facteur essentiel de la sécurité de l'eau. La qualité et la continuité du suivi de la qualité de l'eau peuvent être stimulées par l'implication de l'autorité sanitaire aux niveaux départemental et régional en faveur de la qualité sanitaire de l'eau distribuée. L'échelon départemental, qui correspond à l'organisation des ARS (délégations territoriales), est un niveau géographique pertinent pour discriminer la qualité des facteurs humains de la qualité de l'eau [32].

Au niveau infra-départemental, l'attention prêtée à une UDI donnée dépend directement de la taille de la population desservie. En effet, le rendement de santé publique (nombre de cas de maladie évités) des moyens techniques, financiers et humains mobilisés pour le fonctionnement ou investis pour améliorer les performances d'une installation est proportionnel à la taille de l'UDI. Le problème se pose avec acuité pour les plus petites installations qui ne disposent pratiquement d'aucun moyen pour amender les adductions et leur fonctionnement.

En l'absence d'informations spécifiques facilement accessibles sur les facteurs humains contribuant à la qualité sanitaire de l'eau distribuée, la qualité de l'exploitation et la pression du contrôle réglementaire local pourraient être approchées par une interaction entre la taille de l'UDI et des variables indicatrices du département et de la région. Cette information revêt une importance particulière dans le cas de ressources vulnérables demandant une adaptation fréquente et réactive du traitement.

La variable générique « département » n'influe pas sur le risque qu'à travers le suivi sanitaire des installations mais aussi à travers la consommation de l'eau. Le volume d'eau du robinet consommé pour la boisson varie en effet d'un facteur 2 entre les régions [60;62]. L'émission d'avis de restriction de consommation motivé par des non-conformités impliquant des paramètres microbiologiques témoigne de pollutions de l'eau distribuée avérées ou fortement suspectées et portées à connaissance de la population desservie. Ces avis ont un effet dissuasif immédiat [64]. Outre cet effet recherché, elles pourraient aussi entraîner une baisse de la consommation de l'eau du robinet pour la boisson plus ou moins rémanente, à l'instar des avis de non-conformité chimique (nitrates, pesticides...). Leur action sur l'exposition doit être prise en compte, tant dans l'approche statique (fréquence des avis de restriction et des non-conformités colligés dans Sise-eaux) que dans l'approche dynamique (dates d'émission des avis).

4.2 Approche dynamique du risque : introduction des précipitations

Dans l'approche dynamique du risque, les données d'incidence des GEAm se présentent sous la forme d'une dizaine de milliers de séries temporelles correspondant aux communes ciblées (16 000 communes de 500-10 000 habitants). Les comptes de cas sont numériquement faibles pour les plus petites communes : 1 cas de GEAm par semaine en moyenne pour une commune de 500 habitants. Le nombre de communes incluses permet cependant d'ajuster un nombre de covariables conséquent et de stratifier l'analyse selon une typologie incluant par exemple la classe de taille et la nature des ressources et des traitements. Les données de qualité de l'eau ne bénéficient pas d'une fréquence d'échantillonnage suffisante pour être utilisées autrement qu'à travers une approche statique, sous forme de moyennes ou de quantiles (voir § 4.1 Approche statique du risque). Les précipitations, qui rythment le risque, représentent la principale variable temporelle de l'exposition, complétée par la température. Les interventions sur le système d'alimentation en eau pendant la période d'étude (interconnexions de réseaux, changements de ressources ou de traitement, progression des forages privés...) pourraient être prises en compte quand des données adéquates seront disponibles, ce qui n'est pas le cas à ce jour.

Les indicateurs de précipitations à inclure dans le modèle doivent être adaptés aux mécanismes de contamination fécale de l'eau qui dépendent de la nature et de la taille de l'aquifère et de nombreux facteurs physiques et biologiques. La prise en compte des précipitations vise d'abord à saisir les ruissellements qui mobilisent et transportent les agents pathogènes jusqu'au captage. Les indicateurs doivent donc intégrer l'échelonnement dans le temps des transferts des fèces : débordement des systèmes d'assainissement et ruissellements urbains, puis ruissellements agricoles. Les mécanismes des ruissellements agricoles représentent le cas le plus complexe, car leur déclenchement nécessite une préparation préalable du sol : déstructuration des terres travaillées et développement d'une croûte de battance, saturation en eau. Les seuils de déclenchement des ruissellements varient suivant des

paramètres structurels comme le relief et la nature des sols, mais aussi des paramètres saisonniers comme le couvert végétal et la saturation des sols. De nombreux modèles déterministes ont été élaborés pour expliquer la contamination de l'eau à l'exutoire de petits bassins versants. Mais la modélisation à grande échelle des transferts solides sur des milliers de ressources doit recourir à une approche pragmatique qui appréhende les ruissellements comme une fonction des variables disponibles : précipitations, température, relief, géologie, pédologie et occupation des sols.

Il s'agit par ailleurs d'interpoler spatialement les mesures de précipitation recueillies par Météo France pour produire des estimations de précipitation dans les secteurs d'influence des précipitations situés à l'amont des captages. L'extension de ces secteurs dépend des temps de transfert des matières solides contaminées et de la capacité du milieu à retenir et à inactiver les micro-organismes. Compte tenu des déterminants hydrométéorologiques communs, elle est très liée à la rémanence de l'effet des précipitations sur la qualité microbiologique de l'eau au captage : l'accumulation des pluies favorise ponctuellement le ruissellement mais provoque dans le même temps l'extension géographique des ruissellements à l'amont des captages. Là encore, parce qu'elle doit être pratiquée à grande échelle, la prise en compte des secteurs d'influence des précipitations doit rester simple et pragmatique, voire complètement implicite à travers la seule formulation des variables de précipitations dans le modèle. Des mesures ponctuelles de précipitations à l'amont du point de captage peuvent ainsi convenir pour approcher les ruissellements dans le cas des aquifères souterrains.

4.3 Contrôle des facteurs de confusion

Le contrôle des facteurs de confusion représente un enjeu particulièrement important car il conditionne l'obtention d'estimations justes du risque. Toutes les covariables de contrôle évoquées dans ce projet agissent ou sont suspectées d'agir sur l'exposition. Leur non prise en compte induit donc non seulement un biais dans l'estimation du risque mais aussi un risque de confusion, c'est-à-dire de conclure à tort sur l'existence d'un lien entre l'incidence des GEAm et les variables d'exposition. C'est pour cela qu'il est important d'être le plus complet possible dans la revue des facteurs de confusion potentiels et la définition des indicateurs à inclure dans les analyses statistiques.

Certains facteurs de confusion varient dans le temps. Dans ce cas, la prise en compte de ces facteurs sous forme de variable du temps s'impose dans la modélisation dynamique du risque. Elle peut toutefois être limitée par la disponibilité de données adéquates.

La **tendance temporelle** de l'incidence des GEAm observée dans ou au voisinage de la commune étudiée permet de contrôler de façon générique les facteurs saisonniers ou susceptibles de varier dans le long terme. L'ajustement de la tendance termine le processus de modélisation : le nombre de degrés de liberté consommés par l'ajustement de la tendance est choisi pour supprimer l'autocorrélation temporelle du résidu de modèle. Il est à noter que l'incidence des GEAm indique aussi le niveau d'excrétion des agents pathogènes dans la population humaine. La tendance fournit ainsi une information sur la teneur en agents pathogènes d'origine humaine de la pollution fécale de l'eau, avec un retard correspondant au cycle environnemental des agents pathogènes. Si la pollution d'origine humaine domine dans l'exposition, on peut considérer la tendance comme une variable d'exposition.

Les **vacances scolaires** et les week-ends prolongés sont la source de variations de la population présente sur son lieu de résidence. Les départs en vacances causent un déficit de l'ordre de 10 % en population générale durant les vacances scolaires, qui peut atteindre 40 % vers le 15 août à Paris parmi les enfants [49]. Ce biais est contrôlable dans les études de séries temporelles par l'introduction d'une covariable « vacances scolaires ». En secteur touristique, la présence de touristes peut aussi modifier l'exposition d'origine hydrique de la population résidente à travers l'augmentation des débits distribués qui tend à accroître le risque pour les UDI urbaines [18]. Les comptes locaux de cas de GEAm « touristes » pourraient alors servir de *proxies* de ce sur-risque en complément des vacances scolaires.

Les vacances scolaires et les week-ends prolongés causent aussi la fermeture d'une partie des cabinets médicaux et entraînent donc une baisse de la probabilité de consultation du médecin [65]. D'autres événements comme les tempêtes ou les catastrophes empêchent ou entravent aussi temporairement l'**accès au médecin** [66]. On ne peut cependant pas définir simplement l'ensemble des événements qui affectent l'accès au médecin, ni l'étendue spatiotemporelle de leur effet.

Le contrôle du biais induit pourrait procéder de l'exploitation d'informations représentatives de l'activité des généralistes. L'effort de recherche du médecin consenti par le malade dépend cependant de la gravité de la maladie. Des travaux sont projetés pour l'élaboration à partir du Sniir-AM d'un indicateur d'accès au généraliste pour des problèmes de santé dont l'urgence du traitement ressentie par le patient serait équivalente à celle des GEAm (mais dont l'occurrence serait indépendante des conditions environnementales).

La **température de l'air** mérite une mention particulière car elle agit à travers des mécanismes multiples et s'avère à la fois d'un facteur de confusion et d'exposition hydrique. La température intervient enfin directement sur la probabilité de consultation, car une température élevée augmente le risque de déshydratation associé à la diarrhée [30]. Les températures hautes agissent aussi sur l'exposition alimentaire (non hydrique) en favorisant la croissance des bactéries dans les aliments laissés à la température ambiante. Concernant l'exposition d'origine hydrique, elle participe au déclenchement des ruissellements via l'évapotranspiration et module la survie des agents pathogènes dans l'environnement. La température de l'air peut aussi se substituer à celle de l'eau (données non disponible en continu), celle-ci étant la mesure lissée dans le temps de la première (l'intensité du lissage dépend toutefois de l'isolement thermique de l'aquifère). La température de l'eau conditionne l'efficacité des traitements de l'eau, notamment la désinfection chimique [6]. Il est par ailleurs constaté sur certaines UDI urbaines que les températures extrêmes de l'eau (hautes ou basses selon les sites) augmentent très sensiblement l'effet de certains indicateurs d'exposition hydrique sur l'incidence des GEA, comme la turbidité, sans que les mécanismes sous-jacents soient clairement identifiés [18;30;67].

La tendance, les vacances, les jours de la semaine et la température sont des covariables spécifiques de l'approche dynamique du risque. L'accès au médecin varie aussi dans le temps mais possède une composante spatiale indépendante du temps et doit aussi être pris en compte dans l'approche statique. Les autres facteurs de confusion de l'approche statique sont d'ordre socio-économique. Là encore, un lien avec l'exposition aux agents pathogènes d'origine fécale peut exister. C'est évidemment le cas de l'utilisation des ressources privées. Les variables relatives au niveau d'éducation et de *déprivation* de la population communale pourraient aussi influencer les pratiques d'hygiène personnelle ou alimentaire.

L'utilisation de **ressources privées** pour la boisson dans les pays développés conduit à un sur-risque de GEA élevé par rapport à l'utilisation de l'eau du réseau public, avec des risques relatifs de l'ordre de 6 [68;69]. L'alimentation exclusive par des ressources privées ne concerne cependant potentiellement qu'une petite fraction de la population (<1 %) vivant dans des lieux reculés, c'est-à-dire quelques communes ou parties de communes. L'effet de confusion attendu sur l'association entre la qualité de l'eau distribuée et les taux d'incidence communaux des GEA est négligeable à l'échelle nationale. Une fraction plus large de la population rurale disposant d'une ressource privée bénéficie en outre depuis les années 1960 de l'adduction publique. On assiste par ailleurs actuellement à une « fièvre du forage » chez les propriétaires de pavillons dans les régions économiquement favorables à cette pratique (présence de ressources souterraines facilement accessibles, coût de l'eau distribuée élevé). Cet équipement pourrait à terme concerner 20 % des maisons individuelles en France [51]. Localement la fréquence d'usage de ressources privées atteint déjà 50 % des pavillons (région de Perpignan). Le risque induit concerne en premier lieu l'occupant : usage assumé de l'eau du forage pour la boisson ou ingestion involontaire en cas d'interconnexion non protégée des 2 réseaux d'adduction. Le risque peut aussi s'étendre au voisinage par retour d'eau du forage privé dans le réseau public en cas de dépression accidentelle de celui-ci. Selon sa prévalence, le recours aux ressources privées pourrait localement biaiser l'estimation du risque de GEA dû à l'eau distribuée. Les communes concernées sont appelées à être de plus en plus nombreuses.

4.4 Cas particulier du risque chez les touristes

La France est une destination prisée des touristes avec plus d'un milliard de nuitées vendues par an, dont la moitié en secteur rural et montagnard [70], secteur particulièrement exposé au risque de pollution accidentelle de l'eau distribuée [32]. Parmi les touristes, une partie importante réside en France (62 % des nuitées sont achetées par des Français). La consommation de soin de cette catégorie des touristes est donc tracée dans le Sniir-AM¹⁸. Quatre pourcents de la population résidant en France est ainsi en moyenne en déplacement, mais ces déplacements se concentrent sur les lieux touristiques pendant les vacances scolaires (2/3 des nuitées sur 1/3 du temps). La population présente peut ainsi localement décupler.

L'étude de la population en déplacement est un sujet difficile pour 2 raisons.

La fraction d'erreur de classement sur l'exposition est beaucoup plus élevée pour les personnes en déplacement que pour les autres, parce que les séjours sont courts, en moyenne 5 jours, soit l'équivalent du temps d'incubation moyen des GEA. Le lieu d'exposition diffère donc dans environ la moitié des cas du lieu de déclaration des symptômes et du lieu de consultation [72]. De plus, l'exposition hydrique des touristes peut impliquer des ressources privées parfois non déclarées, dans les campings en particulier [73].

L'absence de données détaillées sur la démographie des personnes en déplacement et des touristes empêche par ailleurs d'estimer des taux d'incidence à la commune et à la semaine. La disponibilité et la qualité des *proxies* pour pallier ce manque, comme le volume d'ordures ménagères collectées, sont à évaluer. La capacité des hébergements marchands communaux (hôtels, camping, gîtes...) et leur taux d'occupation constituent une ressource alternative limitée car cet hébergement n'absorbe qu'un tiers des séjours touristiques [71]. En conclusion, les données du Sniir-AM pourraient permettre d'étudier l'impact sanitaire représenté par les épidémies de GEAm d'origine hydrique dans la population des touristes résidant en France au moyen de méthodes adaptées (moyennes historiques), mais l'étude du risque hyperendémique ne semble pas faisable.

5 Discussion : perspective historique et limites du projet

Le risque d'origine fécale porté par l'eau du robinet reste présent dans les pays développés mais, contrairement aux situations du passé ou des pays moins développés, son expression est maintenant essentiellement dynamique et rythmée par les précipitations. Depuis plus d'un siècle, les modalités de caractérisation de l'exposition s'appuient sur la microbiologie, notamment la bactériologie. Or, l'expérience montre qu'une approche à la fois spécifique (microbiologique) et dynamique n'est pas possible économiquement. Il existe ainsi un décalage croissant entre l'approche visant une spécification microbiologique de l'exposition et les besoins de santé publique qui ciblent les facteurs opérationnels du risque, en synergie avec la mise en place des WSP, et en particulier l'adaptation de la gestion sanitaire de l'eau aux conditions hydro-météorologiques. Le développement de la surveillance syndromique constitue une opportunité pour développer une approche originale à grande échelle en France contribuant à ces objectifs de santé publique. Le projet vise particulièrement le risque hyperendémique associé aux adductions de taille petite à moyenne qui produit une part majoritaire de l'impact infectieux attribuable à la contamination fécale de l'eau, et qui était jusque-là occulté, faute de données adéquates. Plusieurs challenges sont à surmonter à cette fin : la valorisation des multiples sources pertinentes de données d'exposition hydrique compte tenu de leur hétérogénéité selon la taille de l'UDI, un contrôle suffisant des facteurs de confusion et l'introduction de la dimension temporelle de l'exposition.

¹⁸ Nous négligerons dans l'étude les personnes en déplacement professionnels qui ne représentent que 3 % des nuits passées hors domiciles parmi la population étudiée, soit un pour mille des nuits passées sur le lieu de résidence [71].

L'approche syndromique présente cependant des limites intrinsèques. Par définition, elle n'entre pas dans la distinction des agents pathogènes causaux des GEAm. Elle ne s'intéresse qu'à une fraction du cycle humain et environnemental¹⁹ des agents pathogènes impliqués, c'est-à-dire à l'effet modificateur de l'exposition hydrique sur la probabilité de passer de l'état de « susceptible » à celui de « malade » (figure 1). Les estimations de risque produites le sont donc conditionnellement à un état donné du système (pression des autres sources d'exposition, statut immunitaire de la population...). Or, une perturbation du système, comme l'effet d'une intervention de santé publique ou des changements de comportement « exposants » des usagers, affecte son équilibre général. Historiquement, la généralisation de l'assainissement et les progrès de l'hygiène au début du XX^e siècle en Europe ont bouleversé l'épidémiologie de la typhoïde, avec notamment la disparition des grandes épidémies récurrentes [75]. L'approche proposée ici s'accorde ainsi mieux des objectifs des études épidémiologiques d'intervention (évaluation *a posteriori* de l'intervention) que de l'évaluation d'impact sanitaire (EIS), qui, pour prédire l'effet d'une action de santé publique envisagée, nécessite la constance des autres composantes du système comme le taux d'incidence des GEA (démarche contrefactuelle).

¹⁹ La modélisation épidémiologique n'a pas été pratiquée dans le champ des MIOF véhiculées par l'eau, sauf exception comme pour *Cryptosporidium sp.* [74], du fait de la difficulté d'obtenir de données d'exposition et d'effet adéquates.

Références bibliographiques

- [1] Craun GF, Calderon RL. Observational epidemiologic studies of endemic waterborne risks: cohort, case-control, time-series, and ecologic studies. *J Water Health* 2006;4 Suppl 2:101-19.
- [2] Craun GF, Calderon RL. Workshop summary: estimating waterborne disease risks in the United States. *J Water Health* 2006;4 Suppl 2:241-53.
- [3] Cloete TE, Rose J, Nel LH, Ford T. *Microbial Waterborne Pathogens*. London : IWA Publishing; 2004. 231 p.
- [4] Percival S, Chalmers RM, Embrey M, Hunter PR, Sellwood J, Wyn-Jones P. *Microbiology of waterborne disease*. Amsterdam : Elsevier Academic Press; 2004.
- [5] Spiller RC. Estimating the importance of infection in IBS. *Am J Gastroenterol* 2003;98(2):238-41.
- [6] Smeets P, Hijnen WA, Stenström TA. Efficacy of water treatment processes. In: Hijnen WA, Medema G, Smeets P, Vreeburg J, Wols B, (dir.). *Kwr Drinking Water Treatment Set. 5 éd.* London, UK : International Water Association; 2011.
- [7] Englehardt JD, Ashbolt NJ, Loewenstine C, Gadzinski ER, Ayenu-Prah AY. Methods for assessing long-term mean pathogen count in drinking water and risk management implications. *J Water Health* 2012;10(2):197-208.
- [8] Beaudeau P. Surveillance syndromique des gastroentérites aiguës : une opportunité pour la prévention du risque infectieux attribuable à l'ingestion d'eau du robinet. Université de Rennes 1; 2012. 239 p.
- [9] Zmirou D, Ferley JP, Collin JF, Charrel M, Berlin J. A follow-up study of gastro-intestinal diseases related to bacteriologically substandard drinking water. *Am J Public Health* 1987;77(5):582-4.
- [10] Craun GF, Calderon RL, Craun MF. Outbreaks associated with recreational water in the United States. *Int J Environ Health Res* 2005;15(4):243-62.
- [11] Curriero FC, Patz JA, Rose JB, Lele S. The association between extreme precipitation and waterborne disease outbreaks in the United States, 1948-1994. *Am J Public Health* 2001;91(8):1194-9.
- [12] Auld H, MacIver D, Klaassen J. Heavy rainfall and waterborne disease outbreaks: the Walkerton example. *J Toxicol Environ Health A* 2004;67(20-22):1879-87.
- [13] Thomas KM, Charron DF, Waltner-Toews D, Schuster C, Maarouf AR, Holt JD. A role of high impact weather events in waterborne disease outbreaks in Canada, 1. *Int J Environ Health Res* 2006;16(3):167-80.
- [14] Nichols G, Lane C, Asgari N, Verlander NQ, Charlett A. Rainfall and outbreaks of drinking water related disease and in England and Wales. *J Water Health* 2009;7(1):1-8.
- [15] Drayna P, McLellan SL, Simpson P, Li SH, Gorelick MH. Association between rainfall and pediatric emergency department visits for acute gastrointestinal illness. *Environ Health Perspect* 2010;118(10):1439-43.
- [16] Teschke K, Bellack N, Shen H, Atwater J, Chu R, Koehoorn M, *et al.* Water and sewage systems, socio-demographics, and duration of residence associated with endemic intestinal infectious diseases: a cohort study. *BMC Public Health* 2010;10:767.

- [17] Uejio CK, Yale SH, Malecki K, Borchardt MA, Anderson HA, Patz JA. Drinking water systems, hydrology, and childhood gastrointestinal illness in Central and Northern Wisconsin. *Am J Public Health* 2014;104(4):639-46.
- [18] Beaudéau P. Lessons learned from the time series studies on the risk of acute gastroenteritis due to tap-water in urban areas. *BMC Public Health* 2015; In progress.
- [19] Jagai JS, Li Q, Wang S, Messier KP, Wade TJ, Hilborn ED. Extreme Precipitation and Emergency Room Visits for Gastrointestinal Illness in Areas with and without Combined Sewer Systems: An Analysis of Massachusetts Data, 2003-2007. *Environ Health Perspect* 2015;123(9):873-9.
- [20] Beaudéau P, Leboulanger T, Lacroix M, Hanneton S, Wang HQ. Forecasting of turbid floods in a coastal, chalk karstic drain using an artificial neural network. *Ground Water* 2001;39(1):109-18.
- [21] Payment P, Richardson L, Siemiatycki J, Dewar R, Edwardes M, Franco E. A randomized trial to evaluate the risk of gastrointestinal disease due to consumption of drinking water meeting current microbiological standards. *Am J Public Health* 1991;81(6):703-8.
- [22] Payment P, Siemiatycki J, Richardson L, Renaud G, Franco E, Prevost M. A prospective epidemiological study of gastrointestinal health effects due to the consumption of drinking water. *International Journal of Environmental Health Research* 1997;7:5-31.
- [23] Hellard ME, Sinclair MI, Forbes AB, Fairley CK. A randomized, blinded, controlled trial investigating the gastrointestinal health effects of drinking water quality. *Environ Health Perspect* 2001;109(8):773-8.
- [24] Sinclair MI, Fairley CK. Drinking water and endemic gastrointestinal illness. *J Epidemiol Community Health* 2000;54(10):728.
- [25] World Health Organization World Health Organization (dir.). Guidelines for drinking-water quality. Health criteria and other supporting information. Second edition. éd. Geneva : IWA Publishing; 1996. 973 p.
- [26] Davison A, Howard G, Stevens M, Callan P, Fewtrell L, Deere D, *et al.* Water safety plans: Managing drinking-water quality from catchment to consumer. Geneva : World Health Organization; 2005.
- [27] Van CD, de VH, Vaux S, Le SY, Vaillant V. Burden of acute gastroenteritis and healthcare-seeking behaviour in France: a population-based study. *Epidemiol Infect* 2012;140(4):697-705.
- [28] Majowicz SE, Hall G, Scallan E, Adak GK, Gauci C, Jones TF, *et al.* A common, symptom-based case definition for gastroenteritis. *Epidemiol Infect* 2008;136(7):886-94.
- [29] Bounoure F, Beaudéau P, Mouly D, Skiba M, Lahiani-Skiba M. Syndromic surveillance of acute gastroenteritis based on drug consumption. *Epidemiol Infect* 2010;139(9):1388-95.
- [30] Beaudéau P, Schwartz J, Levin R. Drinking water quality and hospital admissions of elderly people for gastrointestinal illness in Eastern Massachusetts, 1998-2008. *Water Res* 2014;52:188-98.
- [31] Rambaud L, Galey C, Guillet A, Corso M, Van Cauteren D, Beaudéau P. Détection automatisée d'agrégats de cas de gastro-entérites aiguës dans trois départements, France, 2009-2012. Saint-Maurice, France: 2014. 34 p.
- [32] Beaudéau P, Valdes D, Mouly D, Stempfelet M, Seux R. Natural and technical factors in faecal contamination incidents of drinking water in small distribution networks, France, 2003-2004: a geographical study. *J Water Health* 2010;8(1):20-34.

- [33] Gunnarsdottir MJ, Gardarsson SM, Elliott M, Sigmundsdottir G, Bartram J. Benefits of Water Safety Plans: microbiology, compliance, and public health. *Environ Sci Technol* 2012;46(14):7782-9.
- [34] Hunter PR. Climate change and waterborne and vector-borne disease. *J Appl Microbiol* 2003;94 Suppl:37S-46S.
- [35] Charron D, Thomas M, Waltner-Toews D, Aramini J, Edge T, Kent R, *et al.* Vulnerability of waterborne diseases to climate change in Canada: a review. *J Toxicol Environ Health A* 2004;67(20-22):1667-77.
- [36] Beaudreau P, Pascal M, Mouly D, Galey C, Thomas O. Health risks associated with drinking water in a context of climate change in France: a review of surveillance requirements. *J Water Climate Change* 2011;2(4):230-46.
- [37] Semenza JC, Herbst S, Rechenburg A, Suk JE, Hoser C, Schreiber C, *et al.* Climate Change Impact Assessment of Food- and Waterborne Diseases. *Crit Rev Environ Sci Technol* 2012;42(8):857-90.
- [38] Intergovernmental Panel on Climate Change. Fifth assessment report. Climate change 2013: the physical science basis. Summary for policymakers. Geneva: 2013. 36 p.
- [39] Ouzeau G, Déqué M, Jouini M, Planton S, Vautard R, Jouzel J. Le climat de la France au XXI^e siècle. Volume 4. Scénarios régionalisés : édition 2014 pour la métropole et les régions d'outre-mer. Paris : Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie; 2014. 62 p.
- [40] Terray L, Boé J. Quantifying 21st-century France climate change and related uncertainties. *C R Geosci* 2013;(345):136-49.
- [41] Boé J, Habets F. Multi-decadal river flows variations in France. *Hydrology and Earth System Sciences* 2014;(18):691-708.
- [42] Gerba CP, Rose JB, Haas CN. Sensitive populations: who is at the greatest risk? *Int J Food Microbiol* 1996;30(1-2):113-23.
- [43] Quénel P. Surveillance de santé publique et environnement. *Rev Epidemiol Sante Publique* 1995;43:412-22.
- [44] Ministère chargé de la santé, Agences régionales de santé. La qualité de l'eau du robinet en France. Données 2012. Paris, France: 2014. 57 p.
- [45] Galey. Production et validation par l'InVS des cas de Gastro-entérites aiguës médicalisées : de l'extraction du DCIR à l'entrepôt des cas. Procédure du Département santé-environnement. Saint-Maurice, France : 2014. 39 p.
- [46] Beaudreau P, Galey C, Rambaud L, Corso M. Guide d'utilisation des données de l'entrepôt de cas de gastro-entérite aiguë médicalisés issues du Sniir-AM. Saint-Maurice : 2015. 30 p.
- [47] Rey G, Rican S, Jouglu E. Mesure des inégalités de mortalité par cause de décès. Approche écologique à l'aide d'un indice de désavantage social. Numéro thématique. Inégalités sociales de santé. *BEH* 2011;(8-9):87-90.
- [48] Barlet M, Coldefy M, Collin C, Lucas-Gabrielli V. L'accessibilité potentielle localisée (APL) : une nouvelle mesure de l'accessibilité aux médecins généralistes libéraux. Paris : 2015. 56 p. Disponible à partir de l'URL : <http://www.irdes.fr/EspaceRecherche/DocumentsDeTravail/DT51AccessibilitePotentielleLocalisee.pdf>

- [49] Beaudéau P, Bounoure F. Évaluation épidémiologique d'indicateurs d'incidence des gastroentérites fondés sur les données de l'Assurance Maladie. *Environnement, risques & santé* 2006;5(5):1-10.
- [50] Demarquay S. Étude exploratoire de l'association entre la qualité de l'eau potable et les gastro-entérites : qualité des données et facteurs de confusion Bourgogne et Franche-Comté, 2009 - 2011. Mémoire de Master 2, Santé publique Paris XI et Sciences et santé Paris XII. Paris : 2013.
- [51] Montginoul M, Rinaudo JD. Controlling households' drinking fever in France: an economic modeling approach. *Ecological Economics* 2011;71:140-50.
- [52] Nicod J. Carte géomorphologique des karsts de France [Geomorphological map of French karst area]. *Karstologia* 1995;25(2):21-34.
- [53] Beaudéau P, de VH, Vaillant V, Mouly D, Ledrans M, Mannschott C, *et al.* Lessons learned from ten investigations of waterborne gastroenteritis outbreaks, France, 1998-2006. *J Water Health* 2008;6(4):491-503.
- [54] Lambertini E, Spencer SK, Kieke BA, Jr., Loge FJ, Borchardt MA. Virus contamination from operation and maintenance events in small drinking water distribution systems. *J Water Health* 2011;9(4):799-812.
- [55] Nygard K, Wahl E, Krogh T, Tveit OA, Bohleng E, Tverdal A, *et al.* Breaks and maintenance work in the water distribution systems and gastrointestinal illness: a cohort study. *Int J Epidemiol* 2007;36(4):873-80.
- [56] LeChevallier MW, Gullick RW, Karim MR, Friedman M, Funk JE. The potential for health risks from intrusion of contaminants into the distribution system from pressure transients. *J Water Health* 2003;1(1):3-14.
- [57] Hunter PR, Chalmers RM, Hughes S, Syed Q. Self-reported diarrhea in a control group: a strong association with reporting of low-pressure events in tap water. *Clin Infect Dis* 2005;40(4):e32-e34.
- [58] Ercumen A, Gruber JS, Colford JM, Jr. Water distribution system deficiencies and gastrointestinal illness: a systematic review and meta-analysis. *Environ Health Perspect* 2014;122(7):651-60.
- [59] Haas CN, Rose JB, Gerba CP. Quantitative microbial risk assessment. New York : John Wiley & Sons; 1999. 449 p.
- [60] Beaudéau P, Zeghnoun A, Ledrans M, Volatier JL. Consommation d'eau du robinet pour la boisson en France métropolitaine : résultats tirés de l'enquête INCA1. *Environnement, risques & santé* 2003;2(3):147-58.
- [61] Volatier JL. Enquête INCA individuelle et nationale sur les consommations alimentaires. Rapport de L'Agence française de sécurité sanitaire des aliments, du Crédoc et du ministère de l'Agriculture et de la Pêche. Paris : Éditions Tec & Doc; 2000.
- [62] Cartier T, Dubuisson C, Panetier P, Volatier JL. Human water consumption in France: Results from the INCA2 diet study. *ERS* 2012;11(6):479-91.
- [63] Beaudéau P, Payment P, Bourderont D, Mansotte F, Boudhabay O, Laubiès B, *et al.* A time series study of anti-diarrheal drug sales and tap-water quality. *Int J Environ Health Res* 1999;9:293-311.
- [64] Di Palma M, Carbonel S, Beaudéau P, Checlair E, Gallay A. Epidémie de gastro-entérites à *Cryptosporidium*, Dracy-le-Fort, Saône-et-Loire, Septembre 2001. Rapport de la Drass de Bourgogne, de la Cire Dijon et de l'Institut de veille sanitaire. Saint-Maurice : 2003. 72 p.

- [65] Mouly D, Vincent N, Vaissière E, Van Cauteren D, Beaudéau P, Ducrot C, *et al.* Using health administrative databases to identify and describe the waterborne outbreaks of acute gastroenteritis. *Epidemiology & Infection* 2015; 144(3): 591-601.
- [66] Pirard P, Gorla S, Nguengang W, Galey C, Motreff Y, Guillet A, *et al.* No increase in drug dispensing for acute gastroenteritis after the Klaus Storm, France 2009. *J Water Health* 2015; 13(3): 737-45.
- [67] Rambaud L, Zeghnoun A, Corso M, Beaudéau P. Qualité de l'eau distribuée en banlieue parisienne et incidence des gastro-entérites aiguës, 2002-2007. Rapport de l'Institut de veille sanitaire. Saint-Maurice, France : 2015. 83 p.
- [68] Uhlmann S, Galanis E, Takaro T, Mak S, Gustafson L, Embree G, *et al.* Where's the pump? Associating sporadic enteric disease with drinking water using a geographic information system, in British Columbia, Canada, 1996-2005. *J Water Health* 2009;7(4):692-8.
- [69] Risebro HL, Breton L, Aird H, Hooper A, Hunter PR. Contaminated small drinking water supplies and risk of infectious intestinal disease: a prospective cohort study. *PLoS One* 2012;7(8):e42762.
- [70] Ministère de l'économie, des finances et de l'emploi. Chiffres clés du tourisme. Paris : ministère de l'Économie, des Finances et de l'Emploi; 2007. 8 p.
- [71] Institut national de la statistique et des études économiques. Les déplacements des Français. Paris : 2008. 145 p. Disponible à partir de l'URL : http://www.insee.fr/fr/ffc/docs_ffc/ref/fratour08j.PDF
- [72] Rambaud L, Mouly D, Schmitt M, Kerrien F, Beaudéau P. Utilisation des données de remboursement des médicaments de l'Assurance maladie pour identifier et caractériser une épidémie de gastro-entérites d'origine hydrique, Bourg-Saint-Maurice (Arcs 1800), 2006. *BEH* 2011;(31):339-43.
- [73] Galey C, L'Azon M, Duchon C, Beaudéau P. Épidémie de gastro-entérites aiguës dans un camping, Ardèche, France, août 2008 [An outbreak of acute gastroenteritis in a campground, Ardèche, France, August 2008]. *BEH* 2012;(33):379-82.
- [74] Eisenberg JN, Seto EY, Olivieri AW, Spear RC. Quantifying water pathogen risk in an epidemiological framework. *Risk Anal* 1996;16(4):549-63.
- [75] Sanarens J. Contribution à l'étude de l'étiologie de la fièvre typhoïde au Havre. Études hydrogéologiques sur les eaux potables du Havre. Faculté de médecine de Paris; 1921.

Évaluation et caractérisation du risque d'origine fécale véhiculé par l'eau de distribution en France

État des lieux et perspectives en matière de recherche et de surveillance

Les études épidémiologiques dédiées au risque d'origine fécale véhiculé par l'eau de distribution en France sont rares. Elles se focalisent sur le risque épidémique, plus rarement sur le risque endémique dans les grandes villes. Elles délaissent cependant le risque hyperendémique qui représente pourtant la majeure partie de l'impact sanitaire et se concentre en France sur les unités de distribution (UDI) desservant 100 à 10 000 habitants, soit 24 000 000 au total. Les précipitations conditionnent en grande partie ce risque.

Les données du Système national d'information inter-régimes de l'Assurance maladie (Sniir-AM) offrent une opportunité unique pour la surveillance syndromique des gastro-entérites médicalisées (GEAm). Elles permettent de modéliser l'incidence des GEAm standardisées sur l'âge au jour et à la commune, en fonction de la qualité microbiologique de l'eau (base de données SISE-Eaux du contrôle sanitaire) et des précipitations, en contrôlant de nombreux facteurs de risque documentés par ailleurs. Ce modèle pourrait supporter une large gamme d'objectifs de santé publique : part des GEAm attribuables à l'eau distribuée, identification des UDI et des catégories d'UDI à risque, caractérisation des facteurs de risque associés, suivi temporel du risque et des facteurs de risque dans un contexte de changement climatique, et enfin évaluation de l'action publique, comme la mise en place des Water Safety Plans (WSP).

Mots clés : eau du robinet, épidémiologie, facteurs de risque, France, gastro-entérites aiguës, impact sanitaire, précipitations, surveillance syndromique

Towards a generalized evaluation and characterization of the tap waterborne risk of fecal origin in France

Opportunities and challenges for research and surveillance

Most of the few epidemiological studies related to the risk of fecal origin borne by tap water in France focus on outbreaks, less often on the endemic risk in large cities. They neglect the hyper endemic risk, which accounts for the main part of infectious disease burden in France, and focus on the distribution zones (DZ) which service 100 to 10,000 people, totalizing 24 million people. Precipitation is the main driver of this risk.

The health Insurance database (SNIRAM) provides a unique opportunity for the syndromic surveillance of medicalized acute gastroenteritis (mAGE). Specifically, it enables the counting of the daily number mAGE by age class and sex in any municipality, and the modelling the age-standardized daily incidence rate as a function of microbial water quality (data from regulated monitoring of drinking water quality) and precipitation, with control for non-water-related factors of risk. This model could be used to support a large array of public health objectives: to assess the burden of disease due to the fecal contamination of tap water, to identify the DZ at risk, to characterize the water-related risk factors, to follow up the risk over time in the context of climate change, and finally to appraise public health interventions, such as the implementation of Water Safety Plans (WSP) by water operators.

Citation suggérée :

Beaudeau P. Évaluation et caractérisation du risque d'origine fécale véhiculé par l'eau de distribution en France. État des lieux et perspectives en matière de recherche et de surveillance. Saint-Maurice : Institut de veille sanitaire ; 2016. 26 p. Disponible à partir de l'URL : <http://www.invs.sante.fr>