

Santé environnement

Qualité de l'eau distribuée à Angoulême et incidence des gastro-entérites aiguës

2002-2007

Pascal Beaudeau, Loïc Rambaud, Abdelkrim Zeghnoun, Magali Corso

Sommaire

Abréviations	2
1. Introduction	3
2. Objectifs	5
3. Matériels et Méthodes	6
3.1 Origine de l'eau de la zone d'étude	6
3.2 Qualité microbiologique des sources de la Touvre	6
3.3 La filière de traitement	8
3.4 Les données	9
3.5 Le modèle statistique	12
3.6 Test de la turbidité	13
3.7 Recherche d'autres facteurs de risque	14
4. Résultats	15
4.1 Caractéristiques des distributions des variables	15
4.2 Test de la turbidité de l'eau traitée	19
4.3 Recherche d'autres facteurs de risque	20
4.4 Modèle multi-exposition	29
4.5 Modélisation multi-exposition sur les cas adultes de GEA	30
5. Discussion	32
5.1 Relation risque-turbidité	32
5.2 Débit produit et interventions sur le réseau pour fuite	33
6. Conclusion	34
Références bibliographiques	35

Qualité de l'eau distribuée à Angoulême et incidence des gastro-entérites aiguës

Auteurs

Pascal Beaudeau (Direction), Institut de veille sanitaire (InVS)

Loïc Rambaud (Rédaction), InVS

Abdelkrim Zeghnoun (Modélisation statistique), InVS

Magali Corso (Préparation des données), InVS

Comité technique

Frédéric Bounoure (Université de Rouen), Boris David (Véolia eau), Henriette De Valk (InVS), Jean Duchemin (Agence de l'eau Seine Normandie), Matthieu Fournier (Université de Rouen), Catherine Galey (InVS), Alain Le Tertre (InVS), Jean-François Loret (Suez environnement), François Mansotte (Agence régionale de santé Aquitaine), Mathilde Pascal (InVS), Sylvie Thiebert (Syndicat des eaux d'Ile-de-France), Olivier Thomas (Ecole des hautes études en santé publique), Daniel Vilessot (Lyonnaise des eaux), Bénédicte Welte (Eaux de Paris).

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier la Caisse nationale d'assurance maladie (Cnam) pour la fourniture des données de santé, la Communauté d'agglomération du grand Angoulême (Comaga) pour la fourniture des données d'exploitation et Météo-France pour la fourniture des données météorologiques. Ils remercient également Philippe Germonneau de la Cire Poitou-Charentes pour la relecture de ce rapport.

Abréviations

Comaga	: Communauté d'agglomération du grand Angoulême
CTU	: Classe thérapeutique utilisée
Erasme	: Extraction, recherche et analyses pour un suivi medio-économique
GAM	: Generalized Additive Model
GEA	: Gastro-entérites aiguës
Insee	: Institut national de la statistique et des études économiques
MES	: Matières en suspension
NTU	: Nephelometric Turbidity Unit
SEMEA	: Société d'économie mixte pour l'eau et l'environnement d'Angoulême
SISE-Eaux	: Système d'information en santé environnement - Eaux

1. Introduction

En France, l'incidence des pathologies d'origine fécale a été considérablement réduite depuis le début du XX^e siècle. Même si leur recensement n'atteint pas encore l'exhaustivité, leur nombre est aujourd'hui probablement faible. Les progrès réalisés en matière de protection des ressources vis-à-vis des risques de pollution fécale, de potabilisation de l'eau ou encore d'assainissement ont largement contribué à ce progrès sanitaire.

Lors du contrôle sanitaire des eaux destinées à la consommation humaine, les exploitants ou laboratoires chargés des analyses utilisent des indicateurs de qualité microbiologique qui, comme tous les indicateurs, possèdent des limites techniques. Ces indicateurs, bien qu'ils puissent alerter sur d'éventuelles contaminations et dégradations de la qualité de l'eau, ne permettent pas d'apprécier correctement les niveaux de risque infectieux qui peuvent subsister après les opérations de traitement, surtout s'ils sont faibles. De plus l'absence de bactérie d'origine fécale dans les eaux ne permet pas d'exclure catégoriquement l'existence d'un bruit de fond de gastro-entérites aiguës (GEA) d'origine hydrique.

Les personnes responsables de la production d'eau potable sont tenues par le code de la santé publique de fournir une eau propre à la consommation humaine et donc exempte de pathogènes. La plupart des filières de traitement de l'eau n'ont cependant pas les capacités techniques de produire une eau exempte de microorganismes. Bien que les étapes de coagulation/décantation/filtration permettent aujourd'hui d'éliminer convenablement les matières indésirables présentes dans l'eau et d'améliorer ainsi l'efficacité de la désinfection de l'eau avant la mise en distribution, l'inertie de leur fonctionnement ne permet pas toujours d'adapter rapidement le traitement aux dégradations brutales de la qualité de la ressource. Les matières en suspension (MES) présentes dans l'eau, si elles ne sont pas correctement éliminées lors des étapes de filtration, peuvent jouer le rôle de refuge pour certains microorganismes et leur permettre de résister aux étapes de désinfections successives, lors de la production de l'eau ou de sa distribution. De plus, la consommation de désinfectant par ces matières organiques peut aussi être à l'origine de chutes de concentration dans les réseaux et contribue à augmenter la probabilité de survie des microorganismes dans les eaux. Ainsi, le niveau de turbidité de l'eau mise en distribution pourrait s'avérer être un bon estimateur de l'exposition et indicateur du risque de GEA.

La GEA est définie par deux symptômes objectifs facilement identifiables que sont la diarrhée aiguë et le vomissement. Après l'infection, ces symptômes se déclarent généralement avec une latence d'un à dix jours. Cette sensibilité et réactivité sont des qualités importantes qui font de la GEA un syndrome adéquat à la surveillance épidémiologique des épidémies d'origine hydrique. En France, les données de remboursement de médicaments prescrits pour le traitement d'une GEA permettent la construction d'un bon indicateur de l'incidence des GEA [1]. Cet indicateur présente les qualités attendues pour l'épidémiologie des infections d'origine fécale et particulièrement pour l'étude d'un facteur de risque local tel que la consommation d'eau.

Dans les pays développés, la fréquence des GEA est encore élevée avec un taux d'incidence annuel de 0,8 cas clinique par habitant [2]. Le « bruit de fond » de l'incidence des GEA est largement méconnu et la part attribuable à l'eau de consommation n'est pas correctement évaluée en dehors du cas des petites adductions contrevenant fréquemment aux normes bactériologiques [3]. Certaines études, reposant sur des essais contrôlés, ont conclu à des risques attribuables de l'ordre de 10 à 40 % pour des eaux conformes aux standards communs [4,5] tandis que d'autres auteurs contestaient la validité des méthodes et avançaient des risques très inférieurs [6]. Les rares études temporelles disponibles sont insuffisamment adaptées à l'établissement du risque attribuable à la consommation d'eau.

L'étude Turbidité & Gastro-entérites pilotée par l'Institut de veille sanitaire (InVS) se propose d'évaluer le niveau de risque endémique des GEA lié à la consommation d'eau dans plusieurs villes françaises

via l'analyse statistique de séries chronologiques. Ces séries chronologiques se composent d'un indicateur de santé (nombre de cas quotidiens de GEA) et de variables environnementales (données d'exploitation, données météorologiques ou autres). Cette approche épidémiologique permet d'objectiver non seulement la réalité du risque endémique mais aussi d'approcher ses déterminants environnementaux ou techniques. Elle complète avantageusement l'approche microbiologique qui est entravée par le coût des analyses nécessaires à l'obtention de résultats à valeur générale (non lié à une expérience particulière).

Après avoir traité les sites de production d'eau du Havre et de Nantes, le troisième volet de l'étude se focalise sur la communauté d'agglomération du Grand Angoulême. Depuis 2001, le service de production et de distribution de l'eau potable du Grand Angoulême est délégué par contrat d'affermage à la Société d'économie mixte pour l'eau et l'environnement d'Angoulême (SEMEA). L'eau utilisée pour l'alimentation de cette agglomération provient principalement des sources de la Touvre, dont le bassin d'alimentation est drainé par l'un des plus importants réseaux karstiques français. La qualité des données d'exploitation disponibles et le faible nombre de données manquantes sur toute la période 2002-2007 faisaient de l'usine de Touvre un site répondant aux critères d'inclusion au sein de l'étude Turbidité & Gastro-entérites.

Sur le plan méthodologique, l'analyse de longues séries chronologiques est un outil particulièrement adapté pour mettre en évidence un lien entre un indicateur d'exposition « variable dans le temps » (qualité de l'eau) et un effet sanitaire (le nombre de GEA). Ainsi, dans le but de compléter le rôle joué par les indicateurs de contamination microbienne surveillés lors du contrôle réglementaire des eaux, l'InVS a souhaité étudier la relation entre la survenue de GEA et de multiples indicateurs issus des procédés de traitement de l'eau, et pouvant jouer le rôle d'indicateur d'exposition. Ce travail vise à valider et approfondir les relations entre le niveau de risque infectieux porté par l'eau de consommation et les multiples données issues des systèmes d'exploitation d'eau, telles que les niveaux de turbidité ou de chlore par exemple. Ces indicateurs présentent les avantages d'être mesurés en continu par les exploitants et de donner une valeur en temps réel autorisant la prise de mesures correctives.

2. Objectifs

L'étude Turbidité & Gastro-entérites est une étude multicentrique incluant onze villes ou agglomérations françaises. Le présent volet de cette étude se focalise sur la distribution d'eau dans les communes d'Angoulême, Gond-Pontouvre et Puymoyen, appartenant toutes trois à la communauté d'agglomération d'Angoulême.

À l'issue de la réalisation de l'ensemble des volets de l'étude Turbidité & Gastro-entérites, la possibilité de la pérennisation en un système de surveillance du risque infectieux endémique dû à l'eau distribuée sera examinée au regard des résultats obtenus.

Ce volet local de l'étude répond à plusieurs objectifs :

- Test de la corrélation entre la turbidité de l'eau mise en distribution par l'usine de Touvre et le nombre de cas de GEA observés sur les communes cibles ;
- Recherche exploratoire d'autres facteurs de risque :
 - étude des variables d'exploitation en tant que variables d'exposition. Étude des latences associées à un effet sur l'incidence des GEA ;
 - construction d'un modèle épidémiologique multi-exposition (contenant plusieurs *proxies* d'expositions) plausible à partir des données d'exploitation disponibles.

3. Matériels et Méthodes

3.1. Origine de l'eau de la zone d'étude

La zone d'étude concerne trois communes appartenant à la Communauté d'agglomération du grand Angoulême (Comaga), à savoir Angoulême, Gond-Pontouvre et Puymoyen. En 2007, la population de ces trois communes était estimée à 54 595 habitants par l'Institut national de la statistique et des études économiques (Insee). L'ensemble de la population de l'agglomération était d'environ 110 000 habitants.

La communauté d'agglomération du grand Angoulême utilise trois ressources pour subvenir à ses besoins en eau potable, il s'agit des sources de la Touvre sur la commune de Touvre, de la source du Ponty à Mouthiers-sur-Boëme et du captage de la Grange à Saint-Yrieix sur Charente. La présente étude ne traitera que de l'eau produite à partir des sources de la Touvre. Cette ressource de type karstique est utilisée à hauteur de 7 000 000 de m³ par an et peut représenter jusqu'à 99 % du volume d'eau utilisé pour l'alimentation en eau potable des habitants de la communauté d'agglomération.

Les sources de la Touvre sont parmi les plus importantes sources karstiques de France en volume annuel produit [7]. Elles sont composées par trois exutoires nommés *le Bouillant*, *le Dormant* et *la Font de Lussac*, situées à environ 7 km à l'est d'Angoulême. Les débits observés sont en moyenne de l'ordre de 11 à 12 m³/s pour l'ensemble des trois exutoires et peuvent varier entre 2 à 25 m³/s selon les périodes d'étiages ou de crues. Les eaux utilisées par la communauté d'agglomération d'Angoulême sont captées dans *le Bouillant*, vaste zone effondrée mesurant 40 m par 30 m et d'environ 15 m de profondeur.

En 1969, la surface du bassin qui alimente les sources de la Touvre était estimée à environ 220 km², compris entre les communes de Coulgens au nord, Bouex au sud et Saint-Sornin à l'est. D'autres études plus récentes évaluent cette surface entre 350 et 500 km². L'alimentation du réseau karstique se fait d'une part par infiltration directe de l'impluvium dans les calcaires fissurés et d'autre part par les pertes d'eau totales ou partielles des rivières le Bandidat et la Tardoire [8].

Sur le bassin d'alimentation, la densité moyenne a évolué de 72 habitants/km² à 80 habitants/km² entre 1999 et 2008. Le maximum était observé sur la commune de la Rochefoucauld avec 447 habitants/km² et le minimum sur la commune de Bunzac avec 23 habitants/km² (source Insee, données 1999). En 2010, la surface agricole utile sur le bassin d'alimentation des sources était estimée à environ 149 km², dont 18 km² de surface toujours en herbe. On recensait environ 2 900 bovins, soit une densité de 1,6 bovin par km² (source Agreste).

Selon les exploitants de l'usine de Touvre, la turbidité des eaux brutes est relativement stable dans le temps mais peut se dégrader très rapidement et de manière brève lors d'épisodes pluvieux.

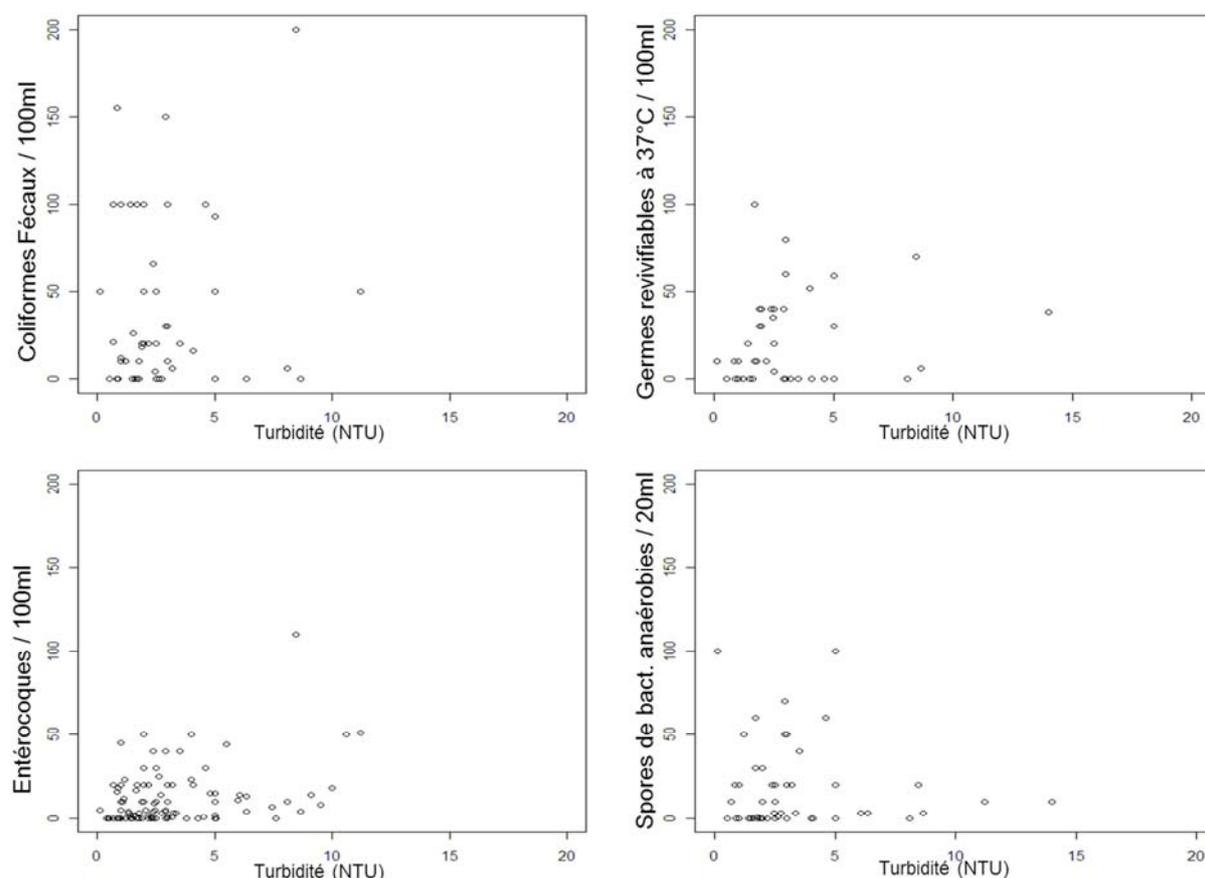
3.2. Qualité microbiologique des sources de la Touvre

Les résultats du contrôle sanitaire réalisé sur les eaux brutes des sources de la Touvre ont été utilisés afin d'évaluer la qualité microbiologique de ces eaux et la relation entre les niveaux de contamination microbiologique et les niveaux de turbidité (tableau 1 et figure 1). La base SISE-Eaux (Système d'information en santé environnement – Eaux), gérée par le ministère de la santé, a permis de fournir les données du contrôle sanitaire sur la période allant de 1987 à 2007 pour les paramètres microbiologiques tels que coliformes totaux, coliformes fécaux, entérocoques, spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices et bactéries aérobies revivifiables à 37°C.

Tableau 1 : Distribution des résultats du contrôle sanitaire de paramètres microbiologiques sur les eaux des sources de la Touvre (SISE-Eaux), 1987-2007

Paramètre	nombre d'analyses	Moyenne	Percentiles								
			0	2	10	25	50	75	90	98	100
Coliformes totaux / 100 ml	142	129,9	0	0	0	5	21	87	154	1 784	2 400
Coliformes fécaux / 100 ml	142	31,2	0	0	0	0	14	50	108	271	1 700
Entérocoques / 100 ml	142	21,3	0	0	0	0	6	20	37	72	1 100
Spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices / 100 ml	142	15,8	0	0	0	0	3	20	50	96	100
Bactéries aérobies revivifiables à 37 °C / ml	142	31,2	0	0	0	0	10	40	60	100	490

Figure 1 : Distribution de la contamination microbiologique de l'eau des sources de la Touvre en fonction de la turbidité. Données du contrôle sanitaire (n=142), SISE-Eaux, ministère chargé de la santé, 1987-2007



Entre 2003 et 2007, sur 142 analyses des paramètres microbiologiques, le niveau de contamination moyen par des coliformes fécaux était de 31,2 UFC par 100 ml, avec une médiane à 13,5 UFC par 100 ml et un maximum à 1700 UFC / 100 ml, relevant une contamination fécale d'un niveau moyen et assez fréquente. La contamination par les entérocoques était en moyenne de 21,3 UFC par 100 ml, avec un maximum à 1100 UFC par 100 ml. Il n'existe pas de corrélation entre la turbidité des eaux brutes et leur contamination microbiologique.

3.3. La filière de traitement

3.3.1. L'usine

L'usine de Touvre est située à quelques centaines de mètres des sources de la Touvre et utilise exclusivement cette ressource pour produire de l'eau potable. Le débit moyen pompé est de l'ordre de 20 000 m³/j, sauf le samedi où il atteint 30 000 m³/j.

À la construction de l'usine, une filière complète de traitement avait été mise en œuvre et comprenait un décanteur qui n'était utilisé que dans certaines conditions dégradées de la ressource. Depuis 1998, du fait d'une mauvaise adaptabilité du décanteur aux variations rapides de turbidité, ce décanteur n'est plus utilisé et a été remplacé par une étape de coagulation sur filtre qui fonctionne en permanence.

Après pompage, l'eau brute est stockée dans une bache (figure 2). Deux types de coagulants, organique (polymères) et minéral (sels d'aluminium), sont ajoutés à l'eau dans une tour de mélange rapide. Leurs concentrations sont ajustées progressivement selon la turbidité des eaux brutes entrantes. L'eau est ensuite envoyée sur cinq filtres à sable installés en parallèle, lavés entre une fois par jour et une fois tous les deux jours selon leur état d'encrassement. De cette manière, l'usine est capable de traiter des eaux entrantes présentant un niveau de turbidité allant jusqu'à 100 NTU. La vitesse de filtration est constante quelle que soit la quantité journalière d'eau produite. Les variations quotidiennes de production sont la conséquence d'une variation de la durée de fonctionnement de l'usine.

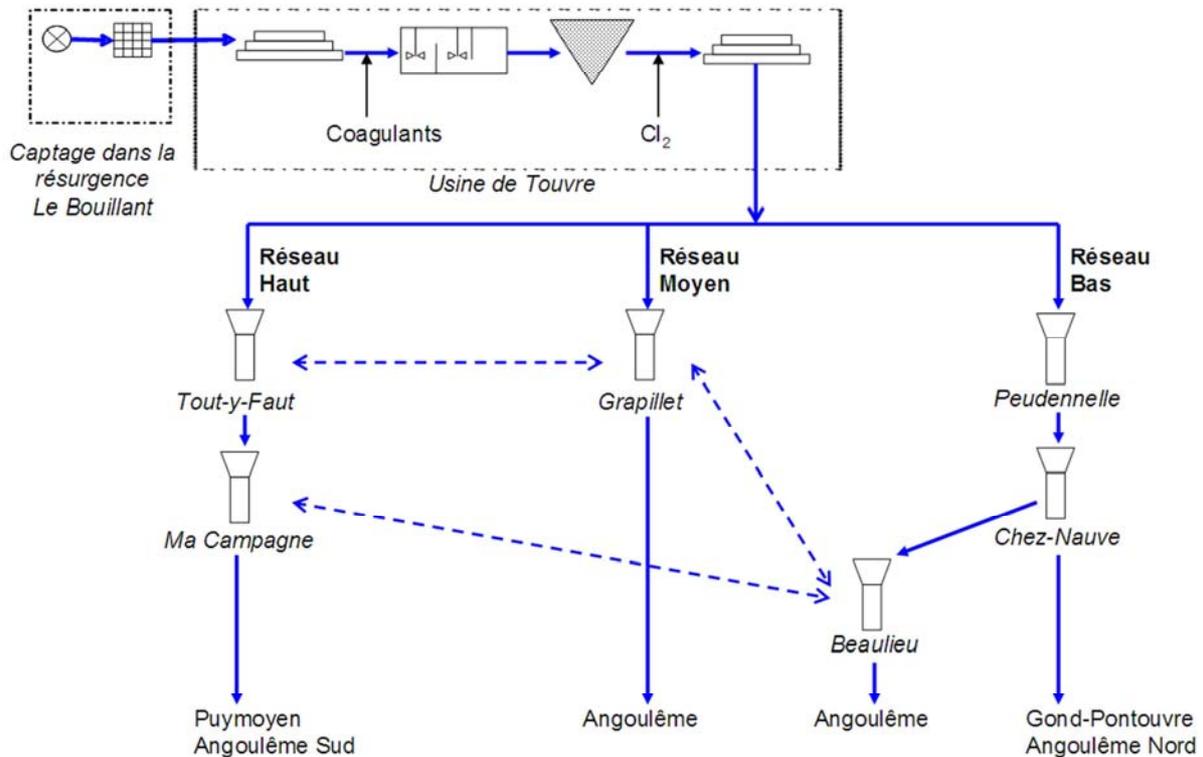
Après la filtration sur sable, la désinfection est réalisée par ajout de chlore à des concentrations comprises entre 0,8 et 1,5 mg/m³ selon la turbidité de l'eau. Le temps de contact est estimé à environ 20 minutes minimum. La capacité actuelle de l'usine de Touvre permet de produire jusqu'à 2500 m³/h d'eau potable.

3.3.2. Le réseau de distribution

À la sortie de l'usine de Touvre, l'eau produite est injectée dans trois réseaux différents selon l'altitude des secteurs à desservir (haut, moyen et bas) et permettant d'alimenter l'agglomération d'Angoulême. Ces réseaux sont interconnectés entre eux (figure 2).

La commune de Puymoyen et le sud d'Angoulême sont principalement alimentés par le réseau haut et via les réservoirs de *Tout-y-Faut* (8 000 m³) et *Ma Campagne* (2 500 m³). Le réseau moyen alimente Angoulême via le réservoir de *Grappillet* (6 000 m³). Sur le réseau bas, le réservoir de *Chez Nauves* (8 000 m³) alimente les communes de Gond-Pontouvre et d'Angoulême (nord), le réservoir de *Beaulieu* (2 000 m³) alimente tout Angoulême.

Figure 2 : Synoptique de la filière de traitement de l'eau de l'usine de Touvre et du réseau de distribution de l'agglomération d'Angoulême, entre 2002 et 2007.



3.4. Les données

Les variables utilisées couvrent la période allant du 1^{er} janvier 2002 au 30 juin 2007, excepté la variable « interventions » dont la série couvre la période allant du 1^{er} janvier 2003 au 31 décembre 2006.

Deux indicateurs sanitaires ont été utilisés séparément : le nombre quotidien de cas de GEA estimé chez les enfants (1-15 ans) pour la construction du modèle et le nombre quotidiens de cas estimés chez les adultes (16 ans et plus) en validation du modèle. Douze variables environnementales ont été construites pour évaluer l'exposition (tableau 2). Les variables telles que le jour de la semaine, les jours fériés, les vacances scolaires et la tendance/saisonnalité ont été utilisées pour contrôler les variations de GEA *a priori* non liées à l'eau.

La série chronologique construite a été cadencée sur un pas de temps quotidien. Les moyennes quotidiennes des variables ont été calculées lorsqu'au moins 75 % des moyennes horaires d'une journée étaient disponibles. De la même façon, si le pas de temps de mesure des variables était inférieur à l'heure, des moyennes horaires étaient calculées si 75 % des données horaires étaient disponibles.

Les variables de type « minimum quotidien » ou « maximum quotidien » sont les valeurs maximales ou minimales observées parmi les 24 moyennes horaires d'une journée.

Tableau 2 : Intitulé des variables utilisées

Intitulé des variables	Unité	Libellé
spe115	Nombre/jour	Nombre de cas quotidiens de GEA médicalisés chez les 1-15 ans
spe16p	Nombre/jour	Nombre de cas quotidiens de GEA médicalisés chez les 16 ans et plus
p.1	mm	Précipitations quotidiennes sur la commune de La Couronne
p.2	mm	Précipitations quotidiennes sur la commune de Marthon
p.3	mm	Précipitations quotidiennes sur la commune de Brie
t.a.moy	°C	Température moyenne quotidienne de l'air sous abri sur la commune de La Couronne
tu.moy.EB	NTU	Turbidité moyenne quotidienne de l'eau brute
tu.max.EB	NTU	Turbidité maximum quotidienne de l'eau brute
tu.moy.ET	NTU	Turbidité moyenne quotidienne de l'eau traitée
tu.max.ET	NTU	Turbidité maximum quotidienne de l'eau traitée
Cl.us.min	mg/l	Concentration en chlore libre en sortie d'usine (minimum quotidien)
Cl.res.min	mg/l	Concentration en chlore libre en sortie du réservoir de Nauves (minimum quotidien)
Q.ET	m ³ /jour	Débit quotidien produit par l'usine de Touvre
Int	Nombre/Jour	Nombre quotidien d'interventions sur le réseau de distribution des communes d'Angoulême, Gond-Pontouvre et Puymoyen

3.4.1. Les données environnementales

Les données liées à l'exploitation de l'eau ont été fournies à l'InVS par la SEMEA.

Turbidité

L'ensemble des mesures de turbidité ont été fournies par pas de temps de deux minutes. La sonde de mesure sur l'eau brute autorisait une quantification de la turbidité entre 0 et 30 NTU. Sur l'eau traitée, cette plage était comprise entre 0 et 2 NTU.

Les mesures de turbidité de l'eau brute présentaient des pics « impulsions » (sur une seule mesure) supérieurs à 90 NTU qui ont été considérés comme des artefacts et traités en tant que données manquantes.

Les dates d'étalonnage des sondes de mesure étaient connues et ont été utilisées afin de corriger les dérives liées à l'encrassement [9]. Les artefacts liés aux manipulations de la sonde lors de l'étalonnage ont été supprimés. Aucune dérive n'a été mise en évidence sur la série de mesure de la turbidité de l'eau traitée. Les pics impulsions supérieurs à 2 NTU ont été supprimés et considérés comme des données manquantes.

Lorsque l'analyseur était en panne, les mesures enregistrées ont été effacées par l'exploitant et codées en données manquantes.

Chlore

Les valeurs de chlore libre mesurées à la sortie de l'usine de Touvre étaient fournies avec un pas de temps de 2 minutes. Sur toute la période d'étude, les mesures de chlore libre alternaient avec les mesures de chlore libre actif. Selon l'exploitant, il est possible d'extrapoler à partir d'une mesure de chlore libre actif afin d'obtenir une valeur de chlore libre à partir de la règle empirique suivante : chlore libre = 2 x chlore libre actif.

La gamme de mesures des sondes s'étalait entre 0 et 1 mg/l. Toutefois, l'exploitant signalait que les mesures de chlore libre supérieures à 0,8 mg/l devaient être considérées comme aberrantes et ont donc été censurées à 0,8 mg/l. Lorsque la série de mesures était libellée en chlore libre actif, les données ont été transformées en chlore libre à partir de la règle établie ci-dessus. Le minimum

quotidien de chlore en sortie d'usine (variable Cl.us.min) s'étale donc sur une gamme de valeurs comprises entre 0 et 1,6 mg/l.

Le même traitement a été appliqué aux mesures de chlore réalisées en sortie du réservoir de Nauves (variable Cl.res.min).

Débit produit

La variable « débit produit » correspond au débit quotidien produit par l'usine de Touvre. Elle varie en fonction des besoins de remplissage des réservoirs et ne permet pas d'estimer directement la consommation quotidienne des habitants. De plus, cette variable représente la production de l'usine pour l'ensemble de l'agglomération desservie et non seulement les trois communes étudiées.

Les remplissages des réservoirs s'effectuent principalement les dimanches ce qui explique les fortes variations hebdomadaires de débit produit et les maximums atteints les dimanches.

Nombre d'interventions sur réseau

Le nombre d'interventions sur le réseau de distribution n'a été collecté qu'à partir du 1^{er} janvier 2003. La variable correspondante était fournie sous la forme d'un calendrier indiquant le nombre d'interventions pour chaque journée. Elle n'inclut pas les interventions réalisées sur les branchements individuels ou celles réalisées en dehors des communes d'Angoulême, Gond-Pontouvre et Puymoyen.

Pluviométrie ou température de l'air

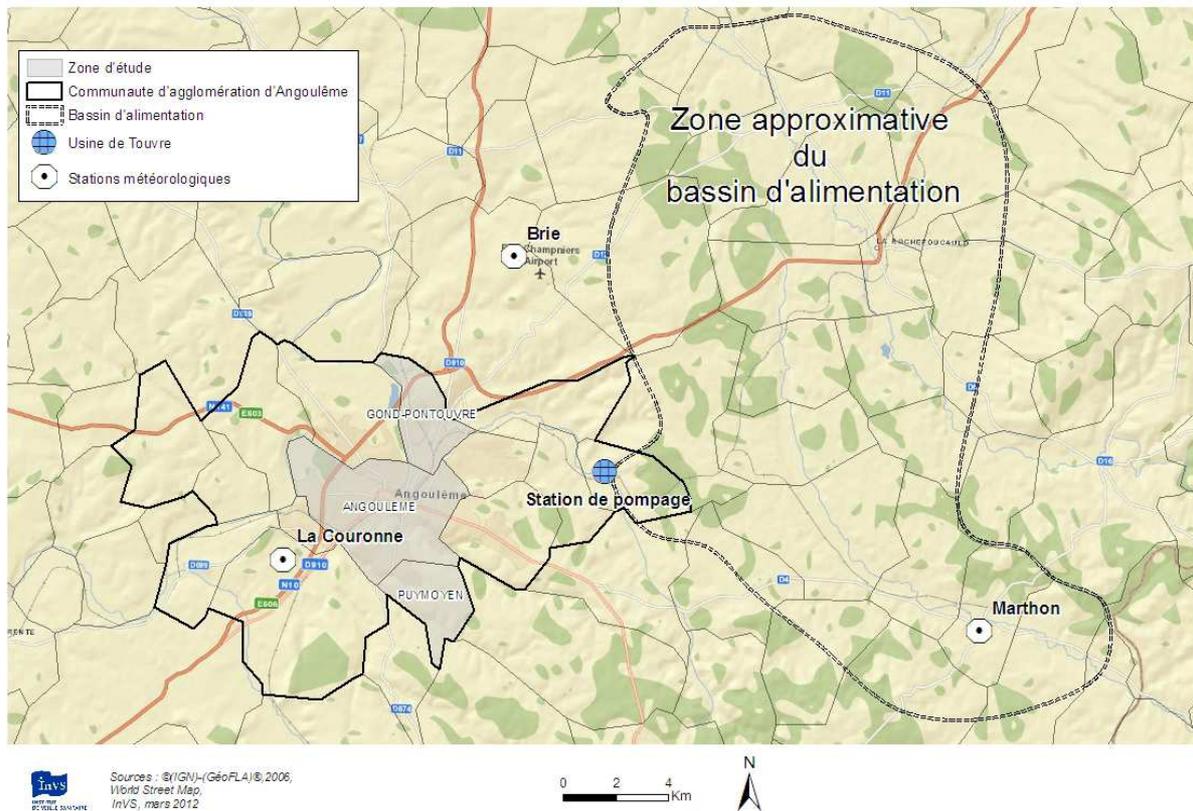
Les données météorologiques ont été fournies par Météo France, sur un pas de temps quotidien. Ces données concernaient des mesures de la pluviométrie quotidienne réalisées sur les communes de La Couronne, Brie et Marthon (figure 3) et une mesure quotidienne de la température de l'air sur la commune de La Couronne.

3.4.2. Les données de santé

L'indicateur de santé utilisé est une estimation du nombre quotidien de cas de GEA médicalisés. Cet indicateur a été produit à partir des données de remboursements de médicaments extraites de la base Erasme et fournies par l'assurance maladie [1,10,11]. Deux indicateurs sanitaires ont été construits selon l'âge des cas. L'indicateur spe115 permet d'estimer le nombre de cas de GEA chez les enfants âgés de 1 à 15 ans inclus et l'indicateur spe16p comprenait les cas adultes âgés de 16 ans et plus. Les cas de GEA âgés de moins d'un an n'ont pas été inclus dans l'étude du fait des incertitudes pesant sur leur consommation d'eau du robinet.

Dans une première étape, chaque ordonnance sur laquelle figurait au moins l'un des médicaments habituellement utilisés dans le traitement des GEA a été extraite de la base. Les classes thérapeutiques utilisées comprenaient les ralentisseurs du transit intestinal, les produits microbiens anti-diarrhéique, les anti-infectieux intestinaux, les antiémétiques ou les absorbants intestinaux.

Figure 3 : Cartographie de la zone d'étude



Ces ordonnances ont ensuite été traitées automatiquement par un algorithme discriminant celles correspondant à des cas de GEA de celles relevant d'autres pathologies [1]. Cet algorithme se fonde d'une part sur l'occurrence, dans l'ordonnance, de médicaments ou d'associations médicamenteuses spécifiques au traitement des GEA (critères d'inclusion) et à d'autres pathologies (critères d'exclusion), et d'autre part sur le délai entre le jour de prescription et le jour de délivrance des médicaments, devant être inférieur à 2 jours pour les cas de GEA.

La définition de cas utilisée correspond à la définition la plus spécifique des deux définitions possibles proposées par Beaudeau *et al.* [7,8] en 2006. Celle-ci est restreinte aux ordonnances contenant un antiseptique intestinal ou un antiémétique. Elle présente un taux d'incidence national moyen et une saisonnalité similaires à celle des indicateurs issus des données du réseau des médecins sentinelles [8].

3.5. Le modèle statistique

Les données de l'indicateur sanitaire, exprimant le nombre de cas quotidiens de GEA, sont supposées provenir d'un processus de Poisson non stationnaire sur-dispersé. Un modèle de régression de Poisson est utilisé pour étudier la relation à court terme entre l'indicateur sanitaire et les indicateurs d'exposition (turbidité, débit produit...) en prenant en compte l'effet des facteurs de confusion qui peuvent interférer dans la quantification de cette relation, à savoir la tendance, la saisonnalité, les jours de la semaine, les jours fériés et les vacances scolaires (zone B) [12]. L'ajustement du modèle a été réalisé avec les seuls facteurs de confusion de manière à minimiser l'autocorrélation résiduelle et à obtenir, dans la mesure du possible, des résidus assimilables à un bruit blanc. Les variables d'exposition étaient ensuite introduites dans le modèle ajusté.

Les paramètres du modèle multi-exposition final, intégrant les variables d'exposition retenues, sont présentés en annexe.

L'analyse utilise un modèle additif généralisé qui permet de prendre en compte l'effet non linéaire des covariables en utilisant des fonctions de régression *spline* pénalisées. Le modèle exprime le logarithme népérien de l'espérance journalière du nombre de cas de GEA en fonction des variables explicatives. L'équation du modèle est du type :

$$Y_t \sim P(\mu_t) \quad \text{et} \quad \mu_t = E[Y_t]$$
$$\ln(\mu_t)_t = \sum_{j=1}^k \beta_j z_{ij} + \sum_{j=1}^p f_j(x_{ij})$$

Où Y_t est le nombre de cas de GEA au temps t ($t = 1, 2, \dots, T$), μ_t est l'espérance de Y_t . Les β_j sont les paramètres à estimer, z_{ij} sont les variables explicatives exprimées de façon linéaire dans le modèle (jours de la semaine, jours fériés et vacances scolaires...), x_{ij} sont les variables explicatives exprimées avec des fonctions *spline* f_j (tendance/saison, indicateurs d'exposition).

Pour tester la forme de la relation entre le nombre de cas de GEA et les indicateurs d'exposition, des fonctions *spline* à 3 degrés de liberté ont été utilisées. Ces fonctions permettent d'appréhender sans *a priori* la forme de la relation entre le nombre de cas de GEA et les variables explicatives [12]. Lorsque la forme de la relation était linéaire, l'indicateur d'exposition était introduit de façon linéaire dans le modèle. L'analyse statistique a été réalisée en utilisant le package *mgcv* du logiciel R.

3.6. Test de la turbidité

Le premier objectif de ce volet de l'étude Turbidité & Gastro-entérites était de tester le rôle de la turbidité de l'eau traitée dans l'apparition des GEA sur une partie de la zone desservie par l'usine de production d'eau de Touvre. Le choix de la turbidité de l'eau traitée comme estimateur d'exposition repose sur l'hypothèse d'un rôle des matières en suspension présentes dans l'eau sur le transport et la protection des microorganismes pathogènes à l'origine des GEA [9,13].

La moyenne quotidienne des niveaux de turbidité de l'eau après traitement a été choisie sur la base d'une bonne représentativité des variations journalières. Cette valeur avait également été choisie sur les volets « Le Havre » et « Nantes » de l'étude car elle montrait les meilleurs résultats [9,11]. Le décalage de temps entre la mise en distribution de l'eau depuis l'usine de Touvre (ou mesure de la turbidité) et le moment où cette eau était consommée (exposition) a été estimé en moyenne à 2 jours (entre 1 et 3 jours) à partir des informations données par l'exploitant.

Tous agents pathogènes confondus, la période d'incubation moyenne de l'infection après ingestion d'eau peut s'étendre entre 1 et 20 jours. Les infections virales sont les plus rapides avec un temps d'incubation très court allant de quelques heures à une ou deux journées alors que les durées d'incubation parasitaires sont les plus longues et peuvent durer plusieurs semaines [14]. Les résultats précédemment obtenus dans les premiers volets de l'étude suggèrent que le mode de la durée d'incubation se situe entre 4 et 6 jours.

Le délai de consultation d'un médecin après l'apparition des symptômes a été estimé à 1 jour (entre 0 et 2 jours) [10].

Au total, il est plausible d'attendre un pic de la réponse au huitième jour (respectivement 2+5+1 jours) après la mise en distribution de l'eau. Pour tester cette hypothèse, la turbidité de l'eau traitée a d'abord été introduite comme unique variable explicative dans le modèle ajusté à partir des variables

de contrôle. Pour stabiliser l'effet de la réponse, la latence de l'effet étudié a été fixée à 8 jours (moyenne des turbidités de 7 à 9 jours).

3.7. Recherche d'autres facteurs de risque

Une approche exploratoire complétait le test de la turbidité. Elle consistait à étudier l'ensemble des covariables d'exposition disponibles afin d'analyser leur relation avec le nombre de cas de GEA, leurs interactions et la latence de leur effet potentiel.

3.7.1. Analyses univariées et recherche du temps de latence pertinent

Dans une première étape, les covariables d'environnement ont été introduites l'une après l'autre dans le modèle statistique sous la forme d'une fonction *spline* à 3 degrés de liberté. Les tests portaient sur l'association entre l'indicateur sanitaire à j_0 et l'une des valeurs quotidiennes des covariables d'environnement sur les 15 jours précédents, soit entre j_0 et $j-15$. La significativité des associations était obtenue par la réalisation du test de Fischer.

La sensibilité des résultats aux valeurs extrêmes des covariables d'environnement (indicateurs d'exposition) a été estimée grâce à l'utilisation de deux jeux de données, l'un contenant l'ensemble des valeurs de chaque covariable (p_{100}) et l'autre seulement les valeurs inférieures à leur percentile 98 (p_{98}). Ainsi, 384 tests ont été réalisés au total pour chacun des deux indicateurs sanitaires construits : 12 covariables x 16 *lags* x 2 jeux de données.

3.7.2. Analyses multi-exposition

Dans le but de construire un modèle multi-exposition, les covariables pertinentes ont été sélectionnées sur la base d'un ensemble de critères statistiques et de plausibilité qui sont :

- la significativité ($p < 0,05$) ;
- la robustesse ou la sensibilité de la fonction de réponse aux valeurs extrêmes de la covariable d'exposition considérée ;
- la cohérence de la forme de la fonction de réponse sur un ensemble de décalages temporels consécutifs (significativité et conservation des formes). Toutefois, la portée de ce critère est limitée par l'autocorrélation de la variable testée ;
- l'adéquation entre la forme de la relation observée et la forme attendue. Pour la turbidité et les précipitations, une forme croissante monotone de la relation était attendue. Concernant le débit produit et la température, aucune forme particulière n'est attendue ;
- une latence de la réponse en cohérence avec les délais de distribution de l'eau, des durées d'incubation des GEA et de consultation, c'est-à-dire comprise entre 3 et 25 jours, avec un mode compris entre 6 et 10 jours.

À partir des résultats des analyses statistiques et des critères de sélection ci-dessus, plusieurs covariables d'environnement ont pu être incluses dans le modèle multi-exposition. Elles ont été introduites sous la forme d'une moyenne sur trois jours.

4. Résultats

4.1. Caractéristiques des distributions des variables

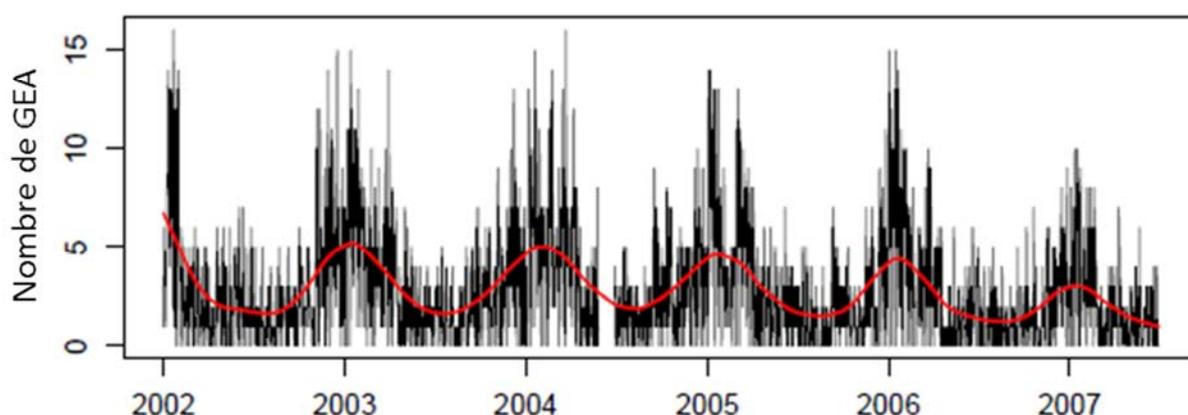
4.1.1. Données sanitaires

Entre le 1^{er} janvier 2002 et le 30 juin 2007, le total de cas de gastro-entérites médicalisées était de 5564 chez les 1-15 ans (spe115) et de 14 062 chez les 16 ans et plus (spe16p). Ces deux indicateurs sanitaires ne présentent que 1,59 % de données manquantes dont l'essentiel est concentré sur le mois de juin 2004 (tableau 3).

Tableau 3 : Statistiques descriptives des variables utilisées (01/2002 - 06/2007)

Variables	% données manquantes	% données nulles	Moyenne	Ecart-type	Percentiles							
					0	10	25	50	75	90	98	100
spe115	1,6	22,4	2,8	2,9	0	0	1	2	4	7	12	16
spe16p	1,6	9,6	7,1	6,9	0	1	2	5	10	15	27	64
p.1	0	40,8	2,2	4,8	0	0	0	0	2	7	18	47
p.2	0	59,8	2,1	4,8	0	0	0	0	2	8	18	44
p.3	0	62,0	2,3	5,2	0	0	0	0	2	8	19	51
t.a.moy	0	0,2	13,2	6,7	-4,3	4,2	8,4	13,4	18,3	21,7	25,9	30,3
tu.moy.EB	7,2	0	3,8	3,4	0,6	1,1	1,7	2,9	4,6	7,4	15,5	27,1
tu.max.EB	7,2	0	4,4	4,1	0,6	1,3	1,8	3,2	5,2	8,7	18,4	29,4
tu.moy.ET	5,3	0	0,08	0,07	0	0,03	0,05	0,07	0,1	0,15	0,3	0,72
tu.max.ET	5,3	0	0,14	0,13	0,01	0,05	0,07	0,1	0,15	0,26	0,52	1,85
Cl.us.min	4,7	0,2	0,4	0,1	0,0	0,3	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	1,0
Cl.res.min	4,1	0	0,2	0,1	0,0	0,1	0,2	0,2	0,3	0,3	0,4	0,6
Q.ET	0	0	18 637	3 823	7 563	14 276	16 859	18 375	20 093	23 094	28 421	38 639
int	27,2	67,3	0,1	0,2	0	0	0	0	0	0	1	2

Figure 4 : Nombre de cas quotidiens de GEA médicalisées, âgés de 1 à 15 ans et résidants dans les communes d'Angoulême, Gond-Pontouvre ou Puymoyen, entre le 1^{er} janvier 2002 et le 30 juin 2007

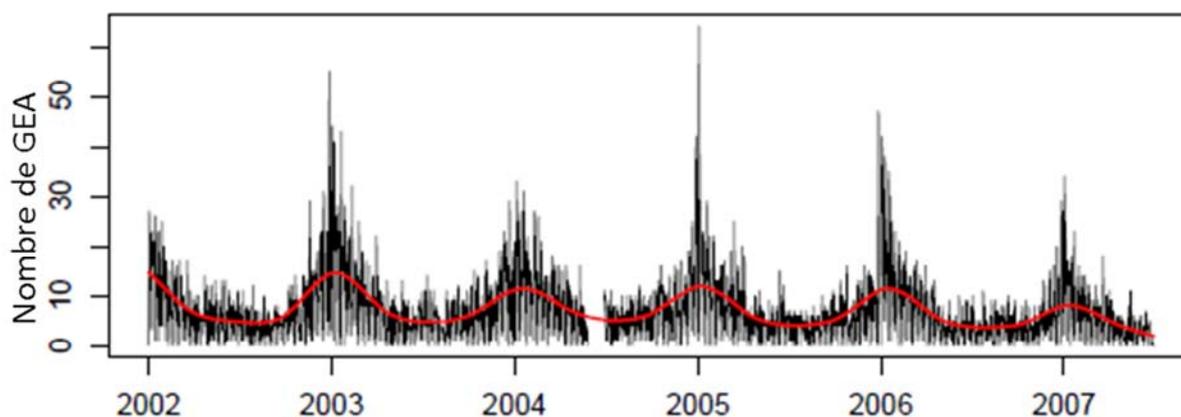


La série chronologique du nombre de cas de GEA médicalisées chez les 1-15 ans suit les pics hivernaux des épidémies virales de gastro-entérites (figure 4). Le maximum, de 16 cas par jour, a été observé deux fois en janvier 2002 et mars 2004. Le nombre de cas de GEA présente une tendance régulière à la baisse et une amplitude qui se réduit entre 2002 et 2007. Les données du réseau sentinelle confirment les variations d'amplitude des épidémies hivernales mais pas la tendance à la baisse qui pourrait être liée à la méthode de recueil des données. La série chronologique présente

481 valeurs nulles dont 200 apparaissent un dimanche, représentant ainsi les fermetures des cabinets médicaux. Les autres se concentrent dans les périodes de basse incidence et peuvent donc être considérées comme l'expression d'un processus de distribution poissonnier.

Chez les cas adultes (figure 5), le maximum de cas de GEA est de 64 cas par jour et a été observé le 3 janvier 2005. Les épidémies hivernales de 2003, 2005 et 2006 ont des maximums quotidiens plus forts que pour les autres années. Comme chez les cas enfants, l'épidémie hivernale de 2007 présente une incidence moyenne plus faible. Le nombre de cas adultes de GEA présente également une tendance régulière à la baisse entre 2002 et 2007.

Figure 5 : Nombre de cas quotidiens de GEA médicalisées, âgés de 16 ans ou plus, résidant dans les communes d'Angoulême, Gond-Pontouvre ou Puymoyen entre le 1^{er} janvier 2002 et le 30 juin 2007



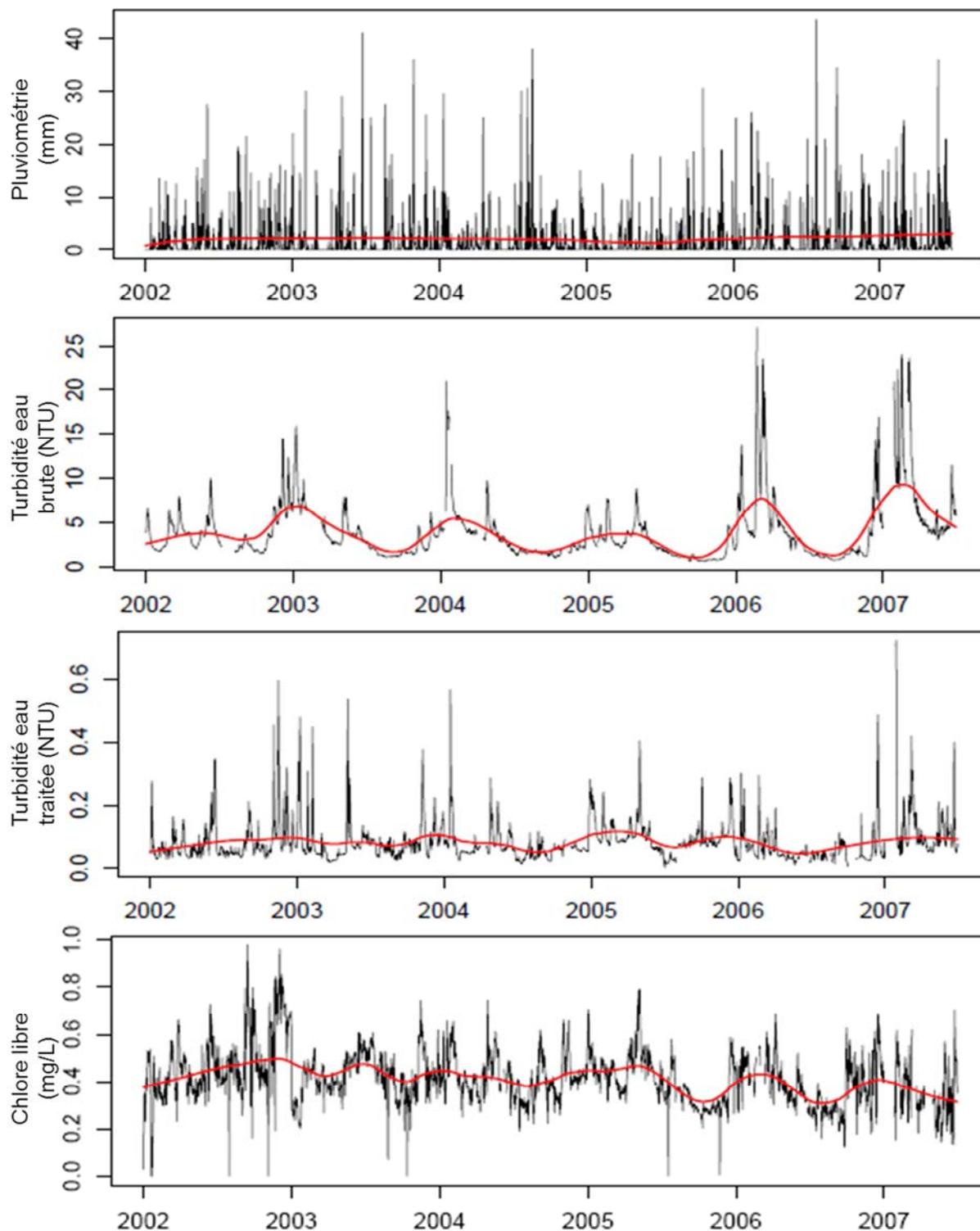
4.1.2. Données environnementales

Les variables précipitations, température de l'air et débit produit ne présentent pas de valeurs manquantes (tableau 3). Les données sur le nombre d'interventions quotidiennes sur le réseau n'étaient pas disponibles en 2002 et 2007 et n'ont donc pas été incluses dans l'analyse descriptive. La variabilité interannuelle du nombre d'interventions enregistrées laisse suspecter un problème dans la collecte de cette variable où des valeurs manquantes peuvent être assimilées à des valeurs nulles.

L'eau produite par l'usine de Touvre présente une turbidité quotidienne moyenne de 0,08 NTU. La moyenne de la turbidité de l'eau traitée est inférieure à 0,15 NTU pour 90 % des mesures disponibles. Des variations brutales de la turbidité ont pu être observées sur l'ensemble de la série chronologique. Celles-ci sont plus fréquentes durant les périodes hivernales mais restent modérées au vu des niveaux maximums atteints compris entre 0,5 et 0,6 NTU.

Sur la période d'étude, l'eau des sources de la Touvre présente une turbidité quotidienne moyenne de 3,82 NTU. La moyenne mobile fluctue sensiblement entre les périodes estivales et hivernales avec des hausses systématiques durant ces dernières où ont été enregistrés la quasi-totalité des forts pics de turbidité, compris entre 10 et 27 NTU. Ces pics ont été plus forts et plus fréquents durant les hivers 2006 et 2007. Les séries chronologiques des mesures de précipitation ne présentent pas de similarité évidente avec celle de la turbidité de l'eau des sources de la Touvre (figure 6).

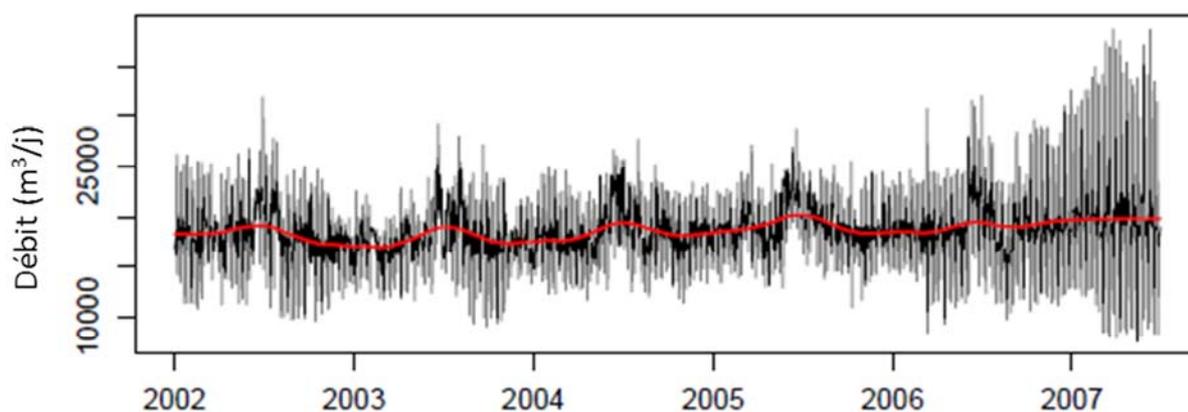
Figure 6 : Séries temporelles de la pluviométrie à Brie, de la turbidité de l'eau des sources de la Touvre, de la turbidité de l'eau produite et de la concentration en chlore libre en sortie d'usine de Touvre. Valeurs quotidiennes enregistrées entre le 1^{er} janvier 2002 et le 30 juin 2007



Le débit quotidien moyen produit par l'usine de Touvre est de 18 640 m³/jour environ. Il est relativement stable entre 2002 et 2007 et présente une tendance à la hausse durant les périodes estivales.

Les débits quotidiens produits sont fortement liés au jour de production. Ainsi, le dimanche, le débit moyen produit est de 24 473 m³/j, alors qu'il n'est que de 13 105 m³/j le lundi (figure 7). Ceci s'explique par la stratégie de remplissage des réservoirs de l'exploitant. Les autres jours de la semaine, le débit produit est stable et se situe entre 18 000 et 19 000 m³/j. Une augmentation de l'amplitude des variations de production est mise en évidence à partir du début 2006 et ceci jusqu'à la fin de la chronique de mesure en juin 2007. Ces variations peuvent s'expliquer par un élargissement des contours de la zone globale desservie par l'usine et l'abandon en parallèle de ressources en eau remplacées par l'eau des sources de la Touvre. Ces ressources ne desservaient pas les trois communes de la zone d'étude.

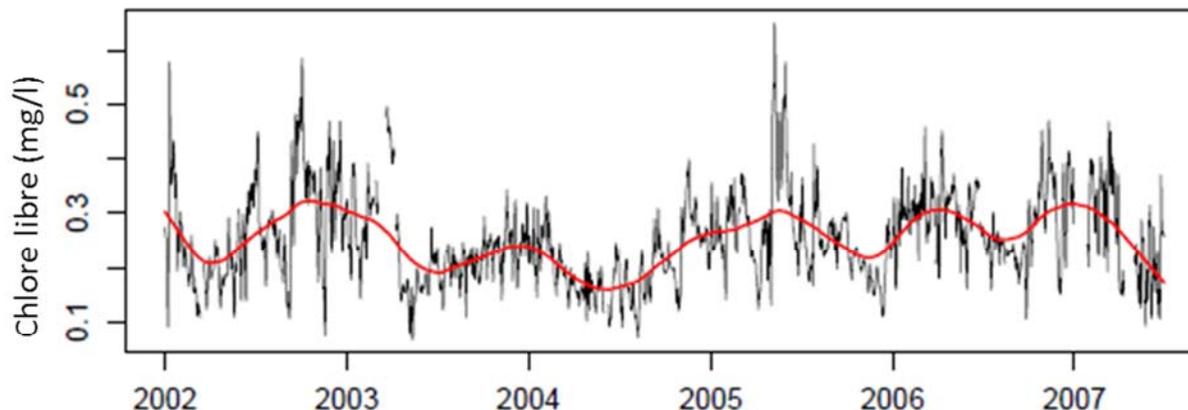
Figure 7 : Débit quotidien (m³/j) d'eau produite par l'usine de Touvre entre le 1^{er} janvier 2002 et le 30 juin 2007



À la sortie de l'usine de Touvre, la moyenne des concentrations minimums de chlore mesurés est de 0,41 mg/L. Onze valeurs inférieures à 0,01 mg/L ont été enregistrées sur l'ensemble de la période d'étude dont 3 consécutives les 20, 21 et 22 janvier 2002, suggérant une panne du système de chloration. Les concentrations minimums quotidiennes de chlore sont supérieures à 0,2 mg/L pour 98 % des mesures réalisées, ce qui montre un bon fonctionnement du système de chloration.

Sur le réseau, à la sortie du réservoir de Nauves, la moyenne des taux minimums de chlore est environ de moitié par rapport à celle mesurée à la sortie de l'usine, avec un niveau de 0,22 mg/L (figure 8). Aucune valeur nulle n'a été enregistrée sur la période d'étude avec cependant une fréquence de 3,3 % de pics inférieurs à 0,1 mg/l.

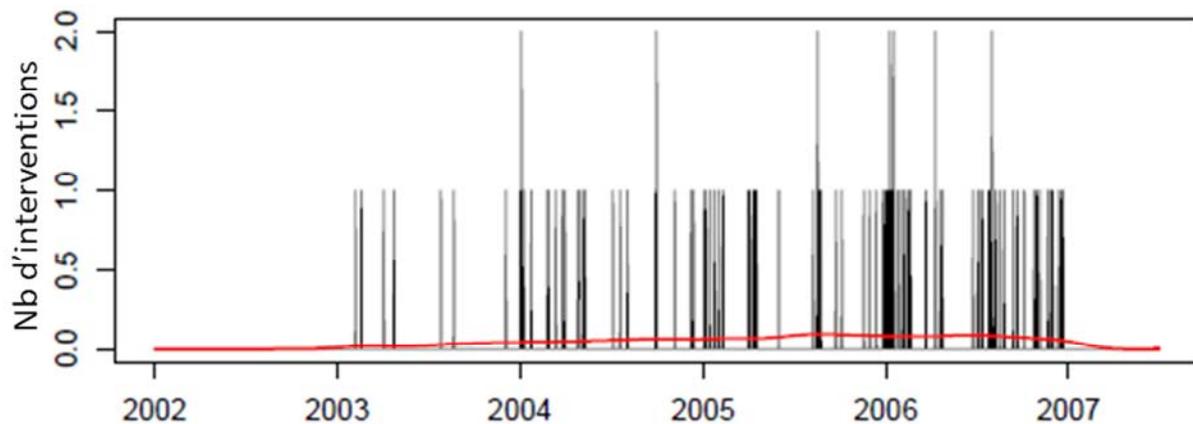
Figure 8 : Concentration quotidienne minimum en chlore libre (mg/l) mesurée à la sortie du réservoir de Nauves, entre le 1^{er} janvier 2002 et le 30 juin 2007



Le nombre total d'interventions sur le réseau de distribution d'eau potable a été de 109 entre le 1^{er} janvier 2003 et le 31 décembre 2006. Les données étaient manquantes pour l'année 2002 et le premier semestre 2007.

Les interventions sur le réseau n'ont lieu en moyenne qu'un jour sur dix et se concentraient principalement durant les périodes hivernales. Un nombre plus élevé d'interventions a pu être recensé sur l'année 2006 (figure 9).

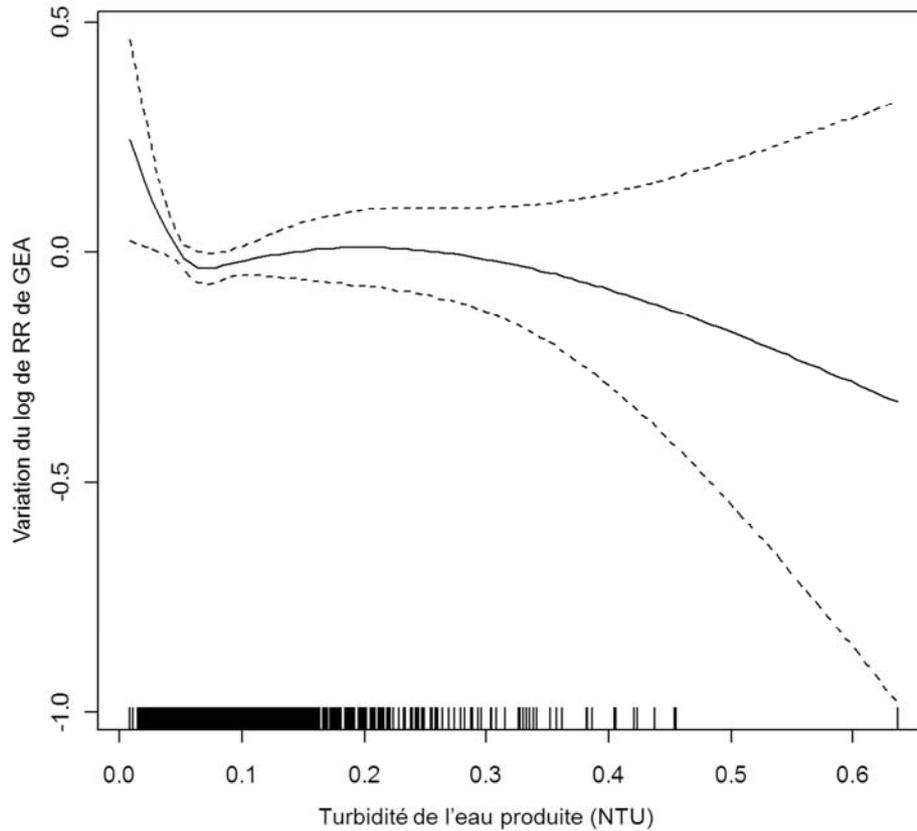
Figure 9 : Nombre d'interventions sur le réseau de distribution d'eau potable de la communauté d'agglomération d'Angoulême, entre le 1^{er} janvier 2002 et le 30 juin 2007



4.2. Test de la turbidité de l'eau traitée

Lorsque la turbidité de l'eau traitée était introduite comme unique variable explicative dans le modèle, aucune association significative ($p=0,14$) n'a pu être mise en évidence entre les niveaux de turbidité mesurés et l'incidence des GEA. La forme de la relation est d'abord fortement décroissante entre 0 et 0,05 NTU, avec une diminution du risque d'environ 25 %, puis se stabilise jusqu'à 0,4 NTU (figure 10). La suppression des valeurs élevées de turbidité (supérieures au percentile 98) ne modifie ni la forme de la courbe, ni la significativité de la relation.

Figure 10 : Expression des variations du risque relatif de GEA (log RR) en fonction de la turbidité moyenne de l'eau traitée produite à Touvre pour une latence moyenne de l'effet de 8 jours (7, 8 et 9 jours)



4.3. Recherche d'autres facteurs de risque

Les résultats de l'analyse de chacun des covariables ont été exprimés par la significativité et la forme de la relation entre chacune d'entre elles, mesurée au jour J, et le nombre quotidien de cas de GEA survenus entre J et J+15 (tableau 4). Dans le tableau 4, les résultats chiffrés expriment la significativité des associations, exprimées comme $-\log(p)$. Une absence de chiffre dénote un test non significatif ($p > 0,05$) pour la latence considérée. La cohérence sur plusieurs latences successives et la plausibilité des formes observées (cohérence avec la tendance attendue) par rapport à une forme *a priori* attendue y sont également présentées.

Tableau 4 : Résultats de l'analyse statistique (-log(p)) des relations entre le nombre de cas quotidien de GEA chez les 1-15 ans et plusieurs variables d'exposition pour différentes latences

variable	contrainte	Latence (jour)															Tendance attendue	
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14		15
p.1	p100		■			■				1	1	■		1			1	
	p98		■	1		■	■	■	■	2		■	■	■	■	■	1	
p.2	p100			■		■					1		■	■	■		1	
	p98		■	■	■	■	■	■	■	1	■	■	■	■	■	■	1	
p.3	p100		■		■	■				1	1	■	■	■	■			
	p98		■		■	■			1	2	1	1	1	■	■	■		
t.a.moy	p100									1	3	1		1				
	p98									1	4	2	1	1				
tu.moy.EB	p100	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■		1		1	1	1	
	p98	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	1	1	1	
tu.max.EB	p100	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■		1		1	1		
	p98	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	1	■	
tu.moy.ET	p100				■	■				■	1	1	■	■	■	■	■	
	p98				■	■				■	1	1	■	■	■	■	■	
tu.max.ET	p100	■	■	■	■	1				■				■	■			
	p98	■	■	■	■	■	■	■	■	■	1	■	■	■	■	■	■	
Cl.us.min	p100	■			■					■	■	■	■	■			■	
	p98	■		1	■					■	■	■	■	■			■	
Cl.res.min	p100										1							
	p98						■										1	
Q.ET	p100					1	1							1				
	p98					1								1				
int	p100	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	
	p98	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	

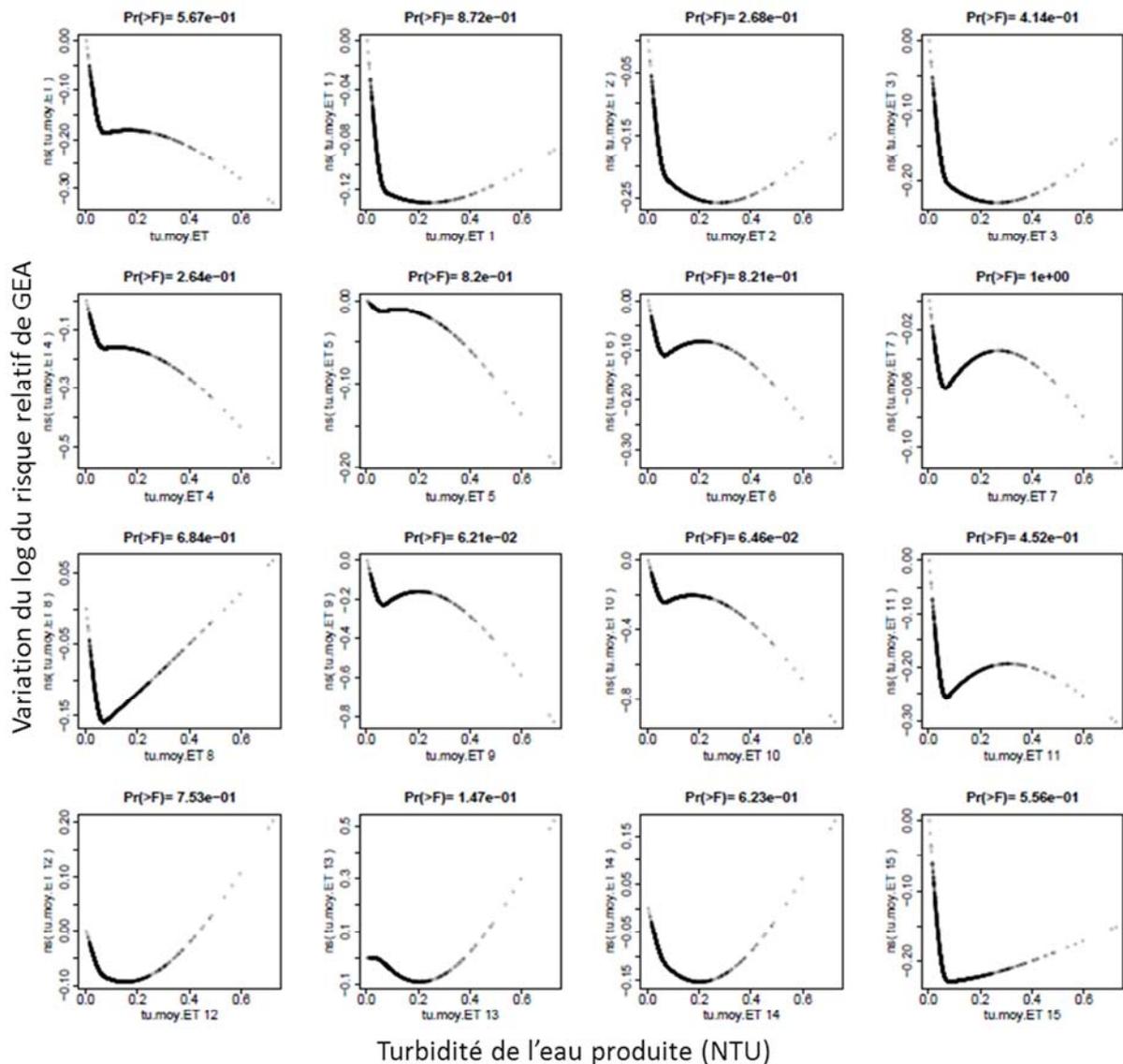
↗ Croissante ■ Forme de la relation conforme à la tendance attendue
 ↘ Décroissante ■ Forme de la relation partiellement conforme à la tendance attendue
 [1] p≤0,1 ; [2] p≤0,01 ; [3] p≤0,001 ; [4] p≤0,0001

4.3.1. Exploration de la relation entre l'incidence des GEA chez les 1-15 ans et les niveaux de turbidité de l'eau traitée

Les relations mises en évidence pour chacune des latences étudiées ne correspondent pas à la forme croissante qui était attendue (figure 11).

Les seules associations significatives ($p < 0,1$) sont celles correspondantes aux latences de 9 et 10 jours. La forme des relations est principalement décroissante et présente une rupture à 0,1 NTU. La partie comprise entre 0,1 NTU et 0,7 NTU est instable d'un *lag* sur l'autre. L'éviction des valeurs supérieures au percentile 98 ne modifie pas le sens des relations.

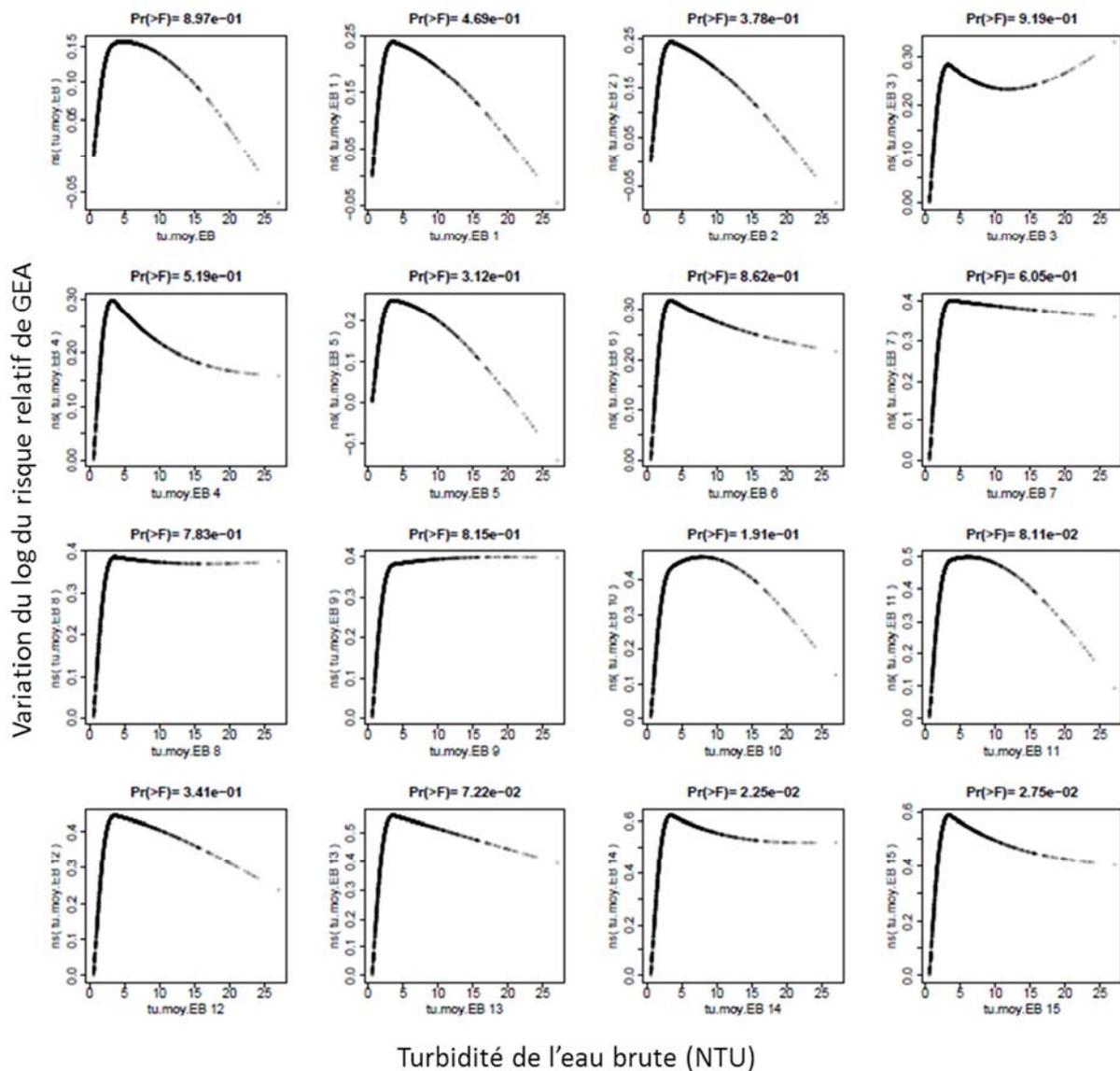
Figure 11 : Risque de GEA (log RR) chez les 1-15 ans en fonction de la turbidité moyenne quotidienne de l'eau produite pour plusieurs latences de l'effet (0-15 j)



4.3.2. Exploration de la relation entre l'incidence des GEA chez les 1-15 ans et les niveaux de turbidité de la ressource

L'association entre l'incidence des GEA chez les 1-15 ans et les niveaux de turbidité de l'eau brute des sources de la Touvre est cohérente sur l'ensemble des latences étudiées et faiblement significative ($p < 0,1$) pour des latences de 11 et de 13 à 15 jours (figure 12). Sur les latences tardives, le risque de GEA augmente de 30 à 60 % entre 0 et 3 NTU, puis plafonne jusqu'aux plus fortes valeurs de turbidité. La cassure de la courbe est systématique à partir de 3 NTU.

Figure 12 : Risque de GEA (log RR) chez les 1-15 ans en fonction de la turbidité moyenne quotidienne de l'eau de la ressource pour plusieurs latences de l'effet (0-15 j)



La cohérence de la forme de la relation sur plusieurs latences successives et la significativité des associations entre la turbidité de l'eau brute et l'incidence des GEA incite à pousser l'exploration sur les latences moyennes de 7 à 9 jours et de 13 à 15 jours. La variable turbidité de l'eau brute a ainsi

été introduite dans le modèle sous la forme d'une moyenne calculée sur les *lags* 7, 8 et 9 (figure 13) ou 13, 14 et 15 (figure 14).

Figure 13 : Risque de GEA (log RR) chez les 1-15 ans en fonction de la turbidité de l'eau de la ressource avec une latence moyenne de 8 jours (7, 8 et 9 jours)

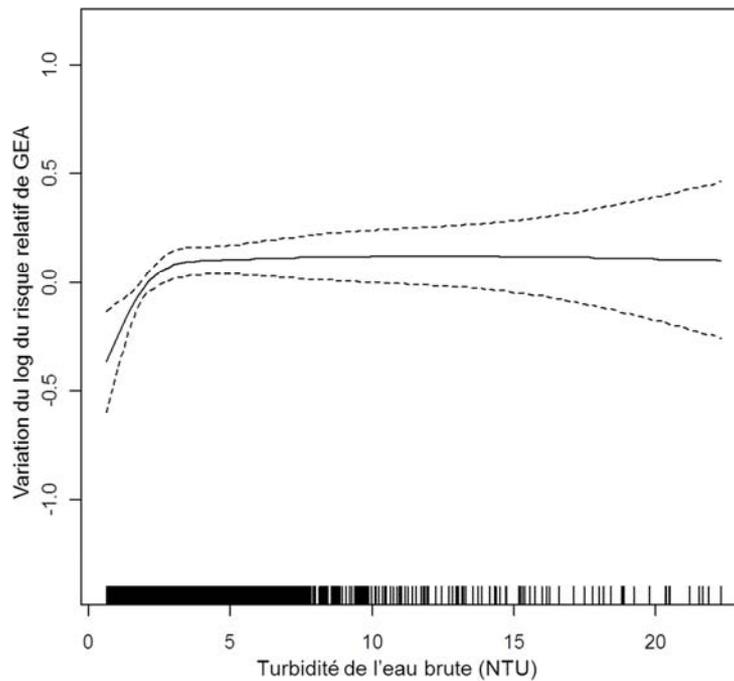
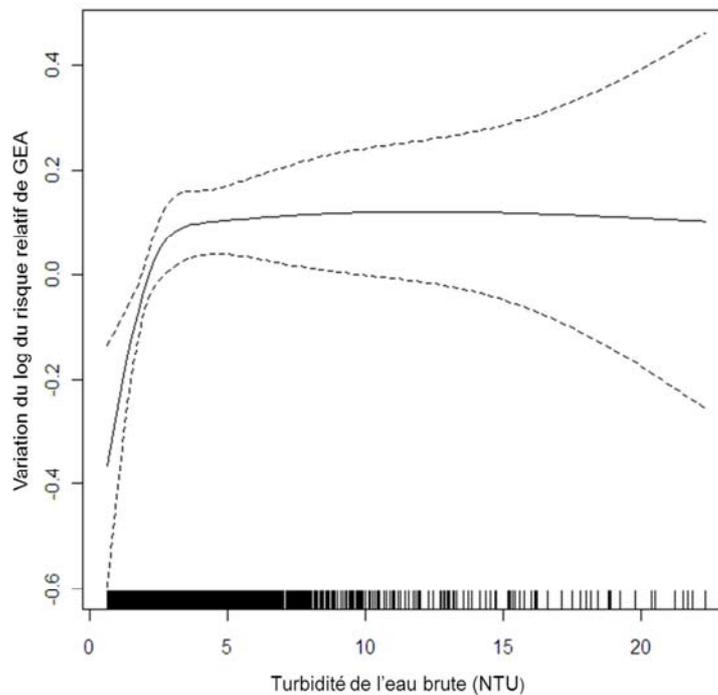


Figure 14 : Risque de GEA (log RR) chez les 1-15 ans en fonction de la turbidité de l'eau de la ressource avec une latence moyenne de l'effet de 14 jours (13, 14 et 15 jours)

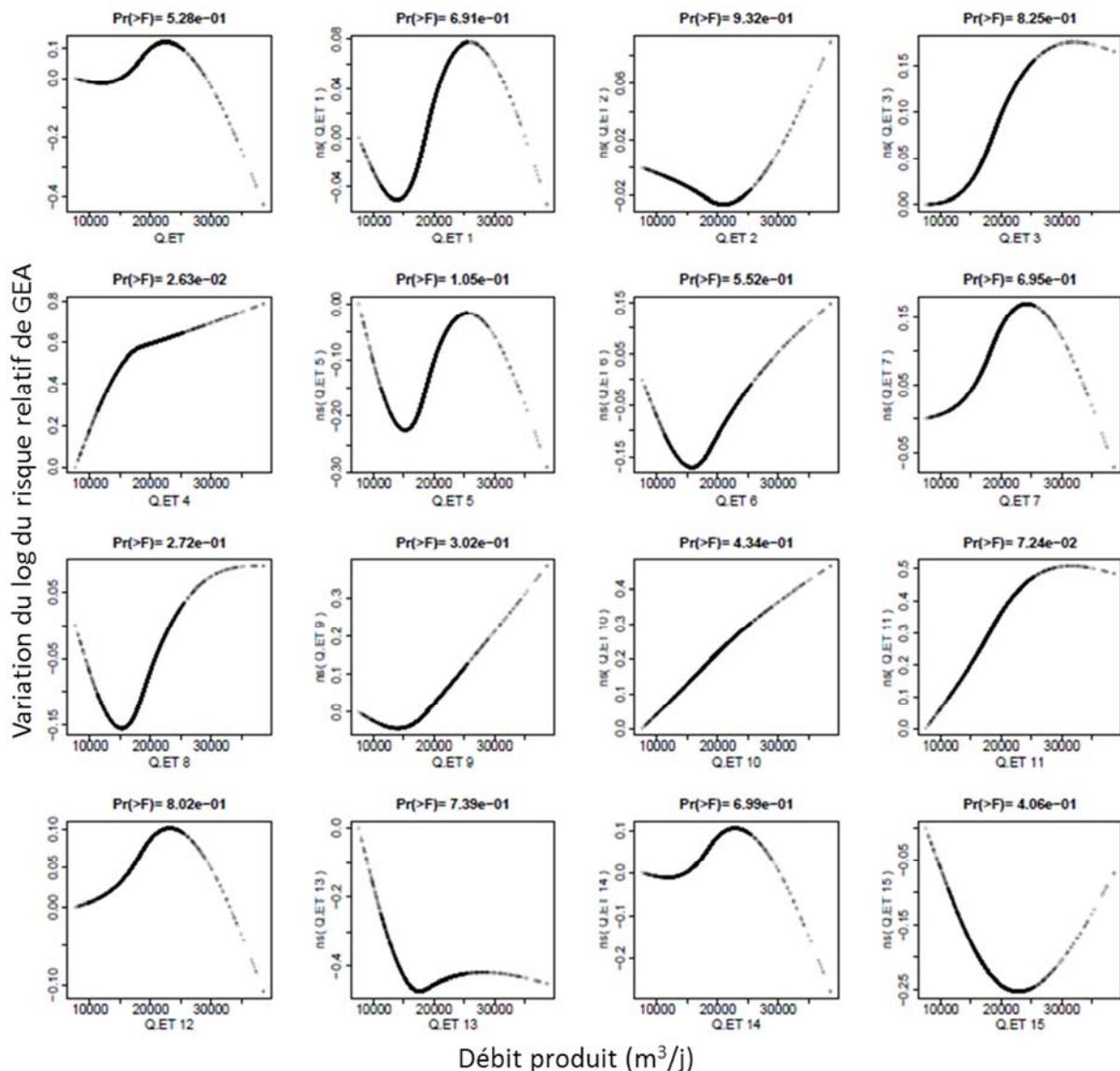


Sur ces deux latences, la forme de la relation observée est similaire. La significativité de l'association est forte sur les *lags* 13 à 15 ($p < 0,001$) et moins forte sur les *lags* 7 à 9 ($p < 0,5$). À partir de 3 NTU, le risque se stabilise et la forme de la relation observe un plateau qui n'est pas modifié par les plus fortes valeurs de turbidité. Sur la partie croissante de la courbe, c'est-à-dire en deçà de 3 NTU (figure 13), le risque relatif de GEA a pu être estimé à 1,18 pour une augmentation de la turbidité de la ressource de 1 NTU.

4.3.3. Exploration de la relation entre l'incidence des GEA chez les 1-15 ans et le débit d'eau produit par l'usine de Touvre

La tendance majoritaire qui se dégage de l'analyse *lag par lag* du débit produit est une forme de la relation en « U » avec une partie décroissante pour des débits compris entre 10 000 et 25 000 m³/j (figure 15). Les formes des relations obtenues ne sont pas cohérentes d'un *lag* à l'autre. Seules les associations obtenues aux latences 4, 5 et 11 sont faiblement significatives ($p < 0,1$).

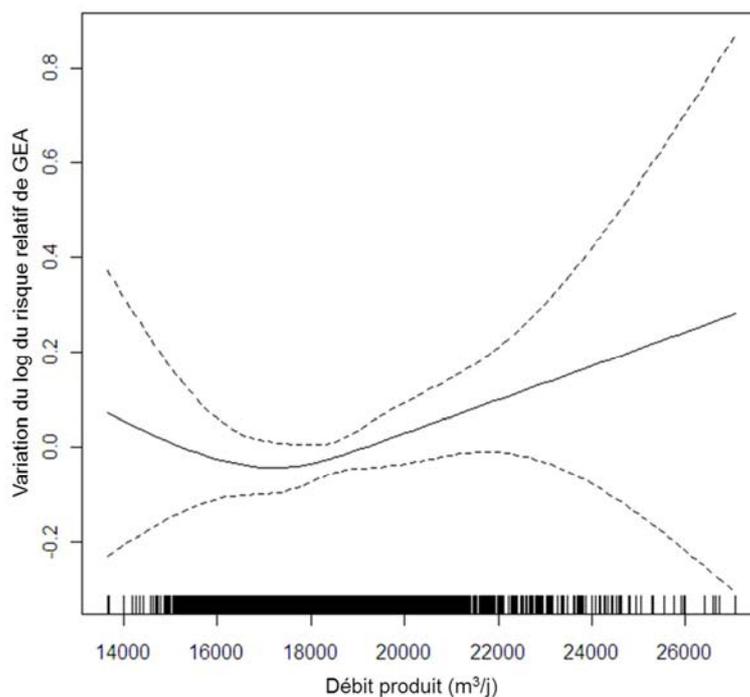
Figure 15 : Risque de GEA en fonction du débit produit par l'usine de Touvre et pour différentes latences de l'effet (0-15 jours)



L'association entre le débit produit moyenné sur les latences 7, 8 et 9 (figure 16) et l'incidence des gastro-entérites n'est pas significative ($p=0,3$). Le risque de GEA est stable lorsque le débit produit est compris entre 16 000 et 17 000 m^3/j . Entre 17 000 m^3/j et 22 000 m^3 , la forme de la relation est croissante et significative. La significativité de l'association n'est pas modifiée si l'on force la linéarité de la relation.

Les tests réalisés en considérant une latence moyenne de 13 à 15 jours ne modifient ni la significativité, ni la forme de la relation.

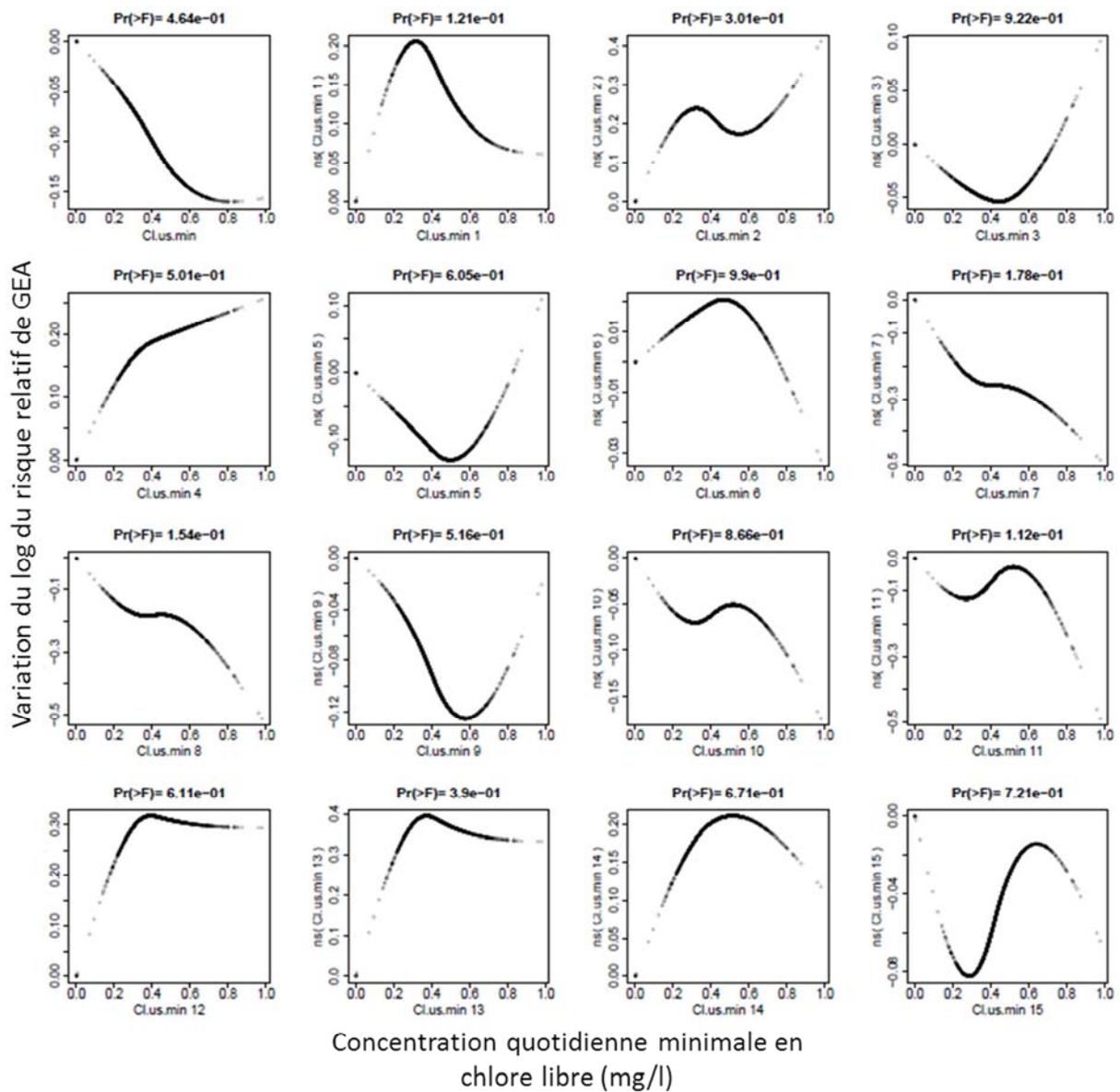
Figure 16 : Risque de GEA (log RR) chez les 1-15 ans en fonction du débit d'eau produit à l'usine de Touvre pour une latence moyenne de l'effet de 8 jours (7, 8 et 9 jours)



4.3.4. Exploration de la relation entre l'incidence des GEA chez les 1-15 ans et la concentration en chlore libre en sortie d'usine

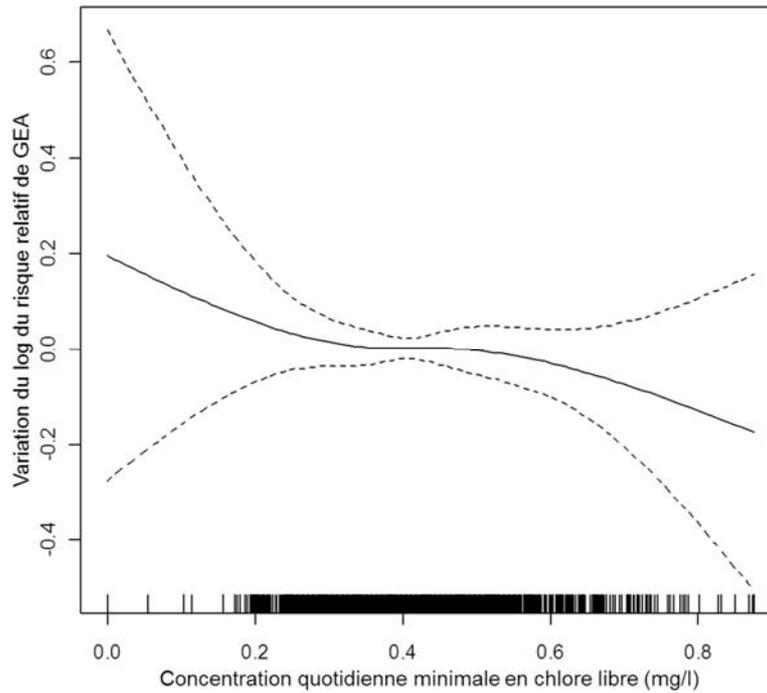
Les relations obtenues *lag* par *lag* ne présentent pas de cohérence d'un *lag* sur l'autre et ne concordent pas avec la tendance décroissante qui était attendue. Aucune des associations observées n'est significative (figure 17).

Figure 17 : Risque de GEA (log RR) chez les 1-15 ans en fonction de la concentration quotidienne minimale de chlore (mg/l) en sortie d'usine pour différentes latences de l'effet



La variable chlore minimum a ensuite été introduite dans le modèle sous la forme d'une moyenne des latences 7, 8 et 9 jours. La forme de la relation met en évidence un risque de GEA décroissant lorsque le niveau de chlore augmente (figure 18). Cette association n'est toutefois pas significative ($p=0,4$).

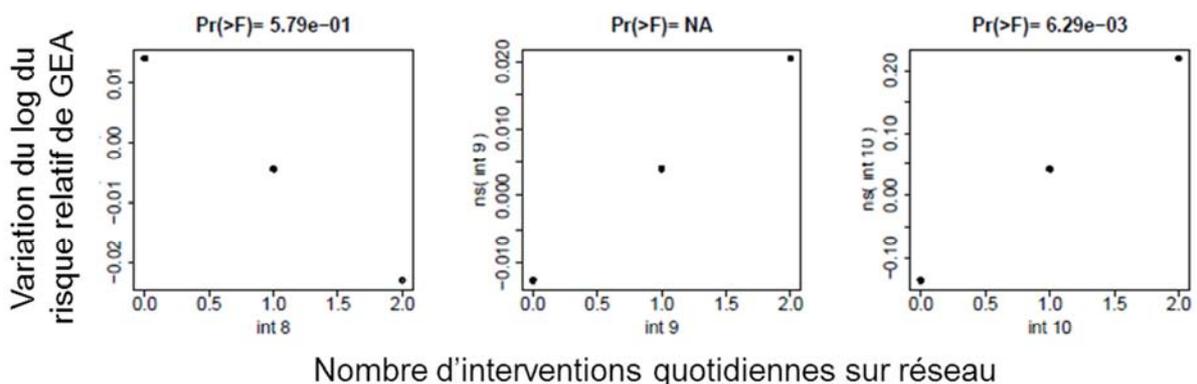
Figure 18 : Risque de GEA (log RR) chez les 1-15 ans en fonction de la concentration en chlore libre (mg/l) en sortie de l'usine de Touvre pour une latence moyenne de l'effet de 8 jours (7, 8 et 9 jours).



4.3.5. Exploration de la relation entre l'incidence des GEA chez les 1-15 ans et le nombre d'interventions sur réseau

Sur la majorité des latences étudiées, la forme de la relation entre le nombre d'interventions sur réseau et l'incidence des GEA apparaît linéaire et croissante. Seule l'association au *lag* 10 est significative ($p < 0,05$) (figure 19). Sur cette latence, le risque de GEA augmente d'environ 15 % pour chaque intervention quotidienne supplémentaire sur le réseau. À titre d'exemple, c'est dix fois plus que ce l'on a pu observer à Nantes [11].

Figure 19 : Risque de GEA (log RR) chez les 1-15 ans en fonction du nombre d'interventions quotidiennes sur réseau pour une latence de l'effet de 8, 9 et 10 jours



4.4. Modèle multi-exposition

À partir des résultats obtenus pour chacune des variables, une modélisation multi-exposition a été réalisée incluant les variables dont l'association avec l'incidence des GEA apparaissaient significatives ou plausibles.

La turbidité de l'eau brute a été introduite dans le modèle du fait de la cohérence des formes de relations obtenues sur plusieurs *lags* successifs. La turbidité de l'eau traitée n'a pas été retenue. Le débit de l'eau produite a été introduit dans le modèle du fait de la relation croissante mise en évidence à partir des débits de 17 000 m³/j. Les deux variables turbidité de l'eau brute et débit produit ont été introduites dans le modèle sous forme de *spline*. Enfin, bien que non significative sur les *lags* 6 à 8, la variable intervention a été introduite dans le modèle sous forme linéaire avec un décalage de 7 jours (moyenne sur les *lags* 6 à 8).

Deux latences moyennes ont été considérées dans les analyses au regard des résultats obtenus sur la variable turbidité de l'eau brute, l'une de 8 jours (figure 20) et l'autre de 14 jours (figure 21). Sur ces deux latences, les résultats du modèle multi-exposition sont cohérents avec les résultats précédemment obtenus.

La forme de la relation entre incidence des GEA et turbidité de l'eau brute n'est pas modifiée et la cassure observée à 3 NTU est toujours présente. Seule l'association pour la latence de 14 jours est significative ($p < 0,1$). Les hausses de turbidité de l'eau brute entre 0,6 et 3 NTU ont une influence très nette sur le risque de GEA que ce soit à une latence de 8 jours (augmentation de 40 %) ou de 14 jours (augmentation de 60 %). L'augmentation de la production quotidienne de l'usine de Tournay, entre 17 000 et 22 000 m³/j, contribue à augmenter le risque de GEA d'environ 10 % avec une latence de 8 jours (figure 20). Ces augmentations de production n'ont plus d'effet sur le risque de GEA pour une latence de 14 jours (figure 21).

Le risque de GEA augmente d'environ 3 % pour chaque intervention supplémentaire réalisée sur le réseau. La suppression de la variable intervention dans le modèle augmente la significativité de l'association aux latences de 8 jours ($p < 0,1$) et de 14 jours ($p < 0,001$) sans modification dans la forme de la relation. Cette observation s'explique en partie du fait du nombre important de données manquantes sur la variable intervention (1,5 année sur 6).

Figure 20 : Risque de GEA (log RR) chez les 1-15 ans en fonction du niveau de turbidité de la ressource et du débit produit avec une latence moyenne de 8 jours (7, 8 et 9 jours)

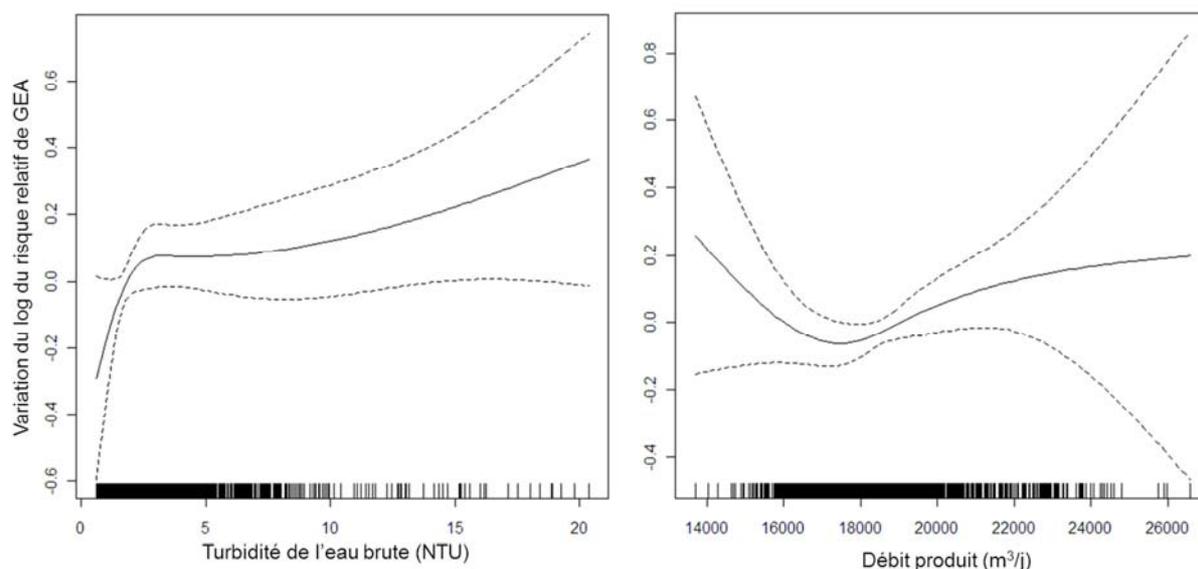
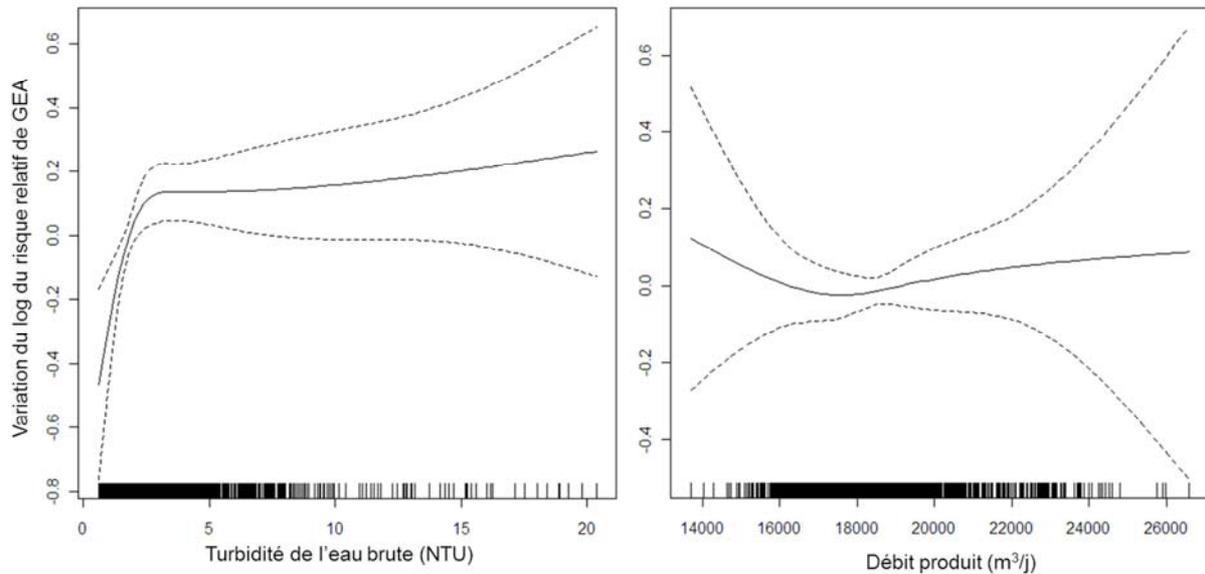


Figure 21 : Risque de GEA (log RR) chez les 1-15 ans en fonction du niveau de turbidité de la ressource et du débit produit avec une latence moyenne de 14 jours (13, 14 et 15 jours)



4.5. Modélisation multi-exposition sur les cas adultes de GEA

Afin d'évaluer la plausibilité biologique des associations obtenues chez les jeunes cas de GEA (moins de 16 ans), la dernière partie de l'analyse statistique a porté sur les cas de GEA adultes. L'indicateur sanitaire spe115 a ainsi été remplacé dans le modèle par l'indicateur spe16p reflétant l'incidence des GEA chez les adultes âgés de 16 ans et plus.

Les variables d'exposition « turbidité de l'eau brute » et « débit quotidien produit » ont été introduites dans le modèle sous la forme d'un *spline*, la variable intervention a été introduite sous forme linéaire. Les latences moyennes de 8 jours (figure 22) et de 14 jours (figure 23) ont été testées.

Pour une latence moyenne de l'effet de 8 jours (figure 22), la forme de la relation entre la turbidité de l'eau brute et l'incidence des GEA adultes n'est pas la même que celle obtenue chez les enfants. L'association entre les deux variables n'est pas significative ($p=0,6$). La suppression de la variable intervention du modèle augmente la significativité de la variable turbidité eau brute ($p=0,14$) mais ne modifie pas la forme de la relation. La forme en « U » obtenue pour la variable débit produit est cohérente avec celle obtenue chez les enfants, l'association est faiblement significative ($p<0,01$) et n'est pas influencée par la présence ou l'absence de la variable intervention dans le modèle.

Pour une latence moyenne de l'effet de 14 jours (figure 23), la forme de la relation entre turbidité et incidence des GEA adultes est cohérente avec celle obtenue chez les enfants. Une hausse de la turbidité de 0,6 à 3 NTU augmente le risque de GEA d'environ 20 %, soit deux fois moins que chez les enfants. L'association est faiblement significative ($p<0,1$) si la variable intervention est retirée du modèle, du fait là aussi d'un nombre important de données manquantes sur cette variable.

La variable débit produit n'est pas significative et la forme de la relation obtenue ne permet pas de dégager une tendance claire. La présence dans le modèle de la variable intervention ne semble pas avoir d'influence sur l'association entre débit produit et incidence des GEA adultes.

Figure 22 : Risque de GEA (log RR) chez les adultes (16 ans et plus) en fonction du niveau de turbidité de la ressource et du débit produit avec une latence moyenne de 8 jours (7, 8 et 9 jours)

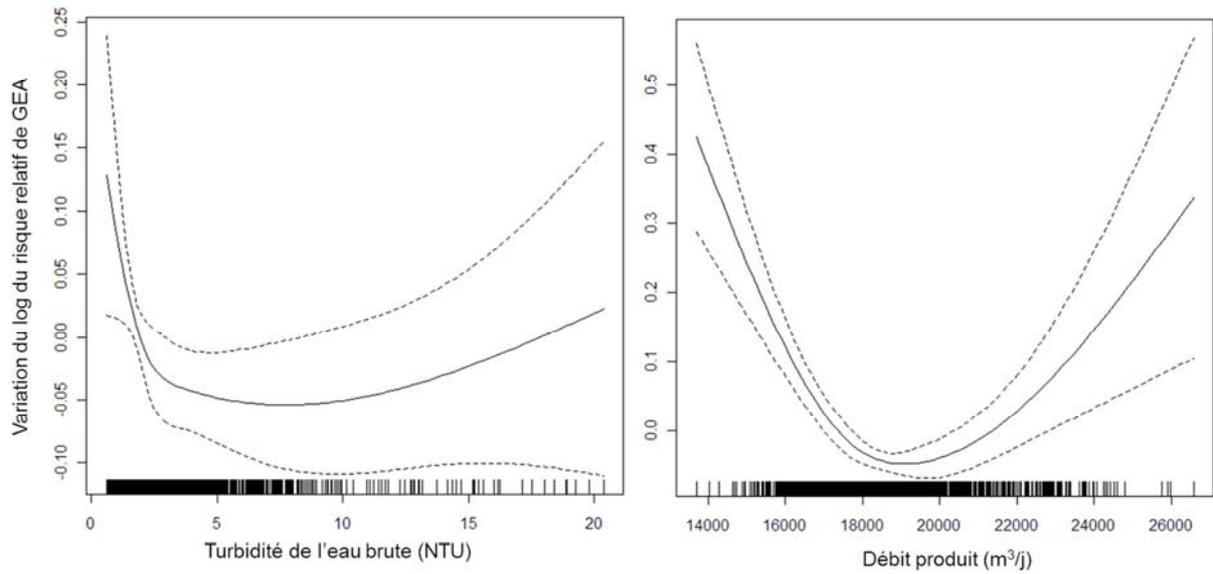
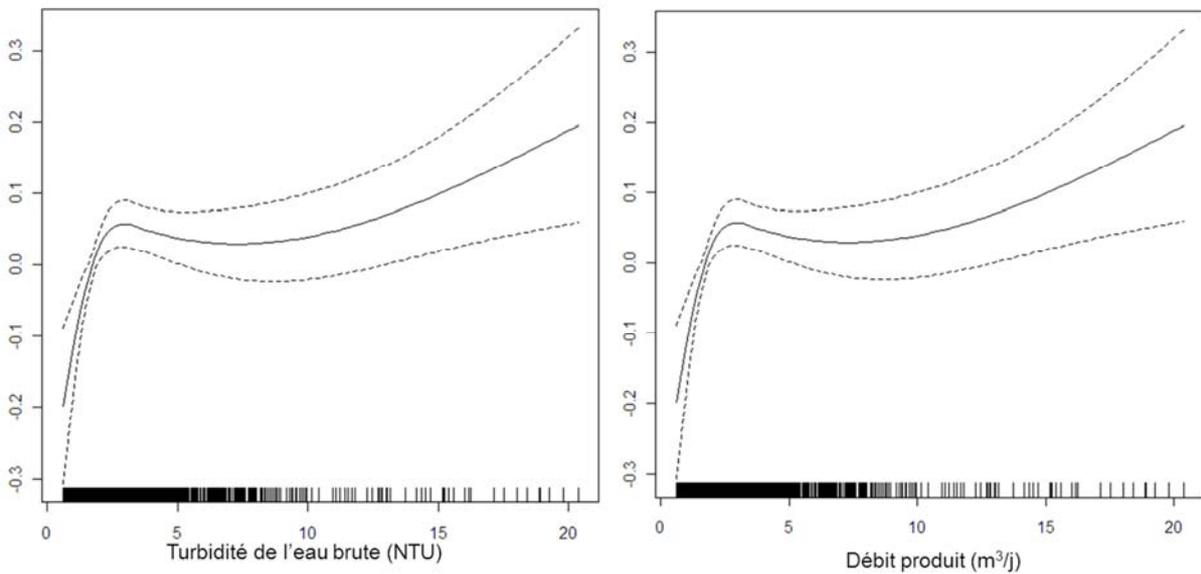


Figure 23 : Risque de GEA (log RR) chez les adultes (16 ans et plus) en fonction du niveau de turbidité de la ressource et du débit produit avec une latence moyenne de 14 jours (13, 14 et 15 jours)



5. Discussion

5.1. Relation risque-turbidité

L'association mise en évidence entre l'incidence des GEA et les niveaux de turbidité de l'eau produite à l'usine de Touvre ne corrobore pas la pertinence de la turbidité de l'eau traitée comme indicateur d'exposition aux agents d'origine fécale portés par l'eau. Ce résultat n'est pas cohérent avec les résultats obtenus dans les précédents volets de l'étude Turbidité & Gastro-entérites [9,11].

Les ressources en eau d'Angoulême et du Havre sont de type karstique et donc réputées très sensibles aux pollutions particulières. Pour expliquer la dissonance observée sur le risque lié à la turbidité, on ne peut invoquer les niveaux de turbidité atteints ou le niveau de pollution fécale de l'eau brute, car une association claire a été montrée entre la turbidité et les GEA concernant les sources de Saint-Laurent qui alimentent le Havre, pourtant peu turbides et peu contaminées.

C'est le rapport entre turbidité et pollution fécale dans l'eau produite qui est probablement en cause :

- soit, il n'y a pas d'association statistique entre la turbidité de l'eau et la charge en pathogènes fécaux. Ce schéma a déjà été observé sur une ressource karstique polluée par une fuite d'égout juste en amont de l'exutoire, déconnectant le flux d'agents pathogènes provenant de la fuite à la moindre pluie et le flux de particules terrigènes apportées par l'érosion des terres en cultures lors des épisodes majeurs de ruissellement ;
- soit il y a une association statistique entre la turbidité de l'eau et la charge en pathogènes fécaux, mais ce rapport est brouillé par le traitement de l'eau.

L'association mise en évidence entre la turbidité de l'eau brute et l'incidence des GEA est en faveur de la deuxième hypothèse. Cette association montre la proportionnalité du risque et de la turbidité jusqu'à 3 NTU, puis un risque qui plafonne au-delà, avec une forte imprécision. Ce schéma est robuste aux variations opérées sur la latence de l'effet et à l'introduction de variables d'exposition supplémentaires telles que le débit produit ou le nombre d'interventions sur le réseau. Elle a été confirmée chez les adultes aux *lags* 13-15, sans avoir été reproduite aux *lags* 7-9.

Quelle que soit la turbidité entrante, l'exploitant recourt à la coagulation sur filtre pour clarifier l'eau brute. Le coagulant (sels d'alumine) et le floculant (polymères organiques) sont ajoutés de manière permanente. La quantité de coagulant ajoutée est ajustée en fonction de la turbidité mesurée en sortie d'usine (rétrocontrôle). Pour aboutir à une performance optimale, la coagulation sur filtre nécessite que l'eau brute à traiter soit un minimum chargée en matière à éliminer [15]. La formation d'agglomérats de taille suffisante (flocs) pour être retenus sur les filtres à sable est d'autant moins probable que le nombre de particules présentes dans l'eau est faible. La vitesse de floculation, exprimée comme la diminution du nombre de particules par unité de temps et de volume, est en effet proportionnelle au carré de la densité des particules (p 191 [16]). Les exploitants conseillent cependant la coagulation sur filtre pour des eaux dont la turbidité se situe entre 0,5 et 5 NTU [16] ce qui correspond à la gamme des valeurs rencontrées (minimum observé de 0,6 NTU).

Les résultats obtenus suggèrent que l'efficacité de la coagulation sur filtre pour la rétention des agents pathogènes reste limitée pour des turbidités de l'eau brute inférieures à 3 NTU. Dans cette plage de turbidité entrante, la coagulation ne fonctionnerait pas de manière optimale et les concentrations en agents pathogènes en entrée et en sortie seraient proportionnelles à la turbidité entrante. Au-delà de 3 NTU, les concentrations en agents pathogènes en sortie seraient en moyenne constante. Le rendement de la coagulation sur filtre en termes d'abattement sur les concentrations en pathogènes augmenterait donc avec la turbidité en entrée.

5.2. Débit produit et interventions sur le réseau pour fuite

5.2.1. Débit produit

Bien que non significative, la relation entre le débit produit et l'incidence des GEA est cohérente avec les résultats obtenus sur le site de Nantes. Cela s'accorde avec l'hypothèse de l'existence d'un débit de fonctionnement optimal de l'usine. L'augmentation de la production journalière n'étant pas liée à une augmentation de la vitesse de passage de l'eau sur les filtres mais à un élargissement de la plage horaire de fonctionnement de l'usine. La performance de la filtration ne peut être mise en cause.

La première hypothèse permettant d'expliquer cette relation est l'effet du débit sur l'érosion du biofilm et/ou la remise en suspension des dépôts. Le débit produit ne reflétant pas exactement le débit distribué aux robinets, à cause de l'effet tampon procuré par les réservoirs (figure 2), la vraisemblance de cette hypothèse reposerait sur une bonne corrélation entre le débit quotidien produit et le débit quotidien distribué. Une seconde hypothèse pourrait être l'effet de la concentration des périodes de remplissages les dimanches, moments où le fonctionnement de l'usine est moins onéreux. L'augmentation du temps de séjour dans certains réservoirs pourrait se traduire par une augmentation du risque de GEA si ces réservoirs ne sont pas équipés d'un système de contrôle et d'ajustement de la concentration en chlore libre actif.

5.2.2. Interventions sur le réseau

La variable « Interventions pour fuite » a été introduite dans le modèle du fait de la conformité de la fonction de risque à l'attente (c'est-à-dire un risque proportionnel au nombre d'interventions) et de la cohérence des relations sur l'ensemble des latences étudiées. Contrairement au débit produit, l'interprétation de la variable « interventions » est univoque. Une relation apparaît en dépit du fait que le protocole utilisé soit peu adapté à la mise en évidence de problèmes ponctuels sur le réseau : le risque qui ne concernerait qu'un nombre de foyers limités situés à l'aval du point d'intervention (une centaine de foyers [17]) est en effet dilué sur l'ensemble de la zone d'étude (160 000 foyers environ). De plus, la collecte de cette variable peut être sujette à caution du fait des variations du nombre d'interventions d'une année sur l'autre et de l'absence de données en 2002 et 2007.

6. Conclusion

Une relation entre la turbidité de l'eau produite et la survenue de GEA a été trouvée dans la majorité des sites étudiés (Philadelphie [18], Vancouver [19], Le Havre [9], Nantes [11] et Boston (à paraître) mais pas tous (Atlanta [20], Angoulême). Les conditions dans lesquelles l'indicateur répond ne sont pas clairement identifiées. Au Havre, il a été nécessaire de séparer les conditions de traitement (décantation ou pas) pour identifier le risque. À Nantes, la relation change en fonction des conditions hydrologiques (débit de la Loire). À Angoulême, la turbidité de l'eau brute est associée au risque mais on n'a pas trouvé d'association avec la turbidité de l'eau traitée. Sur ce dernier site et en l'état actuel, la turbidité de l'eau traitée n'apparaît pas être un bon indicateur du risque de GEA portée par l'eau distribuée. Une meilleure compréhension de l'effet du traitement opéré, via la prise en considération d'autres variables telles que la conductivité ou l'absorbance UV, pourrait éventuellement permettre de mieux caractériser ce risque ou de confirmer les résultats de la présente étude.

Dans cette approche épidémiologique, il s'agit de promouvoir la recherche d'autres indicateurs d'exposition, plus spécifique de la présence d'agents pathogènes, afin de progresser. En ce qui concerne les eaux karstiques, la conductivité est une bonne candidate car le passage d'eau de ruissellement (généralement contaminées) se repère par une baisse de la conductivité. Il est ainsi possible de distinguer la turbidité associée aux ruissellements et à une contamination fécale de la turbidité endogène (sédiments du karst remis en suspension...). Cette hypothèse, microbiologiquement établie [13,21], reste à démontrer épidémiologiquement.

Références bibliographiques

- [1] Bounoure F, Beaudeau P., Mouly D, Skiba M, Lahiani-Skiba M. Syndromic Surveillance of Acute Gastro-Enteritis Based on Drug Consumption, France. *Epidemiol Infect* 2010;accepted
- [2] 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.
- [3] 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):582-584.
- [4] 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.
- [5] Sinclair MI, Fairley CK. Drinking water and endemic gastrointestinal illness. *J Epidemiol Community Health* 2000;54(10):728
- [6] 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.
- [7] Bichot F, Karnay G, Lavie J. Les sources de la Touvre - Synthèse des connaissances. BRGM; 2003.
- [8] Rouiller D. Étude des systèmes karstiques de la Touvre et de la Leche (Angoulême, Charente) [These] Faculté des sciences d'Avignon; 1987.
- [9] Beaudeau P, Le tertre A, Zeghnoun A. Qualité de l'eau distribuée en Ville Basse du Havre et ventes des médicaments utilisés pour le traitement des gastroentérites, 1997-2000: une étude écologique temporelle. Rapport de l'InVS. Saint-Maurice, France: Institut de veille sanitaire; 2010.
- [10] Beaudeau P, Bounoure F, Genet M. Estimation de l'incidence des gastro-entérites aiguës à partir des bases de données de l'Assurance maladie [A method for assessing acute gastro-enteritis incidence from French health insurance databases]. *Pratiques et Organisation des Soins* 2006;37(4):313-23.
- [11] Beaudeau P, Rambaud L, Zeghnoun A, Corso M. Qualité de l'eau distribuée à Nantes et incidence des gastro-entérites aiguës. Saint-Maurice: Institut de veille sanitaire; 2012.
- [12] Eilstein D, Larrieu S, Wagner V, Zeghnoun A. Association entre l'exposition à la pollution atmosphérique et la santé : utilisation des séries chronologiques. *J Soc Fra Stat* 2009;150(1)
- [13] Dussart-Baptista L, Massei N, Dupont JP, Jouenne T. Transfer of bacteria-contaminated particles in a karst aquifer: evolution of contaminated materials from a sinkhole to a spring. *Journal of Hydrology* 2003;284(1-4):285-95.
- [14] Haas CN, Rose JB, Gerba CP. Quantitative microbial risk assessment. New York : John Wiley & Sons; 1999. 449 p.
- [15] Assavasilavasukul P, Lau BL, Harrington GW, Hoffman RM, Borchardt MA. Effect of pathogen concentrations on removal of *Cryptosporidium* and *Giardia* by conventional drinking water treatment. *Water Res* 2008;42(10-11):2678-90.

- [16] Rovel JM, Mouchet P, Andriamirado L Degrémont (dir.). Mémento technique de l'eau. 10th éd. Rueil-Malmaison, France : Lavoisier SAS; 2005. 1718 p.
- [17] Schwartz J, Levin R, Goldstein R. Drinking water turbidity and gastrointestinal illness in the elderly of Philadelphia [see comments]. *Journal of Epidemiology & Community Health* 2000;54(1):45-51.
- [18] Schwartz J, Levin R, Hodge K. Drinking water turbidity and pediatric hospital use for gastrointestinal illness in Philadelphia. *Epidemiology* 1997;8(6):615-20.
- [19] Aramini J, McLean M, Wilson J, Holt J, Copes R, Allen B, *et al.* Drinking water quality and health-care utilization for gastrointestinal illness in greater Vancouver. *Can Commun Dis Rep* 2000;26(24):211-4.
- [20] Tinker SC, Moe CL, Klein M, Flanders WD, Uber J, Amirtharajah A, *et al.* Drinking water turbidity and emergency department visits for gastrointestinal illness in Atlanta, 1993-2004. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 2010;20(1):19-28.
- [21] Dussart-Baptista L. Transport des particules en suspension et des bactéries associées dans l'aquifère crayeux karstique haut-normand [Transport of suspended particles and adherent bacteriae in Eastern Normandy karst aquifer] Université de Rouen, U.F.R. des Sciences et Techniques; 2003.

Qualité de l'eau distribuée à Angoulême et incidence des gastro-entérites aiguës

2002-2007

L'étude turbidité et gastro-entérites vise à établir et caractériser le lien entre le niveau de turbidité d'une eau distribuée et le nombre de cas de gastro-entérites aiguës (GEA) observés sur la zone desservie. Ce volet de l'étude concerne trois communes, appartenant à la communauté de communes d'Angoulême, alimentées en eau par les sources de la Touvre. Cette ressource en eau est considérée comme l'une des plus importantes résurgences karstiques de France. La filière de l'usine de potabilisation comprenait une coagulation sur filtre à sable suivie d'une désinfection par chloration.

L'incidence des GEA était obtenue à partir des données de l'Assurance maladie entre 2002 et 2007. La méthode a consisté à régresser, par un modèle additif généralisé, l'incidence des GEA sur les niveaux quotidiens de turbidité de l'eau distribuée. Dans une seconde étape, plusieurs paramètres d'exploitation de l'usine ou facteurs météorologiques ont été testés comme facteurs de risque des GEA.

Les résultats ne mettent pas en évidence de lien entre la dégradation de la turbidité de l'eau produite par l'usine de Touvre et l'incidence des GEA sur l'agglomération d'Angoulême. Néanmoins, du fait que nous ayons mis en évidence un lien significatif entre la dégradation de la turbidité de l'eau de la ressource et l'incidence des GEA, nous supposons que certaines modalités techniques du traitement utilisé à Touvre ne nous aient pas permis de montrer une association statistique qui existe probablement. Le débit quotidien produit influence le niveau de risque endémique de GEA.

Mots clés : Eau, turbidité, gastro-entérites, Assurance maladie, séries temporelles, Angoulême

Quality of water distributed in Angoulême (France) and incidence of acute gastroenteritis

2002-2007

The turbidity and gastroenteritis study aims to establish and characterize the link between produced water turbidity and the incidence of acute gastroenteritis (AGE) in many French areas. This part of the report concern three towns located in the metropolitan area of Angoulême, supplied with water from the Touvre's springs, which are one the most important karstic re-emergence in France. Treatment of water is done through a process of coagulation on sand filtration and disinfection by chlorine.

The incidence of AGE was obtained from the 2002-2007 French national health insurance data. In a first step, the method, based on a generalized additive model, consisted in regressing the daily incidence of AGE on the daily levels of produced water turbidity. In a second step, several operating conditions or meteorological parameters of the plant were tested as risk factors for AGE.

The results reveal no link between turbidity degradation in the water produced by the Touvre plant and an increasing risk of developing an AGE in children or adults of the concerned area. Nevertheless, because of a significative link between turbidity degradation in raw water and an increase in the risk of AGE, we suspect that some of the technical processes used prevented us from showing a statistical association between turbidity of produced water and AGE that may exist. The daily water quantity produced has an impact on the endemic level of AGE.

Citation suggérée :

Beaudeau P, Rambaud L, Zeghnoun A, Corso M. Qualité de l'eau distribuée à Angoulême et incidence des gastro-entérites aiguës. 2002-2007. Saint-Maurice : Institut de veille sanitaire ; 2013. 36 p. Disponible à partir de l'URL : <http://www.invs.sante.fr>

INSTITUT DE VEILLE SANITAIRE

12 rue du Val d'Osne

94415 Saint-Maurice Cedex France

Tél. : 33 (0)1 41 79 67 00

Fax : 33 (0)1 41 79 67 67

www.invs.sante.fr

ISSN : 1958-9719

ISBN : 978-2-11-131096-4

ISBN-NET : 978-2-11-131097-1

Tirage : 23 exemplaires

Impression : France repro, Maisons-Alfort

Réalisé par Service communication - InVS

Dépôt légal : février 2013