



**Conseil
Supérieur de la Santé**

**PFAS ET PERCHLORATE DANS L'EAU
EN BOUTEILLE ET L'EAU UTILISÉE POUR LA
FABRICATION DE DENRÉES ALIMENTAIRES**

**FÉVRIER 2024
CSS N° 9791**



.be

DROITS D'AUTEUR

Service public Fédéral de la Santé publique, de la Sécurité
de la Chaîne alimentaire et de l'Environnement

Conseil Supérieur de la Santé

Avenue Galilée, 5 bte 2
B-1210 Bruxelles

Tél.: 02/524 97 97

E-mail: info.hgr-css@health.fgov.be

Tous droits d'auteur réservés.

Veillez citer cette publication de la façon suivante:

Conseil Supérieur de la Santé. PFAS et perchlorate dans l'eau
en bouteille et l'eau utilisée pour la fabrication de denrées
alimentaires. Bruxelles: CSS; 2024. Avis n° 9791.

La version intégrale de l'avis peut être téléchargée à partir
de la page web: www.css-hgr.be

Cette publication ne peut être vendue



AVIS DU CONSEIL SUPERIEUR DE LA SANTE N°9791

PFAS et perchlorate dans l'eau en bouteille et l'eau utilisée pour la fabrication de denrées alimentaires

In this scientific advisory report, which offers guidance to public health policy-makers, the Superior Health Council of Belgium provides advice concerning exposure and health risks regarding PFAS and perchlorate in bottled water and water used for manufacturing foodstuffs.

Version validée par le Collège de
mercredi 7 février 2024¹

I INTRODUCTION ET QUESTION

Le Conseil Supérieur de la Santé (CSS) a reçu le 22 août 2023 une demande d'avis du ministre fédéral des Affaires sociales et de la Santé publique, Frank Vandenbroucke, et de la ministre fédérale du Climat, de l'Environnement, du Développement durable et du Green Deal, Zakia Khattabi, concernant l'effet sur le risque sanitaire pour les consommateurs belges et sur la pertinence pour la protection de la santé des consommateurs belges de la fixation d'une valeur cible pour la somme de 4 PFAS et d'une limite maximale pour le perchlorate dans l'eau embouteillée et l'eau utilisée pour la fabrication de denrées alimentaires.

Les 4 PFAS visés sont : l'acide perfluorooctanoïque (PFOA), l'acide perfluorooctane sulfonique (PFOS), l'acide perfluorononanoïque (PFNA) et l'acide perfluorohexane sulfonique (PFHxS).

Dix questions ont été adressées au Conseil Supérieur de la Santé :

1. Quel est l'effet sur l'exposition et le risque (chronique) pour la santé des différents groupes de consommateurs belges de l'établissement d'une valeur cible nationale non-contraignante de 4 ng/l pour la somme des PFOA, PFOS, PFNA et PFHxS dans l'eau qui est utilisée dans les processus de fabrication, de transformation, de conservation et de mise sur le marché des différentes catégories de denrées alimentaires ?
2. Quel est l'effet sur l'exposition et le risque (chronique) pour la santé des différents groupes de consommateurs belges de l'établissement d'une valeur cible nationale de 4 ng/l pour la somme des PFOA, PFOS, PFNA et PFHxS dans les eaux embouteillées (eau de source et eau de boisson) ?
3. Quel est l'effet sur l'exposition et le risque (chronique et aigu) pour la santé des différents groupes de consommateurs belges de l'établissement d'une limite maximale de 13 µg/l et de 15 µg/l pour le perchlorate dans l'eau qui est utilisée dans les processus de fabrication, de transformation, de conservation et de mise sur le marché des différentes catégories de denrées alimentaires ?

¹ Le Conseil se réserve le droit de pouvoir apporter, à tout moment, des corrections typographiques mineures à ce document. Par contre, les corrections de sens sont d'office reprises dans un erratum et donnent lieu à une nouvelle version de l'avis.

4. Quel est l'effet sur l'exposition et le risque (chronique et aigu) pour la santé des différents groupes de consommateurs belges de l'établissement d'une limite maximale de 13 µg/l et de 15 µg/l pour le perchlorate dans les eaux embouteillées (eau de source et eau de boisson) ?
5. Sur base des réponses aux questions 1 et 2, quelle est la pertinence scientifique pour la protection de la santé des différents groupes de consommateurs belges de fixer une valeur cible nationale pour la somme des PFOA, PFOS, PFNA et PFHxS dans l'eau en bouteille et dans l'eau qui est utilisée dans les processus de fabrication, de transformation, de conservation et de mise sur le marché des différentes catégories de denrées alimentaires ?
6. Sur base des réponses aux questions 3 et 4, quelle est la pertinence scientifique pour la protection de la santé des différents groupes de consommateurs belges de fixer une limite maximale pour le perchlorate dans les eaux en bouteille et dans l'eau qui est utilisée dans les processus de fabrication, de transformation, de conservation et de mise sur le marché des différentes catégories de denrées alimentaires ?
7. Est-ce que la méthodologie utilisée pour fixer la valeur cible de 4 ng/l pour la somme des PFOA, PFOS, PFNA et PFHxS dans l'eau potable du réseau de distribution est transposable telle quelle pour l'eau qui est utilisée dans les processus de fabrication, de transformation, de conservation et de mise sur le marché des différentes catégories de denrées alimentaires ?
Si non, quelle méthodologie devrait être utilisée et quel en serait le résultat ?
8. Est-ce que la méthodologie utilisée pour fixer la valeur cible de 4 ng/l pour la somme des PFOA, PFOS, PFNA et PFHxS dans l'eau potable du réseau de distribution est transposable telle quelle pour l'eau en bouteille (eau de source et eau de boisson) ?
Si non, quelle méthodologie devrait être utilisée et quel en serait le résultat ?
9. Est-ce que la méthodologie utilisée pour fixer la valeur paramétrique de 13 µg/l (Flandre) ou de 15 µg/l (Régions wallonne et Bruxelles-Capitale) pour le perchlorate dans l'eau potable du réseau de distribution est transposable telle quelle pour l'eau qui est utilisée dans les processus de fabrication, de transformation, de conservation et de mise sur le marché des différentes catégories de denrées alimentaires ?
Si non, quelle méthodologie devrait être utilisée et quel en serait le résultat ?
10. Est-ce que la méthodologie utilisée pour fixer la valeur paramétrique de 13 µg/l (Flandre) ou de 15 µg/l (Régions wallonne et Bruxelles-Capitale) pour le perchlorate dans l'eau potable du réseau de distribution est transposable telle quelle pour l'eau en bouteille (eau de source et eau de boisson) ?
Si non, quelle méthodologie devrait être utilisée et quel en serait le résultat ?

Le SPF Santé publique est compétent pour les mesures relatives à l'eau utilisée par les entreprises alimentaires pour la production, la transformation, la conservation et/ou la commercialisation des denrées alimentaires, y compris l'eau embouteillée (eau de source et eau potable). Conformément à l'article 5, §1 de la loi du 24 janvier 1977 relative à la protection de la santé des consommateurs en ce qui concerne les denrées alimentaires et autres produits, les mesures réglementaires nationales relatives aux contaminants dans les denrées alimentaires doivent être soumises pour avis au CSS.

II CONCLUSION

Le Conseil Supérieur de la Santé (CSS) est favorable à l'utilisation de la valeur cible fixée à 4 ng/L pour l'ensemble des quatre substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées (PFAS) [PFOA, PFOS, PFNA et PFHxS] tant pour la préparation des denrées alimentaires que pour l'eau conditionnée en bouteille. Cette valeur cible est adoptée d'un point de vue toxicologique et est en phase avec une proposition émise dans les orientations définies pour l'eau potable par l'Autorité européenne des aliments (EFSA) (2020) qui fait référence à la dose hebdomadaire tolérable (DHT). Le CSS souligne la nécessité d'introduire une valeur cible car les concentrations mesurées dans l'eau qui peut être utilisée comme source pour les préparations dépassent dans certains cas la valeur cible proposée. De ce fait, le CSS estime que l'exposition de la population belge pourrait diminuer si l'eau en bouteille et l'eau utilisée pour la fabrication, le traitement, la conservation et la commercialisation de différents types de produits alimentaires respectaient une valeur cible de 4 ng/L.

L'incertitude demeure sur l'ampleur du transfert de contaminants présents dans l'eau utilisée pour la préparation des aliments puisque les composés PFAS peuvent se fixer aux protéines.

À noter que la valeur cible conseillée de 4 ng/L représente pour les quatre PFAS une mesure positive puisqu'elle protège pour les quatre substances mentionnées. Le CSS insiste sur l'importance de quantifier non seulement les isomères linéaires de ces substances, mais aussi les isomères ramifiés afin d'obtenir des données fiables sur leur présence.

Cependant, le CSS propose également de mettre en place une valeur cible supplémentaire pour les 20 substances issues des PFAS et qui sont quantifiables dans l'eau potable, selon la Directive (UE) 2020/2184 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine qui impose, pour l'ensemble des 20 substances, une limite de 100 ng/L. Cela est nécessaire car davantage de PFAS que les quatre substances mentionnées sont détectées dans l'eau potable et dans d'autres eaux de source.

Le HGR recommande de suivre de près la base de données des connaissances sur les PFAS quantifiables afin d'en tirer des valeurs indicatives basées sur l'état de santé et applicables à l'évaluation des risques. Cela s'applique également aux isomères linéaires et ramifiés des PFAS.

Le CSS recommande de récolter davantage de données sur la présence des PFAS lors du processus de traitement des produits alimentaires.

Il conseille de mettre en œuvre des mesures efficaces pour la gestion du risque afin de respecter la valeur cible indiquée pour l'ensemble des quatre PFAS (PFOA, PFOS, PFNA et PFHxS) présents dans l'eau en bouteille et dans l'eau utilisée pour la préparation des denrées alimentaires.

Selon le CSS, une valeur limite maximale de 13 µg/L et 15 µg/L de perchlorate présent dans l'eau utilisée pour la fabrication, le traitement, la conservation et la commercialisation de différents types de produits alimentaires ou pour la préparation de l'eau en bouteille est une limite maximale acceptable pour la population générale. Nous proposons de fixer la limite à la valeur inférieure. En considérant les incertitudes de mesure lors d'une analyse chimique analytique, ces valeurs (13 et 15 µg/L) sont en réalité quasiment équivalentes. Pour les sous-groupes de personnes sensibles, telles que les nourrissons et les enfants, le CSS recommande une valeur limite maximale inférieure. Une valeur limite maximale de 2 µg/L serait conforme à la valeur de la DHT de 0,3 µg/kg de poids corporel (pc) par jour, fixée par l'EFSA pour les bébés et les enfants.

III METHODOLOGIE

Après analyse de la demande, le Collège et les co-présidents du domaine Agents Chimiques ont identifié les expertises nécessaires. Sur cette base, un groupe de travail *ad hoc* a été constitué, au sein duquel des expertises en toxicologie, oncologie, prévention du cancer, santé environnementale, neuroendocrinologie et chimie étaient représentées.

Les experts de ce groupe ont rempli une déclaration générale et *ad hoc* d'intérêts et la Commission de Déontologie a évalué le risque potentiel de conflits d'intérêts.

L'avis est basé sur une revue de la littérature scientifique, publiée à la fois dans des journaux scientifiques et des rapports d'organisations nationales et internationales compétentes en la matière (*peer-reviewed*), ainsi que sur l'opinion des experts. La littérature scientifique a été collectée à l'aide de moteurs de recherche tels que Google Scholar et de bases de données telles que PubMed, Web of Science et Scopus.

Après approbation de l'avis par le groupe de travail et les experts de Sciensano, le Collège a validé l'avis en dernier ressort.

Mots clés et MeSH *descriptor terms*²

MeSH terms*	Keywords	Sleutelwoorden	Mots clés	Schlüsselwörter
Drinking Water	Drinking Water	Drinkwater	Eau potable	Trinkwasser
Environment and Public Health	Environment and Public Health	Milieu en Volksgezondheid	Environnement et santé publique	Umwelt und öffentliche Gesundheit
Environmental pollutants	Environmental pollutants	Milieuverontreinigen de stoffen	Contaminants de l'environnement	Umweltkontaminanten
Fluorocarbons	Per-and polyfluoroalkyl substances	Per- en polyfluoralkylstoffen	Substances per- et polyfluoroalkylées	Per- und polyfluorierte Alkylverbindungen
Perchlorates	Perchlorates	Perchloraten	Perchlorates	Perchlorate

MeSH (Medical Subject Headings) is the NLM (National Library of Medicine) controlled vocabulary thesaurus used for indexing articles for PubMed <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/mesh>.

² Le Conseil tient à préciser que les termes MeSH et mots-clés sont utilisés à des fins de référencement et de définition aisés du scope de l'avis. Pour de plus amples informations, voir le chapitre « méthodologie ».

IV ELABORATION ET ARGUMENTATION

Liste des abréviations utilisées

ALARA	<i>As Low As Reasonably Achievable</i>
ANSES	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
ATSDR	<i>Agency for Toxic Substances and Disease Registry</i>
BBDR	<i>Biologically based dose-response</i>
BMD	<i>Benchmark dose</i>
BMDL	<i>Benchmark dose limit</i>
BSH	Biosurveillance Humaine
C	Consommation journalière d'eau potable
CAR	Récepteur constitutif de l'androstane
CIRC	Centre international de Recherche sur le Cancer
CONTAM	Panel sur les Contaminants dans la Chaîne Alimentaire
CSS	Conseil Supérieur de la Santé
DHT	Dose Hebdomadaire Tolérable
DJT	Dose Journalière Tolérable
DMENO	Dose minimale avec effet nocif observé (LOAEL, Lowest observed adverse effect level)
DSEO	Dose sans effet observé (NOEL, No-observed effect level)
EFSA	Autorité européenne de sécurité des aliments
EPA	Agence américaine de protection de l'environnement
fT4	Thyroxine libre
Hib	<i>Haemophilus influenzae</i> de type b
ISSeP	Institut Scientifique de Service Public
LB	Hypothèse basse (<i>Lowerbound</i>)
LOQ	Limite de quantification
MB	Hypothèse médiane (<i>Middlebound</i>)
NIS	Protéine symporteur de l'Iodure de Sodium
OMS	Organisation mondiale de la Santé
P	Facteur de répartition
pc	Poids corporel
PFAS	Composés per-et polyfluoroalkylés
PFBS	Acide perfluorobutanesulfonique
PFDA	Acide perfluorodécanoïque
PFHxA	Acide perfluorohexanoïque
PFHxS	Acide perfluorohexanesulfonique
PFNA	Acide perfluorononanoïque
PFOA	Acide perfluorooctanoïque
PFOS	Acide perfluorooctanesulfonique
PFPeA	Acide perfluoropentanoïque
PPAR α	Récepteur alpha activé par les proliférateurs de peroxyosomes
PPAR γ	Récepteur gamma activé par les proliférateurs de peroxyosomes
PXR	récepteur X du prégnane
QI	Quotient Intellectuel
SWDE	Société Wallonne des Eaux
TM	Teneurs Maximales

UB	Hypothèse haute (<i>Upperbound</i>)
UE	Union Européenne
VG	Valeur Guide
VMM	<i>Vlaamse Milieu Maatschappij</i>
VTR	Valeur Toxicologique de Référence

1 Introduction

Composés per-et polyfluoroalkylés (PFAS)

Les composés per-et polyfluoroalkylés (PFAS) constituent un groupe complexe et important de substances chimiques synthétiques utilisées dans le monde entier dans de nombreux produits de consommation depuis les années 50 environ. Comme ces molécules sont hydrofuges, oléofuges et étanches aux graisses, elles sont utilisées comme matière première dans de nombreux produits de la vie courante, tels que les emballages alimentaires, les ustensiles de cuisine, les équipements de plein air et les mousses anti-incendie.

Les émissions lors de la production, de la fabrication, de l'utilisation et de l'élimination résultent en une forte contamination de l'environnement (Evich et coll., 2022). Les molécules de PFAS sont constituées d'une chaîne d'atomes de carbone et de fluorure liés et comme la liaison carbone-fluor fait partie des liaisons les plus stables, ces produits chimiques ne se dégradent pas facilement dans l'environnement et sont donc qualifiés de « produits chimiques éternels ». De plus, on sait que nombre de ces composés polyfluorés vont être bioaccumulables et bioamplifiés (George et coll., 2023).

Dans une perspective réglementaire et toxicologique, deux substances ont fait l'objet d'une attention particulière dans le passé, notamment l'acide perfluorooctanoïque (PFOA) et l'acide perfluorooctanesulfonique (PFOS). Ils sont largement utilisés, sont omniprésents et caractérisés par une chaîne carbonée formée de huit atomes de carbone (molécules C8). Plus récemment, d'autres composés PFAS tels que le PFHxS, le PFNA et d'autres molécules PFAS à chaînes plus courtes sont également en cours d'étude, mais de nombreux composés PFAS restent encore peu caractérisés (Fenton et coll., 2021)

Les PFAS sont essentiellement fabriqués par réactions de fluoration électrochimique et de télomérisation. Le processus de télomérisation produit des substances formées uniquement de chaînes alkyles linéaires, tandis que la fluoration électrochimique (ECF) crée un mélange d'isomères linéaires et ramifiés (Buck et coll., 2011). Ce n'est que très récemment que des isomères PFAS ramifiés ont pu être quantifiés et le rapport isomères PFAS ramifiés et linéaires est utilisé comme un outil de caractérisation des sources.

L'analyse des PFAS représente un défi considérable en raison de faibles limites de détection. Obtenir des valeurs témoins s'avère difficile car il peut y avoir des contaminations potentielles provenant de différentes origines, y compris dans le produit utilisé (tel que les solvants et les pipettes), dans le matériel employé, et même le technicien lui-même (par le biais de produits de soins personnels, par exemple). Comme les PFAS existent également sous de multiples formes isomériques multiramifiées, chacune ayant ses propres propriétés, les chercheurs ont porté une attention particulière sur le développement de méthodes analytiques capables de prendre en compte ces isomères ramifiés. Cependant, la rareté des matériaux de référence certifiés pour les PFAS monoramifiés purs freine sérieusement la possibilité de quantifier avec précision ces substances. De plus, réaliser une séparation par chromatographie de tous les isomères linéaires n'est pas toujours réalisable, ce qui est pourtant essentiel pour une quantification fiable.

Les propriétés physico-chimiques et toxicologiques des isomères linéaires et ramifiés sont légèrement différentes, ce qui conduit à des différences dans leur répartition relative et leur devenir en situations environnementales (Sadia et coll., 2023), il en est de même dans le corps humain (Varsi et coll., 2022). Les évaluations actuelles du risque ne font pas encore de distinction entre les formes linéaires et ramifiées, mais cela peut s'avérer nécessaire si l'on obtient davantage d'informations.

Dans le corps humain, les PFAS se fixent aux protéines sanguines et aux molécules assurant le transport. Ils s'accumulent dans le foie, le sang et les reins ; ils traversent la barrière placentaire et sont transmis de la mère au bébé par le lait maternel (Loccisano et coll., 2013). Les taux d'accumulation varient en fonction des types de PFAS, des tissus humains, du stade de la vie et du sexe (Perez et coll., 2013).

Les concentrations en PFOA et en PFOS relevées dans l'environnement ont augmenté entre les années 70 et 2000, puis, elles ont diminué entre 2000 et 2010 (Calafat et coll., 2007 ; Sundstrom et coll., 2011). Les taux sériques dépendent de l'âge, des processus de fabrication et de la démographie (Colles et coll., 2020 ; Sunderland et coll., 2019).

Les humains sont principalement exposés aux PFAS après ingestion (aliments, eau potable, poussière). L'inhalation et le contact avec la peau y contribuent dans une moindre mesure (Trudel et coll., 2008). La consommation de produits cultivés en zones contaminées peut entraîner une présence accrue dans l'organisme. (Liu et coll., 2019). La poussière présente dans l'environnement professionnel ou domestique peut contribuer de façon significative à l'apport journalier (Fu et coll., 2015). Une étude norvégienne a montré que pour certains participants à l'étude, l'ingestion de poussière domestique et l'inhalation de l'air extérieur ont contribué à la plupart des apports totaux (Poothong et coll., 2020).

Des groupes d'experts scientifiques de l'EFSA et de l'Agence américaine pour le registre des substances toxiques et des maladies (ATSDR) ont récemment passé en revue et synthétisé les connaissances actuelles provenant d'études expérimentales et épidémiologiques sur les substances PFAS (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2021 ; Schrenk et coll., 2020). Parmi les quelques PFAS relativement bien caractérisés, la plupart d'entre eux se sont révélés être modérément à très toxiques. Une série d'événements indésirables pour la santé ont été décrits en fonction de l'âge, du sexe et du type de substance PFAS. Ce qui est en lien avec les propriétés de perturbation endocrinienne des substances PFAS, avec induction d'un stress oxydatif et/ou des altérations épigénétiques causées par ces dernières (Boyd et coll., 2022 ; Kim et coll., 2021). Des interférences avec le récepteur alpha activé par les proliférateurs de peroxysomes (PPAR α), avec le récepteur gamma activé par les proliférateurs de peroxysomes (PPAR γ) et avec le CAR (récepteur constitutif de l'androstane) et le PXR (récepteur X du prégnane) ont été identifiés chez différents animaux de laboratoire, ce qui peut correspondre à un mécanisme lié aux lésions hépatiques décrites chez ces derniers (Gundacker et coll., 2022). Chez l'homme aussi, des modifications ont été décrites des enzymes hépatiques, une augmentation du cholestérol, des lésions hépatiques, des risques accrus de diabète de type 2 et de pathologies cardiovasculaires sont associés à une exposition à des concentrations élevées de PFAS en milieu professionnel ou dans un environnement domestique proche de sites contaminés (Costello et coll., 2022 ; Wang et coll., 2022 ; Wen et coll., 2023 ; Yan et coll., 2022).

Plusieurs études menées sur des cohortes mère-enfant ont montré qu'une exposition maternelle importante à certains PFAS (PFOS, PFNA, PFOA) était liée à une diminution du poids de naissance et à un risque accru d'accouchement prématuré, de fausse couche (PFDA), de pré-éclampsie (PFOS), de naissance de bébés de petite taille par rapport au stade gestationnel (PFDA) et de retard de croissance intra-utérine (PFOS, PFOA) (Cao et coll., 2021 ; Gao et coll., 2021 ; Govarts et coll., 2018 ; Gui et coll., 2022). L'exposition d'animaux de laboratoire aux PFAS s'est traduite par un faible poids à la naissance, des malformations congénitales, un retard de développement et des décès de nouveau-nés. Des modifications des taux d'hormones thyroïdiennes et sexuelles ont été décrites chez des animaux de laboratoire et lors d'études menées sur l'homme (Gundacker et coll., 2022 ; Rodríguez-Carrillo et coll., 2023), ainsi que des modifications de la fertilité masculine (mobilité et concentration des spermatozoïdes) (Hærvig et coll., 2022 ; Wang et coll., 2023), de la fertilité féminine (syndrome des ovaires polykystiques [SOPK] et retard des premières règles) (Hammarstrand et coll., 2021 ; Wang et coll., 2023). Très récemment, un groupe du Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a mené une évaluation sur les risques de cancer dus au PFOA et au PFOS et a classé le PFOA comme une substance cancérigène pour l'homme (Groupe 1) (carcinome des cellules rénales et cancer des testicules) et le PFOS comme potentiellement cancérigène pour l'homme (Groupe 2B) (Zahm et coll., 2023).

La suppression des défenses immunitaires est considérée comme le critère d'évaluation le plus sensible après une exposition au PFAS. De nombreuses études de qualité menées sur différentes populations humaines exposées, à la fois sur des enfants et des adultes, ont mis en évidence l'association entre une exposition au PFOA et le risque accru de maladies infectieuses et d'une réponse vaccinale moindre vis-à-vis de différents antigènes (Dalsager et

ces substances chez les animaux par l'intermédiaire des aliments pour animaux et de l'eau, par le biais de la lixiviation dans les emballages alimentaires contenant des PFAS, ou provenant d'équipements de production alimentaire contenant des PFAS.

Les données obtenues par biosurveillance humaine (BSH) en Flandre (Colles et coll., 2020 ; Schoeters et coll., 2022) et en Wallonie (Pirard et coll., 2020) ont montré que tous les participants aux études de BSH avaient des taux sériques quantifiables de PFOS et de PFOA, avec une prépondérance pour le PFOS, alors que les taux de PFNA et de PFHxS étaient plus bas. Les données obtenues par BSH peuvent être comparées à des concentrations internes avec les limites d'apport proposées récemment par l'EFSA sur la base de la diminution de la réponse vaccinale chez les enfants âgés d'un an en tant qu'effet critique. Dans l'étude flamande (FLEHS IV) portant sur des prélèvements d'échantillons réalisés en 2017, 15,7 % des 428 adolescents qui ont participé à cette étude dépassaient les valeurs biologiques de référence de biosurveillance humaine basées sur la santé pour l'ensemble des PFOS, PFHxS, PFOA et PFNA (6,9 ng/ml) soit la valeur de DHT préconisée par l'EFSA en fonction de la réponse vaccinale moindre enregistrée chez les enfants.

Dans une étude menée en Wallonie et portant sur 242 adultes (âgés d'au moins 18 ans) soumis à un prélèvement en 2016, environ 50 % des participants présentaient des valeurs sériques supérieures aux valeurs biologiques de référence (valeurs VBR) préconisées par la Commission allemande de biosurveillance humaine et fixées respectivement à 5 et 2 ng/L pour le PFOS et le PFOA selon des études épidémiologiques humaines décrivant un lien entre une exposition au PFOS et au PFOA et le trouble de la fertilité, la diminution de poids des nouveau-nés, les troubles du métabolisme lipidique et les déficiences immunitaires après vaccination (Hölzer et coll., 2021 ; Pirard et coll., 2020).

Le perchlorate

Le perchlorate est un anion non organique monovalent, de formule ClO_4^- et possède des propriétés oxydatives. Le perchlorate est fréquemment retrouvé dans certains minéraux, on suppose aussi que certains processus atmosphériques sont à l'origine de sa formation.

Il est largement utilisé dans de nombreuses industries, notamment pour la production de munitions, d'explosifs, de feux d'artifice et de feux de signalisation. On le retrouve aussi comme agent oxydant dans les fusées éclairantes, dans les dispositifs de pyrotechnie et comme agent de sensibilisation chimique dans les produits de nettoyage de la verrerie de laboratoire à base de détergents. Grâce à ses propriétés oxydatives remarquables, le perchlorate est utilisé dans de nombreuses applications allant des traitements médicaux aux produits de consommation (Nizinski et coll., 2021). Il est relativement stable dans l'environnement et facilement utilisable puisqu'il est très hydrosoluble. La présence de perchlorate dans les sols et dans l'eau est à l'origine d'une contamination des denrées alimentaires et de l'eau potable. Il provient de sources naturelles ou industrielles proches de zones de captage de l'eau. Le perchlorate entre aussi dans la composition des engrais d'origine naturelle, tels que le salpêtre du Chili, et est principalement utilisé pour la culture des légumes. La désinfection de l'eau potable par du ClO_2 sous forme d'hypochlorite ou gazeux peut être une autre source de contamination de l'eau potable (Cao et coll., 2019 ; FPS Health Food Chain Safety and Environment, 2023 ; Nizinski et coll., 2021 ; Wu et coll., 2010).

Dans son avis scientifique datant de 2017, le groupe scientifique CONTAM de l'EFSA a évalué les niveaux d'exposition au perchlorate, en tenant compte d'environ 12 000 résultats concernant la présence de perchlorate principalement dans les fruits et les légumes présentés par huit états Membres de l'Union européenne (UE), et en considérant également les données publiées dans la littérature sur la présence du perchlorate dans les laits maternisés, le lait et les produits laitiers, les boissons alcoolisées, les jus de fruit et le lait maternel. « Les légumes et les produits issus de végétaux », « le lait et les produits laitiers » ainsi que « les fruits et les produits à base de fruits » se sont révélés être d'importants contributeurs à l'exposition observée pour toutes les catégories de population (Arcella et coll., 2017).

Le principal problème sanitaire lié à une exposition au perchlorate est lié à son activité biochimique qui inhibe par compétition l'absorption d'iode thyroïdien par l'intermédiaire du

symporteur de l'iodure de sodium (protéine NIS), provoquant par conséquent une éventuelle perturbation de l'homéostasie de l'axe hypothalamo-pituitaire-gonadique (Serrano-Nascimento and Nunes, 2022).

Le choix d'une valeur de référence relative à la santé est essentiel pour déterminer des limites maximales. Il existe quelques éléments pertinents pour déterminer ce choix. Tout d'abord, l'inhibition de l'absorption d'iode est considérée comme un effet ayant ou non une incidence sur la santé. De plus, la perspective de considérer l'inhibition de l'absorption d'iode chez les adultes ou la réduction du QI chez leurs enfants comme un critère d'évaluation primaire de la santé joue un rôle. Le choix entre utiliser une valeur de la dose sans effet nocif observé (NOEL) ou d'une dose repère à effet significatif (BMD) comme point de départ pour en déduire une valeur de référence est un autre élément à prendre en compte. Par ailleurs, la décision d'appliquer des facteurs supplémentaires d'incertitude afin de protéger les groupes sensibles, comme les enfants à naître et les enfants, introduit une variabilité dans les valeurs de référence sanitaires. La répartition de la contribution la plus importante à une exposition totale, par l'intermédiaire de l'eau potable ou de la nourriture, doit également être prise en considération. Enfin, la décision de baser les calculs des apports en eau potable pour nourrissons ou adultes contribue à la diversité du calcul de ces valeurs de référence.

L'analyse conduite par Greer et coll. (2002) ainsi que d'autres études menées sur l'homme n'ont pas révélé à ce jour de lien évident entre une exposition au perchlorate présent dans l'eau potable et des effets perceptibles sur la santé. Ce manque de clarté pourrait être dû à la taille limitée des échantillons utilisés dans cette recherche, à la durée réduite des études et à l'inclusion exclusive d'adultes en bonne santé (Steinmaus, 2016 ; Zewdie et coll., 2010).

Par conséquent, il n'est pas certain que le niveau d'inhibition de l'absorption de l'iode lié à l'exposition à l'eau de boisson ait réellement des effets sur les hormones thyroïdiennes. Si ce n'est pas le cas, comme l'argumente l'Organisation mondiale de la Santé (OMS), réduire davantage les concentrations dans l'eau potable ne présente aucun avantage sur la santé. Des directives sur l'eau potable tirées d'une NOEL, d'une dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) ou fondée sur une BMD concernant l'inhibition de l'iode, pourraient probablement être excessivement prudentes. Cependant, ces directives offrent des garanties supplémentaires en cas d'exposition prolongée et pour des personnes ayant une faible absorption d'iode ou présentant des problèmes au niveau thyroïdien. L'Agence européenne de sécurité alimentaire (EFSA) va même jusqu'à suggérer qu'une inhibition durable de l'absorption d'iode peut en effet être liée à une fonction thyroïdienne défaillante. En 2019, l'Agence américaine de protection de l'environnement (EPA) a apporté une preuve scientifique en faveur de l'inhibition de l'absorption d'iode par le perchlorate et par conséquent, de la production d'hormones thyroïdiennes.

Bien qu'il semble probable que le perchlorate touche plus sévèrement les femmes enceintes, les bébés à naître et les nouveau-nés, ce qui est vérifié par de récentes études, les répercussions du perchlorate sur la santé ne font pas encore l'unanimité au niveau de ces groupes spécifiques. Des variables telles que l'âge, les troubles de la thyroïde, l'absorption d'iode et d'autres contaminants pourraient éventuellement avoir un impact sur les résultats des études, sur les méthodologies appliquées pour étudier une exposition au perchlorate, sur les taux d'hormones thyroïdiennes et sur l'analyse statistique (Steinmaus, 2016). Dans les cas où une sensibilité accrue au sein d'une sous-population est observée, il est conseillé de baser la valeur de référence sanitaire sur des données dose-réponse pour ce groupe spécifique (Strawson et coll., 2005). Certaines valeurs de référence de l'eau potable intègrent un facteur d'incertitude supplémentaire (au-delà du facteur dix pour les différences interindividuelles) au sein de ces sous-populations, et/ou la répartition de l'eau potable ou de sa consommation a été spécifiquement adaptée aux femmes enceintes ou aux enfants. En 2019, l'Agence américaine de protection de l'environnement (EPA) a effectivement calculé une valeur de référence de toxicité sanitaire de 0,7 µg/kg de pc par jour pour le perchlorate, en se basant sur la sous-population la plus sensible : le fœtus de femmes enceintes ayant une faible absorption d'iode et une fonction thyroïdienne altérée (EPA, 2019).

2 Réponses détaillées aux questions

Les questions posées au CSS concernent l'utilisation de l'eau dans la production alimentaire et l'éventuelle contamination par les PFAS et le perchlorate de ces sources d'eau.

Au sens très large, il existe quatre utilisations principales de l'eau dans la production alimentaire :

1. production primaire,
2. nettoyage et assainissement,
3. opérations de transformation,
4. en tant qu'ingrédients alimentaires

L'utilisation de l'eau pour la production primaire fait référence à l'eau utilisée pour arroser les cultures, pour l'irrigation, et l'entretien du matériel, pour le maintien de l'hygiène générale du bétail et son abreuvement. Lors de la fabrication des aliments, l'eau est utilisée pour la cuisson à ébullition ou pour la cuisson vapeur des aliments, tels que les pâtes ou le riz, les soupes, le thé et le café. L'eau est utilisée pour transporter les denrées alimentaires lors de la fabrication et pour nettoyer les aliments ainsi que les équipements de transformation alimentaire. Certains produits alimentaires contiennent beaucoup d'eau, comme les soupes et les confitures et pour certains aliments, l'eau est l'ingrédient principal, tels que les jus de fruits ou les bières. En outre, l'eau peut être utilisée comme milieu de conservation des aliments, de stockage et comme liquide consommé par l'homme.

Des contaminants présents dans l'eau utilisée pour la préparation des denrées alimentaires peuvent être concentrés ou dilués dans le produit alimentaire final. Cela dépend du contaminant, du type de denrée alimentaire et de la méthode de préparation.

Ainsi, les substances peuvent ensuite contaminer des produits alimentaires et contribuer à une exposition des personnes (Bhagwat, 2019 ; Linderhof et coll., 2021).

Réponse à la question 1 : Quel est l'effet sur l'exposition et le risque (chronique) pour la santé des différents groupes de consommateurs belges de l'établissement d'une valeur cible nationale non-contraignante de 4 ng/l pour la somme des PFOA, PFOS, PFNA et PFHxS dans l'eau qui est utilisée dans les processus de fabrication, de transformation, de conservation et de mise sur le marché des différentes catégories de denrées alimentaires ?

Effet sur l'exposition

En se basant sur les données les plus récentes concernant la présence dans les denrées alimentaires et sur les données se rapportant à la consommation, l'EFSA a conclu, dans son avis rendu en 2020, que l'absorption de contaminants PFAS dans les denrées alimentaires contribue de manière significative à l'exposition de la population générale (Schrenk et coll., 2020).

Concernant le groupe des adolescents, des adultes, des personnes âgées et très âgées, l'exposition *Lower Bound* (LB) aux quatre PFAS définis par l'EFSA varie, en fonction des sondages, entre 3 et 22 ng/kg de pc par semaine ou entre 0,4 et 3,1 ng/kg par pc par jour.

Le P95 (LB) est compris entre 9,1 et 70 ng/kg de pc par semaine. Pour une LB moyenne après exposition d'enfants en bas âge ou plus âgés variant entre 6 et 46 ng/kg de pc par semaine (0,9 et 6,6 ng/kg de pc par jour), le P95 se situait entre 18,9 et 95,9 ng/kg de pc par semaine (Schrenk et coll., 2020). Le tableau 1 présente les données spécifiques obtenues lors des sondages réalisés en Belgique. Le groupe scientifique de l'EFSA reconnaît toutefois que des concentrations beaucoup plus élevées ont été observées chez certains individus, parmi lesquels des adultes exposés sur leur lieu de travail, des enfants et des adultes, qui ont subi une exposition élevée en raison, par exemple, d'une eau potable contaminée.

Dans ces conditions, la concentration relative de nombreux PFAS peut s'écarter considérablement de ce qui est observé dans les populations générales.

Tableau 1 : données d'exposition spécifique provenant de sondages belges, tirés de la publication de Schrenk et coll., 2020. L'étude, la tranche d'âge, le nombre de participants et les données d'exposition sont présentés pour l'ensemble des PFOA, PFOS, PFHxS et PFNA. Toutes les données sont exprimées en ng/kg de pc par jour.

Étude	Tranche d'âge	Nombre	Moyenne LB		Moyenne UB		P95 LB		P95 UB	
			par jour	par semaine	par jour	par semaine	par jour	par semaine	par jour	par semaine
ALIMENTATION AU NIVEAU NATIONAL 2004	Adolescents ≥10-<18	576	0.54	3.77	20.59	144.11	1.45	10.18	44.17	309.21
ALIMENTATION AU NIVEAU NATIONAL 2004	Adultes ≥18-<65	1292	0.72	5.07	15.91	111.39	2.29	16.01	33.41	233.87
ALIMENTATION AU NIVEAU NATIONAL 2004	Personnes âgées ≥65-<75	511	0.78	5.45	15.18	106.25	2.33	16.31	27.92	195.43
ALIMENTATION AU NIVEAU NATIONAL 2004	Personnes très âgées ≥ 75 ans	704	0.78	5.45	15.41	107.89	1.98	13.83	31.09	217.61
RÉGION FLANDRE	Tout-petits ≥ 1-<3 ans	36	1.51	10.58	112.09	784.64	3.35	23.45	229.04	1603.3
RÉGION FLANDRE	Autres enfants ≥3-<10 ans	625	1.40	9.83	81.78	572.43	4.36	30.51	165.31	1157.2

Boire de l'eau, manger du poisson, des fruits, des pommes de terre et des œufs, et des produits dérivés représentent les facteurs prépondérants des apports alimentaires en PFAS dans les différents pays européens, y compris la Belgique (Cornelis et coll., 2020 ; Fabelova et coll., 2023 ; Schrenk et coll., 2020 ; Sunderland et coll., 2019). Selon la base de données de l'EFSA (2020), on estime que la plus importante contribution alimentaire des PFOS chez les adultes belges provenait du poisson et des fruits de mer (63,4 %) suivi de la viande, y compris les abats (12,6 %), les fruits et les produits élaborés à base de fruits (10,3 %), les œufs et les ovoproduits (9 %), l'eau (1,3 %), les légumes et les produits maraîchers (1,2 %) (Touchant et coll., 2022). Dans le projet PERFOOD (2008-2012), quelques catégories supplémentaires de produits alimentaires cultivés et produits en Flandre ont été collectées et analysées. Les taux les plus élevés en PFOS ont été retrouvés dans les anguilles (72,8 ng/g de poids frais (mm) (10,5 -166 ng/g mm), les œufs 7,8 ng/g de poids frais (<0,12- 22 ng/g mm), les pommes de terre 6,18 ng/g de poids frais (<0,021-19 ng/g mm) et les poissons de mer 0,32 ng/g de poids frais (<0,12-0,55 ng/g mm). Quatre échantillons d'eau du robinet et cinq échantillons de bière ont été analysés et présentent des concentrations beaucoup plus faibles : les concentrations moyennes (intervalle) des échantillons d'eau présentaient des valeurs de 0,005 ng/g (0,004-0,01 ng/g) en PFOS and 0,002 ng/g (0,001-0,005 ng/g) en PFOA. Dans les échantillons de bière, les concentrations en PFOS étaient de 0,013 ng/g (<0,0013-0,04 ng/g) et les concentrations en PFOA étaient de 0,006 ng/g (<0,0008-0,02 ng/g) (Cornelis et coll., 2012).

L'étude PERFOOD a montré que l'exposition au PFOS des enfants par le biais des denrées alimentaires était en grande partie due à la consommation de pomme de terre (48 %), suivie par les poissons et les fruits de mer, les produits laitiers, les œufs et les fruits (chacun intervenant pour 10 %). Chez les adultes, l'apport était dû principalement au poisson, aux fruits de mer (57 %), puis, aux pommes de terre (28 %). L'apport alimentaire du PFOA chez les enfants se produisait principalement par la consommation de fruits (30 %) et de légumes (20 %), le poisson et les fruits de mer ne représentant qu'une faible proportion tandis que l'exposition des adultes résulte de la consommation de poissons et de fruits de mer, de pommes de terre, de fruits et de légumes à un taux presque équivalent d'environ 20 %.

Bien que des concentrations de PFOS et de PFOA aient été détectées dans l'eau potable et dans la bière, leur contribution à une exposition représente moins de 1 %.

La contamination des denrées alimentaires par le PFAS se produit dans l'environnement (sol contaminé, dépôt de poussière, arrosage avec de l'eau contaminée) et/ou lors d'utilisation d'ustensiles de cuisine contenant du PFAS. Une adhérence non spécifique ou d'autres mécanismes peuvent produire une accumulation de PFAS sur des matériaux spécifiques, tels que le verre ou le polypropylène (Mancini et coll. 2023).

Peu d'informations sont disponibles en ce qui concerne l'impact des contaminants PFAS dans l'eau utilisée pour la production de denrées alimentaires. Il y a très peu de données disponibles sur les facteurs spécifiques de transfert du PFAS de l'eau vers les aliments, mais on craint que les PFAS puissent se lier aux protéines présentes dans les denrées alimentaires (Li et coll. 2021). Les chaînes hydrophobes de carbone fluoré du PFAS peuvent occuper les sites de liaison des protéines cibles et les groupements acides du PFAS peuvent créer des liaisons hydrogène avec les acides aminés (Zhao et coll., 2023).

Peu d'études sont disponibles sur les effets de la cuisson ou de la cuisson vapeur sur les concentrations en PFAS dans les denrées alimentaires. Elles sont résumées dans l'avis publié en 2018 puis en 2020 par le groupe scientifique CONTAM de l'EFSA. Le nombre limité d'études ne permet pas de déterminer avec certitude si la cuisson et la transformation entraînent des pertes ou des augmentations. L'étude PERFOOD de l'UE (2009-2012) a évalué l'impact de certaines techniques de transformation des denrées alimentaires. Elle a montré qu'après cuisson des aliments riches en glucides dans de l'eau contenant du PFAS, 80 % du PFOS se retrouvaient dans les pâtes, et seulement 7 % dans les croquettes de pommes de terre. Les chercheurs de cette étude ont décrit une augmentation du transfert du PFAS de l'eau vers les aliments en fonction de la surface de l'aliment et de la quantité d'eau absorbée pendant la cuisson. Dans la plupart des cas, les produits alimentaires crus contenaient des quantités plus élevées de PFAS que les produits alimentaires transformés ou cuisinés. Une raison majeure pourrait être l'effet de dilution due à l'ajout d'une large variété d'ingrédients dans le produit composé concerné.

Une étude récente incluse dans l'étude américaine menée sur l'alimentation globale a analysé 167 échantillons d'aliments transformés collectés dans tout le pays ; le résultat a montré que les PFAS étaient retrouvés dans le thon en conserve (PFAS), dans les bâtonnets de poisson (PFOS et PFNA) et dans les poudres protéiques (PFOS), avec une concentration de chaque substance inférieure à 0,15 µg/kg (Young et coll. 2022). **Quantifier ou déduire des facteurs de transfert des PFAS de l'eau vers les denrées alimentaires n'est cependant pas encore réalisable à cause du manque d'information. Même pour des composés les plus étudiés comme le PFOS et le PFOA, il n'y a pas d'information.**

L'eau utilisée pour la préparation des aliments peut aussi représenter une fraction des aliments préparés. Comme exemples, on peut citer les soupes et les légumes en conserve, les légumes au vinaigre, les confitures, les gelées de fruits et les jus de fruit. Les résultats ont également mis en évidence que, bien que les différents procédés de préparation des boissons puissent avoir un rôle sur les concentrations en PFAS trouvées dans le produit final consommé, l'eau utilisée pour la préparation reste la source principale de PFAS.

Par conséquent, cela a des conséquences dans les zones où l'eau potable est contaminée. Nous avons donc comparé la valeur cible limite proposée de 4 ng/L avec des teneurs maximales (TM) fixées pour les denrées alimentaires spécifiques.

D'après l'avis scientifique de l'EFSA (Schrenk et coll. 2020), la conclusion est que l'exposition aux quatre PFAS d'une partie de la population européenne dépasse la dose hebdomadaire tolérable (DHT) de 4,4 ng/kg de pc (l'ensemble des quatre PFAS) (ou 0,63 ng/kg de pc si on l'exprime en dose journalière tolérable).

Les dépassements de la DHT restent des motifs de préoccupation et nécessitent la fixation de teneurs maximales pour les denrées alimentaires. En conséquence, la Commission européenne a fixé des TM ciblant principalement les types de denrées alimentaires représentant les facteurs les plus significatifs d'une exposition, selon les preuves scientifiques disponibles identifiées par le groupe scientifique de l'EFSA. Ces TM ne sont pas essentiellement fondées sur le risque, mais elles sont fixées selon le principe de précaution et d'optimisation (ALARA), c'est-à-dire à un niveau aussi bas que raisonnablement possible, en tenant compte des options de prévention et de réduction et en excluant les zones sensibles

exceptionnelles de contamination environnementale), l'objectif étant de réduire une exposition.

Par conséquent, nous avons comparé les TM pour l'ensemble des quatre PFAS (valeurs variant entre 1,3 et 50 µg/kg de pc sur la viande de bœuf, de porc, de volaille et sur des abats respectivement) avec la valeur de 4 ng/L proposée pour l'ensemble des contaminants de l'eau, comme indiqué dans la préparation des aliments.

Les TM pour le PFOS, PFOA, PFNA et PFHxS et pour l'ensemble des PFOS, PFOA, PFNA and PFHxS dans les œufs, la chair de poisson, les crustacés, les mollusques bivalves, la viande et les abats d'animaux d'élevage et d'animaux sauvages ont été fixés par le règlement européen (UE) 2023/915 (Commission européenne, 2023) et sont illustrées dans l'Annexe I. La Commission a également fixé des taux indicatifs de concentrations de PFAS dans les fruits, les légumes, le lait et les aliments pour bébés dans la Recommandation européenne (UE) 2022/1431 relative à la surveillance des PFAS dans les denrées alimentaires (Annexe 2). Ces niveaux ne devraient pas affecter la possibilité de mettre sur le marché des denrées alimentaires, mais des recherches sur les sources potentielles de contamination devraient être menées lorsque la concentration en PFAS dépasse ces niveaux dans les produits alimentaires. Cependant, de tels niveaux n'existent pas pour toutes les denrées alimentaires.

Sur la base de cette comparaison, **nous estimons qu'il est peu probable que la valeur de 4 ng/L proposée pour l'eau augmente les concentrations de ces quatre PFAS dans les denrées alimentaires à un niveau dépassant les TM ou les limites indicatives. Dans les aliments pour bébé, une teneur indicative de 0,050 µg/kg pour le PFOS, de 0,050 µg/kg pour le PFOA, de 0,050 µg/kg pour le PFNA et de 0,050 µg/kg pour le PFHxS a été démontrée. Il est également peu probable que l'eau avec la valeur cible fixée à 4 ng/L pour l'ensemble des PFAS augmente de façon significative, c'est-à-dire au-delà du niveau indiqué, la concentration de ces PFAS dans les aliments pour bébé.**

Nous ne disposons pas d'arguments pour présumer que la valeur cible proposée aura pour conséquence des concentrations élevées dans les denrées alimentaires, supérieures aux limites maximales ou aux valeurs indicatives actuelles. Certaines incertitudes persistent ; par exemple, la question est de savoir si la fixation des protéines peut entraîner le déplacement des PFAS de l'eau vers les denrées alimentaires. Cependant, en fonction des connaissances scientifiques actuelles, le CSS ne peut pas émettre un avis plus détaillé sur une quelconque technique possible ou sur le matériel utilisé dans la fabrication, la transformation, la conservation ou la commercialisation des différentes catégories de produits alimentaires. Nous en concluons que, dans tous les cas, **les denrées alimentaires préparées doivent être conformes aux TM fixées par la Commission et qu'un dépassement des taux indicatifs devrait faire l'objet d'un suivi des causes de contamination (y compris l'eau utilisée pour la fabrication) comme conseillé dans la recommandation européenne.**

En fonction de cela, le CSS en conclut que l'utilisation d'eau d'une valeur cible de 4 ng/L pour la préparation de denrées alimentaires va diminuer l'exposition actuelle de la population.

Effets sur les risques sanitaires

Le CSS conclut également que l'utilisation d'une valeur cible de 4 ng/L pour la préparation de denrées alimentaires n'augmentera pas les risques pour la santé. La valeur cible de 4 ng/L serait compatible avec une limite dans l'eau potable en fonction de l'apport hebdomadaire tolérable pour la santé (DHT) fixé par l'EFSA (voir section Q5)

Étant donné la présence mesurable de PFAS, le CSS a aussi préconisé une valeur limite pour l'eau utilisée pour la préparation des aliments dans le cadre de la politique environnementale sur l'eau. Des émissions émises par l'industrie et le traitement des eaux usées dans les stations d'épuration contribuent encore à la contamination (voir section Q5).

Réponse à la question 2 : Quel est l'effet sur l'exposition et le risque (chronique) pour la santé des différents groupes de consommateurs belges de l'établissement d'une valeur cible nationale de 4 ng/l pour la somme des PFOA, PFOS, PFNA et PFHxS dans les eaux embouteillées (eau de source et eau de boisson) ?

Effet sur l'exposition

Considérer une valeur limite de 4 ng/L d'eau pour l'eau en bouteille correspond à une absorption de 8 ng (pour l'ensemble des PFOA, PFOS, PFNA et PFHxS si l'on considère qu'un volume de 2 L représente une consommation standard de liquide absorbé quotidiennement par un adulte pesant 60 kg. Cela correspond à des valeurs d'ingestion de 0,13 ng/kg de pc par jour pour l'ensemble des PFOA, PFOS, PFNA et PFHxS. Ce qui représente 18 % de l'apport alimentaire journalier moyen (exposition LB) estimés par le groupe scientifique de l'EFSA qui était de 0,72 ng/kg de pc journalier pour les adultes belges. Selon les directives de l'EFSA, l'apport total liquide recommandé pour les enfants âgés d'un an, diminue de 110 mL/kg à 78 mL/kg de pc journalier à l'âge de 3 ans ; ce qui serait équivalent à des valeurs d'apport alimentaire variant de 0,44 à 0,3 ng/kg de pc par jour pour l'ensemble des PFOA, PFOS, PFNA et PFHxS (produits diététiques et groupe d'experts de l'EFSA sur les produits diététiques et les allergies, 2010.) Nous pouvons comparer ces valeurs avec l'apport alimentaire journalier moyen (exposition LB) estimé par les scientifiques experts de l'EFSA qui était de 1,5 ng/kg de pc pour des enfants belges en bas âge, ce qui est illustré sur la figure 1. Ces résultats nous permettent de conclure que la valeur cible fixée à 4 ng/L pour l'eau en bouteille représentera une contribution mineure à la consommation journalière moyenne. Toutefois, il est peu probable que l'eau en bouteille soit le seul apport en liquides.

Effets sur les risques sanitaires

La valeur cible proposée concorde avec la DHT conseillée pour la santé de 4,4 ng/kg de pc ou une DJT de 0,63 ng/kg de pc pour l'ensemble des PFOA, PFOS, PFNA et PFHxS fixées par l'EFSA. Il est donc convenu que 20 % de la DJT (0,13 ng/kg de pc par jour) peuvent être attribués à l'eau de boisson (y compris l'eau en bouteille).

La DHT protège les mères contre l'accumulation d'une charge corporelle en PFAS qui peut conduire à une réponse anticorps réduite lors de la vaccination des enfants âgés d'un an et nourris au sein. Ce point est considéré comme le paramètre le plus critique (Abraham et coll., 2020). Au vu des connaissances actuelles, des effets indésirables sur la santé ne peuvent pas être écartés si la dose est supérieure à la DHT ; en deçà de la DHT, la situation est considérée comme sûre. Il est à noter que la DHT ou la DJT est à considérer comme une estimation de la quantité d'une substance dans l'air, dans les aliments ou dans l'eau potable pouvant être ingérée de façon hebdomadaire ou quotidienne, respectivement, durant toute une vie sans risque sanitaire notable.

Nous avons également proposé la valeur cible protégeant les bébés et les enfants en bas âge, lesquels constituent le groupe le plus vulnérable. Les bébés âgés de 7 à 28 jours consomment chaque jour entre 100 et 190 ml d'eau/kg (produits diététiques et groupe d'experts de l'EFSA sur les produits diététiques et les allergies, 2010.) Utiliser une eau contenant 4 ng/L (pour l'ensemble des quatre PFAS) pour préparer le lait maternisé équivaut à un apport journalier de 0,4 à 0,76 ng/kg de pc, ce qui dépasse la DJT. Cependant, la valeur cible de 4 ng/L (pour l'ensemble des quatre PFAS) est bien en-dessous de la concentration critique de l'ensemble des quatre PFAS dosé dans le lait maternel, d'une valeur de 133 ng/L, et qui protège les mères âgées de 30 ans d'une accumulation de charge corporelle responsable d'une diminution de la réponse vaccinale de leurs enfants (Schrenk et coll. 2020).

Réponse à la question 3 : Quel est l'effet sur l'exposition et le risque (chronique et aigu) pour la santé des différents groupes de consommateurs belges de l'établissement d'une limite maximale de 13 µg/l et de 15 µg/l pour le perchlorate dans l'eau qui est utilisée dans les processus de fabrication, de transformation, de conservation et de mise sur le marché des différentes catégories de denrées alimentaires ?

Pour une population adulte, la CSS estime qu'une limite maximale de 13 µg/L et de 15 µg/L dans l'eau utilisée pour la préparation, la transformation, la conservation et la commercialisation des différents types de produits alimentaires est, en fonction du pourcentage de transfert ou de mélange, susceptible de contribuer de manière significative à l'exposition.

La limite maximale proposée est trop élevée pour les populations sensibles (enfants et tout-petits).

Effet sur l'exposition

Le groupe scientifique CONTAM de l'EFSA a établi un rapport intitulé « Évaluation de l'exposition quotidienne au perchlorate de la population européenne ». L'exposition chronique de résidents belges a été évaluée par l'EFSA (2017) sur la base de données de la consommation de produits alimentaires en Flandre (étude des dossiers portant sur les denrées alimentaires [2002], et d'une étude portant sur le rappel dans les 24 heures, à l'échelon national, de produits alimentaires depuis 2004) et sur les données relatives à la présence de perchlorate dans les aliments depuis 2015 (122 échantillons). L'exposition chronique moyenne des tout-petits (en µg/kg de pc par jour) a été estimée à 0,15 (limite inférieure, LB) et à 0,47 (limite supérieure, UB), à une valeur de 0,10 (LB) et de 0,35 (UB) pour les autres enfants, à 0,04 (LB) et 0,10 (UB) chez les adolescents, tandis que pour les adultes et les personnes âgées, on relève une valeur de 0,04 (LB) et de 0,11 (UB). Le P95 après exposition chronique (µg/kg de pc par jour) des autres enfants était de 0,23 (LB) et de 0,60 (UB) pour les adolescents, de 0,10 (LB) et de 0,20 (UB) pour les adultes et de 0,11 (LB) et 0,21 (UB) pour les personnes âgées. En Belgique, il n'existe aucune liste de données concernant les enfants, mais leur exposition moyenne décrite dans toutes les enquêtes alimentaires varie de 0,09 (LB) à 0,47 (UB) µg/kg de pc par jour. On a constaté que les nourrissons, les tout-petits et les autres enfants ont une exposition moyenne plus élevée que celle des autres groupes de la population (Arcella et coll., 2017).

« Les légumes et les produits issus de végétaux », « le lait et les produits laitiers » ainsi que « les fruits et les produits à base de fruits » se sont révélés être les principaux candidats à l'exposition dans tous les groupes de population. Dans la configuration *middle bound* (MB), le principal facteur chez les enfants est le « lait et les produits laitiers », suivi par les « aliments pour nourrissons et les enfants en bas âge » ; les « légumes et les produits maraîchers » ainsi que les « fruits et les denrées élaborées à base de fruits » qui sont également des contributeurs importants à l'exposition des nourrissons. Un schéma similaire est aussi observé chez les tout-petits, mais l'importance est moindre concernant les « denrées alimentaires destinées aux nouveau-nés et aux enfants en bas âge » alors que l'impact augmente pour les « fruits et les jus de légumes ». Pour les autres enfants et adolescents, les principaux facteurs sont le « lait et produits laitiers » ainsi que les « légumes et les produits maraîchers », suivis par les « fruits et les jus de légumes » ainsi que par les « fruits et les aliments à base de fruits ». Pour la population plus âgée, « les légumes et les produits maraîchers » représentent le facteur le plus important, mais d'autres classes d'aliments sont aussi largement impliquées dans l'exposition, comme le « lait et produits laitiers », les « thés et les tisanes (boissons) » et les « fruits et les aliments à base de fruits » (Arcella et coll., 2017).

D'après l'avis scientifique du groupe d'experts CONTAM, les niveaux d'exposition au perchlorate ont été évalués en tenant compte d'environ 12 000 résultats attestant de la présence de perchlorate, principalement dans les fruits et les légumes proposés par huit États

membres de l'Union européenne (UE), et également en fonction de données publiées dans la littérature sur la présence de perchlorate dans les laits maternisés, le lait et les produits laitiers, les boissons alcoolisées, les jus de fruit et le lait maternel. Après élimination des échantillons suspects, les concentrations moyennes les plus élevées en perchlorate ont été quantifiées dans les navets (350 µg/kg, *Upper Bound* (UB) et dans les salades (120 µg/kg, UB) (Arcella et coll., 2017 ; 2014).

Il est peu probable que le perchlorate, très soluble dans l'eau, soit transféré de l'eau vers les aliments. Il n'existe aucune preuve de bioamplification. Cependant, lors de la préparation des aliments, l'eau peut être ajoutée à des proportions variables au produit final.

Pour mettre en perspective les limites maximales fixées (13 à 15 µg/L), nous les comparons avec les valeurs limites maximales de différentes denrées alimentaires fixées par la Commission européenne (Règlement (UE) 2023/915 de la Commission). Les valeurs limites maximales sont de 10 µg/kg de poids à l'état frais pour les aliments élaborés à base de céréales, pour les préparations destinées aux nourrissons, pour les préparations de suite, les aliments à visée médicale particulière destinés aux nourrissons et aux jeunes enfants ; pour les préparations pour jeunes enfants, elles varient jusqu'à 50 µg/kg dans les fruits frais et jusqu'à 750 µg/kg dans le thé séché et les infusions d'herbes et de fruits séchés (Annexe III). Ces valeurs limites maximales ne sont pas basées sur le risque primaire, mais elles sont fixées selon le principe ALARA, l'objectif étant de réduire l'exposition.

L'exposition au perchlorate des nourrissons allaités a été évaluée à des doses variant de 0,76 à 6,5 µg/kg de pc par jour selon les concentrations moyennes de perchlorate dosées dans le lait maternel aux États-Unis. Utiliser de l'eau potable pour élaborer les préparations pour nourrissons en respectant une valeur limite maximale de 15 µg/L aboutira à avoir 2,25 µg/kg de pc par jour (en supposant une consommation de 0,15 L de pc par jour).

Le CSS craint que l'utilisation d'une eau qui est conforme à la limite maximale proposée pour la préparation d'aliments pour nourrissons et d'aliments pour bébés n'entraîne une augmentation des concentrations proches ou supérieures aux limites maximales fixées par la Commission européenne pour des denrées alimentaires spécifiques.

Effets sur les risques sanitaires

Le groupe scientifique de l'EFSA sur les contaminants de la chaîne alimentaire (CONTAM) a publié un avis scientifique en 2014 (CONTAM, 2014) sur les risques pour la santé publique liés à la présence de perchlorate dans les aliments, en particulier les fruits et légumes. Dans cette étude, ils ont établi une dose journalière tolérable de 0,3 µg/kg de pc par jour. Le groupe de scientifiques CONTAM de l'EFSA a sélectionné comme dose de référence la limite de confiance inférieure à 95 % pour la réponse de la limite inférieure de l'intervalle de confiance de la BMD (BMDL) à un risque supplémentaire 5 % (BMDL05) en cas de réduction de l'absorption d'iode par la thyroïde. La valeur de BMDL05 de 0,0012 mg/kg de pc par jour était basée sur l'étude de Greer et coll. (2002), un facteur d'évaluation de l'innocuité de 4 était utilisé pour calculer la DJT de 0,3 µg/kg de pc par jour. En se basant sur l'absorption de l'iode par la thyroïde chez des adultes en bonne santé, les scientifiques ont supposé qu'une diminution prolongée de l'absorption de l'iode devrait mener à des modifications des taux d'hormones thyroïdiennes, ce qui aurait un effet néfaste pour les sous-populations sensibles. Le CSS privilégie cette valeur limite d'absorption journalière pertinente pour la santé car elle est plus respectueuse des valeurs limites préconisées par l'Agence américaine pour la protection de l'environnement (US EPA) et par l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES) (Voir section Q10).

Puisque l'exposition au perchlorate des adolescents, des adultes, des personnes âgées ou très âgées est largement en-dessous de la DJT qui est de 0,3 µg/kg quotidien, définie par l'EFSA, aucun risque sanitaire n'est à craindre. Le schéma *Upper Bound* pour les jeunes enfants belges et pour les enfants européens est déjà au-dessus de la DJT, une exposition plus importante doit être évitée.

Pour ces groupes sensibles, une limite maximale inférieure doit être respectée.

Réponse à la question 4 : Quel est l'effet sur l'exposition et le risque (chronique et aigu) pour la santé des différents groupes de consommateurs belges de l'établissement d'une limite maximale de 13 µg/l et de 15 µg/l pour le perchlorate dans les eaux embouteillées (eau de source et eau de boisson) ?

Le CSS estime qu'il est nécessaire de fixer, au niveau national, une valeur limite de 13 µg/L et 15 µg/L de perchlorate pour l'eau en bouteille. En Belgique, les données relevées pour les concentrations en perchlorate présent dans l'eau potable montrent que des dépassements sont possibles. L'eau présentant une valeur de 13 µg/L ou de 15 µg/L peut avoir des effets potentiels sur la santé des populations sensibles, donc il faut adapter une valeur limite plus faible pour ces personnes.

Effet sur l' exposition

Dans l'hypothèse d'une consommation de 2 litres d'eau contenant une concentration de 13 µg/L de perchlorate, l'exposition d'un adulte de 60 kg serait de 0,43 µg/kg pc par jour. Pour un nourrisson âgé de 7 à 28 jours, une consommation de 150 mL d'eau par kg de pc par jour serait équivalente à une exposition de 1,95 µg de perchlorate par kg de pc par jour. Ces valeurs d'apport alimentaire calculées à partir de l'eau apparaissent relativement élevées par rapport aux valeurs estimées de l'apport alimentaire journalier de la population belge (exposition moyenne chronique des nouveau-nés de 0,15 (LB) et de 0,47 (UB) µg/kg de pc par jour, de 0,1 (LB) et 0,35 (UB) µg/kg par jour pour les autres enfants, de 0,04 (LB) et 0,10 (UB) µg/kg de pc par jour pour les adolescents, de 0,04 (LB) et 0,11 (UB) µg/kg de pc par jour pour les adultes et les personnes plus âgées.

Effets sur les risques sanitaires

Selon l'EFSA, l'exposition est légèrement plus importante chez les adultes qui présentent une DJT de 0,3 µg/kg de pc par jour. Aucun effet sanitaire indésirable n'est attendu si l'apport alimentaire journalier reste inférieur à cette valeur. Cependant, l'US EPA a fixé une dose de référence de 2,2 µg/kg de pc par jour et l'ANSES a, pour sa part, choisi la dose de 0,7 µg/kg de pc par jour.

Ces limites maximales ainsi imposées sont beaucoup trop élevées pour l'eau proposée aux bébés et devraient poser un risque sanitaire car la grossesse et le développement du jeune enfant sont considérés comme les phases les plus critiques à une exposition (voir Q6).

Réponse à la question 5 : Sur base des réponses aux questions 1 et 2, quelle est la pertinence scientifique pour la protection de la santé des différents groupes de consommateurs belges de fixer une valeur cible nationale pour la somme des PFOA, PFOS, PFNA et PFHxS dans l'eau en bouteille et dans l'eau qui est utilisée dans les processus de fabrication, de transformation, de conservation et de mise sur le marché des différentes catégories de denrées alimentaires ?

Inquiétude quant au risque sanitaire

Bien que les recherches sur les effets sanitaires des PFAS représentent un domaine scientifique en évolution, il n'existe pas suffisamment de preuves scientifiques montrant que l'exposition actuelle de la population à certains PFAS peut entraîner des effets nocifs pour la santé des personnes (Fenton et coll., 2021). Ces remarques découlent à la fois d'études expérimentales et d'études observationnelles sur l'homme. Parmi les conclusions présentées dans la littérature, les résultats sont largement documentés et résumés dans un document récent (2021) de l'Agence pour le registre des substances toxiques et des maladies (ATSDR) et de l'avis de l'EFSA en 2020 (Schrenk et coll., 2020).

En Belgique, des études ont montré que les concentrations sériques en PFAS actuellement dosées chez l'homme sont associées à des effets sanitaires néfastes, tels qu'un risque accru de faible poids pour les nouveau-nés par rapport à l'âge gestationnel, des changements au niveau des hormones sexuelles et du comportement des adolescents. Contrairement aux observations faites chez les adolescents, on observe chez les adultes plus âgés une augmentation de la capacité d'attention ou de maintien de l'attention (Govarts et coll., 2016 ; van Larebeke et coll., 2022).

Il a été démontré que la consommation d'aliments influence la charge corporelle : consommation de poissons, de fruits de mer ou de riz chez des adultes wallons (Pirard et coll., 2020) et consommation de poissons, d'abats et d'aliments cultivés localement dans des études réalisées en Flandre (Colles et coll., 2020 ; Schoeters et coll., 2022).

Inquiétudes quant à la contamination des réserves en eaux

L'exposition actuelle aux PFAS de l'eau potable peut être évaluée par leurs concentrations mesurées dans cette eau. L'Agence flamande de l'environnement (VMM) a mené en 2021 une étude sur la contamination par les PFAS de l'eau du robinet distribuée en Flandre en 2021 (VMM, 2021). À cette époque, 13,3 % des mesures des quatre PFAS définies par l'EFSA étaient plus élevées que la valeur préconisée de 4 ng/L pour l'ensemble de ces molécules. La concentration moyenne des quatre PFAS définies par l'EFSA était de 1,9 ng/L et la valeur maximale de 26 ng/L. Outre les quatre PFAS définies par l'EFSA, d'autres substances ont été analysées sur la totalité du réseau de distribution de l'eau potable en Flandre. Bien que de plus en plus de composés PFAS soient découverts, l'étude de la VMM s'est centrée sur un groupe de 20 PFAS significatifs et actuellement quantifiables. Parmi tous les résultats montrant une limite supérieure à la limite de quantification (LOQ), les PFAS les plus présents dans l'infrastructure d'eau potable en Flandre sont le PFPeA, le PFHxA et le PFBS, avec respectivement une répartition de 51,9 %, 48,3 % et 47,8 %. Plus particulièrement, des PFAS plus « exotiques » que les 20 PFAS précédemment étudiés ont également été détectés au-dessus de la limite de quantification. Bien qu'elles aient été jugées pertinentes par l'EFSA, seules quelques rares mesures positives ont été rapportées pour le PFNA. Ce rapport de la VMM ne traite que des données relevées en Flandre, bien qu'il soit mentionné que dans certaines infrastructures flamandes d'eau potable ayant un résultat positif pour les quatre PFAS de l'EFSA, l'eau provient d'un fournisseur d'eau potable de Bruxelles. Il faut souligner que l'étude de la VMM date de 2021 et que la situation actuelle doit être différente en fonction des évolutions technologiques de purification de l'eau.

En juin 2022, une publication de l'Environnement en Wallonie et de la Société wallonne des eaux a indiqué des valeurs supérieures à 300 ng/L pour l'ensemble des 20 PFAS mesurés dans l'eau potable (RTBF, 2023).

Le projet ODISUPER initié par l'Institut scientifique de service public (ISSeP) va analyser la teneur des 20 PFAS de l'eau potable et des eaux de surface en Wallonie. Après publication, cette étude fournira une information plus pertinente sur la composition et les concentrations des différents PFAS en Wallonie. Afin de répondre aux populations ayant été exposées à des concentrations en 20 PFAS bien supérieures à la valeur limite de 100 ng/L de l'eau potable, l'ISSeP a démarré un programme d'analyse sur du sang prélevé chez les habitants de Chièvres et de Ronquières (ISSeP, 2024).

Les résultats du projet BIODIEN mené par l'ISSeP (Frippiat et coll., 2018) ont été publiés en ce qui concerne les PFAS identifiés en Wallonie et à Bruxelles. Cinq PFAS ont été mesurés : le PFOS, le PFOA, le PFHxS, le PFHpA et le PFHxA ; il n'y a donc pas de résultats pour le PFNA. La teneur en PFOA a également été analysée dans 15 échantillons d'eau en bouteille, dont 2 échantillons contenant du PFAS, mais avec une limite de quantification (LOQ) inférieure à 0,5 ng/L, tandis qu'aucun PFAS n'a été détecté dans les autres échantillons.

Le rapport présente aussi des mesures réalisées sur 9 échantillons d'eau du robinet distribuée dans la région de Bruxelles. Comme aucune mesure de PFNA n'a été réalisée, nous ne pouvons pas déterminer l'ensemble des quatre PFAS définies par l'EFSA ; cependant, certains échantillons contenaient plus de 4 ng/L de PFOA, ce qui signifie qu'une teneur supérieure à 4 ng/L devait exister pour l'ensemble des paramètres.

Dans les eaux de surface, des valeurs moyennes supérieures à 200 ng/L ont été relevées (pour l'ensemble des cinq molécules). Pour les eaux souterraines, les résultats sont moindres, avec des valeurs maximales atteignant jusqu'à 50 ng/L à certains endroits.

En résumé, les données relevées en Belgique montrent que les PFAS doivent être assurément surveillés puisqu'ils sont omniprésents dans notre environnement. Comme des valeurs plus élevées que la valeur cible de 4 ng/L proposée pour l'ensemble des quatre PFAS de l'EFSA sont actuellement relevées en Belgique, il est raisonnable de supposer qu'une valeur cible nationale de 4 ng/L pour l'eau en bouteille est conseillée pour maintenir l'exposition humaine par l'alimentation et l'ingestion de liquides dans des limites sûres.

Le CSS souligne que d'autres PFAS supplémentaires, autres que les quatre PFAS décrits par l'EFSA, ont été retrouvés dans des échantillons d'eau et qu'il faudrait les surveiller et également les réglementer. Au niveau européen, une limite maximale de 100 ng/L pour les 20 PFAS présents dans l'eau potable va entrer en vigueur en janvier 2026 (Parlement et Conseil européens, 2020). Bien que cette valeur limite pourrait ne pas totalement s'appuyer sur la toxicologie, elle est recevable d'un point de vue analytique et la présence de ces PFAS est avérée.

Le CSS en conclut qu'il est nécessaire de réduire l'exposition de la population belge aux PFAS. À partir d'études expérimentales pratiquées sur des animaux de laboratoire et d'études épidémiologiques observationnelles, il y a suffisamment de preuves pour affirmer qu'une exposition aux quatre PFAS de l'EFSA provoque des effets sanitaires indésirables.

Les concentrations actuelles en PFAS dosées dans le sérum humain prélevé sur une fraction de la population belge dépassent les teneurs considérées actuellement, selon le niveau de connaissance scientifique actuel, comme étant sans innocuité (Colles et coll., 2020 ; Pirard et coll., 2020 ; Schoeters et coll., 2022). De plus, il a été prouvé que la consommation de denrées alimentaires contribuait à la charge corporelle provoquée par les PFAS.

Alors que les recherches sont en cours pour déterminer comment les différents niveaux d'exposition à différents PFAS peuvent conduire à une diversité d'effets sanitaires indésirables, réduire l'exposition fait partie des pratiques essentielles pour diminuer le risque.

Réponse à la question 6 : Sur base des réponses aux questions 3 et 4, quelle est la pertinence scientifique pour la protection de la santé des différents groupes de consommateurs belges de fixer une limite maximale pour le perchlorate dans les eaux en bouteille et dans l'eau qui est utilisée dans les processus de fabrication, de transformation, de conservation et de mise sur le marché des différentes catégories de denrées alimentaires ?

Inquiétude quant au risque sanitaire

Une exposition au perchlorate peut avoir de nombreux effets sur l'homme en fonction de la quantité, de la durée et de la voie d'exposition. L'effet sur la santé le plus connu et le plus étudié d'une exposition au perchlorate est la perturbation de la fonction thyroïdienne.

Une exposition au perchlorate peut perturber le fonctionnement normal de la glande thyroïde en inhibant le transport de l'iode vers la thyroïde, ce qui engendre une diminution de la production d'hormones thyroïdiennes. Les hormones thyroïdiennes sont essentielles à la croissance et au développement normaux du système nerveux central chez les fœtus et chez les nourrissons (Nizinski et coll., 2021).

Dans ce contexte, nous nous référons aux avis précédents N 3933 et 8913 du CSS.

Selon l'avis N 3933 du CSS, un apport alimentaire en iode légèrement inférieur à la moyenne a été décrit pour la population belge, plus spécialement pour la femme enceinte, les fœtus et les enfants âgés de moins de trois ans. Selon l'avis N°8913 du CSS, la situation s'est améliorée, mais comme le perchlorate est connu pour inhiber la capture de l'iode, cette question reste préoccupante (CSS, Conseil supérieur de la santé, 1998 ; CSS, Conseil supérieur de la santé, 2014). Comme expliqué précédemment (Q3 & Q4), l'exposition quotidienne estimée de certains enfants belges tout-petits ou plus âgés est supérieure à la DJT de 0,3 µg/kg de pc par jour calculée par l'EFSA. L'utilisation d'eau contenant les teneurs maximales en perchlorate fixées pour la préparation des aliments destinés aux nourrissons et aux bébés peut facilement entraîner un dépassement de l'apport journalier au-delà de la valeur sûre fixée par l'EFSA. Il convient toutefois de noter que d'autres organisations ont déduit des valeurs indicatives basées sur la santé en apport quotidien plus élevées et ces valeurs sont conservatives puisqu'elles ont estimé la quantité de substances qu'une personne peut absorber chaque jour durant toute sa vie sans risque sanitaire notable.

Inquiétudes quant à la contamination des réserves en eau

Aucun procédé de traitement standard de l'eau par des méthodes physiques ou chimiques n'élimine le perchlorate de façon satisfaisante (Srinivasan et Social, 2009).

Selon une étude menée en 2021 par la VMM sur la qualité de l'eau potable, les concentrations en perchlorate dans certaines régions de Flandre sont relativement élevées. Cela concerne 3 des 51 zones de distribution :

- De Watergroep O11 (SWDE Herstappe – 12 µg/L / WPC Heur-le-Tixhe – 9,7 µg/L)
- De Watergroep O12 (WPC Roclenghe – 9,4 µg/L)
- De Watergroep O14 (WPC Tongres – 11 µg/L)

Les concentrations moyennes transmises pour le perchlorate dosé dans chaque région de distribution de l'eau sont inférieures ou équivalentes à 1,5 µg/L (à l'exception de deux zones sur les 51 zones étudiées (VMM, 2021).

En 2019, l'ISSeP a publié l'étude SEMTEP qui rapporte des mesures en perchlorate. Les mesures de la teneur en perchlorate réalisées sur l'eau en bouteille montrent qu'aucun dosage n'est au-dessus de la limite de quantification (0,2 µg/L). Pour référence, les chercheurs ont mesuré les marques suivantes : Boni Mont Blanc, Chaudfontaine (eau pétillante), Boni Oiselle Saint Amand, Chaudfontaine, Delhaize Montcalm, Evian, Delhaize Montille, San Pellegrino (eau pétillante), Delhaize Orée du Bois, Spa Reine, Delhaize Romy, Valvert, Vittel (Nott et coll., 2019).

Comme l'eau provenant de différentes sources peut être utilisée dans les processus de fabrication des aliments, la présence dans l'environnement devrait être prise en compte dans l'évaluation de l'exposition. L'étude SEMTEP de l'ISSeP (Nott et coll., 2019) a intégré des mesures en perchlorate dans les eaux souterraines. Une valeur maximale de 25,8 µg/L a été retrouvée dans l'eau provenant de la zone « Sable du Thanétien des Flandres » ainsi que des valeurs maximales de 20,2 µg/L (Calcaires du bassin de la Meuse bord Nord) et 18,7 µg/L (Crétacé du bassin du Geer). De nombreuses mesures ont été réalisées sur ces sites et les valeurs moyennes mesurées sont inférieures aux limites fixées à 13 et 15 µg/L.

Concernant l'eau de surface, 21 échantillons ont été analysés dans cette étude, les concentrations moyennes en perchlorate sont de 0,75 µg/L avec une valeur maximale de 17,0 µg/L.

Réponse à la question 7 : Est-ce que la méthodologie utilisée pour fixer la valeur cible de 4 ng/l pour la somme des PFOA, PFOS, PFNA et PFHxS dans l'eau potable du réseau de distribution est transposable telle quelle pour l'eau qui est utilisée dans les processus de fabrication, de transformation, de conservation et de mise sur le marché des différentes catégories de denrées alimentaires ? Si non, quelle méthodologie devrait être utilisée et quel en serait le résultat?

La méthode retenue pour fixer la valeur cible de l'ensemble des PFOA, PFOS, PFNA et PFHxS présents dans l'eau potable ne permet pas de prévoir les concentrations finales de ces composés dans les denrées alimentaires. Les PFAS sont hydrosolubles et peuvent se fixer sur les protéines (Li et coll., 2021). Cependant, la connaissance scientifique sur le transfert des facteurs PFAS de l'eau vers les denrées alimentaires lors du procédé de transformation des aliments n'est pas encore suffisamment documentée. Le produit alimentaire final peut contenir différents pourcentages d'eau. Dans une approche basée sur le risque, le transfert des PFAS de l'eau de source vers les denrées alimentaires peut être modélisé à partir de données obtenues par des études empiriques et selon les propriétés physicochimiques des PFAS étudiés. Cette information n'est pas encore disponible.

Nous recommandons d'obtenir davantage de données sur la présence des PFAS dans les produits alimentaires transformés. Le récent projet FLUOREX mené par Sciensano fournira plus de données utiles sur les concentrations de substances PFAS dosées dans 350 échantillons d'aliments agricoles collectés dans les régions flamande et wallonne en 2022 et en 2023. Cela permettra aussi de mettre à jour l'estimation d'un apport journalier de substances PFAS par l'alimentation pour la population belge, mais il faut garder à l'esprit que les échantillons utilisés dans le projet FLUOREX ont été récoltés en supermarchés, les aliments cultivés en jardins privés ou vendus dans des magasins locaux n'ont pas été pris en compte (Sciensano, 2021).

Sur base des bonnes pratiques en vigueur en Europe, l'industrie agroalimentaire est tenue d'utiliser de l'eau potable (eau de qualité équivalente à celle de l'eau potable) pour la production de denrées alimentaires afin de respecter la non-contamination des produits (Parlement européen et Conseil, 2004). Comme argumenté dans la réponse aux questions précédentes, utiliser de l'eau pour la fabrication de denrées alimentaires avec une valeur cible de 4 ng/L pour l'ensemble des PFOA, PFOS, PFNA et PFHxS devrait protéger contre les effets sanitaires néfastes de ces substances.

Réponse à la question 8 : Est-ce que la méthodologie utilisée pour fixer la valeur cible de 4 ng/l pour la somme des PFOA, PFOS, PFNA et PFHxS dans l'eau potable du réseau de distribution est transposable telle quelle pour l'eau en bouteille (eau de source et eau de boisson) ? Si non, quelle méthodologie devrait être utilisée et quel en serait le résultat ?

La méthodologie permettant de fixer une valeur cible a été initiée à partir de la DHT de 4,4 ng/kg de pc par semaine, avec un « facteur de répartition » pour l'eau potable noté « P » (une fraction de la DHT attribuée à l'eau potable qui est de 20 %). Ce facteur, qui respecte la norme, garantit une valeur constante maximale de 20 % de la DHT lors d'une exposition à l'eau potable. Les 80% restants de la DHT fixée par l'EFSA pour l'ensemble des quatre PFAS tient compte de l'exposition à des sources autres que l'eau potable, telles que les aliments, l'air, la poussière de maison et une exposition au travers de produits de consommation.

Cette formule est largement acceptée et utilisée par les groupes internationaux d'experts en évaluation des risques (OMS, 2022).

La valeur guide (VG) est dérivée de la DJT de la manière suivante :

$$VG = \frac{DJT \times pc \times P}{C}$$

où :

pc = poids corporel

P = fraction de DJT attribuée à l'eau potable

C = consommation journalière d'eau potable

DJT = Dose journalière tolérable

La DJT résulte d'une estimation de la quantité de substance présente dans les denrées alimentaires et dans l'eau de boisson qui peut être absorbée durant toute une vie sans risque sanitaire éventuel ; elle est exprimée en fonction du poids corporel (milligramme ou microgramme par kilogramme de pc).

Dans la mesure du possible ou dans une situation idéale, la dérivation des valeurs indicatives utilise des données sur la proportion de l'apport journalier total sur la base des niveaux moyens dans les aliments, l'eau de boisson, les produits de consommation, le sol et l'air, ou des données sur les apports estimés sur la base des propriétés physiques et chimiques des substances préoccupantes.. Les principales sources d'exposition aux substances chimiques étant généralement les aliments (par exemple pour les résidus de pesticides) et l'eau, il est important de quantifier, dans la mesure du possible, les expositions provenant de ces deux sources. Pour éclairer ce processus, il est souhaitable de collecter le plus grand nombre possible de données de qualité sur les apports alimentaires dans les différentes parties du monde. Les données collectées peuvent ensuite être utilisées pour estimer la part de l'apport provenant des aliments et celle provenant de l'eau de boisson. Toutefois, si les données sur l'exposition sont insuffisantes ou s'il existe des preuves documentées d'une présence généralisée dans un ou plusieurs autres milieux (par exemple l'air, les aliments, le sol ou les biens de consommation), l'allocation normale de l'apport journalier total à l'eau de boisson est fixée à 20 % (sur la base de la valeur du sol). Ce chiffre reflète un niveau d'exposition raisonnable basé sur une large expérience, tout en étant protecteur (Krishnan et Carrier, 2013). Selon le CSS, la même méthode est utilisable pour fixer, à un niveau national, un seuil cible pour l'eau en bouteille. Cette méthode est considérée comme conservative, car il est peu probable que l'eau en bouteille soit la seule source d'apport en liquide au cours d'une vie.

Réponse à la question 9 : Est-ce que la méthodologie utilisée pour fixer la valeur paramétrique de 13 µg/l (Flandre) ou de 15 µg/l (Régions wallonne et Bruxelles-Capitale) pour le perchlorate dans l'eau potable du réseau de distribution est transposable telle quelle pour l'eau qui est utilisée dans les processus de fabrication, de transformation, de conservation et de mise sur le marché des différentes catégories de denrées alimentaires ? Si non, quelle méthodologie devrait être utilisée et quel en serait le résultat ?

La méthode utilisée pour paramétrer la valeur du perchlorate dans l'eau potable distribuée par le réseau n'a pas de caractère prédictif pour les concentrations finales de ces composés dans les denrées alimentaires. Le perchlorate est très hydrosoluble et connu comme faible agent de complexation (Nizinski et coll., 2021). Il n'existe pas suffisamment de connaissances scientifiques sur les facteurs de transfert du perchlorate présent dans l'eau vers les denrées alimentaires lors de leur transformation. L'eau peut être intégrée dans le produit alimentaire final selon différents pourcentages. Dans une approche basée sur le risque, le transfert du perchlorate de l'eau de source vers les denrées alimentaires devrait être modélisé à partir des données obtenues dans des études empiriques et à partir des propriétés physico-chimiques des contaminants. Cette information n'est pas disponible.

En Europe, selon les bonnes pratiques, l'industrie agro-alimentaire est tenue d'utiliser de l'eau potable (eau de qualité potable) pour la production de denrées alimentaires afin de garantir la non-contamination des aliments (Règlement [CE] N 852/2004.) Comme argumenté dans les réponses aux questions précédentes, l'utilisation d'eau pour la production alimentaire respectant une valeur cible de 13 et 15 µg/L de perchlorate devrait éviter les effets nocifs pour la santé du perchlorate, sauf pour les groupes de populations sensibles. Les groupes sensibles, nourrissons et tout-petits, seront davantage protégés lorsque la valeur limite maximale de l'eau sera plus basse. L'ANSES a proposé une valeur limite de 4 µg/L pour l'eau potable consommée par les enfants âgés de 0 à 6 mois (voir aussi Q10) (ANSES, 2012).

Réponse à la question 10 : Est-ce que la méthodologie utilisée pour fixer la valeur paramétrique de 13 µg/l (Flandre) ou de 15 µg/l (Régions wallonne et Bruxelles-Capitale) pour le perchlorate dans l'eau potable du réseau de distribution est transposable telle quelle pour l'eau en bouteille (eau de source et eau de boisson) ? Si non, quelle méthodologie devrait être utilisée et quel en serait le résultat ?

Le même principe que celui décrit dans les réponses données à la question 8 s'applique. Comme déjà argumenté dans les réponses aux questions précédentes, l'utilisation d'eau pour la préparation d'eau en bouteille avec une valeur cible de 13 et 15 µg/L de perchlorate devrait avoir un effet protecteur vis-à-vis des effets du perchlorate nocifs pour la santé, sauf pour les groupes de populations sensibles. Les groupes sensibles, nourrissons et tout-petits, seront mieux protégés lorsque la valeur limite maximale pour l'eau sera plus basse. L'ANSES a proposé une valeur limite de 4 µg/L pour l'eau potable consommée par les enfants âgés de 0 à 6 mois. Cela devrait se traduire par un apport journalier de 0,6 µg/kg de pc pour un bébé ou un enfant avec un apport en liquide de 150 mL de pc par jour. Si la DJT établie par l'EFSA de 0,3 µg/kg de pc par jour sert de référence, la limite maximale devrait être de 2 µg/L, ce qui équivaldrait à un apport journalier de 0,3 µg/kg de pc par jour pour les bébés et les jeunes enfants, dose suffisamment protectrice selon la valeur guide de l'EFSA qui est de 0,3 µg/kg de pc par jour.

Cette valeur de DJT de 0,3 µg/kg de pc par jour a été définie d'après une modélisation de la dose de référence. Sur la base d'une valeur BMDL05 (dose pour laquelle le changement de réponse est susceptible d'être inférieur à 5 %) de 0,0012 mg/kg pc par jour responsable de l'inhibition de la captation de l'iode par la thyroïde, le groupe CONTAM a appliqué un facteur d'incertitude de 4 pour tenir compte des différences intraspécifiques en matière de toxicocinétique. Ce chiffre a été jugé suffisant, car une inhibition de 5 % de l'absorption d'iode

n'entraînerait pas d'effets indésirables dans un quelconque sous-groupe de la population (CONTAM, 2014).

D'après l'étude de Greer et coll. en 2002, une NOEL (la plus forte dose n'entraînant pas d'effet indésirable observé) a été fixée à une valeur de 7 µg/kg de pc par jour. Cette valeur correspond à la concentration la plus faible pour laquelle aucune inhibition statistiquement significative de l'absorption de l'iode radioactif n'a été observée. En appliquant un facteur d'incertitude intra-espèce de 10, on arrive à une VTR (valeur toxicologique de référence) de 0,7 µg/kg de pc par jour, telle qu'adoptée par l'ANSES (ANSES, 2012). En utilisant cette VTR, un facteur de répartition de 60 %, pour un poids corporel de 70 kg et une consommation de 2 L d'eau par jour, on arrive à une limite de 15 µg/L.

En 2019, l'Agence pour la protection de l'environnement (EPA, 2019) a développé un modèle de dose-réponse basée sur la biologie (BBDR) décrivant l'effet du perchlorate sur les hormones thyroïdiennes à chaque semaine de gestation, de la conception à la 16^e semaine de grossesse. Une étude réalisée par Korevaar et coll. (2016) a mis en évidence les effets des taux de thyroxine libre maternelle (fT4) en début de grossesse sur le quotient intellectuel (QI) de l'enfant (mesuré à l'âge de 5 ans). Dans le modèle BBDR, les personnes ont été stimulées par un faible apport d'iode de 75 µg par jour. Au final, ce modèle décrit une fonction dose-réponse qui évalue les changements de QI, sur la base d'un changement donné de la concentration d'hormones thyroïdiennes (fT4), pouvant être lié à une dose donnée de perchlorate. Considérant une diminution de 2 % du QI moyen de la population standardisée, l'EPA en a tiré une valeur de 6,7 µg/kg par jour. Un facteur d'incertitude de 3 a ensuite été appliqué, étant donné que 6,7 µg/kg par jour est déjà une valeur dérivée de données obtenues pour le groupe le plus sensible, pour aboutir à une dose de référence de 2,2 µg/kg par jour.

Dans un rapport publié dans le projet VITO pour le compte de l'Agence flamande de soins et santé (Agentschap Zorg & Gezondheid) en 2020, la dose de référence de 2,2 µg/kg par jour a été utilisée avec un facteur de répartition de 20 % pour l'eau potable, un poids corporel moyen de 60 kg et une consommation d'eau potable de 2 L pour en déduire une valeur consultative sanitaire de 13 µg/L de perchlorate dans l'eau potable (Baken, 2020).

Le CSS estime que les deux approches sont scientifiquement valables, mais il tient à souligner qu'obtenir deux valeurs limites différentes n'est pas la meilleure solution. Nous proposons d'utiliser la valeur la plus basse de 13 µg/L comme valeur limite pour l'ensemble de la Belgique. En considérant les incertitudes de mesure lors de l'analyse chimique, ces valeurs (13 and 15 µg/L) sont en réalité quasiment équivalentes. Et au final, c'est le poids moyen de 60 ou 70 kg qui détermine la valeur limite finale.

En 2020, l'US EPA a retiré sa recommandation antérieure (2019) concernant une valeur limite de perchlorate dans l'eau potable, car il ne présente pas de « possibilité significative de réduction des risques sanitaires des personnes recevant l'eau par des systèmes publics de distribution » (EPA, 2020). En effet, l'eau faiblement concentrée en perchlorate pourrait ne pas être l'un des principaux responsables de l'exposition à ce composé. Cependant, avec des concentrations de perchlorate proches des valeurs paramétriques proposées pour l'eau, comme c'est le cas en Belgique, la contribution de cette eau à l'exposition complète est très significative.

V REFERENCES

Abraham K, Mielke H, Fromme H, Volkel W, Menzel J, Peiser M, et al. Internal exposure to perfluoroalkyl substances (PFASs) and biological markers in 101 healthy 1-year-old children: associations between levels of perfluorooctanoic acid (PFOA) and vaccine response. *Arch Toxicol* 2020; 94(6):2131-47.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry tPHS, U.S. Department of Health and Human. Toxicological Profile for Perfluoroalkyls. 2021 [10/12/2023]; Available from: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp200.pdf>.

ANSES. 2012. 2012-SA-0119.

Arcella D, Binaglia M, Vernazza F. Dietary exposure assessment to perchlorate in the European population. *EFSA Journal* 2017; 15(10):e05043.

Baken K. Diepte-analyse selectieprocedure gezondheidskundige advieswaarde voor perchlooraat in drinkwater VITO in opdracht van Het Agentschap Zorg en Gezondheid; 2020.

Bhagwat VR. Safety of Water Used in Food Production. In: Mondal RLSaS, editor. *Food Safety and Human Health*: Academic Press; 2019. p. 219-47.

Bil W, Govarts E, Zeilmaker MJ, Woutersen M, Bessems J, Ma Y, et al. Approaches to mixture risk assessment of PFASs in the European population based on human hazard and biomonitoring data. *Int J Hyg Environ Health* 2023; 247:114071.

Boyd RI, Ahmad S, Singh R, Fazal Z, Prins GS, Madak Erdogan Z, et al. Toward a Mechanistic Understanding of Poly- and Perfluoroalkylated Substances and Cancer. *Cancers (Basel)* 2022; 14(12).

Buck RC, Franklin J, Berger U, Conder JM, Cousins IT, de Voogt P, et al. Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: terminology, classification, and origins. *Integr Environ Assess Manag* 2011; 7(4):513-41.

Calafat AM, Wong LY, Kuklennyik Z, Reidy JA, Needham LL. Polyfluoroalkyl chemicals in the U.S. population: data from the National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES) 2003-2004 and comparisons with NHANES 1999-2000. *Environ Health Perspect* 2007; 115(11):1596-602.

Cao F, Jaunat J, Sturchio N, Cancès B, Morvan X, Devos A, et al. Worldwide occurrence and origin of perchlorate ion in waters: A review. *Science of The Total Environment* 2019; 661:737-49.

Cao T, Qu A, Li Z, Wang W, Liu R, Wang X, et al. The relationship between maternal perfluoroalkylated substances exposure and low birth weight of offspring: a systematic review and meta-analysis. *Environ Sci Pollut Res Int* 2021; 28(47):67053-65.

Colles A, Bruckers L, Den Hond E, Govarts E, Morrens B, Schettgen T, et al. Perfluorinated substances in the Flemish population (Belgium): Levels and determinants of variability in exposure. *Chemosphere* 2020; 242:125250.

CONTAM. Scientific Opinion on the risks to public health related to the presence of perchlorate in food, in particular fruits and vegetables. *EFSA Journal* 2014; 12(10).

Cornelis C, D'Hollander W, Roosens L, Covaci A, Smolders R, Van Den Heuvel R, et al. First assessment of population exposure to perfluorinated compounds in Flanders, Belgium. *Chemosphere* 2012; 86(3):308-14.

Corsini E, Luebke RW, Germolec DR, DeWitt JC. Perfluorinated compounds: emerging POPs with potential immunotoxicity. *Toxicol Lett* 2014; 230(2):263-70.

Costello E, Rock S, Stratakis N, Eckel SP, Walker DI, Valvi D, et al. Exposure to per- and Polyfluoroalkyl Substances and Markers of Liver Injury: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Environ Health Perspect* 2022; 130(4):46001.

CSS - Conseil Supérieur de la Santé. Information destinée au corps médical et au grand public au sujet d'une prise alimentaire adéquate d'iode et des manières les plus efficaces pour augmenter l'apport iodé. Bruxelles: CSS; 1998. Avis n° 3933.

CSS - Conseil Supérieur de la Santé. Stratégies visant à augmenter l'apport iodé en Belgique Bruxelles: CSS; 2014. Avis n° 8913.

Dalsager L, Christensen N, Halekoh U, Timmermann CAG, Nielsen F, Kyhl HB, et al. Exposure to perfluoroalkyl substances during fetal life and hospitalization for infectious disease in childhood: A study among 1,503 children from the Odense Child Cohort. *Environ Int* 2021; 149:106395.

EFSA Panel on Dietetic Products N, Allergies. Scientific Opinion on Dietary Reference Values for water. *EFSA Journal* 2010; 8(3):1459.

EPA. National Primary Drinking Water Regulations: Perchlorate 2019: 84 FR 30524.

EPA. Drinking Water: Final Action on Perchlorate 2020: 85 FR 43990.

Evich MG, Davis MJB, McCord JP, Acrey B, Awkerman JA, Knappe DRU, et al. Per- and polyfluoroalkyl substances in the environment. *Science* 2022; 375(6580):eabg9065.

Fabelova L, Beneito A, Casas M, Colles A, Dalsager L, Den Hond E, et al. PFAS levels and exposure determinants in sensitive population groups. *Chemosphere* 2023; 313:137530.

Fenton SE, Ducatman A, Boobis A, DeWitt JC, Lau C, Ng C, et al. Per- and Polyfluoroalkyl Substance Toxicity and Human Health Review: Current State of Knowledge and Strategies for Informing Future Research. *Environ Toxicol Chem* 2021; 40(3):606-30.

FPS Health Food Chain Safety and Environment. Perchlorate. 2023; Available from: <https://www.health.belgium.be/en/node/24648>

Frippiat C, Bémelmans S, Burlion N, Carbonnelle P, Chalon C, Delvaux A, et al. Recherche de perturbateurs endocriniens et d'autres substances d'intérêt récent dans les eaux en vue de la protection de la santé publique et de l'environnement. Programme de Recherche « BIODIEN » - Rapport final.2018.

Fu J, Gao Y, Wang T, Liang Y, Zhang A, Wang Y, et al. Elevated levels of perfluoroalkyl acids in family members of occupationally exposed workers: the importance of dust transfer. *Sci Rep* 2015; 5:9313.

Gao X, Ni W, Zhu S, Wu Y, Cui Y, Ma J, et al. Per- and polyfluoroalkyl substances exposure during pregnancy and adverse pregnancy and birth outcomes: A systematic review and meta-analysis. *Environ Res* 2021; 201:111632.

George SE, Baker TR, Baker BB. Nonlethal detection of PFAS bioaccumulation and biomagnification within fishes in an urban- and wastewater-dominant Great Lakes watershed. *Environ Pollut* 2023; 321:121123.

Glüge J, Scheringer M, Cousins IT, DeWitt JC, Goldenman G, Herzke D, et al. An overview of the uses of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Environ Sci Process Impacts* 2020; 22(12):2345-73.

Govarts E, Iszatt N, Trnovec T, de Cock M, Eggesbø M, Palkovicova Murinova L, et al. Prenatal exposure to endocrine disrupting chemicals and risk of being born small for gestational age: Pooled analysis of seven European birth cohorts. *Environ Int* 2018; 115:267-78.

Govarts E, Remy S, Bruckers L, Den Hond E, Sioen I, Nelen V, et al. Combined Effects of Prenatal Exposures to Environmental Chemicals on Birth Weight. *Int J Environ Res Public Health* 2016; 13(5).

Grandjean P, Andersen EW, Budtz-Jørgensen E, Nielsen F, Mølbak K, Weihe P, et al. Serum vaccine antibody concentrations in children exposed to perfluorinated compounds. *Jama* 2012; 307(4):391-7.

Greer MA, Goodman G, Pleus RC, Greer SE. Health effects assessment for environmental perchlorate contamination: the dose response for inhibition of thyroidal radioiodine uptake in humans. *Environ Health Perspect* 2002; 110(9):927-37.

Gui SY, Chen YN, Wu KJ, Liu W, Wang WJ, Liang HR, et al. Association Between Exposure to Per- and Polyfluoroalkyl Substances and Birth Outcomes: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Front Public Health* 2022; 10:855348.

Gundacker C, Audouze K, Widhalm R, Granitzer S, Forsthuber M, Jornod F, et al. Reduced Birth Weight and Exposure to Per- and Polyfluoroalkyl Substances: A Review of Possible Underlying Mechanisms Using the AOP-HelpFinder. *Toxics* 2022; 10(11).

Hærvig KK, Petersen KU, Hougaard KS, Lindh C, Ramlau-Hansen CH, Toft G, et al. Maternal Exposure to Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) and Male Reproductive Function in Young Adulthood: Combined Exposure to Seven PFAS. *Environ Health Perspect* 2022; 130(10):107001.

Hammarstrand S, Jakobsson K, Andersson E, Xu Y, Li Y, Olovsson M, et al. Perfluoroalkyl substances (PFAS) in drinking water and risk for polycystic ovarian syndrome, uterine leiomyoma, and endometriosis: A Swedish cohort study. *Environ Int* 2021; 157:106819.

Hölzer J, Lilienthal H, Schümann M. Human Biomonitoring (HBM)-I values for perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) - Description, derivation and discussion. *Regul Toxicol Pharmacol* 2021; 121:104862.

ISSeP. 2024; Available from: <https://www.wallonie.be/fr/actualites/pollution-aux-pfas-en-province-de-hainaut-etat-de-la-situation>.

Kim S, Thapar I, Brooks BW. Epigenetic changes by per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Environ Pollut* 2021; 279:116929.

Korevaar TIM, Muetzel R, Medici M, Chaker L, Jaddoe VWV, de Rijke YB, et al. Association of maternal thyroid function during early pregnancy with offspring IQ and brain morphology in

childhood: a population-based prospective cohort study. *The Lancet Diabetes & Endocrinology* 2016; 4(1):35-43.

Krishnan K, Carrier R. The Use of Exposure Source Allocation Factor in The Risk Assessment of Drinking-Water Contaminants. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B* 2013; 16(1):39-51.

Li W, Hu Y, Bischel HN. In-Vitro and In-Silico Assessment of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Aqueous Film-Forming Foam (AFFF) Binding to Human Serum Albumin. *Toxics* 2021; 9(3).

Linderhof V, de Lange T, Reinhard S. The Dilemmas of Water Quality and Food Security Interactions in Low- and Middle-Income Countries. *Frontiers in Water*. [Original Research]. 2021; 3.

Liu Z, Lu Y, Song X, Jones K, Sweetman AJ, Johnson AC, et al. Multiple crop bioaccumulation and human exposure of perfluoroalkyl substances around a mega fluorochemical industrial park, China: Implication for planting optimization and food safety. *Environ Int* 2019; 127:671-84.

Loccisano AE, Longnecker MP, Campbell JL, Jr., Andersen ME, Clewell HJ, 3rd. Development of PBPK models for PFOA and PFOS for human pregnancy and lactation life stages. *J Toxicol Environ Health A* 2013; 76(1):25-57.

Nizinski P, Blazewicz A, Konczyk J, Michalski R. Perchlorate - properties, toxicity and human health effects: an updated review. *Rev Environ Health* 2021; 36(2):199-222.

Nott K, Fripiat C, Pigeon O., Gillet M, Carbonnelle P, Ronkart S, et al. Recherche des substances émergentes dans les eaux et intéressant la santé publique et l'environnement. Programme de Recherche « SEMTEP »2019.

Peden-Adams MM, Keller JM, Eudaly JG, Berger J, Gilkeson GS, Keil DE. Suppression of humoral immunity in mice following exposure to perfluorooctane sulfonate. *Toxicol Sci* 2008; 104(1):144-54.

Perez F, Nadal M, Navarro-Ortega A, Fabrega F, Domingo JL, Barcelo D, et al. Accumulation of perfluoroalkyl substances in human tissues. *Environ Int* 2013; 59:354-62.

PERFOOD. PERFluorinated Organics in Our Diet 2012 [cited KBBE-227525]; Available from: <https://cordis.europa.eu/docs/results/227/227525/final-report-scientific-and-technological-results.pdf>.

Pirard C, Dufour P, Charlier C. Background contamination of perfluoroalkyl substances in a Belgian general population. *Toxicol Lett* 2020; 333:13-21.

Poothong S, Papadopoulou E, Padilla-Sanchez JA, Thomsen C, Haug LS. Multiple pathways of human exposure to poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs): From external exposure to human blood. *Environ Int* 2020; 134:105244.

Rodríguez-Carrillo A, Remy S, Koppen G, Wauters N, Freire C, Olivás-Martínez A, et al. PFAS association with kisspeptin and sex hormones in teenagers of the HBM4EU aligned studies. *Environ Pollut* 2023; 335:122214.

RTBF. Le patron de la SWDE et l'administration wallonne au courant des "dépassements systématiques de la norme PFAS" à Chièvres. 2023.

Sadia M, Kunz M, Ter Laak T, De Jonge M, Schriks M, van Wezel AP. Forever legacies? Profiling historical PFAS contamination and current influence on groundwater used for drinking water. *Sci Total Environ* 2023; 890:164420.

Schoeters G, Verheyen VJ, Colles A, Remy S, Martin LR, Govarts E, et al. Internal exposure of Flemish teenagers to environmental pollutants: Results of the Flemish Environment and Health Study 2016-2020 (FLEHS IV). *Int J Hyg Environ Health* 2022; 242:113972.

Schrenk D, Bignami M, Bodin L, Chipman JK, Del Mazo J, Grasl-Kraupp B, et al. Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. *EFSA J* 2020; 18(9):e06223.

Sciensano. Exposure assessment of perfluoroalkyl substances as follow-up on the concerns raised in the recent draft opinion of EFSA. 2021; Available from: <https://www.sciensano.be/en/projects/exposure-assessment-perfluoroalkyl-substances-follow-concerns-raised-recent-draft-opinion-efsa>.

Serrano-Nascimento C, Nunes MT. Perchlorate, nitrate, and thiocyanate: Environmental relevant NIS-inhibitors pollutants and their impact on thyroid function and human health. *Frontiers in endocrinology* 2022; 13:995503.

Srinivasan R, Sorial GA. Treatment of perchlorate in drinking water: A critical review. *Separation and Purification Technology* 2009; 69(1):7-21.

Steinmaus CM. Perchlorate in Water Supplies: Sources, Exposures, and Health Effects. *Curr Environ Health Rep* 2016; 3(2):136-43.

Strawson J, Dourson ML, Zhao QJ. The NAS perchlorate review: is the RfD acceptable? *Environ Health Perspect* 2005; 113(11):A729-30; author reply A30-2.

Sunderland EM, Hu XC, Dassuncao C, Tokranov AK, Wagner CC, Allen JG. A review of the pathways of human exposure to poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) and present understanding of health effects. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 2019; 29(2):131-47.

Sundstrom M, Ehresman DJ, Bignert A, Butenhoff JL, Olsen GW, Chang SC, et al. A temporal trend study (1972-2008) of perfluorooctanesulfonate, perfluorohexanesulfonate, and perfluorooctanoate in pooled human milk samples from Stockholm, Sweden. *Environ Int* 2011; 37(1):178-83.

Touchant K, Van Holderbeke M, De Brouwere K, Geerts L, Joris I, Torfs R, et al. Bindend normenkader voor PFOS en PFOA; 2022.

Trudel D, Horowitz L, Wormuth M, Scheringer M, Cousins IT, Hungerbühler K. Estimating consumer exposure to PFOS and PFOA. *Risk Anal* 2008; 28(2):251-69.

van Larebeke N, Koppen G, Decraemer S, Colles A, Bruckers L, Den Hond E, et al. Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) and neurobehavioral function and cognition in adolescents (2010–2011) and elderly people (2014): results from the Flanders Environment and Health Studies (FLEHS). *Environmental Sciences Europe* 2022; 34(1).

Varsi K, Huber S, Averina M, Brox J, Bjorke-Monsen AL. Quantitation of linear and branched perfluoroalkane sulfonic acids (PFASs) in women and infants during pregnancy and lactation. *Environ Int* 2022; 160:107065.

- VMM. Kwaliteit van het drinkwater. Vlaamse Milieumaatschappij; 2021.
- VMM. Perfluorverbindingen in drinkwater. Vlaamse Milieumaatschappij; 2021.
- Wang H, Wei K, Wu Z, Liu F, Wang D, Peng X, et al. Association between per- and polyfluoroalkyl substances and semen quality. *Environ Sci Pollut Res Int* 2023; 30(10):27884-94.
- Wang J, Zhang J, Fan Y, Li Z, Tao C, Yan W, et al. Association between per- and polyfluoroalkyl substances and risk of gestational diabetes mellitus. *Int J Hyg Environ Health* 2022; 240:113904.
- Wang W, Hong X, Zhao F, Wu J, Wang B. The effects of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances on female fertility: A systematic review and meta-analysis. *Environ Res* 2023; 216(Pt 3):114718.
- Wee SY, Aris AZ. Revisiting the “forever chemicals”, PFOA and PFOS exposure in drinking water. *npj Clean Water* 2023; 6(1).
- Wen ZJ, Wei YJ, Zhang YF, Zhang YF. A review of cardiovascular effects and underlying mechanisms of legacy and emerging per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Arch Toxicol* 2023; 97(5):1195-245.
- WHO. World Health Organisation - Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first and second addenda. Geneva2022. Internet: accessed
- Wu Q, Zhang T, Sun H, Kannan K. Perchlorate in tap water, groundwater, surface waters, and bottled water from China and its association with other inorganic anions and with disinfection byproducts. *Arch Environ Contam Toxicol* 2010; 58(3):543-50.
- Yan D, Jiao Y, Yan H, Liu T, Yan H, Yuan J. Endocrine-disrupting chemicals and the risk of gestational diabetes mellitus: a systematic review and meta-analysis. *Environ Health* 2022; 21(1):53.
- Zahm S, Bonde JP, Chiu WA, Hoppin J, Kanno J, Abdallah M, et al. Carcinogenicity of perfluorooctanoic acid and perfluorooctanesulfonic acid. *Lancet Oncol* 2023.
- Zewdie T, Smith CM, Hutcheson M, West CR. Basis of the Massachusetts Reference Dose and Drinking Water Standard for Perchlorate. *Environmental Health Perspectives* 2010; 118(1):42-8.
- Zhao L, Teng M, Zhao X, Li Y, Sun J, Zhao W, et al. Insight into the binding model of per- and polyfluoroalkyl substances to proteins and membranes. *Environ Int* 2023; 175:107951.

VI COMPOSITION DU GROUPE DE TRAVAIL

La composition du Bureau et du Collège ainsi que la liste des experts nommés par arrêté royal se trouvent sur le site Internet du CSS (page : [Qui sommes-nous](#)).

Tous les experts ont participé **à titre personnel** au groupe de travail. Leurs déclarations générales d'intérêts ainsi que celles des membres du Bureau et du Collège sont consultables sur le site Internet du CSS (page : [conflits d'intérêts](#)).

Les experts suivants ont participé à l'élaboration et à l'approbation de l'avis.

Le groupe de travail a été présidé par **Greet SCHOETERS** et le secrétariat scientifique a été assuré par Stijn BOODTS.

BOULAND Catherine	Santé environnementale	ULB
COVACI Adrian	Santé environnementale et toxicologie	UAntwerpen
MOENS Jonas	Pharmacie	Centre Poison
PARENT Anne Simon	Neuroendocrinologie, pédiatrie	ULiège
PAULUIS Jean	Santé environnementale	ULiège
PLUSQUIN Michelle	Santé environnementale	UHasselt
SCHOETERS Greet	Santé environnementale et toxicologie	UAntwerpen
SCIPPO Marie-Louise	Produits chimiques dans l'alimentation	ULiège
SPANOGHE Pieter	Phytopharmacie et analyse des résidus	UGent
VAN LAREBEKE Nicolas	Cancerologie	UGent, VUB

Les experts suivants ont été entendus mais n'ont pas participé à l'approbation de l'avis.

DEBROUWERE Katleen	Sciences de l'environnement	VITO
--------------------	-----------------------------	------

Les entreprises/associations/etc. et/ou experts suivants ont approuvé l'avis :

Sciensano: Laure Joly et Els Van Hoeck

La traduction a été réalisée en externe, le texte original étant en anglais.

VII ANNEXES

Annexe 1 : Reproduit de RÈGLEMENT (UE) 2023/915 DE LA COMMISSION

4.2	Substances perfluoroalkylées	Teneur maximale (µg/kg de poids à l'état frais)					Remarques
		PFOS	PFOA	PFNA	PFHxS	Somme du PFOS, du PFOA, du PFNA et du PFHxS	
							<p>La teneur maximale s'applique au poids à l'état frais.</p> <p>PFOS: sulfonate de perfluorooctane</p> <p>PFOA: acide perfluorooctanoïque</p> <p>PFNA: acide perfluoronanoïque</p> <p>PFHxS: sulfonate de perfluorohexane</p> <p>Pour le PFOS, le PFOA, le PFNA, le PFHxS et leur somme, la teneur maximale se rapporte à la somme des stéréo-isomères linéaires et ramifiés, qu'ils soient ou non séparés par chromatographie.</p> <p>Pour la somme du PFOS, du PFOA, du PFNA et du PFHxS, les teneurs maximales se rapportent aux concentrations inférieures, que l'on calcule en supposant que toutes les valeurs inférieures à la limite de quantification sont égales à zéro.</p>
4.2.1	Viandes et abats comestibles (2)						
4.2.1.1	Viandes de bovins, de porcins et de volailles	0,30	0,80	0,20	0,20	1,3	
4.2.1.2	Viandes d'ovins	1,0	0,20	0,20	0,20	1,6	
4.2.1.3	Abats de bovins, d'ovins, de porcins et de volailles	6,0	0,70	0,40	0,50	8,0	
4.2.1.4	Viandes de gibier, à l'exclusion des viandes d'ours	5,0	3,5	1,5	0,60	9,0	
4.2.1.5	Abats de gibier, à l'exclusion des abats d'ours	50	25	45	3,0	50	
4.2.2	Produits de la pêche (2) et mollusques bivalves (2)						Dans le cas des denrées alimentaires séchées, diluées, transformées et/ou composées, l'article 3, paragraphes 1 et 2, s'applique.
4.2.2.1	Chair de poisson						Dans le cas des poissons destinés à être consommés en entier, la teneur maximale s'applique au poisson entier.
4.2.2.1.1	Chair musculaire de poisson, à l'exclusion des produits énumérés aux points 4.2.2.1.2 et 4.2.2.1.3 Chair musculaire des poissons énumérés aux points 4.2.2.1.2 et 4.2.2.1.3, si elle est destinée à la fabrication de denrées alimentaires pour nourrissons et enfants en bas âge	2,0	0,20	0,50	0,20	2,0	
4.2.2.1.2	Chair musculaire des poissons suivants, si elle n'est pas destinée à la fabrication de denrées alimentaires pour nourrissons et enfants en bas âge: hareng de la Baltique (Clupea harengus membras)	7,0	1,0	2,5	0,20	8,0	

	<p>bonite (espèces du genre <i>Sarda</i>) palomette (espèce du genre <i>Orcynopsis</i>) lotte (<i>Lota lota</i>) sprat (<i>Sprattus sprattus</i>) flet (<i>Platichthys flesus</i> et <i>Glyptocephalus cynoglossus</i>) mulet cabot (<i>Mugil cephalus</i>) chinchard (<i>Trachurus trachurus</i>) brochet (espèces du genre <i>Esox</i>) plie (espèces des genres <i>Pleuronectes</i> et <i>Lepidopsetta</i>) sardine et pilchard (espèces du genre <i>Sardina</i>) bar commun (espèces du genre <i>Dicentrarchus</i>) poisson-chat de mer (espèces des genres <i>Silurus</i> et <i>Pangasius</i>) lamproie marine (<i>Petromyzon marinus</i>) tanche (<i>Tinca tinca</i>) corégone blanc (<i>Coregonus albula</i> et <i>Coregonus vandesius</i>) silverly lightfish (<i>Phosichthys argenteus</i>) saumon sauvage et truite sauvage (espèces sauvages des genres <i>Salmo</i> et <i>Oncorhynchus</i>) poisson-loup (espèces du genre <i>Anarhichas</i>)</p>						
4.2.2.1.3	<p>Chair musculaire des poissons suivants, si elle n'est pas destinée à la fabrication de denrées alimentaires pour nourrissons et enfants en bas âge:</p> <p>anchois (espèces du genre <i>Engraulis</i>) barbeau (<i>Barbus barbus</i>) brème (espèces du genre <i>Abramis</i>) omble (espèces du genre <i>Salvelinus</i>) anguille (espèces du genre <i>Anguilla</i>) sandre (espèces du genre <i>Sander</i>) perche (<i>Perca fluviatilis</i>) gardon (<i>Rutilus rutilus</i>) éperlan (espèces du genre <i>Osmerus</i>) corégone (espèces du genre <i>Coregonus</i> autres que celles énumérées au point 4.2.2.1.2)</p>	35	8,0	8,0	1,5	45	
4.2.2.2	<p>Crustacés et mollusques bivalves</p>	3,0	0,70	1,0	1,5	5,0	Dans le cas des crustacés, la teneur maximale s'applique à la chair musculaire des appendices et de l'abdomen, ce qui signifie que le céphalothorax des crustacés est exclu. Dans le cas des crabes et des

							<p>crustacés de type crabe (Brachyura et Anomura), la teneur maximale s'applique à la chair musculaire des appendices.</p> <p>Dans le cas des coquilles Saint-Jacques (Pecten maximus), la teneur maximale s'applique seulement au muscle adducteur et à la gonade.</p> <p>Dans le cas des crustacés en conserve, la teneur maximale s'applique à la totalité du contenu de la conserve. En ce qui concerne la teneur maximale pour l'ensemble du produit composé, l'article 3, paragraphe 1, point c), et l'article 3, paragraphe 2, s'appliquent.</p>
4.2.3	OEufs	1,0	0,30	0,70	0,30	1,7	

(2) Denrées alimentaires au sens de l'annexe I du règlement (CE) no 853/2004 du Parlement européen et du Conseil du 29 avril 2004 fixant des règles spécifiques d'hygiène applicables aux denrées alimentaires d'origine animale (JO L 139 du 30.4.2004, p. 55).

Annexe 2 : : Reproduit de RECOMMANDATION (UE) 2022/1431 DE LA COMMISSION

Une enquête plus approfondie sur les causes de la contamination devrait être menée lorsque les valeurs indicatives suivantes sont dépassées:

- a) 0,010 µg/kg pour le PFOS, 0,010 µg/kg pour le PFOA, 0,005 µg/kg pour le PFNA et 0,015 µg/kg pour le PFHxS dans les fruits, les légumes (à l'exception des champignons sauvages) ainsi que les racines et tubercules amylicés;
- b) 1,5 µg/kg pour le PFOS, 0,010 µg/kg pour le PFOA, 0,005 µg/kg pour le PFNA et 0,015 µg/kg pour le PFHxS dans les champignons sauvages;
- c) 0,020 µg/kg pour le PFOS, 0,010 µg/kg pour le PFOA, 0,050 µg/kg pour le PFNA et 0,060 µg/kg pour le PFHxS dans le lait;
- d) 0,050 µg/kg pour le PFOS, 0,050 µg/kg pour le PFOA, 0,050 µg/kg pour le PFNA et 0,050 µg/kg pour le PFHxS dans les denrées alimentaires pour bébés*.

* Telles que définies dans le règlement (UE) n° 609/2013 du Parlement européen et du Conseil du 12 juin 2013 concernant les denrées alimentaires destinées aux nourrissons et aux enfants en bas âge, les denrées alimentaires destinées à des fins médicales spéciales et les substituts de la ration journalière totale pour contrôle du poids et abrogeant la directive 92/52/CEE du Conseil, les directives 96/8/CE, 1999/21/CE, 2006/125/CE et 2006/141/CE de la Commission, la directive 2009/39/CE du Parlement européen et du Conseil et les règlements (CE) n° 41/2009 et (CE) n° 953/2009 de la Commission (JO L 181 du 29.6.2013, p. 35).

Annexe 3 : : Reproduit de RÈGLEMENT (UE) 2023/915 DE LA COMMISSION

6.3	Perchlorate	Teneur maximale (mg/kg)	Remarques
6.3.1	Fruits et légumes, à l'exclusion des produits énumérés aux points 6.3.1.1 et 6.3.1.2	0,05	
6.3.1.1	<i>Cucurbitaceae</i> et chou frisé	0,10	
6.3.1.2	Légumes-feuilles et fines herbes	0,50	
6.3.2	Thé (<i>Camellia sinensis</i>) (produit séché) Infusions de plantes et de fruits (produit séché) et ingrédients utilisés pour les infusions de plantes et de fruits (produits séchés)	0,75	Les infusions (produit séché) désignent: — les infusions (produit séché) de fleurs, de feuilles, de tiges, de racines et de toute autre partie de la plante (en sachets ou en vrac) utilisées pour la préparation d'une infusion (produit liquide); et — les infusions instantanées. Dans le cas des extraits en poudre, un facteur de concentration de 4 doit être appliqué.
6.3.3	Préparations pour nourrissons, préparations de suite, denrées alimentaires destinées à des fins médicales spéciales pour les nourrissons et les enfants en bas âge (3) et préparations pour enfants en bas âge (4)	0,01	La teneur maximale s'applique aux produits prêts à être utilisés (mis sur le marché comme tels ou après avoir été reconstitués conformément aux instructions du fabricant).
6.3.4	Aliments pour bébés (3)	0,02	La teneur maximale s'applique aux produits prêts à être utilisés (mis sur le marché comme tels ou après avoir été reconstitués conformément aux instructions du fabricant).
6.3.5	Préparations à base de céréales (3)	0,01	La teneur maximale s'applique au produit tel que mis sur le marché.

(3) Denrées alimentaires au sens de l'article 2 du règlement (UE) n° 609/2013 du Parlement européen et du Conseil du 12 juin 2013 concernant les denrées alimentaires destinées aux nourrissons et aux enfants en bas âge, les denrées alimentaires destinées à des fins médicales spéciales et les substituts de la ration journalière totale pour contrôle du poids et abrogeant la directive 92/52/CEE du Conseil, les directives 96/8/CE, 1999/21/CE, 2006/125/CE et 2006/141/CE de la Commission, la directive 2009/39/CE du Parlement européen et du Conseil et les règlements (CE) n° 41/2009 et (CE) n° 953/2009 de la Commission (JO L 181 du 29.6.2013, p. 35).

(4) Les «préparations pour enfants en bas âge» désignent des boissons à base de lait et des produits similaires à base de protéines destinés aux jeunes enfants. Ces produits ne relèvent pas du champ d'application du règlement (UE) n° 609/2013 [Rapport de la Commission au Parlement européen et au Conseil sur les préparations pour enfants en bas âge, COM(2016) 169 final (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:52016DC0169&from=FR>)].

Au sujet du Conseil Supérieur de la Santé (CSS)

Le Conseil Supérieur de la Santé est un organe d'avis fédéral dont le secrétariat est assuré par le Service Fédéral Santé publique, Sécurité de la Chaîne alimentaire et Environnement. Il a été fondé en 1849 et rend des avis scientifiques relatifs à la santé publique aux ministres de la Santé publique et de l'Environnement, à leurs administrations et à quelques agences. Ces avis sont émis sur demande ou d'initiative. Le CSS s'efforce d'indiquer aux décideurs politiques la voie à suivre en matière de santé publique sur base des connaissances scientifiques les plus récentes.

Outre son secrétariat interne composé d'environ 25 collaborateurs, le Conseil fait appel à un large réseau de plus de 500 experts (professeurs d'université, collaborateurs d'institutions scientifiques, acteurs de terrain, etc.), parmi lesquels 300 sont nommés par arrêté royal au titre d'expert du Conseil. Les experts se réunissent au sein de groupes de travail pluridisciplinaires afin d'élaborer les avis.

En tant qu'organe officiel, le Conseil Supérieur de la Santé estime fondamental de garantir la neutralité et l'impartialité des avis scientifiques qu'il délivre. A cette fin, il s'est doté d'une structure, de règles et de procédures permettant de répondre efficacement à ces besoins et ce, à chaque étape du cheminement des avis. Les étapes clé dans cette matière sont l'analyse préalable de la demande, la désignation des experts au sein des groupes de travail, l'application d'un système de gestion des conflits d'intérêts potentiels (reposant sur des déclarations d'intérêt, un examen des conflits possibles, et une Commission de Déontologie) et la validation finale des avis par le Collège (organe décisionnel du CSS, constitué de 30 membres issus du pool des experts nommés). Cet ensemble cohérent doit permettre la délivrance d'avis basés sur l'expertise scientifique la plus pointue disponible et ce, dans la plus grande impartialité possible.

Après validation par le Collège, les avis sont transmis au requérant et au ministre de la Santé publique et sont rendus publics sur le site internet (www.hgr-css.be). Un certain nombre d'entre eux sont en outre communiqués à la presse et aux groupes cibles concernés (professionnels du secteur des soins de santé, universités, monde politique, associations de consommateurs, etc.).

Si vous souhaitez rester informé des activités et publications du CSS, vous pouvez envoyer un mail à l'adresse suivante : info.hgr-css@health.belgium.be.



www.css-hgr.be



Cette publication ne peut être vendue.



Santé publique
Sécurité de la Chaîne alimentaire
Environnement