

Méthode d'analyse en sécurité sanitaire des aliments et eaux de consommation
RÉFÉRENCE : ANSES/LHN/REF-CSE - Version 4

Novembre 2024

Référentiel d'analyses du contrôle sanitaire des eaux

Laboratoire d'Hydrologie de Nancy

Laboratoire national de référence "Eaux de consommation, eaux de loisirs et eaux minérales"

Historique du document

Un document est mis à jour afin de prendre en compte des modifications.

Une modification est qualifiée de majeure lorsqu'elle concerne le processus analytique, le domaine d'application ou des points critiques de la méthode, dont la prise en compte peut modifier les performances de la méthode d'analyse et/ou les résultats. Une modification majeure induit des adaptations. La méthode ainsi modifiée a fait l'objet d'une nouvelle validation, totale ou partielle.

Une modification est qualifiée de mineure si elle apporte des précisions utiles ou pratiques, reformule les propos pour les rendre plus clairs ou plus précis, rectifie des erreurs bénignes. Une modification mineure est sans influence sur les performances de la méthode et ne requiert pas une nouvelle validation.

Ce document est tenu à jour en fonction des évolutions réglementaires et des avancées techniques. La dernière version annule et remplace la précédente.

Le tableau suivant récapitule l'historique des versions de la présente méthode, incluant la qualification des modifications.

| Version | Nature des modifications (majeure/mineure) | Date | Principales modifications |
|---------|--|----------------|---|
| v1 | Création | Février 2018 | Version en consultation initiale. |
| v2 | Mineure | Juillet 2018 | Mise à jour après consultation. |
| v3 | Majeure | Septembre 2020 | <p>Ajout dans le périmètre du document des eaux minérales naturelles, des eaux thermales et des eaux conditionnées (§ 4).</p> <p>Ajout d'un paragraphe terminologie (§ 2).</p> <p>Ajout concernant les modalités d'information des acteurs du CS en cas de modification de l'avis publié au journal officiel listant le millésime des méthodes normalisées (§ 3).</p> <p>Ajout d'une information précisant l'absence de prise en compte des incertitudes de mesure lors d'une déclaration de conformité (§ 4).</p> <p>Ajout d'une mention précisant l'existence du projet de norme XP T 90-420 et du guide Aquaref dans le cadre des documents pouvant être utilisés pour réaliser les tests de stabilité de certains composés (§ 4.a.iii).</p> <p>Ajout d'informations relatives aux délais d'analyse pour les paramètres microbiologiques (§ 4.a.iii).</p> <p>Modification des conditions de dégazage pour les eaux traitées au bioxyde de chlore (§ 4.a.iv).</p> |

| | | |
|--|--|---|
| | | <p>Modification des informations à prendre en compte pour déterminer la date de début d'analyse pour les paramètres chimiques (§ 4.a.v).</p> <p>Mise à jour des informations concernant les eaux de consommation et les eaux thermales non atypiques (§ 4.b et c) :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Précisions techniques pour les analyses microbiologiques : <ul style="list-style-type: none"> • mise à jour des informations concernant les paramètres recensés dans la précédente version du référentiel. • ajout d'un paragraphe concernant les modalités de dénombrement des spores de micro-organismes anaérobies sulfitoréducteurs dans les eaux de consommation. • ajout d'un paragraphe concernant les modalités de dénombrement des micro-organismes revivifiables dans les eaux de consommation. • Mise à jour des coordonnées du laboratoire référent pour l'identification et le sérotypage de <i>Salmonella</i> et rappel concernant les codes SISE-EAUX. • Ajout d'un paragraphe concernant le dénombrement des cyanobactéries. • Ajout d'un paragraphe dédié à l'expression des résultats intégrant les évolutions normatives notamment celles de l'ISO 8199. - Précisions techniques pour les analyses chimiques : <ul style="list-style-type: none"> • Modalités du calcul de l'équilibre calco-carbonique. • Analyse des microcystines en eau traitée. • Filtration des métaux. • Mesures de l'H₂S. <p>Ajout concernant les eaux atypiques (§ 5).</p> <p>Mise à jour des éléments concernant les Eaux de loisirs (§ 7) :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Précisions techniques pour les analyses microbiologiques réalisées sur les eaux de baignade naturelle : mise à jour des informations concernant les analyses d'<i>E. coli</i>, d'entérocoques intestinaux (possibilité d'une lecture intermédiaire avec les méthodes NPP) et de cyanobactéries (modes opératoires de référence). - Précisions techniques pour les analyses microbiologiques réalisées sur les eaux de baignade artificielle : mise à jour d'informations concernant les analyses d'<i>E. coli</i>, d'entérocoques intestinaux (possibilité d'une lecture intermédiaire avec les méthodes NPP), de <i>P. aeruginosa</i> (modification du volume minimal d'analyse), de staphylocoques pathogènes (utilisation de la méthode NF T 90-412), et de cyanobactéries (modalités de prélèvement et d'analyses). - Précisions techniques pour les analyses des eaux de piscines : ajout d'information concernant la méthode d'analyse pour les bactéries coliformes et <i>E. coli</i>. |
|--|--|---|

| | | | |
|----|---------|--------------|--|
| | | | <ul style="list-style-type: none"> - Précisions sur l'estimation des incertitudes dans le cas d'extension de méthodes aux EMN atypiques. <p>Ajout des annexes 1 à 3 relatives à :</p> <ul style="list-style-type: none"> - La gestion des agréments (annexe 1). - Décision N849 de la commission AFNOR T90D précisant les délais de mise en analyse (annexe 2). - note publique N1067 de la commission AFNOR T90D précisant les conditions de mise en œuvre d'une lecture intermédiaire lors du dénombrement des <i>E. coli</i> et des entérocoques intestinaux avec les méthodes « microplaque » dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux de baignade (annexe 3). |
| V4 | majeure | Juillet 2024 | <p>Ajout de définitions pour les eaux de piscine.</p> <p>Suppression de précisions initialement présentes dans le référentiel et maintenant intégrées dans des guides normatifs (FD T 90 520, FD T 90 525).</p> <p>Mise à jour concernant les règles d'arrondi qui s'appliquent aux dénombrements obtenus par les méthodes NPP utilisées en microbiologie.</p> <p>Ajout de précisions concernant les normes applicables pour l'échantillonnage et le dénombrement du phytoplancton.</p> <p>Mise à jour des méthodes analytiques applicables pour le dénombrement des cyanobactéries.</p> <p>Suppression de l'annexe concernant les règles d'agrément des laboratoires.</p> <p>Précisions apportées sur les nouveaux paramètres en application de la directive 2020/2184 et de sa retranscription en droit français.</p> <p>Précisions sur certains paramètres : cyanotoxines, pesticides.</p> <p>Rappel des règles de production des résultats sous accréditation.</p> <p>Mise à jour liste des pesticides instables et précisions sur la somme des pesticides.</p> <p>Ajout d'une annexe concernant le libellé des paramètres indiciaires.</p> <p>Ajout d'une annexe décrivant les différentes possibilités d'expressions de résultats concernant les analyses microbiologiques quantitatives, et ajout de précisions dans le paragraphe concerné (§ 4.2.8 - Expression des résultats).</p> |

Avant-propos

Le présent référentiel a été rédigé par :

Anses - Laboratoire d'Hydrologie de Nancy

Laboratoire National de Référence "Eaux de consommation, eaux de loisirs et eaux minérales"

Adresse : 40, rue Lionnois, 54 000 NANCY

Contacts : Thierry CHESNOT (Unité Microbiologie des Eaux) : thierry.chesnot@anses.fr

Christophe ROSIN (Unité Chimie des Eaux) : christophe.rosin@anses.fr

Sommaire

| | |
|---|-----------|
| Avant-propos | 5 |
| 1 Contexte et domaine d'application | 10 |
| 2 Terminologie | 10 |
| 2.1 Préambule | 10 |
| 2.2 Eaux de consommation | 11 |
| 2.3 Eaux conditionnées | 11 |
| 2.4 Eaux atypiques | 12 |
| 2.5 Baignades naturelles | 12 |
| 2.6 Baignades artificielles | 12 |
| 2.7 Eaux de piscines..... | 12 |
| 3 Méthodes normalisées | 13 |
| 4 Eaux de consommation et eaux thermales (non atypiques) | 15 |
| 4.1 Prélèvements, mesures sur sites et conservation des échantillons | 15 |
| 4.1.1 Echantillonnage | 15 |
| 4.1.2 Mesures sur site | 16 |
| 4.1.3 Stabilisation des échantillons | 17 |
| 4.1.4 Date de début d'analyse | 18 |
| 4.2 Analyses microbiologiques | 18 |
| 4.2.1 Dénombrement des bactéries coliformes et des E. coli..... | 19 |
| 4.2.2 Dénombrement des entérocoques intestinaux | 20 |
| 4.2.3 Dénombrement des spores de micro-organismes anaérobies sulfito-réducteurs | 20 |
| 4.2.4 Dénombrement des micro-organismes revivifiables..... | 21 |
| 4.2.5 Recherche des salmonelles | 21 |
| 4.2.6 Cyanobactéries et cyanotoxines | 22 |
| 4.2.7 Utilisation de méthodes de confirmation alternative en microbiologie des eaux | 22 |
| 4.2.8 Expression des résultats | 22 |
| 4.3 Analyses chimiques | 23 |
| 4.3.1 Précisions techniques | 24 |
| 4.3.2 Performances analytiques | 29 |

| | | |
|----------|--|-----------|
| 5 | Eaux atypiques | 30 |
| 5.1 | Prélèvements, mesures sur sites et conservation des échantillons | 30 |
| 5.1.1 | Echantillonnage | 30 |
| 5.1.2 | Mesures sur site | 30 |
| 5.1.3 | Délais de mise en analyse | 30 |
| 5.2 | Analyses microbiologiques | 30 |
| 5.3 | Analyses chimiques | 31 |
| 5.3.1 | Tests préliminaires..... | 31 |
| 5.3.2 | Contrôles qualité internes | 32 |
| 5.3.3 | Principales interférences et adaptations nécessaires..... | 32 |
| 5.3.3.1 | Eaux carbo-gazeuses : | 32 |
| 5.3.3.2 | Eaux fortement minéralisées : | 33 |
| 5.3.3.3 | Eaux sulfurées : | 34 |
| 6 | Eaux froides et eaux chaudes sanitaires | 35 |
| 7 | Eaux de loisirs | 36 |
| 7.1 | Eaux de baignade naturelle | 36 |
| 7.1.1 | Escherichia coli et entérocoques intestinaux..... | 36 |
| 7.1.2 | Cyanobactéries..... | 36 |
| 7.1.3 | Phytoplancton | 36 |
| 7.2 | Eaux de baignade artificielle | 37 |
| 7.2.1 | Escherichia coli et entérocoques intestinaux..... | 37 |
| 7.2.2 | Pseudomonas aeruginosa | 37 |
| 7.2.3 | Staphylocoques pathogènes..... | 38 |
| 7.2.4 | Cyanobactéries..... | 38 |
| 7.3 | Eaux de piscines (dont les piscines thermales)..... | 38 |
| 7.3.1 | Bactéries coliformes et E. coli | 38 |
| 7.3.2 | Mesures du Carbone Organique Total | 38 |
| 7.3.3 | Mesure de l'ozone | 39 |
| 7.3.4 | Mesure du chlore libre actif | 39 |
| 7.3.5 | Mesure des THM en eaux de piscines : | 39 |

| | |
|--|-----------|
| 8 Bibliographie | 40 |
| Publications..... | 40 |
| Normes | 41 |
| Législation et réglementation..... | 45 |
| Annexes informatives | 48 |
| Annexe 1 : Libellés des paramètres indiciaires dans les différents référentiels | 48 |
| Annexe 2 : N°CAS des principaux nouveaux paramètres : | 49 |
| Annexe 2 : Décision AFNOR N-849..... | 51 |
| Annexe 3 : Note publique AFNOR T 90D/N-1067..... | 53 |
| Annexe 4 : Foire aux questions suite à la réunion technique cyanotoxines du 11-04-2024..... | 54 |
| Annexe 5 : Schéma décisionnel relatif à l'utilisation des différentes modalités d'expression d'un résultat issu d'une méthode quantitative de microbiologie appliquée dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux. | 56 |

Table des tableaux

| | |
|--|----|
| TABLEAU N°1 : REPARTITION DES DIFFERENTES MATRICES D'EAU DE CONSOMMATION HUMAINE ET D'EAUX THERMALES EN FONCTION DES USAGES ET DE LEURS CARACTERISTIQUES..... | 11 |
| TABLEAU N°2 : ADAPTATIONS EN CHIMIE REPUTES SATISFAIRE AUX EXIGENCES DE L'ARRETE DU 19 OCTOBRE 2017 MODIFIE. | 14 |
| TABLEAU N°3 : CLASSIFICATION DES MATRICES ATYPIQUES..... | 30 |
| TABLEAU N°4 : STRATEGIES DE CONFIRMATION DES COLONIES DE <i>P. AERUGINOSA</i> PRESUMEEES, SPECIFIQUES AUX BAGNADES ARTIFICIELLES. | 38 |

1 Contexte et domaine d'application

Les précisions techniques apportées par ce document s'appliquent, dans le cadre du contrôle sanitaire à l'analyse des eaux destinées à la consommation humaine (EDCH) y compris les eaux minérales naturelles (conditionnées et distribuées en buvette publique), à l'analyse des eaux minérales naturelles utilisées à des fins thérapeutiques dans les établissements thermaux (dites eaux thermales), et à l'analyse des eaux de loisirs ainsi que des eaux chaudes sanitaires ou encore des eaux de réseau intérieur. Les eaux conditionnées sont prises en compte au niveau des eaux de consommation humaine.

Le présent référentiel a pour principal objectif de préciser les modalités d'application de l'arrêté du 19 octobre 2017 modifié relatif aux méthodes utilisées dans le cadre de la réalisation du contrôle sanitaire des eaux (CS) et d'apporter des précisions techniques pour la mise en œuvre des prélèvements et analyses. Ce document n'a pas pour objet de commenter l'ensemble des normes et/ou méthodes citées dans l'arrêté du 19 octobre 2017 modifié précité, lesquelles sont toutes utilisables dans le CS dans le périmètre qui leur a été rattaché (ressources brutes, eaux de consommation humaine, eaux de loisirs, eaux thermales...). En revanche, ce référentiel s'attache à préciser certaines modalités analytiques lorsqu'une norme offre plusieurs options, ou que les retours d'expérience en lien avec sa mise en œuvre montrent que des précisions doivent être apportées.

Il apporte également quelques précisions sur l'application de l'arrêté du 5 juillet 2016 modifié, relatif aux conditions d'agrément des laboratoires pour le contrôle sanitaire des eaux, ainsi que des précisions sur le choix des codes Sise (voir également annexe 1).

Il a été élaboré en collaboration avec la Direction générale de la santé (DGS) et avec consultation des différents acteurs dans le domaine de l'analyse de l'eau : laboratoires agréés, COFRAC, AQUAREF et n'a pas vocation à se substituer aux référentiels normatifs et guides techniques existants.

2 Terminologie

2.1 Préambule

Le tableau 1 présente la répartition des différentes matrices d'eau de consommation humaine et d'eaux thermales en fonction des usages et de leurs caractéristiques. Des définitions sont proposées dans la suite de ce paragraphe pour compléter le contenu du tableau.

Tableau n°1 : Répartition des différentes matrices d'eau de consommation humaine et d'eaux thermales en fonction des usages et de leurs caractéristiques.

| Types d'eaux | Eaux destinées à la consommation humaine (EDCH) | | | | Eaux thermales |
|-----------------------------|---|--|---|--|---|
| | Eau du robinet | Eau de source (ES) | Eau rendue potable par traitements (ERPT) | Eau minérale naturelle (EMN) | |
| Usages réglementaires | Distribution publique | Conditionnement de l'eau | | Buvette publique* | Thérapeutique (thermalisme) |
| Types de matrices possibles | Classique (non atypique) | Classique (non atypique) Atypique : eau carbo-gazeuse (ES, ERPT et EMN) et/ou eau fortement minéralisée (EMN) | | Classique (non atypique) Atypique : eau carbo-gazeuse et/ou eau fortement minéralisée | Classique (non atypique) Atypique : eau fortement minéralisée et/ou eau sulfurée |

* : Quelques buvettes publiques peuvent être sulfurées

2.2 Eaux de consommation

Les eaux de consommation regroupent les eaux du robinet et les eaux conditionnées (dont les eaux minérales naturelles conditionnées) ainsi que l'eau minérale naturelle distribuée en buvette publique (selon les termes de l'arrêté du 5 juillet 2016 modifié).

2.3 Eaux conditionnées

Les eaux conditionnées regroupent les eaux embouteillées et les eaux mises en bonbonnes. Trois catégories d'eau peuvent être conditionnées : les eaux minérales naturelles (EMN), les eaux de source (ES) et les eaux rendues potables par traitement (ERPT). (Articles R. 1321-15 et R. 1322-40 du code de la santé publique, arrêté du 22 octobre 2013 modifié, arrêté du 14 mars 2007 modifié).

Les EMN et les ES sont obligatoirement des eaux souterraines, microbiologiquement saines, qui doivent être tenues à l'abri de tout risque de pollution. Ces eaux ne peuvent faire l'objet que de quelques traitements autorisés par la réglementation (séparation des constituants naturellement présents tels que le fer ou le soufre), la désinfection de l'eau étant interdite. Ces eaux doivent ainsi répondre à des exigences de qualité microbiologique très strictes.

Les EMN répondent également à des exigences de qualité physico-chimique propres (pH, nitrates, pesticides, etc.). Elles se distinguent des autres eaux par la présence de minéraux, oligo-éléments ou autres constituants, et témoignent d'une stabilité de leurs caractéristiques essentielles, c'est-à-dire que leur teneur en minéraux et autres constituants caractéristiques est stable dans le temps. Les EMN peuvent également être utilisées à des fins thérapeutiques (eaux thermales) ou distribuées en buvette publique.

Les ES répondent, quant à elles, aux mêmes exigences de qualité physico-chimique et radiologique que l'eau du robinet.

Les ERPT sont des eaux d'origine souterraine ou superficielle qui peuvent faire l'objet des mêmes traitements que l'eau du robinet, y compris la désinfection de l'eau. Elles répondent aux mêmes exigences de qualité microbiologique que les EMN et les ES, et aux mêmes exigences de qualité physico-chimique et radiologique que l'eau du robinet.

2.4 Eaux atypiques

Les eaux atypiques regroupent :

- Les eaux fortement minéralisées : elles peuvent être des eaux minérales naturelles conditionnées ou distribuées en buvette publique et des eaux thermales,
- Les eaux sulfurées : il s'agit principalement d'eaux minérales naturelles utilisées à des fins thérapeutiques dans les établissements thermaux (eaux thermales),
- Les eaux carbo-gazeuses : il s'agit principalement d'eaux conditionnées (EMN, ES ou ERPT).

Les critères permettant de définir une eau atypique sont décrits au § 5.

2.5 Baignades naturelles

Les eaux de baignade naturelle sont constituées par tout ou partie d'eaux de surface dans laquelle il est attendu qu'un grand nombre de personnes se baignent et dans laquelle l'autorité compétente n'a pas interdit la baignade de façon permanente. Ne sont pas considérés comme eau de baignade, les bassins de natation et de cure, les eaux captives qui sont soumises à un traitement ou sont utilisées à des fins thérapeutiques, les eaux captives artificielles séparées des eaux de surface et des eaux souterraines.

2.6 Baignades artificielles

Il s'agit de baignades créées artificiellement au sein desquelles l'eau est captée et maintenue captive, c'est-à-dire que l'eau est séparée des eaux de surface ou des eaux souterraines par aménagement. Elles peuvent être des zones naturelles artificiellement modifiées (plan d'eau, trou d'eau, bras mort de rivière, etc.), des zones artificiellement créées (réservoir, étang, barrage, gravière, etc.) ou des bassins construits en matériaux durs (bassin à marée, bassin d'eau de mer, bassin bétonné, bassin de baignade qualifiée de « biologique », etc.). Elles peuvent être alimentées par l'eau du réseau de distribution publique, par l'eau d'un puits ou d'une source ou à partir d'une masse d'eau naturelle douce ou salée, superficielle ou souterraine, par dérivation, par pompage ou par apport naturel (marée par exemple).

Les baignades artificielles sont également dénommées baignades atypiques.

2.7 Eaux de piscines

Il s'agit des eaux qui alimentent un ou plusieurs bassins artificiels étanches dans lesquels des activités aquatiques sont régulièrement pratiquées. Les eaux de piscines sont filtrées, désinfectées, désinfectantes, renouvelées et recyclées (selon les termes du décret 2021-656 du 26 mai 2021).

3 Méthodes normalisées

Dans le cadre du CS des eaux, certains paramètres sont définis comme des indices, avec un résultat dépendant directement du protocole opératoire mis en œuvre. C'est le cas notamment de certains paramètres chimiques (hydrocarbures, conductivité, ...) et de l'ensemble des paramètres microbiologiques. C'est pourquoi, afin d'assurer la comparabilité des données d'un laboratoire à l'autre et au cours du temps, l'arrêté du 19 octobre 2017 modifié (dit arrêté « méthodes ») liste les méthodes normalisées présumées conformes pour ces paramètres.

Les millésimes des méthodes normalisées sont précisés dans un avis publié au *Journal officiel* de la République française (JORF). Cet avis au JORF à vocation à être tenu à jour pour tenir compte des évolutions normatives. Les laboratoires et les Agences régionales de santé (ARS) sont informés des évolutions et de leurs potentielles conséquences sur la réalisation du CS des eaux. Un tableau de correspondance des libellés de ces paramètres indiciaires est présenté en annexe.

En cohérence avec les arrêtés relatifs au CS, les cahiers des charges des marchés publics du contrôle sanitaire des eaux, élaborés par les ARS, sont susceptibles de définir des méthodes analytiques et/ou de préciser des éléments techniques susceptibles d'orienter l'analyse de paramètres avec des méthodes d'analyse spécifiques. Conformément à l'arrêté « méthodes » en vigueur précité, l'utilisation d'une autre méthode que celle présumée conforme par l'arrêté, nécessite :

- Que la méthode utilisée conduise à des résultats équivalents ainsi qu'à des performances associées *a minima* équivalentes à ceux obtenus à l'aide de la méthode mentionnée dans l'arrêté ;
- Que son équivalence avec la méthode citée dans l'arrêté soit démontrée selon les principes généraux de référence. Pour les paramètres microbiologiques, l'application des exigences définies dans la norme NF EN ISO 17994 et NF EN ISO 13843 dont le millésime est précisé dans un avis au JORF, est réputée satisfaisante aux principes généraux précités.

Lorsqu'une méthode est considérée par le ministre chargé de la santé comme équivalente à une méthode mentionnée aux annexes I, II et VI de l'arrêté, les principales informations relatives à cette méthode font l'objet d'un avis publié au JORF.

Concernant les paramètres chimiques (indices), un laboratoire accrédité selon une méthode interne pour lesquels une méthode normalisée est nommée dans l'arrêté, devra justifier dans son dossier de demande d'agrément, que les écarts entre sa méthode et celle présumée conforme n'ont pas de conséquences sur les résultats de l'analyse. Les adaptations décrites dans le tableau 2 sont réputées satisfaisantes aux exigences de l'arrêté du 19 octobre 2017 modifié et ne nécessitent pas d'expertise préalable pour leur reconnaissance pour le CS des eaux.

Tableau n°2 : Adaptations en chimie réputées satisfaisantes aux exigences de l'arrêté du 19 octobre 2017 modifié.

| Référence de la norme | Titre de la norme | Adaptations acceptées |
|-----------------------|--|---|
| NF EN ISO 7887 | Examen et détermination de la couleur | Absence de filtration pour déterminer la couleur vraie en eau traitée et eau de distribution. |
| NF EN ISO 10523 | Détermination du pH | Utilisable en eau de mer dans le cadre du contrôle sanitaire. |
| NF EN ISO 8467 | Détermination de l'indice permanganate | Utilisation de solution mère de permanganate de potassium prête à l'emploi. |

Note : la notion d'adaptation acceptée permet de s'affranchir d'une étape d'expertise lors de l'instruction des demandes d'agrément mais doit être distinguée de la notion de méthode normalisée / méthode interne gérée dans les annexes techniques des laboratoires par le Cofrac.

Si aucune méthode n'est précisée dans l'arrêté du 19 octobre 2017 modifié, le laboratoire agréé pour le contrôle sanitaire des eaux peut choisir librement la méthode d'analyse, sous réserve qu'elle réponde aux critères mentionnés en annexe 3 de l'arrêté (limite de quantification, incertitude de mesure, accréditation...).

Certaines normes analytiques prévoient que les rapports d'essai comportent, outre le résultat, des informations techniques assez précises et propres au mode opératoire :

Exemples :

- *NF EN ISO 14911 : type de colonne / type d'interprétation (surfacique, quadratique...) ;*
- *NF EN ISO 15680 : conditions de stockage, et de conservation, méthode de dégazage, méthode de confirmation, ...).*

Il est considéré acceptable de ne pas reporter ces informations sur les rapports d'essai sous réserve:

- que l'information soit disponible au laboratoire,
- que l'information ne soit pas indispensable à la compréhension du résultat,
- d'accord du client : cet accord peut se traduire par la mention dans le cahier des charges du présent référentiel.

✓ **Déclaration de conformité :**

Lorsqu'une déclaration de conformité est émise par le laboratoire dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux, l'incertitude de mesure ne doit pas être prise en compte pour établir cette déclaration de conformité.

✓ **Production de résultats sous accréditation :**

Les paramètres pour lesquels une accréditation est requise doivent être rapportés sous accréditation dans le cadre de la mise en œuvre du contrôle sanitaire des eaux. Cette exigence s'applique également en cas d'incident lors de l'exécution du processus analytique (prélèvement, analyses...)

sous réserve que le résultat reste exploitable. Dans le cas contraire le client doit être informé, le résultat ne doit pas être rendu et une nouvelle analyse doit être reprogrammée si besoin.

Dans le cadre de la mise en place de nouvelles molécules (par exemple nouveaux métabolites de pesticides...), il est souvent nécessaire de prévoir un délai de quelques mois pour le développement, la validation de méthode et la mise sous accréditation. La conduite à tenir durant cette période transitoire (modalités de rendu des résultats) doit être définie en accord avec l'ARS.

✓ **Comparaisons inter laboratoires :**

Le site internet [EPTIS](#) recense les CIL disponibles au niveau international.

4 Eaux de consommation et eaux thermales (non atypiques)

Les eaux de consommation intègrent les eaux du robinet, les eaux conditionnées (EMN, ES et ERPT conditionnées) ainsi que les EMN distribuées en buvette publique.

Les eaux thermales sont les eaux minérales naturelles utilisées à des fins thérapeutiques dans les établissements thermaux.

Le chapitre 5, dédié aux eaux atypiques, regroupe les préconisations qui s'appliquent spécifiquement à ces matrices dont les caractéristiques peuvent nécessiter des pratiques dédiées.

4.1 Prélèvements, mesures sur sites et conservation des échantillons

4.1.1 Echantillonnage

L'échantillonnage doit être réalisé selon le fascicule de documentation FD T 90-520 et les cahiers des charges des marchés publics en respectant la chronologie des différentes étapes. Pour l'analyse des hydrocarbures polycycliques aromatiques, il convient de réaliser le prélèvement avant le flambage du robinet, tel que précisé dans la norme NF EN ISO 17993, afin d'éviter tout risque de formation de HAP liée à cette calcination. Le flambage doit être privilégié comme mode de désinfection en l'absence de risque particulier et si le robinet est compatible. Si le robinet ne peut être flambé et en cas de recours à des solutions alcooliques, il convient d'éviter les risques de contamination des échantillons notamment pour les analyses de COT en prélevant par exemple ce flacon avant désinfection ou en effectuant un rinçage prolongé.

A noter que le fascicule de documentation FD T 90-520 va faire l'objet d'une révision majeure et apporte de nombreuses recommandations techniques. En outre la chronologie des prélèvements sera modifiée par rapport à la précédente version.

S'agissant des eaux thermales, les guides normatifs FD T 90-520, FD T 90-521, FD T 90-522 et FD T 90-525 (publication à venir) donnent des indications sur l'échantillonnage de la plupart des cas rencontrés. Plusieurs documents permettent d'apporter des précisions supplémentaires. La note d'information N° DGS/EA4/2014/300 du 28 octobre 2014 apporte des précisions sur les modalités de réalisation des prélèvements. Il convient également de se reporter aux recommandations relatives à la gestion du risque microbien lié à l'EMN dans les établissements thermaux diffusées en annexe de la circulaire DGS du 19 juin 2000. Les prélèvements d'échantillons d'eau doivent être

réalisés dans les conditions d'exploitation habituelles et conformément aux normes en vigueur. Les prélèvements sont réalisés, au poste de soins, après un cycle normal de désinfection et de rinçage du matériel.

L'échantillonnage de produits dérivés (boues, gaz, vapeurs...) n'entre pas dans le cadre du contrôle sanitaire. Des recommandations concernant leur échantillonnage peuvent être obtenues dans le guide des bonnes pratiques thermales élaboré par la profession (Conseil national des établissements thermaux – CNETh).

Pour les eaux riches en fer, il est nécessaire de filtrer les échantillons sur le terrain, en particulier, afin de limiter les risques de co-précipitations avec d'autres éléments tels que les phosphates.

4.1.2 Mesures sur site

✓ **ACO-ACOS (Aspect – Couleur – Odeur – Saveur)**

Une première détection organoleptique qualitative est généralement réalisée sur le terrain par le technicien préleveur. Cette mesure a pour but de signaler toute anomalie flagrante en matière d'aspect, de couleur, d'odeur et de saveur de l'échantillon. Le résultat est rendu sous forme qualitative (RAS, description de l'anomalie...). La saveur ne doit pas être vérifiée sur les eaux brutes ni sur les eaux dont les paramètres aspect, odeur et couleur sont anormaux ou en cas de suspicion de pollution. En cas d'anomalie, l'application des méthodes d'analyses normalisées en laboratoire peut être nécessaire pour la couleur selon NF EN ISO 7887 et pour l'odeur et la saveur selon la méthode courte NF EN 1622.

✓ **Oxygène dissous**

L'oxygène dissous est un paramètre instable qui nécessite une mesure sur site (NF EN ISO 5814 ou ISO 17289) ou une mesure en laboratoire après fixation sur site (NF EN 25813).

✓ **Cas des eaux conditionnées, des eaux minérales naturelles distribuées en buvette publique et des eaux thermales**

Les paramètres suivants doivent impérativement être mesurés sur site : pH, conductivité, potentiel redox, oxygène dissous, à l'exception des produits finis (eaux conditionnées) qui peuvent être analysés au laboratoire.

✓ **Délais de mise en analyse**

Les délais de mise en analyse dans le cadre du contrôle sanitaire doivent respecter les prescriptions normatives (normes d'essais, normes d'échantillonnage : NF EN ISO 5667-3 et NF EN ISO 19458, relevés de décisions et notes publiques des commissions AFNOR). Ces délais de mise en analyse commencent au moment de l'échantillonnage.

Lorsque des délais d'analyses sont à la fois disponibles dans les normes analytiques et dans une norme transversale, le délai de la norme d'analyse doit être prioritairement pris en compte. Lorsqu'un délai réglementaire et un délai normatif sont disponibles, le plus contraignant des deux, doit être retenu.

Concernant les paramètres non listés explicitement dans les normes, tels que certains pesticides, des tests de stabilité en matrice naturelle représentative (FD T 90-230) doivent être réalisés par le

laboratoire. Les travaux normatifs en cours (FD T 90-240) et le guide [Aquaref](#) peuvent servir de base pour réaliser ces tests de stabilité.

La norme NF EN ISO 19458 propose une annexe informative qui traite des délais acceptables et recommandés pour la mise en analyse de nombreux paramètres microbiologiques dont ceux classiquement mis en œuvre dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux. Le document N-849 de la commission T90D du 27 janvier 2014 (annexe 2), précise les éléments disponibles dans les normes NF EN ISO 9308-1 et NF EN ISO 7899-2 et indique que les ensemencements pour la recherche des *Escherichia coli*, des bactéries coliformes, et des entérocoques intestinaux, devront être réalisés dans les 18 heures après prélèvement (durée maximale acceptable de conservation y compris le transport, définie dans l'annexe B de la norme NF EN ISO 19458). La commission AFNOR T90D a acté en séance (octobre 2024), que les ensemencements pour le dénombrement des micro-organismes revivifiants (NF EN ISO 6222) dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux de consommation (hors eaux conditionnées), devront être réalisés dans les 18 heures après le prélèvement (durée maximale acceptable de conservation y compris le transport, déjà retenue pour les paramètres *E. coli* et Entérocoques intestinaux), Cette décision fera prochainement l'objet d'une publication de la commission.»

Pour les eaux conditionnées, les eaux minérales naturelles distribuées en buvette publique et les eaux thermales, certains paramètres microbiologiques présentent des délais de mise en analyse spécifiques :

- Cas des eaux conditionnées et des eaux minérales naturelles distribuées en buvette publique (arrêté du 14 mars 2007 modifié) :
 - Germes aérobies revivifiants : mise en analyse dans les 12 heures qui suivent le conditionnement de l'eau après conservation des échantillons à $5\text{ °C} \pm 3\text{ °C}$ pendant cette période.
 - Pour la recherche de *Pseudomonas aeruginosa* : mise en analyse à partir de J + 3 après le prélèvement, les échantillons ayant été conservés à température ambiante. Le code SISE-Eaux « PSA250B » (et non PSA250) doit être utilisé.
- Cas des eaux thermales (Arrêté du 14 octobre 1937 modifié) :
 - Pour l'ensemble des analyses microbiologiques : mise en analyse dans les 12 H qui suivent le prélèvement à l'émergence ou aux points d'usage.
 - Pour la recherche de *Pseudomonas aeruginosa* : le code SISE-Eaux « PSA250 » doit être utilisé (conformément à la circulaire N°DGS/SD7A/398 du 12 septembre 2006).

4.1.3 Stabilisation des échantillons

La stabilisation des échantillons a pour objectif d'éviter l'évolution des échantillons entre le moment du prélèvement et celui de l'analyse. Celle-ci peut être réalisée pour certains paramètres à l'arrivée au laboratoire (cas d'acidification nécessaire de l'échantillon par exemple) pour des raisons de commodités et de sécurité. **Par contre, l'ajout de thiosulfate, ou d'autres agents de stabilisation utilisés pour neutraliser les traces d'oxydants résiduels avant l'analyse de micropolluants organiques doit être impérativement fait sur le lieu de l'échantillonnage afin d'éviter toute évolution de l'échantillon prélevé** (sous-produits de désinfection, pesticides...).

Dans le cas particulier de l'indice hydrocarbures, l'ajout de thiosulfate (non prévu dans la norme NF EN ISO 9377-2) ne doit pas être utilisé car il peut générer des interférences sur le profil FID.

Concernant le dosage des chlorites, les conditions de stabilisation des échantillons préconisées dans la norme NF EN ISO 10304-4 (soude pH 10 +/- 0,5) ne sont pas applicables en l'état aux eaux traitées au bioxyde de chlore. En présence de bioxyde de chlore, il est nécessaire de dégazer sur site les échantillons. Le recours à un mousser/batteur sur batterie durant 10 minutes (coût < 20 €) ou un bullage de 15 à 30 minutes avec un aérateur d'aquarium (100 L/heure minimum) dans un récipient haut et étroit, apparaissent adaptés. Ce délai doit avoir été validé dans les conditions de dégazage habituelles du laboratoire, à défaut, il est nécessaire de vérifier l'élimination du bioxyde de chlore après dégazage avant de stabiliser les échantillons à la soude ou à l'éthylène diamine selon la pratique habituelle du laboratoire (voir également [rapport](#) publié sur le site de l'Anses).

4.1.4 Date de début d'analyse

Pour les paramètres chimiques, dans le cadre du contrôle sanitaire, la date de début d'analyse est définie comme la date de mise en œuvre de l'étape du processus analytique qui permet d'arrêter ou limiter l'évolution de l'échantillon pour le paramètre considéré. Ce début d'analyse peut correspondre en fonction des paramètres :

- À une date d'extraction
- À une date d'analyse pour les paramètres analysés sans extraction

Cette date ne peut pas correspondre à

- À l'étape de neutralisation des échantillons (élimination du résiduel d'oxydant par le thiosulfate par exemple)
- À la filtration de l'échantillon au laboratoire si cette filtration n'est pas de nature à arrêter, limiter significativement l'évolution de l'échantillon (ex : carbone organique dissous)

Pour les paramètres microbiologiques, la date de début d'analyse correspond à la date de démarrage du processus analytique relevant du mode opératoire (voir les paragraphes concernés dans les normes analytiques : incorporation, filtration, ...). Ce délai doit être considéré dans le cadre des appels d'offres et respecter les normes d'échantillonnage ou analytiques en vigueur. Il convient que la détermination du délai d'analyse soit calculée sur la base du délai écoulé entre le prélèvement et le début d'analyse exprimé en heures (typiquement < 18 h).

4.2 Analyses microbiologiques

Il est rappelé que les ES conditionnées doivent respecter les dispositions de la directive « Eau potable » (directive 2020/2184) relevant des conditionneurs d'eau, pour l'ensemble des aspects non couverts par la directive 2009/54/CE (relative aux EMN conditionnées et aux ES conditionnées en partie). Aussi les ES conditionnées devront satisfaire, à l'émergence et au cours de la commercialisation, aux exigences de qualité microbiologique figurant à l'article 5 de la directive 2009/54/CE et aux exigences de qualité physicochimiques de la directive « eau potable » sur l'eau conditionnée. Il en est de même pour les ERPT sauf pour les ressources destinées à leur production pour lesquelles les exigences de qualité qui s'appliquent sont celles de l'arrêté du 11 janvier 2007 modifié.

Par ailleurs, il est à noter que les volumes à analyser des eaux conditionnées, des EMN distribuées en buvette publique et des eaux thermales sont généralement plus importants que les volumes requis pour les prélèvements d'échantillons d'eau distribuée par un réseau public ou d'eaux de loisirs (Cf. arrêtés du 14/10/1937 modifié, du 14/03/2007 modifié et du 22/10/2013 modifié).

4.2.1 Dénombrement des bactéries coliformes et des *E. coli*

Pour les eaux conditionnées, les eaux minérales naturelles distribuées en buvette publique et les eaux thermales, le volume à analyser est de 250 mL.

Concernant la méthode NF EN ISO 9308-1, les conclusions du [rapport](#) de l'Anses disponible en ligne et relatif à l'équivalence du projet de norme ISO 9308-1 (version 2014), pour la recherche et le dénombrement des *E. coli* et des coliformes dans les eaux destinées à la consommation humaine, par rapport à la méthode de référence NF EN ISO 9308-1 (version 2000), confirment que la version de 2014 aboutit à des résultats analytiques différents s'agissant des *E. coli* (sur ou sous-estimation des résultats) et des bactéries coliformes (faux positifs).

Pour pallier les difficultés rencontrées avec la version 2014 de la norme NF EN ISO 9308-1 et comme indiqué dans l'avant-propos national de cette norme : « *il est possible d'avoir recours à la version antérieure de la norme NF EN ISO 9308-1 de septembre 2000 (NF T 90-414) méthode de filtration plus appropriée pour la surveillance de la qualité microbiologique des eaux, y compris à des fins réglementaires. Les utilisateurs de la présente norme sont invités à se renseigner sur la réglementation en vigueur* ». Ainsi, dans le cadre de la réalisation du CS des eaux, c'est la méthode NF EN ISO 9308-1 – indice T90 414 qui est la méthode de référence précisée dans l'arrêté du 19 octobre 2017 modifié précité. Sa mise en œuvre implique la prise en compte des points suivants :

- L'analyse doit être réalisée selon l'essai standard de référence et il ne faut pas utiliser l'essai rapide optionnel ;
- Une deuxième lecture est obligatoire après une période d'incubation de 44 ± 4 h ;
- Une eau dont la membrane est envahie doit être déclarée « illisible » ou « incomptable », selon les dispositions décrites dans le paragraphe 4.2.8 qui traite de l'expression des résultats ;
- Par défaut, la réalisation d'une boîte complémentaire incubée à 44 ± 1 °C est obligatoire pour
 - Les EMN et pour les ES conditionnées (conformément à la directive 2009/54/CE),
 - Les eaux thermales (conformément à l'arrêté du 14 octobre 1937 modifié),
 - Les eaux dont l'historique des analyses montre une susceptibilité à la présence de flore interférente interdisant de manière ponctuelle ou récurrente l'exploitation de la boîte à 36 °C (typiquement pour des eaux issues d'eaux superficielles ou influencées par des eaux superficielles),
 - La boîte à 44 ± 1 °C doit également être mise en œuvre dans toutes les situations pour lesquelles il est suspecté une dégradation de la qualité microbiologique habituelle d'une eau.

Lorsque qu'une incubation à 44 ± 1 °C est menée en parallèle d'une incubation à 36 ± 2 °C, le dénombrement conduisant au résultat le plus élevé doit être rendu. Si seule la boîte à 44 ± 1 °C est exploitable, le dénombrement porte alors uniquement sur les bactéries coliformes thermotolérantes (dont les *E. coli*). Dans ce cas de figure, il convient de veiller à la cohérence du nombre de bactéries

coliformes totaux et de *E. coli* communiqués et d'indiquer en commentaire le caractère illisible de la boîte incubée à 36°C.

Concernant la méthode NF EN ISO 9308-2 (méthode Colilert®-18/Quanti-Tray®) : pour rappel, des travaux de comparaison de méthodes ont été menés par le LHN et les conclusions associées sont accessibles dans le [rapport](#) disponible en ligne. Cette méthode ne produit pas de résultats équivalents statistiquement à la méthode NF EN ISO 9308-1 précitée dans les conditions testées et selon le mode opératoire prescrit par le fournisseur, pour la détection de bactéries *E. coli* dans les échantillons hydriques du contrôle sanitaire. Elle est néanmoins mentionnée dans l'arrêté du 19 octobre 2017 relatif aux méthodes d'analyses utilisées dans le cadre de la réalisation du contrôle sanitaire des eaux.

Pour le dénombrement des *E. coli* dans les eaux brutes (ressources superficielles ou eaux souterraines potentiellement impactées par des eaux de surface : cas des ressources profondes en zone karstique), la méthode par microplaque (NF EN ISO 9308-3) doit être utilisée. L'obtention de résultats par filtration sur milieux gélosés de différents volumes égaux ou inférieurs à 100 mL n'est pas en accord avec la norme NF EN ISO 9308-1 précitée et ne peut être mise en œuvre de manière systématique. Cette pratique peut néanmoins être tolérée lorsque la qualité habituelle de la ressource est connue et qu'elle permet d'obtenir un résultat exploitable après filtration de 100 mL.

Pour le dénombrement des bactéries coliformes dans les eaux brutes (ressources superficielles ou eaux souterraines potentiellement impactées par des eaux de surface), aucune norme n'est imposée dans l'arrêté « méthodes ». Pour cette mesure, une méthode NPP décrite normativement doit être utilisée de sorte à respecter l'ensemble des contraintes définies dans le cahier des charges communiqué par les ARS qui souhaitent le dénombrement de ce paramètre.

4.2.2 Dénombrement des entérocoques intestinaux

Pour les eaux conditionnées, les eaux minérales naturelles distribuées en buvette publique et les eaux thermales, le volume à analyser est de 250 mL.

Pour le dénombrement des entérocoques intestinaux dans les ressources superficielles ou dans les eaux souterraines potentiellement impactées par des eaux de surface (cas des ressources profondes en zone karstique), la méthode par microplaque (NF EN ISO 7899-1) doit être utilisée. L'obtention de résultats par filtration sur milieu Slanetz et Bartley de différents volumes égaux ou inférieurs à 100 mL n'est pas en accord avec la norme NF EN ISO 7899-2 : 2000 et ne peut être mise en œuvre de manière systématique. Elle peut néanmoins être tolérée lorsque la qualité habituelle de la ressource est connue et qu'elle permet d'obtenir un résultat exploitable après filtration de 100 mL.

4.2.3 Dénombrement des spores de micro-organismes anaérobies sulfito-réducteurs

La norme NF EN 26461-2 (1993) est utilisée pour la détermination de ce paramètre et définit un volume à filtrer de 100 mL pour les eaux de consommation. Cependant il est rappelé que concernant les EMN et les ES conditionnées, conformément à la directive 2009/54/CE et aux arrêtés du 14 mars 2007 modifié et du 22 octobre 2013 modifié le volume à analyser est de 50 mL.

Par ailleurs, comme précisé dans les deux arrêtés précités, l'analyse sur un volume de 50 mL s'applique également aux EMN distribuées en buvette publique et aux ERPT conditionnées (à l'exception des ressources d'eaux destinées à la production d'ERPT conditionnées pour lesquelles le volume à filtrer doit être de 100 mL).

Le volume à filtrer est également de 50 mL pour les eaux thermales, conformément à l'arrêté du 14 octobre 1937 modifié.

4.2.4 Dénombrement des micro-organismes revivifiables

Concernant les EMN et les ES conditionnées, la directive 2009/54/CE préconise un dénombrement des micro-organismes revivifiables à 20-22 °C après 72 h et un dénombrement des micro-organismes à 37 °C après 24 h sans préciser une méthode d'analyse spécifique. La norme NF EN ISO 6222 constitue la méthode de référence pour le dénombrement des micro-organismes revivifiables à 22 et 36 °C dans les EDCH. Elle est utilisée par la profession notamment pour produire des résultats sous accréditation. La norme NF EN ISO 6222 préconise un délai d'incubation de 68 ± 4 h pour le dénombrement des micro-organismes à 22 °C et un délai d'incubation de 44 ± 4 h pour le dénombrement des micro-organismes à 36 °C. Au regard de l'ensemble de ces éléments, le dénombrement des micro-organismes revivifiables dans les EMN et ES conditionnées doit être réalisé avec la norme NF EN ISO 6222 après 68 ± 4 h pour les incubations menées à 22 °C et après 44 ± 4 h pour les incubations menées à 36 °C.

4.2.5 Recherche des salmonelles

La norme ISO 6340 précédemment utilisée, définissait uniquement la notion de *Salmonella* tandis que la NF EN ISO 19250 actuellement préconisée, distingue les *Salmonella* présomptives des *Salmonella* confirmées. Ces différences se retrouvent logiquement au niveau de l'expression des résultats qui laisse la possibilité d'exprimer le résultat soit sous la forme de Présence/Absence de *Salmonella* présomptives, soit sous la forme de Présence/Absence de *Salmonella* confirmées. **Dans la continuité des pratiques en vigueur avec la norme ISO 6340, les résultats de contrôle sanitaire produits avec la norme NF EN ISO 19250 doivent fournir un résultat en *Salmonella* confirmées.**

Selon la prise d'essai volume d'analyse (ex : 5 l ou 1 l), les paramètres SISE-EAUX à utiliser sont les paramètres SALMQ et SALM1LQ, respectivement adaptés pour des prises d'essai de 5 litres et 1 litre.

Les *Salmonella* confirmées d'après la définition de la NF EN ISO 19250 sont définies par un ensemble de critères biochimiques et sérologiques. Les critères biochimiques peuvent être mis en évidence à l'aide de kits commerciaux d'identification. Des informations complémentaires au milieu XLD (Xylose-Lysine-Désoxycholate), peuvent être apportées par le second milieu de confirmation (potentiellement chromogénique). Les tests sérologiques de base s'appuient sur des tests d'agglutination au latex. Les *Salmonella* présomptives ayant subi des tests sérologiques (test latex) au laboratoire et dont les résultats sont douteux doivent être envoyées au laboratoire national de référence dont les coordonnées suivent. Les résultats peuvent être rendus comme confirmés si les tests sérologiques réalisés au sein du laboratoire sont concluants, ou si les tests sérologiques ont été réalisés par le LNR (cas de tests sérologiques douteux en laboratoire d'origine).

Laboratoire national de référence *Salmonella* sp et salmonelloses aviaires :

Les *Salmonella* isolées à partir des animaux vivants malades et sains, des denrées alimentaires, et de l'environnement sont traitées par le Réseau *Salmonella* associé au LNR. Le LNR est le laboratoire ANSES de Ploufragan (unité HQPAP). Le laboratoire ANSES de Maisons-Alfort (unité SEL) est LNR associé.

Contact et modalités d'envoi d'une souche¹ :

- Lors de votre première sollicitation, rapprocher vous du réseau *Salmonella* par mail (reseau.SALMONELLA@anses.fr) pour obtenir un code qui sera propre à votre laboratoire (à conserver) et demander un exemplaire électronique de la fiche de sollicitation (FICHE DE RENSEIGNEMENTS SALMONELLA, réf. MIC-LSA-FSE-0047).
- Compléter les informations demandées sur la première page de la fiche de renseignement.
- Joindre un exemplaire de la fiche au colis contenant les souches et expédier à :

ANSES, Laboratoire de sécurité des aliments, site de Maisons-Alfort, Unité SEL – Réseau *Salmonella*, 22, rue Pierre et Marie Curie, 94 703 MAISONS-ALFORT Cedex

4.2.6 Cyanobactéries et cyanotoxines

L'arrêté du 11 janvier 2007 modifié relatif au programme de prélèvements et d'analyses du contrôle sanitaire pour les eaux fournies par un réseau de distribution prévoit que des mesures de microcystines totales soient réalisées dans les ressources superficielles et au point de mise en distribution lorsque les observations visuelles et/ou analytiques mettent en évidence un risque de prolifération de cyanobactéries.

4.2.7 Utilisation de méthodes de confirmation alternative en microbiologie des eaux

La norme XP T 90-500 « Qualité de l'eau - Validation de méthode de confirmation et d'identification » a pour objectif de définir les lignes directrices générales applicables pour la validation d'une méthode de confirmation ou d'identification.

Concernant les paramètres microbiologiques recherchés ou dénombrés dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux, la possibilité de l'utilisation d'une méthode de confirmation ou d'identification alternative (validée selon la norme XP T 90-500) doit être précisée dans la norme analytique en vigueur pour le paramètre étudié.

4.2.8 Expression des résultats

Concernant l'expression des résultats de microbiologie, certaines normes analytiques impliquées dans le contrôle sanitaire des eaux (NF EN ISO 9308-1, NF EN ISO 7899-2) se réfèrent à la norme NF EN ISO 8199. Cette norme encadre notamment l'expression des faibles concentrations (entre 1

¹ Les prestations d'identification/sérotypage font l'objet d'une facturation (<https://www.anses.fr/fr/system/files/CatalogueTarifsAnses.pdf>). Vous pouvez consulter l'ensemble de ces informations en ligne sur le site du réseau *Salmonella* : <https://www.anses.fr/fr/content/le-reseau-salmonella>

et 10 UFC). Elle préconise d'avoir recours à un « nombre estimé » pour des dénombrements compris entre 3 et 10 UFC et de consigner le résultat sous forme de « présence » lorsque le dénombrement est de 1 ou 2 colonies. Ce type d'expression peut entraîner des difficultés de transfert des résultats dans SISE-EAUX. Par conséquent il est préconisé que les résultats des analyses microbiologiques soient exprimés sous forme numérique y compris pour les faibles concentrations de micro-organismes (si absence de germe, spécifier « 0 /unité de volume » ou « <1 /unité de volume »).

La norme NF EN ISO 8199 indique que les limites supérieures de dénombrement recommandées sont de 300 pour les méthodes par incorporation (ou étalement) dans une boîte de 90 mm de diamètre et de 80 pour les méthodes s'appuyant sur une filtration membranaire (47 mm de diamètre). Lorsque le nombre de colonies cibles et non cibles est supérieur à ces limites, la membrane est considérée comme envahie.

Lorsque la membrane est envahie, la norme NF EN ISO 8199 prévoit que l'expression des résultats puisse distinguer les cas où il est possible d'observer des colonies « cibles » des situations où ce n'est pas le cas. Cette distinction présente l'avantage de pouvoir identifier des échantillons non conformes y compris en présence de flore interférente. La base de données SISE-EAUX propose des intitulés « ILLISIBL » et « INCOMPT » qui sont adaptés pour distinguer ces deux cas de figure :

- Membrane envahie sans présence de bactéries d'aspect typique ou sans possibilité de procéder à un repiquage de colonies isolées pour réaliser les tests de confirmation (lorsque ceux-ci sont nécessaires pour conclure) : utiliser le code « ILLISIBL ».
- Membrane envahie avec présence de bactéries d'aspect typique suffisamment isolées autorisant des repiquages pour réaliser les tests de confirmation (lorsque ceux-ci sont nécessaires pour conclure) : utiliser le code « INCOMPT ».

Concernant les méthodes de dénombrement qui s'appuient sur une filtration membranaire, pour dénombrer les bactéries coliformes dont les *E. coli*, les entérocoques intestinaux, les *Pseudomonas aeruginosa*, les staphylocoques pathogènes, si un envahissement de la membrane est observé (nombre de colonies cibles et non cibles supérieur à 80), les codes « ILLISIBL » et « INCOMPT » doivent être utilisés pour exprimer les résultats. Dans ces cas de figures, il peut être utile d'enregistrer des prises de vues (ex : photographies) pour compléter les éléments de traçabilité. L'annexe 5 propose un schéma décisionnel qui précise le recours aux différentes modalités d'expression d'un résultat issu d'une méthode quantitative de microbiologie appliquée dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux.

Dans le cadre de l'utilisation de méthode NPP, il convient que les dénombrements obtenus à partir de la méthode NPP soient exprimés selon un arrondi à 2 chiffres significatifs.

4.3 Analyses chimiques

En cas de dépassement de la limite ou de la référence de qualité, il est nécessaire, si la stabilité des échantillons le permet, de réaliser une analyse de confirmation sur le même échantillon (éventuellement un autre flacon) dans les délais les plus brefs. Cette analyse de confirmation n'est

pas impérative si l'historique du point de surveillance a déjà mis en évidence de tels dépassements ou si ce dépassement peut être corrélé à d'autres paramètres.

4.3.1 Précisions techniques

Les eaux destinées à la consommation humaine sont réputées être exemptes de matières en suspension. Une filtration préliminaire des échantillons ne s'avère pas nécessaire sauf exigence spécifique des normes analytiques. Il est rappelé que la norme NF EN ISO 5667-3 précise (§7.2) : « *Si l'expérience a montré l'absence de quantité significative de particules (par exemple, dans l'eau de boisson), la filtration peut être omise. Ces échantillons doivent être incolores et présenter une turbidité < 1,5 FNU (unité néphélométrique formazine) ».*

✓ Acides haloacétiques :

La surveillance des acides haloacétiques entre en vigueur au 1^{er} janvier 2026 avec des limites de quantification attendues de 4 µg/L par substance. Il convient de noter que des [valeurs guides sanitaires \(VGS\)](#) ont été établies par l'Anses et peuvent être plus basses que les valeurs imposées dans l'arrêté méthode. De même dans certains contextes (eaux riches en bromures, prédominance des THM bromés...) la recherche des quatre acides haloacétiques bromés est préconisée (acide tribromoacétique (ATBA) ; acide bromochloroacétique (ABCA) ; acide dibromochloroacétique (ADBCA) ; acide bromodichloroacétique (ABDCA). Certains acides haloacétiques sont particulièrement photosensibles et il convient de prendre des mesures adaptées.

✓ Couleur vraie :

La couleur vraie qui correspond à la couleur apparente dans le cas des EDCH doit être privilégiée afin d'éviter la prise en compte des particules éventuellement présentes dans l'eau, déjà mesurées à travers la turbidité. Le code SISE-Eaux COULF (code SANDRE 1309) doit être utilisé pour la couleur vraie, même en l'absence de filtration pour les eaux de consommation.

✓ Chrome total:

Concernant l'analyse du chrome total, il est rappelé qu'en cas de dépassement du seuil de 6 µg/L en chrome total, une analyse complémentaire de chrome hexavalent (chrome VI) doit être mise en œuvre, préférentiellement sur un nouveau prélèvement afin de respecter les délais de mise en analyse. Par ailleurs, la recherche du chrome VI dès lors que les teneurs en chrome total sont significatives (> 2 µg/l) peut apporter des informations complémentaires pour la surveillance de ce paramètre.

✓ Cyanotoxines:

Des travaux menés par l'Anses sur l'actualisation de [l'évaluation des risques liés aux cyanobactéries toxigènes](#) ont été récemment publiés. Les cyanotoxines d'intérêt et des aspects méthodologiques y sont abordés (toxines à rechercher en priorité). Il convient de rechercher les toxines sur les fractions intra et extracellulaires en particulier pour les eaux superficielles et utiliser les codes SISE de la fraction totale. Une étape de lyse cellulaire est nécessaire pour la plupart des cyanotoxines, par exemple par 3 cycles de congélation/décongélation. *A contrario*, pour les eaux ne contenant pas de biomasse telles que les eaux destinées à la consommation humaine, cette étape de lyse cellulaire ne s'impose pas, et les codes SISE-Eaux de la fraction totale doivent également être utilisés. ||

convient de noter que pour les EDCH, seules les microcystines totales sont prévues dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux.

Des précautions pour l'échantillonnage et la conservation des échantillons doivent être prises :

- En cas d'eau chlorée, l'agent de neutralisation du chlore doit être impérativement ajouté sur site. Celui-ci peut différer selon les cyanotoxines dosées : acide ascorbique pour anatoxines et thiosulfate de sodium pour microcystines. L'acide ascorbique et le thiosulfate de sodium peuvent être utilisés indifféremment pour cylindrospermopsines et saxitoxines.
- Une attention particulière doit être apportée à la nature des flacons de prélèvement. Il sera préféré un flacon en verre ambré. Le verre blanc est à proscrire pour les anatoxines qui sont photosensibles. Le plastique (autre que le PETG) doit être évité pour les microcystines.

En raison des risques de contamination croisées notamment liées aux flaconnages et bouchons, il est impératif de réaliser un blanc méthode suivant l'ensemble du processus analytiques (y compris congélations/décongélation) pour chaque série analytique.

Le pH des échantillons optimal pour les analyses ELISA se situe généralement entre 4 et 11 avec des contraintes plus fortes pour les anatoxines : 5-7 selon Kaminski *et al.* (2013). Une attention particulière doit être portée à la stabilisation des échantillons (acide ascorbique / bisulfate de sodium) qui peut modifier le pH et un ajustement de pH peut être nécessaire.

Le choix de la méthode d'analyse dépend de la demande de l'ARS. Si les méthodes instrumentales (basées sur la spectrométrie de masse) apportent généralement une meilleure sensibilité que les méthodes ELISA, il convient de noter que celles-ci sont moins intégratives et ne couvrent que des variants ciblés. Par conséquent l'approche ELISA est recommandée. A ce jour, il n'existe pas de méthode normalisée pour l'analyse de cyanotoxines dans les eaux par méthode ELISA. Cependant, la norme [US EPA 546](#) apporte des précisions méthodologiques utiles.

Par ailleurs, la norme française NF U47-019 apporte des informations complémentaires utiles concernant la validation, l'adoption et la mise en œuvre des techniques ELISA et le LAB GTA 27 apporte quant à lui des précisions sur les essais en immuno-sérologie animale.

Une vigilance particulière doit être apportée au respect de la limite de quantification en particulier pour les toxines pour lesquelles cette limite de quantification correspond à la valeur seuil (Anatoxines-a).

Un résultat non conforme obtenu par la méthode ELISA doit être conforté par d'autres indices de concordances tels que la confirmation par un autre principe analytique, cohérence avec le dénombrement de cyanobactéries et la connaissance de l'historique du site de prélèvement.

Une FAQ, disponible sur le site dédié aux laboratoires agréés (Annexe 4), apporte des précisions concernant l'échantillonnage et l'analyse des cyanobactéries et cyanotoxines.

✓ **Dureté :**

Les résultats de dureté peuvent être produits par une mesure directe ou à partir d'un calcul issu des résultats de calcium et magnésium (si ces 2 paramètres sont émis sous accréditation).

✓ **Equilibre calco-carbonique :**

L'équilibre calco-carbonique et la teneur en CO₂ libre peuvent être estimés par calcul selon la méthode de Legrand-Poirier avec une mesure du pH et de la température de l'eau sur le lieu de l'échantillonnage et le dosage des éléments majeurs de la balance ionique. *Ce calcul peut être réalisé à l'aide du logiciel LPL win® préférentiellement avec l'option à teneur en calcium constante (Ca Cst).* Pour certaines eaux brutes souterraines, chargées en fer et manganèse, il est nécessaire de doser ces éléments pour faire le calcul.

✓ **Espèces dissoutes et espèces totales :**

Pour l'analyse des micropolluants organiques dans les eaux, on observe un fort essor des techniques analytiques par injection directe ou SPE en ligne ne permettant d'accéder qu'à la forme dissoute. Dans le contexte particulier des eaux de consommation et des ressources, cette approche apparaît suffisante sous réserve d'en informer l'ARS au préalable et de préciser le cas échéant l'étape de filtration/centrifugation ou décantation sur les rapports d'analyses.

✓ **17 beta estradiol :**

La famille des hormones et plus particulièrement la famille des estrogènes naturels et synthétiques est extrêmement complexe à analyser au regard des limites de quantification à atteindre et également du manque de stabilité de certaines d'entre elles notamment la 17-bêta-estradiol. Les principes généraux de la norme PR NF EN ISO 13646 Qualité de l'eau - Dosage d'œstrogènes sélectionnés dans des échantillons d'eau totale — Méthode par extraction en phase solide (SPE) suivie d'une détection par chromatographie en phase liquide (CL) ou en phase gazeuse (CG) couplée à la spectrométrie de masse (SM) permettent de répondre aux besoins de surveillance de la 17 beta estradiol dans les EDCH.

✓ **Hydrogène sulfuré :**

En l'absence de méthode normalisée, et en raison du caractère qualitatif du test, la présence d'hydrogène sulfuré peut être détectée de manière organoleptique. Ces dispositions ne s'appliquent pas à la recherche des sulfures sur les eaux minérales atypiques sulfurées (voir § 5)

✓ **Métaux :**

La concentration en métal total doit être déterminée, à l'exception du fer dissous ou autre métaux dissous recherchés dans certains contextes particuliers. Dans le cadre du contrôle sanitaire en ressources superficielles et souterraines, production et distribution, le terme « métal total » peut être assimilé à la forme acido-soluble obtenue par acidification avec de l'acide nitrique (pH inférieur ou égal à 2). Cette acidification doit être réalisée sur le lieu de l'échantillonnage ou de retour au laboratoire. La forme dissoute dans les eaux superficielles, peut également être demandée. Dans ce cas, la filtration sur un filtre 0,45 µm peut être réalisée de préférence sur le terrain mais également à l'arrivée de l'échantillon au laboratoire avant l'étape d'acidification en considérant que pour ce type d'eau le risque de précipitation rencontré en milieu réducteur est très limité pour les eaux de surface destinées aux eaux de consommation. L'acidification des échantillons doit être réalisée au plus tard le lendemain du prélèvement. Pour l'analyse du chrome hexavalent des modalités particulières de

conservation des échantillons doivent être mises en œuvre conformément aux exigences normatives.

✓ **Nonylphénol technique (CAS 84852-15-3)**

L'analyse et la bancarisation des données de surveillance du nonylphénol technique (CAS 84852-15-3) est complexe. AQUAREF a produit un mémo technique fixant les éléments saillants à prendre en compte pour produire des données de qualité, comparables et qui permettront de répondre aux enjeux de la surveillance dans les EDCH. Il est recommandé de s'y référer: https://www.aquaref.fr/system/files/Surveillance_alkylphenols_ethoxylats_V200217_V2_2.pdf.

✓ **Pesticides et métabolites de pesticides :**

Pour certains pesticides, une instabilité avérée est constatée, en particulier concernant le captane (code Sandre 1128), le folpel (code sandre 1192), le dazomet (code sandre 1869), le dithianon (code sandre 1966) et le phosmet (code sandre 1971) et il convient de ne pas analyser ces molécules dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux. D'autres molécules présentent également des risques de dégradation très rapides dans l'environnement : Amitraze, Bendiocarbe, triclofon, Desmedipham, Dichlofluanide, Formothion, Phenmédiphame, Tolyfluanide... Pour les molécules les plus instables la recherche des métabolites correspondants constitue une alternative intéressante à proposer aux ARS.

La famille des dithiocarbamates, inclut de nombreuses molécules telles que dibame, ferbame, mancozèbe, manèbe, métame, métirame, nabame, propinèbe, thirame, zirame, zinèbe. Ces molécules sont généralement instables dans l'environnement et leur recherche présente des difficultés analytiques particulières et à ce jour aucune méthode n'est considérée suffisamment robuste. Pour cette famille de molécules, la recherche de métabolites peut également constituer une alternative pertinente sous réserve de stabilité de ces métabolites.

Pour la somme de pesticides supérieurs à la limite de quantification, il convient de ne prendre en compte que les métabolites pertinents et ceux dont la pertinence n'a pas été établie. Cette liste est évolutive et il convient de vérifier périodiquement la mise à jour de ces travaux sur [le site de l'Anses](#).

✓ **PFAS :**

La surveillance de la somme des PFAS entre en vigueur au 1^{er} janvier 2026 avec des limites de quantification cibles de 1,5 ng/L par substance². Ces performances apparaissent très contraignantes à atteindre pour l'ensemble des molécules au regard de l'état de l'art de la profession. Par conséquent, la priorité doit être donnée au respect de ces performances pour les molécules à chaîne courte (moins de 8 carbones perfluorés) présentant une plus grande probabilité de présence dans les eaux de consommation. Une grande vigilance doit être apportée aux risques de contaminations croisées et de perte par adsorption en particulier pour les longues chaînes carbonées.

² Lignes directrices techniques relatives aux méthodes d'analyse pour la surveillance des substances alkylées per- et polyfluorées (PFAS) dans les eaux destinées à la consommation humaine (C/2024/4910)

Pour limiter les risques d'adsorption des longues chaînes sur les parois des flacons, certaines précautions doivent être prises. Les prélèvements peuvent être réalisés :

- Sur un volume fixe d'échantillon (tube gradué par exemple) avec ajout de méthanol dans le flacon de prélèvement à l'arrivée au laboratoire
- Sur un flacon complètement rempli en transvasant la totalité du volume dans un autre récipient puis en rinçant le flacon de prélèvement avec un volume connu de méthanol, reversé ensuite dans l'autre récipient.
- Sur un flacon complètement rempli avec élimination d'une petite fraction de l'échantillon à l'arrivée au laboratoire et ajout d'un volume fixe de méthanol dans le flacon de prélèvement.

Dans tous les cas il convient d'avoir les mêmes ratios eau / méthanol pour les échantillons et la gamme d'étalonnage

L'analyse de blancs réactifs après étalonnage et dans la séquence analytique est nécessaire. La norme NF EN 17892 propose des critères de gestion et d'interprétation des blancs permettant de garantir l'absence de contamination croisée. Au regard de la variabilité des propriétés chimiques de ces molécules, la dilution isotopique doit être privilégiée. Une attention particulière doit être apportée à la présence possible de formes ramifiées et non ramifiées qui peuvent être partiellement séparées lors de l'analyse chromatographique. La norme NF EN 17892 émet des recommandations quant à la prise en compte de ces différentes formes.

En l'état actuel des connaissances le paramètre PFAS total n'est pas préconisé dans le cadre des analyses d'eau de consommation.

✓ **Silicates :**

Pour la mesure des silicates, il est possible de mesurer le silicium par des méthodes élémentaires sur la base des principes techniques tels que NF EN ISO 11885 ou 17294 et exprimer le résultats en SiO₂ sous réserve d'effectuer une filtration des échantillons préalablement à l'acidification (filtre à 0,45 µm). Dans ce cas, il convient d'utiliser le même code SISE-Eaux : SIL (en mg SiO₂/L) : code Sandre 1342.

✓ **Substances extractibles au chloroforme :**

Cette mesure n'est pas préconisée en raison de l'absence de méthode normalisée, de contraintes analytiques importantes et de l'utilisation d'un solvant dangereux pour la santé (classé CMR cat.3).

✓ **Turbidité :**

L'unité officielle est le NFU (identique à l'appellation FNU cité dans la norme NF EN ISO 7027-1). Dans la gamme de concentration des eaux de consommation, les unités NFU et NTU sont considérées comme équivalentes.

✓ **Nonylphénol technique (CAS 84852-15-3)**

L'analyse et la bancarisation des données de surveillance du nonylphénol technique (CAS 84852-15-3) est complexe. AQUAREF a produit un mémo technique fixant les éléments saillants à prendre en compte pour produire des données de qualité, comparables et qui permettront de répondre aux enjeux de la surveillance dans les EDCH. Il est recommandé de s'y référer: https://www.aquaref.fr/system/files/Surveillance_alkylphenols_ethoxylats_V200217_V2_2.pdf.

✓ **Sommes de composés :**

Du point de vue du gestionnaire des résultats (ARS, exploitant), le résultat est apprécié de façon qualitative. Par conséquent, il convient d'exprimer le résultat inférieur à la limite de quantification sous une forme explicite : « < seuil ». Il ne faut pas effectuer la somme des limites de quantification pour le rendu des résultats.

Dans le cas de résultats positifs, il convient de sommer les résultats supérieurs à la limite de quantification sans appliquer d'autre règle d'arrondi.

Ces dispositions évolueront avec le déploiement du nouveau système d'information (Aquisise en remplacement de Sise Eaux) qui se basera sur une expression des résultats au format Sandre/EDILOLABO.

4.3.2 Performances analytiques

En règle générale, pour faciliter la gestion des résultats du contrôle sanitaire, et répondre aux besoins de l'agrément, il convient de disposer de méthodes analytiques présentant des limites de quantification ne dépassant pas le tiers des limites ou références de qualité et une incertitude analytique définie dans l'arrêté méthode du 17 octobre 2017. Toutefois, pour certains paramètres, ce critère est difficilement atteignable. C'est le cas notamment du chlorure de vinyle monomère, CVM, dont la limite de qualité est fixée à 0,5 µg/L et des glufosinate, glyphosate et AMPA, épichlorhydrine pour lesquels il est toléré de disposer d'une limite de quantification équivalente à la limite de qualité. En cas de limite de quantification équivalente à la limite de qualité, il convient d'informer l'ARS des résultats positifs obtenus compris entre 1/3 LQ et LQ (par exemple en renseignant « traces » au niveau du résultat ou par un commentaire sur le rapport d'essai ou par le champ commentaire dans SISE-Eaux (le format SANDRE permettra à terme de gérer de format de rendu des résultats).

De manière générale, les exigences de performances peuvent évoluer en fonction des évaluations de risques menées et des valeurs de gestion définies, y compris pour les paramètres ne présentant pas de limite de qualité réglementaire. Il convient de viser une limite de quantification compatible avec ces valeurs guides en respectant si possible 30 % de la valeur guide.

Note : certaines valeurs réglementaires concernent une somme de paramètres individuels et il peut être intéressant de connaître l'incertitude pour cette somme afin d'aider le gestionnaire à interpréter le résultat. Dans ce cas l'incertitude peut être estimée en réalisant la somme quadratique des incertitudes des molécules quantifiées.

5 Eaux atypiques

Les méthodes d'analyses mises en œuvre par les laboratoires pour des matrices d'eaux dites « atypiques », telles que les eaux carbo-gazeuses ou certaines eaux minérales naturelles (à usage thérapeutique ou non), sont souvent identiques à celles pratiquées pour la matrice « eaux douces ». Toutefois, pour les analyses chimiques, certaines adaptations analytiques peuvent être nécessaires.

Une classification de ces matrices atypiques peut être définie à partir de l'arrêté du 14 mars 2007 modifié dans le tableau ci-dessous :

Tableau n°3 : Classification des matrices atypiques.

| Matrice | Caractéristiques |
|---|---|
| Eau carbo-gazeuse | CO ₂ > 250 mg/L |
| Eau fortement minéralisée (incluant les eaux salines) | Résidus secs 180 °C > 1500 mg/L (ou conductivité > 2000 µs/cm) |
| Eau sulfurée | Présence de sulfures |

Les eaux fortement minéralisées englobent notamment des eaux minérales naturelles conditionnées (résidus sec 180 °C > 1500 mg/L) et des eaux minérales naturelles utilisées à des fins thérapeutiques dans un établissement thermal, et dont certaines présentent de très fortes salinités.

Les eaux sulfurées concernent les eaux minérales naturelles utilisées à des fins thérapeutiques dans un établissement thermal, et non les eaux conditionnées.

5.1 Prélèvements, mesures sur sites et conservation des échantillons

5.1.1 Echantillonnage

S'agissant des modalités d'échantillonnage des eaux atypiques, il convient de se référer aux préconisations décrites au chapitre 4.

5.1.2 Mesures sur site

Pour la mesure du pH dans les eaux instables, il est nécessaire de recourir à des cellules de recirculation afin de minimiser les contacts de l'échantillon avec l'air.

La norme de mesure de **potentiel redox** dans l'eau a été récemment publiée (NF T 90-260). Il convient d'être vigilant quant à l'unité d'expression des résultats qui doit être réalisée par rapport à une électrode d'hydrogène normalisée.

5.1.3 Délais de mise en analyse

S'agissant des délais de mise en analyse des échantillons d'eaux atypiques, il convient de se référer aux préconisations décrites au chapitre 4.

5.2 Analyses microbiologiques

Concernant les analyses nécessitant la filtration de volumes importants (>10 l) comme par exemple le dénombrement des oocystes de *Cryptosporidium* et kystes de *Giardia*, il convient d'être vigilant par rapport :

- Aux difficultés de filtration car certaines eaux notamment celles riches en fer peuvent conduire à un allongement de l'étape de filtration, voire à un colmatage du support ;
- À la fluctuation des débits notamment pour les eaux carbo-gazeuses

5.3 Analyses chimiques

5.3.1 Tests préliminaires

Au regard de la spécificité et de la diversité des matrices rencontrées dans les eaux minérales naturelles et les eaux conditionnées, il apparaît nécessaire de vérifier l'adéquation des méthodes d'analyses sur les matrices atypiques avant leur mise en œuvre par la réalisation de tests adaptés :

- Si la méthode mise en œuvre est déjà utilisée au laboratoire et a été caractérisée et validée pour des eaux douces, il est possible de vérifier son adéquation par un plan d'expérience simplifié qui consiste pour chaque type d'eau (eaux carbo-gazeuses, eaux fortement minéralisées, eaux sulfurées) en un dopage d'au minimum une matrice représentative des eaux que le laboratoire a prévu d'analyser, à 2 niveaux de concentration dont la limite de quantification. Ces essais doivent être réalisés en double. Les résultats obtenus doivent respecter les Ecart Maximum Admissibles de la validation initiale de la méthode.
- S'il s'agit d'une nouvelle méthode ou si les critères définis ci-dessus ne sont pas respectés, le laboratoire doit effectuer une validation complète de la méthode tel que défini dans la norme NF T 90-210.

Note : Ce plan d'expérience simplifié (2 niveaux de concentration en double) ne permet pas de calculer les incertitudes de mesure sur les matrices atypiques. Si le laboratoire considère qu'elles sont équivalentes à celles des eaux douces, il devra justifier son choix en comparant par exemple les performances intrinsèques de la méthode telles que la dispersion autour de la moyenne. Ces incertitudes peuvent également être surveillées à partir des Zeta scores lorsque des essais inter-laboratoires sont organisés sur les matrices atypiques.

Pour les eaux conditionnées, ces essais peuvent être réalisés avec les eaux habituellement analysées par le laboratoire ou avec des eaux de grande consommation de type Perrier / Saint-Yorre pour les eaux carbo-gazeuses ou Hépar / Contrex dans le cas des eaux plates fortement minéralisées, sous réserve que les eaux à analyser aient des caractéristiques voisines des eaux choisies pour réaliser ces tests. Dans tous les cas, le laboratoire devra justifier son choix.

Dans le cas des eaux thermales, il n'est pas possible de préconiser une eau représentative pour réaliser les essais de validation. Le laboratoire devra réaliser ces essais sur des matrices pertinentes et représentatives et justifier son choix. Le laboratoire devra également identifier pour les différents types d'eaux analysées, les principales sources d'interférences en fonction des méthodes mises en œuvre.

Le cas échéant, le laboratoire devra mettre en œuvre les adaptations et vérifications de maîtrise des interférences décrites dans le paragraphe iii.

Pour les eaux minérales naturelles classiques (non atypiques) il convient de s'assurer que les caractéristiques des eaux utilisées pour la validation de méthode sont représentatives des EMN analysées. Si ce n'est pas le cas procéder aux tests simplifiés tels que décrits ci-dessus.

5.3.2 Contrôles qualité internes

Pour l'analyse de ces matrices particulières, il est nécessaire d'avoir des dispositions rigoureuses de contrôle qualité interne avec notamment :

- La vérification périodique de la robustesse des méthodes par des dopages en matrice réelle ;
- L'utilisation d'étalons internes dès que possible pour les micropolluants organiques avec des critères d'acceptabilité associés ;
- Une attention particulière doit être apportée, lors de la première quantification d'un micropolluant organique. Pour les analyses réalisées par spectrométrie de masse, les critères d'identification des normes NF EN ISO 21253-1 et -2 doivent être utilisés. Il est nécessaire de confirmer ce résultat par une deuxième analyse avec, dans la mesure du possible, la mise en œuvre d'une seconde méthode ou la confirmation par un autre laboratoire ;
- Le suivi des blancs procédures et le risque de résultats faux positifs doit être particulièrement surveillé. La soustraction des valeurs de blancs aux échantillons est susceptible de générer des résultats faux positifs ou faux négatifs et ne doit pas être utilisée.
- La mise en place systématique d'une dilution peut également être utile sous réserve d'accord de l'ARS sur les limites de quantification dégradées et de respect des exigences de performances prévues par l'arrêté méthode.

5.3.3 Principales interférences et adaptations nécessaires

5.3.3.1 Eaux carbo-gazeuses :

Il est préconisé de procéder à un **dégazage préalable** pour la plupart des paramètres. Celui-ci peut être pratiqué par sonication en bains à ultra-sons pendant 10 minutes minimum. Un dégazage par trompe à vide ou barbotage de gaz inerte peut également être pratiqué, mais ces prétraitements sont davantage sujets au risque de contamination.

Des précautions particulières et adaptations de méthodes ont été identifiées pour les paramètres suivants :

- **pH, conductivité, potentiel redox, oxygène dissous** : les analyses doivent être réalisées sur échantillon non dégazés. A noter que les délais de stabilisation des électrodes sont généralement plus longs que sur les eaux plates ;
- **CO₂** : dosé *in situ* ou à défaut dans les 24 heures suivant le prélèvement par dosage en retour et blocage sur le terrain (voir NF T 90-011) ; La prise d'essai doit être mesurée par gravimétrie
- **Alcalinité** : mesurée *in situ* ou à défaut dans les 24 heures suivant le prélèvement en utilisant un flacon complètement rempli (bouchon émeri par exemple) ; La prise d'essai doit être mesurée par gravimétrie.
- **COV** : l'aliquotage doit être réalisé rapidement, sur échantillon non dégazé éventuellement dans un flacon contenant un carbonate de potassium (cf. NF ISO 11423-1). La mesure de la prise d'essai par gravimétrie (et non par volumétrie) améliore la précision de la mesure.

- **COT** : les temps de purge doivent être prolongés et adaptés aux teneurs importantes en carbone inorganique.
- **Analyses spectrophotométriques et flux continu** : un temps de dégazage insuffisant des échantillons est susceptible d'entraîner une surestimation des résultats.

Notes :

Pour la mesure de l'alcalinité et de la conductivité, il a été relevé qu'un dégazage partiel des échantillons (par simple agitation) permet d'améliorer la répétabilité de la mesure.

Pour les paramètres nécessitant une mesure de prise d'essai par gravimétrie (CO₂, alcalinité...), il est possible de tarer les flacons (avec stabilisant le cas échéant) avant départ sur le terrain afin d'éviter de transporter une balance.

Pour la conductivité un léger dégazage peut améliorer dans certains cas la stabilité de la mesure.

5.3.3.2 Eaux fortement minéralisées :

Pour ces matrices, les précautions suivantes doivent être prises en compte :

- **Analyses inorganiques :**
 - **Oxygène dissous** : si les résultats sont exprimés en % saturation, il est nécessaire de prendre en compte la salinité des échantillons (la solubilité diminuant avec l'augmentation de la salinité) ;
 - **COT** : l'encrassage et la baisse de sensibilité du matériel doivent être surveillés. Comme pour les eaux carbo-gazeuses, une adaptation des temps de purge du carbone inorganique est souvent nécessaire en complément de l'acidification des échantillons ;
 - L'analyse des **anions / cations** minoritaires peut être limitée par une co-élution partielle avec les ions majoritaires. Le critère de résolution de 1,3 doit être impérativement vérifié dans la matrice analysée ;
 - Pour les analyses **spectrophotométriques** ou par **flux continu avec détection spectrophotométrique**, la gamme d'étalonnage ou le contrôle qualité interne doit être réalisé dans une matrice de salinité équivalente à l'échantillon ;
 - L'analyse des **métaux** en eau fortement minéralisée par ICP-MS permet d'atteindre des limites de quantification basses compatibles avec une dilution des échantillons. Le recours à des étalons internes avec des critères d'acceptabilité est impératif. De même, en raison des interférences liées notamment à de fortes concentrations en carbonates ou chlorures, un contrôle périodique de l'efficacité des outils de corrections d'interférences isobariques (chambre de collision / réaction) doit être pratiqué sur des matrices représentatives des échantillons analysés.
 - L'analyse des **bromates** en eaux fortement minéralisées représente une difficulté analytique en raison des limites de quantification requises et de la sensibilité de la technique de chromatographie ionique aux effets de sels nécessitant parfois des dilutions importantes. Pour l'analyse des eaux fortement minéralisées, il convient de ne pas trop diluer les échantillons et de faire appel si nécessaire à des techniques analytiques plus sensibles telles que IC ICP-MS, IC 2D ou l'élimination de la matrice par cartouche.

- **Analyses organiques :**

Les eaux fortement minéralisées sont susceptibles de générer de nombreuses interférences (impact sur l'efficacité d'ionisation, formations d'adduits, modification des rendements d'extraction). Pour les analyses par spectrométrie de masse, le recours à des étalons internes adaptés est impérative. La dilution isotopique, bien que coûteuse, permet de s'affranchir de la plupart de ces interférences.

- **COV, BTX, THM** : Les méthodes d'analyses en espace de tête (Head Space : HS), purge and trap ou SPME-HS ne sont généralement pas soumises à des interférences spécifiques à ces matrices. La forte minéralisation des échantillons permet en effet de favoriser l'équilibre vers l'espace de tête. C'est pourquoi il est préconisé de saturer l'ensemble des échantillons et de la gamme en sel avant analyse ou a minima d'avoir un étalonnage ou contrôle qualité interne dans une matrice équivalente à celle des échantillons analysés. Le recours à des étalons internes couvrant la gamme des temps de rétention est également préconisé.
- Les méthodes **SPME** (phase liquide) et **SBSE** peuvent être sensibles à un excès de sel et subir un vieillissement prématuré des supports;
- La présence de sels dans l'eau est susceptible de favoriser les coefficients de partage et l'extraction **Liquide / Liquide**. Pour éviter un biais éventuel lié à une meilleure extraction en eau saline, il convient de prendre les mêmes précautions que pour les COV (saturation en sels ou étalonnage /CQI en matrice) ;
- Les méthodes d'extraction **Liquide/Solide** fonctionnent généralement correctement en eaux fortement minéralisées. L'étape de rinçage des cartouches avant élution est primordiale pour limiter la quantité de sels dans l'extrait ;
- Pour les méthodes de détection par **spectrométrie de masse**, une attention particulière doit être apportée aux effets de sels (formation d'adduits, modification de l'efficacité d'ionisation). Des dopages en matrice réelle doivent être régulièrement réalisés ;
- A noter que la mesure de **glyphosate - AMPA** en eau fortement minéralisée est sujette à une dérivatisation partielle au FMOC susceptible d'entraîner une sous-évaluation sévère du résultat. Des essais de dopage en matrice réelle sont impératifs pour vérifier l'efficacité de cette étape.
- Concernant les méthodes par injection directe LC MSMS, il convient d'apporter une attention particulière aux dérives des temps de rétention qui peuvent être très importantes sur les eaux fortement minéralisées.

5.3.3.3 *Eaux sulfurées :*

La présence de sulfures est à l'origine d'un certain nombre d'interférences parmi lesquelles :

- **Cyanures** : les sulfures doivent être par exemple précipités par ajout de carbonate de plomb ;
- **Oxygène dissous** : la méthode Winckler (NF EN 25813) doit être évitée en raison d'un risque de sous-estimation. La détection de l'oxygène par méthode optique (NF ISO 17289) est moins sujette à interférences que la méthode électrochimique (NF EN ISO 5814) ;

- **Turbidité** : certaines eaux sulfurées présentent une turbidité très élevée en dépit de l'aspect limpide des échantillons. Ce paramètre apparaît donc peu pertinent sur ce type de matrice. Au regard de cette forte surévaluation des résultats probablement liée à la présence de soufre colloïdal, il est préconisé de ne pas mesurer ce paramètre dans de tels cas ;
- **Chlorures** : pour les méthodes colorimétriques par spectrométrie automatisée, un dégazage préalable des échantillons permet de minimiser le risque d'interférences.

De façon générale, la présence de composés réducteurs tels que les sulfures, est susceptible de perturber les analyses par phénomène d'oxydo-réduction. La présence de sulfures est également susceptible d'affecter les rendements d'extraction de certains composés organiques (volatils en particulier).

Les **sulfures totaux** englobent principalement les espèces hydrogène sulfuré (H_2S), sulfhydrate (HS^-) ainsi que d'autres composés soufrés à des stades variables d'oxydation : polysulfures, thiosulfates, sulfites. Il n'existe pas d'essais inter-laboratoires en France :

- La méthode normalisée par chromatographie ionique (NF EN ISO 10304-3) permet de doser individuellement les espèces thiosulfates et sulfites mais ne permet pas d'accéder aux sulfures totaux.
- La méthode électrochimique en présence de chlorure mercurique et en milieu alcalin est à privilégier (Rodier). La détermination des sulfures est réalisée en pH alcalin avec un point d'équivalence de l'ordre de - 600 mV. La mesure des espèces individualisées du soufre (autres points d'inflexion et pH neutre) est sujette à des variations et manque de robustesse. Cette analyse doit être réalisée sur le terrain ou à défaut, les échantillons doivent être bloqués sur le terrain (ajout de soude) et analysés dans les 24 heures.

6 Eaux froides et eaux chaudes sanitaires

Le fascicule de documentation FD T 90-522 « Qualité de l'eau - Guide technique de prélèvement pour la recherche de *Legionella* dans les eaux » définit les modalités de prélèvement des échantillons concernés par la recherche et/ou le dénombrement de légionelles. Ce fascicule intègre les spécificités propres aux prélèvements sur brumisateurs et fait le lien avec la réglementation en vigueur.

Les prélèvements d'eaux sanitaires en vue de la recherche et du dénombrement des *Legionella* doivent également être réalisés selon le fascicule de documentation FD T 90-522 y compris en ce qui concerne les modalités de délai d'écoulement avant prélèvement.

Le transport vers le laboratoire doit être assuré à température ambiante au sein d'une enceinte isotherme non réfrigérée permettant de limiter les variations de température des échantillons qui pourraient intervenir du fait de l'impact des conditions ambiantes extérieures.

7 Eaux de loisirs

7.1 Eaux de baignade naturelle

L'échantillonnage devra être réalisé selon le fascicule de documentation FD T 90-521.

7.1.1 *Escherichia coli* et entérocoques intestinaux

Les références de qualité applicables aux eaux de baignade sont exprimées en UFC/100 mL. Dans la mesure où la directive européenne 2006/7/CE qui traite de la gestion de la qualité des eaux de baignade, autorise dans son annexe 1 le recours aux méthodes NPP, et que l'arrêté méthodes du 19 octobre 2017 les mentionne également, il apparaît que les dénombrements produits par ces méthodes, exprimés en NPP/100 mL, sont légitimes pour déterminer la concentration des *E. coli* et des entérocoques intestinaux dans les eaux de baignade. Dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux de baignade, les dénombrements des *E. coli* et des entérocoques intestinaux dans les eaux de baignade s'effectuent respectivement selon les normes NF EN ISO 9308-3 : 1999 et NF EN ISO 7899-1 : 1999 qui exigent une lecture finale après 36 à 72 heures d'incubation.

Après consultation, les membres de la commission T90D se sont accordés sur le fait que dans le cadre du contrôle sanitaire et sur demande explicite de l'ARS, une lecture intermédiaire peut-être réalisée pour les analyses d'eaux de baignade selon les normes NF EN ISO 9308-3 : 1999 et NF EN ISO 7899-1 : 1999. Ceci afin de disposer précocement de résultats provisoires et donc permettre une plus grande réactivité dans les mesures de gestion. Les modalités de mise en œuvre des lectures intermédiaires sont précisées dans la note publique AFNOR T90D/N-1067 (voir annexe 3). Dans le respect de ces conditions, la réalisation d'une lecture intermédiaire ne remet pas en cause l'accréditation des résultats définitifs.

7.1.2 *Cyanobactéries*

Les modalités de prélèvements, de transport et de conservation des échantillons destinés à l'analyse de cyanobactéries sont décrites dans le guide Anses « prélèvements, dénombrement et identification des cyanobactéries dans les eaux douces accueillant des activités de baignades et de loisirs nautiques » diffusé en 2016. Par ailleurs, elles ont été précisées et actualisées dans l'annexe C de la norme XP T90-330 (à paraître).

La recherche et le dénombrement des cyanobactéries doivent être réalisés selon la version en vigueur de la norme XP T90-330 (à paraître) ou selon la version en vigueur du mode opératoire CYAMF.

7.1.3 *Phytoplancton*

Si des analyses de phytoplancton sont réalisées dans le cadre de l'évaluation de la qualité des eaux de baignade, l'échantillonnage doit être réalisé selon la norme XP T90-719 et le dénombrement selon la norme NF EN 15204 ; Cette dernière est elle-même complétée par les éléments et précisions techniques mentionnées dans le fascicule de documentation FD T90-779 qu'il convient d'appliquer.

A noter que le pourcentage de cyanobactéries présentes au sein du phytoplancton peut être adressé vers le code SISE-EAUX « CYANOB1 ».

7.2 Eaux de baignade artificielle

7.2.1 *Escherichia coli* et entérocoques intestinaux

Les dispositions décrites aux paragraphes 7.1.1 s'appliquent.

7.2.2 *Pseudomonas aeruginosa*

En 2011, à la demande de la DGS, la méthodologie de recherche et de dénombrement des *Pseudomonas aeruginosa* issue de la norme NF EN ISO 16266 a fait l'objet d'une demande d'appui scientifique et technique de l'ANSES (N°110008) à la suite de problématiques d'invasion par la flore interférente lors de l'analyse de 100 mL d'eau dans certaines baignades artificielles. Les résultats obtenus lors de ce travail préconisaient :

- **Une adaptation du volume de prise d'essai :**

Par défaut, lors de la mise en œuvre de la norme NF EN ISO 16266, la réalisation d'une filtration sur une prise d'essai complémentaire de 10 mL est obligatoire pour les eaux dont l'historique des analyses montre une susceptibilité à la présence de flore interférente interdisant de manière ponctuelle ou récurrente l'exploitation d'une filtration à partir de 100 mL. Au regard des retours d'expérience de ces dernières années, l'analyse sur une troisième prise d'essai de 1 mL est également recommandée car elle peut permettre un dénombrement plus aisé sur les échantillons les plus fortement contaminés. Une prise d'essai d'1 mL est compatible avec la limite de qualité de 100 UFC/L qui s'applique à l'ensemble des baignades artificielles. Le volume d'analyse utilisé pour communiquer une absence de détection ne peut cependant être inférieur à 1 mL.

Si malgré l'adaptation du volume filtré, un dénombrement de *Pseudomonas aeruginosa* est observé en présence d'une flore interférente dont l'ampleur est susceptible d'introduire une sous-estimation, le résultat quantitatif doit être transmis accompagné du commentaire suivant « Dénombrement de *Pseudomonas aeruginosa* fourni à titre informatif du fait de la présence d'une flore interférente susceptible de conduire à une sous-estimation ». En présence d'une flore interférente trop abondante, le résultat est rendu comme « Illisible ».

Il doit être noté que lorsque la qualité habituelle de la baignade est connue et qu'elle permet d'obtenir un résultat exploitable après filtration de 100 mL, une filtration complémentaire sur un volume réduit n'est pas nécessaire.

- **La réalisation systématique de confirmation :**

Réaliser systématiquement sur autant de colonies à confirmer que possible (y compris celle présentant un aspect bleu-vert), la stratégie de tests de confirmation présentée dans le tableau ci-après. Une identification des colonies à confirmer par l'emploi de tests biochimiques miniaturisés ou par spectrométrie de masse Maldi-Tof sont des compléments possibles à la combinaison de tests proposés.

Tableau n°4 : Stratégies de confirmation des colonies de *P. aeruginosa* présumées, spécifiques aux baignades artificielles.

| | Production d'oxydase | Fluorescence sur milieu King B | Production d'ammoniac à partir d'acétamide en condition de thermotolérance (41 +/- 1 °C) | Confirmé comme <i>Pseudomonas aeruginosa</i> |
|-----------------------|----------------------|--------------------------------|--|--|
| Brun rougeâtre | + | + | + | Oui |
| Fluorescente sous U.V | / | / | + | Oui |
| Bleu-vert | | | | |

En l'absence de méthode normalisée applicable à des eaux potentiellement chargées en flore interférente et/ou d'une évaluation de méthode alternative sur la matrice spécifique des eaux de baignade artificielle, les adaptations à la norme proposées ci-dessus, testées et évaluées par le LHN sur plus de 93 échantillons d'eau de baignade artificielle pendant la saison balnéaire de 2012, sont applicables dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux de baignade artificielle en l'absence d'accréditation.

7.2.3 *Staphylocoques pathogènes*

L'arrêté du 15 avril 2019 modifié définit une limite de qualité pour le paramètre *Staphylococcus aureus*. La norme analytique NF T 90-412 permet un dénombrement des staphylocoques pathogènes à coagulase positifs mais ne conduit pas à un dénombrement ciblé de l'espèce *Staphylococcus aureus*. Aussi les analyses d'eaux de baignade artificielle devront être réalisées conformément à la norme NF T 90-412 et les résultats devront être exprimés en staphylocoques pathogènes.

7.2.4 *Cyanobactéries*

Les dispositions du § 7.1.2 concernant les eaux de baignades naturelles s'appliquent.

7.3 Eaux de piscines (dont les piscines thermales)

7.3.1 *Bactéries coliformes et E. coli*

Les dispositions décrites au paragraphe 4.2.1 concernant les eaux de consommation et qui sont en lien avec la mise en œuvre de la méthode et l'expression des résultats s'appliquent.

7.3.2 *Mesures du Carbone Organique Total*

. Il convient de rappeler que seuls les COTmètres équipés d'une oxydation chimique doivent être utilisés. En effet une oxydation par voie thermique est susceptible de doser partiellement le stabilisant (acide isocyanurique) et d'entraîner une surévaluation des résultats de COT. Par ailleurs, le laboratoire devra rester vigilant quant au risque de contamination croisée liée à l'utilisation de solutions désinfectantes en particulier pour la mesure du COT.

7.3.3 Mesure de l'ozone

Effectuer la mesure sur le site de mesure dans une fraction dédiée de l'échantillon et rapidement en raison de la courte durée de demi-vie de l'ozone (< 5 min). Le chlore présent est susceptible d'interférer avec la mesure, il peut être nécessaire d'ajouter un agent bloquant (acide malonique par exemple) à l'échantillon afin d'éliminer ces interférences. L'ozone peut être difficile à mesurer dans une matrice d'eau de piscine (notamment en raison des fortes teneurs en chlore). La méthode colorimétrique à l'amarante ou le recours à une sonde spécifique permet de minimiser ce risque d'interférences (rapport 03/17 OZON).

7.3.4 Mesure du chlore libre actif

La mesure du chlore libre actif peut être réalisée à partir d'abaques ou à partir de logiciels intégrant la température et la minéralisation de l'échantillon. Ces derniers apportent une plus grande précision de la mesure et doivent être privilégiés, en particulier en cas de divergence avec les données de l'exploitant ou pour les piscines d'eaux thermales présentant une minéralisation importante.

Il est préconisé pour calculer le chlore libre actif de :

- Ne pas prendre en compte la minéralisation des échantillons pour des eaux de conductivité < 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.
- Recourir à une correction de minéralisation selon une modélisation adaptée pour des eaux de conductivité > 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Pour la correction de la minéralisation, des précisions sont apportées dans le rapport d'AST 21-02 chlore libre actif.

Dans le cadre des piscines d'eaux de mer désinfectées au chlore, la teneur en bromures est suffisamment conséquente (65 mg/L) pour qu'on puisse raisonnablement considérer qu'H₂OBr est largement majoritaire et que c'est la chimie du brome qui intervient en lieu et place du chlore.

7.3.5 Mesure des THM en eaux de piscines :

Pour l'analyse des THM en eaux de piscines, aucune méthode n'est imposée mais une accréditation spécifique à cette matrice « eaux de piscines » est nécessaire afin de prendre en compte les spécificités (agent stabilisant, T°C incubation) liées à cette matrice.

8 Bibliographie

Publications

Anses (2017). AVIS et RAPPORT de l'Anses relatif à la fiabilité des analyses en chlorites réalisées après un pré-traitement à l'éthylènediamine dans les eaux destinées à la consommation humaine (EDCH). (Saisine 2017-SA-0190). Maisons-Alfort : Anses, 25 p. En ligne <<https://www.anses.fr/fr/system/files/LABO2017SA0190Ra.pdf>>

Anses (2023) Évaluation des risques sanitaires des acides haloacétiques dans l'eau destinée à la consommation humaine. Maisons-Alfort : Anses, 348 p. En ligne <<https://www.anses.fr/fr/system/files/EAUX2021SA0015Ra.pdf>>

Anses (2018). Méthode d'analyse des acides haloacétiques dans les eaux. Maisons-Alfort : Anses, 21 p. En ligne <https://www.anses.fr/fr/system/files/ANSES_LHN_REF_HAA%20_V2.pdf>

Anses. (2018). Équivalence du test de potabilité des eaux Colilert®-18/Quant-Tray® pour la recherche et le dénombrement des Escherichia coli et des bactéries coliformes dans les eaux destinées à la consommation humaine par rapport à la méthode de référence NF EN ISO 9308-1 : 2000. (Saisine 2010-SA-0323). Maisons-Alfort : Anses, 46 p. En ligne <<https://www.anses.fr/fr/system/files/LABO2010SA0323Ra.pdf>>

Anses (2019). Demande d'appui scientifique et technique – Equivalence du projet de norme ISO 9308-1 (version 2014), pour la recherche et le dénombrement des Escherichia coli et des coliformes dans les eaux destinées à la consommation humaine, par rapport à la méthode de référence NF EN ISO 9308-1 (version de 2000) (Saisine 2019-SA-0032). Maisons-Alfort : Anses, 41 p. En ligne <<https://www.anses.fr/fr/system/files/LABO2010SA0323Ra.pdf>>

Anses (2020). AVIS et RAPPORT de l'Anses relatif à l'évaluation des risques liés aux cyanobactéries et leurs toxines dans les eaux douces (Saisines n° 2016-SA-0165 et 2015-SA-0207). Maisons-Alfort : Anses, 25 p. En ligne <<https://www.anses.fr/fr/system/files/EAUX2016SA0165Ra.pdf>>

Anses (2015). Demande d'appui scientifique et technique concernant l'analyse du paramètre *Pseudomonas aeruginosa* dans les eaux de baignade artificielle (Saisine 110008). Maisons-Alfort : Anses, 25 p.

Aquaref. (2017). Lignes directrices pour la conduite et la validation d'études de stabilité des paramètres physico-chimiques dans le domaine de l'eau. Paris : Aquaref, 45 p. En ligne <https://www.aquaref.fr/system/files/2016LNE_D2b_lignes_directrices_stabilite_VF_0.pdf>

Aquaref (2016). Surveillance des alkylphénols et éthoxylats. Paris : Aquaref, 4 p. En ligne <https://www.aquaref.fr/system/files/Surveillance_alkylphenols_ethoxylats_V200217_V2_2.pdf>

Conseil National des Etablissements Thermaux. (2016). Guide des bonnes pratiques thermales. Paris : Conseil National des Etablissements Thermaux, 176 p.

DORE, M. (1989). Chimie des oxydants et traitement des eaux. Paris : Lavoisier, 528 p.

Kaminski, Ariel, Beata Bober, Zbigniew Lechowski et Jan Bialczyk. 2013. "Determination of anatoxin-a stability under certain abiotic factors." *Harmful Algae* 28: 83-87.
<https://doi.org/10.1016/j.hal.2013.05.014>.

US EPA (2016). Method 546: Determination of Total Microcystins and Nodularins in Drinking Water and Ambient Water by Adda Enzyme-Linked Immunosorbent Assay. Cincinnati: US EPA, 24 p.

Normes

NF EN 15204 (décembre 2006) Qualité de l'eau - Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl). AFNOR (indice de classement T90-379)

NF EN 1622 (octobre 2006) Qualité de l'eau - Détermination du seuil d'odeur (TON) et du seuil de flaveur (TFN). AFNOR (indice de classement T90-035)

NF EN 17892 (juin 2024) Qualité de l'eau - Détermination de substances per- et polyfluoroalkylées sélectionnées dans l'eau potable - Méthode par chromatographie en phase liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem (LC-MS/MS). AFNOR (indice de classement T90-892)

NF EN 25813 (mars 1993) Qualité de l'eau - Dosage de l'oxygène dissous - Méthode iodométrique. AFNOR (indice de classement T90-141)

NF EN 26461-2 (juillet 1993) Qualité de l'eau - Recherche et dénombrement des spores de micro-organismes anaérobies sulfito-réducteurs (clostridia) - Partie 2 : méthode par filtration sur membrane. AFNOR (indice de classement T90-417)

NF U47-019 (mai 2024) Méthodes d'analyse en santé animale - Exigences et recommandations pour la validation, l'adoption et la mise en œuvre des techniques ELISA. AFNOR (indice de classement U47-019)

FD T 90-779 (mars 2024) Aide à l'application de la norme NF EN 15204:2006. AFNOR (indice de classement T90-779)

FD T90-230 (octobre 2015) Qualité de l'eau - Caractérisation des méthodes d'analyses - Guide pour la sélection d'une matrice représentative d'un domaine d'application. AFNOR (indice de classement T90-230)

FD T90-240 (mai 2022) Qualité de l'eau - Caractérisation des méthodes d'analyses - Lignes directrices pour la conduite et la validation d'études de stabilité des paramètres physico-chimiques dans le domaine de l'eau. AFNOR (indice de classement T90-240)

FD T90-520 (octobre 2005) Qualité de l'eau - Guide technique de prélèvement pour le suivi sanitaire des eaux en application du code de la santé publique. AFNOR (indice de classement T90-520)

FD T90-521 (juillet 2006) Qualité de l'eau - Guide technique de prélèvement pour le suivi sanitaire des eaux de piscines et baignades en application du Code de la Santé Publique. AFNOR (indice de classement T90-521)

FD T90-522 (octobre 2023) Qualité de l'eau - Guide technique d'échantillonnage pour la recherche de *legionella* dans les eaux. AFNOR (indice de classement T90-522)

XP T90-500 (octobre 2019) Qualité de l'eau - Validation de méthode de confirmation et d'identification (indice de classement T90-500)

XP T90-719 (septembre 2017) Qualité de l'eau - Échantillonnage du phytoplancton dans les eaux intérieures. AFNOR (indice de classement T90-719)

NF T90-011 (février 2001) Qualité de l'eau – Dosage du dioxyde de carbone dissous. AFNOR (indice de classement T90-011)

NF T90-210 (novembre 2018) Qualité de l'eau - Protocole d'évaluation initiale des performances d'une méthode dans un laboratoire. AFNOR (indice de classement T90-210)

NF T90-260 (mars 2023) Qualité de l'eau - Caractérisation des méthodes d'analyses - Mesure du potentiel d'oxydoréduction dans l'eau. AFNOR (indice de classement T90-260)

NF T90-412 (juin 2016) Qualité de l'eau - Dénombrement des staphylocoques pathogènes (coagulase positifs) - Méthode par filtration sur membrane. AFNOR (indice de classement T90-412)

*NF T90-414 (octobre 1985) Essais des eaux - Recherche et dénombrement des coliformes et des coliformes thermotolérants - Méthode générale par filtration sur membrane. AFNOR (indice de classement T90-414) **PERIMÉE***

NF ISO 11423-1 (septembre 1997) Qualité de l'eau - Détermination du benzène et de certains dérivés benzéniques - Partie 1 : méthode par chromatographie en phase gazeuse de l'espace de tête. AFNOR (indice de classement T90-155)

NF ISO 17289 (août 2014) Qualité de l'eau – Dosage de l'oxygène dissous – méthode optique à la sonde. AFNOR (indice de classement T90-289)

NF EN ISO 5814 (octobre 2012) Qualité de l'eau - Dosage de l'oxygène dissous - Méthode électrochimique à la sonde. AFNOR (indice de classement T90-106)

NF EN ISO 10304-3 (octobre 1997) Qualité de l'eau - Dosage des anions dissous par chromatographie des ions en phase liquide - Partie 3 : dosage des ions chromate, iodure, sulfite, thiocyanate et thiosulfate. AFNOR (indice de classement T90-047)

NF EN ISO 10304-4 (mars 2022) Qualité de l'eau - Dosage des anions dissous par chromatographie des ions en phase liquide - Partie 4 : dosage des ions chlorate, chlorure et chlorite dans des eaux faiblement contaminées. AFNOR (indice de classement T90-049)

NF EN ISO 17993 (juillet 2004) Qualité de l'eau - Dosage de 15 hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans l'eau par HPLC avec détection par fluorescence après extraction liquide-liquide. AFNOR (indice de classement T90-090)

NF EN ISO 17994 (avril 2024) Qualité de l'eau - Exigences pour la comparaison du rendement relatif des microorganismes par deux méthodes quantitatives. AFNOR (indice de classement T90-462)

NF EN ISO 13843 (juillet 2017) Qualité de l'eau - Exigences pour l'établissement des caractéristiques de performance des méthodes microbiologiques quantitatives. AFNOR (indice de classement T90-460)

NF EN ISO 21253 -1 (octobre 2019) Qualité de l'eau - Méthodes d'analyse de composés multi-classes - Partie 1 : critères pour l'identification des composés cibles par chromatographie en phase gazeuse et liquide et spectrométrie de masse. AFNOR (indice de classement T90-253-1)

NF EN ISO 21253 -2 (octobre 2019) Qualité de l'eau - Méthodes d'analyse de composés multi-classes - Partie 2 : critères pour la détermination quantitative de composés organiques avec une méthode d'analyse de composés multi-classes. AFNOR (indice de classement T90-253-2)

NF EN ISO 7887 (mars 2012) Qualité de l'eau - Examen et détermination de la couleur. AFNOR (indice de classement T90-034)

NF EN ISO 10523 (mai 2012) Qualité de l'eau - Détermination du pH. AFNOR (indice de classement T90-008)

NF EN ISO 8467 (juillet 1995) Qualité de l'eau - Détermination de l'indice permanganate. AFNOR (indice de classement T90-050)

NF EN ISO 14911 (octobre 1999) Qualité de l'eau - Dosage par chromatographie ionique, des ions Li⁺, Na⁺, NH₄⁺, K⁺, Mn²⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Sr²⁺ et Ba²⁺ dissous - Méthode applicable pour l'eau et les eaux résiduaires. AFNOR (indice de classement T90-048)

NF EN ISO 15680 (janvier 2004) Qualité de l'eau - Dosage par chromatographie en phase gazeuse d'un certain nombre d'hydrocarbures aromatiques monocycliques, du naphthalène et de divers composés chlorés par dégazage, piégeage et désorption thermique. AFNOR (indice de classement T90-129)

NF EN ISO 5667-3 (avril 2024) Qualité de l'eau - Échantillonnage - Partie 3 : conservation et manipulation des échantillons d'eau. AFNOR (indice de classement T90-511-3)

NF EN ISO 19458 (novembre 2006) Qualité de l'eau - Échantillonnage pour analyse microbiologique. AFNOR (indice de classement T90-480)

NF EN ISO 9308-1 (septembre 2014) Qualité de l'eau - Dénombrement des *Escherichia coli* et des bactéries coliformes - Partie 1 : méthode par filtration sur membrane pour les eaux à faible teneur en bactéries. AFNOR (indice de classement T90-414-1)

NF EN ISO 9308-2 (juin 2014) Qualité de l'eau - Dénombrement des *Escherichia coli* et des bactéries coliformes - Partie 2 : méthode du nombre le plus probable. AFNOR (indice de classement T90-414-2)

NF EN ISO 9308-3 (mars 1999) Qualité de l'eau - Recherche et dénombrement des *Escherichia coli* et des bactéries coliformes dans les eaux de surface et résiduaires - Partie 3 : méthode miniaturisée (nombre le plus probable) pour ensemencement en milieu liquide. AFNOR (indice de classement T90-433)

NF EN ISO 7899-1 (mars 1999) Qualité de l'eau - Recherche et dénombrement des entérocoques intestinaux dans les eaux de surface et résiduaires - Partie 1 : méthode miniaturisée (nombre le plus probable) par ensemencement en milieu liquide. AFNOR (indice de classement T90-432)

NF EN ISO 7899-2 (août 2000) Qualité de l'eau - Recherche et dénombrement des entérocoques intestinaux - Partie 2 : méthode par filtration sur membrane. AFNOR (indice de classement T90-136)

NF EN ISO 6222 (juillet 1999) Qualité de l'eau - Dénombrement des micro-organismes revivifiables - Comptage des colonies par ensemencement dans un milieu de culture nutritif gélosé. AFNOR (indice de classement T90-401)

NF EN ISO 9377-2 (décembre 2000) Qualité de l'eau - Détermination de l'indice hydrocarbure - Partie 2 : méthode par extraction au solvant et chromatographie en phase gazeuse. AFNOR (indice de classement T90-150)

NF EN ISO 11885 (novembre 2009) Qualité de l'eau - Dosage d'éléments choisis par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-OES). AFNOR (indice de classement)

NF EN ISO 19250 (juin 2013) Qualité de l'eau - Recherche de *Salmonella spp.* AFNOR (indice de classement T90-435)

NF EN ISO 8199 (novembre 2018) Qualité de l'eau - Exigences et lignes directrices générales pour les examens microbiologiques sur milieu de culture. AFNOR (indice de classement T90-400)

NF EN ISO 16266 (août 2008) Qualité de l'eau - Détection et dénombrement de *Pseudomonas aeruginosa* - Méthode par filtration sur membrane. AFNOR (indice de classement T90-419)

PR NF EN ISO 13646 (mars 2024) Qualité de l'eau - Dosage d'oestrogènes sélectionnés dans des échantillons d'eau totale - Méthode par extraction en phase solide (SPE), avec analyse par couplage chromatographie-spectrométrie de masse (SM). AFNOR (indice de classement T90-464PR)

ISO 6340 (décembre 1995) Qualité de l'eau. Recherche de *salmonella*. **PERIMEE**

ISO 17289 (juillet 2014) Qualité de l'eau - Dosage de l'oxygène dissous - Méthode optique à la sonde. AFNOR (indice de classement T90-289)

ISO 19250 (juillet 2010) Qualité de l'eau - Recherche de *Salmonella spp.* AFNOR

Décision AFNOR N-849 (janvier 2014) Décision de la Commission AFNOR T90 D Microbiologie concernant le délai entre prélèvement et analyse des *e.coli*, coliformes et entérocoques (Annexe 2)

Note publique AFNOR T 90D/N-1067 : Lecture intermédiaire lors de l'analyse d'eaux de baignade dans le cadre du contrôle sanitaire (Annexe 3)

LAB GTA 27 (mars 2020) Essais et Analyses en Immuno-Sérologie Animale. COFRAC

Législation et réglementation

MINISTERE DE LA SANTE PUBLIQUE. Arrêté du 14 octobre 1937 modifié relatif aux analyses des sources d'eaux minérales. En ligne < <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000000473030/> >

MINISTERE DE L'EMPLOI ET DE LA SOLIDARITE. Circulaire DGS/VS 4 N° 2000-336 du 19 juin 2000 relative à la gestion du risque microbien lié à l'eau minérale dans les établissements thermaux. En ligne < <https://www.legifrance.gouv.fr/circulaire/id/4196> >

MINISTERE DE LA SANTE ET DES SOLIDARITES. Circulaire DGS/SD7A/398 du 12 septembre 2006 relative à la saisie dans la base de données informatique SISE-Eaux des analyses microbiologiques réalisées dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux des établissements thermaux (modifiée par note d'information DGS/EA4 n°2015-118 du 13 avril 2015).

MINISTERE DE LA SANTE ET DE LA PREVENTION. Décret n° 2022-1720 du 29 décembre 2022 relatif à la sécurité sanitaire des eaux destinées à la consommation humaine. Journal Officiel, n°0302, du 30 décembre 2022. En ligne < <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000046837663> >

MINISTERE DE LA SANTE ET DE LA PREVENTION. Ordonnance n° 2022-1611 du 22 décembre 2022 relative à l'accès et à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine. Journal Officiel, n°0297, du 23 décembre 2022. En ligne < <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000046780481> >

MINISTERE DE LA SANTE ET DE LA PREVENTION. Arrêté du 30 décembre 2022 modifiant l'arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique. Journal Officiel, n°0303, du 31 décembre 2022. En ligne < <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000046849403> >

MINISTERE DE LA SANTE ET DE LA PREVENTION. Arrêté du 10 janvier 2023 modifiant l'arrêté du 14 mars 2007 relatif aux critères de qualité des eaux conditionnées, aux traitements et mentions d'étiquetage particuliers des eaux minérales naturelles et de source conditionnées ainsi que de l'eau minérale naturelle distribuée en buvette publique. Journal Officiel, n°0011 du 13 janvier 2023. En ligne < <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000046979768> >

MINISTERE DE LA SANTE ET DE LA PREVENTION. Arrêté du 30 décembre 2022 modifiant l'arrêté du 22 octobre 2013 relatif aux analyses de contrôle sanitaire et de surveillance des eaux conditionnées et des eaux minérales naturelles utilisées à des fins thérapeutiques dans un établissement thermal ou distribuées en buvette publique. Journal Officiel, n°0303, du 31 décembre 2022. En ligne < <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000046849546> >

MINISTERE DES AFFAIRES SOCIALES, DE LA SANTE ET DES DROITS DES FEMMES. Note d'information N° DGS/EA4/2014/300 du 28 octobre 2014 relative à la mise en œuvre de l'arrêté du 22/10/2013 relatif aux analyses de contrôle sanitaire et de surveillance des eaux conditionnées et des eaux minérales naturelles utilisées à des fins thérapeutiques dans un établissement thermal ou distribuées en buvette publique. Bulletin Officiel Santé, n°2014/11, du 15 décembre 2014. En ligne < https://solidarites-sante.gouv.fr/fichiers/bo/2014/14-11/ste_20140011_0000_0109.pdf>

MINISTERE DES AFFAIRES SOCIALES ET DE LA SANTE. Arrêté du 5 juillet 2016 modifié relatif aux conditions d'agrément des laboratoires pour la réalisation des prélèvements et des analyses du contrôle sanitaire des eaux (révisé par arrêté modificatif du 11 janvier 2019). Journal Officiel, n°0165, du 17 juillet 2016. En ligne < <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000032895083> >

MINISTERE DE LA SANTE ET DE LA PREVENTION. Avis relatif à l'application de l'arrêté du 5 juillet 2016 modifié relatif aux conditions d'agrément des laboratoires pour la réalisation des prélèvements et des analyses du contrôle sanitaire des eaux et de l'arrêté du 19 octobre 2017 modifié relatif aux méthodes d'analyse utilisées dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux. Journal Officiel, n°0303, du 31 décembre 2022. En ligne < <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000046850087> >

MINISTERE DES SOLIDARITES ET DE LA SANTE. Arrêté du 7 août 2017 relatif aux règles techniques et procédurales visant à la sécurité sanitaire des systèmes collectifs de brumisation d'eau, pris en application de l'article R. 1335-20 du code de la santé publique. Journal Officiel, n°0191, du 17 août 2017. En ligne < <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000035427514> >

MINISTERE DE LA SANTE ET DE LA PREVENTION. Arrêté du 30 décembre 2022 modifiant l'arrêté du 19 octobre 2017 relatif aux méthodes d'analyses utilisées dans le cadre de la réalisation du contrôle sanitaire des eaux. Journal Officiel, n°0303, du 31 décembre 2022. En ligne < <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000046849610> >

MINISTERE DES SOLIDARITES ET DE LA SANTE. Arrêté du 3 juin 2019 modifiant l'arrêté du 15 avril 2019 relatif au programme d'analyses de la qualité de l'eau et aux limites et références de qualité des baignades artificielles. Journal Officiel, n°0133, du 9 juin 2019. En ligne < <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000038566534> >

MINISTERE DES SOLIDARITES ET DE LA SANTE. Décret n° 2021-656 du 26 mai 2021 relatif à la sécurité sanitaire des eaux de piscine. Journal officiel, n°0121, du 27 mai 2021. En ligne < <https://www.legifrance.gouv.fr/download/pdf?id=tnDkLomDEXzUnDetotFJNdTHx2jwEjJhjdePQdGsns>>

PARLEMENT EUROPÉEN ET CONSEIL DE L'UNION EUROPÉENNE. Directive 2006/7/CE du Parlement européen et du Conseil du 15 février 2006 concernant la gestion de la qualité des eaux de baignade et abrogeant la directive 76/160/CEE. Journal Officiel de l'Union Européenne n°L64, du 4 mars 2006. En ligne < <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2006/7/oj> >

PARLEMENT EUROPÉEN ET CONSEIL DE L'UNION EUROPÉENNE. Directive 2009/54/CE du Parlement européen et du Conseil du 18 juin 2009 relative à l'exploitation et à la mise dans le commerce des eaux minérales naturelles (Refonte). Journal Officiel de l'Union Européenne, n°L164, du 26 juin 2009. En ligne < <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2009/54/oj> >

PARLEMENT EUROPÉEN ET CONSEIL DE L'UNION EUROPÉENNE. Directive (UE) 2020/2184 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2020 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (refonte).). Journal Officiel de l'Union Européenne, n°L435, du 23 décembre 2020. En ligne < <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2020/2184/oj> >

Annexes informatives

Annexe 1 : Libellés des paramètres indiciaires dans les différents référentiels

| Libellé arrêté agrément / arrêté méthode | Libellé arrêté 11 janvier 2007 | Libellé portées d'agrément | Libellé AFNOR | Libellé portées accréditation (voir LAB INF 05) | Libellé SANDRE | Code SANDRE |
|---|---|---|---|---|--|------------------------------|
| Substances actives au bleu de méthylène / Agents de surface réagissant au bleu de méthylène | Agents de surface réagissant au bleu de méthylène (lauryl-sulfate de sodium). | substances actives au bleu de méthylène | indice des substances actives au bleu de méthylène (SABM) | tensioactifs anioniques | Agents de surface anioniques | 1444 |
| Cyanures totaux | Cyanures totaux | Cyanures totaux | Cyanures totaux | Cyanures totaux | Indice cyanures totaux | 1390 |
| Indice permanganate | Indice permanganate | Indice permanganate | Indice permanganate | Oxydabilité permanganate | Oxydabilité au KMnO_4 à chaud en milieu acide | 1315 |
| Phénols (indice phénol) | Phénols (indice phénol) ($\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$) | Indice phénol | Indice phénol | Indice phénol | Indice phénol | 1440 |
| Titre alcalimétrique complet (TAC) | / | TA-TAC | Alcalinité : alcalinité totale et composite | Alcalinité | Carbonates Hydrogénocarbonates TA T.A.C. | 1328 1327 1346 1347 |

Annexe 2 : N°CAS des principaux nouveaux paramètres :

| Acronyme | Code Sise Eaux | Code Sandre | Nom du composé | formule brute | CAS Acide |
|-------------|----------------|-------------|----------------------------------|---|-------------|
| PFAS | | | | | |
| PFBS | | 6025 | Perfluorobutane sulfonic acid | C ₄ HF ₉ O ₃ S | 375-73-5 |
| PFPeS | | 8738 | Perfluoropentane sulfonic acid | C ₅ HF ₁₁ O ₃ S | 2706-91-4 |
| PFHxS | | 6830 | Perfluorohexane sulfonic acid | C ₆ HF ₁₃ O ₃ S | 355-46-4 |
| PFHpS | | 6542 | Perfluoroheptane sulfonic acid | C ₇ HF ₁₅ O ₃ S | 375-92-8 |
| PFOS | | 6561 | Perfluorooctane sulfonic acid | C ₈ HF ₁₇ O ₃ S | 1763-23-1 |
| PFNS | | 8739 | perfluorononane sulfonic acid | C ₉ HF ₁₉ O ₃ S | 68259-12-1 |
| PFDS | | 6550 | perfluorodecane sulfonic acid | C ₁₀ HF ₂₁ O ₃ S | 335-77-3 |
| PFUnDS | | 8740 | perfluoroundecane sulfonic acid | C ₁₁ HF ₂₃ O ₃ S | 749786-16-1 |
| PFDoDS | | 8741 | perfluorododecane sulfonic acid | C ₁₂ HF ₂₅ O ₃ S | 79780-39-5 |
| PFTTrDS | | 8742 | Perfluorotridecane sulfonic acid | C ₁₃ HF ₂₇ O ₃ S | 791563-89-8 |
| PFBA | | 5980 | Perfluorobutanoic acid | C ₄ HF ₇ O ₂ | 375-22-4 |
| PFPeA | | 5979 | Perfluoropentanoic acid | C ₅ HF ₉ O ₂ | 2706-90-3 |
| PFHxA | | 5978 | Perfluorohexanoic acid | C ₆ HF ₁₁ O ₂ | 307-24-4 |
| PFHpA | | 5977 | Perfluoroheptanoic acid | C ₇ HF ₁₃ O ₂ | 375-85-9 |
| PFOA | | 5347 | Perfluorooctanoic acid | C ₈ HF ₁₅ O ₂ | 335-67-1 |
| PFNA | | 6508 | Perfluorononanoic acid | C ₉ HF ₁₇ O ₂ | 375-95-1 |
| PFDA | | 6509 | Perfluorodecanoic acid | C ₁₀ HF ₁₉ O ₂ | 335-76-2 |
| PFUnDA | | 6510 | Perfluoroundecanoic acid | C ₁₁ HF ₂₁ O ₂ | 2058-94-8 |
| PFDoDA | | 6507 | Perfluorododecanoic acid | C ₁₂ HF ₂₃ O ₂ | 307-55-1 |
| PFTTrDA | | 6549 | Perfluorotridecanoic acid | C ₁₃ HF ₂₅ O ₂ | 72629-94-8 |

| HAA | | | | | |
|---------------------------|--|------|-----------------------------|--|------------|
| AMCA | | 1465 | acide monochloroacétique | C ₂ H ₃ ClO ₂ | 79-11-8 |
| ADCA | | 1481 | Acide dichloroacétique | C ₂ H ₂ Cl ₂ O ₂ | 79-43-6 |
| ATCA | | 1546 | Acide trichloroacétique | C ₂ HCl ₃ O ₂ | 76-03-9 |
| AMBA | | 5427 | Acide monobromoacétique | C ₂ H ₃ BrO ₂ | 79-08-3 |
| ADBA | | 5426 | Acide dibromoacétique | C ₂ H ₂ Br ₂ O ₂ | 631-64-1 |
| ATBA | | 7059 | Acide tribromoacétique | C ₂ HBr ₃ O ₂ | 75-96-7 |
| ABCA | | 5425 | Acide bromochloroacétique | C ₂ H ₂ BrClO ₂ | 5589-96-8 |
| ABDCA | | 7060 | Acide bromodichloroacétique | C ₂ HBrCl ₂ O ₂ | 71133-14-7 |
| ADBCA | | 7061 | Acide dibromochloroacétique | C ₂ HBr ₂ ClO ₂ | 5278-95-5 |
| Liste de vigilance | | | | | |
| 17βE2 | | 5397 | 17 beta estradiol | C ₁₈ H ₂₄ O ₂ | 50-28-2 |
| 4-NP | | 1958 | 4-Nonylphénols ramifiés | C ₁₅ H ₂₄ O | 84852-15-3 |

Annexe 2 : Décision AFNOR N-849



| | |
|---|---|
| Commissions « Microbiologie » T90D Département Construction et Cycle de l'Eau | Président : Mr Eric PIERLOT (AGLAE) |
| Numérotation : N-849 | Date : 27-01-2014 |
| Responsable : Monsieur Arnaud GAUDRIER Ligne directe : + 33 (0)1 41 62 84 26 arnaud.gaudrier@afnor.org | Assistante : Madame Nisrine BENAMARA Ligne directe : + 33 (0)1 41 62 86 71 nisrine.benamara@afnor.org fax : 01 49 17 90 96 |

**Décision de la commission AFNOR T90 D Microbiologie concernant
le délai entre prélèvement et analyse des e.coli, coliformes et
entérocoques**

**COMMENTAIRE/
DECISIONS**

Cher membre,

Suite à la demande du COFRAC, les membres de la commission AFNOR T90D sont parvenus à définir de manière consensuelle les termes « certaines circonstances exceptionnelles » utilisés dans les normes NF EN ISO 9308-1 (paragraphe 8.1) et NF EN ISO 7899-2 (paragraphe 8.1).

Compte tenu des documents FD T 90-520, et FD T 90-521, le délai maximal de conservation des échantillons entre le prélèvement et l'analyse est défini en accord avec les normes analytiques citées ci-dessus, mais également avec la norme NF EN ISO 19458. Ainsi les ensemencements de ces échantillons pour la recherche des *Escherichia coli*, des bactéries coliformes, et des Entérocoques intestinaux, **devront être réalisés dans les 18 heures après prélèvements** (durée maximale acceptable de conservation y compris le transport, définie dans l'annexe B de la norme NF EN ISO 19458).

Le laboratoire devra mettre en place une organisation pour satisfaire cette exigence, néanmoins dans certaines **circonstances exceptionnelles** (cas des situations imprévisibles : problème ponctuel d'acheminement, problème ponctuel technique au sein du laboratoire, ...), les échantillons pourront être conservés avant d'être examinés pendant **une durée maximale de 24 heures après prélèvement**. **Dans tous les cas, la température de conservation de ces échantillons sera de 5+/-3°C.**

SUITE A DONNER

Pour information


Cette information concerne l'ensemble des laboratoires concernés en France et peut être légalement relayée en dehors des instances normatives AFNOR



SOURCE

Commission AFNOR T90 D avec l'accord et la validation du COFRAC également membre de la commission AFNOR T90D.

Annexe 3 : Note publique AFNOR T 90D/N-1067



afnor
NORMALISATION

NOTE PUBLIQUE

Lecture intermédiaire lors de
l'analyse d'eaux de baignade
dans le cadre du contrôle
sanitaire

« Qualité de l'eau - Microbiologie »
AFNOR T90D/N-1067

Responsable :
 Monsieur Arnaud GAUDRIER
 Ligne directe : + 33 (0)1 41 62 84 26
arnaud.gaudrier@afnor.org

Les membres de la commission de normalisation AFNOR T90 D Qualité de l'eau – Microbiologie, avec l'accord de la Direction générale de la santé (DGS), s'accordent sur le contenu et la diffusion de cette Note Publique AFNOR concernant la décision de rendre possible la réalisation d'une lecture intermédiaire lors de l'analyse d'eaux de baignade selon les normes NF EN ISO 9308-3 :1999 et NF EN ISO 7899-1 :1999 dans le cadre du contrôle sanitaire:

Les recherches et dénombrements des *E. coli* et des Entérocoques intestinaux dans les eaux de baignade s'effectuent respectivement selon les normes NF EN ISO 9308-3 :1999 et NF EN ISO 7899-1 :1999 qui exigent une lecture finale après 36h à 72 heures d'incubation. Une étude a été menée par le laboratoire d'hydrologie de Nancy (LHN) à la demande de la DGS portant sur l'évaluation de l'impact d'une exposition aux U.V. lors d'une lecture intermédiaire précoce des microplaques sur le résultat final.

L'étude a mis en évidence qu'une lecture intermédiaire ne compromet pas le résultat analytique final obtenu conformément aux deux normes précitées, à l'exception du paramètre entérocoques intestinaux pour des niveaux de concentration inférieurs à 100 NPP/100mL pour lesquels une possible sous-estimation du résultat final est à noter (*source : étude BAINTE – période 2019-2020*).

Après consultation, les membres de la commission T90D s'accordent sur le fait qu'une lecture intermédiaire peut-être réalisée pour les analyses d'eaux de baignade dans le cadre du contrôle sanitaire sur demande explicite de l'ARS selon les normes NF EN ISO 9308-3 :1999 et NF EN ISO 7899-1 :1999, afin de disposer précocement de résultats provisoires et donc permettre une plus grande réactivité.

Les laboratoires souhaitant réaliser une lecture intermédiaire doivent impérativement suivre les dispositions suivantes :

| | |
|---|---|
| Normes concernées | NF EN ISO 9308-3 :1999 NF EN ISO 7899-1 :1999 |
| Type d'eau concerné | Eaux de baignade salines et douces de France métropolitaine et de DOM |
| Type de microplaques concernées | Opaques et transparentes |
| Plage horaire de lecture intermédiaire | Entre 18 et 24h après le début de l'incubation |
| Conditions de lecture intermédiaire obligatoires | <ul style="list-style-type: none"> Délai de 2 minutes maximum d'exposition de la microplaque aux U.V. lors de la lecture (puissance maximale du système U.V. < 15 Watt) délai de 30 minutes maximum de sortie de l'étuve d'incubation (<i>la durée totale d'incubation devra être allongée pour intégrer la durée d'interruption d'incubation de la microplaque pour lecture</i>) |
| Résultats | <p>Si des résultats issus de la lecture intermédiaire doivent être transmis aux clients, ils seront mentionnés impérativement dans le rapport d'essai de la sorte :</p> <ul style="list-style-type: none"> Pour les résultats intermédiaires des entérocoques intestinaux et de <i>E. coli</i> : « Résultats provisoires issus d'une lecture intermédiaire. Seuls les résultats définitifs font foi ». |

Annexe 4 : Foire aux questions suite à la réunion technique cyanotoxines du 11-04-2024

Document intégral et mises à jour disponibles sur demande à : sophie.marchal-mauer@anses.fr



Foire aux questions suite à la réunion technique cyanotoxines du 11-04-2024

Contributeurs : ANSES LHN, ANSES LSA, DGS EA4, UERE, DER

CONTEXTE REGLEMENTAIRE

Lors d'un niveau d'alerte 2 fixée par l'instruction ministérielle N° DGS/EA4/EA3/2021/76 du 6 avril 2021, les cyanotoxines ayant une certaine stabilité dans l'eau, serait-il pertinent de vérifier que les concentrations en cyanotoxines soient également redevenues inférieures aux valeurs guides, avant le retour à l'activité normale ?

Sachant que des données de la littérature suggèrent que la mort des cyanobactéries, induirait une libération de toutes les cyanotoxines intracellulaires, engendrant une augmentation de la concentration en toxines dans l'eau.

→ La recherche systématique de cyanotoxines n'apparaît pas opportune, si le dénombrement des genres de cyanobactéries toxigènes est inférieur à 1 mm³/L.

En effet, en l'état actuel des connaissances, il n'a pas été montré que la production des toxines augmentait en phase de sénescence. En ce qui concerne les toxines libérées par la lyse cellulaire, celles-ci sont diluées dans la masse d'eau.

Après une mortalité animale pour laquelle la responsabilité des cyanotoxines est suspectée, comment est réalisée la levée d'alerte de niveau 2 (surtout si la concentration en biovolume des cyanobactéries toxigènes est inférieure à 1mm³/L et que les concentrations en cyanotoxines sont inférieures aux valeurs guide) ?

→ Cyanobactéries planctoniques :

La levée d'alerte peut se faire, après une nouvelle identification et dénombrement des cyanobactéries toxigènes. Si la somme des genres toxigènes est supérieure à 1 mm³/L, une nouvelle recherche de toxines doit être engagée:

- si respect des valeurs guides : maintien d'une activité normale sur le site (avec contrôle sanitaire hebdomadaire)
- si dépassement des valeurs guides : maintien de l'interdiction (avec contrôle sanitaire hebdomadaire)

Le retour à la normale intervient si la somme des genres toxigènes est inférieure à 1 mm³/L après une nouvelle identification et dénombrement des cyanobactéries toxigènes, avec maintien d'une activité normale sur le site et possibilité de repasser à une fréquence bimensuelle sous réserve d'avoir deux dénombrements successifs inférieurs à 1 mm³/L.

Cyanobactéries benthiques :

Le retour à la normale intervient quand il y a absence de dominance de cyanobactéries toxigènes sur le prélèvement de 3 biofilms et absence de détection de cyanotoxines. Dans ce cas, il peut être envisagé un retour à une fréquence bimensuelle.

Dans le cas des cyanobactéries benthiques, quel critère permet de décider de l'analyse des cyanotoxines ?

→ Comme indiqué dans le logigramme dédié aux cyanobactéries benthiques dans l'instruction nationale, il s'agit d'un constat de dominance des cyanobactéries benthiques toxigènes dans le prélèvement réalisé de 3 biofilms mélangés (Instruction baignade).

« Une confirmation de la dominance des cyanobactéries dans les biofilms, pourra ensuite être effectuée en microscopie optique » (selon Rapport ANSES page 18). Il y a dominance si le(s) genre(s) toxigène(s) en présence dominant l'échantillon de biofilm.

L'analyse des anatoxines est déclenchée une fois la dominance des cyanobactéries toxigènes avérée (niveau d'alerte 1).

Il existe des différences entre la technique ELISA et chromatographique. Comment est pris en compte cette différence dans la mesure de gestion du risque cyanotoxines ?

→ La technique d'analyse mise en œuvre par le laboratoire, doit avoir une limite de quantification inférieure aux valeurs de gestion définies pour les baignades. En théorie, les deux principes analytiques sont compatibles avec ces valeurs seuils, à l'exception des anatoxines pour lesquelles la meilleure sensibilité doit être visée.

Concernant les prescriptions techniques, le guide d'évaluation des risques liés aux cyanobactéries et leurs toxines précise :

Le GT « Cyanobactéries », « recommande l'utilisation du test ELISA comme méthode de contrôle sanitaire pour l'analyse des cyanotoxines dans l'eau, sous réserve de l'emploi d'une méthode validée. Parmi les tests ELISA commercialement disponibles, ceux qui présentent le niveau de réaction croisée le plus important vis-à-vis des différents variants sont à privilégier. Ainsi, pour l'analyse des microcystines, les tests ELISA anti-ADDA doivent être utilisés. »

Par ailleurs, l'instruction nationale indique :

« Afin de réduire les délais d'obtention des résultats, des tests ELISA (Enzyme-Linked Immuno Assay) peuvent être effectués pour l'analyse des cyanotoxines, permettant ainsi d'obtenir une remise de l'ensemble des résultats au bout de 72h. Les tests ELISA sont reconnus comme étant fiables et n'ont pas d'effet matrice sur les différents types d'eau. »

Annexe 5 : Schéma décisionnel relatif à l'utilisation des différentes modalités d'expression d'un résultat issu d'une méthode quantitative de microbiologie appliquée dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux.

