

Etude d'impact des rejets environnementaux de Photonis France SAS

Référence du document : [REDACTED]

Version : 0

Mise à jour : Initiale

	Auteur	Vérificateur	Approbateur
Nom	[REDACTED]		
Fonction	[REDACTED]		
Date	[REDACTED]		
Visa	[REDACTED]		
Distribution	PHOTONIS	ASNR	

Référence du document	Version	Mise à jour
[REDACTED]	0	07/05/2025

Table des matières

Introduction	3
1 Etude d'impact : Instrumentation Nucléaire	4
1.1 Evaluation des rejets aériens en condition de routine	4
1.1.1 Historique de la surveillance des rejets aériens : analyse et interprétation des résultats	4
1.1.2 Méthodologie d'évaluation des rejets gazeux en condition de routine	5
1.1.3 Calcul pour l'inhalation totale en sortie de cheminée aux seuils autorisés	6
1.2 Evaluation des rejets en situation incidentelle et accidentelle	7
1.2.1 Analyse des risques et sélection de scénario envisagé	7
1.2.2 Calcul de l'exposition pour la bouffée de contamination en salle radiochimie	8
1.3 Evaluation des rejets aqueux	9
1.3.1 Historique de la surveillance des rejets aqueux : analyse et interprétation des résultats	9
1.3.2 Méthodologie d'évaluation des rejets aqueux	9
1.3.3 Calcul de l'exposition pour l'ingestion totale des rejets aux seuils autorisés	10
1.4 Conclusion : activité Instrumentation Nucléaire	12
2 Etude d'impact : programme Neutronis	13
2.1 Rappel des résultats de l'étude d'activation	13
2.2 Identification du terme source	14
2.3 Moyens de surveillance	14
2.4 Estimation de la dose totale engagée	14
2.4.1 Inhalation de la totalité du tritium rejeté estimé	14
2.4.1.1 Calcul de la dose efficace engagée pour l'inhalation du tritium rejeté sur une année par un nourrisson	14
2.4.1.2 Calcul de la dose efficace engagée pour l'inhalation de la totalité du terme source rejeté par un nourrisson et pendant ses 70 prochaines années	15
2.4.2 Modélisation de la dispersion atmosphérique : argon 41	16
2.4.2.1 Voies de transfert	16
2.4.2.2 Choix du modèle de dispersion atmosphérique	16
2.4.2.3 Le modèle gaussien : selon Pasquill et Grifford	17
2.4.2.4 Modélisation gaussienne de la dispersion atmosphérique	17
2.4.2.5 Equation de la dispersion d'un panache continu avec dispersion près du sol	19
2.4.2.6 Ecart type σ	22
2.4.2.7 Application numérique de l'équation	24
2.4.2.8 Calcul de la dose engagée	25
2.4.3 Calcul de l'exposition à l'argon 41 des travailleurs	26
2.4.4 Calcul de l'exposition à l'argon 41 : limite de détection de l'appareil de mesure	27
2.5 Conclusion : programme Neutronis	27
3 Conclusion : les activités nucléaires de Photonis France SAS	28
Références	30
Annexes	31

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

Introduction

PHOTONIS est une entreprise multinationale de haute technologie et de premier plan avec plus de 80 ans d'expérience dans la conception et la fabrication de capteurs électro-optiques de haute précision.

Au sein de PHOTONIS France SAS, basée sur le site de Brive-la-Gaillarde, deux activités sont susceptibles de produire des rejets environnementaux radioactifs.

Dans un premier temps, l'Activité Instrumentation Nucléaire qui conçoit, fabrique et commercialise des détecteurs de rayonnement gamma et de neutrons pour la surveillance et le contrôle des réacteurs nucléaires. Pour certaines applications, ces détecteurs prennent la forme de chambres à fission, dont la fabrication nécessite la manipulation d'uranium sous forme de sources non scellées. En effet, une chambre à fission est constituée d'électrodes sur lesquelles est déposé de l'uranium solide (dioxyde d'uranium). Ce dernier est extrait de solutions de nitrate d'uranyle par un procédé d'électrolyse.

Ces manipulations impliquent le rejet dans l'environnement d'effluents potentiellement radioactifs. Ils sont de deux types :

- **Des rejets gazeux par voie aérienne** : C'est lors de l'opération de dépôt par électrolyse que l'uranium est susceptible de se volatiliser sous forme d'aérosols. Cette opération a lieu en salle radiochimie sous la sorbonne d'électrolyse. Des dispositifs de filtration de type filtre de très haute efficacité sont présents à l'extraction de la sorbonne et de la centrale de traitement d'air. Ils contribuent à l'épuration des effluents.
- **Des rejets aqueux par le réseau d'assainissement des eaux usées** : Les déchets liquides sont constitués des eaux de process et de l'eau du bain marie d'électrolyse. Les eaux de process sont l'ensemble des solutions résultant des opérations pouvant engendrer une contamination en salle radiochimie. Après distillation, les eaux de process et du bain marie font l'objet d'une analyse spectrométrique gamma. Le batch d'eau présentant un niveau de contamination inférieur au seuil de rejet est ensuite rejeté dans la station de neutralisation du site qui achemine les eaux usées vers le réseau d'assainissement.

La seconde activité, qui est la plus récente, est un programme de recherche et développement d'un générateur de neutrons. Après avoir démontré en 2021 sa capacité à réaliser une image neutronographique numérique en utilisant comme source un générateur de laboratoire Deutérium-Deutérium (D-D) sur son site de Sturbridge aux Etats-Unis, le groupe EXOSENS à travers sa filiale Française Photonis France SAS souhaite étudier la faisabilité technique d'un système de neutronographie numérique bas flux pour possiblement permettre l'usage de cette technologie de test non destructif par l'industrie sans recours à des moyens fixes lourds (ligne neutronique sur réacteurs). L'utilisation du démonstrateur neutronique conduit à la création de plusieurs radionucléides, l'ensemble de ces radionucléides et de leurs activités associées constituent le terme source. L'ensemble des rejets créés par la mise en route du générateur sont **des rejets gazeux par voie aérienne** issus de l'activation de l'air ou de la réaction entre les atomes de deutérium.

Cette étude d'impact sera alors menée en 3 étapes :

- L'étude d'impact de l'activité Instrumentation Nucléaire
- L'étude d'impact du programme Neutronis
- Une conclusion générale sur l'ensemble des rejets environnementaux générés par les activités nucléaires de Photonis France SAS

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

1 Etude d'impact : Instrumentation Nucléaire

Dans le cadre de son autorisation d'exercer une activité nucléaire à des fins non médicales, l'activité Instrumentation Nucléaire de PHOTONIS France SAS se doit de respecter les seuils suivants approuvés par l'ASN :

- Le seuil de rejets gazeux est fixé à une activité volumique en uranium 235 de 10^{-4} Bq/m³
- Le seuil de rejets aqueux est fixé à une activité volumique en uranium 235 de 10 Bq/L

1.1 Evaluation des rejets aériens en condition de routine

1.1.1 Historique de la surveillance des rejets aériens : analyse et interprétation des résultats

Afin de s'assurer du respect des prescriptions de l'autorisation concernant le seuil de rejets aériens, des mesures sont réalisées par un laboratoire agréé par l'ASN sur un échantillon représentatif de 80 m³ minimum (au moins 2,5 jours pour un débit volumique de 1,4 m³/h), au cours des périodes les plus défavorables (pendant lesquelles les activités manipulées sont parmi les plus importantes de l'année).

Le tableau 1, présenté ci-dessous, donne une synthèse des résultats des mesures réalisées entre 2018 et 2022.

Date de prélèvement	Résultat analyse en U235 en Bq	Volume d'air prélevé en m3	Activité volumique U235 calculée en Bq/m3
Septembre 2022	< 0,00011	241,9	< $4,5 \cdot 10^{-7}$
Mars 2022	< 0,00044	237,6	< $1,9 \cdot 10^{-6}$
Septembre 2021	< 0,00011	90,9	< $1,2 \cdot 10^{-6}$
Mai 2021	< 0,00260	494,1	< $5,3 \cdot 10^{-6}$
Octobre 2020	< 0,00009	363,8	< $2,5 \cdot 10^{-7}$
Novembre 2019	< 0,00006	142,3	< $4,2 \cdot 10^{-7}$
Juin 2019	< 0,00036	586,6	< $6,1 \cdot 10^{-7}$
Novembre 2018	< 0,00100	246,1	< $4,1 \cdot 10^{-6}$
Janvier 2018	< 0,00005	190,8	< $2,6 \cdot 10^{-7}$

Tableau 1 : Synthèse de la surveillance des rejets aériens des 5 dernières années

Tout d'abord, il convient d'apporter des précisions sur les notations de ce tableau. En effet, les activités présentes dans la colonne « Résultat analyse en U235 en Bq » sont exprimées sous la forme « <SD ». Cela indique le seuil de décision de l'analyse et que le résultat de cette analyse est inférieur au seuil de décision.

Pour rappel le seuil de décision est une valeur qui permet de décider de la présence de radioactivité dans l'échantillon mesuré. Il intègre le mouvement propre des appareils de mesure (ou bruit de fond), dont le calcul est basé sur la norme ISO 11929.

D'abord, nous remarquons que toutes les mesures réalisées sur les 5 dernières années sont inférieures au seuil de décision. Ainsi, nous pouvons affirmer qu'il n'y a pas de radioactivité ajoutée mesurée (avec un niveau de confiance de la mesure de 97,5%).

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

D'autre part, si nous prenons l'hypothèse très conservatrice que les activités mesurées sont égales au seuil de décision nous pouvons dire que les activités volumiques calculées sur ces dernières années sont entre **20 et 400 fois inférieures au seuil autorisé** (10^{-4} Bq/m³).

1.1.2 Méthodologie d'évaluation des rejets gazeux en condition de routine

Afin d'évaluer l'impact de nos rejets aériens, nous considérons l'inhalation par une personne du public, pendant 12 mois et directement en sortie de cheminée, de tous les rejets effectués au seuil de notre autorisation.

Le volume inhalé correspond à celui qui est extrait par la sorbonne d'électrolyse pendant les heures de manipulation. Ce volume est calculé de la manière suivante :

$$V_{inhalé} = \sigma_{sorbonne} \times t_{manip.} \times v_{frontale}$$

Où :

- ◆ $\sigma_{sorbonne}$ est la section de la sorbonne en m².
- ◆ $t_{manip.}$ est le temps de manipulation sous la sorbonne par an, en seconde.
- ◆ $v_{frontale}$ est la vitesse frontale dans la sorbonne en m/s.

Calcul de la section :

$$\sigma_{sorbonne} = L \times h$$

Où :

- ◆ L est la longueur utile en mètre.
- ◆ h est la hauteur utile en mètre.

Ainsi, on a : $\sigma_{sorbonne} = 0,6 \text{ m}^2$

Calcul du temps de manipulation :

Le temps de manipulation est obtenu par le produit du nombre moyen annuel de jours de manipulation (moyenne sur les 5 dernières années) et de la durée moyenne d'une manipulation en heures. Ces valeurs sont consignées dans le tableau ci-dessous.

Nombre moyen de jours de manipulation par an	38
Durée moyenne d'une manipulation en heures	5

Tableau 2 : Nombre moyen de jours de manipulation par an et durée moyenne d'une manipulation

Ainsi, on a : $t_{manip.} = 192 \text{ heures}$

Calcul de la vitesse frontale :

Cette valeur est obtenue grâce aux mesures réalisées annuellement dans la sorbonne d'électrolyse. La valeur retenue pour le calcul correspond à la moyenne des vitesses frontales mesurées sur les 5 dernières années.

On a : $v_{frontale} = 0,4 \text{ m/s}$ soit $v_{frontale} = 1440 \text{ m/h}$

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

Ainsi, grâce à ces données nous pouvons calculer le volume suivante :

$$V_{inhalé} = 171010 \text{ m}^3$$

Le détail de ce calcul est fourni en annexe 2.

1.1.3 Calcul pour l'inhalation totale en sortie de cheminée aux seuils autorisés

La dose efficace engagée totale par inhalation $E(\tau)_{inhalée}$ est donnée par la formule suivante :

$$E(\tau)_{inhalée} = \sum_j A_{j,inhalée} \times DPUI_j \times f1_j = \sum_j A_{j,volumique} \times V_{inhalé} \times DPUI_j$$

Où :

- ◆ j est le radionucléide. On prend en compte les isotopes 234, 235, 236 et 238 de l'uranium, représentatifs de la matière manipulée.
- ◆ $A_{j,inhalée}$ est l'activité inhalée pour l'isotope étudié en Bq.
- ◆ $A_{j,volumique}$ est l'activité volumique en Bq.m⁻³. Cette activité volumique est représentée par le seuil autorisé de rejet dans l'air en U₂₃₅.
- ◆ $V_{inhalé}$ est le volume inhalé en m³.
- ◆ $DPUI_j$ est la dose par unité d'ingestion pour l'isotope étudié et est exprimée en Sv.Bq⁻¹. Les valeurs utilisées dans ce calcul sont obtenues à partir de deux références documentaires :
 - Guide Pratique Radionucléides et Radioprotection, deuxième édition.
 - L'arrêté du 1er septembre 2003 définissant les modalités de calcul des doses efficaces et des doses équivalentes résultant de l'exposition des personnes aux rayonnements ionisants.
 Le cas le plus pénalisant est utilisé : les valeurs utilisées correspondent à celles données pour une personne du public âgée de 1 à 2 ans.
- ◆ $f1_j$ est le facteur d'absorption pulmonaire.

En appliquant cette formule avec nos valeurs, nous obtenons le résultat suivant :

$$E(\tau)_{inhalée} = 30 \mu Sv$$

Le détail du calcul est fourni en annexe 2.

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

1.2 Evaluation des rejets en situation incidentelle et accidentelle

1.2.1 Analyse des risques et sélection de scénario envisagé

Notre analyse de risques met en évidence deux situations incidentelle/accidentelle qui seraient susceptibles de générer des rejets aériens :

- L'une **incidentelle** : bouffée de contamination en salle radiochimie suite à la casse d'un flacon de solution mère
- L'autre **accidentelle** : incendie en salle radiochimie conduisant à la volatilisation des coffres de stockage des sources radioactives

Le tableau 3, présenté ci-dessous, montre un extrait de notre analyse de risques (version actualisée du 22/03/2023) concernant cette situation accidentelle.

Opérations	Aspects environnementaux	Impacts environnementaux	Mode	Domaine d'impact	Evaluation de la criticité du risque				Evaluation de la maîtrise					Cotation 2023
					Occurrence	Gravité	Détection	Criticité	Technique	Méthode	Compétence	Moyens	Facteur de Maîtrise	
Dépôts d'uranium (rejets aériens)	Utilisation de sources radioactives	Irradiations / Contamination	Accidentel	Air	1	5	1	5	1	1	1	1	4	20

Tableau 3 : Analyse de risques concernant la situation accidentelle (casse d'un flacon de solution mère)

Cette analyse est effectuée par un groupe de travail pluridisciplinaire composé d'experts en Santé, Sécurité et Environnement du site de Brive de PHOTONIS France SAS.

Dans un premier temps la criticité du risque est évaluée à l'aide des 3 facteurs suivants :

- **Occurrence** : Il s'agit d'un événement très rare ou d'un accident qui n'est jamais arrivé. Il est donc coté à **1/5** ;
- **Gravité** : Cette situation peut avoir un effet irréparable voir destructeur sur l'environnement. Ce facteur est donc coté à **5/5** ;
- **Détection** : Il s'agit d'un événement qui est détectable très facilement = **1/5**.

La criticité du risque est donc évaluée à $1 \times 5 \times 1 = 5$ (le maximum étant de $5 \times 5 \times 5 = 125$). Ce qui correspond à un risque **à surveiller**.

Dans un second temps, la maîtrise du risque est évaluée sur quatre aspects : technique, méthode, compétence et moyens.

Chacun de ces aspects est coté à **1/5 (très bonne maîtrise)**. Les actions déployées pour maîtriser le risque sont détaillées en annexe 1.

La maîtrise du risque est par conséquent évaluée à $1 + 1 + 1 + 1 = 4$. Ce qui correspond au meilleur niveau de maîtrise, la **maîtrise totale du risque**.

Ainsi la cotation obtenue pour ce risque est la multiplication du facteur de criticité (5) par le facteur de maîtrise (4) : $5 \times 4 = 20$. Ce qui correspond à un **risque non significatif**.

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

Par conséquent la situation accidentelle « Incendie en salle radiochimie conduisant à la volatilisation des solutions dans les coffres de stockage des sources radioactives » est un risque à surveiller mais qui est totalement maîtrisé que nous ne considérons pas comme étant significatif.

A l'inverse, nous considérerons par la suite la situation incidente « bouffée de contamination en salle radiochimie suite à la casse d'un flacon de solution mère » qui est pour nous **le seul scénario raisonnable prévisible**.

1.2.2 Calcul de l'exposition pour la bouffée de contamination en salle radiochimie

La dose efficace engagée par inhalation $E(\tau)_{\text{bouffée contamination (bc)}}$ à la suite d'une dispersion au sol d'un flacon de solution mère d'uranium est évaluée par la formule suivante :

$$E(\tau)_{bc} = \frac{Q}{V \times R} \sum_j \frac{m_j \times A_{s,j} \times k_j}{f} \times DPUI_j$$

Où :

- ◆ j est le radionucléide. On prend en compte les isotopes 234, 235, 236 et 238 de l'uranium, représentatifs de la matière manipulée.
- ◆ k_j est le coefficient de volatilité de l'isotope. Pour chaque isotope étudié dans ce cas, $k=0,001$.
- ◆ f est le facteur de protection lié aux EPI portés par la personne exposée, $f = 1$ représente le cas le plus pénalisant, soit la situation dans laquelle aucun équipement de protection individuelle n'est porté.
- ◆ m_j est la masse en gramme de l'isotope étudié.
- ◆ $A_{s,j}$ est l'activité spécifique de l'isotope étudié en Bq.g^{-1} .
- ◆ Q est le débit respiratoire moyen humain au repos, $Q = 1,2 \text{ m}^3/\text{h}$.
- ◆ V est le volume de la salle considérée. Dans notre cas, la salle est la salle radiochimie et son volume est de $V = 84,48 \text{ m}^3$.
- ◆ R est le taux de renouvellement de la salle en h^{-1} . L'intégralité de l'air présent dans la salle se renouvelle 47,35 fois par heure en marche forcée, régime de fonctionnement de la centrale de traitement d'air utilisé lors de la manipulation de sources non scellées.
- ◆ $DPUI_j$ est la dose par unité d'ingestion pour l'isotope étudié et est exprimée en Sv.Bq^{-1} .

Les valeurs utilisées dans ce calcul sont obtenues à partir de deux références documentaires :

- Guide Pratique Radionucléides et Radioprotection, deuxième édition.
- L'arrêté du 1er septembre 2003 définissant les modalités de calcul des doses efficaces et des doses équivalentes résultant de l'exposition des personnes aux rayonnements ionisants.

Le cas le plus pénalisant est utilisé : Les valeurs utilisées correspondent à celles applicables pour un travailleur exposé.

En appliquant cette formule avec nos valeurs, nous obtenons le résultat suivant :

$$E(\tau)_{bc} = 30 \mu\text{Sv}$$

Le détail du calcul est fourni en annexe 3.

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

1.3 Evaluation des rejets aqueux

1.3.1 Historique de la surveillance des rejets aqueux : analyse et interprétation des résultats

Afin de s'assurer du respect des prescriptions de notre autorisation concernant le seuil de rejets aqueux, des mesures sont réalisées par un laboratoire agréé par l'ASN sur chaque batch avant libération.

Le tableau 4, présenté ci-dessous, donne une synthèse des résultats des mesures réalisées entre 2018 et 2022.

Date d'analyse	Date de rejet	Quantité rejetée en L	Activité volumique U235 mesurée en Bq/L
13/10/2017	19/01/2018	30	< 2,10
22/10/2018	23/11/2018	30	< 2,80
22/10/2018	08/02/2019	30	< 2,40
22/10/2018		30	< 2,80
02/07/2019	02/07/2019	30	< 2,50
02/07/2019		15	< 2,30
10/11/2020	04/03/2021	30	< 1,80
10/11/2020		30	< 2,10
25/11/2021	05/05/2022	27	6,20
25/11/2021		20	4,00
10/10/2022	09/03/2023	30	< 2,30

Tableau 4 : Synthèse des résultats d'analyse des effluents liquides sur les 5 dernières années

Tout d'abord, il convient d'apporter des précisions sur les notations de ce tableau. En effet, les activités présentes dans la colonne « Activité volumique en U235 mesurée en Bq/L » sont exprimées sous la forme « <SD ». Cela indique le seuil de décision de l'analyse et que le résultat de cette analyse est inférieur au seuil de décision.

Pour rappel le seuil de décision est une valeur qui permet de décider de la présence de radioactivité dans l'échantillon mesuré. Il intègre le mouvement propre des appareils de mesure (ou bruit de fond), dont le calcul est basé sur la norme ISO 11929.

D'abord, nous remarquons que toutes les mesures réalisées sur les 5 dernières années (sauf en 2021) sont inférieures au seuil de décision. Ainsi, nous pouvons affirmer qu'il n'y a pas de radioactivité ajoutée (avec un niveau de confiance de la mesure de 97,5%). En 2021, malgré l'absence de modification de nos pratiques, deux mesures ont montré la présence de radioactivité ajoutée. Ces mesures, avec l'ajout de l'incertitude, restent en deçà du seuil de notre autorisation (10 Bq/L).

1.3.2 Méthodologie d'évaluation des rejets aqueux

Afin d'évaluer l'impact de nos rejets aqueux dans l'environnement, nous considérons l'ingestion par une personne du public, pendant 12 mois et directement dans le réseau d'assainissement, de tous les rejets liquides effectués au seuil de notre autorisation.

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

Dans un premier temps nous évaluons la dose efficace engagée pour une ingestion du volume annuel maximal rejeté par notre installation dans la station de neutralisation du site de Brive de Photonis France SAS, puis nous calculons la nouvelle activité volumique après dilution dans la cuve de la station de neutralisation, pour enfin obtenir la dose efficace engagée pour une ingestion d'un volume raisonnable (1,5L par jour) des eaux usées du réseau d'assainissement public.

1.3.3 Calcul de l'exposition pour l'ingestion totale des rejets aux seuils autorisés

La dose efficace engagée par ingestion $E(\tau)_{ingérée}$ est donnée par la formule suivante :

$$E(\tau)_{ingérée} = \sum_j A_{j,ingérée} \times DPUI_j \times f1_j = \sum_j A_{j,volumique} \times V_{ingéré} \times DPUI_j \times f1_j$$

Où :

- ◆ j est le radionucléide. On prend en compte les isotopes 234, 235, 236 et 238 de l'uranium, représentatifs de la matière manipulée.
- ◆ $A_{j,ingérée}$ est l'activité ingérée pour l'isotope étudié en Bq.
- ◆ $A_{j,volumique}$ est l'activité volumique en Bq.L⁻¹. Cette activité volumique est représentée par le seuil maximal autorisé de rejet dans les eaux en U₂₃₅.
- ◆ $V_{ingéré}$ est le volume ingéré en L. On considère ce volume comme étant égal au volume annuel maximal rejeté dans la station de neutralisation est de 60 L.
- ◆ $DPUI_j$ est la dose par unité d'ingestion pour l'isotope étudié et est exprimée en Sv.Bq⁻¹. Les valeurs utilisées dans ce calcul sont obtenues à partir de deux références documentaires :
 - Guide Pratique Radionucléides et Radioprotection, deuxième édition.
 - L'arrêté du 1er septembre 2003 définissant les modalités de calcul des doses efficaces et des doses équivalentes résultant de l'exposition des personnes aux rayonnements ionisants.
 Le cas le plus pénalisant est utilisé : les valeurs utilisées correspondent à celles données pour une personne du public âgée de 1 à 2 ans.
- ◆ $f1_j$ est le facteur d'absorption gastro-intestinal. La dose efficace engagée par ingestion est fonction de cette valeur.

En appliquant cette formule avec nos valeurs nous obtenons le résultat suivant :

$$E(\tau)_{ingérée,station\ de\ neutralisation} = 191 \mu Sv$$

Le détail du calcul est fourni en annexe 4.

Le calcul précédent donne la dose efficace engagée correspondant à l'ingestion de la totalité des effluents liquides rejetés pendant 12 mois dans la station de neutralisation. Or ce volume, à une activité de 10 Bq/L, est dilué dans la cuve de la station avant d'être rejeté dans le réseau d'assainissement public. La formule suivante permet de calculer la nouvelle activité volumique de ces eaux rejetées :

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

$$A_{volumique,cuve} = \frac{A_{seuil} \times V_{annuel}}{V_{cuve} + V_{annuel}}$$

Où :

- ◆ $A_{volumique,cuve}$ est l'activité volumique dans la cuve en uranium 235, en Bq/L.
- ◆ A_{seuil} est l'activité volumique des effluents liquides, en Bq/L. Nous considérons que nous sommes au seuil autorisé, soit 10 Bq/L.
- ◆ V_{cuve} est le volume total de la cuve. Ce volume constant est calculé à 9670 L d'eaux usées.
- ◆ V_{annuel} est le volume total d'effluents liquides rejetés par an, 60 L maximum.

Après application numérique, nous obtenons le résultat suivant :

$$A_{volumique,cuve} = 0,06 \text{ Bq/L}$$

Enfin, pour une personne du public qui boit 1,5L d'eau par jour, directement issue du réseau d'assainissement des eaux usées, avec une activité volumique de 0,06 Bq/L, la dose efficace engagée par ingestion sur une année devient :

$$E(\tau)_{ingérée,réseau\ d'assainissement} = 10 \mu Sv$$

Le détail du calcul est fourni en annexe 5.

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

1.4 Conclusion : activité Instrumentation Nucléaire

Ainsi la dose efficace globale engagée par notre activité ne peut dépasser la somme des doses efficaces obtenues pour des rejets aux seuils autorisés, soit :

$$E(\tau)_{global} < E(\tau)_{inhalée} + E(\tau)_{ingérée, réseau d'assainissement} < 30 + 10 < 40 \mu Sv.$$

Cette dose est calculée en supposant les rejets de l'activité au seuil autorisé, ce qui n'a jamais été le cas selon les résultats de prélèvement jusqu'à aujourd'hui. Pourtant, elle reste 25 fois moins élevée que le seuil réglementaire pour le public, fixé à 1 mSv. A titre informatif, l'exposition moyenne annuelle de la population française (due principalement aux rayonnements naturels) est de 4,5 mSv (source IRSN, 2021). 40 μ Sv représentent ainsi une dose 112 fois inférieure à l'exposition moyenne annuelle de la population française.

De plus, la situation incidentelle, seule situation raisonnablement envisageable, bien que peu probable, (bouffée de contamination en salle Radiochimie) conduirait à une dose efficace engagée par inhalation de 30 μ Sv pour un travailleur classé de l'activité Instrumentation Nucléaire qui ne respecterait pas les procédures (non-respect de l'obligation de port de l'EPI de protection respiratoire). Cette dose reste 333 fois moins élevée que le seuil réglementaire pour les travailleurs classés en catégorie B, fixé à 6 mSv.

Par conséquent, les rejets de l'activité Instrumentation Nucléaire, qu'ils soient en situation normale ou incidentelle, présentent un impact peu significatif et sont très loin des seuils réglementaires préconisés dans notre autorisation.

Néanmoins PHOTONIS s'engage à continuer à respecter avec le plus grand soin les seuils réglementaires qui lui sont imposés et met un point d'honneur à maintenir l'exposition de ses salariés ainsi que du public aussi bas que raisonnablement possible.

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

2 Etude d'impact : programme Neutronis

2.1 Rappel des résultats de l'étude d'activation

Selon le document de sécurité référencée « JD-PHO24011001 » [2] l'unique impact sur la population est lié aux rejets gazeux potentiellement radioactifs dans l'atmosphère. Ces rejets sont dus d'une part à l'activation des éléments constituant l'air qui est soumis au flux neutronique dans la casemate puis extrait et rejeté à l'extérieur par le système de ventilation et d'autre part au tritium produit par le générateur.

L'étude du terme source [1], donne les résultats suivants :

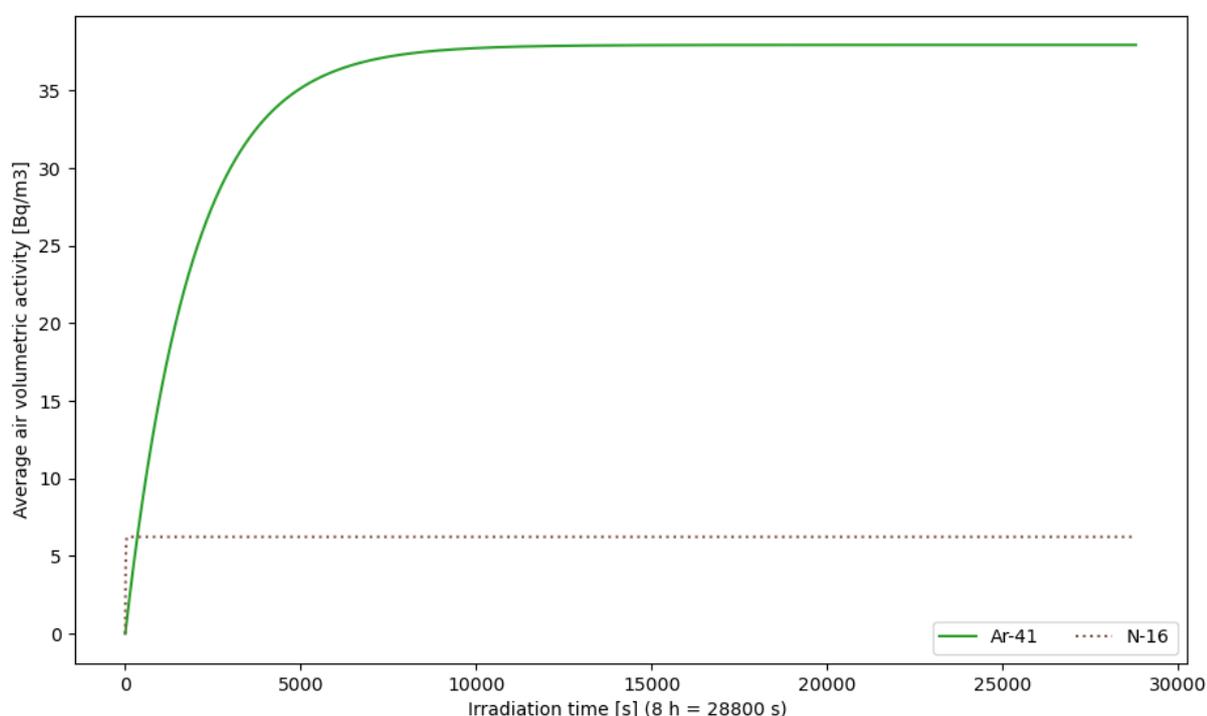


Figure 1 : Activité volumique des radionucléides créés par activation de l'air en fonction du temps d'irradiation

Considérant les résultats présentés dans la figure 1, seul l'argon 41 est retenu comme suffisamment dimensionnant pour réaliser une étude de son impact sur la population. En effet, le reste des radionucléides identifiés présentent une activité volumique trop faible pour qu'elle soit significative (toute inférieure au dixième de mBq/m^3) et pour ce qui concerne l'azote 16, sa période étant d'environ 7 secondes, l'activité, déjà très faible initialement, décroît avant d'arriver au point d'inhalation défini.

De plus, selon le document [1] le tritium produit par le fonctionnement du générateur est créé à hauteur de 1,704 GBq. Ce tritium se retrouve également dans l'air rejeté vers l'extérieur ainsi il doit être pris en compte dans l'évaluation du terme source.

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

2.2 Identification du terme source

Ainsi, pour mener cette étude nous utiliserons le terme source suivant :

- Le tritium (^3H) (provenant du générateur) :
 - o A une période de 12,3 ans
 - o L'activité produite pour 1 an de production est de 1,70 GBq.
 - o Ce radioisotope est émetteur β^- pur de β^- dont l'énergie maximale est de 19 keV.
- L'argon 41 (^{41}Ar) (provenant de l'activation de l'air) :
 - o A une période de 1,83 heure
 - o L'activité produite est de 38 Bq/m³ en permanence¹ dans la casemate durant un tir
 - o Ce radioisotope est émetteur β^- et γ dont les énergies maximales sont :
 - β^- : 2492 keV
 - γ : 1294 keV

2.3 Moyens de surveillance

Afin de vérifier que les radionucléides identifiés et leurs quantités sont bien celles que nous avons estimés, des systèmes de mesure ont été mis en place.

Pour le tritium, un barboteur a été acquis. Il permet de réaliser des campagnes de mesures de quelques jours/quelques semaines et d'en extrapoler une activité rejetée annuelle.

Pour l'argon 41, un appareil de mesure par prélèvement d'air est mis en place. Il est inséré directement une gaine d'évacuation et permet d'obtenir une valeur en kBq/m³.

Ces appareils permettront de s'assurer régulièrement que les rejets pour lesquels les autorités autoriseront l'installation sont bien respectés.

2.4 Estimation de la dose totale engagée

2.4.1 Inhalation de la totalité du tritium rejeté estimé

L'objectif de ce calcul est d'estimer la dose efficace engagée par l'inhalation du tritium. En effet, la partie exposition n'a pas d'intérêt à être étudiée car l'énergie des β^- émis n'est pas suffisante pour traverser les premiers microns de couche de peau morte. Afin d'être parfaitement conservatifs, nous utiliserons les données pour la population la plus fragile (nourrisson) lorsque c'est possible. Le calcul de dose efficace sera fait pour l'année et pour une inhalation sur 70 ans.

2.4.1.1 Calcul de la dose efficace engagée pour l'inhalation du tritium rejeté sur une année par un nourrisson

La dose efficace engagée totale par inhalation $E(\tau)_{inhalée}$ est donnée par la formule suivante :

¹ On néglige ici le temps de mise à l'équilibre de la concentration en Ar-41 dans le volume d'air de la casemate, qui suit une loi exponentielle. On suppose ainsi que la quantité à l'équilibre de 23,53 Bq/m³ est directement atteinte dès que le générateur est mis en fonctionnement.

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

$$E(\tau)_{inhalée} = \sum_j A_{j,inhalée} \times DPUI_j \times f1_j$$

Où :

- ◆ j est le radionucléide pris en compte, ici, le tritium
- ◆ $A_{j,inhalée}$ est l'activité inhalée pour l'isotope étudié en Bq.
- ◆ $DPUI_j$ est la dose par unité d'ingestion pour l'isotope étudié et est exprimée en Sv.Bq⁻¹. Les valeurs utilisées dans ce calcul sont obtenues à partir des références documentaires [3] et [5]
- ◆ $f1_j$ est le facteur d'absorption pulmonaire qui est fixé à 1 afin de se mettre dans les conditions les plus défavorables.

En appliquant cette formule avec les valeurs décrites au paragraphe 3.1 nous obtenons le résultat suivant :

$$E(\tau)_{inhalée} = 1704 \times 10^6 \times 6,4 \times 10^{-15} \times 1$$

$$E(\tau)_{inhalée} = 10,9 \mu Sv$$

2.4.1.2 Calcul de la dose efficace engagée pour l'inhalation de la totalité du terme source rejeté par un nourrisson et pendant ses 70 prochaines années

Afin de calculer cette dose efficace engagée nous prenons un nouveau-né au départ. Les DPUI évoluant en fonction de l'âge, nous utiliserons les DPUI pour les tranches d'âge suivantes :

- Moins d'1 an
- 1-2 ans
- 2-7 ans
- 7-12 ans
- 12-17 ans
- Plus de 17 ans

Les valeurs de DPUI associées aux différentes tranches d'âge sont disponibles dans le tableau 2.1 de l'arrêté du 16 novembre 2023 [5].

Ainsi, on a :

$$E(\tau)_{inhalée} = \sum_j A_{j,inhalée} \times DPUI_{j(par\ âge)} \times f1_j$$

$$E(\tau)_{inhalée} = 12,1 \times 10^{-6} + 1704 \times 10^6 \times 4,8 \times 10^{-15} \times 1 + 1704 \times 10^6 \times 3,1 \times 10^{-15} \times 1 \times 5 + 1704 \times 10^6 \times 2,3 \times 10^{-15} \times 1 \times 5 + 1704 \times 10^6 \times 1,8 \times 10^{-15} \times 1 \times 5 + 1704 \times 10^6 \times 1,8 \times 10^{-15} \times 1 \times 53$$

$$E(\tau)_{inhalée} = 2,44 \times 10^{-4} Sv$$

$$E(\tau)_{inhalée} = 244 \mu Sv$$

Ainsi, si un nourrisson inhalait l'entièreté du tritium que l'installation estime produire depuis le début de sa vie jusqu'à ses 70 ans, la dose reçue à cause de cette inhalation serait de 244 μSv. Soit l'équivalent d'environ un quart de la limite de dose annuelle pour le public qui est d'1 mSv par an.

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

2.4.2 Modélisation de la dispersion atmosphérique : argon 41

Cette partie de l'étude se repose sur les références bibliographiques [4], [6] et [7] qui ont servi de support pour la compréhension de l'utilisation et de l'application du modèle choisi.

Le second gaz retenu comme potentiellement impactant sur le public est l'argon 41. Afin d'établir une dosimétrie cohérente sur le public environnant il est nécessaire de comprendre et connaître comment les gaz inertes se comportent à la sortie de notre cheminée. Nous nous sommes inspirés des éléments décrits par l'IRSN pour les cyclotrons [2].

Selon les études d'activation présentées dans le document [1] la concentration d'argon 41 se stabilise autour de 38 Bq/m³ lorsque le générateur est en fonctionnement. Sachant que le renouvellement de l'air dans la casemate s'effectue à hauteur de 1,5 fois le volume total de celle-ci (c'est-à-dire 280 x 1,5 soit 420 m³) par heure et que la durée d'utilisation du générateur est supposée égale à 8h par jour nous avons donc environ 127 kBq d'argon 41 rejetés par jour. La plage d'utilisation de générateur est de 7h à 15h. Ces horaires étant connus, il y a donc 16h entre le dernier tir du jour n et le premier tir du jour suivant (n+1). Ces 16h sont équivalentes à presque 9 périodes de l'argon 41. A hauteur de 8 périodes, cela signifie qu'au matin, il restera dans l'air environnant environ 496 Bq résiduels des émissions de la veille dispersés dans l'atmosphère. Nous pouvons donc garder comme activité maximale l'émission totale de 127 kBq/j qui ne prend pas en compte la décroissance de l'argon sur ces 8h.

L'argon est porté dans l'air, ainsi, il est nécessaire de modéliser la dispersion de l'air extrait de la casemate dans la zone d'implantation du bunker.

2.4.2.1 Voies de transfert

Le radionucléide produit est issu d'éléments composant l'air ambiant. Ainsi, une voie de transfert évidente est l'air. Le gaz cité est un gaz rare et les particules peuvent se poser sur les plantes aux alentours au même titre que leurs isotopes stables. Néanmoins, le bunker est installé au sein de l'entreprise Photonis France SAS qui elle-même est implantée dans la zone industrielle de Brive-la-Gaillarde. Il n'y a donc pas de cultures environnantes qui amènerait à une ingestion de ces radionucléides par la population. Il n'y a pas de point de stockage d'eau dans le sens du vent dominant.

Ainsi, la seule voie de transfert retenue est l'air.

2.4.2.2 Choix du modèle de dispersion atmosphérique

Afin de modéliser le brassage de l'air dans la zone autour du bunker, 3 choix s'offrent à nous :

- Modèle gaussien
- Modèles maillés
 - o Tridimensionnels
 - o 3D

Justification du choix

Compte tenu de la topologie de la région et de la situation de l'entreprise Photonis France SAS, la modélisation gaussienne permet d'avoir une idée précise de la dispersion des radionucléides dans l'environnement. En effet, l'entreprise est située dans une zone très urbanisée avec uniquement des entreprises à proximité immédiate. Également, la zone n'est pas vallonnée et aucun bâtiment de très grande hauteur n'est présent à Brive-la-Gaillarde. Les établissements recevant régulièrement du public sont à une distance assez longue pour utiliser ce modèle (plus de 100 m de distance).

Pour toutes ces raisons l'utilisation de la modélisation gaussienne nous semble appropriée.

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

2.4.2.3 Le modèle gaussien : selon Pasquill et Grifford

Le modèle de Pasquill et Grifford repose sur l'idée qu'une substance à l'état gazeux se diffuse dans l'atmosphère de manière aléatoire selon une fonction de distribution de Gauss, on caractérise alors l'allure de la distribution par son « écart-type » σ .

La représentation de la diffusion dans l'espace se fait généralement en définissant l'axe des X comme celui du sens du vent. Dans le cas de la diffusion dans un panache continu, on ne tient compte que de deux axes de diffusion : en largeur (axe Y) et en hauteur (axe Z) ; et par conséquent on ne définit que deux écarts-types pour déterminer la distribution : σ_y et σ_z . La distribution étant définie par une concentration en fonction de l'éloignement de la source, les écart-types sont mesurés en mètres. Ils résultent d'observations réalisées par les différents auteurs des modèles, qui fournissent des équations empiriques qui permettent d'en calculer l'évolution dans l'espace en fonction des conditions de stabilité de l'atmosphère.

2.4.2.4 Modélisation gaussienne de la dispersion atmosphérique

2.4.2.4.1 Identification de la cible

La cible que nous souhaitons identifier doit contenir un groupe de personne avec des sensibilités différentes. Tout d'abord, il est nécessaire de regarder le sens du vent le plus récurrent à Brive-la-Gaillarde. Selon Windfinder², les vents dominants sont des vents faibles à modérés venant du sud-sud-ouest à l'ouest-nord-ouest. Voici un extrait des vent dominants mensuels sur l'année 2023 :



Figure 2 : directions dominantes du vent à Brive-la-Gaillarde en 2023

A noter que, pour la modélisation gaussienne, l'axe X est donné par la direction du vent. Sur la figure suivante, nous positionnons Photonis par rapport à la rose-des-vents :

² [Statistiques de vent et météo Brive-la-Gaillarde - Windfinder](#)

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

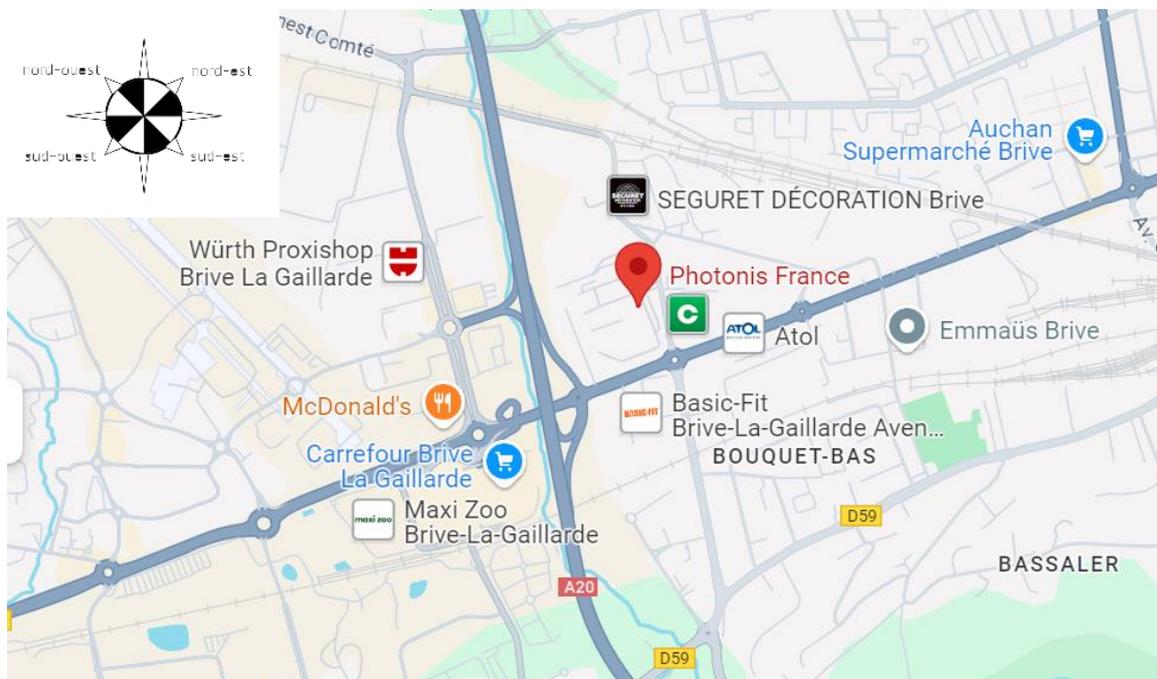


Figure 3 : Plan de situation de Photonis par rapport à la rose-des vents (extrait de Google Maps)

La figure 3 quant à elle, présente le même plan avec la représentation de la direction du vent indiquée par des flèches oranges.

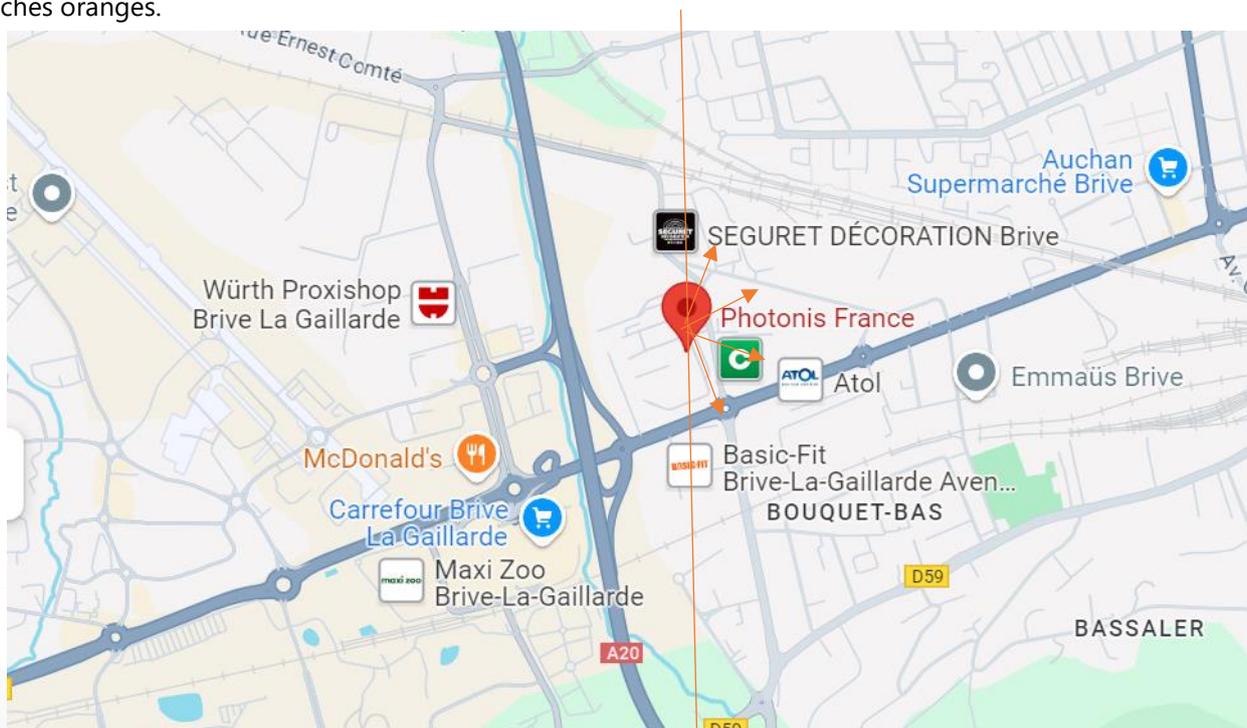


Figure 4 : Plan de situation de Photonis avec représentation des vents dominants (plan extrait de Google Maps)

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

Afin d'identifier une cible, nous avons cherché à trouver les établissements suivants les plus proches du lieu d'implantation du bunker :

- Ecole primaire de Bouquet (845 m mais non pertinente avec le sens du vent)
- Collège Jean Moulin (collège le plus proche situé à 850 m)
- Lycée professionnel Lavoisier (lycée le plus proche situé à 2,03 km)
- Zones commerciales accueillant du public (420 m)

Une zone commerciale avec de la restauration rapide et des boutiques d'habillement pour enfants est située à environ 500m de Photonis. Le lieu le plus proche de cet ensemble est le restaurant Quick qui se situe à 421 m du bunker (voir figure 4 ci-dessous). Ce type de lieu accueille à la fois des enfants, des adolescents et des adultes régulièrement.



Figure 5 : Plan de localisation de la zone commerciale la plus proche de Photonis (plan extrait de Google Maps)

Hypothèse

Afin de pouvoir mener l'étude nous prenons en hypothèse un temps de passage de 8h par semaine pour chaque groupe identifié. Ce temps est largement surestimé au regard des activités proposées dans cette zone.

2.4.2.5 Equation de la dispersion d'un panache continu avec dispersion près du sol

Le modèle utilisé pour la résolution de l'équation de la dispersion d'un panache est le modèle Pasquill et Griford dont la description figure en référence [4], [6] et [7].

L'équation de la dispersion d'un panache suivant une distribution gaussienne est la suivante :

$$C = \frac{Q}{2\pi \times U \times \sigma_y \times \sigma_z} \times \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \times \left[\exp\left(-\frac{(z-h)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z+h)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right]$$

Où :

- C (kg/m³) est la concentration de la substance considérée au point M(x,y,z)
- Q (kg/s) est le débit massique de la substance à la source
- U (m/s) est la vitesse du vent

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

- σ_y (m) est l'écart type de la distribution horizontale
- σ_z (m) est l'écart type de la distribution verticale
- h (m) est la hauteur effective de l'émission

Afin de visualiser la dispersion, voici une représentation de la dispersion selon le modèle gaussien :

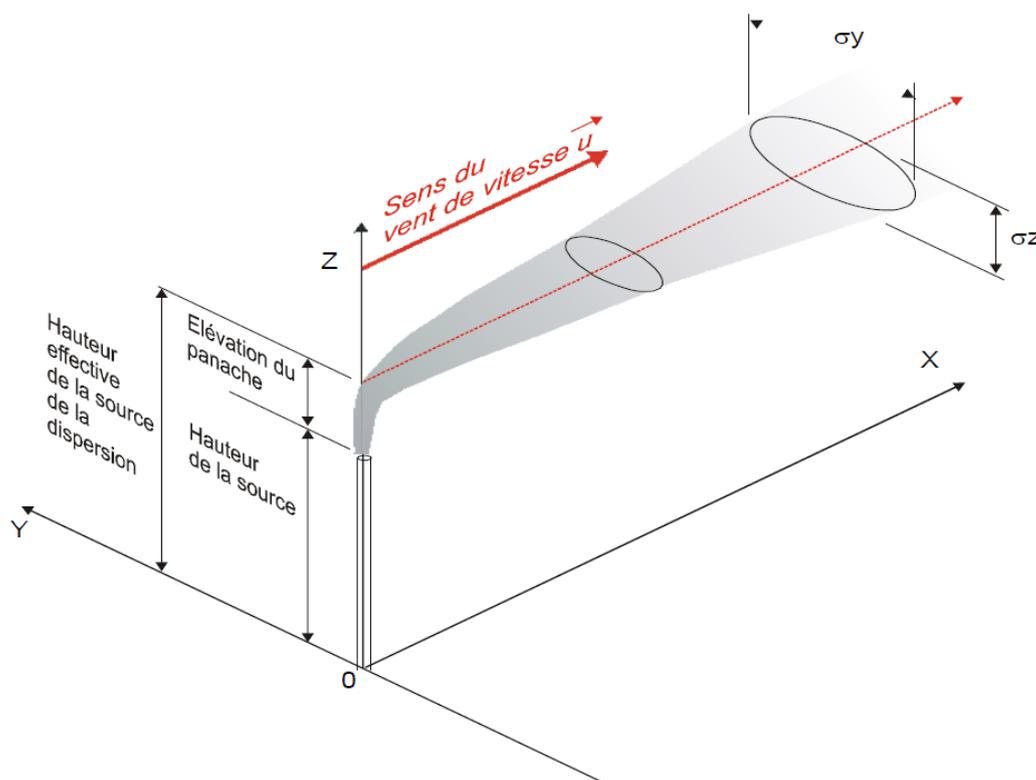


Figure 6 : Schéma de la dispersion d'un gaz selon le modèle gaussien

2.4.2.5.1 Concentration C au point M

La donnée de sortie de cette analyse est la concentration C en kg/m^3 du concentré étudié, ici, l'argon 41. Afin de déterminer cette concentration il est important de déterminer les coordonnées auxquelles nous souhaitons obtenir cette valeur de concentration. Notre hypothèse concerne des enfants, des adolescents et des adultes au point d'étude.

Pour la coordonnée en X, nous supposons que le vent est dans l'exacte direction de notre cible, ainsi, la valeur en X correspond à la distance à vol d'oiseau de la cible par rapport à Photonis. Cette valeur est donc de 421m.

Pour la coordonnée en Y, nous supposons que la cible se situe en plein centre du panache, c'est-à-dire, là où la concentration est la plus haute selon le modèle gaussien. Ainsi, la valeur de Y est 0.

Pour la coordonnée en Z, nous supposons que la cible est un enfant d'1 m dans un premier temps, qui joue sur les jeux de la zone situés à environ 3m de hauteur puis, un adulte/adolescent l'accompagnant.

Ainsi les points M et M' sont :

- M(421,0,4) : enfant

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

- M'(421,0,1.7) : adulte

2.4.2.5.2 Débit massique Q

Le débit massique Q est le débit de la substance étudiée en kg/s. Nous savons que la concentration de ⁴¹Ar au sein de la casemate se stabilise rapidement autour de 38 Bq/m³. Le taux d'extraction de l'air est de 420 m³/h. Ainsi, en 1 seconde on a :

$$\frac{420}{3600} = 0,117 \text{ m}^3/\text{s}$$

Soit :

$$38 \times 0,117 = 4,45 \text{ Bq/s}$$

Selon le guide radionucléides et radioprotection, l'activité spécifique de l'argon 41 est de 1.54x10¹⁸ Bq/g ainsi on a :

$$\frac{4,45}{1,54 \times 10^{18}} = 2,88 \times 10^{-18} \text{ g/s}$$

Ainsi, Q = 2,88 x 10⁻²¹ kg/s.

2.4.2.5.3 Vitesse du vent U

La vitesse du vent est une valeur qui n'est pas constante dans le temps. Afin de fixer une valeur, nous avons utilisé le site « windfinder » qui établit des statistiques mensuelles sur la vitesse du vent sur une zone. Afin d'être le plus conservatif possible nous utilisons la vitesse du vent la plus faible enregistrée afin de réduire la diffusion et donc de maximiser la concentration. La vitesse la plus faible enregistrée est de 4 nœuds.

Ainsi, U = 2,06 m/s.

2.4.2.5.4 Hauteur effective h

La hauteur effective d'un panache en sortie de cheminée (aussi appelée hauteur effective de rejet ou hauteur effective de la cheminée) est une mesure importante pour estimer la dispersion des polluants dans l'atmosphère. Elle dépend non seulement de la hauteur réelle de la cheminée, mais aussi des conditions météorologiques et des caractéristiques du panache (vitesse d'émission, température, etc.). La formule pour calculer la hauteur effective est la suivante :

$$H_{eff} = H_{ch} + \Delta H$$

Où :

- H_{eff} (m) est la hauteur effective du panache comme représenté sur la figure 4
- H_{ch} (m) est la hauteur réelle entre le sol et le haut de la cheminée
- ΔH (m) est la hauteur d'élévation du panache

Dans le cas régulier, on détermine ΔH à l'aide de formules qui dépendent de la vitesse du vent et du flux de flottabilité. Néanmoins, comme nous pouvons le voir sur la figure 7 ci-dessous notre cheminée est déjà coudée à l'horizontale et donc la hauteur effective ne pourra pas dépasser ce coude, contrairement au cas d'une cheminée verticale. La hauteur du coude a été mesurée à 4,54 m du sol.

Ainsi, h = 4,54 m.

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025



Figure 7 : Positionnement et hauteur de la bouche d'extraction d'air

2.4.2.6 Ecart type σ

Afin de pouvoir calculer les écarts-type de distribution horizontale et verticale il est nécessaire de s'appuyer sur les travaux de Pasquill-Turner. Tout d'abord, il est nécessaire d'identifier à quelle classe nous appartenons en fonction de la vitesse du vent sur la zone étudiée selon le tableau suivant :

Tableau 5 : classe atmosphérique en fonction de la vitesse du vent et de l'ensoleillement

Vitesse du vent (m/s)	Jour Selon un rayonnement solaire incident			Nuit Selon une couverture nuageuse	
	Fort Eté – ciel dégagé	Modéré Ciel nuageux	Léger Hiver – ciel couvert	Dense >1/2 surface	Dégagée <1/2 surface
< 2	A	A – B	B	E	F
2 à 3	A – B	B	C	D	E
3 à 5	B	B – C	C	D	D
5 à 6	C	C – D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

Nous avons retenu la vitesse de 2,06 m/s pour le vent dans le chapitre 4.2.5.3. De plus, les rejets seront uniquement effectués de jour.

Ainsi, les classes retenues sont les classes A, B et C afin d'être en mesure de couvrir toutes les situations météorologiques normales sur la zone de l'étude.

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

La formule de calcul associée au calcul de ces écarts-type est la suivante :

$$\sigma = a \times x^b + c$$

Où :

- x est la distance définie au chapitre 4.2.5.1 e 421 m qui doit être exprimée en km soit 0.421 km
- a, b, c sont des coefficients qui dépendent de l'écart-type que l'on traite et de la classe attribuée aux situations météorologiques étudiées.

2.4.2.6.1 *Ecart-type horizontal σ_y*

Afin d'appliquer la formule détaillée au chapitre 7.3, il est nécessaire d'avoir les valeurs associées aux termes a, b et c. Ces valeurs sont données dans le tableau suivant établi par les chercheurs Pasquill et Turner et mènent à l'obtention d'une valeur de σ_y en kilomètre.

Tableau 6 : coefficients relatifs à σ_y

Stabilité atmosphérique (Pasquill)	a	b	c
A	0,215	0,858	0
B	0,155	0,889	
C	0,105	0,903	
D	0,068	0,908	
E	0,05	0,914	
F	0,034	0,908	

Ainsi on a par application avec x = 0,421 km pour une stabilité atmosphérique de type A :

$$\begin{aligned}\sigma_{yA} &= 0.215 \times 0,421^{0,858} \\ \sigma_{yA} &= 0.1023\end{aligned}$$

Ainsi on a par application avec x = 0,421 km pour une stabilité atmosphérique de type B :

$$\begin{aligned}\sigma_{yB} &= 0.155 \times 0,421^{0,889} \\ \sigma_{yB} &= 0.0718\end{aligned}$$

Ainsi on a par application avec x = 0,421 km pour une stabilité atmosphérique de type C :

$$\begin{aligned}\sigma_{yC} &= 0.105 \times 0,421^{0,903} \\ \sigma_{yC} &= 0.0481\end{aligned}$$

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

2.4.2.6.2 Ecart-type vertical σ_z

Afin d'appliquer la formule détaillée au chapitre 4.2.5, il est nécessaire d'avoir les valeurs associées aux termes a, b et c. Ces valeurs sont données dans le tableau suivant établi par les chercheurs Pasquill et Turner et mènent à l'obtention d'une valeur de σ_z en kilomètre.

Tableau 7 : coefficients relatifs à σ_z

Stabilité atmosphérique (Pasquill)	a	b	c
A	0,467	1,89	0,01
B	0,103	1,11	0
C	0,066	0,915	0
D	0,0315	0,822	0
E si $x < 1$ km	0,0232	0,745	0
E si $x > 1$ km	0,148	0,15	-0,126
F si $x < 1$ km	0,0144	0,727	0
F si $x > 1$ km	0,0312	0,306	-0,017

Ainsi on a par application avec $x = 0,421$ km pour une stabilité atmosphérique de type A :

$$\sigma_{zA} = 0.467 \times 0,421^{1,89} + 0.01$$

$$\sigma_{zA} = 0.1010$$

Ainsi on a par application avec $x = 0,421$ km pour une stabilité atmosphérique de type B :

$$\sigma_{zB} = 0.103 \times 0,421^{1,11}$$

$$\sigma_{zB} = 0.0394$$

Ainsi on a par application avec $x = 0,421$ km pour une stabilité atmosphérique de type C :

$$\sigma_{zC} = 0.066 \times 0,421^{0,915}$$

$$\sigma_{zC} = 0.0299$$

2.4.2.7 Application numérique de l'équation

L'application numérique se fait grâce au fichier Excel accompagnant ce document référencé en [8].

Par application des calculs nous avons remarqué que les conditions de stabilité atmosphérique de type C sont les plus pénalisantes pour la concentration au point M.

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

Ainsi, après application numérique de l'équation nous trouvons :

$$C = 3,03 \times 10^{-25} \text{ kg/m}^3$$

En multipliant ce résultat par l'activité spécifique de l'argon 41 donnée au chapitre 7.2.2, nous obtenons le résultat suivant :

$$C = 3,03 \times 10^{-25} \times 1,54 \times 10^{18} \times 10^3 = 4,67 \times 10^{-4} \text{ Bq/m}^3$$

2.4.2.8 Calcul de la dose engagée

Cette partie du document permet d'évaluer par le calcul la dose engagée par l'exposition à l'argon 41 rejeté par Photonis France SAS pendant 8h/semaine sur les 3 groupes d'individus identifiés que sont les adultes, les adolescents et les enfants.

La valeur utilisée pour le calcul est issue de l'arrêté du 16 novembre 2023 définissant les modalités de calcul des doses efficaces et des doses équivalentes résultant de l'exposition des personnes aux rayonnements ionisants [5] et plus précisément du tableau 2.2 de celui-ci. Ce tableau indique « les coefficients de dose efficace applicables à l'exposition aux gaz inertes de la population, ainsi qu'aux jeunes travailleurs jusqu'à 18 ans. Pour la plupart des radionucléides de ce type, l'exposition interne résultant de gaz absorbés dans les tissus de l'organisme ou contenus dans les poumons est négligeable si elle est comparée à l'exposition externe de la peau et des autres organes lorsqu'une personne est immergée dans un gaz radioactif. Par conséquent, les coefficients de dose applicables sont exprimés en dose efficace par jour d'exposition et par unité d'activité volumique dans l'air ($\text{Sv}\cdot\text{j}^{-1}/\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$). »

L'arrêté ne propose de pas valeurs différentes en fonction de l'âge de la personne, ainsi nous ne pouvons utiliser que cette donnée donc nous utiliserons la position pénalisante d'un enfant en hauteur au point M.

Tableau 8 : Extrait de l'arrêté du 16 novembre 2023

Tableau 2.2. – Coefficients de dose efficace, exprimés en dose efficace par jour d'exposition et par unité d'activité volumique dans l'air ($\text{Sv}\cdot\text{j}^{-1}/\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$), applicables à la population et aux travailleurs exposés aux gaz inertes, d'après les données de la publication 119 de la CIPR

Radionucléide	Coefficient de dose ($\text{Sv}\cdot\text{j}^{-1}/\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$)
Argon	
Ar-37	$4,1\cdot 10^{-15}$
Ar-39	$1,1\cdot 10^{-11}$
Ar-41	$5,3\cdot 10^{-9}$

Nous avons toutes les données pour calculer la dose de la manière suivante au point M définit comme cible précédemment :

$$D_M = 5,3 \times 10^{-9} \times 4,67 \times 10^{-4} = 2,47 \times 10^{-12} \text{ Sv/j}$$

$$D_M = 2,47 \text{ pSv/j}$$

Pour 8h d'exposition nous obtenons :

$$D_M = 0,82 \text{ pSv/8h d'exposition}$$

Si nous linéarisons cette donnée sur 52 semaines et 70 ans de vie, nous obtenons :

$$D_M = 0,82 \times 52 \times 70 \approx 2,98 \text{ nSv}$$

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

2.4.3 Calcul de l'exposition à l'argon 41 des travailleurs

Cette partie de l'étude concerne les travailleurs situés au plus proche du bunker. Selon la mesure ci-dessous, les bureaux les plus proches de l'émissaire d'extraction d'air de la casemate sont situés à 24 m au niveau du point P :

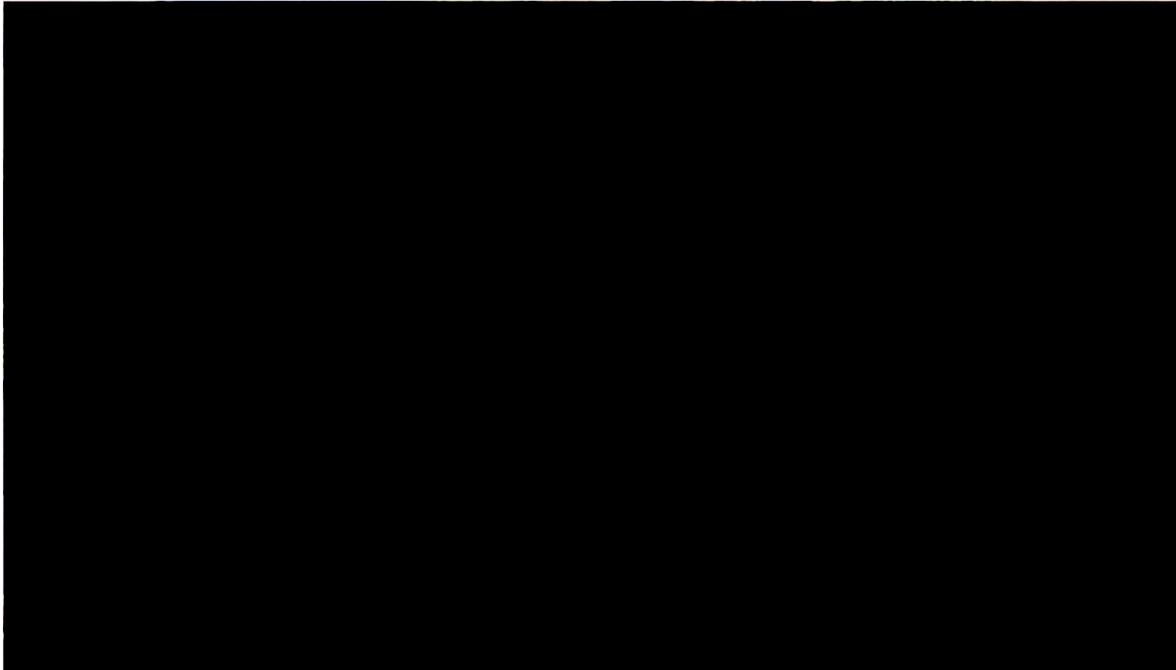


Figure 8 : Plan de localisation du bunker en fonction des bureaux les plus proches (plan extrait de Google Maps)

A l'aide du modèle de dispersion atmosphérique décrit au paragraphe 5.2 et du fichier Excel référencé en [8], nous réitérons les calculs et obtenons les valeurs suivantes au point P :

$$C' = 4.22 \times 10^{-2} \text{ Bq/m}^3$$

$$D'_p = 5,3 \times 10^{-9} \times 4.22 \times 10^{-2} = 2.24 \times 10^{-10} \text{ Sv/j}$$

Ainsi, pour 8h d'exposition nous obtenons :

$$D'_p = 7.46 \times 10^{-11} \text{ Sv par jour de travail}$$

Le bureau concerné par l'étude est un bureau d'adaptation et de développement où les travailleurs sont présents 218 jours par an, ainsi nous obtenons le résultat suivant :

$$D'_p = 218 \times 7.46 \times 10^{-11} = 1.63 \times 10^{-08} \text{ Sv/an}$$

Soit :

$$D'_p = 16.3 \text{ nSv/an}$$

Ainsi, les autres travailleurs implantés sur le site de Photonis sont exposés à 16.3 nSv/an. Cette dose engagée ne met pas en exergue la limite de dose pour le public qui est de 1 mSv.

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

2.4.4 Calcul de l'exposition à l'argon 41 : limite de détection de l'appareil de mesure

Afin de suivre cette exposition, un appareil de radioprotection permet de suivre en temps réel l'activité rejetée dans l'environnement. Cet appareil est placé au sein d'une gaine d'extraction d'air du système de ventilation du bunker. Néanmoins, la valeur de 38 Bq/m³ estimée est trop faible pour être mesurée par un appareil de radioprotection, et ce malgré les multiples sollicitations de Photonis auprès des principaux acteurs de ce marché. Ainsi, nous avons décidé de nous équiper d'une sonde de détection bêta dont la limite de détection est de 250 kBq/m³ minimum ou meilleure (selon le temps de mesure). Nous prévoyons d'acquérir ce type d'appareil afin de vérifier que nous ne dépassons jamais le bruit de fond ambiant. Pour être cohérent, il est nécessaire d'évaluer l'impact sur la population de la valeur correspondant à la limite de détection car nous ne pourrions que garantir que nous sommes en dessous de cette valeur et non discriminer la valeur réellement mesurée en dessous de 250 kBq/m³.

En appliquant la méthodologie précédemment utilisée et les mêmes valeurs pour l'application numérique en dehors du débit massique, nous obtenons le résultat suivant pour la concentration volumique au point M :

$$C'' = 3.1 \text{ Bq/m}^3$$

Soit :

$$D'_M = 5,3 \times 10^{-9} \times 3,1 = 1,63 \times 10^{-8} \text{ Sv/j}$$

Pour 8h d'exposition nous obtenons :

$$D'_M = 5,43 \text{ nSv/8h d'exposition}$$

Pour 1 an d'exposition nous obtenons :

$$D'_M = 5,43 \times 52 \approx 0.3 \text{ } \mu\text{Sv}$$

Si nous linéarisons cette donnée sur 52 semaines et 70 ans de vie, nous obtenons :

$$D'_M = 5,43 \times 52 \times 70 \approx 20 \text{ } \mu\text{Sv}$$

Ainsi, même en utilisant un appareil dont la limite de détection est 10 000 fois plus élevée que l'activité que nous estimons réellement rejeter, le débit de dose engagé sur la population est très faible.

2.5 Conclusion : programme Neutronis

Ce document a permis de mettre en évidence les radionucléides rejetés dans l'environnement par le programme Neutronis mis en œuvre par Photonis France SAS. Nous avons pu retenir 2 radionucléides pouvant présenter un risque pour la population. Les données collectées et analysées dans cette partie de l'étude nous ont permis de pouvoir calculer le risque d'exposition aux rayonnements ionisant pour la population située aux environs de Photonis France SAS. Selon les calculs d'inhalation et d'exposition, la dose maximale apportée par les rejets de Photonis France SAS pour son activité Neutronis ne dépassera pas **11 μSv par an** pour le tritium et l'argon réunis sur la population la plus fragile.

Néanmoins, nous estimons notre rejet d'argon 41 à 38 Bq/m³ d'air extrait de la casemate. Cette valeur est trop faible pour qu'un instrument de radioprotection puisse le mesurer selon les différents fournisseurs que nous avons contactés. Ainsi, nous avons sélectionné le dispositif de mesure avec la limite de détection la plus basse possible et nous avons considéré que cette valeur était notre rejet annuel puisque c'est le minimum que nous sommes en capacité de mesurer. En prenant cette hypothèse en compte, nous arrivons à une dose de 0,3 μSv par an pour l'argon et toujours environ 11 μSv pour le tritium. Soit une exposition totale annuelle théorique à moins de 12 μSv, ce qui représente 83 fois moins de dose que la limite d'exposition annuelle du public qui est fixée à 1 mSv sur 12 mois glissants.

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

3 Conclusion : les activités nucléaires de Photonis France SAS

Les deux activités susceptibles de produire des rejets radioactifs ont été étudiées séparément.

Dans un premier temps, l'Instrumentation Nucléaire, qui peut être à l'origine d'inhalation ou d'ingestion d'uranium. L'exposition maximale potentielle par an pour une personne du public a été évaluée à 40 µSv. Cette valeur d'exposition prend en compte à la fois l'exposition par inhalation (rejets aériens) et par ingestion (rejets aqueux).

Dans un second temps, le programme Neutronis, qui peut être à l'origine d'inhalation de tritium ou d'argon 41. L'exposition maximale potentielle par an pour une personne du public a été évaluée à 12 µSv. Cette valeur d'exposition prend en compte l'exposition liée aux 2 radioéléments identifiés.

Ainsi, **l'ensemble des rejets environnementaux mènent à une exposition totale de 52 µSv par an pour une personne du public.** De plus, dès que cela a été possible, les calculs ont été faits sur les populations les plus vulnérables afin d'obtenir les résultats les plus conservatifs.

Cette valeur est environ 20 fois moins importante que la limite réglementaire pour le public qui est fixée à 1 mSv.

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

Liste des figures

Figure 1 : Activité volumique des radionucléides créés par activation de l'air en fonction du temps d'irradiation	13
Figure 2 : directions dominantes du vent à Brive-la-Gaillarde en 2023	17
Figure 3 : Plan de situation de Photonis par rapport à la rose-des vents (extrait de Google Maps)	18
Figure 4 : Plan de situation de Photonis avec représentation des vents dominants (plan extrait de Google Maps)	18
Figure 5 : Plan de localisation de la zone commerciale la plus proche de Photonis (plan extrait de Google Maps)	19
Figure 6 : Schéma de la dispersion d'un gaz selon le modèle gaussien	20
Figure 7 : Positionnement et hauteur de la bouche d'extraction d'air	22
Figure 8 : Plan de localisation du bunker en fonction des bureaux les plus proches (plan extrait de Google Maps)	26

Liste des tableaux

Tableau 1 : Synthèse de la surveillance des rejets aériens des 5 dernières années.....	4
Tableau 2 : Nombre moyen de jours de manipulation par an et durée moyenne d'une manipulation	5
Tableau 3 : Analyse de risques concernant la situation accidentelle (casse d'un flacon de solution mère)	7
Tableau 4 : Synthèse des résultats d'analyse des effluents liquides sur les 5 dernières années	9
Tableau 5 : classe atmosphérique en fonction de la vitesse du vent et de l'ensoleillement	22
Tableau 6 : coefficients relatifs à σ_y	23
Tableau 7 : coefficients relatifs à σ_z	24
Tableau 8 : Extrait de l'arrêté du 16 novembre 2023	25

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

Références

- [1] Rizzo, A. (2024). Etude du terme source AR-IRS24090401
- [2] IRSN. (s.d.). Rapport IRSN n° 2022-00193 Eléments méthodologiques pour l'élaboration de l'étude d'impact radiologique d'une installation cyclotron.
- [3] D. Delacroix, J.-P. G. (2022). *Guide Pratique Radionucléides et Radioprotection, 3ème édition.*
- [4] Eure-et-loire.gouv. (s.d.). Modélisation de la dispersion atmosphérique.
- [5] Française, R. (2023). Arrêté du 16 novembre 2023 définissant les modalités de calcul des doses efficaces et des doses équivalentes résultant de l'exposition des personnes aux rayonnements ionisants.
- [6] Ineris. (2021). Méthodes pour l'évaluation et la prévention des risques accidentels, dispersion atmosphérique.
- [7] Ineris. (s.d.). Guide des bonnes pratiques.
- [8] Dalleau, J. (s.d.). Tableur Excel, calcul de la dispersion atmosphérique et dose associée.

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025

Annexes

Liste des annexes (concernent uniquement l'IN)

Annexe 1 : Evaluation de la maitrise du risque accidentel	15
Annexe 2 : Evaluation des rejets aériens : extrait du fichier de calcul	16
Annexe 3 : Evaluation des rejets en situation incidentelle : extrait du fichier de calcul	17
Annexe 4 : Evaluation des rejets aqueux : extrait du fichier de calcul (station de neutralisation)	18
Annexe 5 : Evaluation des rejets aqueux : extrait du fichier de calcul (réseau d'assainissement)	19

Référence du document	Version	Mise à jour
	0	07/05/2025