



Mars.
2020

PASSIFLUX LES ÉCHANTILLONNEURS PASSIFS DE FLUX POUR LA MESURE DE LA QUALITÉ DES EAUX SOUTERRAINES

RAPPORT DE RECHERCHE

ADEME



Agence de l'Environnement
et de la Maîtrise de l'Énergie

INERIS

maîtriser le risque |
pour un développement durable |

CONTRÔLE QUALITÉ :

Rédaction : Julien Michel
Vérification : Olivier Bour et Rodolphe Gaucher
Approbation : Martine Ramel

CITATION DE CE RAPPORT

Ineris-ADEME.2020. Projet PASSIFLUX : Les échantillonneurs passifs de flux pour la mesure de la qualité des eaux souterraines. Rapport. 57 pages.

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par le caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

Ce document est diffusé par l'ADEME

20, avenue du Grésillé
BP 90406 | 49004 Angers Cedex 01

Numéro de contrat : 1572C0001

Référence Ineris : Ineris-20-153805-2121985-1.0

Projet de recherche coordonné par : Julien MICHEL (INERIS)

Coordination technique - ADEME : Yves DUCLOS
Direction/Service : Service Friches Urbaines et Sites Pollués

TABLE DES MATIÈRES

Résumé	5
1. Synthèse opérationnelle	7
2. Contexte du projet	9
2.1. Enjeux	9
2.2. Verrous	9
2.3. Objectifs du projet Passiflux	10
3. Les flux massiques et les débits massiques de contaminants dans les eaux souterraines	11
3.1. Concepts et théorie	11
3.2. Mesure des flux massiques de contaminants	13
3.2.1. L'approche globale	13
3.2.2. La méthode des transects	14
3.2.3. Les méthodes basées sur un pompage intégral du panache de polluants	16
3.2.4. Les échantillonneurs passifs de flux (EPF)	18
3.2.4.1. Principe de fonctionnement	18
3.2.4.2. Calcul de la vitesse de Darcy	18
3.2.4.3. Calcul du flux massique de contaminants	20
3.2.4.4. Calcul de la concentration moyenne	20
3.2.4.5. Limites	21
3.2.4.6. Les échantillonneurs passifs de flux disponibles commercialement	21
3.2.5. La méthode des transects basée sur des isocontours	26
3.2.6. Modèles de transport de solutés	26
3.2.7. Comparaison des différentes méthodes	26
4. Mise en œuvre des échantillonneurs passifs de flux sur sites ateliers	30
4.1. Présentation des sites ateliers	30
4.1.1. Site 1	30
4.1.2. Site 2	32
4.2. Stratégie d'interprétation des résultats	35
4.3. Mesures préliminaires	35
4.3.1. Objectifs	35
4.3.2. Matériel utilisé	36
4.3.3. Stratégie d'exposition des EPF dans le cadre des tests sur site	37
4.4. Données acquises avec les échantillonneurs passifs de flux PFM sur le site 1	39
4.4.1. Site 1 : Première campagne d'exposition des échantillonneurs passifs de flux	39
4.4.2. Site 1 : Deuxième campagne d'exposition des échantillonneurs passifs de flux	39
4.4.3. Site 1 : Troisième campagne d'exposition des échantillonneurs passifs de flux	45
4.4.4. Site 1 : Comparaison des flux massiques de contaminants	50
4.5. Données acquises avec les échantillonneurs passifs de flux iFLUX sur le site 2	55
4.5.1. Ouvrage SP14	55

4.5.2.	Ouvrage SP15.....	56
5.	Conclusion / Perspectives	58
	Références bibliographiques	59
	Index des tableaux et figures.....	60
	Sigles et acronymes	61
	Annexes.....	61
1.1.	Sélection en fonction des objectifs de l'étude dans le temps	71
1.2.	Sélection en fonction des objectifs de l'étude dans l'espace	72
1.3.	Sélection en fonction des composés à suivre.....	73
2.1.	Installation et retrait des échantillonneurs passifs : connaissance du réseau de surveillance	77
2.2.	Sélection du type d'échantillons à prélever : connaissance de l'hydrogéologie locale nécessaire 77	
2.3.	Détermination du temps d'exposition en fonction du type d'échantillonneur passif et de la gamme de concentration	78
2.4.	Détermination du nombre et de la position des échantillonneurs passifs	78

Résumé

L'objectif du projet Passiflux était d'évaluer les échantillonneurs passifs de flux (EPF) afin de statuer d'une part sur leur facilité de mise en œuvre sur le terrain et d'autre part sur la robustesse des données qu'ils mesurent et leur capacité à fournir des résultats en multi-niveaux. Pour ce faire, parmi les 3 échantillonneurs passifs de flux disponibles commercialement, les **PFM** (Passive Flux Meter) de la société Enviroflux ainsi que les échantillonneurs **iFLUX** proposés par la société du même nom ont été mis en œuvre sur **deux sites ateliers**.

D'un point de vue pratique, les essais menés ont montré que les **PFM** et les échantillonneurs **iFLUX** étaient **faciles et rapides à mettre en place et à retirer sur le terrain** (environ 15 minutes par ouvrage). Pour le dimensionnement des campagnes d'exposition, un ordre de grandeur des concentrations des contaminants dans les eaux souterraines ainsi qu'un ordre de grandeur des vitesses d'écoulement des eaux souterraines, qui peuvent être déduites de la lithologie au droit du site sont nécessaires. Afin que le fournisseur puisse calculer la vitesse de Darcy d'écoulement ainsi que le flux massique de contaminants dans les eaux souterraines et non dans le piézomètre, les données d'entrée nécessaires sont la taille des fentes des crépines, le type de massif filtrant et la géologie au droit de l'ouvrage à équiper, tout cela permettant d'en déduire les perméabilités à proximité immédiate des EPF.

Par ailleurs, **ce projet a permis de valider les données fournies par les échantillonneurs passifs de flux**. En effet, d'une manière générale, la somme des concentrations données par les EPF installés dans un ouvrage à différentes profondeurs, pondérées par la contribution en pompage de l'horizon en face duquel ils ont été placés, est comparable à la moyenne des concentrations mesurées dans les échantillons d'eaux souterraines prélevés avant et après exposition des EPF, selon la technique conventionnelle (prélèvement à la pompe après purge de l'ouvrage). Lorsque cela n'est pas le cas, il est possible de l'expliquer à la lumière des horizons productifs en pompage : EPF installés en face d'horizons peu ou pas productifs en pompage, avec des concentrations significativement plus faibles ou plus élevées que les concentrations mesurées dans les échantillons prélevés de manière conventionnelle.

Ces tests ont également montré **l'importance de la mesure des horizons productifs en pompage** afin de pouvoir définir les profondeurs d'installation des échantillonneurs passifs de flux dans des piézomètres (et des échantillonneurs passifs en général) mais également de comprendre et interpréter les données obtenues, puisque les concentrations les plus fortes ne sont pas nécessairement associées aux horizons les plus productifs en pompage.

Enfin, des **profils de concentrations et de flux massiques de contaminants** dans des ouvrages ont pu être obtenus grâce à la mise en place d'échantillonneurs passifs de flux, montrant leur capacité à fournir des données en multi-niveaux. Par exemple, des variations de concentrations pouvant aller jusqu'à près d'un facteur 20 ont pu être observées entre deux échantillonneurs passifs de flux distants de 50 cm.

Au regard de la robustesse des données qu'ils fournissent, ces dispositifs demandent à être **testés dans une configuration optimale pour un étape de caractérisation du site**, notamment dans des ouvrages positionnés selon un transect, pour mesurer les flux massiques de contaminants ainsi que les débits massiques, afin de montrer la plus-value qu'ils peuvent apporter lors de l'étape de caractérisation d'un site par rapport aux autres méthodes. En effet, dans le cadre du projet Passiflux, les échantillonneurs passifs de flux n'ont pas été positionnés selon une stratégie de caractérisation de pollution, mais dans une optique d'évaluation des outils. Leur capacité à offrir une meilleure caractérisation d'un site nécessite donc d'être démontrée. De plus, seuls les COHV ont été analysés dans le cadre de ce projet. Les EPF pourraient donc être testés sur d'autres contaminations.

Abstract

The aim of the Passiflux project was to assess passive flux samplers (PFS) in order to conclude on their **ease of use**, to **evaluate the data they can provide** and to **assess their ability to give concentration profiles** in groundwater wells. Therefore, 2 PFS were installed on 2 sites: the **PFMs** (Passive Flux Meters) from Enviroflux and the **iFLUX** samplers from the iFLUX company.

In the frame of this project, PFS were **very easy to install and to retrieve in the field** (about 15 minutes were needed per well). In order to define the PFS exposure time, an order of magnitude of contaminant concentrations and groundwater Darcy velocity should be known. Groundwater Darcy velocity can theoretically be obtained from the geology in the vicinity of the studied well. In order to calculate the groundwater Darcy velocity and the contaminant mass flux in the aquifer, the PFS provider will need the well screen slot size, the filter pack type and the geology in the vicinity of the well to calculate permeabilities of the surrounding media.

In addition, data provided by the PFS were **validated**. In general, the sum of the concentrations given by the PFS installed at different depths in a well, weighted by the water flux of the horizon in front of which they were installed was comparable to concentrations measured in groundwater samples taken with the conventional sampling technique (with a pump after purging the well). When this was not the case, this could be explained by the horizon contribution when pumping: some PFS were installed in front of non-contributing horizons or in front of low contributing horizons, with lower or higher concentrations.

This project showed the **importance** of the **knowledge** of the **local hydrogeology** when using passive flux samplers and more generally when using passive samplers, in order to define PFS installation depths and to understand the results, because the highest concentrations are not always measured in the most productive horizons.

In addition, **concentration and mass flux profiles** were obtained with PFS in some wells. For example, concentrations could be 20 times higher between 2 PFS installed at a 50 cm interval.

As they can give accurate data, **PFS should be assessed in a more optimum configuration**, in wells installed in a transect, in order to measure contaminant mass flux and contaminant mass discharge. This could show their added value in the frame of the characterization phase of a polluted site, comparing to other techniques. In the frame of the Passiflux project, PFS were not exposed in groundwater to characterize a contamination but they were exposed to evaluate their ability to give accurate results. Their ability to offer a more complete site characterization than other techniques has still to be proved. In addition, only HVOC were sampled in the frame of this project. PFS should as well be tested with other contaminants.

1. Synthèse opérationnelle

Le **flux massique de contaminants** au sein d'un panache de pollution correspond à **la masse de contaminants** qui migre dans les eaux souterraines **par unité de temps et par unité de surface** (g/j/m² par exemple). Ce flux massique de contaminants intègre non seulement les concentrations en contaminants, mais également la vitesse d'écoulement des eaux souterraines, qui peut varier au sein d'un même site d'un point de prélèvement à un autre mais également sur la hauteur de la zone saturée, et qui est une composante à part entière du comportement des panaches de pollution.

Les flux massiques de contaminants permettent une meilleure compréhension du comportement du panache de pollution et donc peuvent mener globalement à une **meilleure gestion des sites pollués**, notamment par une meilleure connaissance des sources de pollution et une meilleure définition des techniques de dépollution.

En fonction des objectifs de l'étude, par exemple l'évaluation de la quantité de polluant sortant du site, l'une des grandeurs qui peut être utile à une meilleure compréhension du système correspond à la **masse totale de contaminants** migrant dans les eaux souterraines jusqu'à un certain point pendant une période de temps, et non uniquement au flux massique de contaminants à travers une petite section de l'aquifère. Il s'agit du **débit massique de contaminants** (« contaminant mass discharge »).

Plusieurs méthodes existent pour la mesure des flux massiques et des débits massiques de contaminants. Elles sont très **différentes** en termes de données et de moyens nécessaires et donc en termes de **robustesse** des résultats fournis. Le **calcul direct** des flux massiques de contaminants, réalisé en multipliant la vitesse de Darcy (produit de la perméabilité et du gradient hydraulique) par les concentrations en contaminants permet d'obtenir une estimation globale et un premier ordre de grandeur, sans prise en compte des variations spatiales et temporelles liées à l'hétérogénéité du milieu souterrain. La **méthode des transects** peut permettre d'avoir accès à des données plus fines, en fonction de la densité de points retenue.

Parmi ces méthodes, l'utilisation **d'échantillonneurs passifs de flux** (EPF) permet d'intégrer les **variations spatiales et temporelles** de vitesse de Darcy et de distribution de la contamination.

L'objectif de ce projet était d'évaluer les échantillonneurs passifs de flux afin de statuer d'une part sur leur facilité de mise en œuvre sur le terrain et d'autre part sur la robustesse des données qu'ils mesurent et leur capacité à fournir des résultats en multi-niveaux.

Les **échantillonneurs passifs de flux** sont composés de cartouches contenant d'une part des traceurs permettant de déterminer la **quantité d'eau** ayant traversé l'échantillonneur pendant la durée d'exposition, donc d'avoir accès à la vitesse de Darcy des eaux souterraines et d'autre part un adsorbant permettant la **fixation des contaminants** passant dans l'échantillonneur pendant la durée d'exposition. La masse de contaminants adsorbée ainsi mesurée permet d'avoir accès au flux massique de contaminants. En combinant cette masse avec la vitesse de Darcy des eaux souterraines, une concentration moyenne sur la durée d'exposition peut également être calculée.

Parmi les 3 échantillonneurs passifs de flux disponibles commercialement, les **PFM** (Passive Flux Meter) de la société Enviroflux ainsi que les échantillonneurs **iFLUX** proposés par la société du même nom ont été mis en œuvre sur **deux sites ateliers**. Ils sont adaptables à une large gamme de diamètres d'ouvrages. Le troisième échantillonneur passif de flux disponible commercialement, à savoir le Fluxsampler de la société Sorbisense n'a pas été testé en raison de son utilisation restreinte aux piézomètres de diamètre 2 pouces.

D'un point de vue pratique, les essais menés ont montré que les **PFM** et les échantillonneurs **iFLUX** étaient **faciles et rapides à mettre en place et à retirer** (environ 15 minutes par ouvrage). Les recommandations pour l'utilisation des échantillonneurs passifs de flux sont les mêmes que celles présentées dans le rapport du projet PassCityChlor (ADEME, 2014), qui sont valables pour tous les échantillonneurs passifs, en termes de mise en œuvre (installation en fonction du réseau de surveillance en place et de l'hydrogéologie locale, détermination des temps d'exposition, du nombre et de leur position dans les ouvrages) et d'interprétation des données.

Dans le cadre de ce projet, l'interprétation des tests réalisés sur 2 sites ateliers avec les échantillonneurs passifs de flux s'est basée sur **l'évaluation des concentrations** qu'ils permettent de calculer. En effet, les concentrations sont calculées en combinant les données obtenues par les échantillonneurs passifs de flux, à savoir les flux d'eau et les masses de contaminants adsorbées. Cela permet de cette façon de travailler avec des données qui sont plus fréquemment utilisées dans le domaine des sites et sols pollués et pour lesquelles des ordres de grandeur dans les eaux souterraines sont connus.

Ainsi, **ce projet a permis de valider les données fournies par les échantillonneurs passifs de flux.** En effet, d'une manière générale, la somme des concentrations données par les EPF installés dans un ouvrage à différentes profondeurs, pondérées par la contribution en pompage de l'horizon en face duquel ils ont été placés, est comparable à la moyenne des concentrations mesurées dans les échantillons d'eaux souterraines prélevés avant et après exposition des EPF, selon la technique conventionnelle (prélèvement à la pompe après purge de l'ouvrage). Lorsque cela n'est pas le cas, il est possible de l'expliquer à la lumière des horizons productifs en pompage : EPF installés en face d'horizon peu ou pas productifs en pompage, avec des concentrations significativement plus faibles ou plus élevées que les concentrations mesurées dans les échantillons prélevés de manière conventionnelle.

De plus, tous les résultats montrent que la **correspondance** entre les concentrations données par les échantillonneurs passifs de flux et celles mesurées dans les échantillons prélevés de manière conventionnelle **dépend du nombre et du positionnement** de ces dispositifs dans les ouvrages, donc du dimensionnement des campagnes, qui doit ainsi se baser sur une connaissance fine de l'hydrogéologie locale.

Ces tests montrent donc **l'importance de la mesure des horizons productifs en pompage** afin de pouvoir dimensionner les mesures à l'aide d'échantillonneurs passifs de flux dans des piézomètres (et d'échantillonneurs passifs en général) mais également de comprendre et interpréter les données obtenues, puisque les concentrations les plus fortes ne sont pas nécessairement associées aux horizons les plus productifs en pompage.

Enfin, des **profils de concentrations et de flux massiques de contaminants** dans des ouvrages ont pu être obtenus grâce à la mise en place d'échantillonneurs passifs de flux, montrant leur capacité à fournir des données en multi-niveaux. Par exemple, des variations de concentrations pouvant aller jusqu'à près d'un facteur 20 ont pu être observées entre deux échantillonneurs passifs de flux distants de 50 cm.

Au regard de la robustesse des données qu'ils fournissent, ces dispositifs demandent à être **testés dans une configuration optimale**, notamment dans des ouvrages positionnés selon un transect, pour mesurer les flux massiques de contaminants ainsi que les débits massiques, afin de montrer la plus-value qu'ils peuvent apporter lors de l'étape de caractérisation d'un site par rapport aux autres méthodes. En effet, dans le cadre du projet Passiflux, les échantillonneurs passifs de flux n'ont pas été positionnés selon une stratégie de caractérisation de pollution, mais dans une optique d'évaluation des outils. Leur capacité à offrir une meilleure caractérisation d'un site nécessite donc d'être démontrée. De plus, seuls les COHV ont été analysés dans le cadre de ce projet. Les EPF pourraient donc être testés sur d'autres contaminations.

2. Contexte du projet

2.1. Enjeux

A l'heure actuelle, la gestion des eaux souterraines contaminées est principalement orientée par la mesure de concentrations ponctuelles, dans le temps et dans l'espace, des contaminants d'intérêt, en accord avec les normes et limites de qualité exprimées en concentration.

Cependant, dans certains cas, ces données ne sont pas suffisantes, notamment pour l'évaluation et la gestion du comportement des panaches de pollution. En effet, la vitesse d'écoulement des eaux souterraines, qui peut varier au sein d'un même site d'un point de prélèvement à un autre mais également sur la hauteur de la zone saturée, est une composante à part entière du comportement des panaches de pollution qui n'est pas intégrée dans une valeur de concentration.

Le flux massique de contaminants au sein du panache permet de prendre en compte cette composante. Il correspond à la masse de contaminants qui migre dans les eaux souterraines par unité de temps et par unité de surface ($g/j/m^2$ par exemple) et peut être calculé en combinant les concentrations avec la vitesse d'écoulement de Darcy des eaux souterraines.

Ainsi, le flux massique de contaminants permet une meilleure compréhension du comportement du panache de pollution dans les eaux souterraines, menant globalement à une meilleure gestion des sites pollués. On peut citer par exemple une meilleure définition :

- des termes sources. Ils peuvent par exemple permettre d'identifier les zones où la source contribue le plus au relargage des contaminants dans les eaux souterraines,
- des voies de transfert des contaminants, en évaluant si la contamination est localisée au sein de zones de faible ou de forte transmissivité,
- des conditions aux limites utilisées dans les modèles de transfert de contaminants dans les eaux souterraines,
- des taux d'atténuation naturelle, en comparant les contaminants relargués dans les eaux souterraines par unité de temps à la contribution des mécanismes d'atténuation (dégradation, volatilisation ... lors du bilan des accepteurs/donneurs d'électrons). Certains projets de recherche (par exemple le projet MACAOH) ont par ailleurs montré l'intérêt d'une bonne connaissance des bilans de masses de contaminants selon différents transects en vue d'une évaluation quantitative des différents mécanismes d'atténuation naturelle. Ces flux massiques de contaminants peuvent permettre l'identification d'un relargage de polluants durant la surveillance ou encore l'évaluation du temps nécessaire à l'épuisement de la zone source qui conditionne largement la réduction des concentrations dans la nappe,
- des techniques de dépollution ainsi qu'une meilleure évaluation de leurs performances. La mesure des flux massiques de contaminants peut permettre de réduire les coûts de cette étape par une meilleure connaissance de la source de pollution et également par l'identification des couches à dépolluer en priorité.

2.2. Verrous

L'estimation des flux massiques de contaminants, calculés à partir d'échantillons moyens d'eaux souterraines prélevés dans des piézomètres et du flux d'eaux souterraines obtenu par la méthode de Darcy, peut s'avérer non adaptée pour une caractérisation fine. En effet, les variations spatiales et temporelles de concentration et de flux des eaux souterraines ne sont pas prises en compte par cette méthode et peuvent donc mener à un flux massique de contaminants calculé ne représentant pas effectivement les conditions d'hétérogénéité du site étudié. Cette approche induit donc des incertitudes en ce qui concerne le terme source et les conditions aux limites, ce qui peut entacher la robustesse des modèles de prédiction utilisés.

De ce fait, une mesure des flux massiques de contaminants prenant en compte les variations spatiales et temporelles de concentrations apparaît plus précise. Il s'agit donc de savoir s'il existe un système permettant la mesure directe des flux massiques de contaminants dans les eaux souterraines. Les échantillonneurs passifs de flux (EPF) semblent tout particulièrement bien adaptés pour ce faire. En effet, ils permettent de mesurer la masse de contaminants passant dans le dispositif ainsi que la vitesse

de Darcy des eaux souterraines pendant toute leur exposition, donc permettent d'intégrer la variation temporelle de ces données. Il est également possible d'équiper des ouvrages en multi-niveaux, permettant ainsi d'avoir accès à la distribution verticale de la contamination. Cependant, ces outils ne sont pas utilisés usuellement en France à l'heure actuelle et aucun retour d'expérience de leur utilisation dans le cadre de la gestion des sites et sols pollués n'est disponible.

Cependant, la mesure directe des flux massiques de contaminants nécessite un investissement plus important dans la phase de caractérisation du site, en comparaison avec les méthodes qui nécessitent uniquement un calcul, en particulier à partir de données issues de la littérature.

2.3. Objectifs du projet Passiflux

L'objectif du projet Passiflux était de compléter le retour d'expérience sur les échantillonneurs passifs de flux (EPF) en :

- statuant sur la facilité à se les procurer et à les mettre en œuvre sur le terrain ainsi que sur la façon de fournir des informations en termes de concentrations et de flux de contaminants (robustesse des données fournies),
- mettant en évidence leur capacité à donner des résultats en multi-niveaux.

Ces travaux doivent permettre d'une part une meilleure connaissance de ces outils de la part des acteurs du domaine des sites et sols pollués en France, et d'autre part leur appropriation et leur reconnaissance pour une intégration dans les étapes de caractérisation des sites.

Pour répondre à cet objectif, le programme de travail a été le suivant : l'Ineris a déployé deux types d'échantillonneurs passifs de flux sur deux sites d'essais pendant une durée de 3 ans. Seuls les COHV ont fait l'objet de ces tests qui ont consisté à :

- mettre en œuvre les échantillonneurs passifs de flux, pour déterminer les difficultés et facilités de déploiement sur site. Les campagnes ont été dimensionnées de façon à atteindre les objectifs généraux du projet. De ce fait, les échantillonneurs passifs de flux ont été exposés en multi-niveaux dans les ouvrages ainsi qu'en face d'horizons productifs ou non productifs, afin de mettre en évidence une éventuelle plus-value à l'utilisation de ces dispositifs pour une évaluation de la stratification verticale de la contamination, en comparaison à des prélèvements conventionnels à la pompe, après purge de l'ouvrage,
- suivre les résultats dans le temps et mettre en regard les données de concentrations issues de prélèvements « conventionnels » et les données de concentrations issues des échantillonneurs passifs de flux. En effet, l'un des objectifs du projet était de statuer sur la robustesse des données fournies par les échantillonneurs passifs de flux, à savoir la quantité d'eau étant passée dans l'échantillonneur au cours de la période d'exposition (donc la vitesse d'écoulement de Darcy des eaux souterraines) ainsi que la masse de contaminants fixée sur le dispositif au cours de sa période d'exposition. Ces deux données permettent de calculer une concentration moyenne sur la durée d'exposition de l'échantillonneur. C'est pourquoi, afin de travailler avec des données qui sont plus fréquemment utilisées dans le domaine des sites et sols pollués et pour lesquelles des ordres de grandeur de concentration dans les eaux souterraines sont connus, l'exploitation des résultats s'est basée sur les concentrations. Ainsi, si les concentrations sont cohérentes, cela signifie que les mesures des vitesses d'écoulement de Darcy des eaux souterraines ainsi que des masses de contaminants mesurées sont robustes.

Par ailleurs, dans le cadre de l'exploitation des résultats, les données obtenues à l'aide des échantillonneurs passifs de flux ont été comparées avec le flux massique de contaminants calculé à partir des concentrations dans les eaux souterraines et de l'estimation du flux des eaux souterraines, obtenu par la méthode traditionnelle de Darcy (perméabilité multipliée par le gradient hydraulique).

Ce rapport présente tout d'abord les concepts et la théorie relatifs aux flux massiques de contaminants dans les eaux souterraines, ainsi que les méthodes permettant de les mesurer, avec un focus sur les échantillonneurs passifs de flux. Ensuite, les expérimentations menées sur deux sites ateliers avec les échantillonneurs passifs de flux sont décrites, ainsi que les résultats et leur interprétation. Enfin, une conclusion est proposée quant à la facilité et à l'intérêt de l'utilisation d'échantillonneurs passifs de flux pour la mesure des flux massiques de contaminants dans les eaux souterraines.

3. Les flux massiques et les débits massiques de contaminants dans les eaux souterraines

3.1. Concepts et théorie

Le **flux massique de contaminants** correspond à la quantité totale de contaminants, exprimée en masse, qui migre dans les eaux souterraines par unité de temps à travers une section donnée. Il s'exprime en $g/j/m^2$ selon l'équation suivante :

$$J = C.v$$

avec J le flux massique de contaminants ($g/m^2/j$)
C la concentration du contaminant dans les eaux souterraines (g/m^3 ou mg/l)
v la vitesse de Darcy des eaux souterraines (m/j)

Cette notion permet donc de combiner la concentration de contaminants présente dans les eaux souterraines et la vitesse à laquelle ils migrent (vitesse d'écoulement des eaux souterraines). Le flux massique de contaminants peut être utile pour évaluer la variation des concentrations en contaminants et de la vitesse d'écoulement des eaux souterraines au sein d'un panache.

Par définition, un flux massique est mesuré au travers d'une section définie, mais lorsque cette grandeur est utilisée pour la délimitation d'un panache de contaminants dans les eaux souterraines, la section au travers de laquelle ils sont mesurés, est généralement petite comparée à la taille du panache. Par ailleurs, en fonction des objectifs de l'étude (par exemple détermination de la quantité totale de contaminants sortant d'un site), l'une des grandeurs qui peut être utile à une meilleure compréhension du système correspond à la masse totale de contaminants migrant dans les eaux souterraines jusqu'à un certain point, et non uniquement au flux massique de contaminants à travers une petite section de l'aquifère.

La masse totale de contaminants migrant dans les eaux souterraines par unité de temps à travers un plan (« contaminant mass discharge ») correspond au **flux massique total de contaminants**, appelée aussi débit massique. Il s'agit de la masse de produit émise par une source pendant une période de temps. Le débit massique permet également d'intégrer l'hétérogénéité latérale et verticale dans le milieu souterrain du fait de la géologie, se traduisant par des vitesses d'écoulement différentes et des variations de concentrations possibles.

Le débit massique de contaminants peut être estimé en mesurant les concentrations en contaminants ainsi que les vitesses d'écoulement des eaux souterraines sur un transect, perpendiculaire à la direction d'écoulement des eaux souterraines. Il s'agit donc de l'intégration spatiale de tous les flux massiques de contaminants, représentant la masse totale de contaminant migrant dans les eaux souterraines à travers un plan donné et par unité de temps.

A partir du flux massique de contaminants dans les eaux souterraines, le débit massique de contaminants (M_d , en g/j) s'exprime ainsi :

$$M_d = \int JdA$$

avec A l'aire du plan considéré (m^2)
J les différentes valeurs variant dans l'espace des flux massiques de contaminants ($g/j/m^2$)
 M_d , le flux total de contaminants (en g/j)

En effet, la masse de contaminants qui migre au travers d'un plan donné possède une variabilité spatiale, c'est pourquoi, comme l'illustre la Figure 1, plusieurs mesures de flux massiques de contaminants sont nécessaires pour calculer le débit massique. Sur cette figure, chaque carré au sein du transect représente le flux massique passant à travers cette section (cellule i,j) du transect. Le débit massique correspond au flux massique total intégré sur la section entière du transect. C'est donc la

somme de tous les flux massiques des différentes cellules du transect. Sur cet exemple, il y a donc deux valeurs pour le débit massique (M_{dA} et M_{dB}), à différentes distances de la source de pollution.

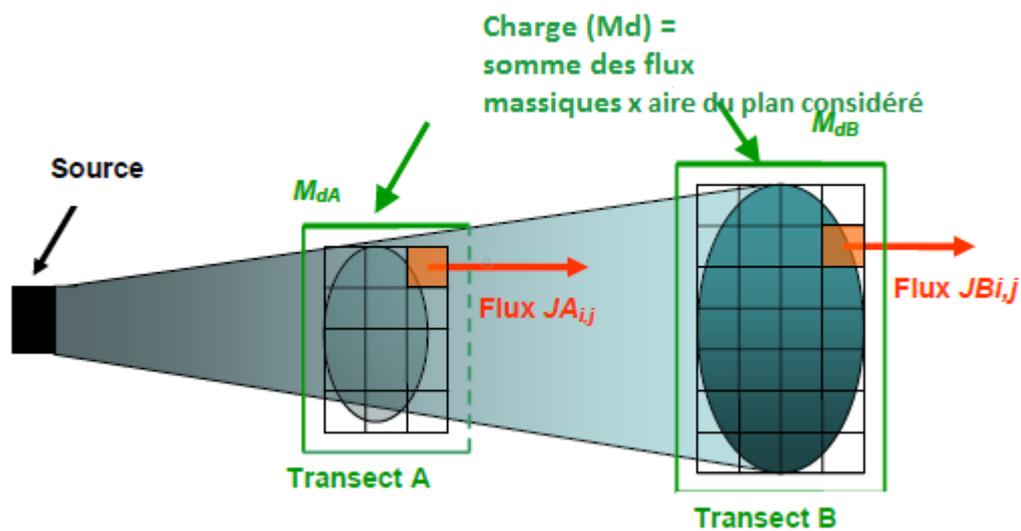


Figure 1 : Présentation des concepts de flux massique de contaminants et de débit massique (d'après ITRC, 2010)

Par ailleurs, en raison de l'hétérogénéité de la distribution des contaminants dans le milieu souterrain, il peut être souhaité, en fonction des objectifs de l'étude, une mesure de la distribution verticale des flux massiques de contaminants, qui de ce fait, vont également présenter des variations dans l'espace (voir exemple Figure 2).

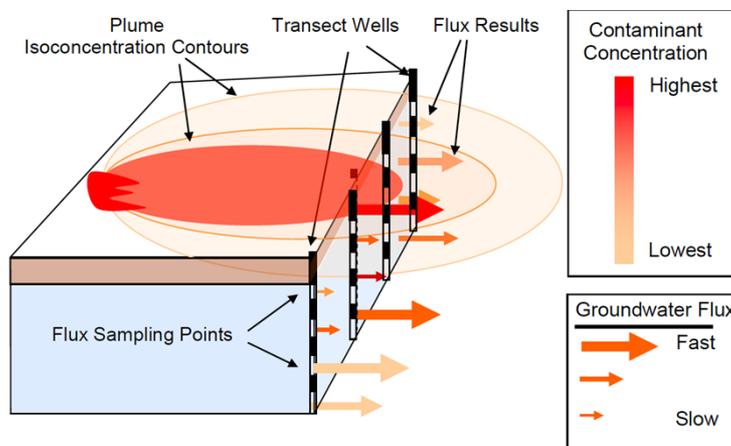


Figure 2 : Exemple de distribution d'une contamination et des vitesses d'écoulement des eaux dans le milieu souterrain (ITRC, 2010)

3.2. Mesure des flux massiques de contaminants

Il existe 6 méthodes pour mesurer les flux massiques de contaminants dans les eaux souterraines ainsi que le débit massique :

- 4 directes,
- 2 indirectes.

Les méthodes directes de mesures des flux de contaminants

Il existe trois méthodes directes pour mesurer les flux massiques de contaminants dans les eaux souterraines ainsi que le débit massique :

- l'approche globale, se basant sur les données disponibles de concentrations et consistant à obtenir la vitesse de Darcy des eaux souterraines en multipliant la perméabilité par le gradient hydraulique,
- la méthode des transects, pour laquelle les concentrations et les vitesses d'écoulement des eaux souterraines sont mesurées dans différents ouvrages puis intégrées,
- les méthodes basées sur un pompage intégral du panache de polluant, permettant d'avoir accès au flux total des eaux souterraines et au débit massique de contaminants, contaminants et à la vitesse de Darcy d'écoulement des eaux souterraines,
- les échantillonneurs passifs de flux, qui permettent une mesure directe du flux massique de contaminants.

Les méthodes indirectes de calcul des flux de contaminants

Deux méthodes indirectes permettent de calculer les flux massiques et le débit massique de contaminants :

- à partir des vitesses d'écoulement des eaux souterraines et des concentrations en contaminants le long de transects, basés sur des isocontours (modélisation),
- en utilisant des modèles de transport de solutés.

3.2.1. L'approche globale

Dans une approche globale du site et pour une première évaluation en se basant sur les données disponibles, la méthode consistant à obtenir la vitesse de Darcy des eaux souterraines en multipliant la perméabilité par le gradient hydraulique peut être appliquée. Cette vitesse peut alors être multipliée par la concentration en contaminants dans les eaux souterraines pour obtenir le flux massique de contaminants, selon l'équation suivante :

$$J = KiC$$

Avec J le flux massique de contaminants ($\text{g/m}^2/\text{j}$)
K la perméabilité hydraulique du milieu (m/j)
i le gradient hydraulique
C la concentration en contaminants (g/m^3 ou mg/l)

Cependant, de fortes incertitudes seront associées à cette méthode de calcul, puisqu'elle ne prend pas en compte les variations de flux liés à l'hétérogénéité du sous-sol et des sources de pollution.

3.2.2. La méthode des transects

La méthode des transects est basée sur la mesure des concentrations des contaminants dans les eaux souterraines et des vitesses d'écoulement des eaux souterraines, dans plusieurs ouvrages de surveillance, placés perpendiculairement à la direction d'écoulement des eaux souterraines. Les concentrations peuvent être des valeurs moyennes (obtenues selon la méthode conventionnelle de prélèvement des eaux souterraines par pompage après purge de l'ouvrage) ou elles peuvent être mesurées à différentes profondeurs.

Lorsque la méthode des transects est utilisée pour calculer les flux massiques de contaminants, 5 étapes sont en général suivies :

- **1) sélection des ouvrages qui seront placés selon des transects** : les transects doivent être placés afin de pouvoir définir la distribution de la contamination et des vitesses de Darcy des eaux souterraines, comme mentionné dans les deux points suivants,
- **2) caractérisation de la qualité des eaux du panache** : un nombre suffisant de points d'échantillonnage des eaux souterraines est nécessaire afin de déterminer les dimensions du panache et la distribution des concentrations au sein du panache. Il peut s'agir d'ouvrages permanents (piézomètres) ou temporaires (installés par exemple à l'aide de la technologie de forçage (DPT - Direct-Push Technology)).

En général, les piézomètres sont conçus avec des intervalles crépinés longs et les échantillons donneront donc une concentration moyenne, pondérée par les flux de venues d'eau dans l'ouvrage, sur toute la colonne d'eau interceptée par l'ouvrage, lors d'un prélèvement par pompage. Des échantillons peuvent également être pris à l'aide de la technique Direct-Push et peuvent être prélevés sur des intervalles plus petits (quelques centimètres en général). Ils permettront d'obtenir plus de points de mesure sur la verticale. En effet, il est admis dans la littérature que si le but des prélèvements est de mettre en évidence les zones de plus forte concentration, ou encore de savoir comment le flux massique de contaminants est distribué au niveau du transect, un échantillonnage relativement dense sur la verticale est requis (Guilbeault, 2005). Cet échantillonnage ne pourra donc se faire selon la technique conventionnelle consistant à prélever l'eau généralement à l'aide d'une pompe après purge de l'ouvrage. En revanche, pour calculer le débit massique de contaminants, il est possible d'utiliser des piézomètres avec des intervalles crépinés longs. En effet, puisque ce type d'ouvrage va fournir un échantillon moyen sur l'intervalle crépiné, pondéré par le flux, au droit de l'ouvrage, cette technique peut être un moyen pour échantillonner une large part de l'aquifère, à un coût raisonnable. Cependant, cette configuration ne permet pas une caractérisation détaillée du site sur la verticale, et certains auteurs pensent qu'il n'est pas opportun de réaliser des calculs de débit massique sans connaître cette distribution verticale des contaminants (ITRC, 2010),

- **3) Caractérisation de la vitesse de Darcy des eaux souterraines** : des mesures sont nécessaires pour déterminer le gradient hydraulique ainsi que la conductivité hydraulique.

Pour la caractérisation de la qualité des eaux du panache et de la vitesse de Darcy des eaux souterraines, une densité de points suffisante est nécessaire, même si aucune règle n'existe sur ce qui constitue une densité de points appropriée. En effet, les panaches de contaminants ainsi que les champs de vitesse d'écoulement des eaux souterraines sont hétérogènes à l'échelle d'un site (ITRC, 2010). De plus, sur la plupart des sites, les piézomètres n'ont pas été installés initialement dans le but de former des transects, mais plutôt avec un objectif de délimiter un panache ou encore de mesurer les concentrations au sein de celui-ci par exemple. Par ailleurs, il est rare que les vitesses d'écoulement des eaux souterraines puissent être calculées spécifiquement à chaque point de prélèvement. C'est pourquoi, dans un objectif de gestion de site, un gradient hydraulique unique de l'ensemble du site est appliqué au transect et la conductivité hydraulique est appliquée uniformément sur tout le transect dans la plupart des cas (ITRC, 2010).

- **4) application d'une méthode d'interpolation** : cette étape sera nécessaire sur les sites pour lesquels la densité de points de mesure n'est pas très élevée. Plusieurs méthodes peuvent être utilisées, comme le krigeage, la méthode des plus proches voisins ou encore des polygones de Thiessen. La Figure 3 présente un exemple de profil de concentration d'un contaminant le long d'un transect. La Figure 4 présente le même profil de concentration, pour lequel la méthode des

polygones a été appliquée : les polygones ont été créés en traçant des lignes horizontales à équidistance des points d'échantillonnage au sein d'un piézomètre et des lignes verticales à équidistance de chaque piézomètre.

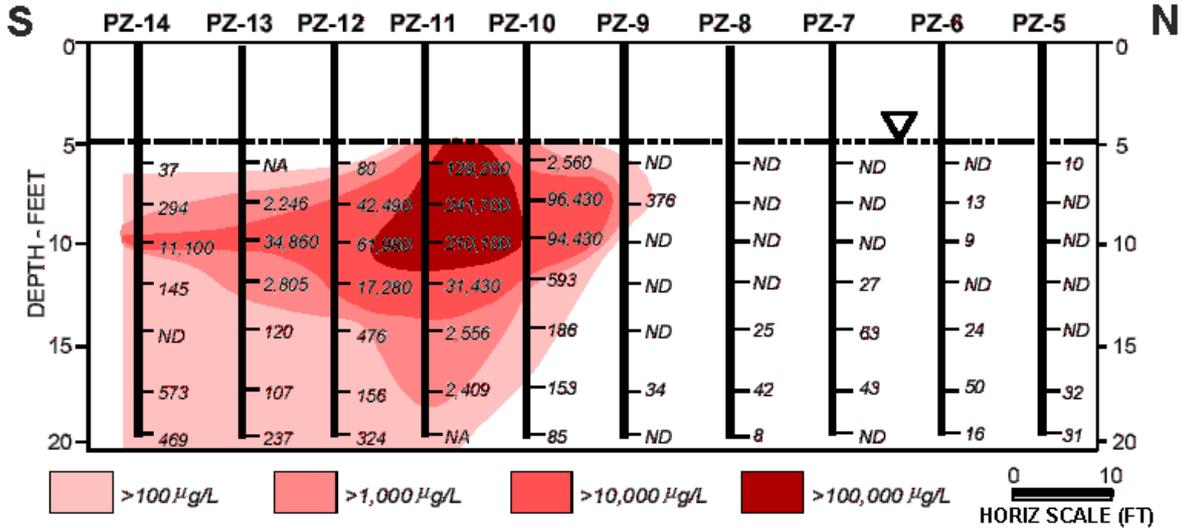


Figure 3 : Exemple de profil de concentration d'un contaminant le long d'un transect

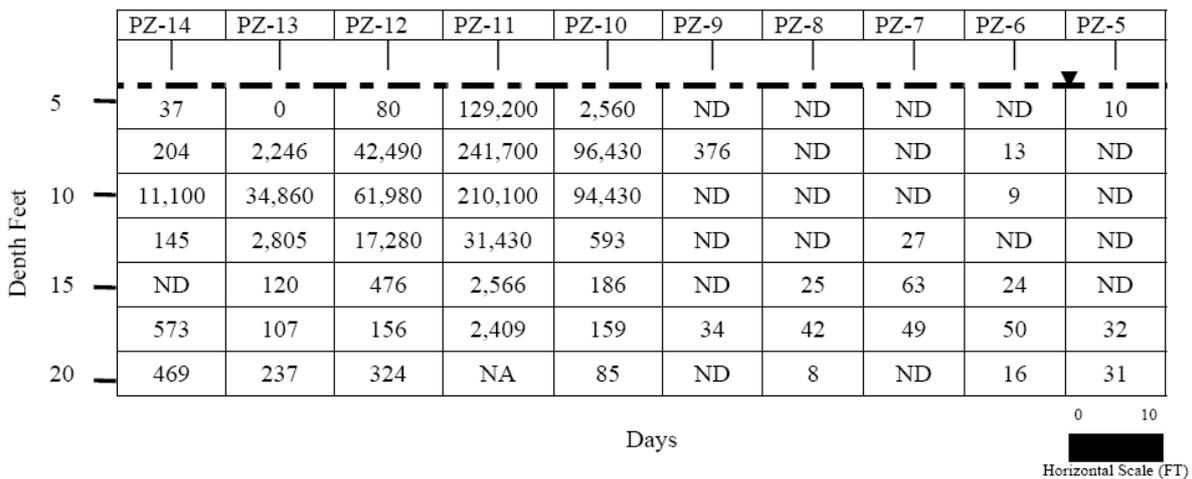


Figure 4 : Méthode des polygones appliquée à la Figure 3

- **5) calcul du débit massique à travers le transect** : le débit massique à travers le transect (M_d) est calculé en additionnant les contributions de chaque polygone identifié Figure 4 et s'exprime comme suit :

$$M_d = \sum_{j=1}^n M_{dj} = \sum_{j=1}^n C_j \cdot q_j \cdot A_j$$

avec M_{dj} le débit massique passant à travers le polygone j (g/j)
 C_j la concentration en contaminant dans le polygone j (g/m³)
 q_j la vitesse de Darcy des eaux souterraines (m/j)
 A_j l'aire du polygone j (m²)

Le terme q_j peut être calculé en utilisant l'équation suivante :

$$q_j = K_j \cdot i_j$$

avec K_j la conductivité hydraulique dans le polygone j (m/j)
 i_j le gradient hydraulique

Des incertitudes peuvent être associées aux valeurs de flux massiques de contaminants obtenues à l'aide de la méthode des transects. Elles peuvent être liées à l'hétérogénéité des flux dans le temps et dans l'espace qui n'est pas totalement prise en compte, à la densité du réseau de piézomètres ainsi qu'à la méthode d'interpolation utilisée.

3.2.3. Les méthodes basées sur un pompage intégral du panache de polluants

Méthode basée sur l'atteinte d'un régime de pompage permanent

La méthode consiste à pomper dans un puits supposé capter la totalité du panache de polluants, et à mesurer la concentration en contaminants et le débit après avoir atteint un régime permanent. Une illustration est présentée Figure 5. Cette méthode est décrite dans ce paragraphe mais est très peu employée dans la pratique, en raison notamment des volumes d'eau très importants qui sont générés. Par ailleurs, elle correspond à une méthode d'estimation globale, tout comme la méthode consistant à calculer les flux massiques de contaminants en multipliant la vitesse de Darcy des eaux souterraines (perméabilité multipliée par le gradient hydraulique) par la concentration en contaminants. En effet, elle ne prend pas en compte la variabilité spatiale des flux.

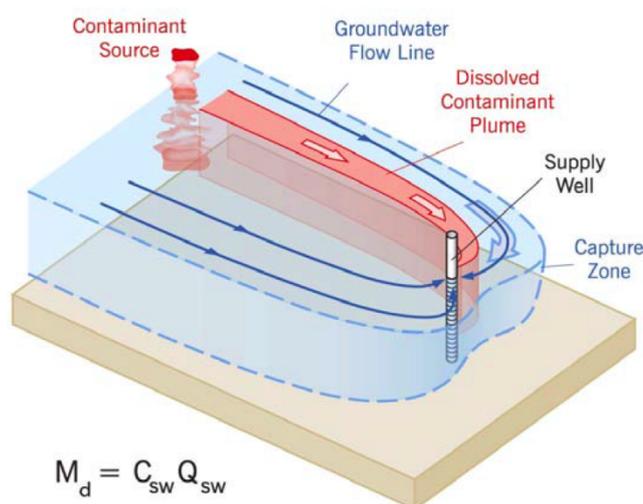


Figure 5 : Illustration de la méthode basée sur un pompage dans un ouvrage (ITRC, 2010)

Le pompage doit être maintenu pendant un temps suffisamment long afin d'atteindre un régime d'écoulement permanent. Il s'agit d'un régime d'équilibre au cours duquel la réalimentation de la nappe équivaut au débit de pompage. Dans ce cas, on observe une stabilisation du rabattement et du cône de dépression. Cette méthode repose sur l'hypothèse que l'ouvrage capte entièrement le panache de contaminants horizontalement et verticalement et que l'ouvrage (ou les ouvrages) sont localisés suffisamment en aval de la source de pollution afin que le pompage n'induisse pas une mobilisation de contaminants supplémentaire à partir de la source. Cette distance peut être évaluée en calculant le cône de rabattement de l'ouvrage en utilisant l'équation de Theis par exemple. Dans des aquifères relativement perméables, cette distance est relativement petite. Par ailleurs, le captage complet ou presque complet des parties qui sont les plus chargées du panache doit être confirmé, par exemple à l'aide de traceurs. Ceci peut être modulé en fonction de l'incertitude tolérée pour un site donné.

L'avantage de cette méthode est que le piézomètre est un outil relativement efficace pour intégrer les vitesses et les concentrations, ce qui permet de détecter les plus petits « hot spots » de concentration et les zones de forte transmissivité. Cependant, cette méthode permet d'obtenir uniquement le débit massique de contaminants autour de l'ouvrage étudié et ne renseigne pas sur la géométrie du panache, ou par exemple les zones dans lesquels le flux de contaminants est plus important.

Afin de calculer le débit massique de contaminants à partir d'un ouvrage qui capte un panache, l'équation suivante peut être utilisée :

$$M_d = Q.C$$

avec M_d le débit massique de contaminants (g/j)
 Q le débit de pompage (L/j)
 C la concentration en contaminant dans l'eau pompée (g/L)

Si plusieurs ouvrages sont utilisés, le débit massique est calculé en additionnant les débits massiques de contaminants obtenus au droit de chacun d'eux.

Méthode basée sur un régime de pompage à débit constant

A partir de ces essais de pompage, les essais de pompages intégraux ont été développés par des chercheurs de l'université de Tübingen en Allemagne (Holder et al., 1998 ; Schwarz et al., 1998 ; Ptak et Teutsch 2000 ; Teutsch et al. ; 2000 ; Bockelmann et al., 2001). Ces essais consistent à pomper à un débit constant dans un puits et à suivre le rabattement de la nappe ainsi que l'évolution des concentrations en contaminants dans l'eau pompée.

Les différentes étapes pour la mise en œuvre d'un essai de pompage intégral sont décrites Figure 6. Dans cette méthode, un ou plusieurs ouvrages permettant le pompage des eaux souterraines sont placés selon un transect perpendiculaire à la direction d'écoulement des eaux souterraines, en aval d'une source de pollution potentielle. Un pompage est effectué dans ces ouvrages, simultanément ou alternativement. Pendant ce pompage, les concentrations des composés d'intérêt sont mesurées dans les eaux pompées au cours du temps, permettant, à l'aide d'un algorithme, le calcul du débit massique de contaminants. Les hypothèses suivantes sont faites pour l'utilisation de cette méthode :

- un régime d'écoulement permanent est atteint,
- la porosité, la conductivité hydraulique et l'épaisseur de l'aquifère sont homogènes sur la zone étudiée,
- la zone d'alimentation est symétrique (symétrie radiale),
- la concentration du contaminant considéré ne varie pas significativement le long d'une ligne de courant (mais peut varier d'une ligne de courant à une autre).

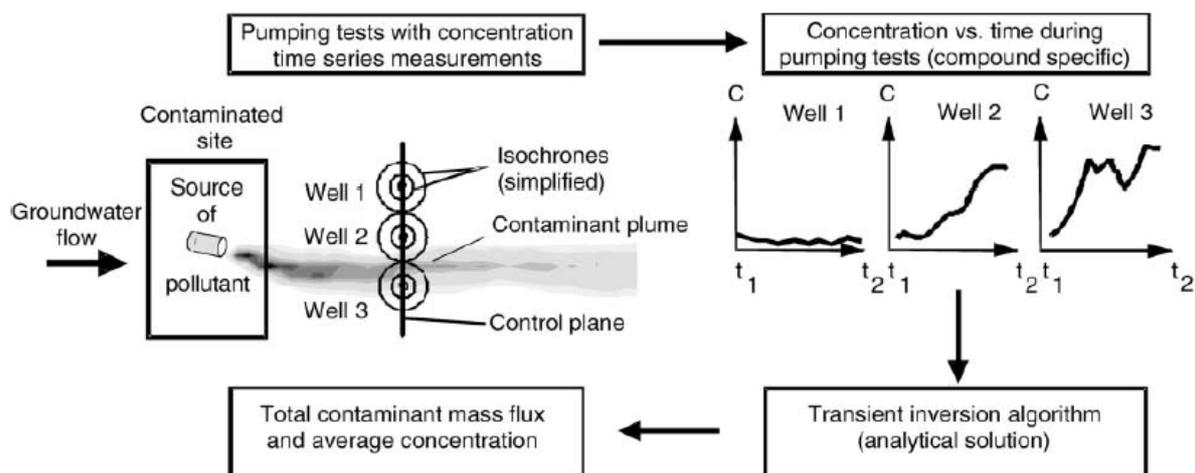


Figure 6 : Les différentes étapes d'un essai de pompage intégral (d'après Bockelmann et al., 2001)

L'utilisation des essais de pompage intégraux réduit le nombre d'ouvrages nécessaires pour calculer le débit massique de contaminants en diminuant le degré d'incertitude des résultats (Bockelmann et al., 2001). Par ailleurs, en échantillonnant de larges quantités d'eau et en réalisant des analyses au cours du temps, l'incertitude sur les concentrations est également diminuée.

L'une des limites principales de ces tests correspond au large volume d'eau généré, qu'il faut traiter selon les filières appropriées. Le pompage peut également changer la chimie du panache, ou encore attirer artificiellement certains contaminants qui ne l'aurait pas été en conditions naturelles. Il peut être également difficile de s'assurer que tout le panache a été complètement capté par l'ouvrage.

3.2.4. Les échantillonneurs passifs de flux (EPF)

3.2.4.1. Principe de fonctionnement

Les échantillonneurs passifs de flux (EPF) permettent la mesure des vitesses de Darcy d'écoulement des eaux souterraines ainsi que de la masse de contaminants fixée sur le dispositif pendant leur période d'exposition dans des ouvrages dans les eaux souterraines.

Les EPF sont constitués d'une membrane souple ou rigide contenant un adsorbant qui peut être ou non imprégné de traceurs. Lors de leur exposition dans les eaux souterraine :

- les contaminants dissous vont s'adsorber sur l'adsorbant,
- les traceurs vont être relargués.

La façon dont les contaminants vont se fixer et les traceurs être relargués dépend de la vitesse d'écoulement des eaux souterraines, de l'affinité des traceurs et des contaminants pour l'adsorbant ainsi que des concentrations en contaminants dans les eaux souterraines passant à travers le dispositif. Les échantillonneurs passifs de flux sont conçus avec un diamètre égal à celui de l'ouvrage dans lequel ils sont installés, ce qui permet de s'assurer que la totalité du flux d'eau passe à travers l'échantillonneur et non autour de celui-ci.

Lorsque les EPF sont retirés, les traceurs restants et les contaminants sont extraits de l'adsorbant. La mesure de la masse de contaminants fixés permet de calculer le flux massique de contaminants et la mesure des traceurs restants permet de calculer la vitesse de Darcy d'écoulement des eaux souterraines.

La durée d'exposition doit être choisie afin d'atteindre au minimum la limite de quantification de la technique analytique qui sera utilisée pour le dosage des contaminants adsorbés et afin d'éviter de saturer l'adsorbant.

Par ailleurs, la quantité de traceurs restants doit également être suffisante, l'idéal étant que la moitié des traceurs introduits soient encore présents lors du retrait du dispositif. La disparition totale du traceur ou au contraire l'élution d'une quantité minimale de sa masse initiale doivent être évitées, puisque ces situations ne permettent pas une estimation précise des flux d'eau.

3.2.4.2. Calcul de la vitesse de Darcy

Lorsque la masse de traceur restant dans le dispositif est supérieure à 0,3 (30%), l'équation suivante peut être utilisée pour déterminer q , la vitesse d'écoulement de l'eau au travers du dispositif, en faisant l'hypothèse d'un partage réversible, linéaire et instantané des contaminants entre l'adsorbant et l'eau (Annable et al., 2005) :

$$q = \frac{1,67r\theta R_d(1 - M_R)}{t}$$

avec r le rayon constitutif du PFM (m)

θ la teneur en eau volumique dans le PFM (-)

R_d le facteur de retard d'élution du traceur de l'adsorbant (-)

t la durée d'exposition (j)

M_R la masse restante de traceur dans l'échantillonneur à la fin de l'exposition (exprimée en pourcentage)

Le facteur de retard d'élution du traceur R_d est calculé selon l'équation suivante (Hatfield et al., 2004) :

$$R_d = \frac{\theta + \rho_b K_p c_0^{n-1}}{\theta}$$

Avec θ la teneur en eau volumique dans le PFM (-)

ρ_b la densité de l'adsorbant (g/m³)

C_0 la concentration initiale en traceur dissous dans le fluide présent dans l'espace poral (g/L)

K_p le coefficient de Freundlich pour le partage du traceur entre l'adsorbant et l'eau

Autour d'un ouvrage, les lignes de courant seront modifiées à cause des différences de conductivités hydrauliques entre le massif filtrant, l'échantillonneur passif de flux et le milieu environnant. Ceci est illustré par la Figure 7.

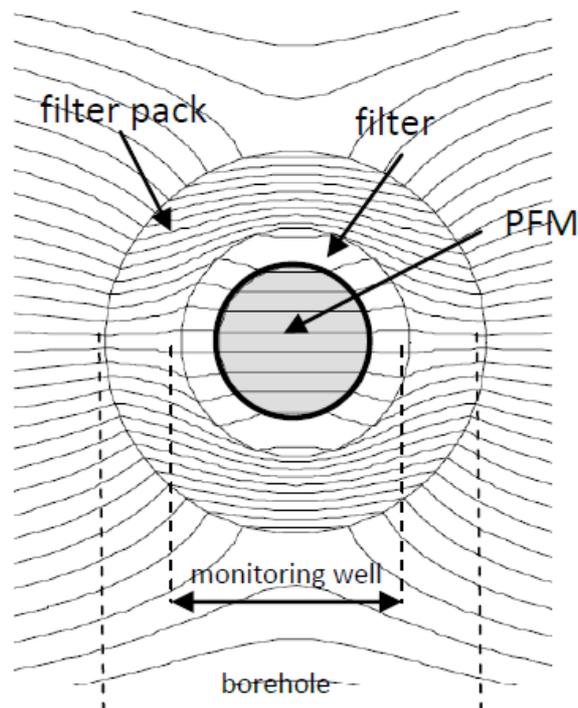


Figure 7 : illustration des lignes de courant convergentes et divergentes à cause de la présence d'un piézomètre avec un massif filtrant et un PFM (Verreydt, 2012)

De ce fait, les mesures de q (vitesse d'écoulement de l'eau au travers des EPF) mis en œuvre dans des piézomètres doivent être corrigées par un facteur α prenant en compte la convergence et la divergence de ces lignes de courant pour obtenir la vitesse de Darcy d'écoulement des eaux souterraines, selon l'équation (Basu et al., 2006; Börke, 2007) :

$$q_0 = \frac{q}{\alpha}$$

avec q_0 la vitesse de Darcy d'écoulement des eaux souterraines (m/j)

q la vitesse d'écoulement de l'eau au travers du dispositif (m/j)

α facteur de correction (-)

Le facteur α est calculé selon l'équation (Strack and Haitjema, 1981) :

$$\alpha = \frac{2k}{k + k_0}$$

avec k la perméabilité de l'échantillonneur passifs de flux (m/s)
 k_0 la perméabilité du milieu à proximité immédiate de l'échantillonneur passif de flux (m/s)

3.2.4.3. Calcul du flux massique de contaminants

Le flux massique de contaminants est calculé selon l'équation suivante (Basmadijan, 2004 ; Bear, 1988 ; Newman et al., 2005) :

$$J_C = C_F q_0 = \frac{m}{\alpha A t}$$

avec J_C le flux massique de contaminants, moyenné sur la période d'exposition (g/m²/j)
 C_F la concentration moyenne du contaminant dans les eaux souterraines sur la période d'exposition (g/m³ ou mg/l)
 q_0 la vitesse de Darcy des eaux souterraines (m/j)
 m la masse de contaminants fixée sur l'adsorbant (g)
 A la surface du dispositif de l'EPF dans un plan perpendiculaire à la direction d'écoulement des eaux souterraines (m²)
 t le temps d'exposition (j)
 α facteur de correction (-)

Bien que plusieurs méthodes existent pour estimer les flux massiques de contaminants, les échantillonneurs passifs de flux sont capables de mesurer directement les flux massiques de contaminants et peuvent fournir une mesure simultanée des flux d'eau et des flux de contaminants intégrant leurs possibles variations dans l'espace et dans le temps, ce qui permet une caractérisation plus fine des niveaux d'hétérogénéités du site.

3.2.4.4. Calcul de la concentration moyenne

Par ailleurs, la concentration moyenne en contaminants pendant la période d'exposition, C_F , peut être calculée selon l'équation suivante :

$$C_F = \frac{M_{RC}}{\pi r^2 L (1 - M_{RC}) \theta R_{dc}}$$

avec M_C la masse de contaminant fixée sur l'adsorbant (g)
 L la longueur de l'EPF (m)
 M_{RC} la proportion de traceur restant sur l'adsorbant après la période d'exposition (-)
 r le rayon de l'EPF (m)
 R_{dc} le facteur de retard du contaminant sur l'adsorbant
 θ la teneur en eau volumique à l'intérieur de l'EPF

Si le flux massique de contaminants ainsi que la vitesse d'écoulement des eaux souterraines sont connus, la concentration moyenne sur la période d'exposition C_F peut également être calculée selon l'équation suivante :

$$C_F = \frac{J_C}{q_0}$$

avec J_C le flux massique de contaminants, moyenné sur la période d'exposition (g/m²/j)
 q_0 la vitesse de Darcy des eaux souterraines (m/j)

3.2.4.5. Limites

Tous ces calculs sont réalisés en considérant que les écoulements sont horizontaux au travers de l'échantillonneur passif de flux. En présence de terrains de perméabilités contrastées sur la verticale du forage, des flux verticaux naturels peuvent être présents. Cependant, ils sont généralement faibles au regard des flux horizontaux. Dans le cas contraire, les mesures de flux réalisées par les échantillonneurs passifs de flux peuvent ne pas être représentatives.

De plus, l'hypothèse est faite que lors de la disparation des traceurs et de la sorption des contaminants, les composés fixés sur l'adsorbant sont à l'équilibre avec ceux présent dans les eaux souterraines à proximité immédiate de l'EPF. Cependant, lorsque les vitesses d'écoulement sont élevées, l'équilibre peut ne pas être atteint et de ce fait, les flux peuvent être sous-estimés avec les échantillonneurs passifs de flux.

D'autres limites peuvent être associées à ces dispositifs (ITRC, 2010) :

- lors d'expositions longues, une dégradation des composés fixés sur l'adsorbant peut avoir lieu. Par ailleurs, une exposition longue peut poser problème en raison des possibles changements de direction d'écoulement des eaux souterraines et donc invalider les mesures de flux,
- les échantillonneurs passifs de flux donnent des résultats représentatifs de la profondeur à laquelle ils ont été installés. De ce fait, aucune information n'est donnée sur les niveaux non interceptés par ces dispositifs. De ce fait, afin d'estimer le débit massique en contaminants, de nombreux ouvrages et de nombreux échantillonneurs passifs sont nécessaires. Par ailleurs, une sorption compétitive ou limitée par la diffusion peut limiter la capacité des échantillonneurs passifs de flux à retenir certains contaminants.

Tout ceci doit être pris en compte lors du dimensionnement des campagnes et de l'interprétation des résultats.

3.2.4.6. Les échantillonneurs passifs de flux disponibles commercialement

A ce jour, il existe trois dispositifs sur le marché pour mesurer les flux d'eau et les flux massiques de contaminants :

- les Fluxsamplers commercialisés par la société Sorbisense,
- les PFM d'Enviroflux,
- les échantillonneurs iFLUX de la société du même nom.

Les Fluxsamplers de la société Sorbisense

Les échantillonneurs passifs de flux de la société Sorbisense sont constitués de cartouches de 25 cm de long et de 5 cm de diamètre (Figure 8). Au regard de la théorie de l'échantillonnage passif pour la mesure de flux d'eau et de flux massique de contaminants, ces dispositifs sont donc idéalement adaptés pour des ouvrages d'un diamètre intérieur de 2 pouces uniquement. Ces dispositifs ont été développés et brevetés à l'université d'Aarhus (De Jonge et Rothenberg, 2003).



Figure 8 : Fluxsampler Sorbisense

Les Fluxsamplers de la société Sorbisense sont composés de 3 compartiments, remplis d'un adsorbant et d'un traceur (citrate de calcium). En fonction des composés recherchés, le matériau adsorbant est un polymère ou une résine échangeuse d'ions. Il est possible de mesurer les flux en multi-niveaux sur la verticale : plusieurs cartouches sont descendues dans le forage au bout de tubes métalliques s'emboîtant jusqu'à la profondeur désirée. Les analyses des cartouches sont effectuées au Danemark. Les résultats fournis comprennent la vitesse de Darcy d'écoulement des eaux souterraines, le flux massique de contaminants, leur concentration moyenne sur la période d'exposition et la masse de contaminants adsorbée dans 3 directions (0° , 120° et 240°), ce qui permet de déterminer la direction d'écoulement des eaux souterraines (Figure 9).

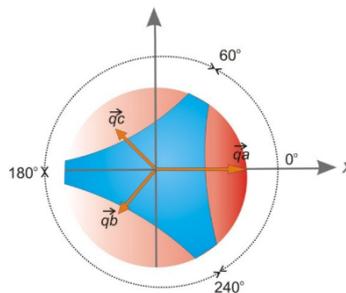


Figure 9 : Coupe schématique d'un Fluxsampler Sorbisense

Les PFM d'Enviroflux

Les PFM sont les premiers dispositifs à avoir été développés, par l'université de Floride (Hatfield et al., 2004 et 2002). Cette technologie a été brevetée en 2002 (Hatfield et al., 2003). En Europe, ces dispositifs sont également proposés par la société iFLUX, qui peut se charger de l'installation et du retrait.

Les PFM d'Enviroflux sont constitués d'un filet protecteur en polyéthylène à l'intérieur duquel est placé un adsorbant (charbon actif ou résine) imprégné d'un mélange de 5 alcools traceurs dont les facteurs de retard sont contrastés, afin de pouvoir mesurer différents ordres de grandeur de flux d'eau (voir Figure 10). Il s'agit de méthanol, d'éthanol, d'alcool isopropylique, de tert-butanol et de 2,4-diméthyl-3-pentanol. Les traceurs de plus petit poids moléculaire sont peu retenus par l'adsorbant et par conséquent sont adaptés pour la mesure des faibles vitesses d'écoulement des eaux souterraines. En revanche, les traceurs les plus lourds sont plus adaptés aux nappes à fort débit. La présence de ces différents traceurs dans le dispositif permet donc une large application des PFM, même si la vitesse de Darcy d'écoulement des eaux souterraines n'est pas connue *a priori*. Cependant, pour fixer la durée d'exposition des PFM afin de ne pas perdre la totalité des traceurs, il est nécessaire de connaître un ordre de grandeur des vitesses d'écoulement des eaux souterraines sur le site. De même, la connaissance de l'ordre de grandeur des concentrations des composés d'intérêt permet de fixer la durée d'exposition nécessaire à l'atteinte des limites de quantification des techniques utilisées pour leur dosage et d'éviter la saturation des adsorbants.

Les PFM sont construits à la demande, ce qui implique que leurs longueurs sont choisies par l'utilisateur. Les PFM peuvent être séparés en plusieurs sections verticales isolées par des joints. Ceci permet également d'éviter les flux verticaux à l'intérieur de ces dispositifs (mais pas dans le massif filtrant) et permet une utilisation en multiniveaux. En Europe, la société iFLUX réalise ou fait réaliser les analyses des traceurs et des contaminants fixés sur l'adsorbant lors du retrait des dispositifs. Les résultats fournis comprennent la vitesse de Darcy d'écoulement des eaux souterraines, le flux massique de contaminants et la concentration. De ce fait, d'après les équations présentées au paragraphe 3.2.4 et notamment pour le calcul du facteur de correction α , les données d'entrée nécessaires à la fourniture de ces résultats sont la taille des fentes des crépines, le type de massif filtrant et la géologie au droit de l'ouvrage à équiper, tout cela permettant d'en déduire les perméabilités à proximité immédiate des EPF.

Les PFM peuvent être utilisés pour une large gamme de composés organiques et inorganiques en sélectionnant un matériau adsorbant adapté aux propriétés des substances. Ils peuvent être exposés durant quelques jours à plusieurs semaines.

Dans le cadre de ce projet, les PFM utilisés avaient une longueur de 1 m et étaient composés de deux unités de 50 cm chacune, permettant ainsi 2 mesures de vitesses d'écoulement des eaux souterraines et de masse de contaminants par PFM.

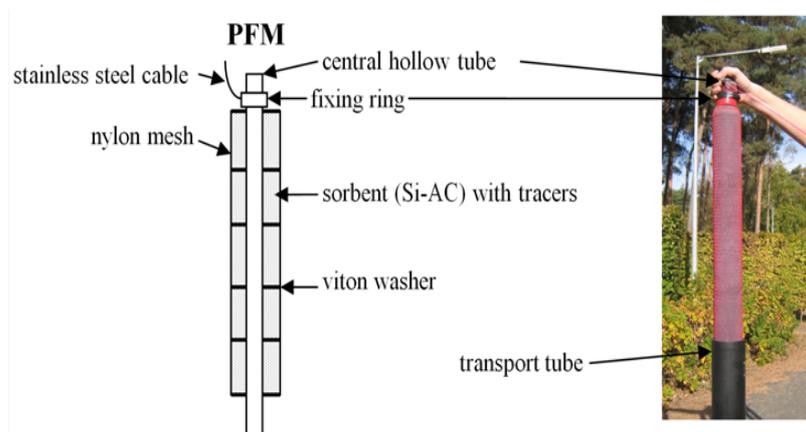


Figure 10 : Schéma d'un PFM

Les échantillonneurs iFLUX

Les échantillonneurs passifs de flux iFLUX ont été développés à l'université d'Anvers et par le VITO, d'après les travaux de G. Verreydt (Verreydt et al., 2013 et 2010). Ils ont été brevetés (Verreydt et al., 2016) et la société iFLUX, spin-off de l'université, a été créée en 2017.

Les échantillonneurs iFLUX sont composés de cartouches rigides de 16,5 cm de longueur. Plusieurs diamètres peuvent être fabriqués afin de s'adapter aux ouvrages les plus courants.

Il existe 2 types de cartouches distincts :

- les cartouches qui contiennent un adsorbant spécifique à la famille de contaminants d'intérêt (charbon actif ou résine),
- une cartouche est spécifiquement conçue pour mesurer la vitesse de Darcy d'écoulement des eaux souterraines. Cette cartouche contient les mêmes traceurs que ceux utilisés dans les PFM d'Enviroflux.

Pour chaque profondeur de mesure, plusieurs cartouches peuvent être mises en série. Tout comme pour les PFM, le diamètre d'une cartouche correspond exactement au diamètre interne du piézomètre à équiper. Les cartouches ou groupes de cartouches, montés sur des tiges métalliques, sont descendus dans les forages. Il est possible d'équiper les ouvrages en multi-niveaux à l'aide de ces dispositifs. Les cartouches sont ensuite envoyées à la société iFLUX pour analyse. Les résultats fournis comprennent la vitesse de Darcy d'écoulement des eaux souterraines, le flux massique de contaminants et la concentration si une cartouche de flux d'eau et une cartouche de flux de contaminants ont été exposées simultanément. Les données d'entrée nécessaires à la fourniture de ces résultats sont les mêmes que celles nécessaires pour les PFM, à savoir la taille des fentes des crépines, le type de massif filtrant et la géologie au droit de l'ouvrage à équiper, tout cela permettant d'en déduire les perméabilités à proximité immédiate des EPF.

Par ailleurs, tout comme pour les PFM, afin de fixer la durée d'exposition des échantillonneurs iFLUX, il est nécessaire de connaître un ordre de grandeur des vitesses d'écoulement des eaux souterraines sur le site et des concentrations des composés d'intérêt.



Figure 11 : Échantillonneur iFLUX

Comparaison des principales caractéristiques des échantillonneurs passifs de flux

Le Tableau 1 présente une comparaison des principales caractéristiques des échantillonneurs passifs de flux.

Tableau 1 : Principales caractéristiques des échantillonneurs passifs de flux

	Fluxsampler (Sorbisense)	PFM (Enviroflux)	iFLUX (iFLUX)
Diamètre du piézomètre	2 pouces	Adaptable à tout diamètre car construit à la demande	Diamètres disponibles de manière standard : 2 et 3 pouces D'autres diamètres possibles, construits à la demande
Longueur	Cartouche de 25 cm	Choisi par l'utilisateur car construit à la demande	Cartouches de 16,5 cm
Composition	Contaminants organiques : polymère Contaminants inorganiques : résine échangeuse d'ions 1 seul module pour la vitesse d'écoulement des eaux souterraines et le flux massique de contaminants)	Charbon actif, imprégné d'un mélange de 5 traceurs 1 seul module pour la vitesse d'écoulement des eaux souterraines et le flux massique de contaminants)	Charbon actif ou résines selon le type de contaminants 2 cartouches séparées pour la vitesse d'écoulement des eaux souterraines et le flux massique de contaminants
Multi-niveau possible	Oui	Oui	Oui

3.2.5. La méthode des transects basée sur des isocontours

Lorsqu'aucune des méthodes précédentes n'a été mise en œuvre sur un site, il est possible d'utiliser des données issues du suivi de la qualité des eaux souterraines du site pour estimer des flux massiques de contaminants. Dans ce cas, lorsque les ouvrages ne sont pas positionnés selon un transect, les concentrations mesurées dans ces ouvrages sont utilisées afin de construire une carte présentant des courbes d'isoconcentration. Les concentrations sur des transects sont ainsi relevées et utilisées pour le calcul des flux massiques de contaminants.

Cette méthode peut cependant présenter plus d'incertitudes que des mesures effectuées sur un transect. En effet, l'hétérogénéité du sous-sol induisant de possibles écoulements préférentiels n'est pas prise en compte par cette méthode. La méthode sera plus précise lorsque (ITRC 2010) :

- le réseau de surveillance est dense,
- l'intervalle crépiné des ouvrages intercepte une grande épaisseur de panache,
- l'échantillon prélevé est un échantillon moyen pondéré par le flux sur toute la hauteur crépinée.

Avec cette méthode, le débit massique de contaminants peut être calculé.

3.2.6. Modèles de transport de solutés

Il existe plusieurs modèles de transport qui permettent de calculer des flux massiques de contaminants (ITRC 2010). Les données d'entrée de ces modèles correspondent en général à la vitesse de Darcy d'écoulement des eaux souterraines ainsi qu'à la concentration en contaminants. La précision des flux massiques de contaminants calculés avec ces modèles sera bien entendu dépendante de la précision des données d'entrée.

Les différents modèles sont basés sur différentes hypothèses et différentes techniques de calcul. Les modèles analytiques utilisent des hypothèses simplificatrices comme des champs de vitesse 1D uniformes, des dimensionnements de sources simples. Les flux massiques de contaminants issus de ces modèles sont donc plutôt à utiliser en première approche, pour des besoins de screening ou de dimensionnement d'investigations.

3.2.7. Comparaison des différentes méthodes

Le Tableau 2 présente un comparatif des différentes méthodes présentées ci-avant et permettant d'estimer les flux massiques de contaminants ainsi que les débits massiques de contaminants dans les eaux souterraines.

Tableau 2 : Comparatif des différentes méthodes permettant d'obtenir les flux massiques de contaminants et les débits massiques de contaminants dans les eaux souterraines

Technique	Méthode des transects	Méthodes basées sur des pompages intégraux	Echantillonneurs passifs de flux (EPF)	Méthode des transects basée sur des isocontours	Modèle de transport de soluté
Moyens / données nécessaires	<ul style="list-style-type: none"> Ouvrages selon des transects Concentrations en contaminants Gradient hydraulique Conductivité hydraulique 	Pompage dans un ou plusieurs ouvrages à un débit donné	<ul style="list-style-type: none"> Ouvrages installés selon des transects Connaissance des arrivées d'eau en pompage dans les ouvrages pour les choix de localisation, nombre et espacement des EPF dans ces ouvrages (mesures au flowmètre) Connaissance préalable d'ordre de grandeur des vitesses d'écoulement des eaux souterraines et des concentrations pour définition du temps d'exposition 	<ul style="list-style-type: none"> Données issues du suivi de la qualité des eaux souterraines Interpolation pour obtenir les concentrations sur des transects 	<ul style="list-style-type: none"> Vitesse de Darcy d'écoulement des eaux souterraines Concentrations en contaminants
Facilité d'application	<ul style="list-style-type: none"> Investigations de terrain bien connues et appliquées Calculs nécessitant une expertise 	Etapes bien connues et moins appliquées que la méthode des transects (cf limites)	<ul style="list-style-type: none"> Installation et retrait rapides et faciles 2 déplacements nécessaires Interprétation nécessitant une expertise plus pointue 	Etape d'interpolation des données nécessitant une compétence particulière	Etape de modélisation nécessitant une compétence particulière
Robustesse des informations apportées	<ul style="list-style-type: none"> Incertitudes associées aux mesures de concentrations, de conductivité hydraulique et de gradient hydraulique D'autant plus robuste que la densité de points est importante 	Pas de prise en compte des évolutions spatiales et temporelles des concentrations : incertitudes associées	Incertitudes liées à la densité de points et au nombre d'échantillonneurs installés	Incertitudes liées à la densité de points	Incertitudes liées aux données d'entrée (qualité des données notamment)

<p>Avantages</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Etapes bien connues dans le domaine des sites et sols pollués • Utilisation des données existantes : mesure des concentrations en fonction des contraintes spécifiques du site (échantillon moyen pondéré par le flux hydraulique ou échantillons multi-niveaux) 	<p>Piézomètre : outil efficace pour intégrer les vitesses et les concentrations, ce qui permet de détecter les plus petits « hot spots » de concentration et les zones de forte transmissivité</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Mesure des flux d'eau, des concentrations et des flux massiques de contaminants • Intégration des variations dans le temps • Intégration des variations sur la verticale possible 	<p>Utilisation de données existantes</p>	<p>Utilisation de données existantes</p>
<p>Limites</p>	<p>Augmentation des coûts de caractérisation et d'analyse pour avoir de faibles incertitudes</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Débit massique de contaminants uniquement autour de l'ouvrage étudié • Ne renseigne pas sur la géométrie du panache • Possibilité de ne pas prendre en compte une partie du panache • Volumes d'eaux à gérer 	<ul style="list-style-type: none"> • Expositions longues : dégradation des composés fixés possible • Problème d'interprétation des résultats si changement de direction d'écoulement des eaux souterraines • Pas d'information sur les niveaux non interceptés • Sorption compétitive ou limitée par la diffusion peut limiter la capacité des échantillonneurs passifs à retenir certains contaminants • Cartouches non interprétables si traceurs ont complètement disparus ou si l'adsorbant est saturé (dimensionnement initial erroné) 	<p>Incertitudes plus élevées, surtout si le réseau de surveillance n'est pas dense</p>	<p>Incertitudes élevées en fonction des données d'entrée</p>

4. Mise en œuvre des échantillonneurs passifs de flux sur sites ateliers

4.1. Présentation des sites ateliers

Les échantillonneurs passifs de flux ont été mis en œuvre sur deux sites ateliers, dont les principales caractéristiques sont présentées dans ce paragraphe.

4.1.1. Site 1

Contexte géologique et hydrogéologique

Le site 1 (voir Figure 12, partie entourée en rouge) est une ancienne décharge, sur laquelle des petites entreprises se sont installées. Il est localisé dans une plaine alluviale.

La nappe circule à grande vitesse dans des alluvions grossières allant d'une profondeur de 4 à 9 m, au-dessus de limons lacustres formant l'aquiclude. La perméabilité de l'aquifère a été mesurée entre $8,3 \times 10^{-4}$ m/s et 7×10^{-3} m/s lors d'essais de pompage menés en dehors du cadre de ce projet par le bureau d'étude en charge du suivi du site. En fonction des périodes, le gradient hydraulique est compris entre 0,08 et 0,1 %. Le niveau statique des eaux souterraines est compris entre 2 m (en SC12) et 7 m (en SC11) de profondeur par rapport au sol.

Ce site, équipé de 12 piézomètres (SC1 à SC12), fait l'objet d'un suivi de la qualité des eaux souterraines depuis 2012. Le forage SC12 a été implanté en octobre 2014. Dans ce milieu, des solvants chlorés ont été mesurés à des concentrations comprises entre 10 et 100 $\mu\text{g/L}$.

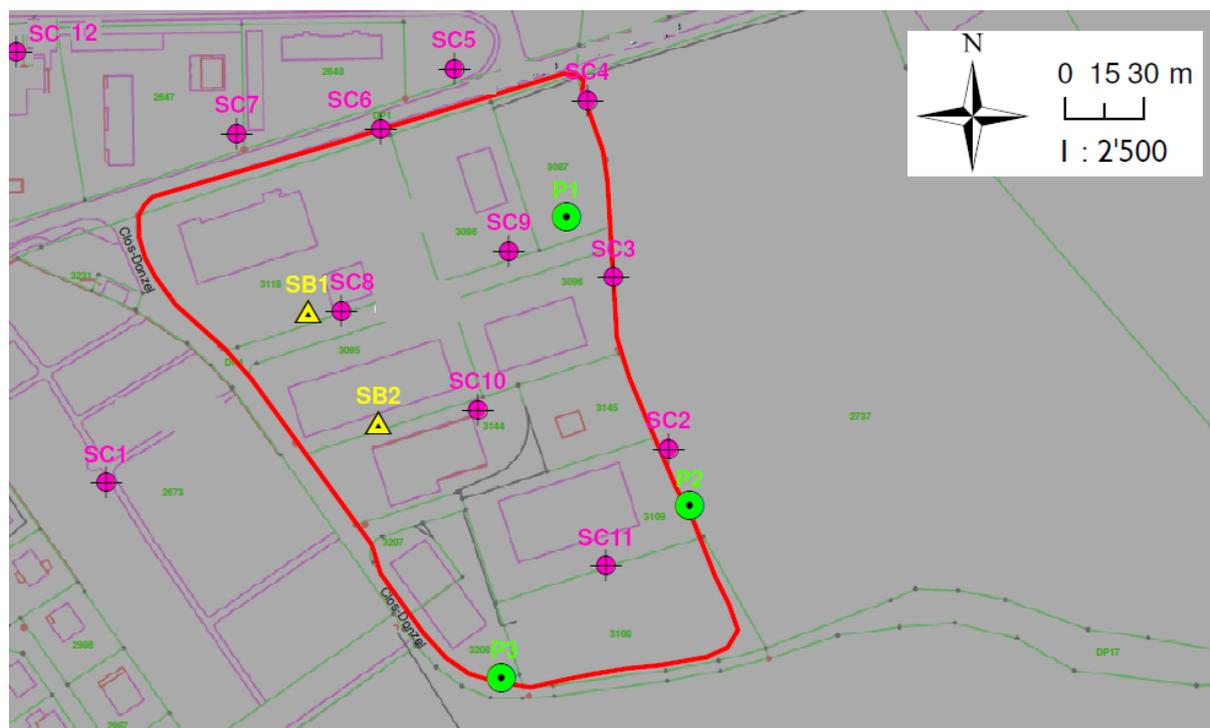


Figure 12 : Vue schématique du site 1

Dans le cadre de ce projet, 6 ouvrages ont été sélectionnés pour l'installation des échantillonneurs passifs de flux, sur la base des concentrations mesurées avant le démarrage du projet, afin de couvrir la gamme de concentrations rencontrées dans les eaux souterraines sur ce site. Il s'agit des piézomètres SC7 à SC12.

Une interprétation sous forme de carte piézométrique¹ des direction et sens d'écoulement des eaux souterraines a été réalisée en utilisant les niveaux statiques des eaux souterraines mesurés en juillet 2015 (Figure 13). Sur ce site, la nappe s'écoule de l'ouest vers l'est.

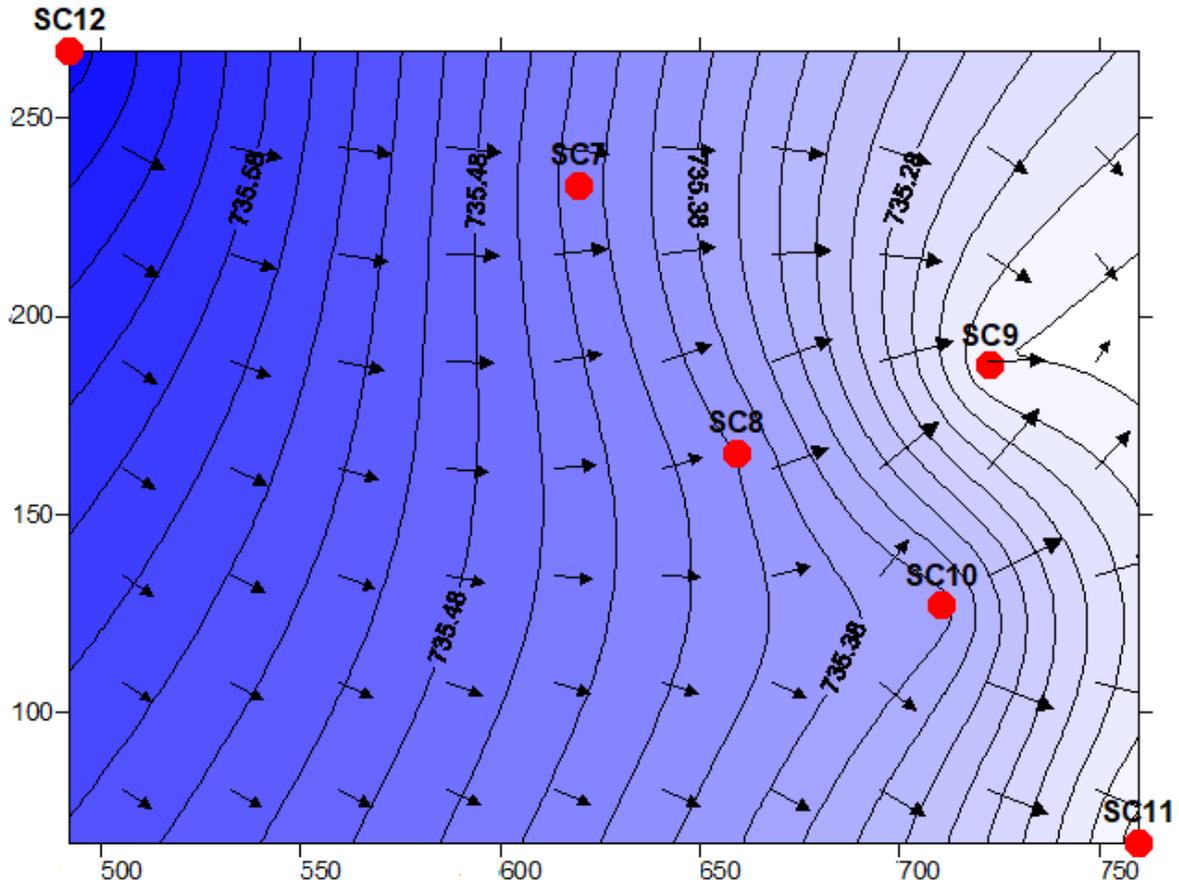


Figure 13 : Direction et sens d'écoulement des eaux souterraines – Site 1

Les chroniques de concentrations disponibles au démarrage du projet dans ces ouvrages sont présentées Figure 14. Elles présentent la somme des concentrations en PCE et TCE.

¹ La carte piézométrique a été réalisée sous Surfer 8 en utilisant la méthode d'interpolation par krigeage. La méthode de triangulation donne les mêmes résultats.

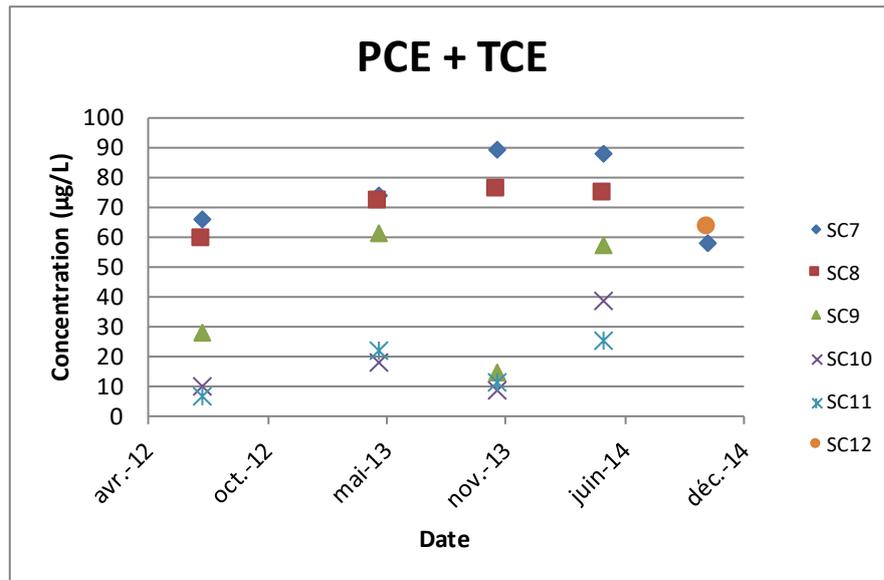


Figure 14 : Evolution de la somme des concentrations en PCE et TCE dans les eaux souterraines – Site 1

En SC7, SC8 et SC12, la somme des concentrations en PCE et TCE est similaire et comprise entre 60 et 90 µg/L. Il en est de même pour SC10 et SC11, dans lesquels la somme des concentrations en PCE et TCE est comprise entre 7 et 38 µg/L. En SC9, la somme des concentrations en PCE et TCE est comprise entre 15 et 61 µg/L. Dans ces ouvrages, le PCE est majoritairement présent. Il représente entre 88 et 100% de la somme des concentrations en PCE et TCE.

D'autres composés chlorés ont été quantifiés dans les eaux souterraines, à des concentrations moindres :

- du cis-DCE dans tous les ouvrages à des concentrations inférieures à 1,7 µg/L,
- du 1,1,1-trichloroéthane en SC7 et SC8 lors de la première campagne de suivi, à des concentrations de 0,05 et 0,07 µg/L respectivement,
- du chloroforme dans tous les ouvrages à des concentrations inférieures à 0,3 µg/L.

Le chlorure de vinyle n'a été quantifié qu'en SC7 et en SC10 lors de la première campagne, à des concentrations de 0,07 et 0,42 µg/L.

Protocole d'installation des échantillonneurs passifs de flux

Sur le site 1, 3 campagnes d'exposition de PFMs (Passive Flux Meter) ont été menées, avec des expositions variant entre 2 et 3 mois, dans 4 à 6 piézomètres parmi les piézomètres sélectionnés dans le cadre de ce projet (SC7 à SC12). Au démarrage du projet et lors des campagnes menées sur ce site, les échantillonneurs iFLUX n'étaient pas encore commercialement disponibles, c'est pourquoi des PFM ont été exposés.

4.1.2. Site 2

Contexte géologique et hydrogéologique

Le site 2 (voir Figure 15, partie entourée en rouge) est une ancienne horlogerie. Tous les bâtiments ont été détruits. Le site est actuellement utilisé comme parking public. Sur le site, des remblais sont présents sur une épaisseur de 0,5 à 2,5 m. On trouve ensuite des limons plus ou moins argileux d'épaisseur variant de 0,2 à 5 m, recouvrant des marnes silteuses et argileuses, puis des graviers grossiers sur une épaisseur de plus de 27 m. Les terrains sur ce site sont donc peu perméables et donc peu propices au développement d'un aquifère au sens strict du terme. Il y a cependant présence d'eaux souterraines sur ce site. Les relevés piézométriques montrent que le toit de la nappe se trouve entre 2 et 3 m de profondeur au droit du site, dans les limons. L'écoulement se fait vers le nord.

Les perméabilités des différents terrains ont été mesurées lors d'essais de pompage avant le démarrage du projet par le bureau d'étude en charge du suivi du site (voir Tableau 3).

Tableau 3 : Perméabilités des terrains rencontrés au droit du site 2

Formation	Limons	Marnes	Graviers
Perméabilité (m/s)	$1,3 \times 10^{-8}$	5×10^{-8} à $1,8 \times 10^{-6}$	10^{-6}

Ce site, équipé de 7 piézomètres, fait l'objet d'un suivi de la qualité des eaux souterraines. Dans ce milieu, des solvants chlorés ont été mesurés à des concentrations comprises entre 0,01 et 100 mg/L.



Figure 15 : vue aérienne du site 2

Dans le cadre de ce projet, deux ouvrages ont été sélectionnés pour l'installation des échantillonneurs passifs de flux, afin de tester ces dispositifs dans une gamme haute de concentrations. Il s'agit des ouvrages SP14 et SP15. Sur ce site, l'écoulement des eaux souterraines se fait du sud vers le nord.

Les chroniques de concentrations pour la somme PCE+TCE disponibles au démarrage du projet dans ces deux ouvrages sont présentées Figure 16.

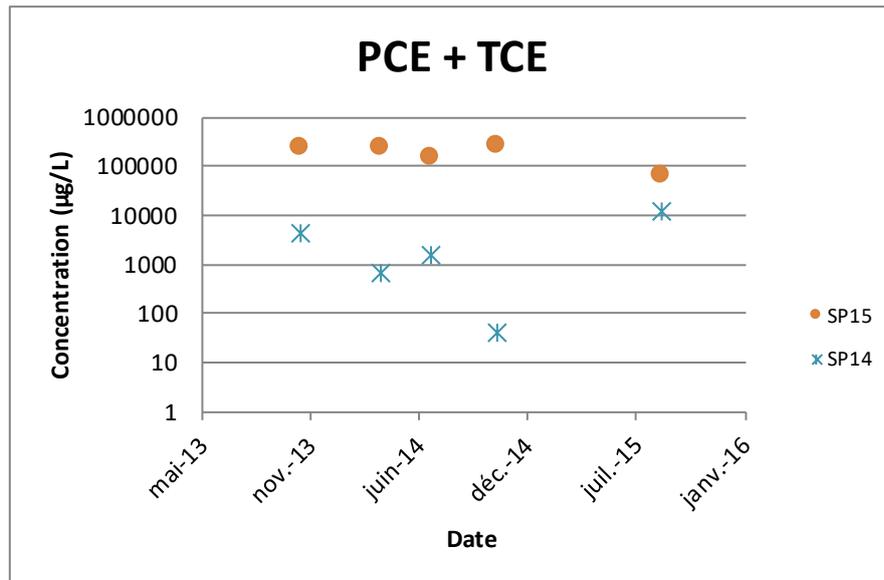


Figure 16 : Evolution de la somme des concentrations en PCE et TCE dans les eaux souterraines – Site 2

En SP14, la somme des concentrations en PCE et TCE est comprise entre 39 et 12 500 µg/L. Le TCE est majoritaire puisqu'il représente entre 50 et 97 % de la somme PCE + TCE. Dans cet ouvrage, du cis-DCE et du trans-DCE sont également mesurés à des concentrations comprises entre 81 et 450 µg/L et 0,3 et 4 µg/L respectivement. Les concentrations en chlorure de vinyle sont comprises entre 1,5 et 170 µg/L. Les autres composés chlorés suivants sont également quantifiés en SP14, à des concentrations inférieures à 1 µg/L : 1,1-dichloroéthylène, chloroforme, 1,1,2,2-tétrachloroéthane, 1,1,1-trichloroéthane, chlorobenzène, 1,2-dichlorobenzène et 1,4-dichlorobenzène.

En SP15, la somme des concentrations en PCE et TCE est comprise entre 67 000 et 270 000 µg/L. Le TCE est majoritaire puisqu'il représente entre 76 et 93 % de la somme PCE + TCE. Dans cet ouvrage, du cis-DCE et du trans-DCE sont également mesurés à des concentrations comprises entre 1 150 et 9 100 µg/L et 3 et 230 µg/L respectivement. Les concentrations en chlorure de vinyle sont comprises entre 0,06 et 30 µg/L. Les autres composés chlorés suivants sont également quantifiés en SP15 (les gammes de concentrations sont indiquées entre parenthèses) : 1,1-dichloroéthane (< 2,5 µg/L), 1,2-dichloroéthane (< 11 µg/L), 1,1-dichloroéthylène (0,3 – 60 µg/L), chloroforme (< 49 µg/L), dichlorométhane (< 1,2 µg/L), 1,1,2,2-tétrachloroéthane (< 4,8 µg/L), 1,1,1-trichloroéthane (< 35 µg/L), chlorobenzène (< 1,2 µg/L), 1,2-dichlorobenzène (60 – 120 µg/L), 1,4-dichlorobenzène (0,8 – 13 µg/L) et 1,2,4-trichlorobenzène (0,1 – 0,9 µg/L).

Protocole d'installation des échantillonneurs passifs de flux

Sur le site 2, 1 campagne d'exposition de 6 semaines d'échantillonneurs iFLUX a été menée, dans les deux piézomètres sélectionnés dans le cadre de ce projet (SP14 et SP15). Lors de la campagne sur ce site 2, les échantillonneurs iFLUX étaient disponibles commercialement et semblaient plus faciles d'utilisation que les PFM, c'est pourquoi ils ont été testés.

4.2. Stratégie d'interprétation des résultats

Les concentrations mesurées dans les échantillons d'eaux souterraines prélevés selon la technique conventionnelle (prélèvement à la pompe après purge de l'ouvrage) et les concentrations données par les EPF placés à différentes profondeurs ne sont pas directement comparables entre elles.

En effet, des recherches à l'échelle du terrain et du laboratoire ont montré que, quelle que soit la position de la pompe dans l'ouvrage, l'échantillon prélevé dans ces conditions est un mélange, pondéré par le flux entrant dans le piézomètre durant le pompage, de tous les niveaux de la zone saturée de l'intervalle crépiné (McDonald & Smith, 2009). De ce fait, la concentration d'un échantillon obtenu par pompage dans un ouvrage correspond à une concentration moyenne le long de l'intervalle crépiné, pondérée par le flux d'eau dans les différents horizons.

Dans le cas des EPF utilisés, les flux verticaux naturels pouvant être présents dans les ouvrages sont bloqués, ce qui implique que la concentration donnée par les EPF, quant à elle, est représentative de la concentration à la profondeur à laquelle l'échantillonneur passif est placé.

De ce fait, dans le cadre de ce projet de recherche, pour évaluer les concentrations données par les EPF et pouvoir les comparer aux concentrations mesurées dans les échantillons d'eaux souterraines prélevés par pompage, un équivalent à la concentration moyenne, pondérée par le flux, a été calculé. Il s'agit de la somme des concentrations données par les EPF installés dans chaque ouvrage à différentes profondeurs, pondérées par la contribution en pompage de l'horizon en face duquel ils ont été placés. Ainsi, les mesures d'horizons productifs en pompage étant des mesures ponctuelles, à une profondeur donnée, et les PFM fournissant une donnée de concentration sur un intervalle (50 cm dans le cas de ce projet), pour chaque campagne d'exposition et chaque mesure au flowmètre, deux concentrations ont tout d'abord été calculées :

- une concentration moyenne, pondérée par le flux hydraulique, en considérant que la contribution de l'horizon en face duquel était placé le PFM correspondait à la contribution mesurée au-dessus de l'échantillonneur passif,
- une concentration moyenne, pondérée par le flux hydraulique, en considérant que la contribution de l'horizon en face duquel était placé le PFM correspondait à la contribution mesurée en-dessous de l'échantillonneur passif.

La moyenne de ces deux concentrations correspond à la concentration moyenne, pondérée par le flux hydraulique, qui est présentée dans ce document.

Par ailleurs, lorsque les PFM ont été placés à la même profondeur que la profondeur de mesure des horizons productifs en pompage, ces deux dernières concentrations n'ont pas été calculées et la concentration moyenne, pondérée par le flux hydraulique, a été calculée uniquement à partir de cette valeur d'horizon productif en pompage.

Cette comparaison a été menée spécifiquement dans le cadre de ce projet pour évaluer les EPF en termes de fiabilité des données qu'ils fournissent. Cependant, le retour d'expérience sur l'interprétation de données obtenues avec des échantillonneurs passifs va dans le sens d'une mesure systématique des flux verticaux naturels et des horizons productifs en pompage lors de leur installation pour une bonne compréhension du système (voir paragraphe suivant).

4.3. Mesures préliminaires

4.3.1. Objectifs

Dans les ouvrages dans lesquels des échantillonneurs passifs de flux ont été installés, une mesure de la contribution en pompage des différents horizons de la zone saturée de l'intervalle crépiné a été réalisée à l'aide d'un flowmètre.

En effet, l'utilisation d'échantillonneurs passifs repose sur l'hypothèse de flux horizontaux au sein de la partie crépinée du piézomètre. C'est pourquoi, comparé à la méthode conventionnelle de prélèvement des eaux

souterraines, des paramètres supplémentaires doivent être mesurés en fonction de l'objectif de l'étude et du type d'échantillonneur passif utilisé :

- **flux verticaux naturels dans l'ouvrage** (pour des intervalles crépinés supérieurs à 3 m). Ces flux verticaux peuvent être dus à une différence de lithologie le long de l'intervalle crépiné du piézomètre et connectent alors des zones de charge hydraulique différente qui peuvent également présenter des concentrations différentes. Les flux verticaux sont particulièrement fréquents dans les piézomètres à long intervalle crépiné et en milieu fracturé. La mesure de ce paramètre est indispensable lorsque des mesures à l'aide d'échantillonneurs passifs à une profondeur donnée ou encore à différentes profondeurs sont nécessaires. En effet, en présence de flux verticaux naturels dans les ouvrages, ces derniers vont avoir tendance à homogénéiser les concentrations dans la colonne d'eau. Dans ce cas, la mise en place d'échantillonneurs passifs à différents niveaux permettra d'obtenir uniquement une concentration moyenne sur la hauteur crépinée soumise à ces flux verticaux. Ainsi, dans ce cas, la mise en place d'un seul échantillonneur passif suffit. En revanche, lorsqu'un profil de concentration le long de l'intervalle crépiné de l'ouvrage est souhaité, il faut prouver qu'aucun flux vertical naturel n'est présent dans le piézomètre. Les flux verticaux naturels peuvent être mesurés grâce à un flowmètre. Cette mesure permettra de les quantifier et renseignera sur leur localisation exacte. En effet, les flux verticaux peuvent varier d'un ouvrage à un autre et d'un site à un autre. De ce fait, il n'est pas possible de déterminer leur direction (ascendante ou descendante) ou de les quantifier sans une mesure directe. Il n'y a donc en outre pas de possibilité de généraliser la présence ou l'absence de flux verticaux par rapport à des typologies d'aquifère, puisque ce milieu peut être très hétérogène. La détermination des flux verticaux naturels est nécessaire pour connaître la représentativité des résultats donnés par les échantillonneurs passifs (concentration moyenne dans l'eau le long de l'intervalle crépiné ou concentration à une profondeur donnée).

Dans le cas des échantillonneurs passifs de flux utilisés dans le cadre du projet Passiflux (PFM et iFlux), les flux verticaux naturels à l'intérieur de l'ouvrage sont bloqués par le dispositif. Ces flux verticaux naturels ont donc été mesurés dans le cadre de ce projet afin de vérifier qu'en leur présence, des valeurs différentes de concentrations peuvent être obtenues à différents niveaux et que de ce fait, ces dispositifs bloquent bien les flux verticaux naturels². Ce qui implique que la concentration donnée par les EPF est représentative de la concentration à la profondeur à laquelle l'échantillonneur passif est placé et que la mesure des flux verticaux naturels dans les ouvrages n'est pas nécessaire en préalable à leur installation.

- **horizons plus ou moins productifs en pompage au sein de l'intervalle crépiné de l'ouvrage.** Ceci renseigne avant tout sur la provenance de l'eau en cas de pompage. C'est une mesure importante à réaliser afin de comprendre et d'interpréter les éventuelles différences pouvant exister entre les concentrations données par les échantillonneurs passifs et celles mesurées dans les échantillons d'eaux obtenus par pompage. Cette mesure permet également de dimensionner le nombre et la position des échantillonneurs passifs à installer dans les ouvrages. Les horizons productifs en pompage peuvent également être mesurés à l'aide d'un flowmètre ou d'un micro-moulinet.

4.3.2. Matériel utilisé

Le flowmètre « Heat Pulse Flowmeter » (HPF) permet la mesure de flux verticaux dans les puits de forage et piézomètres ainsi que la mesure des horizons productifs en pompage. Il est particulièrement adapté pour mesurer les bas débits (de 0,1 à 4 L/min) mais peut être utilisé également de manière qualitative pour des débits plus élevés pour identifier les venues d'eau par exemple (jusqu'à 500 L/min).

La sonde (Figure 1) comporte une grille métallique horizontale chauffante et deux thermistors situés en dessous et au-dessus de cette grille. Des impulsions de courant électrique (charge) sont appliquées à la grille métallique chauffant ainsi le fluide autour de celle-ci. Selon la direction du flux, ce fluide plus chaud sera détecté par l'un ou l'autre des thermistors. Le temps mis pour atteindre le thermistor donne la valeur du débit.

² Il est à noter que tout dispositif permettant de bloquer les flux verticaux naturels à l'intérieur d'un ouvrage, ne permet pas de bloquer les flux verticaux naturels qui pourraient être présents dans le massif filtrant. Aucun dispositif ne permet de s'affranchir de ces derniers.

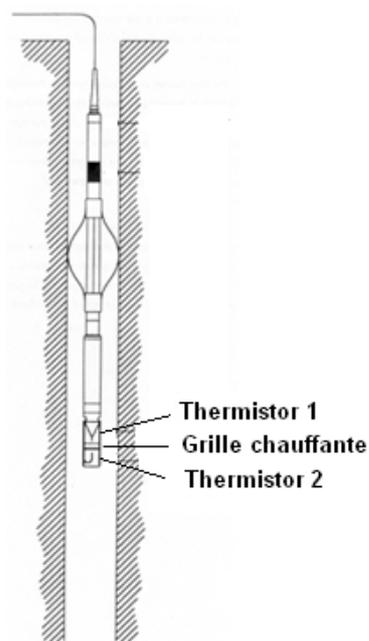


Figure 17: Schéma d'un Heat Pulse Flowmeter

4.3.3. Stratégie d'exposition des EPF dans le cadre des tests sur site

Dans le cadre du projet Passiflux, l'objectif n'était pas de caractériser les sites ateliers, mais d'évaluer les échantillonneurs passifs de flux dans les eaux souterraines. De ce fait, la stratégie d'installation des EPF aux différentes profondeurs était différente de celle qui aurait pu être mise en œuvre lors d'une étape de caractérisation de la qualité des eaux souterraines. Ainsi, dans certains cas, les EPF n'ont pas été placés en face de tous les horizons productifs en pompage ou en face des horizons les plus productifs. Dans certains ouvrages, ils ont même été installés en face d'horizons peu ou pas productifs.

L'objectif de ce type de configuration était :

- d'une part de montrer l'importance des mesures d'horizons productifs en pompage lors de l'installation d'échantillonneurs passifs afin de pouvoir interpréter les résultats,
- d'autre part de montrer l'intérêt des échantillonneurs passifs pour une caractérisation verticale, en comparaison des prélèvements conventionnels, à la pompe après purge de l'ouvrage.

Cette stratégie d'exposition répond à un objectif du projet de la mise en évidence de concentrations différentes de celles mesurées dans les échantillons pris de manière conventionnelle, à des niveaux qui ne contribuent pas ou très peu lors du pompage.

Par ailleurs, afin de poursuivre sur la démonstration de l'intérêt des mesures au flowmètre lors de l'installation d'échantillonneurs passifs, la stratégie de mesure des horizons productifs en pompage a été la suivante :

- campagne 1 (juillet 2015 – octobre 2015) : une mesure a été réalisée avant l'exposition des EPF (mai 2015). Le niveau statique des eaux souterraines dans les ouvrages investigués n'a pas varié au cours de cette campagne, c'est pourquoi l'interprétation des résultats sera réalisée en se basant uniquement sur cette mesure,
- campagne 2 (novembre 2016 – janvier 2017) : lors de l'installation des EPF, la nappe était en situation de hautes-eaux. Il s'agissait des plus hautes eaux mesurées depuis le début du projet, probablement en lien avec de nombreux et intenses épisodes pluvieux à la fin du printemps et au début de l'été de cette année. Lors du retrait des échantillonneurs passifs, le niveau statique est similaire à celui mesuré en mai 2015. Pour cette campagne, le choix a été fait de ne pas renouveler les mesures d'horizons productifs en pompage avec le flowmètre, mais de se baser sur :
 - d'une part, les mesures réalisées en période de hautes-eaux, à savoir février 2018, excepté pour SC7 et SC8, ouvrages pour lesquels le niveau statique n'a pas évolué pendant la campagne d'exposition et est resté similaire à celui mesuré en mai 2015,

- d'autre part, les mesures réalisées en mai 2015.
De ce fait, pour cette 2^{ème} campagne d'exposition des PFM, la concentration moyenne calculée, pondérée par le flux hydraulique, correspond à la moyenne des concentrations calculées avec les deux mesures de contribution des horizons en pompage (mai 2015 et février 2018), excepté pour SC7 et SC8, ouvrages pour lesquels seule la mesure réalisée en mai 2015 est prise en compte.
- campagne 3 (décembre 2017 – février 2018) : deux mesures de la contribution des horizons en pompage ont été effectuées, avant et après l'exposition des EPF (décembre 2017 et février 2018). Les données ne sont pas similaires puisque le niveau de la nappe a varié pendant cette campagne. De ce fait, pour cette 3^{ème} campagne d'exposition des EPF, la concentration moyenne calculée, pondérée par le flux hydraulique, correspond à la moyenne des concentrations calculées avec les deux mesures de contribution des horizons en pompage.

4.4. Données acquises avec les échantillonneurs passifs de flux PFM sur le site 1

4.4.1. Site 1 : Première campagne d'exposition des échantillonneurs passifs de flux

Sur ce site, la première campagne d'exposition des EPF (des PFM) a permis de se familiariser avec l'installation et le retrait de ces dispositifs et surtout de dimensionner de manière plus robuste les campagnes suivantes, en termes de durée d'exposition. En effet, le charbon actif contenu dans le PFM est imprégné d'un mélange de 5 traceurs. Lors de l'analyse au laboratoire du PFM, la quantité de traceur restante permet de calculer la vitesse moyenne d'écoulement des eaux souterraines au cours de la période d'exposition. L'analyse du charbon actif donne une masse de contaminant qui est passée dans l'ouvrage au cours de cette période. La combinaison de ces deux données permet, par calcul, de déterminer la concentration moyenne en contaminants pendant la durée d'exposition. Au regard du contexte géologique sur le site 1, les PFM ont été exposés pendant 3 mois (juillet 2015 – octobre 2015) lors de la première campagne. Cependant, les vitesses d'écoulement des eaux souterraines se sont révélées largement supérieures à ce qui était attendu et les traceurs avaient presque totalement disparu (disparition totale de 4 traceurs sur 5). De ce fait, les incertitudes sur les vitesses d'écoulement des eaux souterraines et donc sur les concentrations sont élevées. Les résultats de cette première campagne ne sont donc pas présentés dans ce rapport.

4.4.2. Site 1 : Deuxième campagne d'exposition des échantillonneurs passifs de flux

La Figure 18 présente une comparaison des données suivantes, pour la deuxième campagne d'exposition des PFM sur le site 1 (novembre 2016 – janvier 2017) :

- les concentrations en PCE mesurées dans les échantillons d'eaux souterraines prélevés par pompage après purge des ouvrages (prélèvement conventionnel), avant et après exposition des EPF,
- la moyenne (calculée) de ces deux concentrations mesurées avant et après exposition des EPF,
- la concentration moyenne calculée, pondérée par le flux hydraulique, comme présenté au paragraphe 4.2. Il s'agit de la somme des concentrations données par les EPF installés dans chaque ouvrage à différentes profondeurs, pondérées par la contribution en pompage de l'horizon en face duquel ils ont été placés.

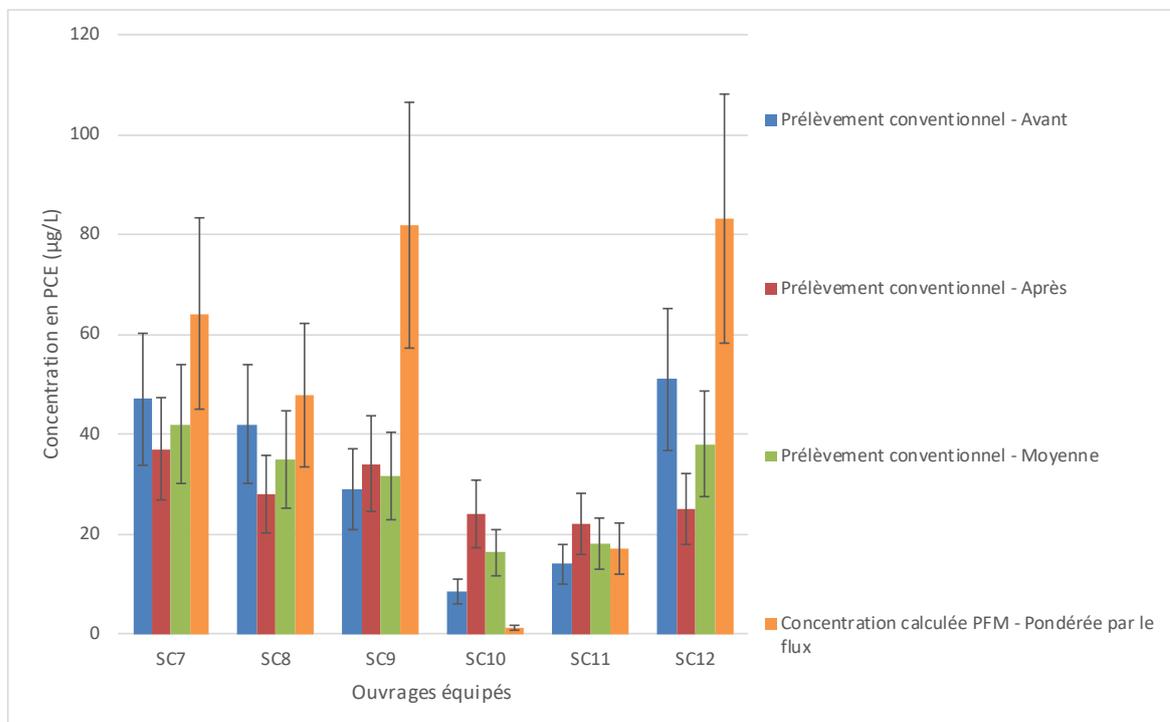


Figure 18 : Comparaison des concentrations en PCE dans les eaux souterraines (prélèvement conventionnel et concentration moyenne calculée, pondérée par le flux pour les EPF) – Campagne 2

En SC7, SC8 et SC11, la concentration moyenne calculée à partir des EPF est similaire à la concentration moyenne calculée à partir des échantillons prélevés de manière conventionnelle, en considérant l'incertitude analytique.

Les Figure 19, Figure 20 et Figure 21 présente les données suivantes pour ces 3 ouvrages :

- la contribution de chaque horizon en pompage (normée),
- la concentration en PCE donnée par les EPF aux différentes profondeurs auxquelles ils ont été installés,
- la concentration en PCE dans les échantillons d'eaux souterraines prélevés de manière conventionnelle, avant et après l'exposition des EPF,
- la concentration moyenne de ces deux échantillons, calculée à partir des deux concentrations précédentes.

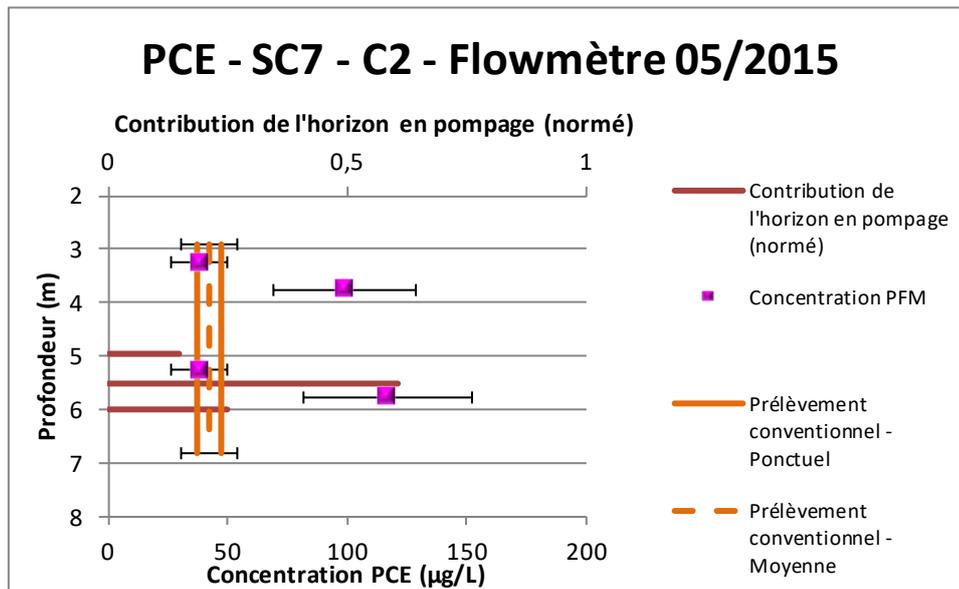


Figure 19 : Concentrations en PCE mesurées dans les eaux souterraines et données par les EPF en SC7 – Campagne 2

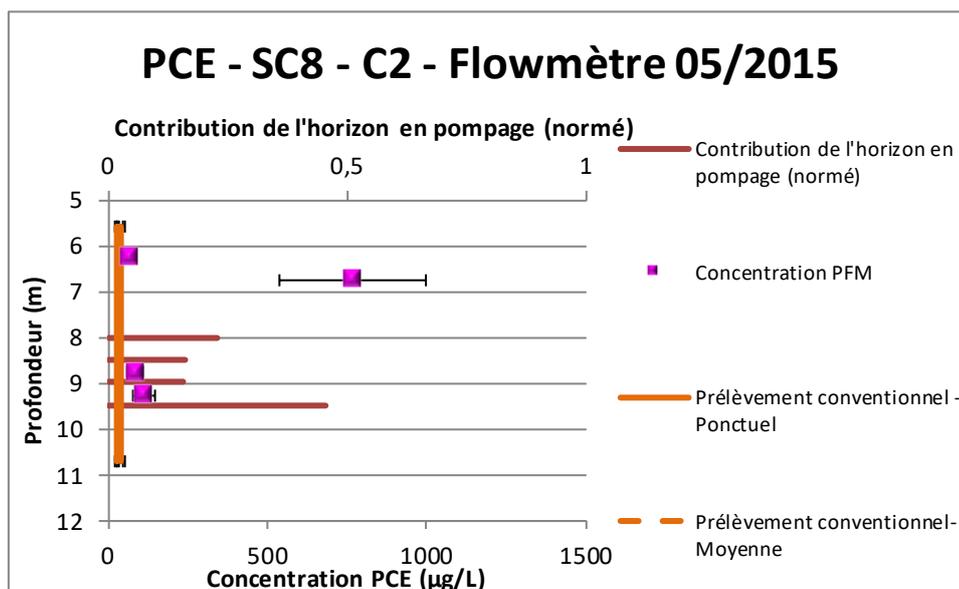


Figure 20 : Concentrations en PCE mesurées dans les eaux souterraines et données par les EPF en SC8 – Campagne 2

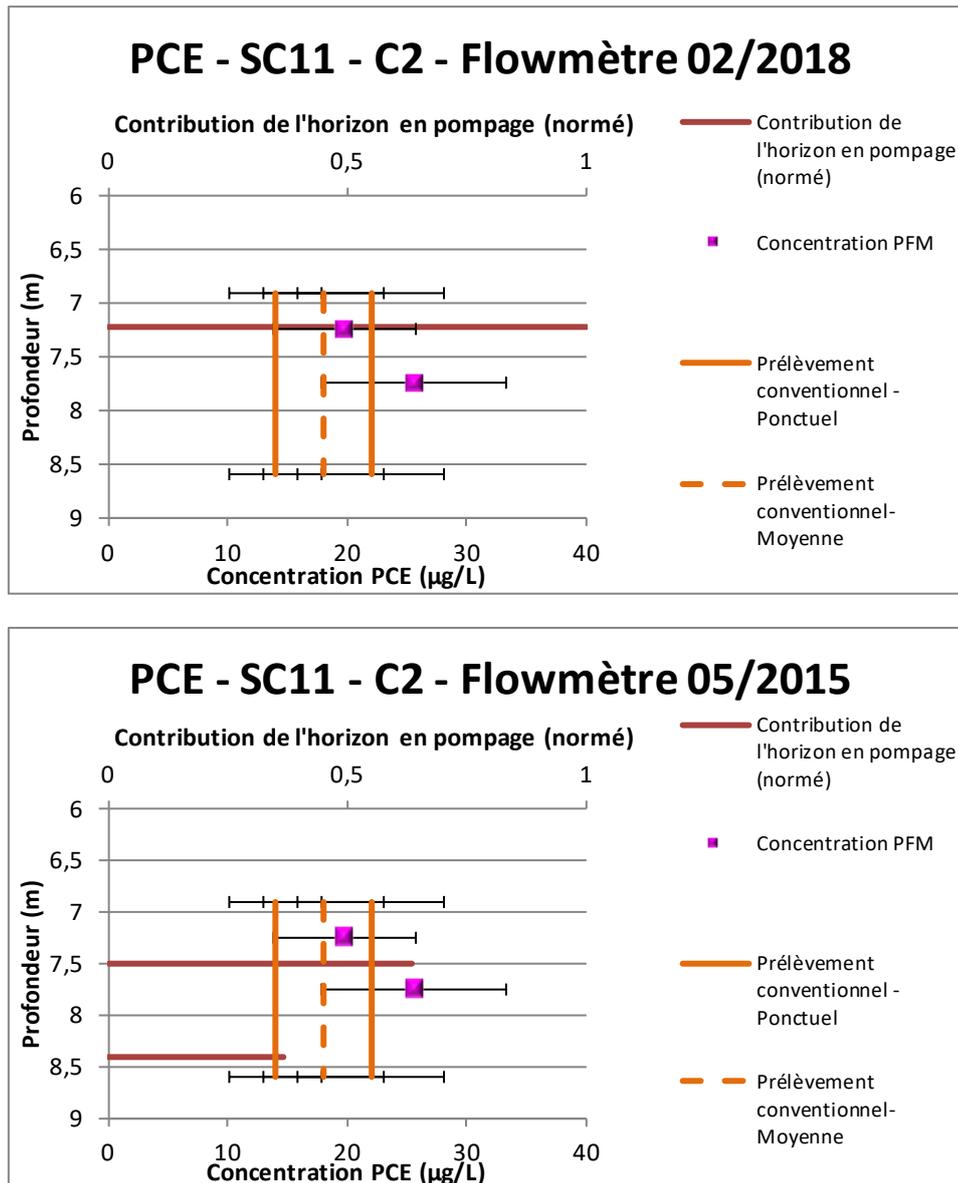


Figure 21 : Concentrations en PCE mesurées dans les eaux souterraines et données par les EPF en SC11 – Campagne 2

En SC9, la concentration moyenne calculée à partir des EPF est supérieure à la concentration moyenne calculée à partir des échantillons prélevés de manière conventionnelle. Ces deux concentrations sont respectivement de 82 et 31,5 µg/L, ce qui reste cependant du même ordre de grandeur, en considérant les incertitudes analytiques. Ceci pourrait s'expliquer par le fait qu'aucun PFM n'a été placé en face des deux horizons les plus productifs lors de l'installation (7,1 et 8,4 m de profondeur). Ceci est représenté Figure 22.

Au regard de cette différence de concentration, l'hypothèse de concentrations plus faibles en face de ces deux horizons les plus productifs peut être avancée. L'installation d'échantillonneurs passifs en face de ces horizons permettrait de confirmer cette hypothèse.

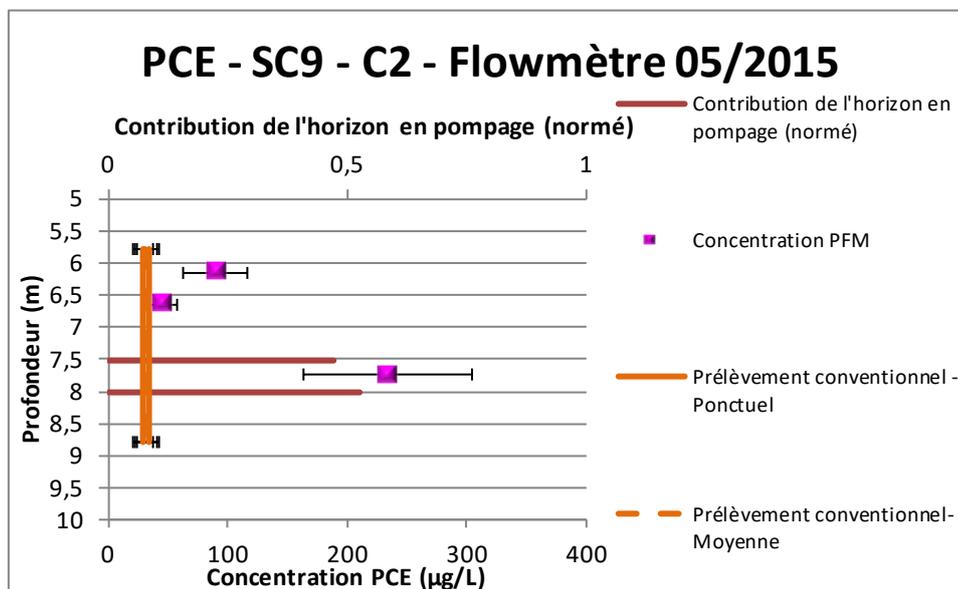
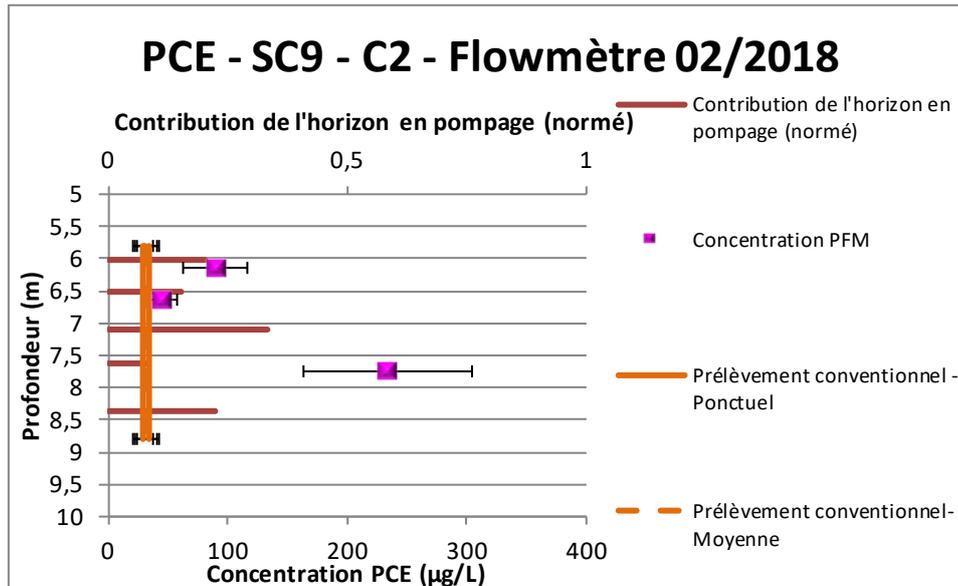


Figure 22 : Concentrations en PCE mesurées dans les eaux souterraines et données par les EPF en SC9 – Campagne 2

En SC10, la concentration moyenne calculée à partir des EPF est inférieure à la concentration moyenne calculée à partir des échantillons prélevés de manière conventionnelle. Ces deux concentrations sont respectivement de 1,2 et 16,3 µg/L, montrant un ordre de grandeur d'écart. Pour cet ouvrage, cet écart s'explique plus difficilement au regard de la position des PFM par rapport aux horizons productifs en pompage puisque, d'une part, lors de l'installation, les PFM ont été placés en face des principaux horizons productifs en pompage et d'autre part, lors du retrait, un PFM a été placé en face du seul horizon productif en pompage, ce qui aurait dû mener à des concentrations similaires (voir Figure 23).

Deux hypothèses peuvent alors être avancées :

- un problème au niveau des PFM (fixation des contaminants, analyse, etc...), ce qui semble à ce stade peu probable puisque les concentrations sont similaires dans les 3 PFM installés à des profondeurs différentes,
- une évolution des horizons productifs en pompage dans cet ouvrage par rapport aux mesures ayant été faites lors d'autres campagnes et qui sont utilisées ici, ce qui montre encore une fois l'importance de ces mesures lors de l'installation d'échantillonneurs passifs.

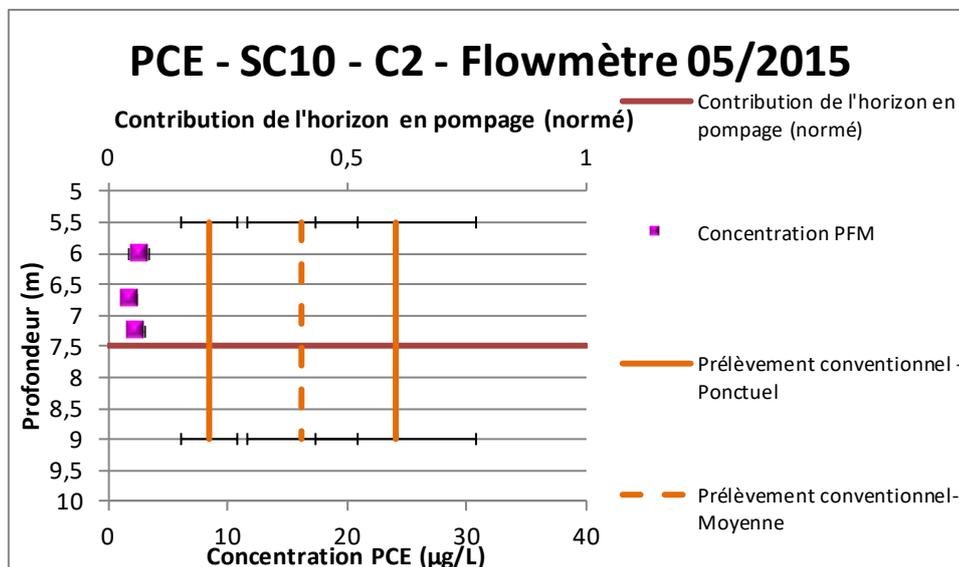
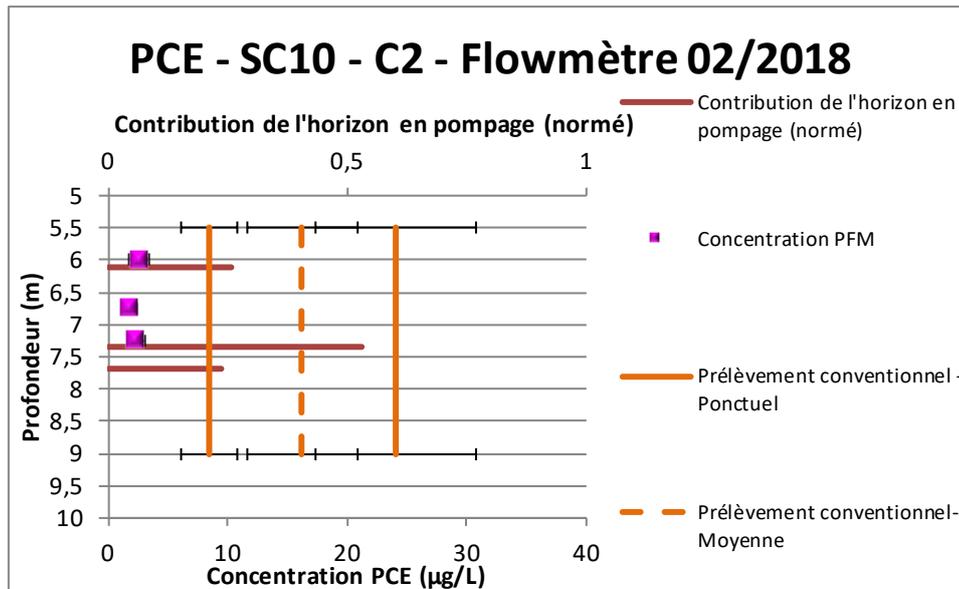


Figure 23 : Concentrations en PCE mesurées dans les eaux souterraines et données par les EPF en SC10 – Campagne 2

En SC12, la concentration moyenne calculée à partir des EPF est supérieure à la concentration moyenne calculée à partir des échantillons prélevés de manière conventionnelle. Ces deux concentrations sont respectivement de 83 et 38 $\mu\text{g/L}$, ce qui reste cependant du même ordre de grandeur, en considérant les incertitudes analytiques. Cet écart de concentration entre les deux techniques de mesure est lié à la mise en évidence à 4,25 m de profondeur d'un horizon pour lequel les concentrations en PCE sont plus élevées (355 $\mu\text{g/L}$, voir Figure 24). Par ailleurs, lors du retrait des PFM, l'horizon le plus productif se situait à 6,5 m de profondeur, horizon en face duquel aucun PFM n'a été installé. Si les concentrations à cette profondeur sont similaires à celles mesurées juste au-dessus et juste en-dessous, la concentration moyenne pondérée par le flux devrait être inférieure à celle calculée ici dans cette configuration et donc plus proche de la concentration moyenne calculée à partir des échantillons prélevés de manière conventionnelle.

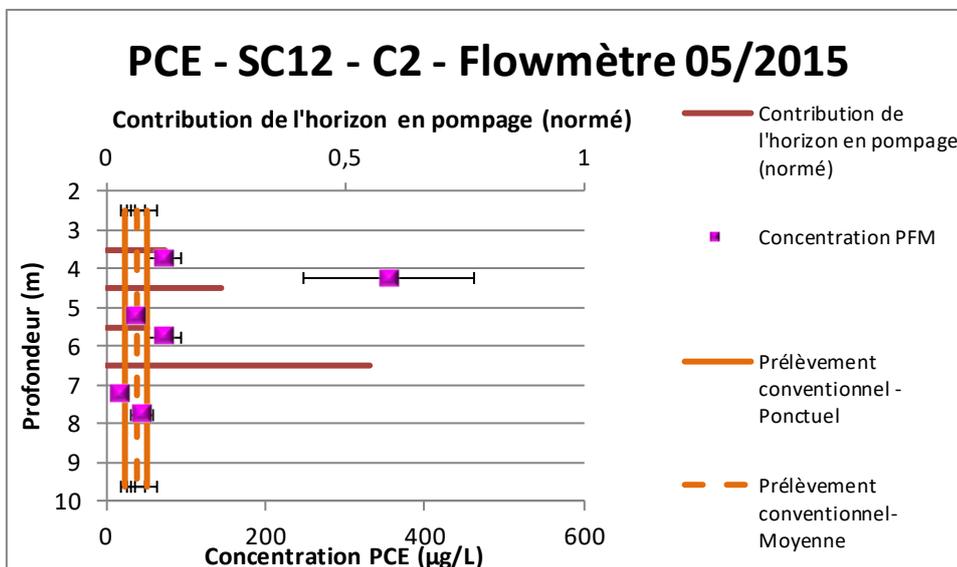
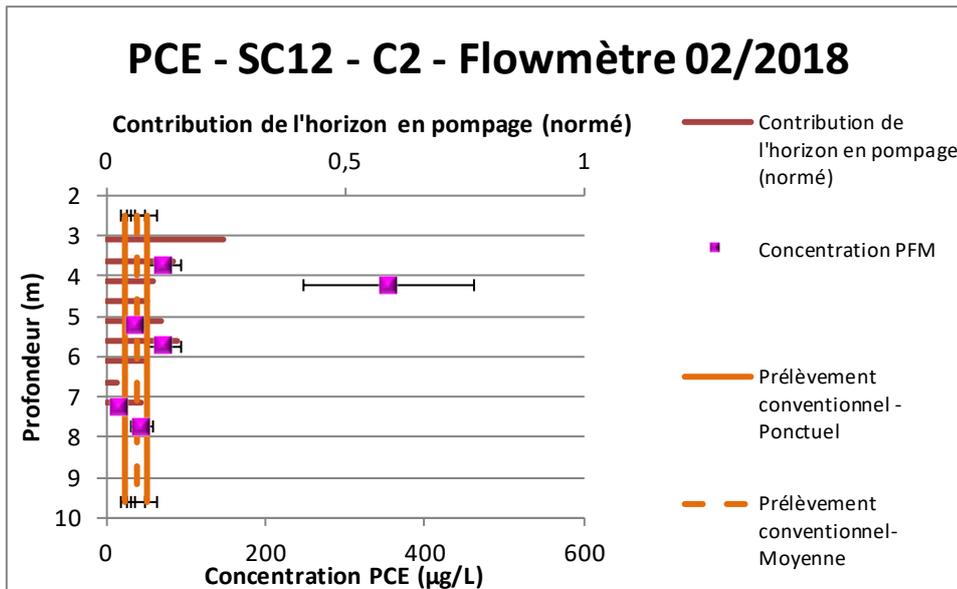


Figure 24 : Concentrations en PCE mesurées dans les eaux souterraines et données par les EPF en SC12 – Campagne 2

4.4.3. Site 1 : Troisième campagne d'exposition des échantillonneurs passifs de flux

La Figure 25 présente une comparaison des données suivantes, pour la troisième campagne d'exposition des PFM sur le site 1 (décembre 2017 – février 2018) :

- les concentrations en PCE mesurées dans les échantillons d'eaux souterraines prélevés par pompage après purge des ouvrages (prélèvement conventionnel), avant et après exposition des EPF,
- la moyenne de ces deux concentrations (calculée),
- la « concentration moyenne calculée, pondérée par le flux ».

Au cours de cette campagne d'exposition d'échantillonneurs passifs de flux, deux mesures de la contribution des horizons en pompage ont été effectuées, avant et après l'exposition des EPF (décembre 2017 et février 2018). Les données ne sont pas nécessairement similaires puisque le niveau de la nappe a varié pendant cette campagne. De ce fait, pour cette 3ème campagne d'exposition des EPF, la concentration moyenne calculée, pondérée par le flux, correspond à la moyenne des concentrations calculées avec les deux mesures de contribution des horizons en pompage.

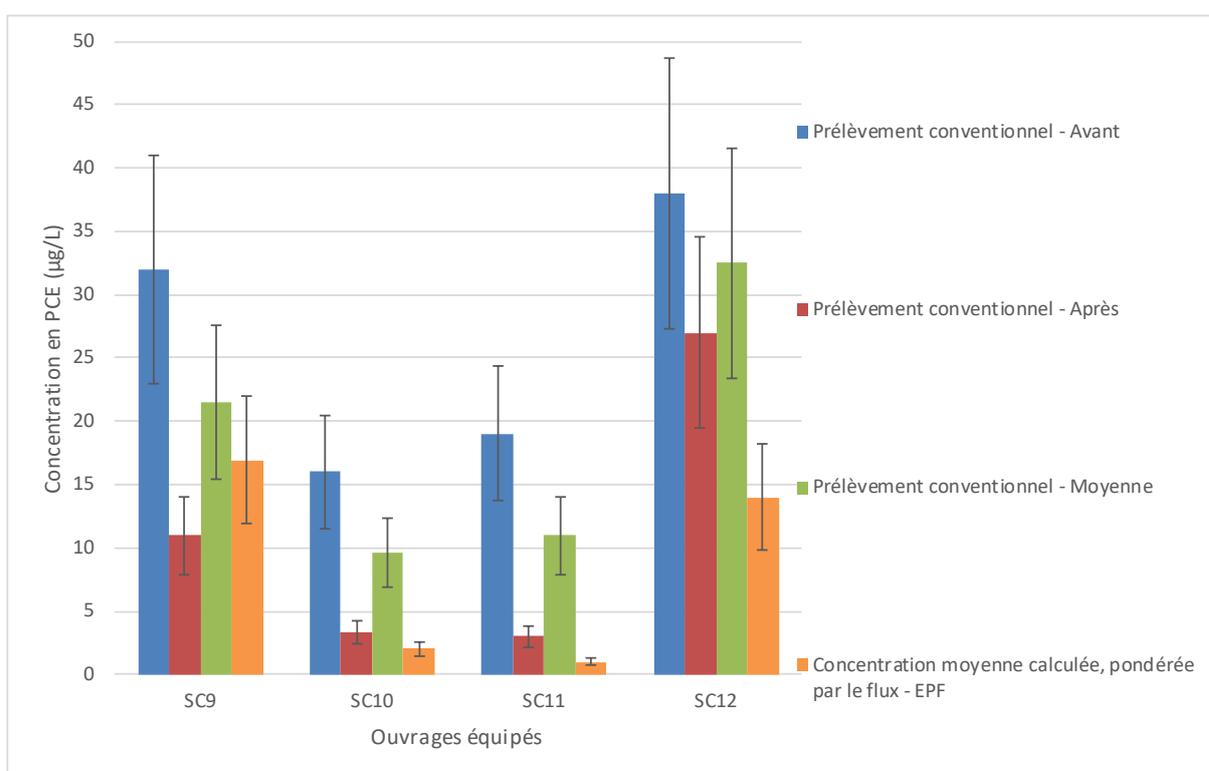


Figure 25 : Comparaison des concentrations en PCE dans les eaux souterraines (prélèvement conventionnel et concentration moyenne calculée, pondérée par le flux pour les EPF) – Campagne 3

En SC9, la concentration moyenne pondérée par le flux, calculée à partir des EPF est similaire à la concentration moyenne calculée à partir des échantillons prélevés de manière conventionnelle, en considérant l'incertitude analytique. La Figure 26 présente une comparaison des concentrations mesurées dans les eaux souterraines et données par les EPF dans cet ouvrage au cours de cette campagne d'exposition.

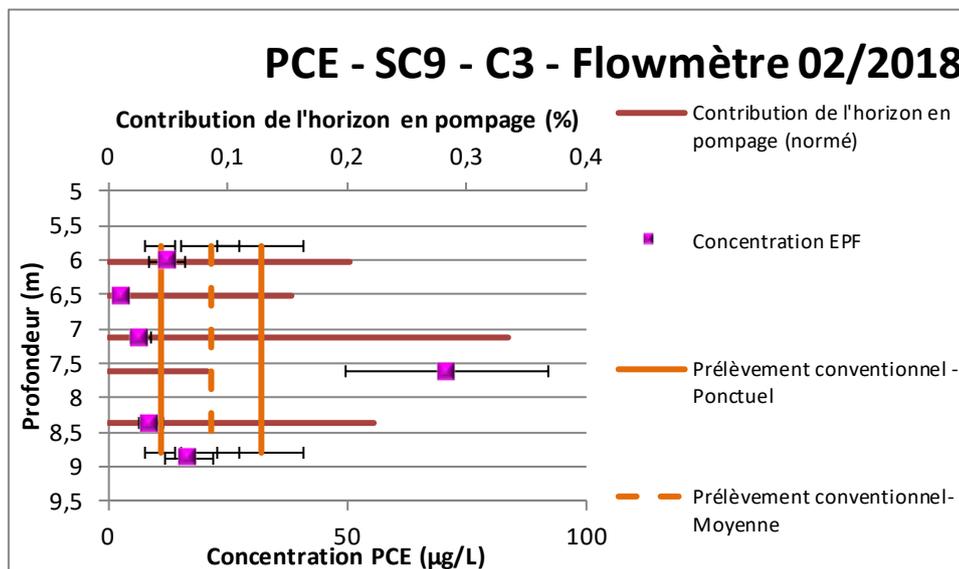
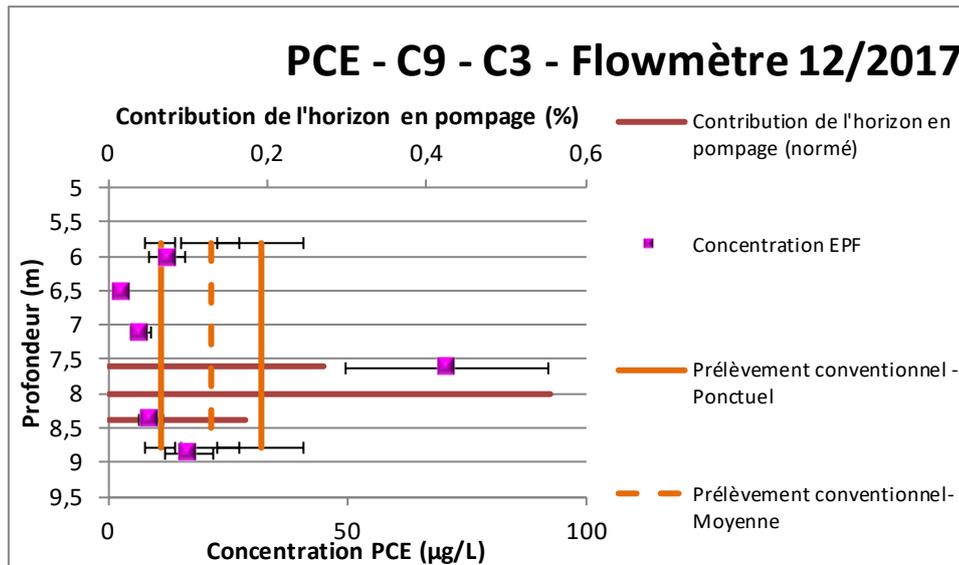


Figure 26 : Concentrations en PCE mesurées dans les eaux souterraines et données par les EPF en SC9 – Campagne 3

En SC10, la concentration moyenne pondérée par le flux, calculée à partir des EPF, est inférieure à la concentration moyenne calculée à partir des échantillons prélevés de manière conventionnelle (respectivement 2 et 9,65 µg/L). Cependant, ceci n'invalide pas les EPF. Cette différence pourrait s'expliquer par le fait que les EPF aient été presque exclusivement placés en face d'horizons non productifs en pompage et que les concentrations en PCE en face de ces horizons soient nulles ou très faibles. Ceci est représenté Figure 27.

Cette stratégie d'exposition a été mise en œuvre volontairement pour répondre à un objectif du projet, à savoir la mise en évidence de concentrations différentes de celles mesurées dans les échantillons pris de manière conventionnelle, à des niveaux qui ne contribuent pas ou très peu lors du pompage.

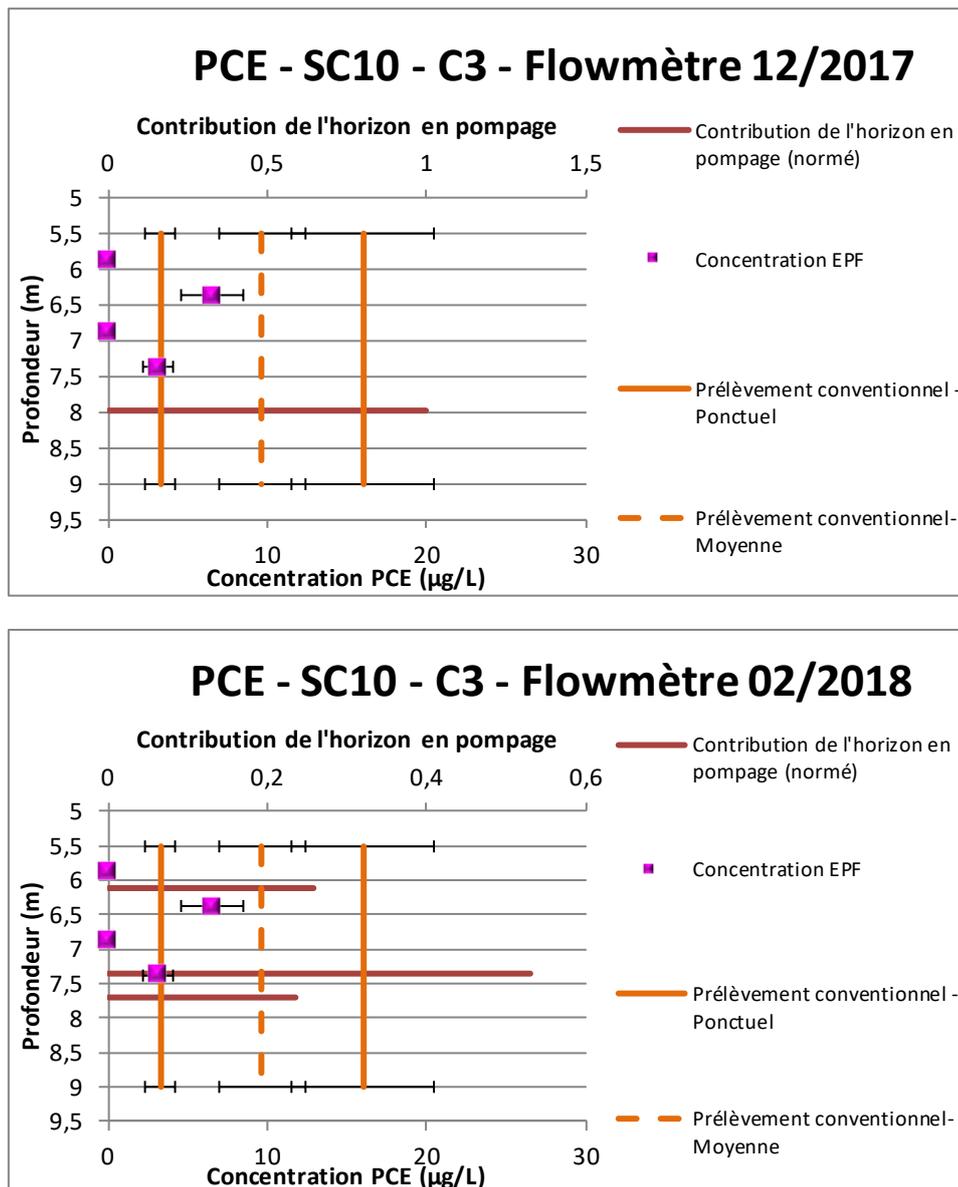


Figure 27 : Concentrations en PCE mesurées dans les eaux souterraines et données par les EPF en SC10 – Campagne 3

Cette configuration met donc en évidence l'intérêt de ces dispositifs passifs, puisqu'une mesure dans un échantillon d'eau prélevé de manière conventionnelle pourrait surestimer les concentrations aux différents horizons. Ces dispositifs donnent donc une information plus utile pour un dimensionnement plus précis des techniques de dépollution sur un horizon plus ciblé et permettent donc d'optimiser les coûts des travaux de dépollution.

En SC11, la concentration moyenne calculée à partir des EPF est inférieure à la concentration moyenne calculée à partir des échantillons prélevés de manière conventionnelle (respectivement 1 et 11 µg/L). Ce résultat ne semble pas cohérent puisque les EPF ont été placés en face des horizons productifs en pompage (les deux horizons productifs en pompage au moment de l'installation et un horizon productif en pompage au moment du retrait, voir Figure 28). Cependant, au cours de cette campagne d'exposition de deux mois, il est possible que les concentrations en PCE en SC11 n'aient pas varié linéairement entre les deux valeurs extrêmes mesurées à l'installation et au retrait des EPF et que la valeur moyenne calculée sur la base de deux prélèvements ponctuels ne reflète pas les concentrations présentes dans les eaux souterraines pendant cette exposition. Des concentrations en PCE faibles dans cet ouvrage pendant la majorité de la période d'exposition pourraient expliquer ce résultat donné par les EPF.

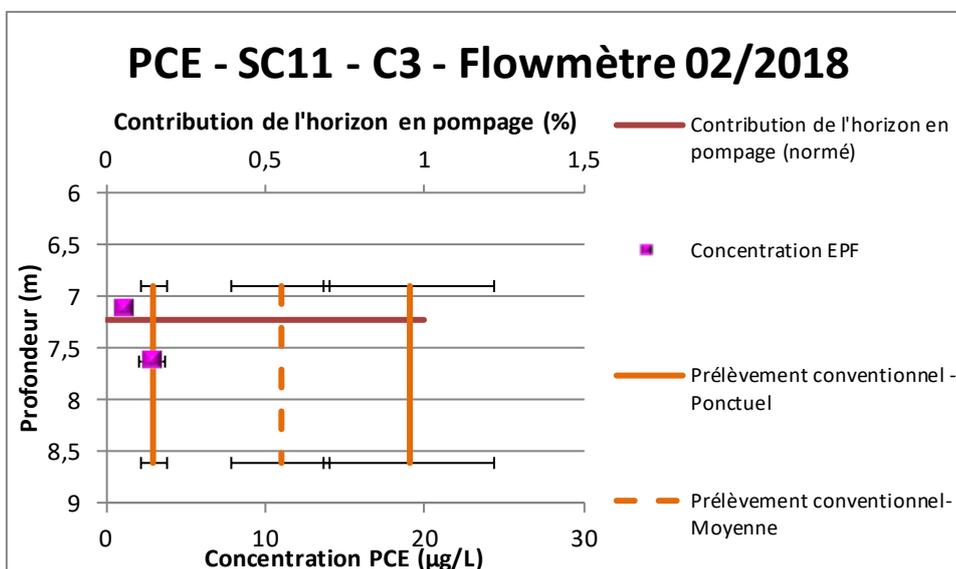
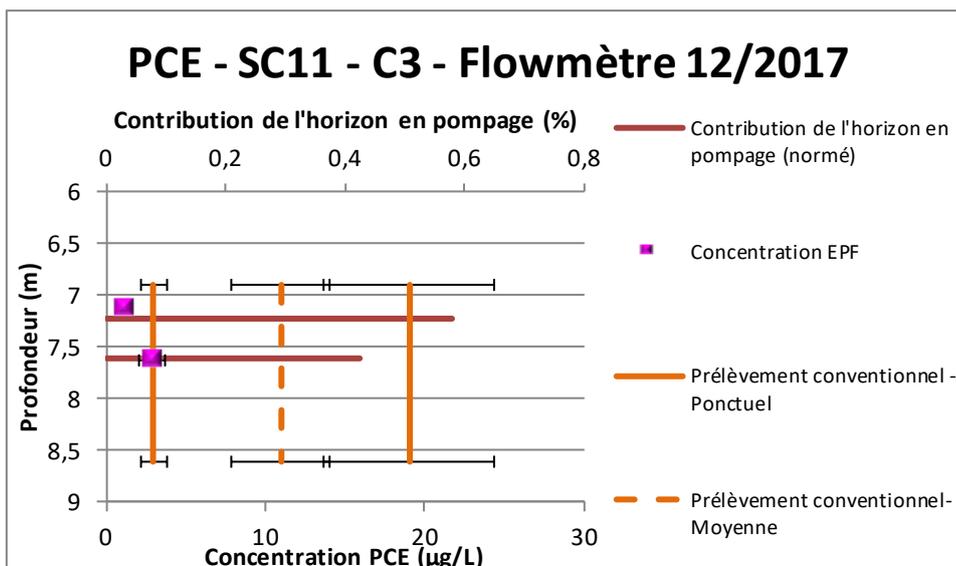


Figure 28 : Concentrations en PCE mesurées dans les eaux souterraines et données par les EPF en SC11 – Campagne 3

En SC12, la concentration moyenne calculée à partir des EPF est inférieure à la concentration moyenne calculée à partir des échantillons prélevés de manière conventionnelle. Ces deux concentrations sont respectivement de 14 et 32,5 µg/L, donc restent du même ordre de grandeur, en considérant les incertitudes analytiques.

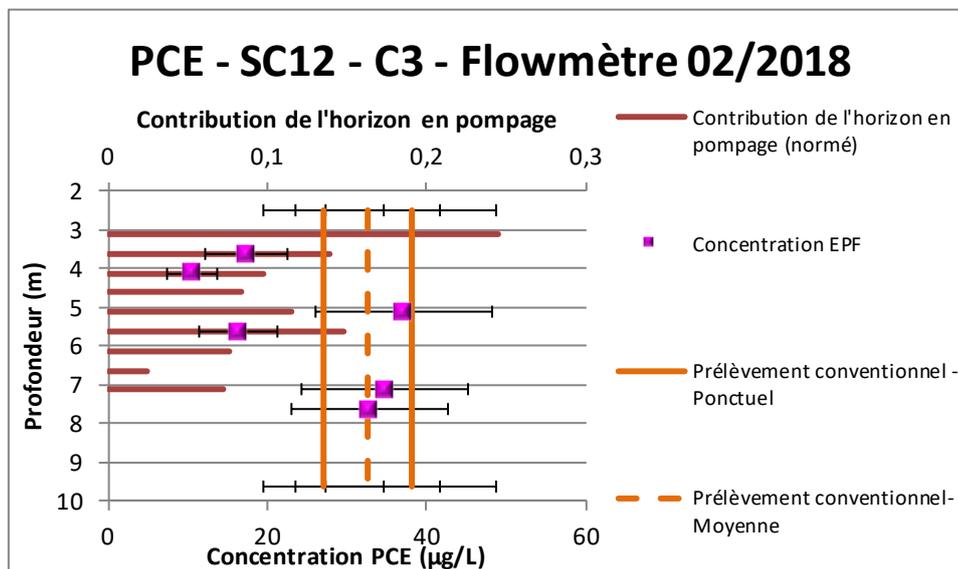
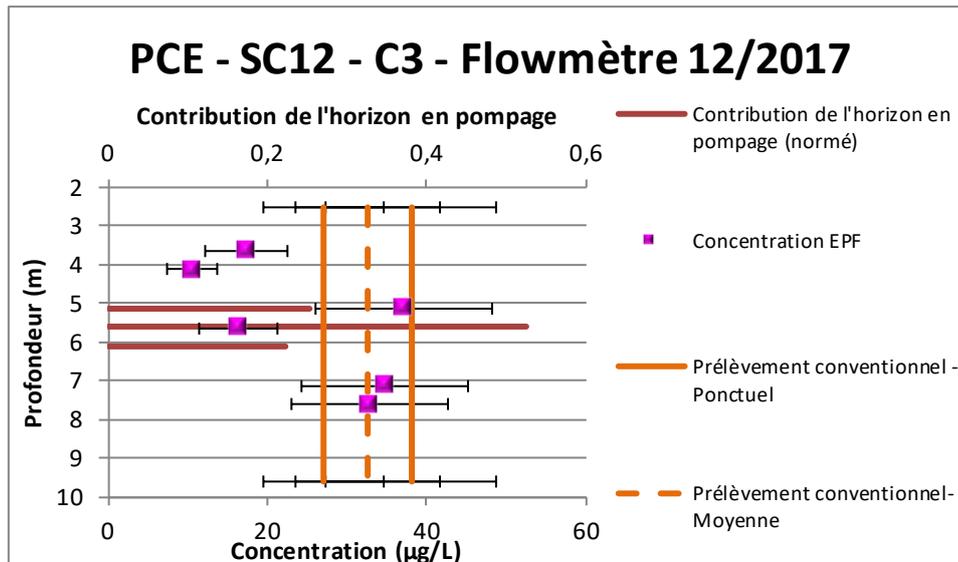


Figure 29 : Concentrations en PCE mesurées dans les eaux souterraines et données par les EPF en SC12 – Campagne 3

Au retrait des EPF, l'horizon qui contribuait le plus en pompage correspondait à l'horizon le plus en surface, en face duquel aucun EPF n'a été placé (3,1 m de profondeur, voir Figure 29). Ceci pourrait donc expliquer le fait que la concentration moyenne calculée à l'aide des EPF ne corresponde pas exactement à la concentration mesurée dans les échantillons d'eau prélevés par pompage, puisqu'il manque la contribution la plus importante pour pouvoir prendre en compte toutes les venues d'eau en pompage. Un EPF placé en face de cet horizon aurait permis de vérifier cette hypothèse. Dans le cas où celle-ci serait vérifiée, la concentration moyenne calculée à partir des EPF devrait être plus élevée que celle calculée actuellement et donc plus proche de la concentration moyenne calculée à partir des échantillons prélevés de manière conventionnelle.

Cette configuration met encore une fois en avant l'intérêt de ces dispositifs pour une mesure multi-niveaux et une meilleure caractérisation de la contamination, puisque les concentrations moyennes mesurées dans les échantillons d'eaux souterraines prélevés de manière conventionnelle pourraient sous-estimer les concentrations à certaines profondeurs. Cette meilleure connaissance de la dynamique du site peut ainsi permettre une meilleure gestion du site et un choix/dimensionnement plus adapté des techniques de dépollution. Ces dispositifs donnent en effet une information plus utile pour un dimensionnement plus précis des techniques de dépollution sur un horizon plus ciblé et permettent donc d'optimiser les coûts des travaux de dépollution.

Tous ces résultats montrent l'importance des mesures au flowmètre lors de la pose d'échantillonneurs passifs en multi-niveaux, pour une bonne compréhension des données.

4.4.4. Site 1 : Comparaison des flux massiques de contaminants

Méthodes de calcul des flux massiques de contaminants

Sur le site 1, au regard du jeu de données relativement important obtenu à la suite des 3 campagnes sur 4 à 6 ouvrages, les flux massiques de contaminants (PCE) obtenus selon les deux méthodes suivantes ont été comparés :

- Approche globale : la méthode consistant à obtenir la vitesse de Darcy des eaux souterraines en multipliant la perméabilité par le gradient hydraulique. Cette vitesse est alors multipliée par la concentration en contaminants dans les eaux souterraines pour obtenir le flux massique de contaminants, selon l'équation suivante :

$$J = KiC$$

Avec J le flux massique de contaminants (g/m²/j)
 K la perméabilité hydraulique du milieu (m/j)
 i le gradient hydraulique
 C la concentration en contaminants (g/m³ ou mg/l)

- Données obtenues à l'aide des EPF : flux massiques de contaminants fournis par la société iFLUX.

Ces comparaisons sont réalisées uniquement pour mettre en évidence les apports de la mesure au moyen d'échantillonneurs passifs de flux par rapport à un calcul plus global, à l'échelle d'un site.

Ces comparaisons sont réalisées pour les campagnes 2 et 3 puisque, comme présenté au paragraphe 4.4.1, d'une part l'objectif de la première campagne était plutôt de se familiariser avec l'utilisation d'échantillonneurs passifs de flux et d'autre part, la quantité de traceurs restante était insuffisante en raison d'une vitesse d'écoulement des eaux souterraines plus élevée qu'attendu. De ce fait, les incertitudes sur les vitesses d'écoulement des eaux souterraines et donc sur les concentrations sont élevées.

Calculs effectués à l'aide de l'approche globale

Sur le site 1, des essais de pompage ont été réalisés (en dehors du cadre de ce projet). Ils ont permis d'obtenir des valeurs de perméabilité qui sont comprises entre 2 valeurs, minimales et maximales, respectivement $K_1 = 8,3 \times 10^{-4}$ m/s et $K_2 = 7 \times 10^{-3}$ m/s. Ces 2 valeurs seront utilisées dans la suite des calculs pour encadrer les valeurs min et max des flux calculés par cette méthode.

Pour chaque campagne, le gradient hydraulique (i) a été calculé lors de l'installation et du retrait des échantillonneurs passifs de flux, selon les équations suivantes :

$$i_{installation} = \frac{\Delta H_{installation}}{L}$$

$$i_{retrait} = \frac{\Delta H_{retrait}}{L}$$

avec $i_{installation}$ le gradient hydraulique au moment de l'installation des échantillonneurs passifs de flux (-)

$i_{retrait}$ le gradient hydraulique au moment du retrait des échantillonneurs passifs de flux (-)

$\Delta H_{installation}$ la différence de niveau statique entre les ouvrages considérés (SC11 et SC12, les deux ouvrages les plus éloignés), au moment de l'installation des échantillonneurs passifs de flux (m)

$\Delta H_{retrait}$ la différence de niveau statique entre les ouvrages considérés, au moment du retrait des échantillonneurs passifs de flux (m)

L la distance entre les ouvrages considérés (m)

Deux valeurs de vitesses de Darcy (q), minimales et maximales, ont donc été obtenues pour chaque campagne, pour chaque installation et pour chaque retrait des échantillonneurs passifs de flux, selon les équations suivantes :

$$q_{1\text{installation}} = K_1 \times i_{\text{installation}}$$

$$q_{1\text{retrait}} = K_1 \times i_{\text{retrait}}$$

$$q_{2\text{installation}} = K_2 \times i_{\text{installation}}$$

$$q_{2\text{retrait}} = K_2 \times i_{\text{retrait}}$$

avec $q_{1\text{installation}}$ la vitesse de Darcy des eaux souterraines au moment de l'installation des échantillonneurs passifs de flux, calculée avec la perméabilité K1 (m/s)
 $q_{1\text{retrait}}$ la vitesse de Darcy des eaux souterraines au moment du retrait des échantillonneurs passifs de flux, calculée avec la perméabilité K1 (m/s)
 $q_{2\text{installation}}$ la vitesse de Darcy des eaux souterraines au moment de l'installation des échantillonneurs passifs de flux, calculée avec la perméabilité K2 (m/s)
 $q_{2\text{retrait}}$ la vitesse de Darcy des eaux souterraines au moment du retrait des échantillonneurs passifs de flux, calculée avec la perméabilité K2 (m/s)

Le Tableau 4 présente les vitesses de Darcy des eaux souterraines calculées lors de l'installation et du retrait des EPF, pour les campagnes 2 et 3 et pour les deux valeurs de perméabilité, minimale et maximale.

Tableau 4 : Vitesses de Darcy des eaux souterraines calculées à l'installation et au retrait des EPF pour les campagnes 2 et 3 sur le site 1, avec les valeurs minimale et maximale de perméabilité

	Installation, campagne 2	Retrait, campagne 2	Installation, campagne 3	Retrait, campagne 3
q_1 (cm/j)	8,5	10,7	12,4	5,9
q_2 (cm/j)	71,5	89,9	104,6	49,5

A partir de ces valeurs de vitesses de Darcy, les flux massiques de contaminants ont été calculés pour chaque campagne, pour chaque installation et pour chaque retrait des échantillonneurs passifs de flux, selon les équations suivantes :

$$J_{1\text{installation}} = q_{1\text{installation}} \times C_{\text{installation}}$$

$$J_{1\text{retrait}} = q_{1\text{retrait}} \times C_{\text{retrait}}$$

$$J_{2\text{installation}} = q_{2\text{installation}} \times C_{\text{installation}}$$

$$J_{2\text{retrait}} = q_{2\text{retrait}} \times C_{\text{retrait}}$$

avec $J_{1\text{installation}}$ le flux massique de contaminants au moment de l'installation des échantillonneurs passifs de flux, calculé avec la vitesse de Darcy des eaux souterraines au moment de l'installation des échantillonneurs passifs de flux prenant en compte la perméabilité K1 (mg/m²/j)
 $J_{1\text{retrait}}$ le flux massique de contaminants au moment du retrait des échantillonneurs passifs de flux, calculé avec la vitesse de Darcy des eaux souterraines au moment du retrait des échantillonneurs passifs de flux prenant en compte la perméabilité K1 (mg/m²/j)

$J_{2\text{installation}}$ le flux massique de contaminants au moment de l'installation des échantillonneurs passifs de flux, calculé avec la vitesse de Darcy des eaux souterraines au moment de l'installation des échantillonneurs passifs de flux prenant en compte la perméabilité K2 (mg/m²/j)

$J_{2\text{retrait}}$ le flux massique de contaminants au moment du retrait des échantillonneurs passifs de flux, calculé avec la vitesse de Darcy des eaux souterraines au moment du retrait des échantillonneurs passifs de flux prenant en compte la perméabilité K2 (mg/m²/j)

Enfin, la moyenne des flux massiques de contaminants sur la période d'exposition a été calculée selon les deux méthodes suivantes, en prenant en compte les deux valeurs de perméabilité :

- calcul 1 : $J_{1\text{moyen}} = \frac{J_{1\text{installation}} + J_{1\text{retrait}}}{2}$
- calcul 2 : $J_{2\text{moyen}} = \frac{J_{2\text{installation}} + J_{2\text{retrait}}}{2}$

Comparaison des valeurs de flux massique de contaminants

Dans les graphiques suivants (Figure 30 et Figure 31), ces deux valeurs de flux massiques de contaminants J1 et J2 sont comparées au flux massique de contaminants donné par les échantillonneurs passifs de flux.

Plusieurs situations sont observées Figure 30 :

- pour certains ouvrages, les flux massiques de contaminants mesurés au moyen d'échantillonneurs passifs de flux sur la verticale, sont compris dans l'intervalle formé par les valeurs de flux massiques de contaminants $J_{1\text{moyen}}$ et $J_{2\text{moyen}}$ calculées selon l'approche globale, en utilisant les deux valeurs de perméabilité obtenues sur ce site au moyen d'essais de pompage. C'est le cas en SC7, SC10 et SC11 lors de la deuxième campagne d'exposition des échantillonneurs passifs de flux (C2). Cependant, la distribution au sein de cet intervalle n'est pas nécessairement homogène sur toute la hauteur de mesure : ils peuvent être très proches de la valeur basse calculée avec K1 comme en SC10, ou couvrir tout l'intervalle selon la profondeur de mesure comme en SC12. Le calcul global réalisé au moyen de perméabilités obtenues pour l'ensemble du site ne prend donc pas en compte ces variations verticales de contamination,
- pour un autre ouvrage (SC10 en campagne 3), les flux massiques de contaminants mesurés au moyen d'échantillonneurs passifs de flux sur la verticale, sont compris pour partie dans l'intervalle formé par les valeurs de flux massiques de contaminants $J_{1\text{moyen}}$ et $J_{2\text{moyen}}$ calculées selon l'approche globale, en utilisant les deux valeurs de perméabilité obtenues sur ce site au moyen d'essais de pompage et pour partie en-dessous de cet intervalle. Dans ce cas, la prise en compte des valeurs de perméabilité obtenues lors d'essais de pompage pourrait mener à surestimer les flux massiques de contaminants et de ce fait les actions de dépollution à mettre en œuvre sur le site,
- pour la majorité des ouvrages, les flux massiques de contaminants mesurés au moyen d'échantillonneurs passifs de flux sur la verticale, sont compris pour partie dans l'intervalle formé par les valeurs de flux massiques de contaminants $J_{1\text{moyen}}$ et $J_{2\text{moyen}}$ calculées selon l'approche globale, en utilisant les deux valeurs de perméabilité obtenues sur ce site au moyen d'essais de pompage et pour partie au-dessus de cet intervalle. Dans ce cas, la prise en compte des valeurs de perméabilité obtenues lors d'essais de pompage pourrait mener à sous-estimer certains flux massiques de contaminants et de ce fait les actions de dépollution à mettre en œuvre sur le site ainsi que les risques pour l'Homme et l'Environnement.

Cette comparaison de deux méthodes de calcul des flux massiques de contaminants montre que sur ce site, une estimation globale au moyen d'un calcul avec les données disponibles (perméabilité, gradient hydraulique et concentrations) peut donner un ordre de grandeur des flux massiques de contaminants mais ne permet pas de prendre en compte l'hétérogénéité verticale de la contamination et des vitesses d'écoulement des eaux souterraines. Cette méthode globale peut donc mener à une sous-estimation ou une surestimation des flux massiques de contaminants et de ce fait, à un mauvais dimensionnement des techniques de dépollution à mettre en œuvre. Ces dispositifs donnent donc une information plus utile pour un dimensionnement plus

précis des techniques de dépollution sur un horizon plus ciblé et permettent donc d'optimiser les coûts des travaux de dépollution. La méthode globale peut ainsi s'avérer moins adaptée pour discriminer les zones du site où le traitement est le plus pertinent.

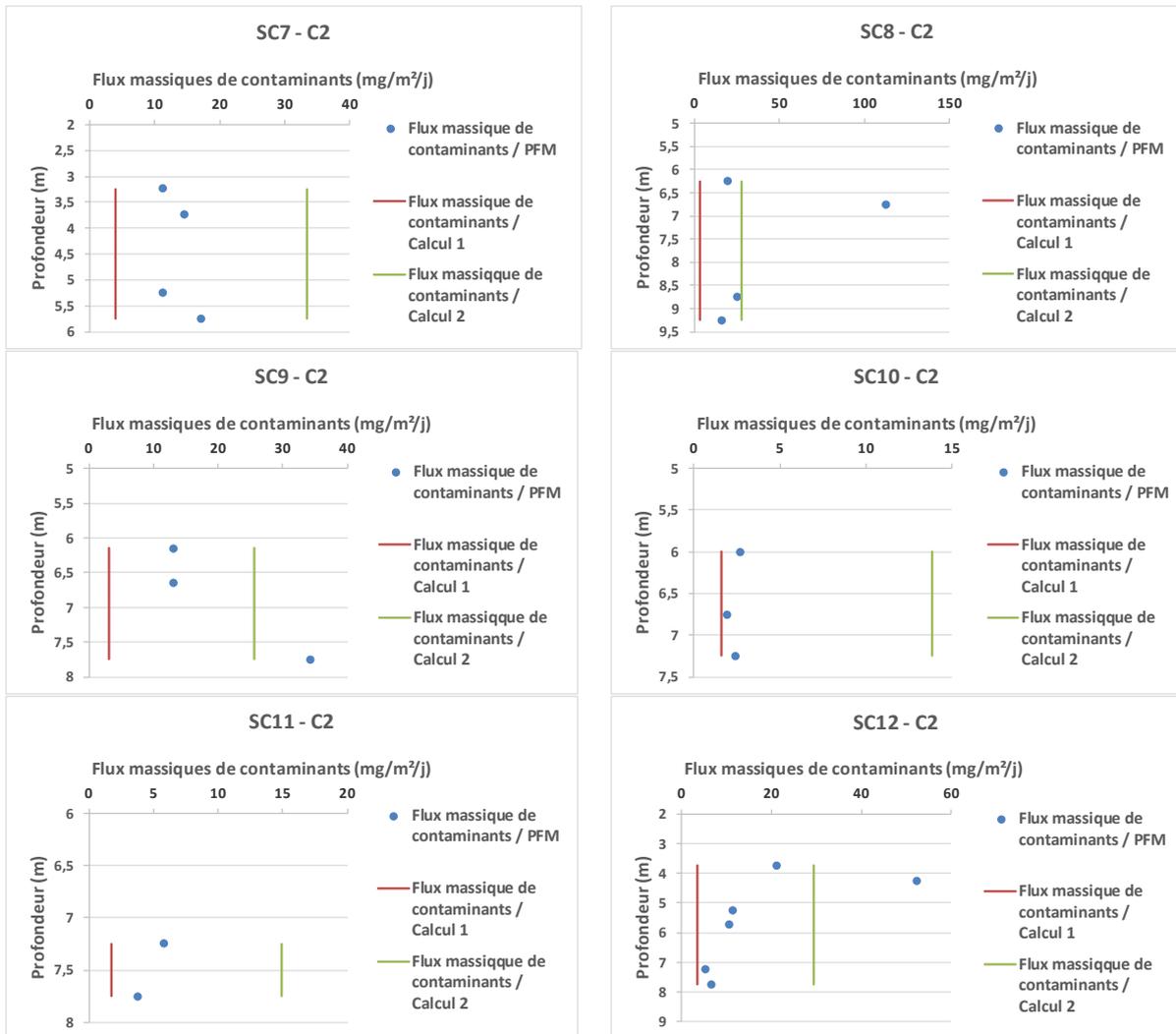


Figure 30 : Comparaison des flux massiques de PCE – Campagne 2

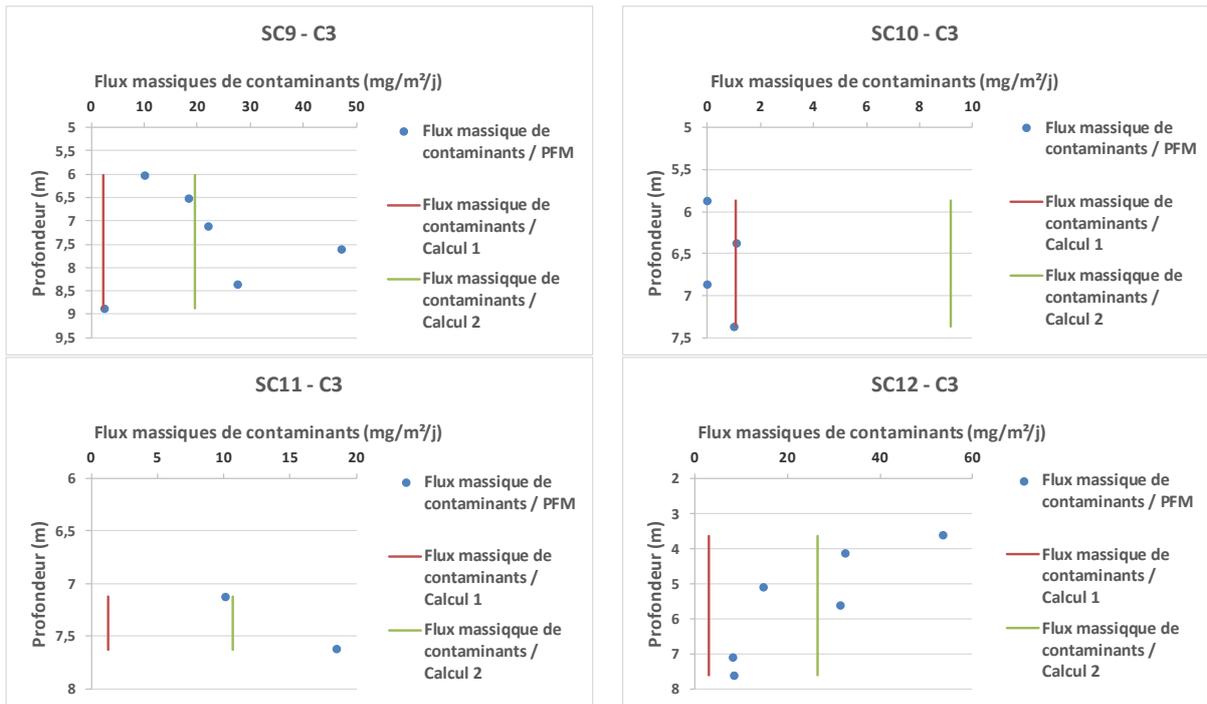


Figure 31 : Comparaison des flux massiques de PCE – Campagne 3

4.5. Données acquises avec les échantillonneurs passifs de flux iFLUX sur le site 2

4.5.1. Ouvrage SP14

La Figure 32 présente les concentrations en PCE, TCE, cis-DCE et CV mesurées dans les eaux souterraines en SP14, par les échantillonneurs iFLUX et dans les échantillons prélevés selon la technique conventionnelle. En raison d'une trop faible réalimentation de l'ouvrage lors d'un pompage en SP14, les contributions des horizons en pompage n'ont pas pu être mesurées dans ce piézomètre.

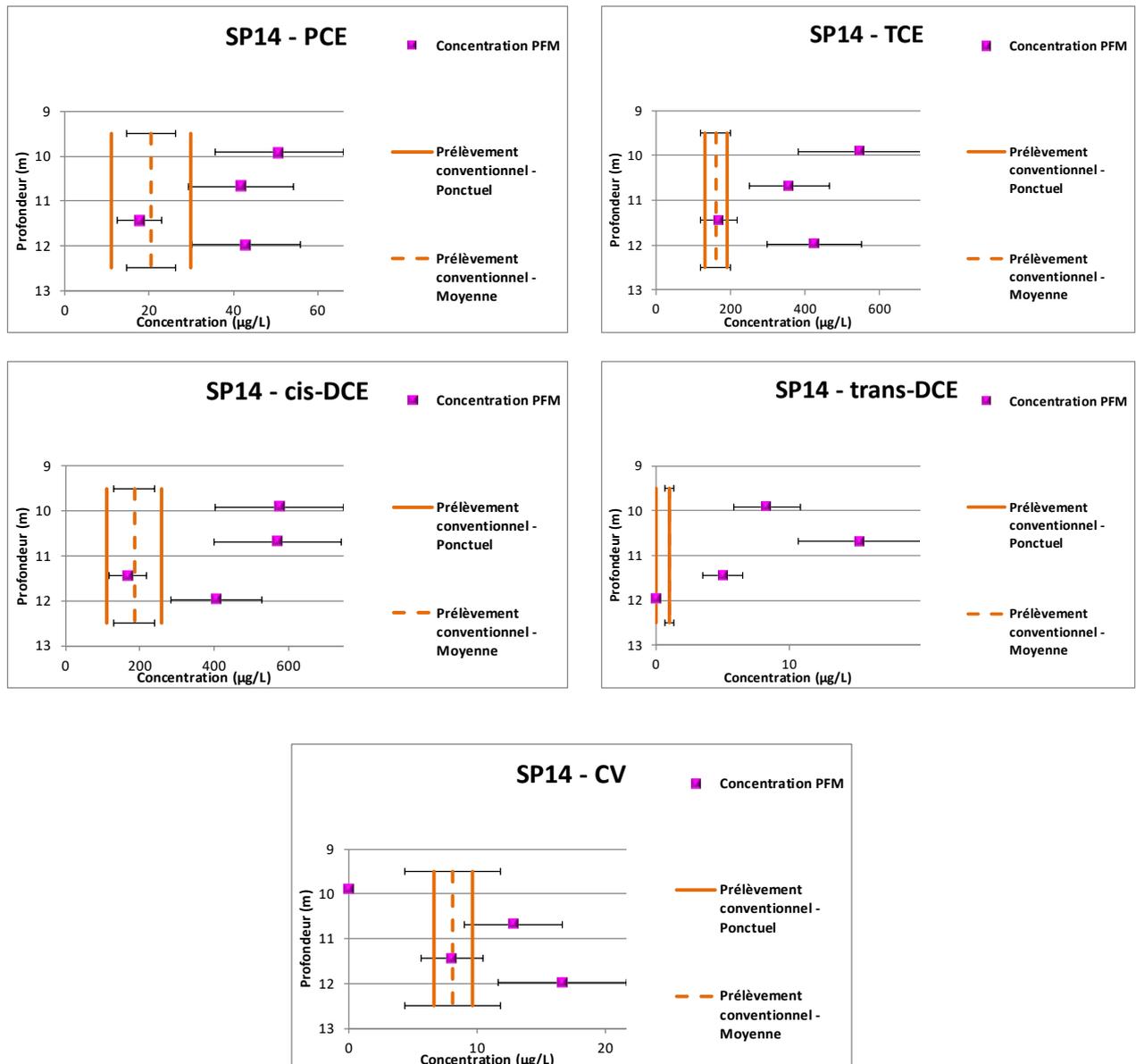


Figure 32 : Concentrations mesurées dans les eaux souterraines et données par les EPF en SP14

Dans cet ouvrage, les concentrations en PCE, TCE, cis-DCE et CV mesurées par les échantillonneurs passifs de flux sont du même ordre de grandeur voire similaires à la concentration moyenne calculée à partir des concentrations mesurées dans les échantillons d'eaux souterraines, prélevés avant et après exposition, selon la technique conventionnelle, en considérant les incertitudes analytiques.

Par ailleurs, on note une cohérence entre les concentrations en PCE, TCE et cis-DCE mesurées aux différentes profondeurs par les échantillonneurs iFLUX. En effet, elles suivent la même tendance, à savoir des concentrations similaires à 10 ; 10,7 et 12 m de profondeur et une concentration inférieure à 11,5 m de

profondeur. De plus, les écarts entre les concentrations mesurées par les échantillonneurs iFLUX et la concentration moyenne calculée à partir des échantillons d'eaux souterraines sont similaires d'un composé à l'autre. Cette tendance est également suivie par le CV, excepté pour le niveau supérieur pour lequel il n'a pas été quantifié par l'échantillonneur iFLUX. En revanche, les concentrations en trans-DCE ne sont pas cohérentes entre les deux techniques de mesure.

4.5.2. Ouvrage SP15

La Figure 33 présente les concentrations en PCE, TCE, cis-DCE et trans-DCE et CV mesurées dans les eaux souterraines en SP15, par les échantillonneurs iFLUX et dans les échantillons prélevés selon la technique conventionnelle.

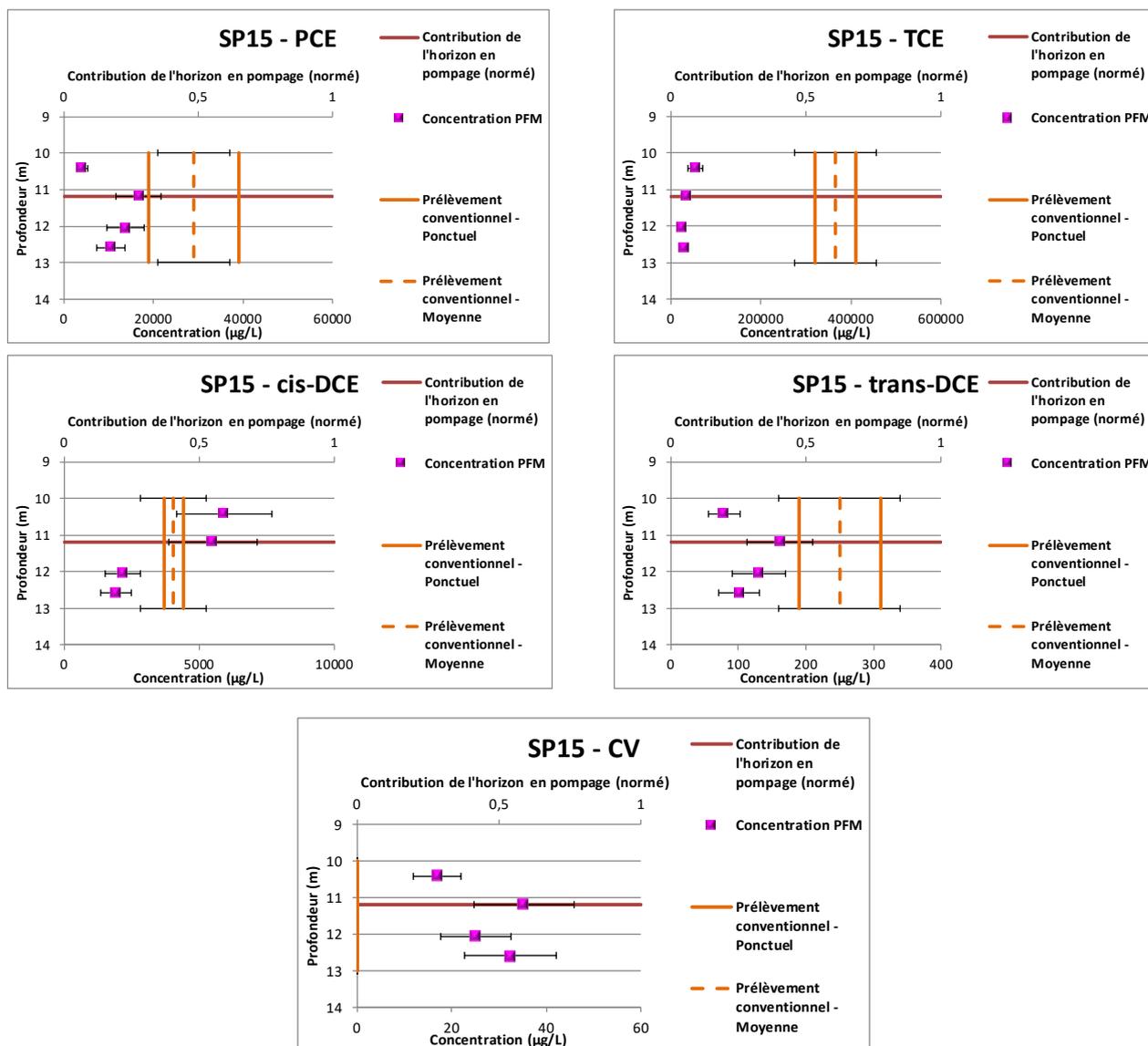


Figure 33 : Concentrations mesurées dans les eaux souterraines et données par les EPF en SP15

Les concentrations en PCE, cis-DCE et trans-DCE mesurées par les échantillonneurs passifs de flux placés en face de l'horizon productif en pompage sont similaires aux concentrations moyennes calculées à partir des échantillons d'eaux souterraines prélevés avant et après exposition de manière conventionnelle. Par ailleurs, pour les échantillons d'eaux souterraines prélevés de manière conventionnelle, la limite de quantification de l'analyse relative au CV était de 200 µg/L en raison d'une forte dilution nécessaire avant analyse au regard des concentrations élevées. De ce fait, la concentration affichée à 0 sur la Figure 33

correspond à une concentration inférieure à 200 µg/L, ce qui est cohérent avec les résultats donnés par les échantillonneurs passifs de flux.

En revanche, les concentrations en TCE ne sont pas cohérentes entre les deux techniques de mesure. En particulier, en face du seul horizon productif en pompage, la concentration donnée par l'échantillonneur iFLUX est de 34 mg/L alors que la concentration moyenne dans les eaux souterraines est de 365 mg/L.

5. Conclusion / Perspectives

D'un point de vue pratique, les essais menés ont montré que les PFM et les échantillonneurs iFLUX étaient faciles et rapides à mettre en place et à retirer (environ 15 minutes par ouvrage). Les recommandations pour l'utilisation des échantillonneurs passifs de flux sont les mêmes que celles présentées dans le rapport du projet PassCityChlor (ADEME, 2014, voir annexe 2), qui sont valables pour tous les échantillonneurs passifs, en termes de mise en œuvre (installation en fonction du réseau de surveillance en place et de l'hydrogéologie locale, détermination des temps d'exposition, du nombre et de leur position dans les ouvrages) et d'interprétation des données. Une fiche pratique de mise en œuvre d'un échantillonneur passif de flux est proposée en Annexe 3.

Par ailleurs, ce projet a permis de valider les données fournies par les échantillonneurs passifs de flux. En effet, d'une manière générale, la somme des concentrations données par les EPF installés dans un ouvrage à différentes profondeurs, pondérées par la contribution en pompage de l'horizon en face duquel ils ont été placés, est comparable à la moyenne des concentrations mesurées dans les échantillons d'eaux souterraines prélevés avant et après exposition des EPF, selon la technique conventionnelle (prélèvement à la pompe après purge de l'ouvrage). Lorsque cela n'est pas le cas, il est possible de l'expliquer à la lumière des horizons productifs en pompage : EPF installés en face d'horizon peu ou pas productifs en pompage, avec des concentrations significativement plus faibles ou plus élevées que les concentrations mesurées dans les échantillons prélevés de manière conventionnelle.

De plus, tous les résultats montrent que la correspondance entre les concentrations données par les échantillonneurs passifs de flux et celles mesurées dans les échantillons prélevés de manière conventionnelle dépend du nombre et du positionnement de ces dispositifs dans les ouvrages, donc du dimensionnement des campagnes, qui doit ainsi se baser sur une connaissance fine de l'hydrogéologie locale.

Ces tests montrent donc l'importance de la mesure des horizons productifs en pompage afin de pouvoir dimensionner les mesures à l'aide d'échantillonneurs passifs de flux dans des piézomètres (et d'échantillonneurs passifs en général) mais également de comprendre et interpréter les données obtenues, puisque les concentrations les plus fortes ne sont pas nécessairement associées aux horizons les plus productifs en pompage.

Enfin, des profils de concentrations dans des ouvrages ont pu être obtenus grâce à la mise en place d'échantillonneurs passifs de flux, montrant leur capacité à fournir des données en multi-niveaux. Par exemple, des variations de concentrations pouvant aller jusqu'à près d'un facteur 20 ont pu être observées entre deux échantillonneurs passifs de flux distants de 50 cm.

Ainsi, au regard de la robustesse des données qu'ils fournissent, ces dispositifs demandent à être testés dans une configuration optimale, afin d'évaluer leur contribution à l'étape de caractérisation d'un site. En effet, dans le cadre du projet Passiflux, les échantillonneurs passifs de flux n'ont pas été positionnés selon une stratégie de caractérisation de pollution, mais dans une optique d'évaluation des outils. Leur capacité à offrir une meilleure caractérisation d'un site nécessite donc d'être démontrée. De plus, seuls les COHV ont été analysés dans le cadre de ce projet. Les EPF pourraient donc être testés sur d'autres contaminations.

De ce fait, il pourrait être utile d'installer les EPF sur un ou plusieurs sites ayant fait l'objet d'une première étape de caractérisation, dans des ouvrages en aval des sources de pollution, selon un ou plusieurs transects. Les flux massiques de contaminants ainsi que les débits massiques calculés à partir des données fournies par les échantillonneurs passifs de flux pourraient être comparés avec les flux massiques de contaminants et les débits massiques obtenus selon les autres méthodes, notamment le calcul direct avec les données disponibles et la méthode des transects, afin de montrer la plus-value que les échantillonneurs passifs de flux peuvent apporter. Dans ce cadre, il serait également nécessaire de résoudre les questions posées par l'installation d'échantillonneurs passifs de flux, à savoir la localisation des ouvrages à équiper ainsi que leur localisation, leur nombre et leur espacement dans ces ouvrages.

Références bibliographiques

- ADEME, 2014. Mesure de la qualité des eaux souterraines à l'aide d'échantillonneurs passifs dans le contexte des sites pollués.
- Annable, M. D., K. Hatfield, J. Cho, H. Klammer, B. L. Parker, J. A. Cherry, P. S. C. Rao, 2005. Field-Scale Evaluation of the Passive Flux Meter for Simultaneous Measurement of Groundwater and Contaminant Fluxes. *Environmental Science and Technology*. 39(18),7194–7201.
- Basmadjian, D, 2004. Mass transfer: principles and applications. Boca Raton, Florida, USA: CRC Press LLC.
- Bear, J., 1988. Dynamics of fluids in porous media. Dover edition. Originally published: New York: American Elsevier Pub. Co., 1972. Reprint with corrections. New York, USA: Dover Publications, Inc.
- Basu, N.B., P.S.C. Rao, I.C. Poyer, M.D. Annable, K. Hatfield, 2006. Flux-based assessment at a manufacturing site contaminated with trichloroethylene. *Journal of Contaminant Hydrology*. 86, 105-127.
- Bockelmann, A., T. Ptak, G. Teutsch, 2001. An Analytical Quantification of Mass Fluxes and Natural Attenuation Rate Constants at a Former Gasworks Site. *Journal of Contaminant Hydrology*. 53(3–4), 429–53.
- Börke, P. 2007. Untersuchungen zur quantifizierung der Grundwasserimmission vor Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen mithilfe von Passiven probennahmesystemen. Ph.D. diss., Technische Universität Dresden, Dresden, Germany.
- De Jonge, H., G. Rothenberg, 2003. Sampling device and method for measuring fluid flow and solute mass transport. US20050235757A1.
- Demougeot-Renard, H. 2018. Echantillonneurs passifs de flux. Etat des connaissances et recommandations.
- Guilbeault, M. A., B. L. Parker, J. A. Cherry, 2005. Mass and Flux Distributions from DNAPL Zones in Sandy Aquifers. *Ground Water*. 43(1), 70–86.
- Hatfield, K., M. D. Annable, J. Cho, P. S. C. Rao, H. Klammler, 2004. A Direct Passive Method for Measuring Water and Contaminant Fluxes in Porous Media. *Journal of Contaminant Hydrology*. 75(3–4), 155–81.
- Hatfield, K., P.S.C. Rao, M.D. Annable, T. Campbell, 2003. Device and method for measuring fluid and solute fluxes in flow systems. US 6,402,547 B1.
- Hatfield, K., D. Annable, S. Kuhn, P.S.C. Rao, T. Campbell, 2002. A new method for quantifying contaminant flux at hazardous waste sites, in: *Groundwater Quality: Natural and Enhanced Restoration of Groundwater Pollution*, IAHS Publication. Wallingford (UK).
- Holder, T., G. Teutsch, T. Ptak, and R. Schwarz, 1998. A New Approach for Source Zone Characterization: The Neckar Valley Study, pp. 49–55 in *Groundwater Quality: Remediation and Protection*, M. Herbert and K. Kovar, eds. International Association of Hydrological Sciences Publ. No. 250. Wallingford, Oxfordshire, U.K.
- Newman, M., K. Hatfield, J. Hayworth, P.S.C. Rao, T. Stauffer, 2005. A hybrid method for inverse characterization of subsurface contaminant flux. *Journal of Contaminant Hydrology*. 81, 34– 62.
- Ptak, T., G. Teutsch, 2000. Development and Application of an Integral Investigation Method for the Characterization of Groundwater Contamination, pp. 198–205 in *Contaminated Soil 2000*. London: Thomas Telford.
- Schwarz, R., T. Ptak, T. Holder, and G. Teutsch. 1998. “Groundwater Risk Assessment at Contaminated Sites: A New Approach for the Inversion of Contaminant Concentration Data Measured at Pumping Wells,” pp. 68–71 in *Groundwater Quality: Remediation and Protection*, M. Herbert and K. Kovar, eds. International Association of Hydrological Sciences Publ. No. 250. Wallingford, Oxfordshire, U.K.
- Strack, O. D. L., H. M. Haitjema. 1981. Modeling Double Aquifer Flow Using a Comprehensive Potential and Distribution Singularities: A Solution for Inhomogeneous Permeabilities. *Water Resources Research*. 7(5), 1551–60.
- Teutsch, G., T. Ptak, R. Schwarz, T. Holder, 2000. Ein Neues Integrals Verfahren Zur Quantifizierung der Grundwasserimmission, Teil I: Beschreibung der Grundlagen. *Grundwasser*. 4(5), 170–75.
- Verreydt, G., F. Meesters, S. De Meulenaer, 2016. Device for determining mass transport of a fluid and a substance dissolved in the fluid. WO2016/207769 A1.
- Verreydt, G., M.D. Annable, S. Kaskassian, I. Van Keer, J. Bronders, L. Diels, P. Vanderauwera, 2013. Field demonstration and evaluation of the Passive Flux Meter on a CAH groundwater plume. *Environmental Science and Pollution Research*. 20, 4621–4634.
- Verreydt, G. 2012. New approaches of groundwater management using contaminant mass flux measurement. Ph.D. diss. University of Antwerp, Antwerp, Belgium, ISBN 978-90-57283-92-5.

Verreydt, G., J. Bronders, I. Van Keer, L. Diels, P. Vanderauwera, 2010. Passive Samplers for Monitoring VOCs in Groundwater and the Prospects Related to Mass Flux Measurements. *Ground Water Monitoring and Remediation*. 30, 114–126.

Index des tableaux et figures

Tableaux

Tableau 1 : Principales caractéristiques des échantillonneurs passifs de flux	25
Tableau 2 : Comparatif des différentes méthodes permettant d'obtenir les flux massiques de contaminants et les débits massiques de contaminants dans les eaux souterraines.....	27
Tableau 3 : Perméabilités des terrains rencontrés au droit du site 2	33
Tableau 4 : Vitesses de Darcy des eaux souterraines calculées à l'installation et au retrait des EPF pour les campagnes 2 et 3 sur le site 1, avec les valeurs minimale et maximale de perméabilité	51
Tableau 5 : Exemples d'objectifs dans le temps	72
Tableau 6 : Exemples d'objectifs dans l'espace.....	73
Tableau 7 : Principales familles de contaminants et échantillonneurs passifs correspondants	74
Tableau 8 : Principaux échantillonneurs passifs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines (d'après INERIS, 2011d)	75

Figures

Figure 1 : Présentation des concepts de flux massique de contaminants et de débit massique (d'après ITRC, 2010).....	12
Figure 2 : Exemple de distribution d'une contamination et des vitesses d'écoulement des eaux dans le milieu souterrain (ITRC, 2010)	12
Figure 3 : Exemple de profil de concentration d'un contaminant le long d'un transect	15
Figure 4 : Méthode des polygones appliquée à la Figure 3	15
Figure 5 : Illustration de la méthode basée sur un pompage dans un ouvrage (ITRC, 2010).....	16
Figure 6 : Les différentes étapes d'un essai de pompage intégral (d'après Bockelmann et al., 2001).....	17
Figure 7 : illustration des lignes de courant convergentes et divergentes à cause de la présence d'un piézomètre avec un massif filtrant et un PFM (Verreydt, 2012)	19
Figure 8 : Fluxsampler Sorbisense.....	22
Figure 9 : Coupe schématique d'un Fluxsampler Sorbisense.....	22
Figure 10 : Schéma d'un PFM.....	23
Figure 11 : Echantillonneur iFLUX	24
Figure 12 : Vue schématique du site 1	30
Figure 13 : Direction et sens d'écoulement des eaux souterraines – Site 1	31
Figure 14 : Evolution de la somme des concentrations en PCE et TCE dans les eaux souterraines – Site 1	32
Figure 15 : vue aérienne du site 2.....	33
Figure 16 : Evolution de la somme des concentrations en PCE et TCE dans les eaux souterraines – Site 2	34
Figure 17: Schéma d'un Heat Pulse Flowmeter	37
Figure 18 : Comparaison des concentrations en PCE dans les eaux souterraines (prélèvement conventionnel et concentration moyenne calculée, pondérée par le flux pour les EPF) – Campagne 2	39
Figure 19 : Concentrations en PCE mesurées dans les eaux souterraines et données par les EPF en SC7 – Campagne 2.....	40
Figure 20 : Concentrations en PCE mesurées dans les eaux souterraines et données par les EPF en SC8 – Campagne 2.....	40
Figure 21 : Concentrations en PCE mesurées dans les eaux souterraines et données par les EPF en SC11 – Campagne 2.....	41
Figure 22 : Concentrations en PCE mesurées dans les eaux souterraines et données par les EPF en SC9 – Campagne 2.....	42

Figure 23 : Concentrations en PCE mesurées dans les eaux souterraines et données par les EPF en SC10 – Campagne 2.....	43
Figure 24 : Concentrations en PCE mesurées dans les eaux souterraines et données par les EPF en SC12 – Campagne 2.....	44
Figure 25 : Comparaison des concentrations en PCE dans les eaux souterraines (prélèvement conventionnel et concentration moyenne calculée, pondérée par le flux pour les EPF) – Campagne 3	45
Figure 26 : Concentrations en PCE mesurées dans les eaux souterraines et données par les EPF en SC9 – Campagne 3.....	46
Figure 27 : Concentrations en PCE mesurées dans les eaux souterraines et données par les EPF en SC10 – Campagne 3.....	47
Figure 28 : Concentrations en PCE mesurées dans les eaux souterraines et données par les EPF en SC11 – Campagne 3.....	48
Figure 29 : Concentrations en PCE mesurées dans les eaux souterraines et données par les EPF en SC12 – Campagne 3.....	49
Figure 30 : Comparaison des flux massiques de PCE – Campagne 2	53
Figure 31 : Comparaison des flux massiques de PCE – Campagne 3	54
Figure 32 : Concentrations mesurées dans les eaux souterraines et données par les EPF en SP14.....	55
Figure 33 : Concentrations mesurées dans les eaux souterraines et données par les EPF en SP15.....	56
Figure 34 : Etapes à suivre pour l'utilisation d'échantillonneurs passifs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines.....	80

Sigles et acronymes

ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie
cis-DCE	cis-1,2-dichloroéthylène
COHV	Composé organique halogéné volatil
CV	Chlorure de vinyle
DPT	Direct Push Technology
EPF	Echantillonneur passif de flux
HPF	Heat Pulse Flowmeter
ITRC	Interstate Technology and Regulatory Council
MACAOH	Modélisation, atténuation, caractérisation dans les aquifères des organo-halogénés
PCE	Perchloroéthylène
PFM	Passive Flux Meter
PFS	Passive Flux Sampler
TCE	Trichloroéthylène
trans-DCE	trans-1,2-dichloroéthylène

Annexes

Annexe 1 : coupes géologiques et techniques des ouvrages utilisés sur le site 1

Annexe 2 : recommandations générales pour une utilisation appropriée des échantillonneurs passifs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines

Annexe 3 : fiche pratique de mise en œuvre d'un échantillonneur passif de flux

Annexe 1 : coupes géologiques et techniques des ouvrages utilisés sur le site 1

SC7

Méthode de forage, diamètre	Equipement	Echantillon (vial avec méthanol)	Echantillon (seau)	Profondeur	Profil	Identification géologique		Description pétrographique	PID	Concentration en Cl0-C40	Concentration en HCC	Remarques	Niveau piézométrique	Venue d'eau
						Unité géologique	Structure sédimentaire							
	738.25			0.00-738.36										
				0.50		Remblai		Limon avec quelques graviers calcaires moyens à fins, anguleux, très peu sable. Brun						
				1.30		Dépôt alluvionnaire		Limon avec quelques graviers calcaires moyens à fins. Brun. Présence de morceaux de verre et de céramique						
				6.20		Dépôt lacustre		Graviers moyens, calcaires, arrondis, limoneux avec du sable. Beige						
				7.30				Sable limoneux. Beige avec des laminations plus ocre						
				8.50				Limon. Gris						
													735.6 29.11.2011	

SC8

Méthode de forage, diamètre	Equipement	Echantillon (vial avec méthanol)	Echantillon (seau)	Profondeur	Profil	Identification géologique		Description pétrographique	PID [ppm]	Concentration en Cl0-C40 [mg/kg]	Concentration en HCC [mg/kg]	Remarques	Niveau piézométrique	Venue d'eau
						Unité géologique	Structure sédimentaire							
	741.03			0.00-740.50										
				0.60		Remblai		Limon et sable fin avec peu de graviers arrondis et quelques morceaux de terre cuite. Beige-brun	0.00					
				1.50				Graviers calcaires anguleux avec du sable fin et peu de limon. Gris	0.00					
				1.80				Limon avec du sable et de petits morceaux de charbon. Présence de verre et de textile. Brun	0.00					
				2.40				Graviers calcaires arrondis avec du sable grossier anguleux et peu de limon. Gris	0.00		0.37			
				2.70				Vide	0.00					
				10.10		Dépôt lacustre		Graviers calcaires arrondis avec du sable grossier anguleux et du limon. Beige	0.00					
				11.20				Limon sableux. Brun-roux	0.00		0.00			
								Sable très limoneux. Gris	0.00					
													736.16 13.12.2011	

SC9

Méthode de forage, diamètre	Equipement	Echantillon (vial avec méthanol)	Echantillon (seau)	Profondeur	Profil	Identification géologique		Description pétrographique	PID (ppm)	Concentration en Cl (C-C40) (mg/kg)	Concentration en HCC (mg/kg)	Remarques	Niveau piézométrique	Venue d'eau		
						Unité géologique	Structure sédimentaire									
Carottier simple Ø 145 mm à sec	740.96	Pézomètre 4" 1/2		0.00-740.33												
				0.10	Remblai		Limon brun	0.0	0.04							
				0.75			Limon avec peu de graviers moyen arrondis, non jointifs. Beige-vert	0.0								
				1.25			Graviers sub-arrondis avec des sables et des limons. Morceaux de plastiques de fer et de céramique. Beige	0.0								
				2.20			Sable peu limoneux avec des graviers. Morceaux de terre cuite. Brun foncé	0.0								
				3.70	Dépôt alluvionnaire		Argile limoneuse avec peu de graviers calcaires. Morceaux de terre cuite et de panneau de bois. Beige à brun	0.0								
				4.55			Charbon avec des restes de bois ou de plastique calcinés. Aspect huileux. Présence de copeaux de métal et de morceaux de plastique. Noir	1.0								
				4.85	Dépôt lacustre		Limon avec beaucoup de graviers arrondis. Beige-vert	1.3								
				8.80			Graviers arrondis limoneux avec du sable. Beige	0.0								
				10.20			Limon avec des bancs sableux centimétriques. Gris	0.0								

735.91
13.12.2011

SC10

Méthode de forage, diamètre	Equipement	Echantillon (vial avec méthanol)	Echantillon (seau)	Profondeur	Profil	Identification géologique		Description pétrographique	PID (ppm)	Concentration en Cl (C-C40) (mg/kg)	Concentration en HCC (mg/kg)	Remarques	Niveau piézométrique	Venue d'eau	
						Unité géologique	Structure sédimentaire								
Carottier simple Ø 145 mm à sec	740.88	Pézomètre 4" 1/2		0.00-741.02											
				0.30	Remblai		Béton	0.0	0.22	0.26	0.054	0.009	0.00		
				0.90			Graviers calcaires limoneux avec du sable. Présence de morceaux de terre cuite. Brun-ocre	0.2							
				1.60			Graviers moyens arrondis avec du sable noir	0.14							
				3.80	Dépôt alluvionnaire		Matériaux argileux noirs avec des sacs plastiques, briques, os, douilles, scories et verres. Forte présence de matière organique	0.2							
				4.65			Bloc calcaire	0.1							
				5.00	Dépôt lacustre		Graviers argileux avec morceaux de verres, gris-vert à noir	0.04							
				6.00			Argile légèrement sableuse, gris-noir	0.5							
				7.00			Graviers limoneux avec du sable, noir à gris-vert	1.24							
				7.60			Graviers arrondis limoneux, noir	0.2							
				8.40			Sable limoneux avec peu de gravier arrondi. Beige à gris	2.1							
				8.70			Graviers limoneux avec du sable, beige orangé	0.0							
				10.50			Limon argileux gris-vert avec des niveaux plus sableux gris-noir	< 20							
			Limon argileux avec un peu de sable. Gris	0.0											

736.1
13.12.2011

Méthode de forage, diamètre	Equipement	Echantillon (vial avec mécano)	Echantillon (seau)	Profondeur	Profil	Identification géologique		Description pétrographique	PID [ppm]	Concentration en C10-C40 [mg/kg]	Concentration en HCC [mg/kg]	Remarques	Niveau piézométrique	Venue d'eau
						Unité géologique	Structure sédimentaire							
Carotier simple Ø 145 mm à sec	742.11 Pézomètre 4"1/2	SC111	SC111	0.00=742.27	1.20	Remblai		Graviers moyens calcaires arrondis avec du sable limoneux beige Présence de quelques morceaux de terres cuites	0.0	0.13				
								Limon sableux avec des zones plus argileuses. Beige à noir A I.6, présence de 5% de charbon	0.1					
								Morceaux de plastique transparent. Présence de vides	0.0					
								Sable beige avec un peu de limon. Environ 20% de terres cuites et morceaux de métaux	0.0					
								Gravier moyen calcaire arrondi	0.0					
								Gravier moyen calcaire arrondi, limoneux sableux grs. Morceaux de terre cuite	0.0					
								Argile limoneux gris-noir, humide	0.0					
								Limon beige clair, compact	0.0					
								Reste de bois avec quelques morceaux de plastiques bleus	0.0					
								Argile gris-vert avec des copeaux de métaux et des morceaux de plastiques	0.0					
Argile gris-vert à beige avec des bouts de tube en plastique	0.0													
Limon beige-brun avec du gravier calcaire et un peu de sable	0.0													
Dépôt lacustre	SC1110	SC1110	9.10	10.5	Dépôt alluvionnaire		Gravier calcaires limoneux avec du sable. Beige à gris-beige	0.0						
							Limon grs	0.0						

736.02
13.12.2011

Méthode de forage-Ø	Tubage	Equipment	Echantillons	Profondeur	Profil	Unité géologique	Description pétrographique	RQD	Pénétromètre de poche [kN/m ²]	Scissomètre de poche [kN/m ²]	Hydrogéologie	SPT	Remarques
Caroté simple Ø 100 mm		Régomètre 4.5"		0.00-0.25		Remblais	Béton				▽ 735.78 28.10.2014		
				0.25-0.35			Graviers sableux, limoneux. Gris foncé.						
				0.35-0.75			Limons faiblement sableux. Présence de racines. Brun foncé.						
				0.75-1.00			Graviers fins, sableux, limoneux. Présence de morceaux de briques et de bois.						
				1.00-1.50			Brun foncé à ocre.						
				1.50-2.00			Limons faiblement sableux, argileux. Brun foncé.						
				2.00-3.00			Graviers limoneux, sableux de 1 à 2 m et de 3 à 4 m. Graviers sableux faiblement limoneux avec présence de quelques pierres de 2 à 3 m et de 4 à 5 m. Subarrondis. Beige foncé.						
				3.00-3.50			Sables limoneux avec un peu de graviers. Beige foncé.						
				3.50-4.25			Graviers arrondis à subarrondis, sableux, limoneux. Bien trié de 6 à 6.25 m. Beige foncé.						
				4.25-5.50			Sables fins avec peu de graviers subarrondis. Beige foncé.						
				5.50-7.50			Sables limoneux. Beige foncé.						
				7.50-9.50			Limons faiblement sableux. Gris foncé.						
9.50-12.00		Limons argileux, faiblement sableux. Gris foncé.											
						Dépôt alluvionnaire							
						Dépôt lacustre							

Annexe 2 : recommandations générales pour une utilisation appropriée des échantillonneurs passifs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines

De nombreux échantillonneurs passifs sont disponibles sur le marché. En général, ils sont spécifiques à une famille de contaminants et fournissent différentes informations selon leur principe de fonctionnement. De ce fait, le choix de l'échantillonneur passif doit être fait en fonction :

- de l'objectif de l'étude. Ceci est très important pour la sélection de la famille d'échantillonneurs passifs (instantané, à l'équilibre ou intégratif) ainsi que pour le choix de leur nombre et de leur profondeur d'installation,
- des composés à suivre. Lorsque le type d'échantillonneur passif à utiliser est défini, les composés à suivre vont conditionner le choix final de l'échantillonneur parmi un nombre réduit d'entre eux.

D'après les avantages et les limites des échantillonneurs passifs et au vu des tests mis en œuvre, les échantillonneurs passifs intégratifs et à l'équilibre semblent particulièrement adaptés pour une utilisation sur un site ayant déjà fait l'objet d'une caractérisation ; ils peuvent par exemple être utilisés pour la surveillance de la qualité des eaux souterraines. Pour la caractérisation d'un site (lorsqu'il s'agit de la première fois que les concentrations en contaminants sont mesurées dans les eaux souterraines), il est plus important d'identifier tous les contaminants que de mesurer leur concentration exacte. Les échantillonneurs passifs pourraient ne pas satisfaire à cette exigence car la plupart sont conçus pour un type de contaminant spécifique et de nombreux échantillonneurs passifs seraient alors nécessaires pour couvrir une large gamme de contaminants, ce qui pourrait s'avérer plus onéreux que la technique conventionnelle. Par ailleurs, les échantillonneurs passifs ne peuvent pas être utilisés pour détecter des phases de flottant ou de plongeant. En revanche, les échantillonneurs passifs instantanés pourraient être utilisés lors de la caractérisation d'un site. Cependant, à l'heure actuelle, le retour d'expérience sur ces derniers est très limité et mériterait d'être étayé.

1.1. Sélection en fonction des objectifs de l'étude dans le temps

Tout comme pour la surveillance des eaux souterraines à l'aide de la technique conventionnelle, l'utilisation des échantillonneurs passifs demande au préalable de définir les objectifs de l'étude, puisque le réseau de surveillance (nombre et types de piézomètres à investiguer, période de surveillance, nombre d'échantillons nécessaires) sera conçu pour atteindre ces objectifs. De ce fait, le nombre et le type d'échantillonneurs passifs (instantané, à l'équilibre ou intégratif) ainsi que leurs profondeurs d'installation dépendront de ce but.

Dans le cadre d'un suivi de la qualité des eaux souterraines, la connaissance de l'évolution des concentrations des contaminants dans l'espace et dans le temps est nécessaire.

Afin de choisir l'échantillonneur passif le plus adapté (instantané, à l'équilibre ou intégratif), les objectifs de la surveillance dans le temps doivent être définis. Plusieurs informations peuvent être recherchées (Tableau 5) :

- concentration moyenne des contaminants au cours du temps : dans ce cas, des échantillonneurs passifs intégratifs doivent être utilisés. Ils peuvent être particulièrement intéressants dans le cas d'une surveillance à long terme, lorsque de fortes variations de concentration sont observées entre les campagnes de prélèvement, menant à des difficultés d'interprétation des résultats (c'est souvent le cas pour les solvants chlorés par exemple). L'obtention de concentrations moyennes au cours du temps peut mener à une meilleure image de l'évolution de la contamination au cours de la période de surveillance,
- concentrations ponctuelles au moment de la prise d'échantillon : dans ce cas, des échantillonneurs passifs instantanés ou à l'équilibre doivent être utilisés,
- le flux massique de contaminant passant à travers un piézomètre au cours du temps pourra être obtenu grâce à des échantillonneurs passifs intégratifs. Par exemple, la portion d'aquifère la plus contaminée pourrait être surveillée dans le cas où aucun flux vertical naturel n'est présent dans l'ouvrage et après une première campagne en multi-niveaux (voir paragraphe 1.2). Dans le cadre du projet CityChlor, des PFM (passive flux meter) ont été utilisés afin de déterminer le flux massique de contaminant passant à travers des piézomètres. Cependant, le retour d'expérience sur ces types

d'échantillonneurs passifs est limité et mériterait d'être complété afin de fournir des éléments permettant de statuer sur cette spécificité des échantillonneurs passifs (voir Lieten, 2013). Ce guide n'aborde pas en détail cet objectif.

La possibilité d'obtenir différentes informations sur les concentrations (concentration moyenne ou instantanée) est l'une des spécificités des échantillonneurs passifs par rapport à la technique de prélèvement conventionnelle. Avec une pompe, seules des concentrations instantanées peuvent être obtenues.

Tableau 5 : Exemples d'objectifs dans le temps

Objectif de l'étude dans le temps	Vérifications avant l'installation des échantillonneurs passifs et type d'échantillonneur nécessaire
Détermination de la concentration moyenne temporelle (surveillance à long terme)	Dans le cas où les concentrations dans les eaux souterraines varient au cours du temps (cas courant avec les COHV), des teneurs moyennées dans le temps peuvent permettre de s'affranchir des variations et de comparer les niveaux de concentrations moyennés entre périodes. ➡ Echantillonneurs passifs intégratifs
Détermination de la concentration ponctuelle au moment de la prise d'échantillon	➡ Echantillonneurs passifs instantanés ou à l'équilibre
Détermination du flux massique de contaminant	Pas de flux verticaux naturels dans l'ouvrage (mesures au flowmètre) et après une campagne en multi-niveaux. ➡ Echantillonneurs passifs intégratifs

1.2. Sélection en fonction des objectifs de l'étude dans l'espace

Lors de la sélection de la famille d'échantillonneurs passifs à utiliser (instantané, à l'équilibre ou intégratif), les objectifs de la surveillance dans l'espace doivent également être définis. Dans ce cas, plusieurs informations peuvent être recherchées (Tableau 6) :

- distribution verticale des contaminants : dans ce cas, des échantillonneurs passifs intégratifs, à l'équilibre ou instantanés pourront être utilisés indifféremment. La famille d'échantillonneurs passifs sera donc sélectionnée à la lumière des objectifs de la surveillance dans le temps. Si cet objectif est recherché, il ne devra pas y avoir de flux verticaux dans les ouvrages. En effet, ceux-ci vont avoir tendance à homogénéiser les concentrations sur la hauteur crépiné ; les résultats ne seront de ce fait pas représentatifs des concentrations régnant dans les eaux souterraines aux profondeurs investiguées,
- surveillance de l'évolution d'un panache : pour des piézomètres placés dans le périmètre d'un panache, les horizons lithologiques de plus forte perméabilité représentent les voies préférentielles de migration. Il peut par exemple être intéressant de placer l'échantillonneur passif en face de ces horizons, après évaluation des flux horizontaux. L'absence de flux verticaux naturels devra être prouvée dans cette configuration, pour les mêmes raisons que pour l'objectif précédent. Si des flux verticaux sont présents dans les ouvrages, les échantillonneurs passifs peuvent être utilisés et donneront une concentration moyenne le long de l'intervalle crépiné soumis à ces flux verticaux. Les échantillonneurs passifs intégratifs sont recommandés,
- point sentinelle ou d'alerte : le front de contaminant se situe souvent dans un horizon lithologique de conductivité hydraulique plus élevée, qui contribue donc de manière substantielle aux venues d'eau lors de pompage. Cet horizon doit être mis en évidence par la mesure de flux horizontaux et il ne doit pas y avoir de flux verticaux naturels dans l'ouvrage (pour les mêmes raisons que précédemment).

Les échantillonneurs passifs sont intéressants car ils peuvent potentiellement détecter une contamination qui serait sinon diluée à des niveaux inférieurs aux seuils de détection lors d'un prélèvement conventionnel à la pompe. Pour ce faire, des échantillonneurs passifs intégratifs sont en général utilisés. Dans le cas de crépines longues (> 3 m), le déploiement de plusieurs échantillonneurs peut offrir une surveillance efficace à des coûts modérés en absence de flux verticaux naturels (combinaison avec le premier objectif de la surveillance dans l'espace). Si des flux verticaux sont présents dans les ouvrages, les échantillonneurs passifs peuvent être utilisés et donneront une concentration moyenne le long de l'intervalle crépiné soumis à ces flux verticaux. Les échantillonneurs passifs intégratifs sont recommandés.

Tableau 6 : Exemples d'objectifs dans l'espace

Objectif de l'étude dans l'espace	Vérfications avant l'installation des échantillonneurs passifs et type d'échantillonneur nécessaire
Détermination de la distribution verticale des contaminants	Pas de flux verticaux naturels dans l'ouvrage (mesures au flowmètre). Déploiement de plusieurs échantillonneurs passifs sur la verticale de l'intervalle crépiné. ➔ Echantillonneurs passifs instantané, à l'équilibre ou intégratif en fonction de l'objectif de l'étude dans le temps, déployés en série sur la verticale de l'intervalle crépiné
Surveillance de l'évolution d'un panache	Pas de flux verticaux naturels dans l'ouvrage (mesures au flowmètre). ➔ Echantillonneurs passifs intégratifs
Point sentinelle ou d'alerte (hors panache)	Mise en évidence de l'horizon lithologique de conductivité hydraulique plus élevée par la mesure de flux horizontaux et absence de flux verticaux naturels dans l'ouvrage. ➔ Echantillonneurs passifs intégratifs en général

Dans tous les cas, les échantillonneurs passifs sont sélectionnés selon l'information nécessaire (concentrations moyenne ou instantanée). La possibilité de mesurer la distribution verticale des contaminants correspond à une autre spécificité des échantillonneurs passifs, par rapport à la technique de prélèvement conventionnelle. Cette mesure s'effectue en absence de flux verticaux naturels. En effet, plusieurs auteurs comme Einiarson (2006) ou ITRC (2007) précisent qu'en présence de flux verticaux, les concentrations données par les échantillonneurs passifs ne seront pas représentatives de la profondeur à laquelle ils sont placés.

La mesure des flux verticaux naturels peut se faire à l'aide d'un flowmètre (voir Annexe 1), qui permet de les quantifier et de les localiser avec précision le long de l'intervalle crépiné. En effet, comme souligné par Elci et al. (2001), les flux verticaux peuvent varier d'un ouvrage à un autre et d'un site à un autre. De ce fait, il n'est pas possible de déterminer leur direction (ascendante ou descendante) ou de les quantifier sans une mesure directe. Il n'y a donc en outre pas de possibilité de généraliser la présence ou l'absence de flux verticaux par rapport à des typologies d'aquifère, puisque ce milieu peut être très hétérogène. L'ITRC précise que lorsque des flux verticaux sont suspectés et que des informations doivent être obtenues en multi-niveau, des mesures de flux verticaux naturels doivent être réalisées.

1.3. Sélection en fonction des composés à suivre

Lorsque le type d'échantillonneur passif a été sélectionné (à l'équilibre, intégratif ou instantané), la famille de contaminants à suivre doit être définie puisque la plupart des échantillonneurs passifs sont spécifiques à une famille de contaminants. Parmi les différents types d'échantillonneurs passifs (instantané, à l'équilibre et intégratifs), différents échantillonneurs passifs sont conçus pour différentes familles de contaminants. Pour

un site multi-contaminé, un large choix d'échantillonneurs passifs sera possible. Il pourrait être nécessaire d'installer plusieurs échantillonneurs passifs en même temps, correspondant aux différentes familles de contaminants présentes sur le site. Le Tableau 7 reprend, pour les familles de contaminants rencontrées le plus fréquemment dans le contexte des sites et sols pollués, les principaux échantillonneurs passifs adaptés.

Tableau 7 : Principales familles de contaminants et échantillonneurs passifs correspondants

Echantillonneur passif	Famille de composés						
	COV	BTEX	COHV	HAP	PCB	ETM	Cations/anions
Hydrasleeve®	x	x	x	x	x	x	x
PDB		x	x	Naphtalène			
Membrane de dialyse	x		x		x ³	x	x
Dosimètre en céramique		x	x	x			
Module Gore® Sorber	x	x	x	x (Naphtalène – Pyrène)			
Sorbicell (dépend de l'adsorbant)	x	x	x	Naphtalène		x	Nitrates/phosphates
SPMD (membrane semi-perméable)				x	x		

Ce tableau n'est pas exhaustif mais permet d'avoir un premier aperçu synthétique des principaux échantillonneurs passifs associés aux familles de contaminants rencontrées le plus fréquemment dans le contexte des sites et sols pollués. Il est à noter que les échantillonneurs passifs sont continuellement en développement. Il se peut donc que certains échantillonneurs passifs mentionnés dans le Tableau 7 soient adaptés à d'autres familles de contaminants dans le futur (par exemple, suite au développement d'un nouvel adsorbant). Parmi les échantillonneurs passifs présentés, certains sont capables de suivre d'autres composés comme les pesticides par exemple.

Pour un aperçu plus complet, le Tableau 8 présente une vue d'ensemble des principaux échantillonneurs passifs qui ont été identifiés pour la mesure de la qualité des eaux souterraines et leurs principales propriétés (notamment composition, durée d'exposition, composés suivis, avantages, limites, références et fournisseurs).

³ La littérature précise qu'il est probable que les échantillonneurs passifs à membrane de dialyse soient adaptés au suivi des PCB, mais cela n'a pas été vérifié.

Tableau 8 : Principaux échantillonneurs passifs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines (d'après INERIS, 2011d)

Type	Technologie	Construction	Milieu	Durée d'exposition	Volume du prélèvement	Considérations de mise en place	Adsorbant / phase réceptrice	Composés	LD	Avantages	Limites	Application	Références	Fournisseur/Vendeur	Prix
Intégratif	Capteurs à membrane semi-perméable (SPMD)	Bande de polyéthylène (91,4 cm x 2,5 cm x 50 µm) remplie de trioléine, fermée par des extrémités hydrophobes	GW (sauf faible perméabilités), SW, air, (sol pour les HAP et les PCB)	air : 24 h / eau : 10-30 j	Fonction du taux de prélèvement (pour 30 j avec 5Lj : 150 L)	A l'obscurité, submergé, dans un lieu peu fréquenté pour éviter le vandalisme et transport dans un récipient hermétique	Trioléine	Contaminants organiques hydrophobes : HAP, PCB, pesticides, dioxines, la plupart des COSV hydrophobes, certains COV	-	Précis / Reproductible / Bon marché / Simple à utiliser / Applicable à l'air et l'eau	Ne prélève que des composés organiques / Nettoyage de l'échantillon difficile / Sujet à la formation de biofilm / Conditions de transport difficiles	Détermination des sources de pollution / Estimation de l'exposition des organismes	IRTC (2006), Esteve Turillas, F.A. (2008), Vrana B. et al. (2005), Verreydt B. et al. (2010)	Disponible commercialement auprès d'EST (Environmental Sampling Technology) Inc. (St Joseph, MO)	Dispositif SPMD membrane-trioléine (\$50) / Suspension SPMD (\$250) / Liquide d'extraction préliminaire pour les analyses d'éléments en ultra-trace (\$5)
	Capteurs intégratifs pour composés polaires (POCIS)	Matériau solide (adsorbant) contenu entre 2 membranes poreuses de polyéthersulfone	SW, GW	14-30 j	Un jeu de 4 disques POCIS (diamètre 4,7 cm) extrait entre 1,5 et 10 L d'eau en 30 j d'exposition	Limiter l'exposition à la lumière. Risques de vandalisme. Un jeu de 4 POCIS peut être installé dans un conteneur de 3,85 L	Une gamme de matériaux adsorbants	µconcentrations de COV, certains COSV (polaires), herbicides, produits pharmaceutiques et vétérinaires, produits de soins corporels avec log Kow < 3	-	Facile à mettre en place et à récupérer / Adsorbant choisi en fonction des produits recherchés / Données de concentration qualitatives	Formation de biofilm sur la membrane / Prélèvements de terrain requièrent un processus spécifique préalable aux analyses de laboratoire	Surveillance des niveaux de contaminants / Estimation de la toxicité	ITRC (2006), Vrana et al. (2005), Alvarez et al., (2005).	A été breveté en novembre 2002 (U.S. Patent 6,478,961). Disponible auprès d'EST (Environmental Sampling Technology) Inc. (St Joseph, MO), également fabriqué par ses créateurs (USGS Columbia Environmental Research Center)	Un disque POCIS (\$65) / Suspension pour POCIS (\$300) / Traitement et extraction du POCIS (\$75)
	Dosimètre en céramique	Tube de céramique (5 cm x 1 cm) rempli avec un matériau adsorbant solide, fermé par des capsules en PTFE	GW, SW	14 j à 1 a	-	Respecter le temps minimum d'exposition permettant d'atteindre la limite de détection	Diverses résines échangeuses d'ions (Amberlite® IRA - 743), Dowex® Optipore-493, Tenax®	HAP, BTEX, COHV, alkylnaphtalènes	µg/L	Stabilité et épaisseur de la membrane de céramique / Pas besoin de calibrations supplémentaires / Applicable aux surveillances de longue durée	Faible précision	Surveillance des GW pour MNA ou autres techniques de remédiation / Contrôle des rejets en contaminants	Martin et al. (2001, 2003), Vrana et al. (2005), Bopp et al. (2005), Weiss et al. (2007), Kot-Wasik et al. (2007), Verreydt et al. (2010), Seethapathy et al. (2008)	Le dispositif a été breveté en 1999 (German Patent DE 198 30 413 A1) par Grathwohl	Ceramic Dosimeter (160€)
	Chemcatcher® (Universal passive sampler using Empore disk)	Boîtier en plastique inerte (ex: PTFE), contenant un disque de phase réceptrice solide attachée à un polymère poreux, et un disque en membrane régulatrice de diffusion	SW	14 j à 1 m	-	-	La version non-polaire possède un adsorbant chromatographique pour phase réceptrice. La version polaire possède un mélange de matériaux adsorbants pour phase réceptrice	Organiques polaires et non polaires et Cd, Cu, Ni, Pb et Zn	ng/l	Fort taux de prélèvement / Mise à l'équilibre rapide	Faible capacité de prélèvement / Affecté par la turbulence / Taux de prélèvement influencé par la présence de biofilm	Intégratif pour les composés organiques <i>in situ</i> / Intégratif et spéciation pour les composés inorganiques	Vrana et al. (2005), Vrana et al. (2006b), Gunold et al. (2008), Shawn et al. (2009), Shaw and Mueller (2009), Greenwood et al. (2007).		
	MESCO (Membrane Enclosed Sorptive Coating)	Tube ou sac membranaire en cellulose régénérée ou en LDPE. Tube ou sac rempli d'eau distillée et contenant un barreau agitateur, enrobé de polydiméthylsiloxane (PDMS, silicone) comme phase réceptrice	SW, GW	plusieurs h à 1 s	-	Les capteurs sont miniatures et n'ont pas besoin d'importants dispositifs de mise en place sur le terrain	Polydiméthylsiloxane (PDMS) enrobant un barreau	HAP, PCB, pesticides organochlorés	ng/l à pg/l	Capteur miniature / Pas de purge / Processus d'échantillonnage avec peu de solvant / Composés polaires et non-polaires accumulés dans le capteur ayant une membrane en cellulose	Faible stabilité de la membrane de cellulose / Mesures quantitatives uniquement accessibles avec les PRC	Surveillance des GW pour MNA ou autres techniques de remédiation / Contrôle des rejets en contaminants	Vrana et al. (2001, 2006a, 2006b)	MESCO non breveté et donc pas réellement disponible sur le marché. Mais grâce à sa simplicité, peut facilement être construit (Paschke 2005)	
	GORE® Sorber Module	Différents matériaux adsorbants remplissant un tube plat en Gore-Tex	air, SW, GW	48 h à 14 j	Fonction du taux de prélèvement de chaque composé et de la période d'exposition	Module peut être placé dans quasiment toutes les formations géologiques (des argiles peu perméables aux sables très perméables) avec tous les degrés d'humidité (sols secs à sols saturés)	Résines carbonées et polymériques	BTEX, MTBE, HAP, COV et COSV.	µg/L	Perturbations minimales du flux / Pas de volume d'échantillon minimum / Utilisable pour dupliquer les échantillons / Détecte les faibles concentrations / Peut prélever dans le cas de colonnes d'eau courtes	N'est pas utilisable pour des surveillances de longue durée / Limité par la pression de vapeur des composés prélevés / Ne mesure pas les paramètres du terrain et les composés inorganiques	Campagne de surveillance de la qualité de l'eau	Einfeld and Koglin, (2000), Vrana et al. (2005), ITRC (2005) Verreydt et al. (2010)	Disponible sur le marché auprès de W. L. Gore & Associates, Inc., et breveté (USA et autres pays étranger)	GORE™ Sampler comprend un capteur, un témoin de transport, les équipements de mise en place, les analyses de laboratoire (de \$185 à \$285 en fonction des composés testés)
	Sorbicells	Cartouches de polypropylène, remplies d'un adsorbant et d'un traceur, placées sur un support contenant un tuyau d'alimentation en air, un réservoir en HDPE et un fil de suspension	GW, SW	1-2 s à 6 m	0,1 à 0,5 L	Perpendiculaire à la direction du flux. Limite de détection dépendante du volume d'eau. Durée d'exposition est fonction de la capacité de sorption et des propriétés de dissolution du traceur	Gel de silice, résines carbonées, zéolites, et charbon actif	Une large gamme dépendant des adsorbants : nitrates, phosphates, pesticides, COV, métaux lourds, etc.	µg/L	N'est pas influencé par la plupart des paramètres environnementaux / Robustesse du capteur / Applicable à la surveillance de longue durée / Intégration du débit hydraulique et des concentrations dynamiques / Pas de biodégradation ou de diffusion du soluté hors du capteur	Limite de détection dépend du volume d'eau / Variations du niveau d'eau peuvent influencer le flux	Systèmes de première alerte / Evaluation des émissions pour les opérations de remédiation <i>in situ</i> / Etudes environnementales / Réalisation d'analyses de risques	De Jonge & Rothenberg (2005), Grøn, C. (2009), Rozemeijer, J. (2010), Verreydt et al. (2010)	Disponible dans le commerce auprès de Sorbisense	Cartouche Sorbicell (50€) / Support réutilisable Sorbisense Ground Water (218€)
PFM (passive flux meter)	Tube en nylon rempli avec un mélange de traceur et d'adsorbant	GW	1 à 4 semaines	-	Module de diamètre égal à celui du piézomètre	Dépend des composés à suivre	Flux, composés organiques hydrophobes, ions		Evaluation simultanée des flux et des concentrations	Peu de retour d'expérience	Détermination des flux de contaminants	Lieten (2013)	Disponible auprès de EnviroFlux		

GW : eaux souterraines
SW : eaux de surface

Type	Technologie	Construction	Milieu	Durée d'exposition	Volume du prélèvement	Considérations de mise en place	Adsorbant / phase réceptrice	Composés	LD	Avantages	Limites	Application	Références	Fournisseur/Vendeur	Prix
A l'équilibre	PDB (Polyéthylène Diffusion Bag Samplers)	Membrane de dialyse ou sac LDPE rempli d'eau déionisée	GW	2 s à 1 a	250 - 300 mL (d'autres volumes peuvent être prélevés)	Facile à utiliser / Installation et retrait rapide	-	COV non polaires inférieurs à 10 Angströms	-	Facile à mettre en place et à récupérer / Jetable / Prélèvements sur des intervalles distincts ou intégration sur un intervalle vertical plus long / Profil vertical de contamination / Elimine la turbidité	N'est pas applicable au prélèvement de tous les composés / Sujet à la formation de biofilm à long terme	Surveillance de longue durée des COV dans les piézomètres / Caractérisation de la stratification des COV couplée aux données de débit	Vrobley, D.A. (2001), Vrobley & Campbell (2001), ITRC (2004), Vrana et al. (2005), ITRC (2006), Verreydt et al. (2010)	Disponible sur le marché auprès de Columbia Analytical Services Inc. (Rochester, NY.) et d'EON Products, Inc. (Snellville GA)	Capteur PDB (\$25) / Equipement de mise en place personnalisé (\$60, comprenant : le poids, le matériau en polyester, les attaches au capteur, l'étiquetage, un bouchon pour le piézomètre)
	Préleveurs à membrane de dialyse	Membrane hydrophile en cellulose régénérée, remplie d'eau déionisée. Existe en 2 tailles (6,4 cm x 61 cm de long et 3,2 cm x 61 cm de long)	GW	1-2 s	6,4 cm x 61 cm de long = 969 mL et 3,2 cm x 61 cm de long = 155 mL	Évite les problèmes dus à la turbidité de l'eau lors du prélèvement (filtration non nécessaire). Certaines formations techniques sont nécessaires pour préparer les capteurs. Les capteurs sont faciles à mettre en place et à récupérer	Cellulose régénérée	COV, Cations et anions, la plupart des métaux en traces, composés explosifs, silice, éthène, CO ₂ , CH ₄ , TDS, SC, DOC	ng/l	Réduit les coûts de surveillance des eaux souterraines / Pas de problème de turbidité des échantillons / Dispositif jetable : pas de nettoyage requis et pas de contaminations croisées / Mise à l'équilibre rapide pour la plupart des constituants	Capteur doit être maintenu sous l'eau entre sa construction et sa mise en place / Membrane peut être biodégradable en 4-6 semaines / Capteurs perdent un petit volume d'eau (< 3% par semaine)	Surveillance des GW pour l'évaluation de l'atténuation naturelle des sites contaminés / Evaluation des sources potentielles de contamination des GW	ITRC (2006), ITRC (2007), Vrobley et al. (2002), Vrobley and Pravecek (2002), Imbrigiotta (2002)	Les capteurs à membrane de dialyse ne sont pas disponibles entièrement construits sur le marché. La membrane de dialyse en cellulose régénérée est disponible auprès de Filtration Products, Inc. (Sequin, TX) et de Spectrum Laboratories Inc. (Laguna Hills, CA)	Membranes de cellulose régénérée pré-nettoyées de diamètre 50 mm et 100 mm (\$187 /10 m)
	Préleveurs en polyéthylène rigide poreux (RPP)	Cylindre rigide de polyéthylène (pore 6-15 µm) avec une épaisseur de 2 mm, (3,8DIx12,7cm) rempli d'eau déionisée	GW	14 j pour la plupart des composés. Dépend de la solubilité de du composé	90-100mL	Les pores du capteur ne doivent pas contenir d'air avant la mise en place	Eau déionisée	Inorganiques & organiques, composés volatils ou semi-volatils, anions, métaux, perchlorate et chrome hexavalent	-	Facile à utiliser / Réduit les coûts de prélèvement / Disponible sur le marché / Jetable / Adapté aux composés inorganiques et à certains composés organiques	Faible volume / Affecté par le contact avec l'air / Moins fiable pour les COV / N'a pas été testé pour tous les composés / DI du puits > 5,1cm	Surveillance à long terme / Profil verticaux dans les puits très profonds	IRTC (2006), IRTC (2007)	Columbia Analytical Services (Kelso, WA)	RPP (\$40 à \$50)
	Préleveurs passifs à filet de diffusion en nylon (NSPDS)	Bouteille en polypropylène à larges ouvertures de 175 mL (diamètre de 62 mm au dessus, 58 mm en dessous et une hauteur de 58 mm) remplie d'eau déionisée, avec une grille de nylon ayant une maille de 125 µm placée sur l'ouverture et recouverte d'une couronne d'ouverture 58 mm de DI	GW	Quelques s	Jusqu'à 1L en cumulant un jeu de capteurs de 200 mL	Orientation de la membrane est critique	-	La plupart des COV, des métaux et des anions	-	Prélève la plupart des composés / Pas de purge / Jetable	Diamètre minimum du piézomètre : 10 cm / Rapport de l'aire de la membrane sur le volume ou la hauteur de la bouteille de prélèvement	Surveillance des eaux souterraines en métaux oxydo-réductibles	ITRC (2006), Verreydt et al., (2010), Vrobley et al. (2002).	Capteurs non complètement commercialisés, sont disponibles en quantités limitées auprès de Columbia Analytical Services, Inc (www.caslab.com). Une application brevetée est actuellement considérée par l'USGS	\$40 à \$50
	Préleveurs de type PVD (passive vapor diffusion samplers)	Bouteille en verre à l'extrémité filetée, vide et non fermée de 20 ou 40 mL ou une fiole VOA, fermée dans une enveloppe de deux couches de LDPE ou dans deux sacs zippés	GW	1 à 3 s	20 ou 40 mL d'air	Attention, dans le cas de lits de ruisseaux à érosion rapide : le capteur peut être emporté lors de sa mise en place	Air	COV	6 à 100 ppb par volume	Détermine les hétérogénéités des concentrations de rejets / Protégé des sédiments et de la contamination / Facile à mettre en place et à récupérer	Si le but du travail est de déterminer la concentration exacte en COV dans l'eau, des études préliminaires au moyen d'autres méthodes de prélèvement sont nécessaires	Généralement utilisé pour localiser les zones de sorties des GW contaminés en COV sous les ruisseaux et les lacs	Vrobley and Campbell, 2001; Church et al., 2002; ITRC, 2005; Vrobley et al., 1992; 1996; Verreydt et al., 2010	Capteur non breveté, facile à construire à l'aide de fioles VOA, de sac de polyéthylène, ou d'un tuyau plat de polyéthylène et d'une machine à thermo sceller. Church et al. (2002) ont fourni des instructions sur la construction et la mise en place des capteurs PVD. Les capteurs Vapor Diffusion peuvent aussi être acquis auprès d'Eon Products, Inc.	Capteurs PVD (\$10)
	Préleveurs de type « Peeper »	Structures rigides pouvant contenir des volumes d'eau séparés de leur milieu par des membranes poreuses	SW, GW	1 s à 14 j	Généralement de 1 à 20 mL	Orientation de la membrane perpendiculairement au flux de GW. Facile et rapide à installer	-	La plupart des COV, des métaux et des anions	-	Mesure la concentration de l'eau interstitielle / Pas de purge / Surveillance <i>in situ</i> des éléments en traces	Diamètre minimum du piézomètre : 10 cm / Petits volumes de prélèvements avec une très grande précision verticale	Mesure de la concentration exacte de l'eau interstitielle, qui peut être comparée aux "Risk-Based standards" (soit RBCA) ou au "Federal/State Cleanup Criteria"	ITRC, 2005; Parsons, 2005; Verreydt et al., 2010.	Disponible sur le marché et également fabriqué par les chercheurs. Les dispositifs PsMS sont fabriqués par des cabinets spécialisés	Capteur Peeper plat (\$312)
Instantané	Hydrasleeve®	Poche de polyéthylène fermée au sommet par une soupape flexible de chargement. Poids en acier inoxydable avec attache. Tube de vidange	GW, SW	24 h minimum	650 mL à 1250 mL	Volume d'échantillon nécessaire à l'analyse. Diamètre du piézomètre. Longueur de la zone crépinée	-	Tous	-	Prélève tous les composés / Bon marché / Jetable /	Volume d'échantillon nécessaire / Ne prélève pas le fond du puits	Surveillance de courte et longue durée / Prélèvements sur différents intervalles	IRTC (2006), IRTC (2007)	Geolnsight (Las Cruces, NM), EON products (Snellville, GA), EnviroEquip (Australie)	Hydrasleeve 3,8 cm (\$20) / Poids réutilisable (\$25)
	Préleveurs instantanés de type « snap samplers »	Bouteilles en verre ou en polyéthylène fermées par des capsules « Snaps » à chaque extrémité. Le corps du préleveur est suspendu avec un dispositif constitué par un tube de polyéthylène dans lequel se trouve un câble	GW, SW	2 s	40 mL / 125 mL / 350 mL	Volume d'échantillon nécessaire à l'analyse. Profondeur du prélèvement	-	Quasiment tous mais surtout les COV, les explosifs, les anions, les métaux, et le 1,4-dioxane	-	Prélève tous les composés / Bon marché / Pas d'exposition à l'air / Pas de transfert de l'échantillon / Prélèvement à une profondeur définie / N'est pas influencé par la technique de l'utilisateur et les conditions météorologiques / Facile à mettre en place / Pas de nettoyage important / Echantillon scellé in situ	Petit volume prélevé / Mise en place dans les puits > 5 cm / Ligne de suspension utilisable dans un seul puits / Utilisation d'un enrouleur mécanique recommandée	Puits à faible rendement et à courte colonne d'eau / Piézomètres à faible longueur crépinée	ITRC (2006), ITRC (2007), ProHydro SOP (2008)	ProHydro (Fairport, NY)	Snap Sampler (\$165)

2.1. Installation et retrait des échantillonneurs passifs : connaissance du réseau de surveillance

Les caractéristiques des piézomètres dans lesquels les échantillonneurs passifs sont installés doivent être connues précisément :

- **diamètre du piézomètre** : les échantillonneurs passifs doivent être sélectionnés en prenant en compte ce paramètre. Notons que la plupart des échantillonneurs passifs s'insèrent dans les piézomètres classiquement installés de diamètres 2 pouces ou plus,
- **position et longueur de l'intervalle crépiné** : les échantillonneurs passifs doivent être placés en face de l'intervalle crépiné,
- **variation du niveau statique de la nappe** : les échantillonneurs passifs doivent rester constamment immergés pendant leur période d'exposition.

Comme avec la méthode conventionnelle de prélèvement des eaux souterraines, les procédures d'installation et de retrait doivent être les mêmes d'une campagne de prélèvement à une autre. Les opérateurs doivent porter des gants lorsqu'ils manipulent les échantillonneurs passifs. Par ailleurs, les temps d'installation et de retrait doivent être renseignés sur la fiche de prélèvement ainsi que toute autre information pertinente sur les conditions de prélèvement.

2.2. Sélection du type d'échantillons à prélever : connaissance de l'hydrogéologie locale nécessaire

L'utilisation d'échantillonneurs passifs repose sur l'hypothèse de flux horizontaux au sein de la partie crépinée du piézomètre. C'est pourquoi, comparé à la méthode conventionnelle de prélèvement des eaux souterraines, des paramètres supplémentaires doivent être mesurés en fonction de l'objectif de l'étude :

- **flux verticaux naturels** dans l'ouvrage (pour des intervalles crépinés supérieurs à 3 m). Ces flux verticaux peuvent être dus à une différence de lithologie le long de l'intervalle crépiné du piézomètre. Les flux verticaux sont particulièrement fréquents dans les piézomètres à long intervalle crépiné et en milieu fracturé. La mesure de ce paramètre est indispensable lorsque des échantillons à une profondeur donnée ou encore à différentes profondeurs sont nécessaires. Ce type d'information peut être fourni par les échantillonneurs passifs lorsqu'aucun flux vertical naturel n'est présent dans l'ouvrage. En présence de ces derniers, les échantillonneurs passifs peuvent néanmoins être utilisés ; l'information obtenue sera une concentration moyenne sur la hauteur crépinée soumise à ces flux verticaux puisque les flux verticaux naturels vont avoir tendance à homogénéiser les concentrations dans la colonne d'eau ; dans ce dernier cas, la mise en place d'un seul échantillonneur passif suffit. Lorsqu'un profil de concentration le long de l'intervalle crépiné de l'ouvrage est souhaité, le prestataire devra donc prouver qu'aucun flux vertical naturel n'est présent dans le piézomètre. Les flux verticaux peuvent être mesurés grâce à un flowmètre. La mesure des flux verticaux naturels peut se faire à l'aide d'un flowmètre. Elle permettra de les quantifier et renseignera sur leur localisation exacte. La détermination des flux verticaux naturels est nécessaire pour connaître la représentativité des résultats (concentration moyenne dans l'eau le long de l'intervalle crépiné ou concentration à une profondeur donnée),
- **horizons plus ou moins productifs** au sein de l'intervalle crépiné de l'ouvrage. Des premières indications peuvent être apportées par l'identification des horizons plus ou moins productifs par diagraphie des paramètres physico-chimiques, par diagraphie de micro-moulinet ou encore par des mesures de débit de puits sur horizons séparés. Ceci renseigne avant tout sur la provenance de l'eau en cas de pompage. C'est une mesure importante à réaliser dans le cas

où les échantillonneurs passifs sont installés pour le suivi de l'avancée d'un panache par exemple. Ce paramètre peut également être mesuré à l'aide d'un flowmètre.

2.3. Détermination du temps d'exposition en fonction du type d'échantillonneur passif et de la gamme de concentration

Le temps d'exposition dépend du type d'échantillonneur sélectionné. Il est généralement donné par le fabricant ou peut être trouvé dans la littérature. Il peut varier de quelques dizaines de minutes à quelques mois.

Pour les échantillonneurs passifs à l'équilibre, le temps d'exposition doit être suffisamment long pour que l'équilibre avec le milieu échantillonné soit atteint après la diffusion des contaminants à travers la membrane et pour que le système soit de retour à des conditions « normales » après les perturbations liées à l'installation de l'échantillonneur.

Pour les échantillonneurs passifs intégratifs, le temps d'exposition dépend de la concentration des composés suivis dans les eaux souterraines. L'échantillonneur doit être laissé en place suffisamment longtemps pour atteindre la limite de quantification de la méthode utilisée pour l'extraction et le dosage des contaminants mais pas trop longtemps pour éviter la saturation de l'adsorbant. Cette information est souvent donnée par le fabricant également ou par la littérature.

2.4. Détermination du nombre et de la position des échantillonneurs passifs

Dans les piézomètres à intervalle crépiné inférieur à 1,5 m, l'échantillonneur passif est généralement installé au milieu de l'intervalle crépiné, qu'il y ait ou non présence de flux verticaux naturels. Les échantillons seront considérés comme représentatifs de la profondeur à laquelle ils ont été placés. Pour les intervalles crépinés compris entre 1,5 m et 3 m, plusieurs échantillonneurs passifs peuvent être utilisés, au moins lors du premier déploiement.

Pour les piézomètres avec des intervalles crépinés plus longs (> 3 m), les flux verticaux naturels doivent être mesurés. Le nombre et la position des échantillonneurs passifs dépendent de la présence ou de l'absence de flux verticaux naturels ainsi que des objectifs de l'étude :

- si des flux verticaux naturels sont présents dans un piézomètre à intervalle crépiné long, les concentrations des contaminants vont être homogènes le long de l'intervalle crépiné et de ce fait, des échantillons représentatifs d'une profondeur donnée ne peuvent pas être obtenus. Les échantillonneurs passifs donneront la concentration moyenne le long de l'intervalle crépiné et fourniront le même type d'information qu'un échantillon d'eau souterraine prélevé à l'aide de la méthode conventionnelle,
- lorsqu'il n'y a pas de flux verticaux naturels dans l'ouvrage, les échantillonneurs passifs peuvent être utilisés pour l'obtention de concentrations à une profondeur donnée d'un aquifère. Si un profil vertical de la contamination est nécessaire, plusieurs échantillonneurs passifs peuvent être déployés en même temps, dans le même piézomètre. Ainsi, la partie la plus contaminée de l'aquifère peut être surveillée par exemple.

Lorsque la qualité des eaux souterraines est suivie à l'aide de la technique conventionnelle (purge de l'ouvrage avant prélèvement), il est recommandé de procéder à une discussion des résultats donnés par cette technique avec ceux donnés par les échantillonneurs passifs, au droit de chaque piézomètre en particulier. Des tests ont montré que les échantillonneurs passifs permettaient d'obtenir des résultats représentatifs des conditions du milieu environnant au point de prélèvement au sein de l'intervalle

crépiné, même si les concentrations étaient différentes de celles données par la technique conventionnelle. Ceci peut être dû au fait que, avec la technique de prélèvement conventionnelle, de l'eau de zones supérieures ou inférieures à l'intervalle crépiné avec des concentrations plus élevées ou plus faibles peut être mélangée à l'échantillon prélevé lors du pompage (Vroblesky et Petkewich, 2000). Le prélèvement à la pompe peut également mélanger des zones de concentrations différentes au sein de l'intervalle crépiné (Vroblesky et Peters, 2000). Pour cette évaluation, il est recommandé de mettre en œuvre les échantillonneurs passifs avant la purge et le prélèvement à la pompe. En effet, des différences pourraient être observées à cause d'une perturbation provoquée par la mise en place et le retrait de la pompe. Néanmoins, ces deux techniques de prélèvement sont basées sur des principes de fonctionnement différents, c'est pourquoi une correspondance entre les résultats issus de ces deux méthodes ne doit pas être forcément recherchée. Des résultats différents n'invalident par forcément l'une ou l'autre méthode.

La Figure 34 synthétise les différentes étapes à suivre lors de l'utilisation d'échantillonneurs passifs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines.

1. Sélection de l'EP

a	Sélection en fonction des objectifs de l'étude dans le temps	<ul style="list-style-type: none"> • Concentration moyenne au cours du temps • Concentration ponctuelle au moment de la prise d'échantillon • Flux massique de contaminants 	<ul style="list-style-type: none"> ➔ EP intégratif ➔ EP instantané ou à l'équilibre ➔ EP intégratif
b	Sélection en fonction des objectifs de l'étude dans l'espace	<ul style="list-style-type: none"> • Distribution verticale des contaminants • Surveillance de l'évolution d'un panache • Point sentinelle (hors panache) 	<ul style="list-style-type: none"> ➔ EP instantané, à l'équilibre, ou intégratif ➔ EP intégratif ➔ EP intégratif
c	Sélection en fonction des composés à suivre	<ul style="list-style-type: none"> ➔ EP spécifiques à une famille de contaminants en général, voir tableau 4 	

2. Mise en œuvre des EP

a	Installation et retrait des EP	Connaissance du réseau de surveillance : <ul style="list-style-type: none"> • diamètre du piézomètre • position et longueur de l'intervalle crépiné • variation du niveau statique de la nappe 	
b	Sélection du type d'échantillon à prélever	Connaissance de l'hydrogéologie locale	<ul style="list-style-type: none"> • Absence de flux verticaux naturels : concentration à une profondeur donnée / à différentes profondeurs • Présence de flux verticaux naturels : concentration moyenne le long de l'intervalle crépiné • Détermination des horizons plus ou moins productifs (EX : surveillance de la portion d'aquifère la plus contaminée)
c	Détermination du temps d'exposition	EP à l'équilibre EP intégratif	<ul style="list-style-type: none"> ➔ Equilibre EP / milieu échantillonné ➔ Fonction de la concentration attendue : atteinte de la LQ et non saturation de l'adsorbant
d	Détermination du nombre et de la position des EP	Intervalle crépiné < 1,5 m Intervalle crépiné compris entre 1,5 et 3 m Intervalle crépiné > 3 m	<ul style="list-style-type: none"> ➔ 1 EP au milieu de l'intervalle crépiné ➔ Plusieurs EP possible Absence de flux verticaux naturels : concentration à une profondeur donnée / à différentes profondeurs ➔ Plusieurs EP possible Présence de flux verticaux naturels : concentration moyenne le long de l'intervalle crépiné ➔ 1 seul EP suffit

3. Interprétation des données

Discussion des résultats avec ceux donnés par la technique conventionnelle au droit de chaque piézomètre ➔ Résultats différents n'invalident pas forcément l'un ou l'autre technique

Figure 34 : Etapes à suivre pour l'utilisation d'échantillonneurs passifs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines

EP = échantillonneur passif

Annexe 3 : fiche pratique de mise en œuvre d'un échantillonneur passif de flux

Mise en œuvre d'un échantillonneur passif de flux

Cette fiche est valable pour les échantillonneurs passifs de flux testés dans le cadre du projet Passiflux, à savoir les PFM et les échantillonneurs iFLUX.

COMPOSITION DU MODULE

- ◆ Membrane souple ou rigide
- ◆ Adsorbant dans la membrane, imprégné ou non de traceurs
- ◆ Diamètre : similaire au diamètre interne du piézomètre

DIMENSIONS DU MODULE

- ◆ PFM (Enviroflux) : construit sur-mesure
- ◆ iFLUX (iFLUX) : 16,5 cm de long

COMPOSÉS ÉCHANTILLONNÉS

- ◆ Large gamme de composés (organiques et inorganiques) en fonction des adsorbants

ECHANTILLON OBTENU

- ◆ **Echantillon intégratif** : les résultats obtenus sont
 - **vitesse de Darcy d'écoulement des eaux souterraines** moyenne sur la période d'exposition, à la profondeur d'installation (si adsorbant imprégné de traceurs ou exposition d'une cartouche spécifique)
 - **flux massique de contaminants** moyen sur la période d'exposition à la profondeur d'installation
 - **concentration moyenne en contaminants** sur la période d'exposition à la profondeur d'installation

AVANT LA MISE EN ŒUVRE SUR SITE

- ◆ Fourniture au constructeur d'un ordre de grandeur des concentrations dans les eaux souterraines et d'un ordre de grandeur des perméabilités (pouvant être déduit de la géologie) pour estimation des durées d'exposition
- ◆ Fourniture au constructeur de la taille des fentes des crépines, du type de massif filtrant et de la géologie au droit de l'ouvrage à équiper, tout cela permettant d'en déduire les perméabilités à proximité immédiate des EPF pour le calcul ultérieur des vitesses de Darcy d'écoulement des eaux souterraines et des flux massiques de contaminants
- ◆ Mesure des horizons productifs en pompage : pour définition du nombre d'EPF à installer et de leur profondeur et pour l'interprétation des résultats si une comparaison avec les prélèvements conventionnels est recherchée

MISE EN ŒUVRE SUR SITE

1. **Transport et stockage** : en milieu réfrigéré. Les échantillonneurs iFLUX sont fournis dans un sac zip individuel portant leur numéro de série
2. **Installation** :
 - ⇒ ouvrir le piézomètre,
 - ⇒ se munir de gants en nitrile et manipuler les EPF avec précaution,
 - ⇒ ouvrir le sac zip et vérifier le bon état du module,
 - ⇒ introduire les EPF dans le piézomètre, selon leur mode opératoire propre, fourni par le constructeur, puis refermer le piézomètre.

3. Durée d'exposition :

- cartouches permettant le calcul de la vitesse de Darcy des eaux souterraines : la durée d'exposition ne doit pas être trop longue pour que les traceurs ne disparaissent pas complètement,
- cartouches permettant le calcul du flux massique de contaminants : la durée d'exposition doit être suffisamment longue pour atteindre les limites de quantification mais pas trop longue afin de ne pas saturer l'adsorbant. Elle dépend donc du niveau de contamination de la zone investiguée.

4. Retrait :

- se munir de gants en nitrile, des sacs zip individuels portant les numéros de série des EPF le cas échéant et des glacières fournis par le constructeur,
- ouvrir le piézomètre, retirer les EPF selon leur mode opératoire propre, fourni par le constructeur,
- placer les EPF dans leurs sacs zip individuels portant leurs numéros de série le cas échéant puis dans un milieu réfrigéré (glacière),
- refermer le piézomètre.

5. Transport et stockage après prélèvement : le module est retourné au fournisseur pour analyse, conservé en milieu réfrigéré.



AVANTAGES

- ◆ Facilité et rapidité d'installation et de retrait
- ◆ Résultats intégrant les variations temporelles de vitesse de Darcy d'écoulement des eaux souterraines, de flux massiques de contaminants et de concentrations
- ◆ Prise en compte des variations sur la verticale grâce à des mesures en multi-niveaux possibles
- ◆ Flux massiques de contaminants plus fins que lors du calcul par l'approche globale : caractérisation plus fine du site



LIMITES

- ◆ Expositions longues : dégradation des composés fixés possible
- ◆ Problème d'interprétation des résultats si changement de direction d'écoulement des eaux souterraines
- ◆ Pas d'information sur les niveaux non interceptés
- ◆ Sorption compétitive ou limitée par la diffusion peut limiter la capacité des échantillonneurs passifs à retenir certains contaminants
- ◆ Cartouches non interprétables si traceurs ont complètement disparus ou si l'adsorbant est saturé (dimensionnement initial erroné)



L'ADEME EN BREF

L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME) participe à la mise en œuvre des politiques publiques dans les domaines de l'environnement, de l'énergie et du développement durable. Elle met ses capacités d'expertise et de conseil à disposition des entreprises, des collectivités locales, des pouvoirs publics et du grand public, afin de leur permettre de progresser dans leur démarche environnementale. L'Agence aide en outre au financement de projets, de la recherche à la mise en œuvre et ce, dans les domaines suivants : la gestion des déchets, la préservation des sols, l'efficacité énergétique et les énergies renouvelables, les économies de matières premières, la qualité de l'air, la lutte contre le bruit, la transition vers l'économie circulaire et la lutte contre le gaspillage alimentaire.

L'ADEME est un établissement public sous la tutelle conjointe du ministère de la Transition Écologique et Solidaire et du ministère de l'Enseignement Supérieur, de la Recherche et de l'Innovation.

ADEME



Agence de l'Environnement
et de la Maîtrise de l'Énergie

LES COLLECTIONS DE L'ADEME



ILS L'ONT FAIT

L'ADEME catalyseur : Les acteurs témoignent de leurs expériences et partagent leur savoir-faire.



EXPERTISES

L'ADEME expert : Elle rend compte des résultats de recherches, études et réalisations collectives menées sous son regard.



FAITS ET CHIFFRES

L'ADEME référent : Elle fournit des analyses objectives à partir d'indicateurs chiffrés régulièrement mis à jour.



CLÉS POUR AGIR

L'ADEME facilitateur : Elle élabore des guides pratiques pour aider les acteurs à mettre en œuvre leurs projets de façon méthodique et/ou en conformité avec la réglementation.



HORIZONS

L'ADEME tournée vers l'avenir : Elle propose une vision prospective et réaliste des enjeux de la transition énergétique et écologique, pour un futur désirable à construire ensemble.

www.ademe.fr

